



Universidad de la República
Facultad de Ciencias



UNIVERSIDAD
DE LA REPUBLICA
URUGUAY

TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO
DE LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**ESTUDIO COMPARATIVO DE ECOSISTEMAS LÓTICOS DE
CUENCAS CON USOS AGROPECUARIOS CONTRASTANTES
MEDIANTE FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO DE CARBONO Y
NITRÓGENO**

BACH. CECILIA ALEJANDRA SUÁREZ-PIREZ

Tutor: Dr. Leonidas Carrasco-Letelier.

Programa de Producción y Sustentabilidad Ambiental

INIA La Estanzuela, Uruguay.

Tribunal:

Dra. Laura Rodríguez Graña

Dr. Pablo Muniz Maciel

Montevideo, Uruguay

Setiembre 2011

Tabla de contenido

1.- RESUMEN.....	3
2.- INTRODUCCIÓN	4
2.1.- Teoría del río continuo.	4
2.2.- Uso del suelo en Uruguay.....	5
2.3.- Regionalización del Uruguay.	6
2.4.- Estudio de tramas tróficas acuáticas.....	7
2.5.- Isótopos estables.....	8
3.- HIPÓTESIS	10
4.- OBJETIVOS	11
5.- MATERIALES Y MÉTODOS	11
5.1.- Sitio de estudio.	11
5.2.- Colecta de muestras.....	12
5.3.- Determinación de composición isotópica.	14
5.4.- Estudio de Diversidad (H), Equitatividad (J) y Posición Trófica (PT).	15
6.- RESULTADOS.....	16
6.1.- Caracterización general de los sistemas estudiados.	16
6.2.- Especies compartidas y exclusivas.....	17
6.3.- Fraccionamiento del carbono.	19
6.4.- Fraccionamiento del nitrógeno.....	19
6.5.- Diversidad y Equitatividad.....	21
6.6.- Posición trófica.....	22
7.- DISCUSIÓN	23
8.- CONCLUSIONES	24
9.- CONSIDERACIONES FINALES	25
10.- REFERENCIAS	26

1.- RESUMEN

Los cambios en la calidad de los sistemas fluviales permiten evaluar los efectos de los procesos naturales y/o antrópicos que ocurren en el área de drenaje de la cuenca. Estos cambios perturban los flujos de materia y energía, lo cual conlleva a efectos en las relaciones estructurales y funcionales del sistema fluvial. En el presente estudio se han utilizado los isótopos estables como herramienta para analizar los impactos de los distintos usos del suelo sobre la estructura trófica de dos sistemas acuáticos lóticos en el litoral Oeste del Uruguay; uno perteneciente a una microcuenca con cobertura forestal comercial (*Eucalyptus sp.*) y otro asociado a una microcuenca de uso agrícola-ganadero. En cada sistema se colectaron muestras de: vegetación terrestre, macrofitas, perifiton, fitoplancton, invertebrados y peces. Las muestras fueron liofilizadas y se cuantificó la relación de isótopos estables del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Se encontraron tres especies de macrofitas, seis familias de invertebrados y tres especies de peces en común para ambas microcuencas. La señal isotópica para $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de la trama trófica del sistema forestal indicaría que si bien el eucalipto formaba parte de dicho ecosistema, no era el principal ítem alimentario para las especies que allí ocurrían. Los altos valores de $\delta^{15}\text{N}$ hallados en la microcuenca agrícola pudieron deberse a un enriquecimiento del nitrógeno disponible debido a los fertilizantes volcados en dicha microcuenca; ya que el nitrógeno derivado de fertilizantes inorgánicos genera variación en el $\delta^{15}\text{N}$ de la biota presente en el curso. La Posición Trófica (PT) de los ecosistemas mostró cuatro niveles para ambos casos. Sin embargo, la PT de los individuos de la trama trófica de la microcuenca forestal evidenció un solapamiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los distintos grupos muestreados, lo que se podría deber a una contaminación por nitrógeno de las muestras y/o a la presencia de individuos consumidores con dieta omnívora; organismos con este tipo de dieta generan un solapamiento entre niveles tróficos, debido a que consumen ítems alimentarios con distinto valor de $\delta^{15}\text{N}$.

2.- INTRODUCCIÓN

Los ríos son sistemas complejos caracterizados por una alta conectividad y complejidad espacial, su funcionamiento está estrechamente ligado a los componentes abióticos y bióticos del ecosistema (Sabater y Elozegi, 2009). Es así que los cambios en la calidad de los sistemas fluviales permiten evaluar, en forma holística e integrada, los efectos de los procesos naturales y/o antrópicos que ocurren en el área de drenaje de la cuenca, ya sea por cambios en el uso del suelo, modificaciones físicas del cauce, y/o alteración en los flujos de nutrientes (Carpenter et al., 1998). Estos cambios provocan perturbaciones en los flujos de materia y energía, lo cual conlleva a efectos en las relaciones estructurales y funcionales del sistema fluvial (Jarvie et al., 1998). Las actividades antrópicas de producción reducen los bienes y servicios ecosistémicos del ambiente afectado, siendo las principales amenazas las alteraciones físicas y la contaminación, al superarse la capacidad de carga del ecosistema (PNUMA, 2003). De forma particular, los agro-ecosistemas consisten en una simplificación de las relaciones funcionales y estructurales del sistema original, en el que las deficiencias en energía y materia son compensadas mediante acciones de subsidio (riego, fertilización, eliminación de consumidores no deseados, etc.) (Matson et. al., 1997; Power, 2010). Esta situación genera sistemas aparentemente estables y sostenibles a escala predial, con costos ambientales que escapan a esta definición artificial del paisaje (Allan, 2004).

2.1.- Teoría del río continuo.

Al estudiar un ecosistema notamos que su producción primaria depende tanto de la fuente de energía (radiación solar) como de las características abióticas del sistema (clima, disponibilidad de nutrientes, nivel de acidez, etc.), condiciones que modulan la calidad y cantidad de la producción de materia orgánica (Renofalt y Nilsoon, 2008). En el caso particular de los ecosistemas acuáticos, la materia orgánica puede tener dos orígenes (autóctono o alóctono), cuya relevancia es progresivamente diferente a lo largo del cauce de un río, según la "Teoría del Río Continuo" (TRC) (Vannote et al., 1980). Ejemplo de esto son los ríos de orden uno a tres que presentan su cauce cubierto por vegetación de ribera. El aporte de materia orgánica alóctona es significativo en comparación con el aporte de los productores primarios (perifiton, fitoplancton, algas y macrófitas), debido a que la producción primaria se encuentra limitada en el acceso a la luz. Por el contrario, ríos de orden mayor a seis presentan de forma relativa un aporte

menor de la vegetación riparia en comparación con su producción primaria, lo cual genera una estructuración diferenciada de la trama trófica a lo largo del río (Vannote et al., 1980). La validez de esta teoría desarrollada para ríos de cuencas forestales con cabeceras de montaña en América del Norte, es parcialmente aplicable en diferentes contextos. Un ejemplo de ello es el trabajo de Greathouse y Pringle (2006), quienes encontraron que no todos los grupos funcionales de macroinvertebrados se ajustan a las predicciones de la TRC, por lo cual es necesario un ajuste/adaptación de la teoría para su aplicación en zonas con características ecosistémicas diferentes.

2.2.- Uso del suelo en Uruguay.

En el Uruguay la segunda Ley forestal (Ley N°15.939 de 1987) definió zonas de prioridad forestal con exoneración de impuestos, sumado al otorgamiento de subsidios y créditos para el desarrollo de los cultivos forestales (Morales y Siry, 2009). Esto generó en la última década, que en nuestro país la superficie con plantaciones forestales se incrementara de 45 mil ha (1985) a 800 mil ha (2009), siendo cuatro los departamentos (Río Negro, Paysandú, Tacuarembó y Rivera) que poseen la mayor concentración de hectáreas forestadas (DIEA-MGAP, 2010). Este cambio en el uso del suelo se ha realizado a expensas de una reducción en los suelos dedicados a pasturas permanentes. La mayor intensidad ocurre en el litoral Oeste, debido a los cultivos de corta rotación (nueve años) destinados a la producción de pulpa de celulosa; en esta zona el Departamento de Río Negro presenta más de 80 mil ha forestadas, siendo el cuarto departamento del país con mayor superficie dedicada a esta producción (DGF-MGAP, 2005).

Este cambio en el uso de la tierra tiene efectos sobre los ecosistemas, los cuales han sido evaluados por distintos estudios llevados a cabo en nuestro país. Se han identificado cambios en la biogeoquímica y bioquímica de los suelos (Carrasco-Letelier et. al., 2004; Delgado et. al., 2006; Cespedes-Payret, 2007). Asimismo, estudios hidrológicos han identificado una acidificación y una disminución de la alcalinidad en cursos de agua superficiales asociados a plantaciones forestales (Silveira et. al., 2006; Farley et. al., 2008).

