



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

**“Propuesta para la restauración
del ecosistema de un río de montaña
(Tembembe, Morelos)”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

(BIOLOGÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A

Rosa Sánchez Romero

Director de tesis: Dr. José Raúl García Barrios

México, D.F.

Junio, 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para mis estudios de maestría. De la misma forma a la Dirección General del Posgrado (DGE) por el apoyo con la beca complemento.

Ago patente mi agradecimiento al Dr. José Raúl García Barrios por la dirección y aportaciones durante mis estudios de maestría y en la presente tesis, he aprendido mucho de ti en el área académica pero también en el arte de vivir.

A los miembros de jurado: Dr. José Manuel Maass Moreno, Dr. Luis Zambrano González, Dr. Enrique Arturo Cantoral Uriza y Dr. Javier Carmona Jiménez, a sido un honor contar con ustedes, cada uno con su muy particular estilo, a tenido valiosas aportaciones al presente trabajo, no solo con la revisión del presente documento, sino a lo largos de todo el proyecto. Sin ustedes este trabajo no sería lo que es. Para ustedes mi más sincero agradecimiento.

A la maestría en Restauración Ecológica por proporcionarme las bases sólidas en la restauración, para así poder atender los problemas urgentes del ambiente y por lo tanto de la humanidad

A la Universidad Nacional autónoma de México que por ser gratuita da la oportunidad a que personas como yo podamos cristalizar nuestros sueños.

Dedicatoria

A Yokoyani A. por acompañarme en esta travesía y hacer que esta vida sea toda una aventura, por que con tu sonrisa iluminas todo a tu alrededor solecito. Te quiero mucho chamaquito.

A Lety S. y Paty S. por su apoyo incondicional en todo momento y por ser esas personas maravillosas que admiro y me alientan a seguir adelante.

A Vane, por estar en todo momento, por las largas platicas que alimentan el alma, y creer en mi aun a pesar de todo. Yo también creo en ti.

A Pedro R., por que el tiempo que hemos compartido a fortalecido los lazos de amistad, por ser conmigo una persona tan linda.

A Ivan R. por que después de todo, he encontrado en ti una de las cosas más valiosas que poseen los seres humanos "una gran amistad". Al igual por todas las idas al río que compartiste con migo.

A Juan C, Javier M. por su valioso apoyo en su momento.

A cada uno de mis compañero de la maestría en Restauración, por hacer agradable mi estancia en la maestría y compartir con migo mucho momentos lindos. Así como a los compañeros del laboratorio de Fisiología de la Facultad de Ciencias, por haber abierto las puertas y poder realizar el trabajo a gusto.

A todas las personas que hacen de este mundo un lugar habitable.

No debemos olvidar jamás que todos somos guardianes temporales de los tesoros del planeta.

Reina Noor

CONTENIDO

RESUMEN	1
I INTRODUCCIÓN	4
I.1 Restauración ecológica	4
I.2 Área de estudio	7
I.3 Impactos antropogénicos	13
I.4 Ecología de ríos	14
1.4.1 Escalas	14
1.4.2. Zonación	16
1.4.3. Continuidad	16
1.4.4. Productividad primaria autóctona	19
II OBJETIVOS	24
III HIPÓTESIS	25
IV MATERIAL Y MÉTODO	26
V RESULTADOS	32
V.1 Régimen hidráulico general	32
V.2 Parámetros Físico-Químicos generales	34
V.3 Riqueza de algas perifíticas	35
V.4 Caracterización temporal de la biomasa algal perifítica	38
V.5 Variables explicativas y modelos	39
V.6 Observaciones cualitativas sobre diversidad algal	43
V.7 Caracterización física y régimen hidráulico de los hábitats	45
VI DISCUSIÓN	50
VI.1 Régimen hidráulico	50
VI.2 Parámetros Físico-Químicos generales	51
VI.3 Riqueza de algas perifíticas	51
VI.4 Dinámica de la biomasa algal del perifiton	52
VI.5 Observaciones cualitativas sobre diversidad algal	54
VI.6 Caracterización física, régimen hidráulico y biomasa en los hábitats	55
VI.7 Propuesta de restauración ecológica en el río	56
VII CONCLUSIONES	60
VIII BIBLIOGRAFÍA CITADA	63
ANEXO I:	74

RESUMEN

Esta tesis es una contribución al estudio de la ecología del río Tembembe, Morelos. Su propósito es evaluar su estado de conservación con el objeto de valorar la conveniencia de emprender actividades directas de restauración en su cauce o, de ser posible, proponerlo como un ecosistema de referencia para la restauración de otros ríos del estado de Morelos. El estudio se centra principalmente en el análisis de los regímenes de flujo del agua y de la luz, sus variaciones y los efectos que tienen sobre la biomasa de la comunidad algal perifítica. Se realizó en un tramo de río de 120 m de cauce en un sitio donde el cañón del río aumenta significativamente su anchura para permitir la penetración de luz. La posición del tramo en la cuenca es corriente abajo de una amplia zona fuertemente deforestada y sujeta a erosión, pero antes de que las actividades humanas contaminen el río con desechos urbanos y agroquímicos.

Durante un año se llevaron a cabo registros bimestrales de los parámetros físico-químicos generales y la velocidad de la corriente en cuarenta y ocho puntos localizados en doce transectos perpendiculares al cauce. En cada punto se recolectaron muestras de perifiton (de las que se determinó la riqueza específica y estimó el peso seco libre de cenizas (PSLC) y la concentración de pigmentos clorofílicos) y se registraron los factores microambientales: intensidad luminosa, profundidad, velocidad de corriente y tipo de sustrato. Para conocer la importancia relativa de estos factores, se desarrolló un modelo matemático de la dinámica de la biomasa basado en los procesos de acumulación y desprendimiento del perifiton. La estimación estadística del modelo se realizó mediante regresión lineal restringida en dos pasos. Permitted establecer cuantitativamente las condiciones de equilibrio del sistema, y encontró dependencia significativa de la productividad primaria algal con la velocidad de la corriente y la intensidad luminosa, pero no con el tipo de sustrato. Las diferencias en el peso relativo estimado de estos factores para la dinámica del PSLC y la Cla (Clorofila tipo a) señalan que estos indicadores no son equivalentes, y será necesario en el futuro modelar su relación.

Durante el año de estudio el tramo de río contó con una alta heterogeneidad hidráulica, determinante de los micro-ambientes del río. Estos micro-ambientes fueron mapeados y caracterizados. Por varios métodos estadísticos se establecieron las diferencias y se evaluó la distribución e importancia de los principales factores de crecimiento del perifiton

Se concluye que, a pesar de las altas tasas de erosión de las laderas del río antes del tramo, los parámetros físico-químicos generales y las especies encontradas corresponden a un río en buenas condiciones, lo cual sugiere que el río Tembembe

(en este tramo del río) puede funcionar como un ecosistema de referencia, con los límites que imponen sus condiciones particulares, para la restauración de los ríos altamente contaminados del norponiente de Morelos, especialmente el río Apatlaco adyacente. Sin embargo, a pesar de estas buenas condiciones generales, sí existen algunos factores de perturbación regional y local para los que se sugieren algunas actividades de restauración ecológica con el fin de mejorar integralmente el sistema.

