

Facultad de Ciencias – Universidad de la República
Maestría en Ciencias Ambientales
Trabajo final de Tesis

Capacidad de retención de nutrientes de cursos de agua de la cuenca del Río Santa Lucía en subcuencas con distinta intensidad de uso del suelo.

QF Carina Plada

Orientadores: Guillermo Chalar y Rafael Arocena

Indice

1. Resumen.....	3
2. Introducción	4
Marco teórico: dinámica de nutrientes	4
Largo de espiral de nutrientes como indicador de salud ecosistémica	7
Escala de trabajo	11
Objetivos.....	13
Hipótesis.....	13
3. Materiales y métodos	14
Área de estudio	14
Metodología	18
4. Resultados	24
Caracterización fisicoquímica de los tramos estudiados y nutriente limitante	24
Experiencia piloto de adición de nutrientes	27
Experiencia final de adición de nutrientes	28
5. Discusión	32
6. Conclusiones y perspectivas.....	37
7. Bibliografía	39

1. Resumen

El ciclo de nutrientes en sistemas lóticos puede modelarse según el concepto de espiral de nutrientes, según el cual un átomo de nutriente es utilizado por la biota y regresado al medio inorgánico a medida que se transporta en la dirección de la corriente de agua. El parámetro largo de espiral de nutrientes que surge de un modelo simplificado del análisis de la dinámica de nutrientes, se propone como indicador de salud ecosistémica, al integrar propiedades hidrológicas, biológicas y fisicoquímicas del curso de agua.

En este trabajo se relacionó dicho indicador con la intensidad de uso del suelo de la subcuenca correspondiente a cada tramo de estudio, y compararlo con otros indicadores como la calidad del agua (ICA Santa Lucía) y el indicador de estado trófico (TSI-BI) basado en la comunidad de macroinvertebrados.

Los resultados obtenidos indican que cuencas con uso más intensivo presentaron valores de largo de espiral mayores, lo que se asocia con una menor capacidad del curso de retener nutrientes debido a un deterioro del ecosistema. El indicador largo de espiral de nutrientes incluso detectó deterioros causados por descargas puntuales en subcuencas con intensidad de uso similar. Hubo concordancia entre el indicador y otros parámetros de las estaciones de estudio, como calidad de agua (ICA Santa Lucía) e índice de estado trófico (TSI-BI).

2. Introducción

Marco teórico: dinámica de nutrientes

Los nutrientes son aquellas sustancias esenciales para la vida de los organismos. Los mismos pueden clasificarse en fuentes de energía, fuentes de material constructivo y sustancias catalizadoras de procesos vitales. A nivel atómico toda materia orgánica está conformada por los elementos C, H, O, N, S, P, Si, Ca y en menor medida K, Na, Mg, Fe, Cl, I, Co, Mn, Cu, Zn, y otros metales.

Cuando pensamos en el reciclado de los nutrientes, nos referimos a la absorción, transformación y liberación de los mismos por parte de la biota, y a su transporte y demás procesos físicos en el medio abiótico. Cada ciclo corresponde a una fase abiótica (donde puede encontrarse disuelto o particulado, pero fuera de los organismos) y una fase biótica, en la que el átomo de nutriente es parte de un organismo.

En ecosistemas lóticos, los procesos están influenciados por el movimiento del agua en dirección de la corriente. Otros compartimentos, como los sedimentos y biota del fondo también sufren efecto de la deriva en dirección de la corriente de agua. De esta forma, cada ciclo biótico/abiótico de un átomo de nutriente dado se realizará desplazado en la dirección de la corriente de agua. Debido a este efecto, el reciclado de nutrientes en ríos se asemeja a una "Espirale de nutrientes" (Newbold *et al.* 1981, Webster & Patten 1979).

El estudio de la dinámica de nutrientes es clave cuando se trata de nutrientes que son limitantes para la producción del ecosistema. De los elementos mencionados, el C, H y O están en exceso gracias a los aportes del CO₂ atmosférico y del agua. El S se necesita en muy pequeña cantidad, por lo que la abundancia natural en sulfatos supera las necesidades biológicas. El Si se encuentra en exceso respecto a la demanda biológica en el SiO₂, el Ca también es muy abundante tanto disuelto como formando parte del suelo. Los iones Na⁺, Mg⁺², y Cl⁻ son mucho más abundantes que la demanda biológica, al igual que el Fe que forma parte de muchos minerales solubles. El K⁺ también es necesario en pequeñas cantidades, y aunque a veces su demanda biológica puede ser importante en relación a su abundancia, esto no ocurre en ecosistemas lóticos.

En resumen, los elementos que limitan la productividad biológica son P y N, y por lo tanto el estudio de su dinámica es importante a la hora de caracterizar un ecosistema.

Podemos distinguir varios compartimientos y procesos en cada una de las fases del ecosistema (fig. 1).

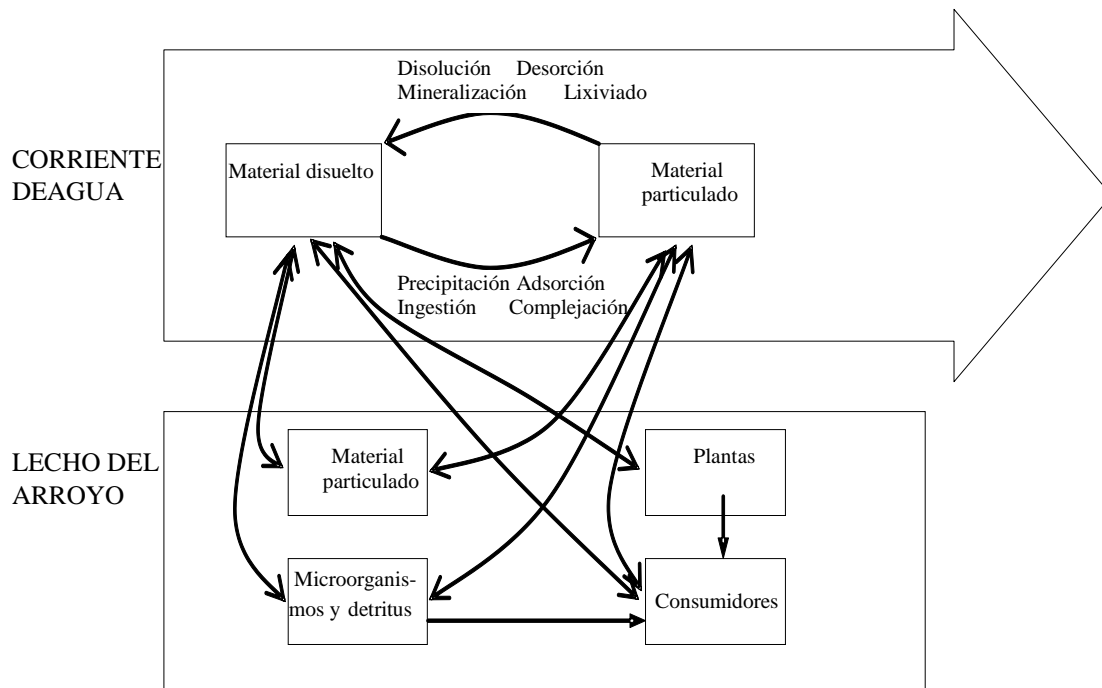


Figura 1. Procesos involucrados en la dinámica de nutrientes de un ecosistema lótico (esquemático de Aumen, 1989).

En la columna de agua los nutrientes pueden encontrarse disueltos o como material particulado. Las partículas pueden sedimentar (dependiendo de su tamaño y de la competencia o capacidad de la columna de agua de transportar material particulado) y parte del sedimento puede volver a la columna de agua. Algunos nutrientes pueden formar complejos con metales y sedimentar o disolverse al cambiar las condiciones de pH o potencial oxido-reductor. Otros nutrientes tienen la capacidad de adsorberse en algunas estructuras arcillosas, dependiendo de su tamaño y carga eléctrica.

Específicamente el fósforo se puede encontrar como ion fosfato disuelto, o precipitado como una sal de fosfato (en general de hierro o calcio). Puede también formar parte de arcillas y partículas coloidales de ortofosfato (fig. 2). Este elemento carece de especies volátiles por lo que no puede perderse a la atmósfera como el nitrógeno. Generalmente llega a los cursos de agua asociado a arcillas o a metales, y en la columna de agua se desorbe o

disuelve o se deposita en el sedimento. Por estas características del fósforo, su procesamiento se realiza en gran parte en el biofilm bentónico, la capa de mucopolisacáridos, detritus y microbiota que en general recubre los sedimentos (Lock 1993).

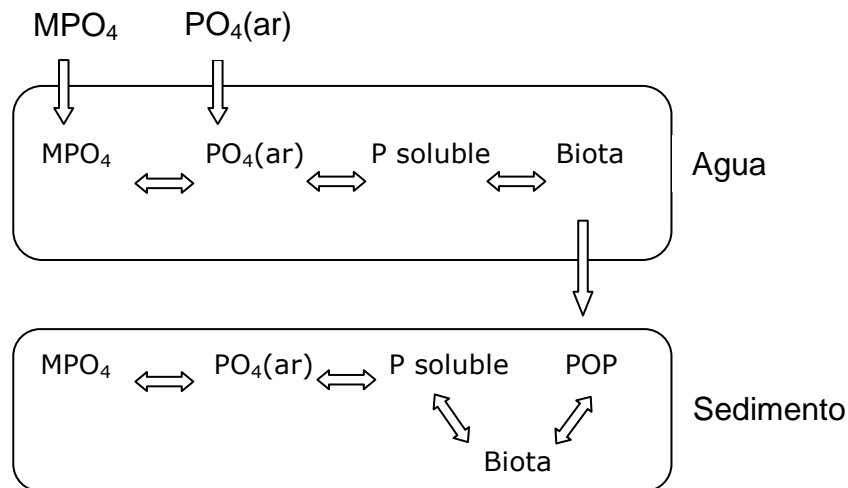


Figura 2. Esquema del ciclo del fósforo en un ecosistema lótico:

MPO_4 : fosfato metálico

$PO_4(ar)$: fosfato débilmente asociado a arcillas

POP: fósforo orgánico particulado

El nitrógeno entra a la corriente de agua como nitrógeno inorgánico disuelto, en las formas de amonio, nitrato y nitrito o como nitrógeno orgánico particulado (a partir de la materia orgánica en descomposición) (fig. 3). El nitrógeno también puede ser asimilado de la atmósfera (primero disuelto en la corriente de agua y luego metabolizado a amonio por ciertas especies de cianobacterias). Amonio, nitrato y nitrito pueden ser asimilados por la biota, adsorbidos a los sedimentos o perdidos a la atmósfera por desnitrificación. En la fase abiótica puede encontrarse disuelto como moléculas orgánicas (aminoácidos, urea, ácido úrico).