En este contexto, las áreas no forestadas de las cuencas del litoral Oeste dedicadas a agricultura de secano, sufrieron dos cambios importantes: (1) la sustitución del laboreo

“convencional” por la siembra directa, con el concomitante incremento de la intensidad de uso de los suelos y del uso de productos fitosanitarios; y (2) el reemplazo del sistema de rotación con pasturas por un sistema dominante soja-trigo o soja-soja (DIEA-MGAP, 2008). Esta situación se ve reflejada en el incremento de los cultivos de soja en la última década, que pasó de 8 mil ha (1999) a 800 mil ha (2009) (DIEA-MGAP, 2010). Esta situación ha incrementado el riesgo de erosión y exportación de materia orgánica a los cursos de agua asociados (Blum, 2008).

2.3.- Regionalización del Uruguay.

Se han identificado tres ecoregiones para Uruguay, según Abell et al. (2008), que son de interés para estudios de cuencas en nuestro país. Estas son:

- (1) Ecoregión Bajo Uruguay (332)¹, la cual abarca los Departamentos de Artigas, Salto, Paysandú, Río Negro, Soriano, Flores, Durazno, Tacuarembó y Rivera;
- (2) Ecoregión Bajo Paraná (345)², que comprende los Departamentos de Colonia, San José, Montevideo, Canelones y Florida; y
- (3) La ecoregión Laguna de los Patos (334)³, con los Departamentos de Cerro Largo, Treinta y Tres, Lavalleja, Maldonado y Rocha (Figura 1).



Figura 1: División de Uruguay en las ecoregiones de agua dulce identificadas por Abell et al. (2008).

1, 2 y 3: Nombre y número que identifica cada una de las ecoregiones de agua dulce para Uruguay según Abell et al. (2008).

De las regiones mencionadas, las cuencas mayormente estudiadas por ser fuentes de agua potable, por ser utilizadas para la recreación y turismo, por poseer una alta diversidad y/o ser especialmente susceptibles a los efectos antrópicos son:

- (1) Cuenca del Río Uruguay (CARU, 1994; 1998; 2007) en la ecorregión 332;
- (2) Zona estuarial del Río de la Plata (ecoregión Bajo Paraná, 345) (Boschi, 1988; Mianzan et al., 2001; Jaureguizar et al., 2003; Plan Estratégico EcoPlata, 2006; Defeo et. al., 2009); y
- (3) Lagunas costeras (ecoregión Laguna de los Patos, 334) (Conde et al., 1999; García-Rodríguez, 2001; Loureiro y García, 2006; Bonilla et al., 2006).

Los estudios mencionados de aguas superficiales han evaluado aspectos relevantes de la salud del ecosistema. Sin embargo, los efectos de los cambios en la cobertura vegetal en el pasaje de pasturas para ganado a plantaciones forestales, han sido poco estudiados; no teniéndose conocimiento sobre las potenciales consecuencias que este cambio en el uso de suelo puede generar en el funcionamiento de los ecosistemas lóticos. Basados en la TRC, la alteración de los flujos de materia y energía en la cuenca, debido al cambio de uso del suelo, debería ser expresada en la trama trófica del ecosistema acuático.

2.4.- Estudio de tramas tróficas acuáticas.

El concepto de trama trófica simplifica la red de interacciones que ocurren en una comunidad, donde generalmente las interacciones depredador-presa son representadas de forma vertical y las interacciones de competencia de forma horizontal. En los ecosistemas acuáticos se suele identificar cuatro niveles tróficos: (1) descomponedores (bacterias), (2) productores primarios (plantas acuáticas), (3) consumidores primarios (herbívoros) y (4) consumidores secundarios (carnívoros). Si bien esta separación en función de sus roles tróficos es de gran utilidad para su estudio, muchas veces se hace difícil asignar un nivel trófico a un organismo, ya que muchos de éstos eligen qué comer en base al tamaño de su presa y no por su rol trófico. Para un estudio detallado de la transferencia de energía y materia en ecosistemas fluviales es necesario una buena identificación de todos sus niveles tróficos y sus interacciones (Lampert y Sommer, 2007).

El estudio de tramas tróficas en sistemas acuáticos puede abordarse con tres estrategias diferentes: (1) análisis del contenido estomacal, (2) balance de masas de carbono o energía y (3) determinación de los cambios en el enriquecimiento de isótopos estables.

El análisis del contenido estomacal consiste en determinar la fuente principal de alimento de un individuo; permitiendo la identificación de la variedad y calidad de la dieta de los individuos analizados. Sus principales desventajas son: la sobrestimación de la biomasa consumida, existencia de elementos ingeridos eventualmente o irreconocibles, y dietas asociadas a la disponibilidad estacional lo cual implica estudios de largo plazo (Hershey et al., 1996).

Los estudios de balance de masas de carbono o energía permiten entender la dinámica de un sistema mediante la identificación de las fuentes (autóctonas y alóctonas) y los destinos de su materia orgánica. En un tramo del curso de agua se determina: (1) la cantidad de masa seca importada (depositada y transportada); (2) la materia orgánica almacenada por el curso; (3) el consumo metabólico por respiración; y (4) la materia orgánica exportada. Este método requiere un seguimiento de las diferentes estaciones del año al igual que el método anterior, ya que la oferta y calidad de la materia orgánica varía a lo largo del año (Hershey et al., 1996).

Los estudios de tramas tróficas mediante cuantificación de isótopos estables evalúan los cambios en la abundancia relativa de éstos en los diferentes organismos que componen el ecosistema. Como la composición isotópica de cada elemento varía de forma predecible en su ciclo a través de la biosfera, su cuantificación permite inferir la relación de cada individuo con el resto de los integrantes del ecosistema (Peterson y Fry, 1987; Post, 2002; Fry, 2008).

2.5.- Isótopos estables.

Menos del 10% de los isótopos (átomos de un elemento con diferente número másico) conocidos son estables; el resto es inestable, es decir radiactivos. Según la diferencia en el número de neutrones presentes en el núcleo, los isótopos se distinguen como livianos, aquellos con un número menor de neutrones, y pesados, aquellos con un número mayor de neutrones. Esta diferencia genera que en las reacciones químicas y que en los procesos físicos los isótopos estables pesados sean concentrados; proceso al cual se le denomina fraccionamiento (Vander Zanden y Rasmussen, 2001; Fry, 2008).

Los elementos más empleados en estudios con isótopos estables son: carbono (C),

hidrógeno (H), nitrógeno (N), oxígeno (O) y azufre (S). De los cuales, los más utilizados en ecología han sido los del carbono y del nitrógeno. En el caso del carbono, sus isótopos estables ^{13}C y ^{12}C son denominados isótopos pesado y liviano, respectivamente; los cuales en la naturaleza se encuentran en una abundancia del 98,3% para ^{12}C y 1,07% para el ^{13}C . La alteración de esta relación permite el estudio de las vías de transferencia de la materia orgánica en la red trófica, ya que en cada proceso trófico sucesivo existe una discriminación isotópica del 0,4‰ para el carbono (Post, 2002). En forma similar, y complementaria, los isótopos estables del nitrógeno empleados en estudios ecológicos son el ^{15}N y ^{14}N ; respectivamente denominados isótopos pesado y liviano. Donde el isótopo ^{15}N posee una abundancia natural inferior al 1%. Los isótopos estables de nitrógeno, también son discriminados en los procesos tróficos, lo cual genera un segundo patrón de fraccionamiento en los organismos de la trama trófica estudiada. Vander Zanden y Rasmussen (1996) han estimado en laboratorio, la existencia de un enriquecimiento del 3,4‰ en la relación isotópica del ^{15}N , para cada paso de la trama alimentaria.

Estos fraccionamientos (empobrecimientos y enriquecimientos isotópicos) que existe en los sucesivos procesos tróficos permiten analizar la estructura y dinámica de los ecosistemas, mediante la integración de conocimientos sobre los niveles e interacciones tróficas (Peterson y Fry, 1987). Existe un amplio número de estudios que aplican los isótopos estables para la determinación de dietas y tramas tróficas, tanto en sistemas terrestres como acuáticos (Peterson y Fry, 1987; Cabana y Rasmussen, 1996; Hansson et al., 1997; Robbins et al., 2005). En este contexto, el empleo de esta herramienta ha permitido cuantificar valores útiles en estudios de ecosistemas lóticos. Por ejemplo, Bateman y Kelly (2007) han determinado que el valor medio de $\delta^{15}\text{N}$ de los fertilizantes nitrogenados industriales utilizados en plantaciones agrícolas es 0,2 ‰. Asimismo, en el Uruguay Céspedes-Payret (2007) ha determinado la señal isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ en el mantillo de una parcela con plantación forestal de 30 años de antigüedad (-29,48 ‰) así como en una parcela de pradera (-17,74 ‰) de igual antigüedad.

Estos antecedentes, por lo tanto, permiten el estudio de tramas tróficas en nuestros sistemas lóticos. En este trabajo se plantea la determinación de isótopos estables como herramienta para analizar los impactos de los distintos usos del suelo sobre las composiciones tróficas de dos ecosistemas acuáticos en el departamento de Río Negro;

uno perteneciente a una cuenca agropecuaria con cobertura forestal comercial (*Eucalyptus sp.*) y otro asociado a una cuenca de uso agrícola-ganadero. Mediante esta estrategia estaríamos brindando una caracterización de una de las ecoregiones que integran el Uruguay desde una alternativa aún no explorada.