I INTRODUCCIÓN

I.1 Restauración ecológica

A través de la historia, el ser humano ha modificado profundamente los ecosistemas fluviales. Probablemente ningún otro ecosistema haya sufrido más deterioro debido a estas modificaciones (Allan 1995). Las modificaciones, sin embargo, se han acelerado en las últimas décadas, causando el deterioro de vastos ecosistemas acuáticos en todo el planeta. El *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA 2005) señala que a nivel mundial las especies de agua dulce han declinado de forma muy rápida. Durante el periodo de 1970-2000, las poblaciones de vertebrados de agua dulce (peces, reptiles, anfibios y aves acuáticas) han tenido una tasa de declinación mayor, con un promedio de 50%, mientras que en el mismo periodo, en los ecosistemas terrestres y marinos fue de 30%.

Bernhardt *et al.* (2005) mencionan que en los E. U. más de un tercio de los ríos están señalados como deteriorados o contaminados, y calculan que la tasa de extinción de especies en aguas dulces es cinco veces mayor que en sistemas terrestres. En México existe una carencia prácticamente total de estudios sobre la ecología de los ríos donde se analice a fondo el problema. Sin embargo, los datos de contaminación fluvial de la Comisión Nacional del Agua (CNA), y la observación directa sugieren que los ecosistemas lóticos se encuentran sujetos a procesos de degradación ambiental muy acelerada. En Morelos, por ejemplo, con excepción del río Tembembe, todos los ríos se encuentran con altos niveles de contaminación (CNA 1997).

Varios factores socio-ambientales contribuyen al deterioro fluvial, entre los que se encuentran por una parte los indirectos: las altas tasas de crecimiento poblacional y urbano, la pobreza y marginación difundida, la topografía montañosa predominante, el cambio de uso de suelo, etc. Y por otra los directos: la pésima disposición de los desechos líquidos y sólidos agrícolas, industriales y municipales, sobreexplotación del agua y la pesca, introducción de especies exóticas, acarreo de sedimentos por las altas tasas de erosión generada por la deforestación, entre muchos otros (MEA 2005; Maass & García-Oliva 1990; González & García 1998).

En un país megadiverso como el nuestro, uno de los aspectos más urgentes a atender en cuestión de conservación y manejo de la riqueza natural es la restauración de aquellos ecosistemas que, en mayor o menor medida, se encuentran alterados (Sánchez *et al.* 2005; Hobbs & Harris 2001). Para ello, debemos enfocar recursos de investigación diagnóstica que permitan planear las actividades de restauración. En éste proceso de investigación, los ríos son de gran importancia. Sin embargo, si en

todo el mundo el conocimiento de los ríos en sus formas prístinas es muy escaso debido a las transformaciones que estos ecosistemas han sufrido (Allan 1995), en México carecemos de un entendimiento casi total del funcionamiento de estos ecosistemas.

Este estudio tiene como propósito hacer una contribución, de las primeras de su tipo en el país, a este entendimiento. Analiza en un contexto espacial los efectos del régimen de flujo del agua, la intensidad luminosa y el sustrato sobre los procesos de acumulación y desprendimiento del perifiton, con el fin de proporcionar un marco de referencia adecuado para planear algunas actividades de restauración del ecosistema de este río (para mejorar integralmente las condiciones del sistema) y ayudar a establecer un ecosistema de referencia para la restauración de otros ríos --la mayoría altamente contaminados-- del estado. Tiene como antecedente el trabajo realizado por Murdock *et al.* (2004), quienes, con fines de restauración, estudiaron la interacción entre el perifiton, el flujo y los nutrientes en un río impactado por descargas urbanas.

¿Qué es un ecosistema de referencia? En este campo, las bases conceptuales y operativas de la restauración ecológica aún están en desarrollo. La Society For Ecological Restoration (SER 2004) define la restauración de la siguiente manera:

“La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad”

En esta definición, la referencia está dada por los términos salud, integridad y sustentabilidad del ecosistema en recuperación. Como tal, ha sido fuertemente criticada por dos motivos: los términos son confusos, y por su cualidad normativa, admiten muchas interpretaciones distintas; dependiendo de la definición adoptada, y dada una situación específica de deterioro, existen muchas rutas alternativas de restauración que pueden desembocar en resultados con cualidades de salud, integridad y sustentabilidad (Hull & Robertson 2000).

Para evitar este problema, muchas definiciones utilizan terminología ecológica más precisa. Por ejemplo, la restauración puede ser entendida como la búsqueda de la recuperación de las estructuras y funciones autosuficientes de un ecosistema semejantes a las que existían antes de que éste fuera degradado (Bradshaw 1987; Ewel 1987; Jordan *et al.* 1987). Sin embargo, tampoco es sencillo interpretar este tipo de definición. ¿Cómo es un ecosistema “antes de ser degradado”? Muchas personas todavía adoptan una interpretación esencialista pre-darwiniana y lo entienden como una “condición natural” ideal, surgida de la apreciación de un pasado imaginario, sin considerar que cualquier ecosistema pasó por una historia de transformaciones constantes, muchas veces contingentes y aleatorias, que rara vez son conocidas.

Por otra parte al considerar a un ecosistema como referencia debemos tener claro las distintas escalas espaciales y temporales que se van a utilizar. Desde una perspectiva pragmática, una alternativa es examinar un ecosistema de la región, que comparta condiciones similares a éste y que consideremos en mejor estado de conservación o menos alterado y utilizarlo como modelo de referencia para la restauración de otros con mayor grado de alteración, o para medir el éxito de la actividad. Un sistema de referencia de éste tipo tiene la ventaja de que se puede estudiar con detalle su estructura y dinámica (Hobbs & Harris 2001). Pero en la práctica es difícil encontrarlo; existen dos problemas: (1) las referencias pueden representar únicamente un rango restringido de condiciones ambientales, y (2) todos los sistemas pueden haber sido degradados. En nuestro caso en particular, prácticamente todos los ríos de México se encuentran severamente deteriorados de alguna u otra manera. ¿Cómo construir, entonces, un ecosistema de referencia, por ejemplo, para los ríos del estado de Morelos?

Nuestro río de estudio, el Tembembe, comparte muchas características físico-ambientales con otros ríos de las cuencas altas de Morelos, como son el Apatlaco y el Cuautla. Es el único río de Morelos libre de contaminación severa por desechos municipales, agrícolas o industriales. Sin embargo tiene algunos problemas; las laderas de las secciones medias y bajas de la cuenca del río fueron taladas desde hace más de un siglo, por lo que el río probablemente ha reducido su nivel basal, perdido parte de sus aportes alóctonos de nutrientes y sufrido perturbaciones periódicas provocadas por las avenidas de agua y el transporte de sedimentos (Maass *et al.* en prensa; McDonald *et al.* 2004). No representa, por lo mismo, un ecosistema ideal de referencia. Sin embargo, como se demostrará en este estudio, si es adecuado para analizar con suficiente efectividad algunos de los procesos naturales de recuperación ante el disturbio, y por lo mismo para sustentar un proceso intencional de restauración. Este estudio busca contribuir a establecer el río Tembembe como un modelo útil sobre los principales componentes y procesos que mantienen el funcionamiento del ecosistema lótico, y guíe nuestras acciones de restauración en éste y otros ríos de la región.