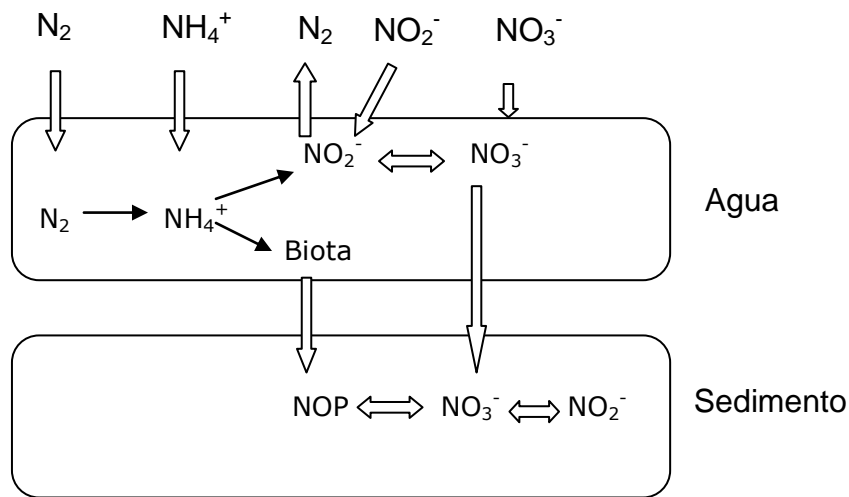


Figura 3. Esquema del ciclo del nitrógeno en un ecosistema lótico:

NOP: nitrógeno orgánico particulado

Los nutrientes deben estar en solución para ser asimilados por los organismos (este proceso puede darse en el interior de los organismos de mayor tamaño). Los principales grupos que intergran el biofilm corresponden a hongos, bacterias, algas y protozoarios. Los nutrientes deben disolverse y difundir dentro de esta capa para ser absorbidos por un microorganismo. Este biofilm es un eslabón fundamental de la cadena trófica, y a partir de él se dan procesos de herbivoría y predación. Los microorganismos pueden ser planctónicos también, pero en sistemas lóticos las características hidrológicas no los favorecen (caudal y turbulencia). Eventualmente los nutrientes regresarán al medio abiótico mediante excreción o descomposición.

Largo de espiral de nutrientes como indicador de salud ecosistémica

El largo de espiral o distancia que recorre un átomo de nutriente desde que es absorbido por la biota, liberado al medio físico y hasta que es nuevamente absorbido, se relaciona con la capacidad de retención de nutrientes y con la productividad del ecosistema (Newbold *et al.* 1983).

Es un indicador que predice el impacto del uso de la cuenca en un proceso ecológico, por lo cual es integrativo y relevante (Townsend & Riley, 1999). Como indicador de la actividad metabólica del ecosistema, da información sobre el flujo de materia y energía, y también sobre la escala en la cual están relacionados los procesos en el sentido longitudinal (aguas arriba y aguas abajo) (Martí *et al.* 2006, Dow *et al.* 2006, Fisher *et al.* 1998a).

La evaluación del largo de espiral tiene aplicación para la comparación del mismo sitio en diferentes situaciones (por ejemplo luego de un cambio en el uso de la tierra, Simon *et al.* 2005, Peterson *et al.* 1993), o para comparar diferentes sitios (Fisher *et al.* 1998b, Munn & Meyer 1990). También ha ayudado al desarrollo del conocimiento sobre reciclado de

nutrientes en otros sistemas, por ejemplo el reciclado de nutrientes entre el agua de escorrentía y subsuperficial por laderas (Yeakley *et al.* 2003), o al ciclado en sistemas oceánicos de aguas profundas (Jenkins & Doney 2003).

El concepto de salud ecosistémica es muy amplio y poco definido, se utiliza como integrador de muchos elementos descriptores de los procesos y componentes del sistema. Por lo tanto deben existir varios indicadores que permitan llegar a una idea general de la salud de cierto ecosistema (Boulton 1999). Uno de estos indicadores es el largo de espiral de nutrientes, que da información sobre la capacidad de retención de nutrientes de un tramo de arroyo.

La distancia completa de una espiral (S) es igual a la distancia recorrida por un átomo en la columna de agua (S_w), más la distancia recorrida en la etapa biológica (S_b):

$$S = S_w + S_b$$

Habitualmente S_w es mucho mayor que S_b y por lo tanto se utiliza S_w como medida del largo de espiral (Payn *et al.* 2005, Newbold *et al.* 1982).

La variación de la concentración con el tiempo de los solutos conservativos (aquellos cuya concentración solamente varía aguas abajo debido a la dispersión, es decir que no son retenidos por la biota o los sedimentos) puede explicarse según la siguiente ecuación:

$$\partial C / \partial t = -u \partial C / \partial x + D \partial^2 C / \partial x^2$$

Donde:

- u = velocidad del agua
- D = coeficiente de dispersión
- C = concentración de soluto
- x = distancia aguas abajo
- t = tiempo

En este modelo simplificado se tiene en cuenta únicamente un factor de variación debido al transporte con la corriente y uno debido a la dispersión causada por la turbulencia. Es decir que la concentración va a disminuir a medida que el soluto se traslada aguas abajo y va a variar de forma proporcional al coeficiente de dispersión. No tenemos en cuenta con esta simplificación los posibles aportes de soluto desde el agua subsuperficial (flujo hiporreico), que en ciertas condiciones pueden ser de significancia (Boulton *et al.* 1998, Dahm *et al.* 1998, Stanford & Ward. 1988) ni los posibles sitios de aguas lentas donde el transporte sea

más lento que en la corriente principal. Los sitios de agua lentas pueden ser causados por ejemplo por la presencia de macrófitas en el agua (Ensign & Doyle 2005) y pozones laterales adyacentes al canal principal (Gücker & Boëchat 2004, Hall *et al.* 1988).

Bajo este modelo, frente a un agregado puntual de soluto a velocidad constante, a distancia aguas abajo se observa un aumento gradual de la concentración seguido por una meseta y luego un descenso gradual de la concentración (pulso de concentración).

Este comportamiento se observa para solutos que no son nutrientes ni son adsorbidos por los sedimentos (por ejemplo Br⁻ y I⁻), y también para nutrientes cuya concentración ambiental es muy superior a la demanda biológica, por lo cual todo el consumo por la biota causa un descenso despreciable de su concentración (por ejemplo Cl⁻).

Estos solutos conservativos pueden utilizarse experimentalmente como “trazadores” para identificar cuándo una solución vertida ha llegado hasta el sitio de muestreo.

Los solutos no conservativos, por el contrario, son aquellos cuya concentración se ve afectada por un tercer factor que es la interacción con los sedimentos y la biota. Su dinámica puede modelarse siguiendo la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u \frac{\partial C}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda_c C$$

Donde:

u = velocidad del agua

D = coeficiente de dispersión

λ_c = coeficiente de intercambio agua/sedimentos+perifiton (velocidad de retención en tiempo⁻¹)

C = concentración de soluto

x = distancia

t = tiempo

La solución a esta ecuación está dada por:

$$C_N = C_{N0} e^{-kwx}$$

Donde:

C_N = Concentración corregida por dilución con los datos de concentración de un soluto conservativo utilizado como “trazador”.

Kw = λ_c/u = velocidad de retención longitudinal (unidades de 1/distancia)

Aplicando logaritmos de ambos lados obtenemos:

$$\ln C_N = \ln (C_{N0}) - Kwx$$

Y dado que $S_w = 1/kw$ (unidades de distancia), de una gráfica de $\ln C_N$ vs. x podemos obtener la pendiente $-Kw = -1/S_w$

Otras métricas de reciclado de nutrientes:

Velocidad de retención (v_f , m/s): velocidad a la cual el soluto se mueve hacia el sitio de retención. Es una medida de la eficiencia relativa de la retención con respecto a la abundancia del nutriente.

$$v_f = u z/S_w$$

Donde :

u = velocidad de la corriente (m/s)

z = profundidad (m)

Esta relación que permite calcular la velocidad de retención a partir de S_w es válida únicamente cuando el tramo de estudio no presenta sitios de almacenamiento temporal de nutrientes, ni aportes de agua subsuperficial ni zonas de dispersión (Runkel, 2007).

Retención por área (U , g/m²s): medida del flujo de material retenido por unidad de área.

$$U = v_f C$$

Donde :

v_f = velocidad de retención (m/s)

C = concentración de nutriente (g/m³)

Escala de trabajo

A pesar de que el concepto de espiral de nutrientes puede ser aplicado en cualquier escala hasta la de la totalidad de la cuenca de drenaje (Fisher *et al.* 2004), la metodología del trabajo de campo involucrado y restricciones prácticas asociadas al modelo matemático aplicado hacen que la distancia de espiral sea un indicador desarrollado y aplicado en una escala de tramo de arroyo (Likens & Bormann 1995, Stream Solute Workshop 1990, Grimm *et al.* 1981, Meyer 1979).

La mayor parte de los trabajos publicados con estudios de espiral de nutrientes se realizaron en tramos de orden entre 1 y 3 (Ensign & Doyle, 2006), en parte por su simplicidad práctica y en parte porque es conocido que los cursos de agua de bajo orden son fundamentales para el procesamiento de los nutrientes generados en la cuenca, y es en ellos donde se retiene y procesa la mayor parte de lo producido (Barmuta *et al.* 2009, Peterson *et al.* 2001, Wollhein *et al.* 2001, Alexander *et al.* 2000).

A pesar de la escala de trabajo de tramo, otras escalas espacio temporales tienen también influencia en la dinámica de nutrientes. En el marco de la teoría de Dinámica Jerárquica de Parches (O'Neill *et al.* 1989), podemos pensar en que un tramo estará dentro de una sección del río, dentro de una zona de proceso funcional (según Thorp *et al.* 2006) definida, y asimismo dentro del tramo se pueden encontrar diversos mesohábitats generados por la variabilidad física (caudal, luz-sombra), hidromorfológica (ancho, profundidad, tamaño de sedimentos) y biológica (vegetación ribereña, biofilm, comunidad de invertebrados). Estas diferencias generan parches de condiciones relativamente homogéneas con diferente capacidad de retención de nutrientes.

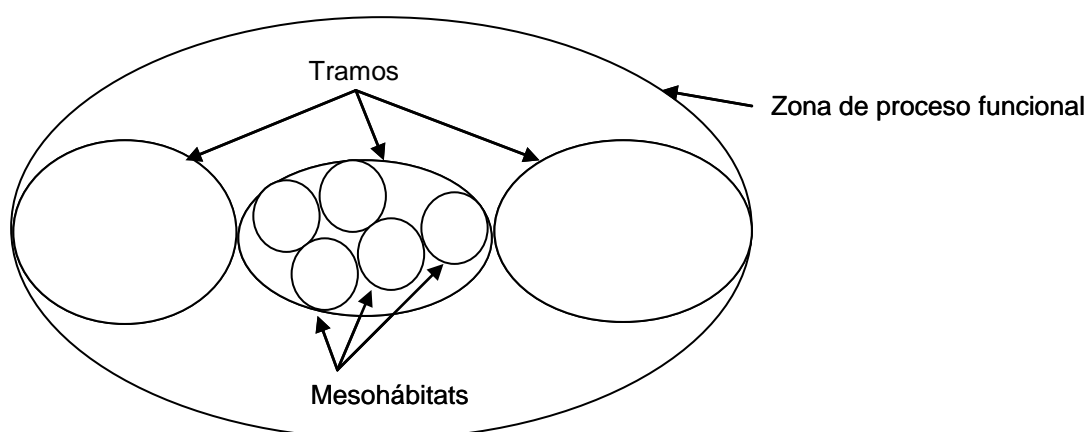


Figura 4. Esquema de holones de la teoría de dinámica jerárquica de parches.

Según la teoría de dinámica jerárquica de parches, los holones (o niveles, fig. 4) de jerarquía superior (en nuestro caso la Zona de proceso funcional, y aun a escala superior a

ella, la cuenca entera) imponen restricciones a los de nivel inferior (el tramo de estudio), y los de nivel inferior (mesohábitats) caracterizan a los superiores (tramo).

En el caso de la espiral de nutrientes, los procesos funcionales ocurriendo a nivel superior (usos de suelo en la cuenca, geología, pulsos de inundación/precipitaciones) determinarán el orden de la concentración de cada nutriente encontrada en el tramo (Webster *et al.* 1992). Por ejemplo un suelo de uso agrícola aportará sedimentos más finos y ricos en nitratos y fosfatos que una zona de bosque (D'Angelo & Webster 1991), un curso de agua que atraviesa una zona de suelo calcáreo tendrá mayor aporte de calcio que un curso que pase por suelos arcillosos.