3.- HIPÓTESIS

Hipótesis 1.

Los cambios de uso del suelo son procesos que alteran los flujos de materia y energía ecosistémicos, alteraciones que pueden afectar la estructura trófica de los sistemas acuáticos asociados. Por lo cual, es esperable que el cambio de actividad (pasaje a monocultivos menos diversos, en términos espaciales y temporales, como las cuencas forestadas con *Eucalyptus sp.*) tenga como consecuencia una reducción de la complejidad estructural de la trama trófica (disminución de la diversidad, equitatividad y niveles tróficos), si esta es comparada con una trama trófica de una cuenca con uso agrícola-ganadero.

Hipótesis 2.

Las plantaciones de *Eucalyptus sp.* generan en el ecosistema terrestre una materia orgánica con valor de $\delta^{13}\text{C}$ empobrecido; debido al bajo valor del mantillo del eucalipto y a la baja discriminación isotópica del carbono. Por lo cual, es esperable que el registro de $\delta^{13}\text{C}$ de los organismos acuáticos de la cuenca forestada presenten valores empobrecidos si se los compara con los registrados en una cuenca con uso agrícola-ganadero.

Hipótesis 3.

El mayor uso de fertilizantes industriales en la producción agrícola-ganadera, comparado con plantaciones de *Eucalyptus sp.*, implica un aporte de nitrógeno a la cuenca con valores enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$. Por lo cual, es esperable que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos acuáticos de la cuenca agrícola estén enriquecidos comparados con los del sistema forestal.

4.- OBJETIVOS

General.

Caracterización de las tramas tróficas de dos ecosistemas acuáticos lóticos ubicados en dos microcuencas, una con uso del suelo forestal y otra con uso del suelo agrícola-ganadero, mediante la determinación de la composición isotópica de carbono y nitrógeno del perifíton, fitoplancton, invertebrados, macrófitas y peces muestreados en cada microcuenca.

Específicos.

- (1) Identificación de las especies compartidas y exclusivas entre los ecosistemas acuáticos lóticos de ambas microcuencas.
- (2) Cuantificación de la relación de isótopos estables del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) para cada especie colectada en cada uno de los ecosistemas acuáticos lóticos de ambas microcuencas.
- (3) Cuantificación de la relación de isótopos estables del nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) para cada especie colectada en cada uno de los ecosistemas acuáticos lóticos de ambas microcuencas.
- (4) Determinación de la Diversidad (H) y Equitatividad (J) de invertebrados y de peces en cada uno de los ecosistemas acuáticos lóticos de ambas microcuencas.
- (5) Determinación de la posición trófica (PT) de cada una de las especies colectadas en los ecosistemas acuáticos lóticos de ambas microcuencas.

5.- MATERIALES Y MÉTODOS

5.1.- Sitio de estudio.

El área de estudio se localizó en la ecoregión 332, en el departamento de Río Negro (Figura 2). La microcuenca forestal escurre hacia el arroyo Sauce, perteneciente a la cuenca del A° Sanchez Grande; dicha microcuenca es de orden cuatro (Strahler, 1964), tiene un área de 41 km² y presenta un 41% de su superficie cubierta por plantaciones de *Eucalyptus sp.* (1-20 años de edad). Mientras que la microcuenca contrastante corresponde al arroyo de la Palmita, perteneciente a la cuenca del A° Don Esteban Grande; también es de orden cuatro, abarca una superficie de 48 km² y presenta un uso

agrícola-ganadero (Giraldez et. al., 2009).

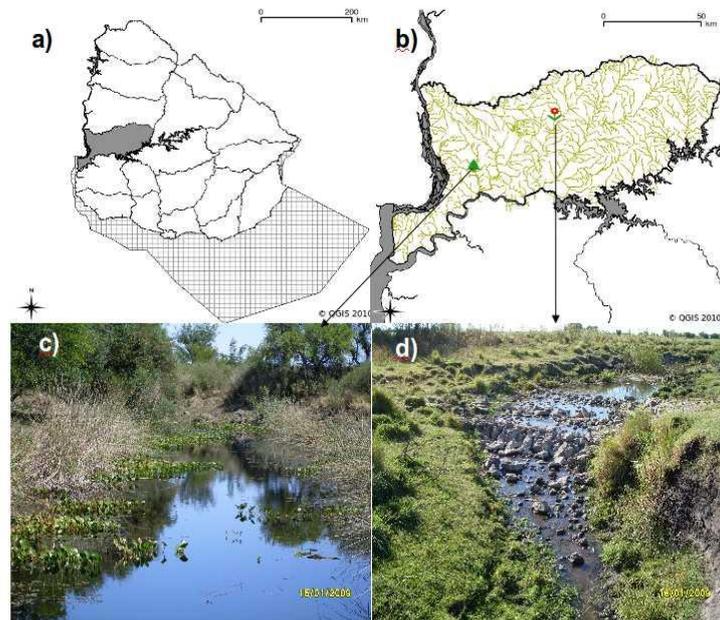


Figura 2: Área de estudio. a) Departamento de Río Negro (en gris); b) Cursos de agua superficiales del departamento de Río Negro y microcuencas muestreadas, forestal (verde) y agrícola (rojo); c) Foto del A° Sauce (microcuenca forestal); d) Foto del A° de la Palmita (microcuenca agrícola).

5.2.- Colecta de muestras.

En el mes de enero del año 2009 en cada curso de agua por única vez se tomo un tramo de 100 m y se caracterizaron los microhábitats presentes. Se colectaron muestras de (en el orden que se las presenta): plantas terrestres de la ribera del curso de agua; perifiton, fitoplancton, invertebrados, macrofitas y peces presentes en cada curso de agua. La colecta se realizó en dirección opuesta al flujo de agua, para evitar la perturbación de los siguientes puntos a muestrear, y de la zona litoral al centro del curso. El muestreo realizado fue de tipo cualitativo y no cuantitativo, teniendo como meta la obtención de un representante de cada especie presente en cada curso de agua.

- Caracterización de cada curso de agua: se realizó una transecta a lo ancho del curso en cinco puntos distribuidos a lo largo de los 100 m (cada 25 m). En cada transecta se hizo una caracterización en cinco puntos (en cada orilla, a los 25, 50 y 75% del ancho) dónde se registraron: profundidad, tipo de sustrato, vegetación riparia y acuática.
- Perifiton: cada 25 m del tramo seleccionado, se raspó la superficie de tres macrófitas y tres zonas con sustrato rocoso seleccionados al azar. Posteriormente se almacenaron integrando el perifiton recolectado del todo el tramo en un único frasco de vidrio, el cual fue preservadas a 4° C para su transporte al laboratorio donde posteriormente se congeló.
- Fitoplancton: con una botella muestreadora, se colectaron cinco muestras independientes de agua subsuperficial, cada una fue tomada cada 25 m del tramo seleccionado; se integraron en una única muestra que luego se filtró con tamiz de malla de 50 µm y posteriormente por filtro GF/C previamente quemado. El filtro fue conservado a 4°C en papel aluminio para su transporte al laboratorio donde posteriormente se congeló.
- Invertebrados: su colecta se realizó sin incorporar el sedimento con cono con tela de poro de 500 µm. Cada 25 m del tramo seleccionado, se realizaron tres arrastres consecutivos: en su zona profunda, en el litoral y en zona con macrófitas (si correspondía). Los organismos colectados fueron colocados en cubetas plásticas con agua del curso para su separación según su morfotipo. Posteriormente fueron colocados en botellas plásticas según su morfotipo y se mantuvieron allí por 24 horas con agua del curso para que evacuaran el contenido estomacal, eliminando lo último que habían ingerido y de forma tal que para el análisis solo se cuantificara el contenido isotópico de sus tejidos. Fueron conservados a 4°C para su transporte al laboratorio, donde se identificaron mediante claves taxonómicas. Para cada especie identificada seis individuos fueron seleccionados y colocados en un mismo frasco de vidrio; cada especie identificada fue tratada por separado.
- Macrófitas: fueron recolectadas a mano tomando muestras independientes (hojas y tallos frescos) de las taxa de macrófitas presentes en cada curso de agua, se limpió su superficie con agua destilada para evitar la contaminación de la muestra y cada una se preservó en bolsa de nylon; cada especie identificada fue congelada y tratada por separado.

- Peces: se llevó a cabo con pesca eléctrica (equipo Hans-Grassl GmbH IG600, Alemania), realizando tres barridas consecutivas de los 100 m del curso de agua. Los individuos recolectados se preservaron en bolsas de nylon por separado. Fueron conservados a 4°C para su transporte al laboratorio, donde se identificaron mediante claves taxonómicas. Para las especies de peces mayores a 3 cm se extrajo una muestra de músculo dorso-lateral y se almacenó en frasco de vidrio para su posterior congelación, tratando cada especie por separado. Para las especies que presentaron individuos de menor tamaño se seleccionaron seis individuos y fueron colocados en un mismo frasco de vidrio; cada especie identificada fue congelada y tratada por separado.