¿Porqué y cómo restaurar los ríos? La restauración ecológica de los ríos es importante ya que contribuye a recobrar servicios ecosistémicos importantes como: producción de alimento, recreación, purificación natural del agua, provisión de agua para riego, industria y beber, hábitats para numerosas especies y valor estético; así como el control de diversas enfermedades de importancia, entre muchos otros (MEA 2005). Aunque la restauración de ríos es una práctica relativamente joven --las primeras experiencias se llevaron a cabo en Europa, a fines de los años 60'--, hoy en día existen numerosos ejemplos exitosos de restauración en todo el mundo, lo que ha originado que en los últimos años varias especies lólicas que se creían extintas hayan vuelto a aparecer y se ha extendido la distribución de otras (Pedroli 2002; Nienhuis &

Leuven 2001). Por ejemplo, en E.U., durante la última década, se han incrementado exponencialmente los proyectos de restauración en ríos; en julio de 2004 estaban registrados 37,099 proyectos de restauración (Bernhardt *et al.* 2005).

Desde una aproximación integral, el diseño de la restauración y conservación de los ecosistemas lóticos debe considerar las interacciones con su cuenca vertiente, así como los regímenes del caudal y las relaciones horizontales y verticales dentro del cauce (González & García 1998; Winens 2002; McDonald *et al.* 2004). También es importante considerar aquellos procesos relacionados con la concentración de químicos en el agua, la dinámica de los sedimentos y la estructura de la red trófica y (Murdock 2004; Zambrano 2003). La cuenca vertiente y su ciclo hidrológico son cruciales para el funcionamiento del río (Lytle & Poff 2003). Además, las actividades del ser humano en y fuera del cauce pueden alterarlo dramáticamente. Cuando el origen del deterioro está en las dinámicas de manejo y disturbio humano de la cuenca vertiente – deforestación, erosión, actividades ganaderas (pastoreo), etc. – la restauración debe incluir un programa de manejo sustentable de la cuenca y sus ecosistemas (McDonald *et al.* 2004; Nienhuis & Leuven 2001).

En muchas ocasiones, las actividades de restauración también deben dirigirse hacia la rehabilitación del canal y su régimen hidráulico. La velocidad del agua y las fuerzas asociadas a ella --transporte de nutrientes, tamaño de las partículas del sustrato, penetración de la luz– constituyen el factor determinante de la formación y distribución de los hábitats lóticos. La heterogeneidad ambiental debe ser un criterio prioritario durante los procesos de diagnóstico y planeación para la restauración de estos ríos. En las cuencas con un régimen hidráulico muy perturbado, además de generar y mantener un flujo base de agua que sea aceptable para el común de la vida acuática, debe de manipularse la estructura del canal para inducir la heterogeneidad de hábitats físicos para la flora y fauna y promover la diversidad de especies dentro del ecosistema (Pedroli *et al.* 2002; González & García 1998; Nienhuis & Leuven 2001; Temperton *et al.* 2004).

I.2 Área de estudio

El río Tembembe, originado a partir de los escurrimientos de la Sierra de Zempoala, se encuentra localizado en la zona norponiente del estado de Morelos, dentro de la región de contacto del corredor ecológico Chichinautzin con el “Glacis de Buenavista”, al norponiente de la ciudad de Cuernavaca (Fig. 1). Junto con la sección alta del río Apatlaco, forma parte de un complejo sistema hidrológico radial. Las cuencas del Alto Apatlaco-Tembembe tienen importancia estratégica para la región. De ellas depende directamente la recarga del acuífero “Cuernavaca”, del cual se

abastece la ciudad, y tienen efectos directos en el clima privilegiado de la región y la alta biodiversidad que ésta mantiene. En consecuencia, la CONABIO las incluye como parte de la Región Prioritaria Terrestre 108 (Arriaga *et al.* 1998; INEGI 2002).

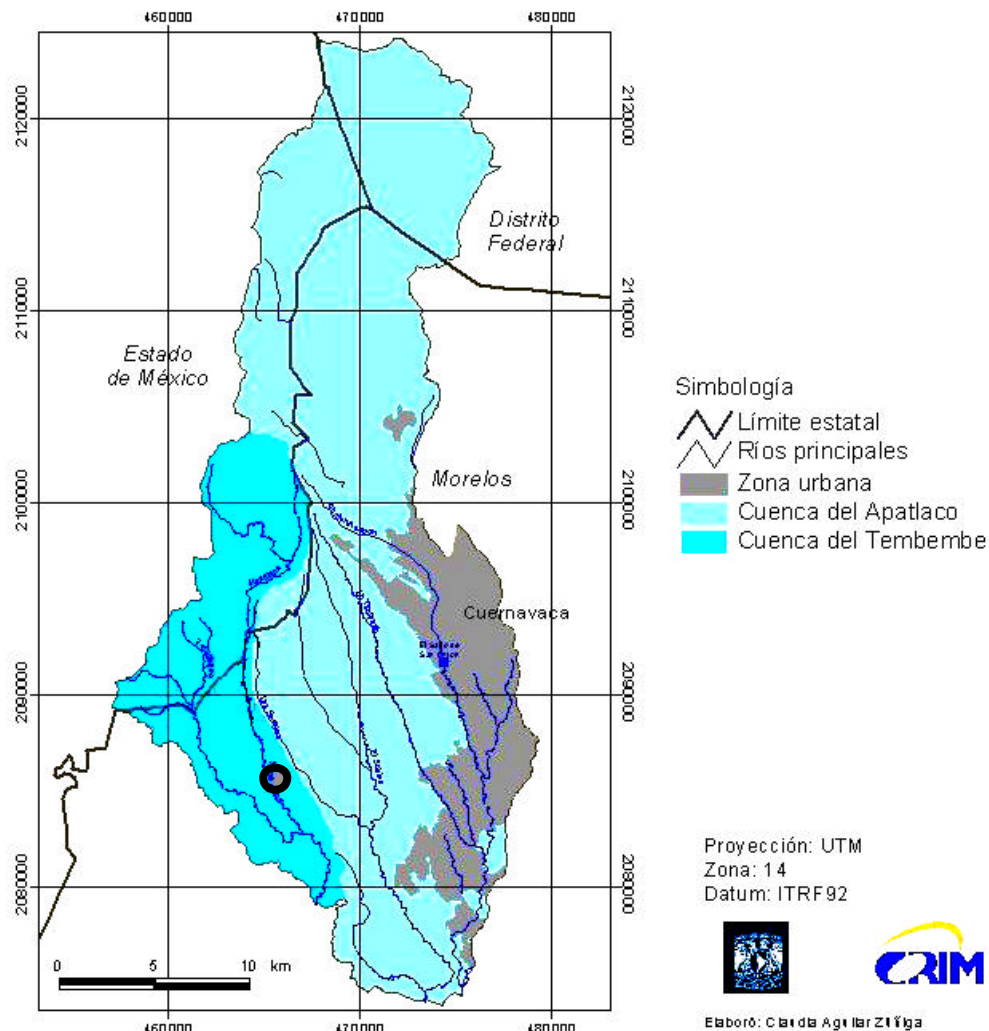


Fig. 1. Ubicación de la cuenca del río Tembembe, dentro del corredor ecológico Chichinautzin-Barrancas de Cuernavaca. El círculo señala el sitio de muestreo, el cual se encuentra cercano al poblado de Cuentepec, la subcuenca de estudio se forma a partir de este punto hasta la parte alta de la cuenca (Tomado de García 2002).