El fósforo principalmente penetra en el suelo y forma complejos metálicos o es retenido por arcillas. De esta forma llega a los cursos de agua con el agua subsuperficial. El nitrógeno puede ingresar al cuerpo de agua al disolverse desde la atmósfera, y puede ser posible que se reduzca a amonio en presencia de algunas especies de macrófitas. Pero la mayor parte de nitrógeno llega como nitrato, nitrito y amonio con el agua de escorrentía superficial.

En el nivel tramo, las variables que determinarán la retención de nutrientes son el tamaño de los sedimentos, el caudal y geomorfología a escala tramo, la presencia y tipo de vegetación ribereña.

Los holones de nivel inferior (mesohábitats) serán quienes caractericen el proceso de retención de nutrientes, ya que es a este nivel que las moléculas de nutrientes son retenidas (Battin *et al.* 2003). En esa escala las variables determinantes son las características del biofilm (por ejemplo especies presentes y cantidad de biomasa), calidad de la materia orgánica disponible, disponibilidad de luz para los productores primarios y turbulencia. Un papel importante juegan también los macroinvertebrados, ya que estos influyen en el depósito y suspensión de sedimentos finos, y se alimentan del biofilm (Newbold *et al.* 1982b).

Objetivos

Objetivo general

- Evaluar la salud ecosistémica de cuerpos de agua de bajo orden mediante experiencias de adición de nutrientes.

Objetivos específicos

- Cuantificar la retención de nutrientes de tramos de arroyo de la cuenca del Río Santa Lucía utilizando el modelo de espiral de nutrientes.
- Evaluar la relación entre la dinámica de nutrientes y el uso del suelo en las diferentes subcuencas en estudio.
- Relacionar los parámetros de la espiral de nutrientes con su calidad de agua y estructura de la comunidad bentónica (utilizando indicadores elaborados previamente).

Hipótesis

H1- El tipo e intensidad del uso del suelo en la cuenca afecta las condiciones físicas y bióticas del ecosistema. Las condiciones físicas y bióticas (salud) del ecosistema determinan su capacidad de absorción de nutrientes.

H2- Un ecosistema poco saludable, que ha sufrido pérdida de su integridad, o ha sido degradado por las actividades antrópicas, tendrá largos de espiral mayores, debido a una menor capacidad de retención relativa a la concentración de nutrientes (en general relacionada con un aumento en la carga de nutrientes que “satura” a la biota local), o debido también a una capacidad de retención disminuida por ejemplo porque ha perdido diversidad física y biológica, han aumentado las enfermedades, están sometidas a la presencia de contaminantes tóxicos, u otro tipo de factores que interfieren con el funcionamiento natural del ecosistema.

H3- El largo de espiral de nutrientes puede ser utilizado como indicador de salud ecosistémica.

3. Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del Río Santa Lucía (fig. 5) ocupa 13.310 km² (7,5% de la superficie terrestre del Uruguay) y se extiende por los departamentos de San José, Canelones, Florida, Montevideo, Flores y Lavalleja. La cuenca se encuentra entre las isóneas de precipitación media anual de 1100 y 1200 mm. La precipitación no presenta estacionalidad definida, pero sí la temperatura y por consiguiente la evapotranspiración, produciendo un período de creciente en invierno y otro de estiaje en verano. Aunque solamente el 9% de la población del país vive en la cuenca, esta provee de agua potable a aproximadamente el 60% de la población (Montevideo y área metropolitana).

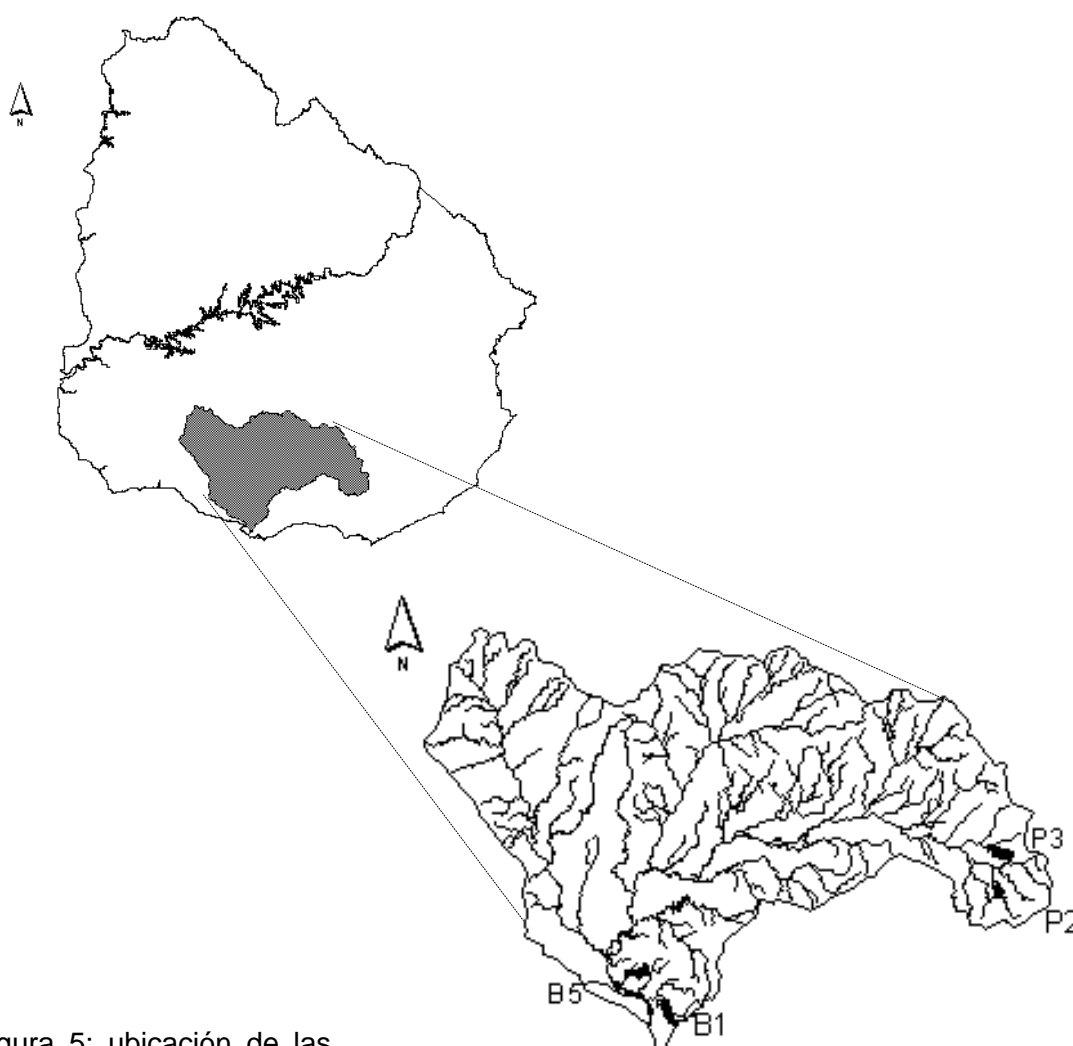


Figura 5: ubicación de las subcuencas de estudio dentro de la cuenca del Río Santa Lucía.

Se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo (fig. 6 a 9) en diferentes zonas de la cuenca del río Santa Lucía. Dos de ellas se encuentran en áreas de uso intensivo agrícola, principalmente hortifructicultura (B1 y B5), y las otras dos en áreas con uso menos intenso, principalmente ganadería extensiva (P2 y P3). Se realizaron experimentos de adición de nutrientes para evaluar la capacidad de los arroyos de retenerlos, expresada como el largo de fase acuática del espiral de nutrientes. Se buscó además que una de las estaciones en cada área fuera de referencia o de menor afectación por el uso (B1 y P2) y la otra fuera lo más afectada posible dentro del área, ya fuese por una fuente puntual de nutrientes aguas arriba del tramo de estudio (P3) o un uso más intensivo de la subcuenca (B5).

Se utilizaron datos de cuatro muestreos estacionales de las mismas estaciones para caracterización más completa de los tramos de estudio. Los datos crudos de los muestreos estacionales fueron tomados de Arocena *et al.* 2008.

Estación B1: Cañada Dragón

Posición: (34°43'26''S 56°17'50''O) altitud 12 m

Orden del tramo de estudio: 2



Figura 6: Fotografía satelital de la subcuenca de la estación B1 (enero 2010). El límite este de la cuenca es casi coincidente con la Ruta 36, la naciente del curso principal muy cercana a la Ruta 5. Casi la totalidad del suelo de la subcuenca hasta la estación B1 presenta un uso agrícola intensivo. La barra superior izquierda representa 1 km.

Estación B5: Cañada La Quinta

Posición: (34°88'30''S 56°24'00''O) altitud 5 m

Orden del tramo de estudio: 2



Figura 7: Fotografía satelital de la subcuenca de la estación B5 (diciembre 2005). La estación se encuentra 5 km al SW de la ciudad de Cerrillos. Pueden observarse predios agrícolas. La barra superior izquierda representa 1 km.

P2: Afluente del Campanero chico

Posición: (34°23'47''S 55°10'08''O) altitud 172 m

Orden del tramo de estudio: 3



Figura 8: Fotografía satelital de la subcuenca de la estación P2 (setiembre 2010). Se aprecia ausencia de uso intensivo del suelo. La barra superior izquierda representa 1 km.

P3: Arroyo Perdido chico

Posición: (34°17'35''S 55°10'54''O) altitud 144 m

Orden de la corriente de agua: 3



Figura 9: Fotografía satelital de la subcuenca de la estación P3 (diciembre 2010). Se aprecia ausencia de uso intensivo del suelo y pequeño criadero de cerdos aguas arriba de la estación (en rojo). La barra superior izquierda representa 1 km.

Características compartidas de las subcuencas B:

Geomorfología: planicie fluvial platense (Evia & Gudinas 2000).

Suelos: brunosoles éútricos típicos (descripción grupos CONEAT, MGAP 1996).

Unidades ecosistémicas: vegetación de pradera invernal y parque de tala (Sganga 1994).

Agroecosistemas: chacarera/ maicera/ lechera (producción lechera > 115 litros diarios/km²) (MGAP 2000).

Usos del suelo con mayor impacto ambiental:

Urbanización: contaminación doméstica y residuos sólidos, vertientes no tratados de industria, obras hidráulicas. Especialmente en B5 cuyas nacientes están al borde del área urbana de la ciudad de Cerrillos.

Hortifruticultura, forestación: uso de agroquímicos y fertilizantes.

Características compartidas de las subcuencas P:

Geomorfología: serranías (Evia & Gudinas 2000).

Suelos: litosoles subéútricos (descripción grupos CONEAT, MGAP 1996).

Unidades ecosistémicas: Pradera estival con matorral, monte serrano y comunidades litófilas (Sganga 1994).

Agroecosistemas: ganadero extensivo (MGAP 2000).

Usos del suelo con mayor impacto ambiental:

Ganadería extensiva: limitado aporte de sedimentos y nutrientes por aumento de la erosión del suelo.

Metodología

La metodología elegida para medir el largo de la etapa acuática del espiral de nutrientes consistió en liberar una cantidad conocida del nutriente a estudiar a flujo constante y medir la concentración del mismo en diferentes puntos aguas abajo, luego de que ha alcanzado la etapa de meseta del pulso. De esa forma se obtuvo la gráfica de logaritmo natural de la concentración vs. la distancia al sitio de adición, necesaria para calcular Sw.

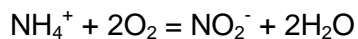
Técnica de vertido de nutriente: consideraciones prácticas:

- 1) Solutos a utilizar en el vertido

Debe contarse con un soluto conservativo que indique durante la experiencia, a partir de qué momento el pulso de concentración vertido ha llegado a la totalidad del tramo (Mulholland *et al.* 1994, DeAngelo *et al.* 1993, Ehrman & Lamberti 1992, Stream Solute Workshop 1990, Triska *et al.* 1989). Se utilizó cloruro, ya que puede medirse su concentración fácilmente a partir de la conductividad del agua.