Todas las muestras ya congeladas en sus respectivos contenedores fueron liofilizadas (Labconco, freezezone 4.5) tratando cada especie por separado; este proceso extrae el agua de los tejidos mediante el secado de los mismos en frío. Dichas muestras fueron almacenadas a 4°C hasta la determinación de la composición isotópica.

5.3.- Determinación de composición isotópica.

Las muestras liofilizadas se enviaron al SINLAB (Stable Isotopes in Nature Laboratory), del Canadian Rivers Institute (Universidad de New Brunswick, Canadá), por DHL a 4°C para su preservación, tratando cada especie por separado (cada una en su respectivo contenedor) para evitar su contaminación; llegaron al laboratorio en un tiempo aproximado de 48 hs. En el SINLAB cada especie por separado fue triturada en mortero, utilizando guantes y entre cada muestra los instrumentos fueron lavados con agua y etanol. Para cada especie animal se utilizó un total de 0,200 mg (peso seco) de tejido, en el caso de tejidos vegetales se utilizó un total de 1,000 mg (peso seco) para cada especie. Cada especie fue analizada con un espectrómetro de masas (Finnigan Delta Plus mass spectrometer y Finnigan Delta Plus XP mass spectrometer), cuantificándose la relación de isótopos estables del carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) a partir de su tejido seco. La abundancia específica de los isótopos estables fue expresada en unidades de partes por mil (‰) simbolizado con la letra delta (δ), tanto para C como para N, basados en la ecuación:

$$\delta = \left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right) \times 1000$$

donde R_{muestra} es la relación molar entre el isótopos pesados (p.e. ^{15}N) y liviano (p.e. ^{14}N) de la muestra; el $R_{\text{estándar}}$ se refiere a una proporción estándar de material aceptada internacionalmente, la cual es específica y diferente para cada isótopo analizado (Vienna Pee Dee Belemnita para $\delta^{13}\text{C}$ y nitrógeno atmosférico para $\delta^{15}\text{N}$). Un mayor valor de proporción isotópica, o δ , generalmente indica que la muestra es más pesada y, consecuentemente, más positiva en su valor δ relativo al material estándar (Vander Zanden et. al., 1999).

5.4.- Estudio de Diversidad (H), Equitatividad (J) y Posición Trófica (PT).

Se calculó la diversidad y equitatividad de la comunidad de peces y de la comunidad de invertebrados en cada ecosistema acuático lotico estudiado.

Para estimar la diversidad se utilizó el índice de Shannon y Wiener (1949):

$$H' = -\sum(p_i) \times \ln(p_i)$$

Donde p_i es la abundancia relativa de cada especie encontrada (número de individuos de la especie i sobre el total de individuos encontrados).

La equitatividad de cada sistema estudiado se determinó en base al índice de Pielou (1979):

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

Donde H' es el índice de Shannon y Wiener; H'_{max} es el logaritmo natural de la riqueza (S: número de especies encontradas).

En el caso de la comunidad de peces los índices de diversidad y equitatividad se determinaron en función de las especies encontradas. Sin embargo, en el caso de los invertebrados el nivel taxonómico de identificación fue dispar, no fue posible en todos los casos llegar al nivel de especie. Por lo cual, los índices se calcularon en base a cada invertebrado identificado tomándolo como una morfoespecie. El concepto de morfoespecie es una herramienta útil para una rápida evaluación de la biodiversidad. Este concepto se refiere a la separación de taxa basándose en características fácilmente observables (Oliver y Beattie, 1996).

La posición trófica se calculó en base a la siguiente ecuación:

$$PT = [(\delta^{15}N_{\text{muestra}}) - (\delta^{15}N_{\text{basal}})] / 3,4\text{‰} + 2$$

Donde $\delta^{15}N_{\text{muestra}}$ es la relación molar entre el isótopo pesado (^{15}N) y liviano (^{14}N) de la muestra a la que se le calculará la PT; $\delta^{15}N_{\text{basal}}$ se refiere al valor basal de nitrógeno elegido en la trama trófica; 3,4‰ es el enriquecimiento de $\delta^{15}N$ por nivel trófico; 2 es la posición trófica estimada para los consumidores primarios. Para el cálculo de la PT se eligió como valor basal el $\delta^{15}N$ del consumidor primario *Littoridina sp.*, gasterópodo presente en ambas cuencas; debido a que su mayor tamaño corporal y longevidad dan una señal menos variable con las estaciones del año; evitando la variación que pueden presentar los pequeños productores primarios acuáticos como el perifiton o fitoplancton (Cabana y Rasmussen, 1996; Vander Zanden y Rasmussen, 1999; Post, 2002).

6.- RESULTADOS

6.1.- Caracterización general de los sistemas estudiados.

El arroyo Sauce (microcuenca forestal) presentó en el tramo de 100 m seleccionado una profundidad media de $1,30 \pm 0,21$ m, su ancho promedio fue de $3 \pm 0,77$ m, con un sustrato barroso. La vegetación en ambas orillas estuvo compuesta por: gramíneas (dos especies de la familia Poaceae); hierbas (*Cynara cardunculus*, *Eryngium vulgare*), arbustos (*Eupatorium bunifolium*, *Polygonum punctatum*) y árboles (*Gleditsia triacanthos*, *Eucalyptus sp.*). La vegetación acuática ocupaba el 80% del curso de agua y estaba representado por las especies: *Schoenoplectus californicus*, *Eichhornia azurea*, *Myriophyllum aquaticum*, *Echinodorus sp.*, *Ludwigia sp.* y *Potamogeton sp.*

Mientras que el arroyo de la Palmita (microcuenca agrícola) presentó distintos microhábitats en los que variaba el ancho, profundidad, sustrato de fondo y vegetación de orilla, marcándose dos zonas bien diferenciadas. La primera zona presentó un ancho de $1,50 \pm 0,36$ m, profundidad $0,30 \pm 0,12$ m, fondo de piedras, y vegetación de orilla 100% representada por gramíneas y sin vegetación acuática. La segunda zona tenía un ancho de $4 \pm 0,61$ m, una profundidad de $1 \pm 0,19$ m, un sustrato barroso, una vegetación de orilla representada por gramíneas (tres especies de la familia Poaceae), hierbas (*Cynara cardunculus*), y árboles (*Phyllanthus sellowianus*); y vegetación

acuática que ocupaba un 40% del curso (*Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia sp.* y *Hydrocotyle ranunculoides*).

6.2.- Especies compartidas y exclusivas.

Productores terrestres primarios

La especie *Cynara cardunculus* y la familia Poaceae estuvieron presentes en ambas microcuencas. Por el contrario, como productor primario terrestre exclusivo a cada cuenca, se encontró una única especie en la microcuenca agrícola mientras que para la microcuenca forestal cinco (Tabla 1).

Productores primarios acuáticos

Las especies de macrófitas compartidas entre ambas microcuencas fueron tres (*Ludwigia sp.1*, *Myriophyllum aquaticum* y *Schoenoplectus californicus*), presentándose dos especies exclusivas para la microcuenca agrícola y cuatro para la microcuenca forestal (Tabla 1).

Invertebrados

Una especie (*Littoridina sp.*), seis familias (Belostomatidae, Coenagrionidae, Gomphidae, Libellulidae, Palaemonidae y Planorbiidae) y un orden (Trichoptera) se presentaron en ambas microcuencas; mientras que dos especies y cinco órdenes fueron exclusivos para la microcuenca agrícola y cinco fueron los órdenes exclusivos para la microcuenca forestal (Tabla 1).

Peces

Las especies de peces compartidas fueron tres (*Pseudocorinopoma doriae*, *Australoheros scitulus* y *Crenicichla lepidota*), mientras que nueve especies de peces fueron exclusivas de la microcuenca agrícola y once de la forestal (Tabla 1).

Tabla 1: Composición de la trama trófica según el uso del suelo (1: Presencia; 0: Ausencia). En gris se destacan los organismos presentes en ambas microcuencas.

ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	ACRÓNIMO	MICROCUENCA	
						Agrícola	Forestal
Productores primarios terrestres							
Apiales	Apiaceae	Eryngium	vulgare	Cardilla	EV	0	1
Asterales	Asteraceae	Cynara	cardunculus	Cardo	CC	1	1
		Eupatorium	bunifolium	Chirca de campo	EB	0	1
Caryophyllales	Polygonaceae	Polygonum	punctatum		PP	0	1
Fabales	Fabaceae	Gleditsia	triacanthos	Espina de Cristo	GT	1	0
Malpighiales	Phyllanthaceae	Phyllanthus	sellowianus	Sarandí blanco	PS	1	0
Myrtales	Myrtaceae	Eucalyptus			EU	0	1
Poales	Poaceae			Graminea	PO	1	1
Productores primarios acuáticos							
Perifiton					PE	1	1
Fitoplancton					FI	1	1
Alismatales	Alismataceae	Echinodorus			EC	0	1
		Sagittaria	montevicensis	Camalote	SM	0	1
	Potamogetonaceae	Potamogeton		Pasto de agua	POT	0	1
Apiales	Araliaceae	Hydrocotyle	ranunculoides	Redondita de agua	HR	1	0
Commelinales	Pontederiaceae	Eichhornia	azurea	Camalote	EA	0	1
Cyperales	Cyperaceae	Schoenoplectus	californicus	Junco	SC	1	1
Myrtales	Onagraceae	Ludwigia	sp. 1		LU1	1	1
		Ludwigia	sp. 2		LU2	1	0
Saxifragales	Haloragaceae	Myriophyllum	aquaticum	Cola de zorro	MA	1	1
Invertebrados							
Amphipoda				Crustáceo	AM	1	0
Basommatophora	Ancylidae	Gundlanchia		Gastrópodo	GU	1	0
Coleoptera	Elmidae			Cascarudo	EL	1	0
	Hidrophilidae	Hydrophilus		Cascarudo	HY	1	0
Decápoda	Aegliidae			Aegla	AE	1	0
	Palaemonidae			Camarón	PA	1	1
Diptera	Stratiomyidae			Díptero	ST	0	1
Ephemeroptera					EP	0	1
Gastropoda	Hydrobiidae	Littoridina		Gastrópodo	LI	1	1
	Planorbidae			Gastrópodo	PL	1	1
Hemiptera	Belostomatidae			Chinche	BE	1	1
	Notonectidae				NO	0	1
Hirudinea				Sanguijuela	HI	1	0
Odonata	Aeshnidae			Libélula	AES	1	0
	Coenagrionidae			Libélula	CO	1	1
	Gomphidae			Libélula	GO	1	1
	Libellulidae			Libélula	LIB	1	1
Orthoptera	Acrididae			Saltamontes	AC	0	1
Plecoptera	Perlidae				PER	0	1
Tricoptera					TR	1	1
Peces							
Characiformes	Characidae	Astyanax		Mojarra	AS	1	0
		Bryconamericus		Mojarra	BR	1	0
		Cheirodon		Mojarra	CH	0	1
		Hyphessobrycon	meridionalis	Mojarra	HM	0	1
		Hyphessobrycon	uruguayensis	Mojarra	HU	0	1
		Olygosarchus	oligolepis	Dientudo común	OO	0	1
		Pseudocorinopoma	doriae	Mojarra	PD	1	1

	Crenuchidae	Charasidium	rachovii	Violito o mariposita	CR	0	1
	Curimatidae	Cyphocharax	boga	Sabalito	CB	0	1
		Steindachnerina		Sabalito	STE	0	1
	Erythrinidae	Hoplias	malabaricus	Tararira	HOM	0	1
Cyprinodontiformes	Anablepidae	Jeninsia	onca	Overito	JO	1	0
Perciformes	Cichlidae	Australloherus	scitulus	Castañeta	AUS	1	1
		Crenicichla	lepidota	Cabeza amarga	CL	1	1
		Gymnogeophagus		Castañeta	GY	1	0
Siluriformes	Callichthyidae	Corydoras	paleatus	Limpia fondo	CP	0	1
	Heptapteridae	Pimelodella	australis	Bagre roncadador	PIA	0	1
	Loricariidae	Ancistrus		Limpia vidrio	AN	1	0
		Hisonotus		Limpia vidrio	HIS	0	1
		Rineloricaria	longicauda	Vieja de agua	RL	1	0
		Scleronema		Bagre	SCL	1	0
	Pimelodiade	Heptapterus	mustelinus	Bagre anguila	HEM	1	0
Synbranchiformes	Synbranchidae	Synbranchus	marmoratus	Anguila	SYN	1	0

6.3.- Fraccionamiento del carbono.

Los organismos de la microcuenca forestal mostraron diferentes grados de desviación del valor medio de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabla 2), en relación a los valores de la microcuenca agrícola. De esta manera, se encontró un empobrecimiento de 5,2 ‰ de la producción primaria terrestre; un enriquecimiento de 3,3 ‰, 4,5 ‰ y 1,7 ‰ para la producción primaria acuática, los invertebrados y los peces, respectivamente.

Tabla 2: Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ para los cuatro grupos muestreados (productores primarios terrestres, productores primarios acuáticos, invertebrados y peces) de la microcuenca agrícola y forestal.

Grupo	$\delta^{13}\text{C}$ (Prom \pm DS) Agrícola (N° Ind)	$\delta^{13}\text{C}$ (Prom \pm DS) Forestal (N° Ind)
PP terrestres	-23,7 \pm 7,1 (3)	-28,9 \pm 2,8 (2)
PP acuáticos	-27,7 \pm 3,6 (7)	-24,4 \pm 2,7 (9)
Invertebrados	-28,3 \pm 1,7 (15)	-23,8 \pm 3,5 (13)
Peces	-28,6 \pm 1,6 (11)	-26,9 \pm 1,6 (14)

6.4.- Fraccionamiento del nitrógeno.

Los organismos de la microcuenca forestal mostraron una desviación del valor medio de $\delta^{15}\text{N}$ (Tabla 3), en relación a los valores de la microcuenca agrícola. De esta manera, se encontró: un empobrecimiento de 1,4 ‰ para la producción primaria terrestre; un empobrecimiento de 2,4 ‰ de la producción primaria acuática; un empobrecimiento de 6,1 ‰, para los invertebrados; y de 5,5 ‰ para los peces.

Tabla 3: Valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ para los cuatro grupos muestreados (productores primarios terrestres, productores primarios acuáticos, invertebrados y peces) de la microcuenca agrícola y forestal.

Grupo	$\delta^{15}\text{N}$ (Prom \pm DS) Agrícola (N° Ind)	$\delta^{15}\text{N}$ (Prom \pm DS) Forestal (N° Ind)
PP terrestres	$6,7 \pm 3,0$ (3)	$5,3 \pm 2,0$ (2)
PP acuáticos	$7,3 \pm 3,0$ (7)	$4,9 \pm 2,2$ (9)
Invertebrados	$11,9 \pm 2,0$ (15)	$5,8 \pm 2,6$ (13)
Peces	$14,7 \pm 0,9$ (11)	$9,2 \pm 1,4$ (14)

En la figura 3 y 4 se muestran los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las muestras analizadas.

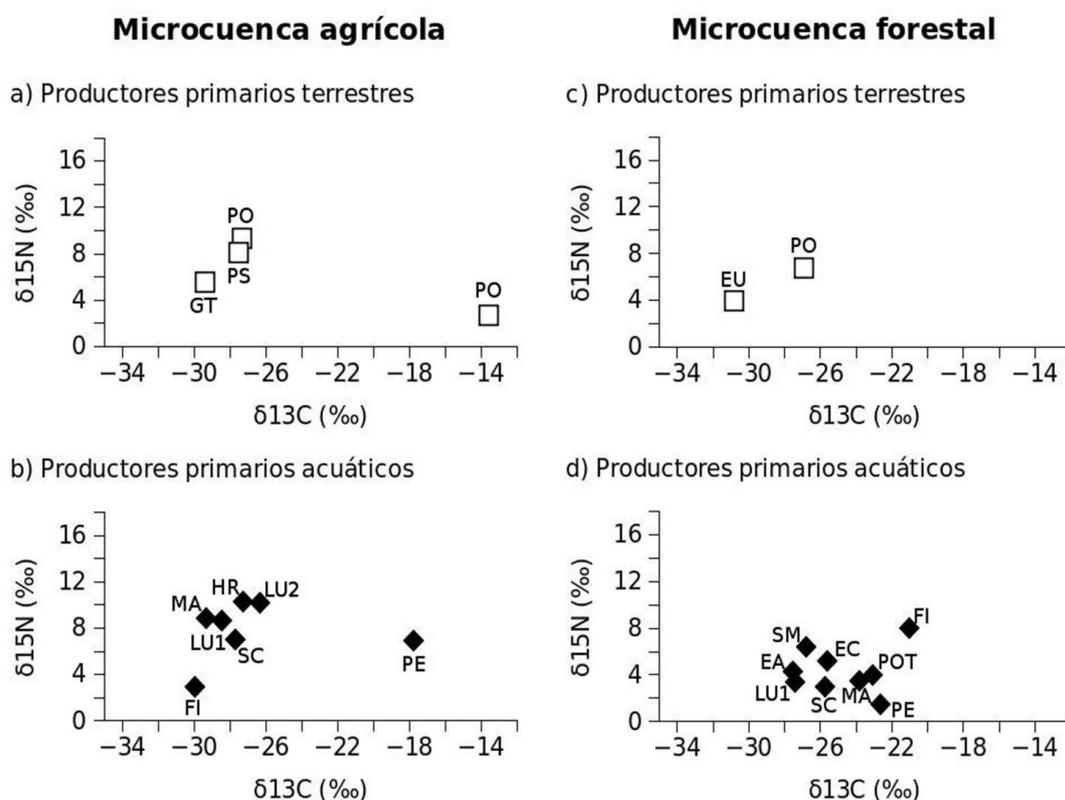


Figura 3: Valores obtenidos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para el grupo de productores en ambas microcuencas: productores primarios terrestres (a) y productores primarios acuáticos (b) de la microcuenca agrícola; productores primarios terrestres (c) y productores primarios acuáticos (d) de la microcuenca forestal. El acrónimo indicado en cada señal corresponde al acrónimo asignado en la tabla 1 para cada especie.