La cuenca del río Tembembe forma parte de la Región Hidrológica del Río Balsas (No. 18), dentro de la cuenca del Amacuzac. Se ubica al nroeste del estado de Morelos y sureste del estado de México ($19^{\circ} 04' - 18^{\circ} 62' N$ y $99^{\circ} 43' - 99^{\circ} 29' O$). Sus principales afluentes son el Tembembe y Tejaltepec (CNA 2002; Gómez 2003).

La cuenca fue formada a partir de la erosión del extremo poniente de un gran cono de deyección o abanico que parte de la arista sur de la Sierra de Zempoala, y que se proyecta fuera de los límites del municipio de Cuernavaca hasta la localidad de Acatlipa, a unos 20 km más al sur. Este cono o abanico, denominado regionalmente “Glacis de Buenavista” (Fig. 2), constituye un claro ejemplo de correlación geológica entre el macizo volcánico de la Sierra de Zempoala y los depósitos apilados en la parte baja del terreno. Dichos depósitos fueron arrancados por un enérgico trabajo hidráulico realizado por torrentes de montaña y corrientes de lodo (lahares) sobre la pronunciada vertiente de la sierra. En el glacis existe gran variedad y alternancia de estructuras sedimentarias, propias de diferentes condiciones de arrastre y depósito. El río se encuentra sobre afloramientos de aglomerado de arenisca que, al ser erosionadas por el flujo del agua, dieron origen a una barranca bien definida que en algunas partes llega a tener más de 125 m de profundidad (Fries 1960; Ortiz 1978; CETENAL 1979 a y b).

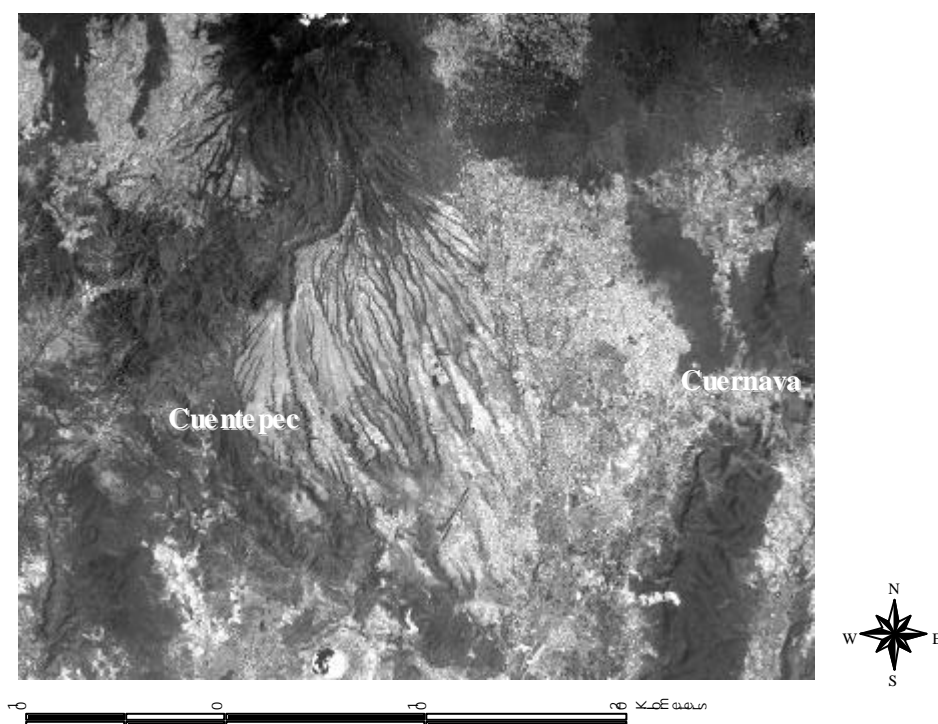


Fig. 2. Glacis de Buenavista en donde se puede observar la formación del cono de deyección o abanico, que se inicia en la sierra de Zempoala, y el sistema de barrancas de Cuernavaca que se forman a partir de este. Se señalan también la ciudad de Cuernavaca y el poblado de Cuentepec (Tomado de Trejo 2006).

Este estudio sólo considera la subcuenca del río Tembembe formada a partir de la descarga fluvial determinada por las coordenadas $18^{\circ} 51' 57''$ N, $99^{\circ} 19' 55''$ O, a 1415 msnm de altitud. Estas coordenadas son las del tramo de estudio al que nos referimos en esta tesis, y se encuentran en el lecho del río, al fondo del barranco y a unos

trescientos metros al norponiente de la comunidad indígena de Cuentepec. El mapa digital del terreno de la subcuenca (Fig. 3) y sus características principales fueron obtenidos con el programa de Rivertools, se reportan en la Tabla 1.

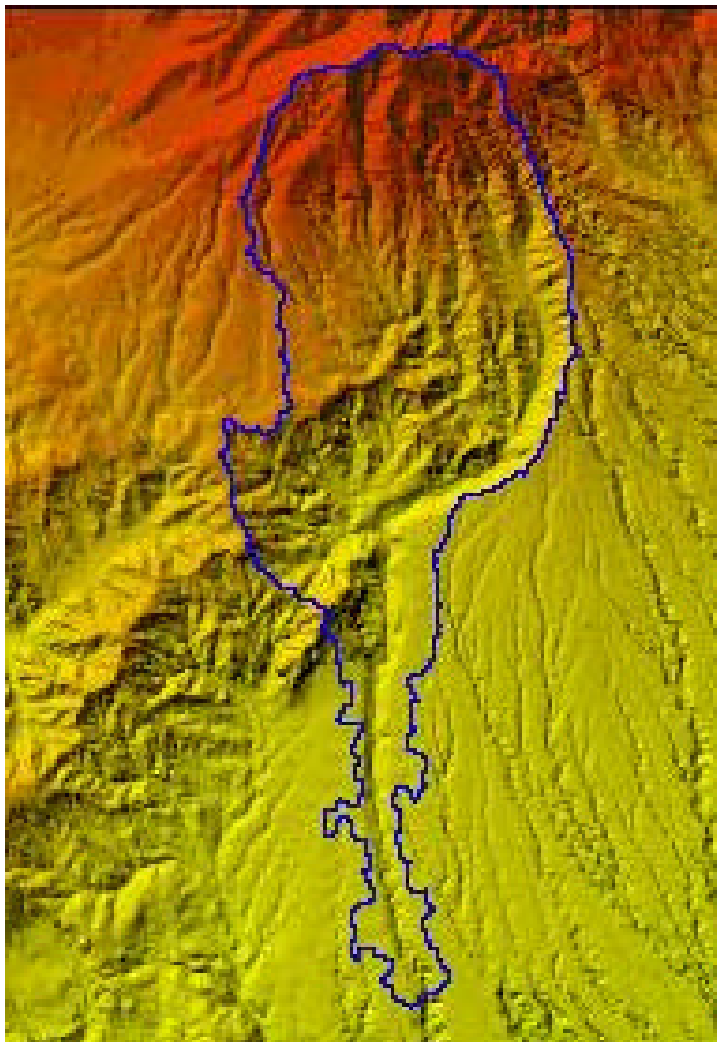


Fig. 3. Mapa digital de la subcuenca del río Tembembe formada a partir de la salida fluvial del sitio de estudio, en el que se puede ver un estrechamiento de esta en la parte baja, y como el río Tembembe corre por el centro en el interior de la barranca (Imagen obtenida con el programa de Rivertools).