Nutrientes a agregar:

Se seleccionaron para el estudio una fuente de nitrógeno y una de fósforo. Se seleccionó amonio por encontrarse en concentraciones basales similares (del mismo orden) en las cuatro estaciones de muestreo, de forma de que el agregado de nutriente causara un impacto similar sobre el estado basal y la capacidad de retención de nutrientes del tramo. Otra razón para seleccionar amonio es que éste es más rápidamente utilizado por la biota que el nitrato, ya que puede utilizarse sin necesidad de cambio de estado de oxidación, y es también sustrato de procesos bacterianos como la nitrificación, que es un proceso aeróbico estricto realizado por bacterias (por ejemplo las del género *Nitrosomonas*), que puede producirse en el biofilm:



El nitrito luego puede ser utilizado por otras bacterias (por ejemplo las del género *Nitrobacter*) como donador de electrones, produciendo nitrato (Madigan *et al.* 2004).

No es de esperar un consumo importante de nitrato por desnitrificación debido a la falta de sustratos anóxicos o subóxicos. Por lo tanto con el amonio puede verse una disminución de la concentración en tramos más cortos que si se utiliza nitrato (Webster *et al.* 2003).



Se seleccionó fosfato como fuente de fósforo por ser la especie habitual de este nutriente en los cuerpos de agua.

2) Concentración de solutos a utilizar:

- Cloruro:

Se utilizó una concentración de 150 g/L de NaCl (90 g/L de Cl⁻) en la solución de vertido para elevar la conductividad basal de los cuerpos de agua aproximadamente 20 uS/cm. Este valor se consideró adecuado para poder determinar una diferencia clara entre la

meseta del pulso y la línea de base. Se realizó una curva de calibración conductividad vs. concentración de cloruro de entre 10 y 1000 uS/cm.

- Fosfato y amonio

Se realizó una experiencia piloto para determinar las concentraciones apropiadas de nutrientes a adicionar. Para la experiencia piloto se tuvo en cuenta concentraciones basales de muestreos previos en las estaciones de trabajo, y las concentraciones de amonio y fosfato de la solución de vertido se eligieron de forma de aumentar las concentraciones basales 20 ug/L (10 g/L de amonio y fosfato en la solución de vertido). Este cálculo se realizó teniendo en cuenta una descarga aproximada de los cuerpos de agua en los sitios del experimento y una velocidad de vertido de solución de nutrientes adecuada para el equipo de vertido.

Esta concentración es adecuada para las técnicas de análisis a utilizar (APHA, 1985) superior al límite de cuantificación de las mismas y dentro de las curvas de calibración.

Las concentraciones finales alcanzadas fueron inferiores a las esperadas debido a que en el lugar se determinaron descargas de hasta 60 L/s. Por consiguiente en la solución de vertido de las experiencias finales se utilizó una concentración de amonio y fosfato de 20 g/L.

3) Sistema de vertido

Se diseñó un equipo de vertido que constaba de un tanque de 20 L de solución (incluye los solutos conservativos y no conservativos), con un sistema de vertido a velocidad constante (fig. 10). Este volumen se calculó para que fuera suficiente para alcanzar la concentración de meseta en la totalidad del tramo de estudio. El equipo se apoyó en un soporte a altura aproximada de un metro, de forma tal que la solución cayera en el centro de la corriente en un punto anterior a un sitio de mezcla (rápido). De este modo se logró minimizar la distancia en que la corriente alcanzaba una concentración uniforme.



Figura 10: Fotografía del sistema de vertido utilizado

4) Tramo de estudio

Teniendo en cuenta las simplificaciones realizadas para la técnica de cálculo, se seleccionaron tramos que no presentaran zonas de aguas apartadas de la corriente principal, y que no tuvieran aportes de tributarios o de agua subsuperficial evidente. El largo del tramo escogido fue de entre 35 y 50 metros, considerando el orden y tamaño del curso de agua, de sus características biológicas y geomorfológicas (Webster & Valett 2006). Para la toma de muestra se procuró que el centro de la corriente fuera accesible al muestreador sin que este tuviera contacto con el agua, de forma tal de no introducir alteraciones de los sedimentos ni posibles contaminaciones durante la experiencia.

Se realizó una evaluación de la vegetación riparia, estructura del canal, tipo de fondo, cantidad y tamaño de los detritos y presencia/ausencia de grupos funcionales vegetales. Para ello se utilizó un formulario descriptivo cualitativo en el momento de las experiencias de adición de nutrientes.

5) Toma de muestras

Se realizó una primera experiencia piloto en cada estación en la cual se tomaron 3 muestras de agua de cada punto de muestreo corriente abajo del vertido, separados entre sí aproximadamente 10 metros, a menos de que el largo del tramo o las condiciones en ese punto lo impidieran (por ejemplo la presencia de algún gran pozón que impidiera el acceso al centro de la corriente sin contaminar el curso de agua). Las tres muestras se tomaron

luego de alcanzada la meseta del pulso de nutrientes (identificada por la conductividad constante en todos los puntos), y a intervalos de 15 minutos entre cada una.

En la segunda experiencia se realizaron algunas correcciones, aumentándose la concentración de nutrientes adicionados, y tomando tres muestras simultáneas de cada punto.

Las tomas se realizaron del centro de la corriente y en superficie. Cada frasco plástico fue enjuagado en su interior con agua de la corriente inmediatamente antes de realizar la toma. Las muestras iniciales para la determinación de sólidos totales en suspensión, alcalinidad, clorofila y nutrientes iniciales (amonio, nitrato, fosfato, nitrógeno y fósforo totales) se tomaron con la misma técnica de los puntos inicial, medio y final de cada tramo, minutos antes de comenzar con las experiencias de adición de nutrientes.

Fueron tomadas muestras de sedimento del principio, medio y final de cada tramo antes de comenzar la experiencia de adición de nutrientes en ambas oportunidades.

Las muestras de agua se mantuvieron refrigeradas y se filtraron en el mismo día con filtro de fibra de vidrio GF/F. Luego de la filtración y hasta el momento del análisis (entre 1 y 4 días) se mantuvieron en freezer a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$.

6) Análisis realizados

- Previamente a la experiencia se determinaron:
 - o largo, ancho, profundidad, descarga, velocidad de la corriente (con correntómetro Global Flow Probe FP101 de hélice)
- y se midieron *in situ*:
 - o pH, O₂, conductividad, temperatura (sensores Horiba) y luz incidente (sensor Li-Cor). Para la estación B1 que presentó áreas sombreadas se midieron valores de luz incidente sobre el centro de la corriente cada 5 metros y cada 15 minutos que luego se promediaron para comparar con los valores del resto de las estaciones (donde toda la superficie de la corriente estuvo iluminada).
- En muestras iniciales: sólidos totales en suspensión (APHA 1995), alcalinidad, clorofila.
- Nutrientes iniciales: amonio, nitrato, fosfato, nitrógeno y fósforo totales.
- En sedimentos: granulometría.
- Amonio y fosfato en muestras de experiencia de adición de nutrientes

7) Análisis de datos

Las diferencias entre las medianas de cada parámetro de estudio en cada estación se probaron por el test no paramétrico Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis 1952, Zar 1996), las diferencias entre medianas de dos grupos (por ejemplo estaciones B vs. estaciones P) se probaron por el test U de Mann-Whitney a dos colas (Wilcoxon) (Mann & Whitney, 1947). El intervalo de confianza fue siempre 0,95.

Las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa PAST versión 1.94b (Hammer et al., 2001).

4. Resultados

Caracterización fisicoquímica de los tramos estudiados y nutriente limitante

En las tablas 1 y 2 se muestran los promedios de los cuatro muestreos anuales para cada uno de los parámetros estudiados en cada estación.

Tabla 1. Promedios anuales y desviación estándar de 4 muestreos estacionales de las propiedades fisicoquímicas de los tramos de estudio

	temp °C	OD mg/L	Sat. OD %	pH	cond uS/cm	Alcalinidad (mgCaCO3/L)	SST (mg/L)	MOS (mg/L)	MO %
B1	19,8±5,5	9,1±1,4	98,0±6,1	8,0±0,4	526±177	207±78	4,6±1,3	2,0±1,4	37,9±23,1
B5	20,8±4,8	8,2±2,0	91,0±24,1	7,9±0,3	977±148	449±152	27,9±13,1	8,1±3,0	36,5±18,1
P2	18,0±5,1	9,6±1,8	100,2±8,1	8,0±0,3	240±37	123±24	4,0±1,8	5,1±5,5	48,7±17,8
P3	21,0±6,1	10,4±1,7	114,9±5,0	8,4±0,3	299±59	191±32	6,±5,8	2,4±3,1	22,9±17,8

OD: oxígeno disuelto, SST: sólidos totales en suspensión, MOS: materia orgánica soluble.

Tabla 2. Promedios anuales y desviación estándar de 4 muestreos estacionales de la concentración de nutrientes de los tramos de estudio

	NO ₃ ⁻ (µg/l)	NH ₄ ⁺ (µg/l)	NID (µg/l)	NT (µg/l)	N-Org NT-NID(µg/l)	PRS PO ₄ ⁻³ (µg/l)	PT (µg/l)	N/P
B1	355±112	33±33	387±117	1916±1542	1529±1479	100±25	149±25	7±1
B5	162±89	12±9	175±89	4292±3361	4118±3319	97±81	172±135	5±3
P2	30±30	9±7	39±25	1071±611	1033±591	6±6	17±3	9±1
P3	111±134	3±3	114±133	1465±1177	1351±1135	12±7,5	28,5±21	86±78

NID: nitrógeno inorgánico disuelto, NT: nitrógeno total, PRS: fósforo reactivo soluble, N/P: relación entre concentración de NID y PRS expresado en átomos.

Los datos de los muestreos estacionales indican que en las estaciones B1, B5 y P2 hay limitación por nitrógeno (N/P <16 expresado en átomos/litro), mientras que la estación P3 estaría limitada por fósforo. En la estación P3 hay momentos con importante limitación por fósforo (N/P = 105 y 204) y el resto del año presentó valores intermedios y también de limitación por nitrógeno.

Se aprecia diferencias significativas entre la conductividad de las cuatro estaciones (Test Kruskal-Wallis, H = 12,1 p=0,007). No hay diferencias significativas (aunque si marginalmente significativas) entre las estaciones B (Test U p=0,06) ni entre las estaciones p (Test U p=0,19). Las subcuencas B presentan mayor conductividad que las P (Test U p= 0,002) lo que sería de esperar ya que son subcuencas sedimentarias.

La cantidad de sólidos totales en suspensión de la estación B5 difiere significativamente de las cantidades de las otras tres estaciones (Test U p = 0,01), cuyas medianas son iguales entre sí (Test Kruskal-Wallis, p = 0,91). Aunque las concentraciones promedio anuales de nitrógeno y fósforo totales no son significativamente diferentes entre las cuatro estaciones

(Test Kruskal-Wallis $p = 0,51$), B5 presenta muestreos puntuales con valores muy superiores al promedio a diferencia del resto de la estaciones, debido principalmente a la fracción orgánica de esos nutrientes.

Los siguientes resultados (granulometría de sedimentos, pérdida por dilución y el estado de la zona riparia) se obtuvieron en ambas experiencias de adición de nutrientes (piloto y experiencia final).

Granulometría de sedimentos:

En la distribución de tamaño de partícula de los sedimentos se identificó una fracción única superior a 0,5 cm (pedregullo y cantos rodados) para todas las muestras de todas las estaciones. Con esa granulometría la superficie activa de adsorción es mínima, por lo que se desprecia la adsorción fisicoquímica de nutrientes en los sedimentos en los cálculos de retención.