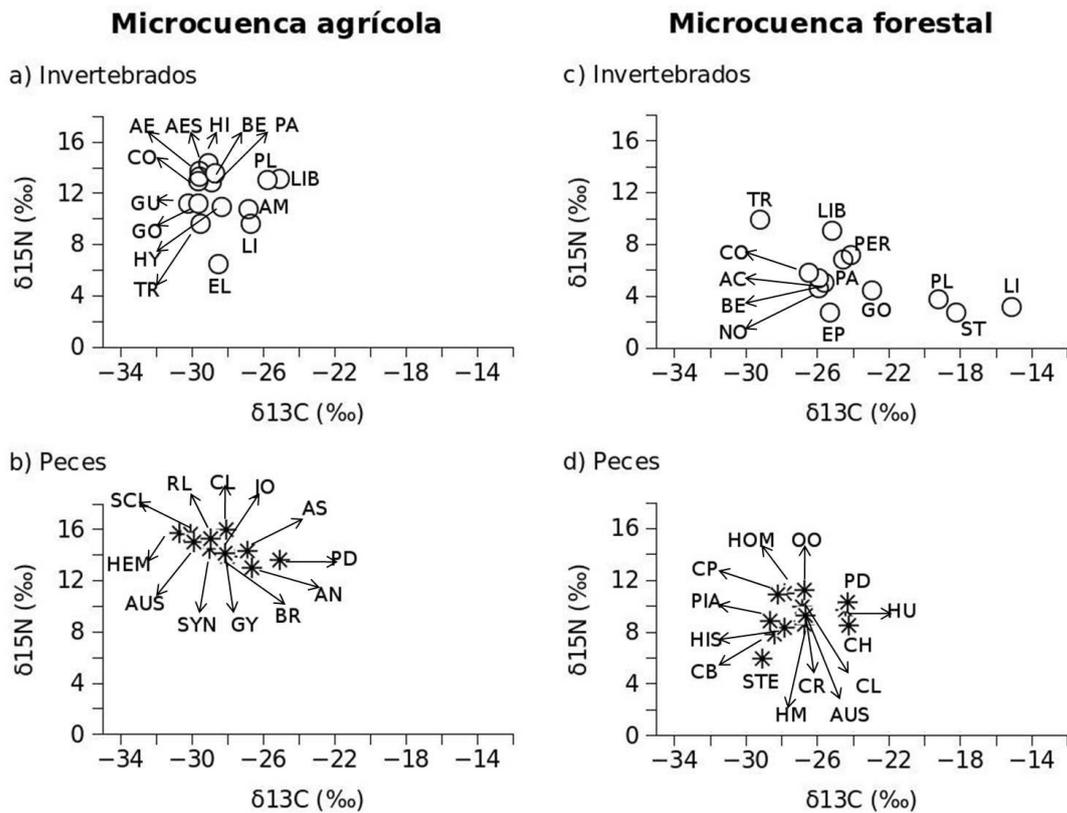


Figura 4: Valores obtenidos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para el grupo de consumidores en ambas microcuencas: invertebrados (a) y peces (b) de la microcuenca agrícola; invertebrados (c) y peces (d) de la microcuenca forestal. El acrónimo indicado en cada señal corresponde al acrónimo asignado en la tabla 1 para cada especie.

6.5.- Diversidad y Equitatividad.

En la cuenca agrícola el grupo de invertebrados presentó una diversidad (H) de 2,4 (diversidad máxima (H_{max}) 2,6) y de equitatividad (J) de 0,92. Asimismo el grupo de peces en dicha cuenca presentó un valor de H de 2,3, con un máximo esperado de 2,5, y $J=0,91$. Mientras que para la cuenca forestal el grupo de invertebrados presentó un valor de H de 2,1 ($H_{\text{max}}=2,5$) y $J=0,84$. El grupo de peces en este sitio presentó un valor de $H=2,3$ ($H_{\text{max}}=2,6$) y $J=0,86$ (Tabla 4).

Tabla 4: Índices de diversidad (H) y su diversidad máxima entre paréntesis (H_{max}), e índice de equitatividad (J) para los grupos de invertebrados y peces, según el uso del suelo.

	H (H_{máx})	J
Agrícola		
Invertebrados	2,4 (2,6)	0,92
Peces	2,3 (2,5)	0,91
Forestal		
Invertebrados	2,1 (2,5)	0,84
Peces	2,3 (2,6)	0,86

6.6.- Posición trófica.

Al analizar la posición trófica (PT) de los sistemas abordados, ambas microcuencas mostraron representantes en las PT=1 (productores), en la PT=2 (consumidores primarios), PT=3 (consumidores secundarios) y en la PT=4 (consumidores terciarios). Sin embargo la mínima PT para la microcuenca agrícola fue de 0,1 (representada por el fitoplancton) y la máxima de 3,8 (para el bagre *Heptapterus mustelinus*); mientras que en la microcuenca forestal la mínima fue de 1,5 (representada por el perifiton) y la máxima de 4,4 (para el dientado *Oligosarcus oligolepis*) (Figura 5).

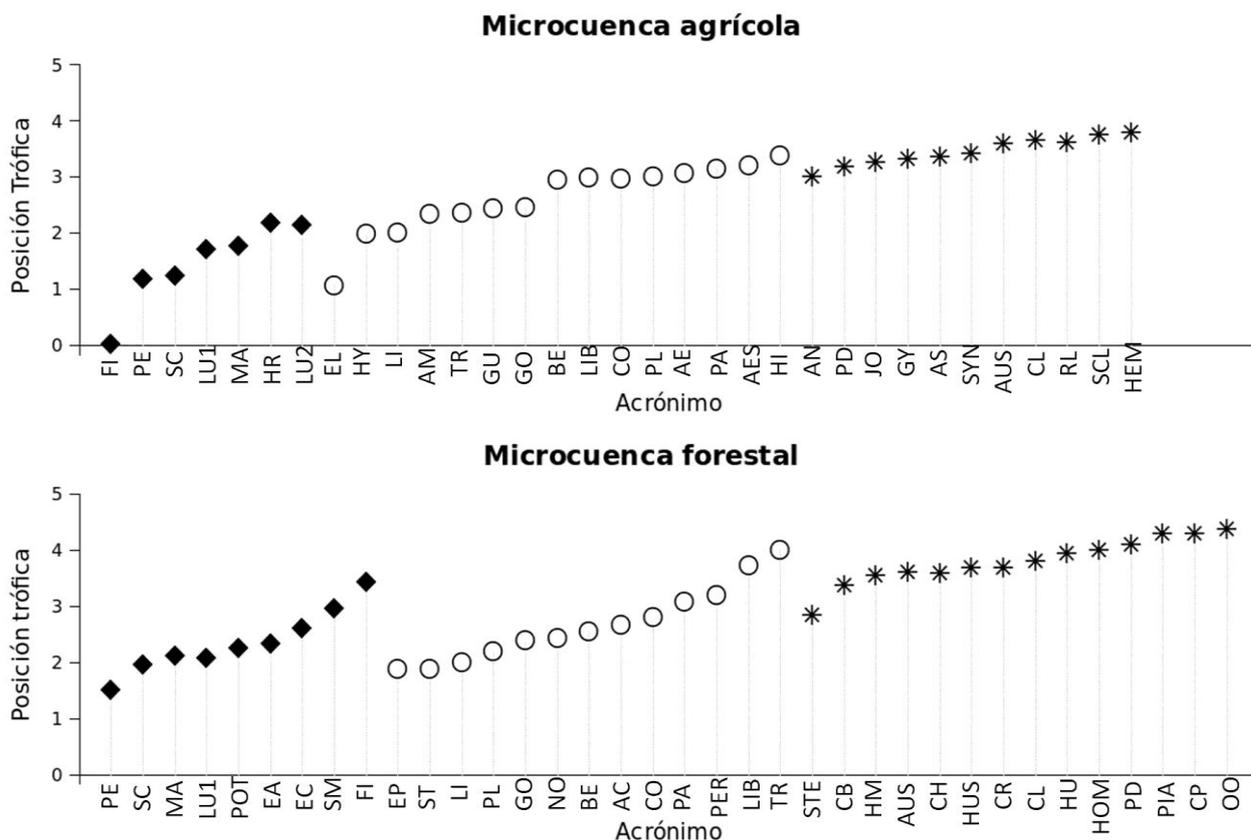


Figura 5: Posición trófica de los individuos muestreados en cada microcuenca. El acrónimo indicado en cada señal corresponde al acrónimo asignado en la tabla 1 para cada individuo. Diamante: productores primarios acuáticos; círculo: invertebrados;

asterisco: peces.