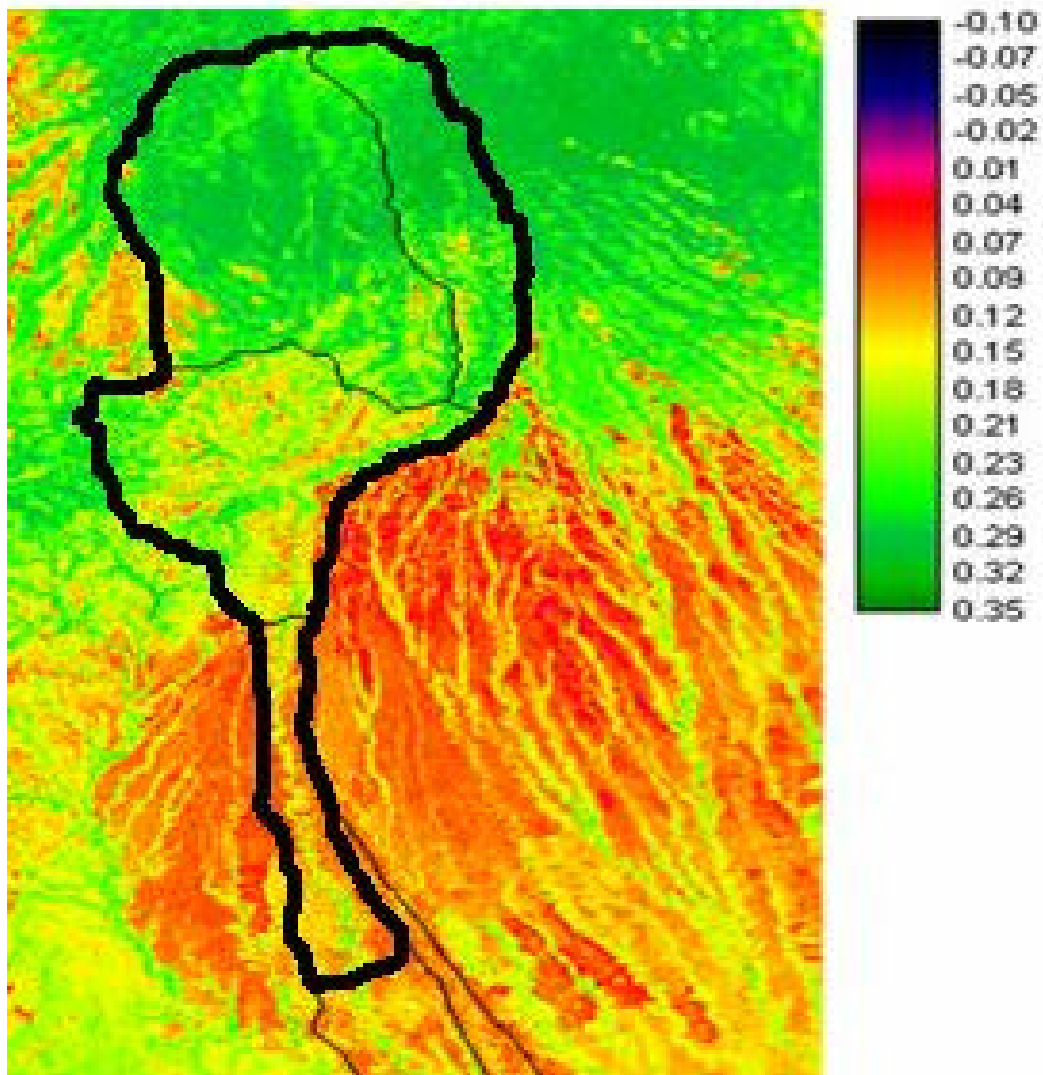
Área total	52.48 Km ²
Gradiente altitudinal	1.9 km.
Longitud del canal principal	26.25 km.
Drenaje (canales)	739.46 km.
Densidad de drenajes por km	14.1

Tabla 1. Características generales de la subcuenca que se forma a partir del sitio de estudio (Obtenida con el programa de Rivertools).

Las distintas unidades de suelo de la cuenca varían con la altitud. El río nace en las faldas sur del Cerro de Zempoala a una altitud de 3,450 msnm. En la parte más alta de la cuenca predominan los andosoles húmicos y molocos, con algunos feozems háplicos y cambisoles. En la parte baja, en el Glacis y cerca de Xochicalco, abunda el feozem háplico, seguido de vertisoles pélicos de textura media. En esta área, debido a la erosión acelerada, los suelos son poco profundos.

El clima y la vegetación presentan amplias variaciones subregionales, fuertemente correlacionadas con la altitud. La vegetación de acuerdo con Rzedowsk (1988) y Miranda y Hernández (1963), así como el tipo de clima que se presenta en cada uno de ellos, de acuerdo con la clasificación de Köppen (1948), los podemos dividir en dos regiones principales: al norte en la parte más alta de la subcuenca, la vegetación esta representada por bosque de coníferas (encinar y pinar, bosque de abetos u oyamel) y bosque mesófilo de montaña (Selva mediana o baja perinifolia y bosque caducifolio), con climas Af, Am, Cfa, Cfb, Cwa, Cwb y Cwc; con precipitación de 1,100 a 1,500 mm anuales y temperatura media anual (t.m.a.) entre 5° y 12° C (CNA 2002). En la parte baja se encuentra el bosque tropical caducifolio (selva baja caducifolia), con climas Aw y Cwa; la precipitación media anual es de 960 mm y poca oscilación térmica (t.m.a. 21.6 °C) (CNA 2002).

La vegetación dominante y el uso de suelo se observan en la Fig. 4. En la parte alta de la subcuenca predominan los bosques mejor conservados; predominan los encinares y en la parte baja y estrecha disminuye la cobertura vegetal con áreas de cultivo de temporal (Olvera et al. 2000; Gómez 2003; Martínez en prensa). Sólo se conservan remanentes de la vegetación original, que cubren un 25-30% de las laderas de las cañadas, y algunos parches de bosques ribereños (Camacho 2004).



NDVI. Producto de las bandas rojas e infrarrojas de la imagen Spot, hace referencia a la humedad y al estado de conservación de la vegetación.