Pérdida por dilución:

La concentración de cloruro no varió en las estaciones excepto en B5, donde hubo una pérdida de apenas 2% en todo el tramo (ver figura 12, esta pérdida se corrigió para los cálculos de Sw). Esto significa que no hubo aportes laterales ni subterráneos a la corriente de agua, característica que se buscaba en el momento de selección de los tramos para evitar introducir factores de error a la experiencia.

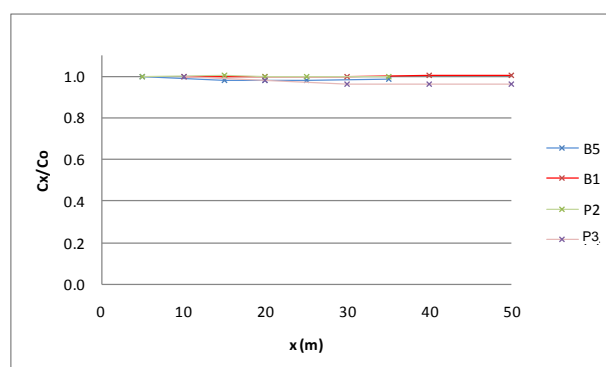


Figura 12. Relación entre concentración de cloruro en sitio x y concentración de cloruro en el sitio de adición, graficado contra la distancia al punto de adición.

Tabla 3. Descripción de las condiciones del canal y zonas riparias de los tramos de estudio durante las experiencias de adición de nutrientes.

	B1	B5	P2	P3
Uso del suelo inmediato	Pastos y flora natural	Cultivos y pasturas	Pasto natural	Pastos y flora natural
Zona riparia	Entre 1 y 5 metros de ancho, con cortes en la vegetación	No diferenciada, muy destruida con canales y afloramientos rocosos	No diferenciada	Entre 1 y 5 metros de ancho, con cortes en la vegetación
Iluminación	Canal semiiluminado, con zonas de sombra permanente	Canal totalmente iluminado	Canal totalmente iluminado	Canal totalmente iluminado
Fondo	Rocoso con poco o nada de sedimentos acumulados	Rocoso con poco o nada de sedimentos acumulados	Rocoso con poco o nada de sedimentos acumulados	Cantos rodados con poco o nada de sedimentos acumulados
Orillas	Estables	Presencia de daño a las orillas por tránsito de animales	Estables	Estables
Rápidos y pozones	A intervalos de 5 a 7 veces el ancho del canal	A intervalos de 5 a 7 veces el ancho del canal	A intervalos de 5 a 7 veces el ancho del canal	Irregularmente espaciados
Vegetación acuática	Principalmente parches de algas y musgo	Algas dominantes en los pozones y plantas vasculares en las orillas	Principalmente parches de algas y musgo	Principalmente parches de algas y musgo
Objetos en la corriente	Ausencia	Ausencia	Ausencia	Ausencia
Detritos	Presencia de detritos de hojas y restos leñosos escasos	Ausencia de hojas ni restos leñosos	Presencia de detritos de hojas y restos leñosos escasos	Ausencia de hojas ni restos leñosos

Nota: P3 presenta una fuente puntual de vertientes por un criadero de cerdos algunos metros aguas arriba del tramo de estudio.

Experiencia piloto de adición de nutrientes

En la primera experiencia se obtuvieron comportamientos diferentes de las concentraciones de nutrientes corriente abajo en las diferentes estaciones (fig. 11).

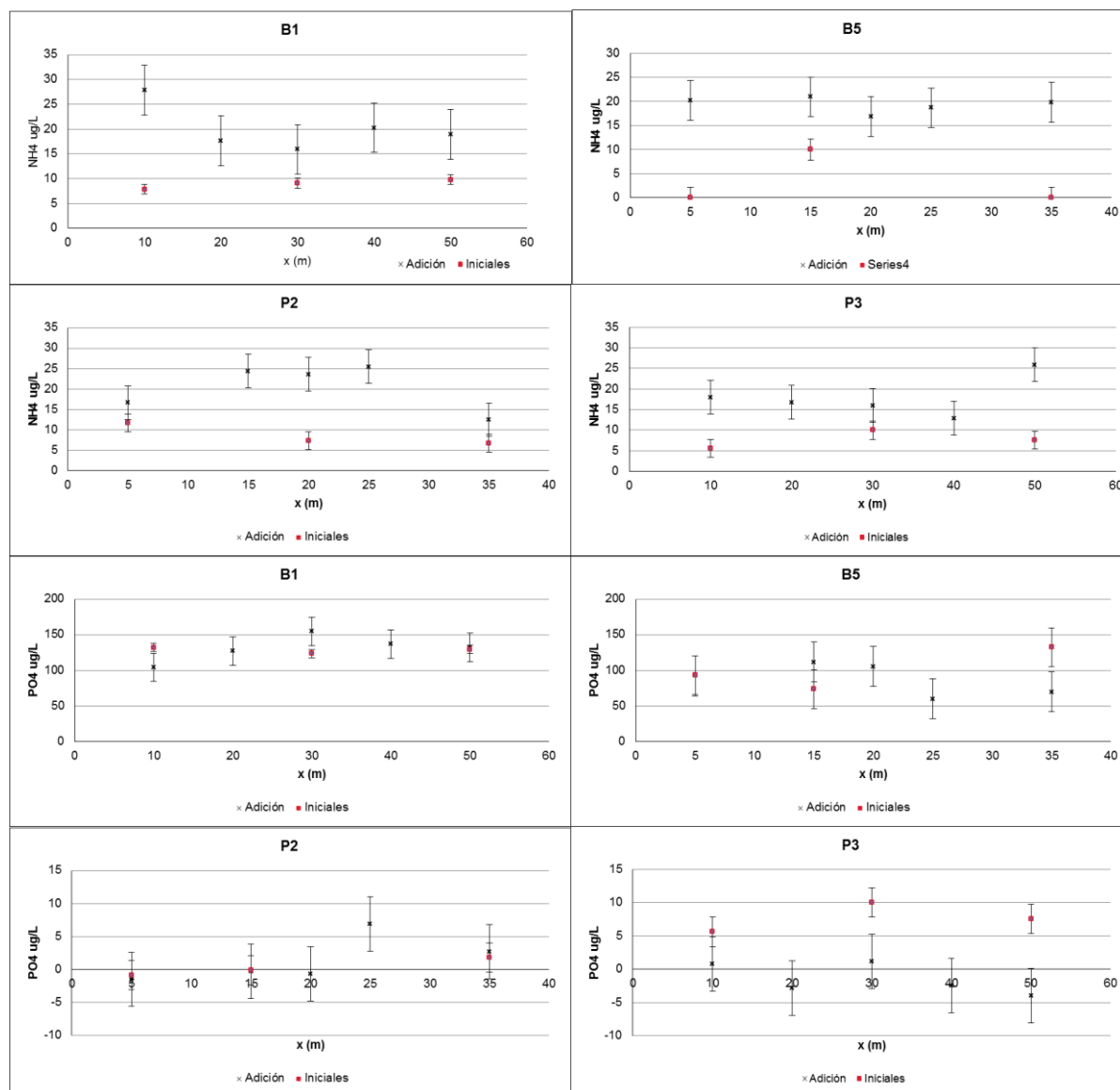


Figura 11. Concentración de amonio y fosfato vs. distancia al sitio de adición de nutrientes. Los valores en negro son los encontrados luego de la adición y los valores en rojo los encontrados previamente a la adición. Las barras de error equivalen a una desviación estándar.

No se aprecia una disminución constante de la concentración de nutrientes con la distancia al sitio de adición, sino que se ve un aumento aguas abajo (P3), o un aumento en el medio del tramo y luego una disminución (P2). Las concentraciones de fosfato de las estaciones P2 y P3 están en el límite de detección de las técnicas analíticas empleadas. Las concentraciones de fosfato en las estaciones B1 y B5 variaron tan poco con la adición que

es imposible diferenciarlas de las concentraciones basales. Para todos los casos las concentraciones finales obtenidas fueron inferiores a las calculadas teniendo en cuenta el caudal esperado. En el caso del fosfato no se ve diferencias entre las concentraciones pre y post adición. Para ningún caso fue posible obtener gráficos lineales de Ln C vs. distancia, por lo que no se pudo sacar conclusiones sobre el largo de la espiral de nutrientes.

Experiencia final de adición de nutrientes

En la tabla 4 se resumen los parámetros fisicoquímicos más importantes que presentaron los tramos en el día de la adición de nutrientes.

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica de estaciones de muestreo durante segunda experiencia de adición de nutrientes

	Luz incidente	Luz durante experiencia nutrientes (uE/cm ²)	u (m/s)	z(m) (promedio)	Descarga (L/s)	SST (mg/L)	O ₂ (ppm)	Temp (°C)	pH
B1	60% iluminado	Inicio: 1493 Final: 1053 Promedio: 1273	0,09	0,202	37	23	9.3	20	7.8
B5	100% iluminado	Inicio: 1922 Final: 2433 Promedio: 2178	0,072	0,103	14	18	8.3	18	7.9
P2	100% iluminado	Inicio: 660 Final: 315 Promedio: 488	0,149	0,183	60	1.7	8.5	23	8.5
P3	100% iluminado	Inicio: 1891 Final: 895 Promedio: 1343	0,196	0,201	60	0.3	6.2	21	8.1

u: velocidad de la corriente, z: profundidad

La estación B1 fue la única que presentó zonas de sombra sobre el curso de agua, Los sólidos en suspensión fueron del mismo orden en las estaciones B, a diferencia del promedio anual que fue un orden superior en B5 que en B1, y muy superiores a las estaciones P. Sin embargo, la estación B5 fue la que recibió más luz durante la experiencia, y junto a B1 las de menor velocidad de corriente y caudal. El pH se encuentra en el mismo rango de los valores anuales y no hay diferencias entre estaciones que tengan influencia en la capacidad de retención evaluada. La corriente en las estaciones P es más rápida debido a una mayor pendiente de los cursos de agua de subcuencas P. Fue mayor la descarga en las estaciones P que en las estaciones B,

En la tabla 5 se expresan las concentraciones de nutrientes encontradas en los tramos de estudio en el momento anterior a la experiencia de adición de nutrientes.

Se observa que en los días de experiencia de adición de nutrientes, la concentración de nitrógeno y fósforo totales, nitrato y fosfato de la estación B1 fueron superiores a las de la estación B5. Esto no coincide con los resultados encontrados en los muestreos anuales. Todos los valores de nutrientes son significativamente inferiores para la estaciones P con respecto a las B (Test U $p < 0,05$). Se repite la observación de los muestreos anuales de que el nutriente limitante es el nitrógeno para las estaciones B1 y B5, pero no para la estación P2 donde hay limitación por fósforo y la estación P3 que se encuentra en el límite.

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica de estaciones de muestreo durante segunda experiencia de adición de nutrientes (valores inmediatamente anteriores a la adición de nutrientes, promedios y desviación estándar).

	NO_3^- ($\mu\text{g/l}$)	NH_4^+ ($\mu\text{g/l}$)	PO_4^{-3} ($\mu\text{g/l}$)	Pt ($\mu\text{g/l}$)	Nt ($\mu\text{g/l}$)	N/P
B1	578 \pm 23	33 \pm 2	383 \pm 47	494 \pm 45	3169 \pm 311	1,5 \pm 0,3
B5	194 \pm 10	33 \pm 3	231 \pm 10	312 \pm 27	2513 \pm 174	7,5 \pm 0,3
P2	104 \pm 3	7 \pm 2	14 \pm 4	20 \pm 4	606 \pm 48	22,4 \pm 0,6
P3	80 \pm 2	2 \pm 1	15 \pm 5	39 \pm 12	1268 \pm 109	16,0 \pm 0,9

N/P: relación entre nitrógeno inorgánico soluble y fósforo reactivo, expresados en átomos.