7.- DISCUSIÓN

La señal isotópica para $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de la trama trófica del sistema forestal indicaría que si bien el eucalipto forma parte de dicho sistema, no es el principal ítem alimentario para las especies que allí ocurren. Si bien varios autores han encontrado una relación entre el valor $\delta^{13}\text{C}$ del detrito alóctono y el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de los consumidores primarios y secundarios en cuencas forestadas (Rounick et al., 1982; Hicks, 1997; Reid et al., 2008), aquí el empobrecimiento esperado para el valor de $\delta^{13}\text{C}$ no se cumple para la microcuenca forestal; situación reportada también por otros autores (Bunn et al., 2003; Mantel et al., 2004; Brito et al., 2006). Asimismo, no se ve claramente el aporte del fitoplancton al sistema forestal, ya que su valor de N fue alto y los consumidores que están por encima de él no son filtradores (peces y libélulas adultas).

Los valores promedio de nitrógeno de los grupos de individuados muestreados en la microcuenca agrícola son más altos que los de la microcuenca forestal. Los productores primarios acuáticos de la microcuenca agrícola tienen un valor medio de $\delta^{15}\text{N}$ de 7,3 ‰ (± 3 ‰) y la literatura indica que los fertilizantes sintéticos tienen un valor de entre -2 a +2 ‰, con un mínimo de -5 ‰ y un máximo de 5 ‰ (Bateman y Kelly, 2007). Asumiendo que el fraccionamiento para cada nivel trófico es de 3,4 ‰ (Vander Zanden y Rasmussen, 1996), los valores hallados en la microcuenca agrícola podrían deberse a un enriquecimiento del nitrógeno disponible debido a los fertilizantes volcados en dicha microcuenca; ya que el nitrógeno derivado de fertilizantes inorgánicos genera variación en el $\delta^{15}\text{N}$ de la biota presente en el curso (Diebel y Vander Zanden, 2009).

Los índices de diversidad y equitatividad no reflejaron de forma fehaciente las diferencias entre los sistemas tróficos abordados, no evidenciaron las diferencias estructurales observadas al graficar $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ para el ecosistema de la microcuenca agrícola y forestal. Esto se puede deber al tipo de muestro realizado; si bien se identificaron las especies presentes en cada curso de agua, no se hizo una cuantificación exhaustiva para determinar el número de individuos para cada especie encontrada. Debido al alto costo de los análisis para cuantificación de isótopos estables, se buscó encontrar el mayor número de especies pero no se reparó en el número de individuos

encontrados para cada especie.

La posición trófica (PT) estimada está correlacionada con el valor $\delta^{15}\text{N}$ de las fuentes basales en cada sistema abordado, permitiendo entonces comparar directamente los valores de PT entre sistemas (Fry, 2008). La PT de los individuos de la trama trófica de la microcuenca forestal representan lo que se ve al graficar $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$, evidenciando un solapamiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los distintos grupos muestreados. Todos los productores primarios acuáticos del sistema forestal, a excepción del perifiton, presentaron una PT de 2 o superior, alcanzando un valor máximo de 3,4 en el caso del fitoplancton. Dichos valores superan por un orden de magnitud al valor esperado (PT = 1) y corresponderían a valores equivalentes a consumidores primarios (PT = 2) y secundarios (PT = 3); este enriquecimiento se podría deber a un problema de contaminación por nitrógeno. Asimismo, en la microcuenca forestal se encontraron invertebrados ocupando una PT de consumidores primarios, secundarios y terciarios; mientras que para el grupo de peces se encontraron individuos con una PT de consumidores secundarios y terciarios. Este fenómeno podría deberse a la presencia de individuos consumidores con dieta omnívora en la trama trófica de la microcuenca forestal. La presencia de organismo con este tipo de dieta genera un solapamiento entre niveles tróficos, debido a que consumen ítems alimenticios con distinto valor de $\delta^{15}\text{N}$ (Winemiller, 1990).

8.- CONCLUSIONES

Los resultados permiten concluir que la comparación de los índices de diversidad (H) y equitatividad (J) no tiene relación con la trama trófica hallada entre sistemas. H y J fueron similares entre sistemas por tanto ambos índices no presentaron una relación con la trama trófica de cada sistema. Asimismo, el conocer el número de niveles tróficos (PT) no refleja la complejidad estructural de los sistemas abordados. Por lo cual la hipótesis de que el cambio de actividad (agricultura a forestación) se refleja en una reducción en los valores de diversidad, equitatividad y niveles tróficos, se rechaza.

No se encontró una fuerte relación entre el valor de $\delta^{13}\text{C}$ del *Eucalyptus sp.* y el de los consumidores en la trama trófica forestal, por lo cual la hipótesis de que los consumidores de la microcuenca forestal tiene valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos que los

consumidores de la microcuenca agrícola debido al detrito generado por el eucalipto se rechaza.

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos de la microcuenca agrícola confirmarían un aporte de $\delta^{15}\text{N}$ de los fertilizantes industriales a dicha trama, por lo cual la hipótesis de que el uso de fertilizantes industriales genera un aumento en el valor de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos de cuencas agrícolas respecto a los provenientes de cuencas forestales podría aceptarse. Sin embargo, en el presente trabajo no han sido evaluadas posibles variaciones debidas a la estación del año, a parámetros físico-químicos (luz, temperatura, oxígeno disuelto, etc.), ni a potenciales contaminantes; por lo que no puede asegurarse que la única razón para encontrar un enriquecimiento en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos de la microcuenca agrícola sea debido a los fertilizantes industriales utilizados en las actividades agrícolas de dicha microcuenca.

9.- CONSIDERACIONES FINALES

El objetivo del presente estudio fue comprobar si el uso del suelo modificaba la trama trófica de sus ecosistemas lóticos asociados. Si bien los resultados marcaron diferencias entre ambas tramas tróficas, con los mismos no se puede afirmar si las diferencias observadas son debidas exclusivamente al distinto uso del suelo. Para ello se debería realizar un trabajo más exhaustivo, donde se tome en cuenta: (1) replicas para la variable uso del suelo, (2) muestreos según la estación del año, (3) medición de parámetros físico-químicos para discriminar si los mismos alteran las señales isotópicas, (4) identificar si existen posibles fuentes de contaminación en los cursos de agua (p.e. las heces vacunas generan un enriquecimiento en el valor de $\delta^{15}\text{N}$), (5) refinar los métodos de muestreo, (6) tomar réplicas para una misma muestra. Asimismo, podría utilizarse el modelo de mezcla (“mixing models”), así como las herramientas propuestas por Layman et al. (2007) para el análisis de tramas tróficas utilizando isótopos estables. Los modelos de mezcla permiten determinar el aporte de cada uno de los productores primarios a sus respectivos consumidores, lo que permite cuantificar el aporte de cada uno de los ítem alimentarios ingeridos por un consumidor (Fry, 2008). De manera complementaria las seis herramientas propuestas por Layman acercan una caracterización cuantitativa de la estructura, funcionamiento y dinámica de las tramas tróficas; donde propone mediciones que permiten cuantificar la diversidad y la

redundancia trófica.

10.- REFERENCIAS

Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmak, P., Naseka, A., Rebecca, N.G., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J.V., Heibel, T. J. , Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lunderg, J.G., Sabaj Pérez, M.H., Petry, P. 2008. Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58, 403 - 414.

Adams, S. M., Greeler, M.S. 2000. Ecotoxicological indicators of water quality: using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 123, 103–115.

Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257 – 284.

Bateman, A.S., Kelly, S.D. 2007. Fertilizer nitrogen isotope signatures. *Isotopes in environmental and health studies*, 43, 237 – 247.

Blum, A. 2008. Caracterización del cultivo de soja y de su complejo agroindustrial. Rapal (Ed.). Soja transgénica y sus impactos en Uruguay. La nueva colonización (4 - 33). Montevideo: Rapal.

Bonilla, S., Conde, D., Aubriot, L., Rodríguez-Gallego, L., Piccini, C., Meerhoff, E., Rodríguez-Graña, L., Calliari, D., Gómez, P., Machado, I., Britos, A. 2006. Procesos estructuradores de las comunidades biológicas en lagunas costeras del Uruguay. Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya (611 - 630). Montevideo: Vida Silvestre Uruguay.

Boschi, E. E. 1988. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay).

Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Autónoma de México, 15, 159 - 182.

Brito, E.F., Moulton, T.P., de Souza, M.L., Bunn, S.T. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, Southeast Brazil. *Austral Ecology*, 31, 623 – 633.

Bunn, S.E., Davies, P.M., Winning, W. 2003. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biology*, 48, 619 – 635.

Cabana, G., Rasmussen, J.B. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National. Academy of Science USA*, 93, 10844 - 10847.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howart, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, 559 - 568.

Carrasco-Letelier, L., Eguren, G., Castiñeira, C., Parra, O., Panario D. 2004. Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus sp.* at the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution*, 127, 49 – 55.

Céspedes-Payret, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y de algunos parámetros físicoquímicos en molisoles, en la conversión de una pradera a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas-Algorta (Uruguay). Tesis para la obtención del título de Doctor en Ciencias Agronómicas, Institut National Polytechnique de Toulouse, France.