Fig. 4. En la imagen podemos distinguir la cobertura vegetal que se encuentran en la zona. Se encuentre remarcada la subcuenca de estudio del río Tembembe. En la parte alta encontramos un área con vegetación en mejor estado, la cual va disminuyendo hasta que esta es muy escasa en la parte donde el cañón se estrecha cerca del sitio de muestreo, al final de la subcuenca. (Modificado de Martínez, en prensa.).

I.3 Impactos antropogénicos

Uno de los principales factores que influye en el deterioro de los ecosistemas es la presencia de procesos de erosión intensa en sus cuencas (García -Olivo & Maass 1990), los cuales afectan directamente los sistemas fluviales que se encuentran dentro de su cuenca vertiente.

El estado de un río es consecuencia directa del estado de su cuenca vertiente. Los primeros registros que han constatado que la deforestación y la erosión producen modificaciones considerables en el patrón de desagüe de los ríos los realizaron en el Mediterráneo y países del medio oriente, desde los años 60-70´ (Atkinson & Beaumont 1971; Beaumont & Atkinson 1969; Micksell 1969, citados en Whitton 1975). La ausencia de cubierta vegetal – que tiene un efecto esponja – disminuye la infiltración en la cuenca vertiente y aumenta el escurrimiento superficial, lo que provoca una salida rápida el agua de lluvia y la formación de grandes avenidas que transportan mucha cantidad de sedimentos y disminuye el flujo base del río (Whitton 1975; Bruijnzeel 2004).

La erosión acelerada es el principal problema que enfrenta el Glacis de Buenavista, producto de la deforestación llevada a cabo en el siglo XIX por ingenios azucareros y, posteriormente, por el sobrepastoreo de los terrenos permitido por la población campesina local (García Barrios, *comunicación personal*). En la actualidad son terrenos de muy baja productividad, con cultivos agrícolas y potreros muy magros, con altas tasas de erosión (IMTA 1999 -2000).

En la región de estudio la deforestación a provocado una reducción de la fauna terrestre y acuática local y regional (Aguilar-Benitez 1990; Arriaga *et al.* 1998). Existen algunos indicios de que puede representar una amenaza para las especies nativas ya que los habitantes del lugar reportan la desaparición de las poblaciones de nutria en la parte baja de la cuenca y la disminución de las poblaciones de peces y crustáceos en el área. El trabajo de Cirelli (2005) constata esta situación para una región más amplia.

Otro factor importante que afecta directa e indirectamente a los sistemas lóticos es la ganadería, al constituir una fuente de contaminación orgánica y dañar la vegetación y suelos ribereños (Belsky *et al.* 1999). En el área de estudio los pobladores de Cuentepec y de otros poblados aledaños dejan que su ganado vacuno padezca libremente en las laderas de las cañadas y los márgenes del río. En el presente trabajo no fue estudiado este efecto; si embargo se pudo apreciar que, durante el tiempo de muestreo, un aumento de la densidad de ganado en la zona y en consecuencia un visible deterioro de las laderas de la cañada y la vegetación ribereña; b anterior se complica con la entresaca del bosque ribereño y laderas de la cañada, que aunque ligera, fue constante durante este tiempo.

I.4 Ecología de ríos

Los ríos son ecosistemas complicados, ya que la mayoría de sus componentes bióticos y abióticos son dinámicos y variables. En esta parte de la tesis se dan las bases generales teóricas del funcionamiento de este tipo de ecosistemas, enfocado a sustentar un marco teórico para su restauración. Analizaremos brevemente cuatro aspectos principales de los procesos ecosistémicos en los ríos: (a) la importancia de las escalas, (b) su zonificación regional, (c) su continuidad y (d) su productividad primaria autóctona y los factores que la afectan.

1.4.1 Escalas

Los procesos de los ecosistemas operan a diferentes escalas espacio-temporales relacionadas entre sí (Fig. 5). Las condiciones de un determinado micro-hábitat están determinadas por la zona del río donde se encuentra (rápido/remanso), y esta a su vez es consecuencia de las condiciones hidráulicas del tramo del río, que dependen del resto de la red de drenaje y en último término de la cuenca vertiente de dicha sección (González & García 1998; Petersen 1998, 1999).

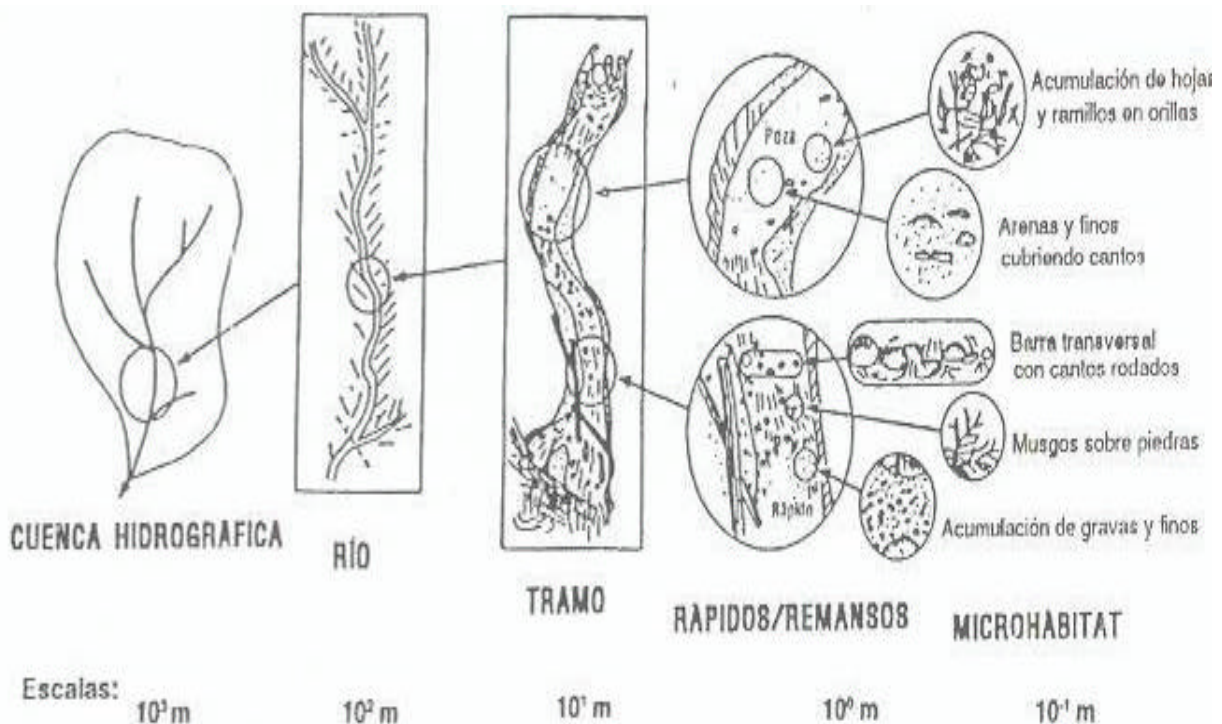


Fig. 5. Distintas escalas espaciales en las que se pueden estudiar los ambientes lóticos, desde la cuenca hasta los microambientes y la interrelación que existe entre ellos (Tomado de Frissell *et al.* 1986).