Resultados de experiencias finales de adición de nutrientes

En la figura 13 se aprecian los resultados obtenidos durante la experiencia de adición de nutrientes. Se graficó el logaritmo natural de la concentración de nutrientes vs. la distancia al sitio de adición.

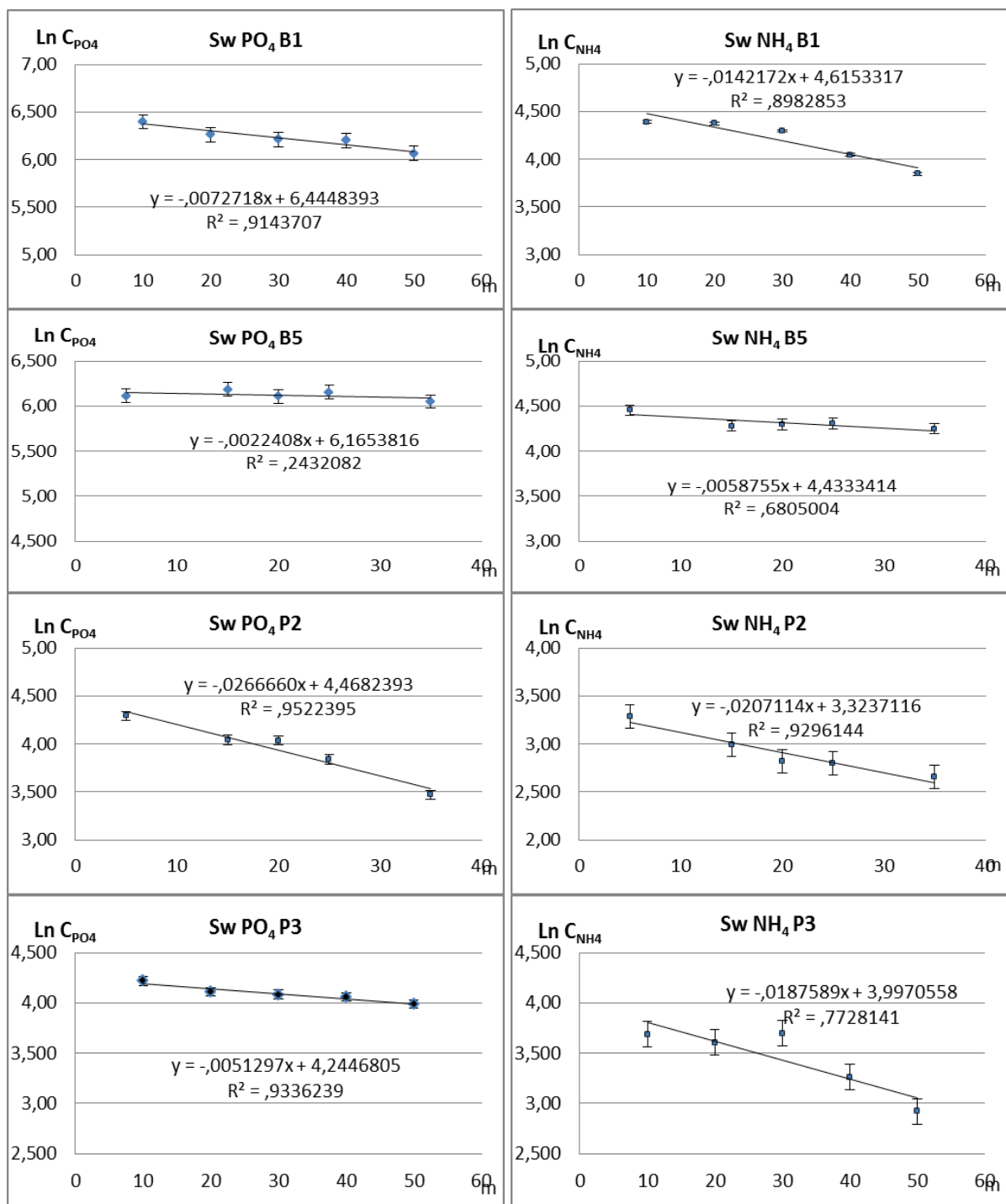


Figura 13. L_N de la concentración de amonio y fosfato vs. distancia al sitio de adición de nutrientes. Incluye R^2 y ecuación de tendencia lineal. Sw es la inversa de la pendiente, con el signo opuesto. Las barras de error representan ± 1 desviación estándar.

Los ajustes lineales de la relación logarítmica de la concentración de nutriente y la distancia tienen $R^2 \geq 0,9$ excepto para el amonio en P3 y B5 y fosfato en B5. En P3 se ve que el desajuste es causado por los valores de concentración en la mitad del tramo (fig. 13).

Métricas de espiral de nutrientes

Para los valores encontrados de S_w (tablas 5 y 6), como regla general la distancia de espiral de fosfato es mayor a la de amonio en todos los casos, excepto en la estación P2, donde son similares. Hay poca diferencia entre la retención de amonio en P2 y P3, a diferencia que entre B1 y B5, ya que B5 tiene una distancia de espiral de más del doble que B1. Los datos de distancia (S_w) de retención de fosfato también muestran una distancia superior de B5 frente a las otras 3 estaciones, luego distancias de valor intermedio para B1 y P3, y una distancia mucho menor en P2, similar a la distancia de retención de amonio en esa misma estación.

Las velocidades de retención (V_f) de amonio y fosfato de las estaciones P fueron superiores a las de las estaciones B. En la estación B5 fueron un orden de magnitud inferior a las otras tres estaciones. La retención por área (U) es también un orden inferior en B5.

Tabla 6. Métricas de espiral de fosfato

	S_w (m)	V_f (mm/s)	U ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{s}$)
B1	137	0.13	79,6
B5	455	0,02	7,3
P2	37	0.73	53,8
P3	196	0.20	13,7

Tabla 7. Métricas de espiral de amonio

	S_w (m)	V_f (mm/s)	U ($\mu\text{g}/\text{m}^2\text{s}$)
B1	70	0,26	21,1
B5	169	0,04	3,4
P2	48	0,57	14,8
P3	53	0,74	29,6

5. Discusión

Si realizamos una comparación entre las diferentes estaciones, encontramos para las Sw de amonio que las estaciones B1 y B5 tienen distancias de retención muy superiores a las estaciones P2 y P3. Esto concuerda con el índice de estado trófico TSI-BI (Chalar *et al.*, 2011) de cada estación (Tabla 8), que se corresponde con estado oligo-mesotrófico para P2 y P3 y eutrófico para B1 y B5. El límite entre el estado mesotrófico y el eutrófico concuerda con la concentración de nutrientes en la que se comienzan a observar efectos negativos en la comunidad de invertebrados acuáticos (Smith *et al.* 2007). La distancia de retención de nutrientes, por realizarse en escala temporal inferior a la de estudio de los invertebrados, sería mejor indicadora del estado de la comunidad de productores primarios, pero en las estaciones estudiadas también se relacionan con el estado de la comunidad de consumidores, como ha sido descrito en otros ambientes lóticos (Mulholland *et al.* 1983).

Tabla 8. Valores de los indicadores TSI-BI (Chalar *et al.* 2011) y ICA-Santa Lucía (Arocena *et al.* 2008) para las estaciones de estudio.

	B1	B5	P2	P3
TSI-BI	6.9	6.6	9.1	8.7
Estado	eutrófico	eutrófico	mesotrófico	mesotrófico
ICA-Santa Lucía	81.3	66.7	100	95.8

Al estudiarse tramos cuyas subcuencas han sido expuestas a uso intensivo o a fuentes puntuales durante un período prolongado de tiempo, se pudo observar que la comunidad de macroinvertebrados también fue afectada, sin embargo se ha visto que los fotoautótrofos son responsables por la mayor parte de la retención en tramos totalmente iluminados (Fellows *et al.* 2006), por lo que las métricas de retención de nutrientes deberían ser un indicador más prematuro de daño ecosistémico que los indicadores basados en estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

La misma correlación se observa con el indicador de calidad de agua ICA-Santa Lucía (Arocena *et al.* 2008) cuyos valores se ven en la tabla 8. El ICA (Índice de Calidad de Agua) es un valor adimensional entre 1 y 100 donde se tienen en cuenta ciertos parámetros ponderados. A mayor ICA mayor calidad de agua. Según esta clasificación las estaciones P2, P3 y B1 serían de buena calidad (ICA mayor a 75), y B5 de calidad regular (ICA entre 50 y 75).

La diferencia entre las distancias de retención de amonio entre las estaciones P y B también concuerda con el uso menos intensivo del suelo de cada subcuenca P (70% pradera y suelo superficial, 0% uso intensivo) en relación al uso en las subcuencas B (70% cultivo, 60% uso intensivo del suelo en B1 y 80% en B5). Los datos de uso de suelo anteriormente descritos fueron obtenidos de Bartesaghi & Achkar (2008), pero también puede observarse la diferencia en intensidad de uso en las fotografías aéreas de las figuras 6 a 9.

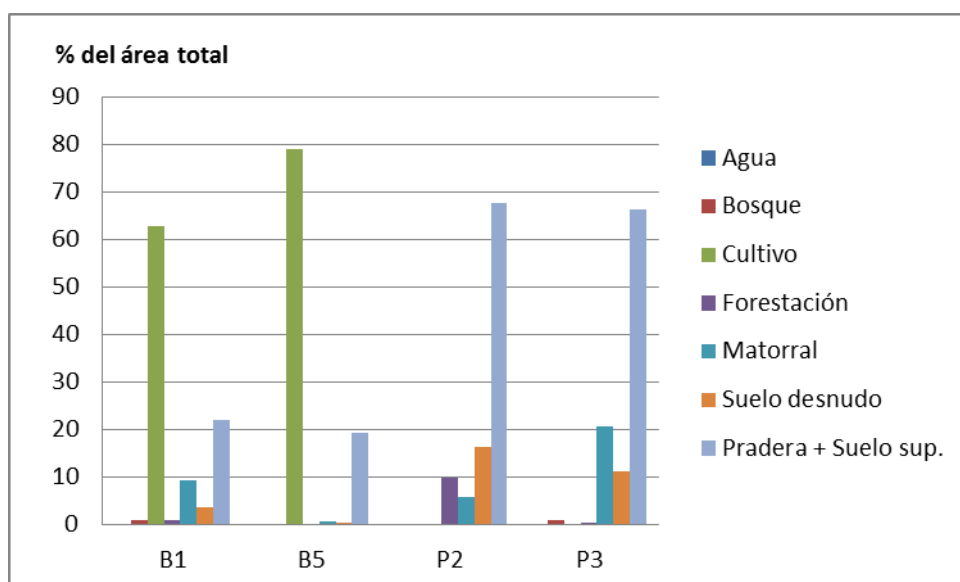


Figura 14. Usos del suelo en las subcuencas de estudio (adaptado de los datos de Bartesaghi & Achkar, 2008)

Puede verse también que hay poca diferencia entre la retención de amonio en P2 y P3, esto puede explicarse tanto porque el uso del suelo de ambas subcuencas es similar, como porque existe demanda de nitrógeno (como amonio) en ambos sitios.

Entre B1 y B5 se aprecia una diferencia en la retención de amonio. La segunda tiene una distancia de espiral de más del doble que la primera, a pesar de que su concentración inicial de amonio es inferior a la concentración inicial de amonio en B1, por lo que podría esperarse que la distancia de espiral de B1 fuese mayor a la de B5 por tener menor requerimiento por parte de la biota. Sin embargo no ocurrió así, y esto podría explicarse porque la concentración promedio anual de nitrógeno total en B5 es muy superior (promedio anual 4,3 mg/L vs 1,9 mg/L) a la encontrada en B1. De este modo la distancia de espiral aparece como un indicador del estado de salud del ecosistema y no como un reflejo instantáneo de la química del agua.