Comisión Asesora del Río Uruguay (CARU). 1994. Siete años de estudios en calidad de aguas en el Río Uruguay. Serie de divulgación N° 2. Paysandú: CARU. URL: <http://www.caru.org.uy/publicaciones/publicaciones.html> (visitado en setiembre de 2010).

Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU). 1998. Peces del Río Uruguay, Guía ilustrada de las especies más comunes del Río Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande. Paysandú: CARU. URL:

<http://www.caru.org.uy/publicaciones/publicaciones.html> (visitado en setiembre de 2010).

Comisión Asesora del Río Uruguay (CARU). 2007. Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del Río Uruguay. Informe anual 2007. Paysandú: CARU. URL: <http://www.caru.org.uy/publicaciones/publicaciones.html> (visitado en setiembre de 2010).

Conde, D., Bonilla, S., Aubriot, L., de León, R., Pintos, W. 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll a of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 408-409, 285 – 291.

Defeo, O., Horta, S., Carranza, A., Lercari, D., de Álava, A., Gómez, J., Martínez, G., Lozoya, J.P., Celentano, E. 2009. Hacia un manejo ecosistémico de pesquerías. Áreas marinas protegidas en Uruguay. Montevideo: Facultad de Ciencias - DINARA.

Delgado, S., Alliaume, F., García Préchac, F., Hernández, J. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus sp.* sobre el recurso suelo en Uruguay. *Agrociencia*, 10, 95 – 107.

Diebel, M.W., Vander Zanden, M.J. 2009. Nitrogen stable isotopes in streams: effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications*, 19, 1127 – 1134.

Dirección de Estadísticas Agropecuarias – Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (DIEA-MGAP), 2008. Encuesta agrícola Invierno. Serie encuestas N° 267. Estadísticas agropecuarias (DIEA). Ana Grasso (Ed.). URL: http://www.mgap..gub.uy/diea/Encuestas/Se267/Se276_AgrícolaInvierno.pdf (visitado en julio 2010).

Dirección de Estadísticas Agropecuarias – Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (DIEA-MGAP), 2010. Anuario estadístico agropecuario 2010. Ferrari, J.M., Freiría, G. (Eds.). URL: [http://www.mgap..gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,352,O,s,0,MNU;E;27;6;MNU;,"](http://www.mgap..gub.uy/portal/hgxpp001.aspx?7,5,352,O,s,0,MNU;E;27;6;MNU;,) (visitado en marzo 2011).

Dirección General Forestal - Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (DGF-MGAP), 2005. Boletín estadístico 2004, DGF, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, Montevideo, Uruguay. URL: <http://www.mgap.gub.uy> (visitado en julio de 2010)

Farley, K. A., Piñeiro, G., Palmer, S. M., Jobbagy, E. G., Jackson, R. B. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources Research*, 44, W00A03, 11pp.

Fry, B. 2008. *Stable Isotope Ecology* (308 pp). New York: Springer.

García-Rodríguez, F., Del Puerto, L., Castineira, C., Inda, H., Bracco, R., Spechmann, P. Wilhelm Scharf, B. 2001. Preliminary paleolimnological study of Rocha lagoon, SE Uruguay. *Limnologica*, 31, 221 - 228.

Giraldez, G., Carrasco-Letelier, L., Olivera, L., Sawchik, J., 2009. Definición de unidades territoriales homogéneas para el estudio y gestión ambiental en cuencas con aptitud forestal. En: Resúmenes 12vo Encuentro de Geógrafos de América Latina, Montevideo, Uruguay.

Greathouse, E. A., Pringle, C. M. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63, 134 – 152.

Hansson, S., Hobbie, J.E., Elmgren, R., Larsson, U., Fry, B., Johansson, S. 1997. The stable nitrogen isotope ratio as a marker of food-web interactions and fish migration. *Ecology*, 78 , 2249 – 2257.

Hershey, A.E., Fortino, K., Peterson, B.J., Ulseth A.J. 1996. Stream food webs. Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (Eds.). *Methods in stream ecology* (511 - 594). Segunda edición. California: Elsevier.

Hicks, B.J. 1997. Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study based on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish

gut contents. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31, 651 – 664.

Jarvie, H.P., Whitton, B.A., Neal, C. 1998. Nitrogen and phosphorus in east-coast British rivers: speciation, sources and biological significance. *Science of the Total Environment*, 210, 79–109.

Jaureguizar, A.J., Bava, J., Carozza, C.R., Lasta, C.A. 2003. Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine Ecology Progress Series*, 255, 271–282.

Lampert, W., Sommer, U. 2007. *Limnoecology*, 2ed edition (335 pp). New York: Oxford University Press Inc.

Layman, C.A., Arrington, D.A., Montaña, C.G., Post D.M. 2007. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure?. *Ecology*, 88, 42 – 48.

Livingstone, D.R. 1993. Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarkers in aquatic environment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 57, 195 - 211.

Loureiro, M., García, G. 2006. Transgresiones y regresiones marinas en la costa atlántica y lagunas costeras del Uruguay: efectos sobre los peces continentales. Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F., Conde, D. (Eds.). *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya* (545 - 555). Montevideo: Vida Silvestre Uruguay.

Mantel, S.K., Salas, M., Dudgeon, D. 2004. Foodweb structure in a tropical Asian forest stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 728 - 755.

Matson, P.A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* , 277, 504 - 509.

Mianzan, H., Lasta, C.A., Acha, E.M., Guerrero, R.A., Macchi, G., Bremec, C. 2001. The Rio de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. Seeliger, U., de Lacerda, L.D., Kjerfve, B. (Eds). *Ecological studies: coastal marine ecosystems of Latin America*, (144, 185 – 204). Berlin: Springer-Verlag.

Morales Olmos, V., Siry, J. P. 2009. Economic impact evaluation of Uruguay forest sector development policy. *Journal of Forestry*, 107 , 63-68.

Oliver, I., Beattie, J. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology*, 10, 99 - 109.

Perí, S. I., Pereira, L., Quintero Blanco, S. 2003. Biomarcadores en *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842) expuestos a efluentes de papeleras de arroyos periurbanos. *Biología acuática*, 20, 80 - 83.

Peterson, B. J., Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Reviews Ecology and Systematics*, 18, 293 - 320.

Pielou, E.C. 1979. *Biogeography* (351 pp). New York: John Wiley and Sons Publications.

Plan Estratégico EcoPLata. 2006. Elaboración de una estrategia para la gestión integrada de la zona costera en Uruguay. Plan de acción. Diciembre 2006. URL: <http://www.ecoplata.org/documentos/> (visitado en octubre de 2010)

Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83, 703 – 718.

Power, A.G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 365, 2959 – 2971.

Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente (PNUMA). 2003. *GEO, América Latina y el Caribe, perspectivas del medio ambiente 2003* (281 pp). Burgos, R. (Ed.). México DF: PNUMA.

Reid, D.J., Quinn, G.P., Lake, P.S., Reich, P. 2008. Terrestrial detritus supports the food webs in lowland intermittent streams of south-eastern Australia: a stable isotope study. *Freshwater Biology*, 53, 2036 - 2050.

- Renofalt, B. M., Nilsson, C. 2008. Landscape scale effects of disturbance on riparian vegetation. *Freshwater Biology*, 53, 1365 - 2427.
- Robbins, C.T., Felicetti, L.A., Sponheimer, M. 2005. The effect of dietary protein quality on nitrogen isotope discrimination in mammals and birds. *Oecologia*, 144, 534-540.
- Rounick, J.S.; Winterbourn, M.J.; Lyon, L.G. 1982. Differential utilization of allochthonous and autochthonous inputs by aquatic invertebrates in some New Zealand stream: a stable carbon isotope study. *Oikos*, 39, 191 – 198.
- Sabater, S., Elosegi, A. 2009. Importancia de los ríos. Elosegi, A., Sabater, S. (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (15 – 21). Primera edición. Bilbao: Fundación BBVA.
- Shannon, C.E., Wiener, W. 1949. *The mathematical theory of communication* (117 pp). Illinois: University of Illinois Press.
- Shugart, L. 1994. Biological Monitoring. Renzoni, A., Mattei, N., Lari L., Fossi, M.C. (Eds.). *Contaminants in the environment. A multidisciplinary assesement of risk to man and other organisms* (29 – 36). Boca Raton, FL :Lewis Publishers.
- Silveira, L., Alonso, J., Martínez, L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia*, 10, 75 – 93.
- Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel network. Chow, Y.T. (Eds.). *Handbook of applied hydrology* (439 - 476). Nueva York: McGraw-Hill.
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B. 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. *Ecological Monographs*, 66, 451 – 477.

Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B. 1999. Primary consumer $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, 80, 1395 - 1404.

Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 46, 2061 - 2066.

Vander Zanden, M.J., Shuter, B.J., Lester N., Rasmussen, J.V. 1999. Patterns of food chain length in lakes: A stable isotopes study. *The American Naturalist*, 154, 406 - 416.

Vannote, R.L., Wayne Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130 - 137.

Winemiller, K. O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60, 331 - 367.

Yafe, A., Loureiro, M., Scasso, F., Quintans F. 2002. Feeding of two cichlidae species (perciformes) in an hypertrophic urban lake. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre*, 92, 73 - 79.