El aspecto central de la cuenca vertiente es su ciclo hidrológico, que conecta a sus ecosistemas terrestres y acuáticos. Es en este nivel más amplio donde se expresan el impacto de los cambios en el uso de suelo y la contaminación en el agua, suelo y subsuelo, y por lo tanto, en la cantidad, calidad, temporalidad y distribución de los escurrimientos superficiales (Cervantes & Maass 1988; Hornung & Reynolds 1995; Petersen 1999). El régimen de caudales y su carga sólida son resultado de las características hidrológicas de su cuenca vertiente (González & García 1998), por lo que ésta influye en la estructura y función de los ambientes lóticos (Baron *et al.* 2003).

En un nivel inferior está el tramo del río. El tramo se define considerando la trayectoria sinuosa del río, y generalmente se identifica con un meandro completo formado por dos rápidos y dos remansos sucesivos. Los procesos de distribución longitudinal de la energía hidráulica en los ríos determinan que la distancia aproximada entre dos rápidos o dos remansos sea de 5 a 7 veces el ancho del río, por lo que el tramo completo tiene, en promedio, 12 veces el ancho del mismo. La forma sinuosa del río y la presencia de rápidos y remansos sucesivos tiene una gran importancia en la diversidad de hábitats propicios para el desarrollo de distintas especies (Angelier 2002; González & García 1998; Scatena & Johnson 2001; Dodds 2002). En este nivel de análisis también es importante incluir a la llanura de inundación, que juegan un papel muy importante en el ecosistema del río, principalmente en el intercambio de nutrientes y el control de la erosión (Loomis *et al.* 2000).

Por último, a escala menor se percibe el mosaico de microhábitats. En este nivel dominan las condiciones locales de flujo hidráulico, que son muy variables e inestables, lo que contrasta con la estabilidad global del ecosistema (Hauer & Lamberti 1996; Temperton *et al.* 2004). En las pozas pueden encontrarse flujos quasi-laminares que rápidamente se transforman en los rápidos en flujos turbulentos y saltos hidráulicos.

Varios autores (p.ej., ver Vega 2005) plantean que los sistemas ecológicos representan un conjunto de mosaicos dinámicos formados por parches sucesionales. Adoptando esta perspectiva, Matthaei *et al.* (2004) mencionan que en un enfoque escalar fino el lecho del río puede ser analizado como un mosaico de parches. Durante los procesos de disturbio natural, dichos parches experimentan distintos efectos. Algunos pueden experimentar flujos de corriente considerables, con los consiguientes desprendimientos de perifiton, abrasión o depósito de sedimentos. Otros pueden quedar estables y servir como refugio de algas e invertebrados bentónicos. La historia de los disturbios puede tener efectos a corto y largo plazo sobre la composición de las comunidades bentónicas en el río. Dentro de las estrategias de restauración es conveniente tomar en cuenta esta heterogeneidad de los microhábitats.

El presente estudio se realizó en un tramo del río Tembembe de 120 m. de longitud, (mayor que un meandro), con el propósito de poder contar con los distintos ambientes representativos del sitio, tomando en cuenta su heterogeneidad. En este tramo se analizó el flujo heterogéneo del agua y los hábitats y micro-hábitats que éste genera, con el fin de tener un marco de referencia adecuado para elaborar propuestas de restauración del mismo u otros ríos de Morelos.

1.4.2. Zonación

Illies y Botosaneanu (1963) han propuesto una zonación longitudinal de los ríos que los divide en tres zonas principales: **Crenon**, en los tramos de su nacimiento, **Rhithron**, donde el río está formado y corre en una zona montañosa y **Potamon**, en la desembocadura. Nuestro sitio de estudio se encuentra en la zona de “Rhithron” del Tembembe. Este tipo de zona se caracteriza por la mayor presencia de corrientes rápidas y turbulentas; alta heterogeneidad en el sustrato con predominio de guijarros y cantos rodados, temperatura media mensual del agua que no excede los 20°C y alta concentración de oxígeno. En general, en esta porción del río la productividad autóctona es sostenida por las comunidades perifíticas (Allan 1995; Hauer & Lamberti 1996).

1.4.3. Continuidad

Propuesta por Vannote et al. (1980) y retomada por distintos autores (Angelier 2002; Cummins 1977; Dodds 2002), la teoría de la continuidad propone que las interacciones ecológicas del río deben de comprenderse como un continuo, desde la fuente hasta el estuario. Esta teoría se centra en el estudio de la evolución de la materia orgánica como fuente principal de energía y el desarrollo de los distintos grupos funcionales a lo largo del río, respondiendo a la disponibilidad de alimento y las condiciones físicas.

Esta teoría nos permite generar algunas conjeturas respecto al río Tembembe. La amplia cobertura vegetal de las partes altas de la subcuenca, que representan la mayor área de captación (ver Fig.4), debe proveer un aporte importante y continuo de materia orgánica alóctona en forma de materia orgánica particulada gruesa (MOPG), y al mismo tiempo reducir la producción de materia orgánica autóctona debido a la sombra de los árboles provocando poca penetración de luz.

Algunos kilómetros más adelante en la parte media baja de la cuenca, donde el cañón se estrecha y profundiza, y por lo tanto tampoco penetra la luz al río, la producción autóctona debe continuar siendo baja. Sin embargo, en esta zona la drástica reducción de la vegetación circundante, como consecuencia de la deforestación, probablemente ha disminuido también el aporte alóctono. Un

resultado importante de la teoría de continuidad de los ríos es que la deforestación puede ser causa de una caída de la productividad de los ecosistemas fluviales (Allan 1995; Cushing & Allan 2001).

Efectivamente, durante los recorridos de campo realizados durante el mes de enero del 2005 en esta parte del río, aunque no realizamos mediciones, fue evidente que el aporte de materia orgánica terrestre al río disminuye drásticamente en cuanto se reduce la vegetación cercana al río; así también en esta parte del río la vida acuática aparente es muy escasa.

Finalmente, varios kilómetros abajo, en nuestro sitio de estudio, donde el cañón se abre y permite finalmente la entrada de luz, podemos esperar un rápido aumento de la producción autóctona basada en el desarrollo de las comunidades perifíticas. Aunque la base de la energía en el ecosistema de un río no es sólo de origen autóctono, la producción autóctona si puede contribuir a una fracción sustancial de carbono para la alimentación (Lamberti 1996; Steinman 1996; Naiman 1976).

Sin embargo, la deforestación de las partes altas puede afectar negativamente la productividad autóctona del río Tembembe en tres formas: (a) el aumento de los sedimentos suspendidos en el río - como consecuencia de las altas tasas de erosión - incrementaría la turbidez del agua y disminuiría la cantidad de luz necesaria para la fotosíntesis (Allan 1995; US EPA 2004), (b) el aumento de la velocidad extrema de la corriente durante las avenidas de agua causadas por la deforestación, provocarían desprendimientos en la flora acuática por su fuerza de arrastre y la abrasión de los sedimentos, así como la inestabilidad del sustrato del lecho del río (Asaeda & Hong 2000; Temperton *et al.* 2004), y finalmente (c) el sedimento resuspendido y redepositado después de las tormentas podría enterrar a los organismos (Robinson & Rushforth 1987).