La estación B5 tiene concentraciones promedio anual de fósforo soluble y fósforo total similares a B1. Sin embargo, los sólidos en suspensión y la conductividad, mayores en B5, donde la saturación de oxígeno disuelto es algo menor, pueden limitar allí la capacidad de crecimiento de biofilm disminuyendo la capacidad de retención de nutrientes y por lo tanto

aumenta la distancia de espiral. Este arroyo presenta además una carga superior de materia orgánica que mantendría saturada la capacidad de la biota bentónica para procesarla, lo que también aumenta la distancia del espiral.

Este mismo razonamiento se puede aplicar también a la distancia de retención de amonio en B5 que es superior a la de todas las demás estaciones. Puede descartarse que retuviera pocos nutrientes por limitación de luz durante las experiencias, ya que fue en B5 donde hubo más del doble de luz incidente que en el resto de las estaciones.

Las concentraciones basales de fosfato del día de la experiencia fueron iguales en P2 y P3. La diferencia encontrada en la retención de fosfato entre P3 y P2 coincide con las diferencias en el uso del suelo, calidad de agua, índice TSI-BI y retención de amonio que hay entre P2 y P3. La diferencia mayor entre el uso del suelo entre ambas estaciones es que en P3 hay un aporte puntual de criadero de cerdos unos metros aguas arriba de la estación de muestreo. Esa fuente podría haber hecho un aporte anterior que dejara disminuida la capacidad de adsorción de fosfato.

La distancia S_w es una distancia de desplazamiento de los nutrientes, por lo cual está muy influenciada por la velocidad de la corriente de agua y la descarga (volumen de agua desplazado por el curso en cierto tiempo). Para comparar diferentes estaciones suele utilizarse el parámetro v_f que es independiente de la descarga y del tamaño del canal.

Otro parámetro que se utiliza para el estudio del reciclado de nutrientes es la retención por unidad de área U . Ésta refleja la magnitud del flujo de nutrientes desde la columna de agua hacia la biota, y está fuertemente influenciada por la concentración de nutrientes en la columna de agua (Webster & Valett 2006).

En nuestros resultados U fue similar para P2, P3 y B1, y un orden inferior en B5. Esto se explica porque en P2 y P3 hay una menor distancia de retención de nutrientes, que se ve compensada en B1 por la mayor concentración de nutrientes en la columna de agua. En B5 hay una gran concentración de nutrientes pero la capacidad de retención por parte de la biota está tan disminuida que de todas formas la retención por área es muy inferior a las otras 3 estaciones. Este resultado estaría indicando que la retención por unidad de área no tiene una relación con la disponibilidad de nutrientes similar a la que tiene la velocidad de reacción descrita por la cinética enzimática de Michaelis-Menten, como propuesto por Mulholland y DeAngelis (2000) (fig. 15). En ese trabajo se realiza una comparación entre la cinética enzimática y la retención de nutrientes por área ya que en ambos casos el proceso estaría regulado por la capacidad del nutriente (ligando) de llegar a los sitios activos del biofilm (enzima). Al aumentar la disponibilidad de nutrientes (ligando) aumenta U (o la

velocidad de reacción) hasta alcanzar una meseta o U máxima que se corresponde con la saturación de los sitios activos (de la enzima o del biofilm). En los resultados obtenidos en el presente trabajo no se vio esta situación de meseta o U constante, sino que al seguir aumentando la disponibilidad de nutrientes la retención disminuye, porque el sistema ha perdido resiliencia y no solamente no puede asimilar el exceso de nutrientes sino que además ya no es capaz de retenerlos como en un estado trófico más sano (fig. 16).

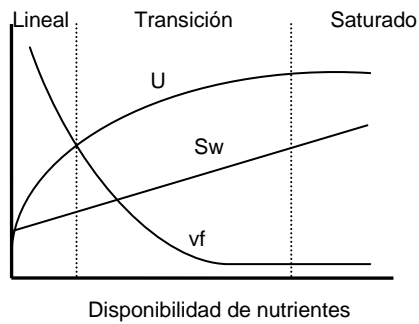


Figura 15: descripción de comportamiento de las métricas de espiral de nutrientes según modelo adaptado de Mulholland y DeAngelis 2000.

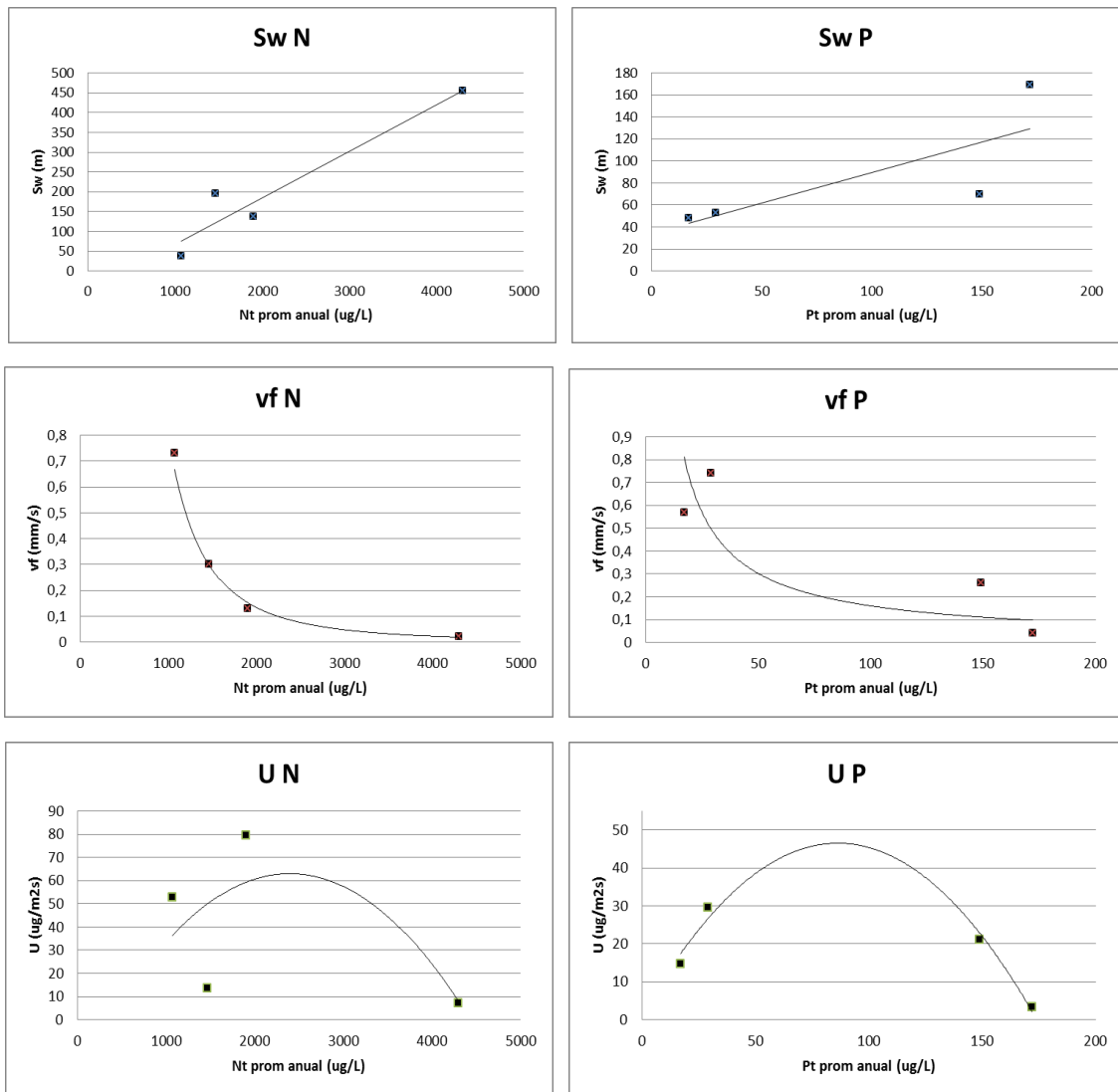


Figura 16: gráficos de Sw, vf y U obtenidos en la experiencias de adición de nutrientes, Sw y vf coinciden con los esperado pero en U se ve que a gran disponibilidad de nutrientes U no se mantiene constante sino que disminuye.

Los valores de Sw de amonio obtenidos en los tramos de estudio fueron del mismo orden aunque valor inferior, a la mediana de los datos de Sw obtenida por Ensign & Doyle (86 m) en un estudio que compaginó la información de 404 experiencias de adición de nutrientes independientes publicadas en 52 estudios (Ensign & Doyle, 2006). Para el caso del fosfato los valores de las subcuencas del Santa Lucía estudiadas fueron superiores a la mediana encontrada por dichos autores (96 m). Esto estaría asociado también a la particularidad de estas áreas de ser limitadas por nitrógeno y no por fósforo. La limitación por nitrógeno suele ser un indicador de contaminación por fuentes de residuos orgánicos (vertidos urbanos, vertidos de criaderos de animales) que son relativamente ricos en fósforo (Allan 2004, Carpenter *et al.* 1998).

6. Conclusiones y perspectivas

Los resultados obtenidos en las experiencias de adición de nutrientes concuerdan con la hipótesis de trabajo, en cuanto a que el uso más intensivo del suelo de una cuenca se relaciona con un mayor largo de espiral de nutrientes. Asimismo, la distancia de espiral fue aumentada en tramos que drenan áreas con mayor uso, aun cuando otros indicadores no fueron capaces de detectar el daño, como por ejemplo las concentraciones puntuales de nutrientes, que tienen mayores fluctuaciones en el tiempo y son por lo tanto más dependientes del momento de la toma de muestra.

También se observó que para el nutriente fósforo, dos áreas con muy escaso uso intensivo se diferenciaron en el largo de espiral posiblemente debido a un aporte geográficamente puntual extendido en el tiempo.

El indicador mostró correlación con otros indicadores de estado trófico, calidad de agua y estructura de la comunidad de invertebrados, lo que demuestra que el uso del suelo tiene impacto en todas las escalas y procesos ecosistémicos del sistema lótico.

Sw como indicador tiene algunas ventajas, resultó sencillo de medir y de bajo costo y es muy sensible a modificaciones antropogénicas (pudo encontrar diferencias entre sitios con aportes puntuales de nutrientes y entre subcuencas con diferente intensidad de uso). En conjunto con otras métricas del modelo de espiral de nutrientes aportan mucha información sobre la salud ecosistémica del tramo con una limitada inversión de tiempo y recursos.

A partir de este trabajo se concluye que es necesario profundizar el desarrollo del largo de espiral de nutrientes como indicador de salud ecosistémica de sistemas lóticos. Sería interesante contar con esta información para más estaciones de la cuenca del Santa Lucía, así como para otras cuencas del país.

Para seguir utilizando la técnica de adición de nutrientes es necesario estudiar el impacto de la propia adición de nutrientes a la estructura de la comunidad, para establecer un rango de concentraciones a las cuales trabajar con la mínima alteración del sistema. Si eso no fuese posible debería adoptarse el método de Payn (Payn, 2005) de realizar múltiples adiciones en el mismo tramo y extrapolar el valor de Sw a un nivel teórico de adición “cero”.

Debería también estudiarse el impacto de la variación estacional, que en este trabajo no fue posible. A pesar de la falta de estacionalidad en las precipitaciones podría encontrarse diferencias debidas a la estacionalidad de la evapotranspiración y el régimen hídrico.

Para tramos donde no puedan aplicarse las limitaciones del modelo (aportes de nutrientes desde el agua subsuperficial, y sitios de aguas lentas), hay otras metodologías como

modelos de transporte más complejos que pueden utilizarse. La desventaja de estos modelos es que hay que alimentarlos con gran cantidad de datos, uno de los más sencillos y que podría aplicarse con un esfuerzo razonable es el modelo unidimensional de retención temporal (OTIS) al cual deben ingresársele datos de hidrología, geomorfología y procesos asociados a la degradación de cada nutriente, y devuelve la caída de la concentración esperable para cada tramo y cada nutriente (Runkel 1998, Bencala y Walters 1983).

7. Bibliografía

Alexander, R.B., R.A. Smith & G.E. Schwartz. 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature* 403: 758-761.

Allan, J.D. 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 35:257-284.

Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Chapman / Hall, Nueva York.

APHA, 1985. *Standard Methods for the examination of water and waste water*. APHA-AWWA-WPCF, 16th Ed. APHA, Washington, 1265 pp.

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. Informe final del convenio DINAMA-Facultad de Ciencias (Sec. Limnología) Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio.

Aumen, N.G. 1989. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9, 2, 95-119.

Barmuta, L.A. A. Watson, A. Clarke, J.E. Clapcott. 2009. The importance of headwater streams. Waterlines Report, National Water Commision, Canberra.

Bartesaghi, L. & M. Achkar. 2008. Land Use Interpretation of Uruguay from Satellite images CBERS 2. Technical Report. PDT Project 32-26. Montevideo, 5 pp.

Battin, T. J., L. A. Kaplan, J. D. Newbold. & C. M. E. Hansen. 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature*, 426: 439-442

Bencala, K.E., & R.A. Walters. 1983. Simulation of solute transport in a mountain pool-and-riffle stream: a transient storage model. *Water Resources Res.* 19:718-724.

Boulton, A. J., S. Findlay, P. Marmonier, E.H. Stanley & H. M. Valett. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 29: 59-8.

Boulton, A. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practise, problems and prognosis. *Freshwater Biology* 41: 469-479.

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, R.W. Howarth, A.N. Sharpley, V.H. Smith. 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559-68.

Chalar, G., R. Arocena, J.P. Pacheco, D. Fabián. Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11 (2011) 362-369.

Dahm, C. N., N. B. Grimm, P. Marmonier, H.M. Valett & P. Vervier. 1998. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. *Freshwater Biology*, 40: 427-451

D'Angelo, D. J., J. R. Webster, S. V. Gregory, & J. L. Meyer. 1993. Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12: 223-235.

D'Angelo, D. J., Webster, J.R.. 1991. Phosphorous retention in streams draining pine and hardwood catchments in the southern Appalachian Mountains. *Freshwater Biology* 26:335-345.

Dow, C.L., D.B. Arscott, J.D. Newbold. 2006. Relating major ions and nutrients to watershed conditions across a mixed-use, water supply watershed. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 887:911.

Ehrman, T. P., & G. A. Lamberti. 1992. Hydraulic and particulate matter retention in a 3rd-order Indiana stream. *Journal of the North American Benthological Society* 11: 341-349.

Ensign, S.H. & M.W. Doyle 2005. In channel transient storage and associated nutrient retention: evidence from experimental manipulations, *Limnol. Oceanogr.*, 50, 1740-1751.

Ensign, S.H. & M. W. Doyle, 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *J. Geophys. Res.*, 111, G04009.

Evia, G. y E. Gudynas. 2000. Ecología del paisaje del Uruguay. Aportes para la conservación de la diversidad biológica. MVOTMA, AECL. 173 pp

Fellows, C. S., H. M. Valett, C. N. Dahm, P. J. Mulholland, and S. A. Thomas. 2006. Coupling nutrient uptake and energy flow in headwater streams. *Ecosystems* 9: 788-804.

Fisher, S.G., N.B. Grimm, E. Martí, R.M. Holmes & J.B. Jones, Jr. 1998a. Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. *Ecosystems*, 1:19-34.

Fisher, S.G., N.B. Grimm, E. Martí & R. Gómez. 1998b. Hierarchy, spatial configuration, and nutrient cycling in a desert stream. *Aust. J. Ecol.*, 23:41-52.

Fisher, S.G., R.A. Sponseller & J.B. Heffernan. 2004. Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology*, 85: 2369-2379.

Glücker, B. & I.G. Boëchat. 2004. Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters, *Ecology*, 85, 2818-2827.

Grimm, N.B, S.G. Fisher & W.L. Minckley 1981. Nitrogen and Phosphorous dynamics in hot desert streams of South Western USA. *Hydrobiologia* 83:303-312.

Hall, R.O., B.J. Peterson & J.L. Meyer. 1988. Testing a nitrogen cycling model of a forest stream by using a nitrogen-15 tracer addition, *Ecosystem*, 1, 283-298.

Hammer, Ø., D.A.T. Harper & P.D. Ryan.2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9 pp.

Jenkins, W. J., S. C. Doney. 2003. The subtropical nutrient spiral. *Global Biogeochemical cycles*, Vol. 17, 1110, 9 pp.

Kling, G. W. 1994. Ecosystem scale experiments: the use of stable isotopes in freshwaters, pp. 91-120. In: L. A. Baker (ed.), *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, Amer. Chem. Soc.

Kruskal, W. & W.A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47 (260): 583–621

Likens G.E. & F.H. Bormann. 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*, 2nd Ed. Springer-Verlag.

Lock, M. A. 1993. Attached microbial communities in rivers. In: *Aquatic microbiology: an ecological approach*. T. E. Ford (ed.): 113-138. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK

Madigan, M., J. Martinko, J. Parker. Brock. *Biología de los microorganismos*. 10^{ma} Ed. Pearson Educación. Madrid 2004.

Mann, H. B., D. R. Whitney. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18 (1): 50–60.

Martí, E., F. Sabater, J.L. Riera, G.C. Merseburger, D. von Schiller, A. Argerich, F. Caille, & P. Fonollà 2006. Fluvial nutrient dynamics in a humanized landscape. Insights from a hierarchical perspective. *Limnetica*, 25(1-2): 513-526

Meyer, J.L.. 1979. The role of sediments and bryofites in phosphorous dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 24:365-375.

MGAP (Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca). 1976 Dirección General de Recursos Naturales Renovables, Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra. *Indices de Productividad, Grupos CONEAT*. Montevideo, Uruguay.

MGAP (Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca). 2000. DIEA. Censo General Agropecuario. Recuentos preliminares. Montevideo, Uruguay.

Mulholland, P. J., J. D. Newbold, J. W. Elwood, & C. L. Hom. 1983. The effect of grazing intensity of phosphorus spiralling in autotrophic streams. *Oecologia* 58:358-366.

Mulholland, P. J., A. D. Steinman, & J. W. Elwood. 1990. Measurement of phosphorus uptake length in streams: comparison of radiotracer and stable PO₄ releases. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 2351-2357.

Mulholland, P. J., A. D. Steinman, E. R. Marzolf, D. R. Hart, & D. L. DeAngelis. 1994. Effect of periphyton biomass on hydraulic characteristics and nutrient cycling in streams. *Oecologia* 98: 40-47.

Mulholland, P. J. & D. L. DeAngelis. 2000. Surface-subsurface exchange and nutrient spiraling. En J.B. Jones y P.J. Mulholland (eds.). *Streams and groundwaters*. Academic Press, p. 149-166.

Munn, N. L., & J. L. Meyer. 1990. Habitat-specific solute retention in streams: an intersite comparison. *Ecology* 71: 2069-2082

Newbold, J. D., J. W. Elwood, R. V. O'Neill, & W. Van Winkle. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38:860-863.

Newbold, J.D., Mulholland, P.J., Elwood, J.W., O'Neill, R.V. 1982. Organic-carbon spiralling in stream ecosystems. *Oikos* 38:266-272.

Newbold, J. D., R. V. O'Neill, J. W. Elwood, & W. Van Winkle. 1982b. Nutrient spiralling in streams: implications for nutrient limitation and invertebrate activity. *The American Naturalist* (120) 5:628-652.

Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V., Sheldon, A.L. 1983. Phosphorous dynamics in a Woodland stream ecosystem – a study of nutrient spiralling. *Ecology* 64 (5): 1249-1265.

O'Neill, R. V., A. R. Johnson & A. W. King. 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landsc. Ecol.*, 3: 193-205

Payn, R. J. Webster, P. Mulholland *et al.* 2005 Estimation of stream nutrient uptake from nutrient addition experiments. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 3, 2005, 174-182.

Peterson, B. J., T. L. Corliss, K. Kriet, & B. J. Hobbie. 1992. Nitrogen and phosphorus concentrations and export for the upper Kuparuk River on the North Slope of Alaska in 1980. *Hydrobiologia* 240: 61-69.

Peterson, B. J., *et al.*. 1993. Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology* 74: 653-672.

Peterson, B.J. *et al.*. 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292: 86-90.

Runkel, R. L. 2007. Towards a transport-based analysis of nutrient spiraling and uptake in streams. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 5, 2007, 50-62.

Runkel, R. L. 1998. One dimensional transport with inflow and storage (OTIS): a solute transport model for streams and rivers. U.S. Geological Survey Water Resources Investigation Report 98-4018. US Geological Survey, Denver, Colorado.

Simon, K.S., C.R. Townsend, B.J.F. Biggs & W. B. Bowden. 2005. Temporal variation of N and P uptake in 2 New Zealand streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 1-18.

Sganga, J. C. 1994. Caracterizacion de la vegetacion de la R.O.U. En: MGAP, Contribucion de los estudios edafologicos al conocimiento de la vegetacion en la Republica Oriental del Uruguay. Boletin tecnico 13: 3-12.

Smith, A. J., R.W. Bode, G.S. Kleppel. 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrates communities. *Ecological Indicators* 7, 371-386.

Stamford, J. A. & J. W. Ward. 1988 Hyporreic habitat of river ecosystems, *Nature*, 335, 64-66.

Stream Solute Workshop. 1990. Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 95-119

Thorp, J.H., M.C. Thoms, M.D. De Long. 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River research and applications* 22: 123-147.

Townsend, C. R., R. H. Riley. 1999. Assessment of river integrity: Accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, 41, 393-405

Triska, F. J., V. C. Kennedy, R. J. Avanzina, G. W. Zellweger, & K. E. Bencala. 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream: channel processes. *Ecology*. 70: 1877-1892.

Valett, H.M., C.L. Crenshaw, P.F. Wagner. 2002. Stream nutrient uptake, forest succession and biogeochemical theory. *Ecology*, 83 (10), 2888-2901.

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

Webster, J.R., S.W. Golladay, E.F. Benfield, J.L. Meyer, W.T. Swank & J.B. Wallace. 1992. Catchment disturbance and stream response: an overview of stream research at Coweeta Hydrologic Laboratory. En: River Conservation and Management, P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds.): 231-253. John Wiley & Sons, New York, USA.

Webster, J. R., P. J. Mulholland, J. L. Tank, H. M. Valett, W. K. Dodds, B. J. Peterson, W. B. Bowden, C. N. Dahm, S. Findlay, S. V. Gregory, N. B. Grimm, S. K. Hamilton, S. L. Johnson, E. Marti, W. H. McDowell, J. L. Meyer, D. D. Morrall, S. A. Thomas, & W. M. Wollheim. 2003. Factors affecting ammonium uptake in streams - an inter-biome perspective. *Freshwater Biology* 48:1329-1352

Webster, J., M. Valett. 2006 Solute Dynamics in Methods in Stream Ecology, p 169-185 Elsevier

Wollheim, W. M. *et al.* 2001. Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. *Limnol. Oceanogr.* 46:1-13.

Yeakley, J. A., D. C. Coleman, B. L. Haines, B.D. Kloeppel, J. L. Meyer, W. T. Swank, B. W. Argo, J. M. Deal, S. F. Taylor. 2003. Hillslope nutrient dynamics following upland riparian vegetation disturbance. *Ecosystems* (2003) 6: 154–167.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. 3rd Ed. Prentice Hall.