Estos cambios en la productividad alóctona y autóctona pueden haber tenido efectos severos sobre las dos bases principales de la cadena trófica en el río, provocando la desaparición de varias especies.

La Fig. 6 muestra las cadenas tróficas ideales en un río a partir de las relaciones de los grupos funcionales de alimentación, y cómo los efectos de la deforestación se transmiten a lo largo de todos los niveles de la cadena.

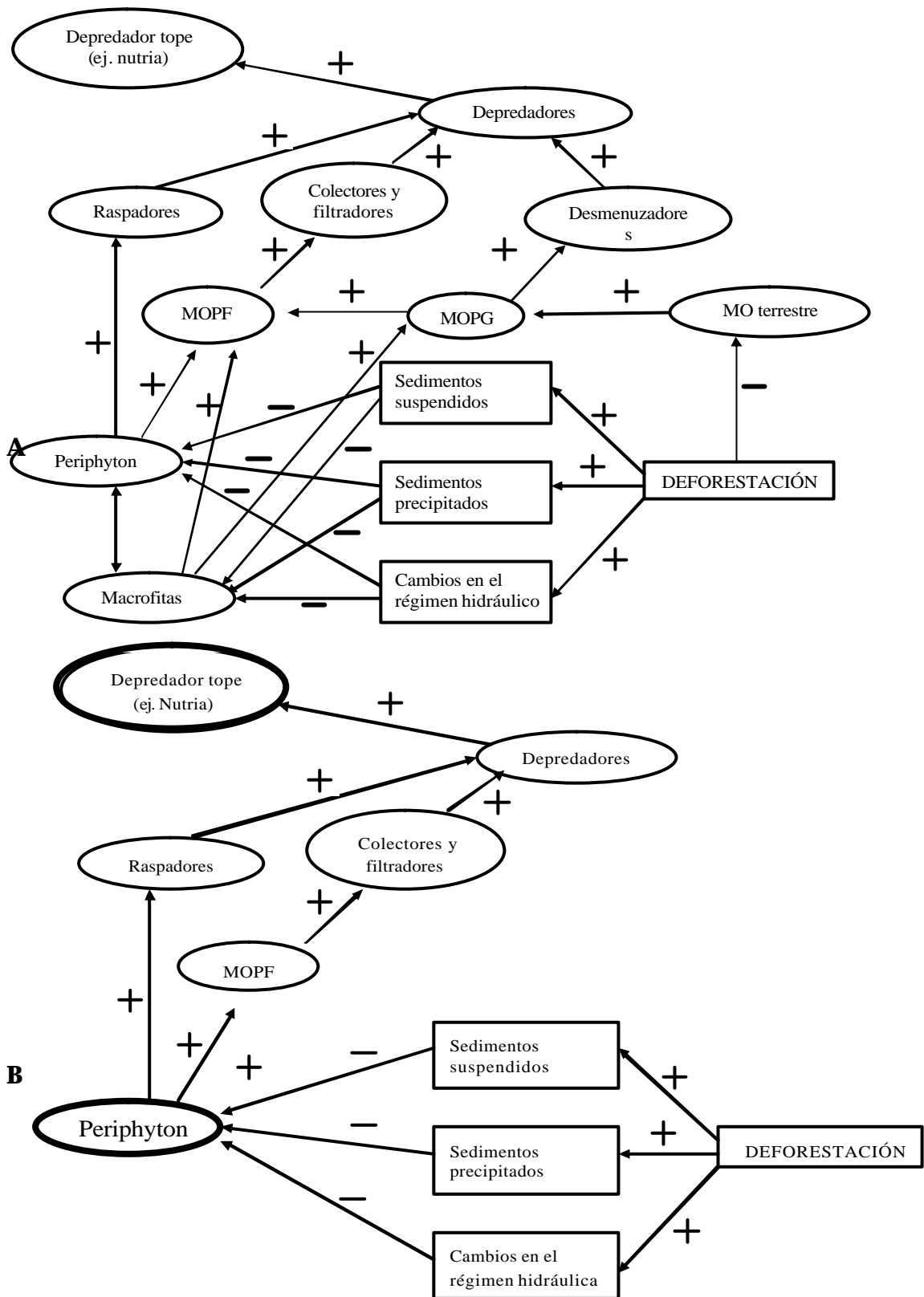


Fig. 6. Cadenas tróficas general de un río basadas en los grupos funcionales de alimentación, en donde se observa que la deforestación tiene efectos a lo largo de toda la red trófica. Tomando en cuenta **A**) la producción alóctona y autóctona; **B**) sólo la producción autóctona. Materia Orgánica Particulada Gruesa (MOPG) y Materia Orgánica Particulada Fina (MOPF). (Modificado de Cushing & Allan 2001).

1.4.4. Productividad primaria autóctona

La US EPA (2001) define al perifiton como una asociación de algas bentónicas y detritus, que se une a sustratos duros y macrofitas, o forma alfombras en la arena estabilizada. Las algas bentónicas representan el mayor componente del perifiton. Tienen un papel muy importante en el ecosistema lótico, constituye una de las bases de la cadena trófica, ya que proporciona directamente alimento para los invertebrados bentónicos, como los raspadores o herbívoros (Barnese *et al.* 1990; Steinman *et al.* 1987). Pero no toda la biomasa algal producida es consumida por estos; la mayor parte es arrastrada y capturada en la columna de agua por heterótrofos filtradores o pasa a formar parte del detrito (McIntire 1966; Lamberti *et al.* 1989; Barnese & Lowe 1992).

Estudios por medio de modelación (McIntire 1973) y trabajo de campo (Gregory 1980) coinciden en que comunidades algales lóticas pueden soportar biomasa de herbívoros de 10 a 20 veces mayores a la suya. Es decir, una baja biomasa algal puede tener altas tasas de productividad y generar un flujo considerable de excedentes cosechables. A esto podemos agregar que como alimento para los invertebrados, a menudo las algas vivas son de mayor calidad (más nutritivas) que los detritos (Cummins & Klug 1979). Por todo esto, una biomasa algal reducida no necesariamente indica su falta de importancia en la red trófica en el sistema.

El perifiton, dentro de estos ecosistemas, por medio de la fotosíntesis provee oxígeno necesario para los organismos aerobios en el ecosistema, así como sustrato a distintos organismos en las diferentes etapas de su ciclo de vida, entre otras funciones (Hauer & Lamberti 1996).

Además, la composición de comunidades de algas bentónicas perifíticas es muy útil como indicadores de las condiciones en que se encuentran los cuerpos de agua (Lowe 1974; Beauer 1981; APHA 1998). Esto es debido a su alta riqueza de especies, cada una con un rango específico de tolerancia a los factores físicos y químicos ambientales, preferencia por determinadas condiciones ambientales y un ciclo de vida corto que permite una rápida respuesta a los cambios ambientales y microambientales (Hauer & Lamberti 1996; USA EPA 2004). Así, generalmente el cambio en las características físico-químicas en el río se refleja rápidamente en modificaciones de la estructura y composición de la comunidad algal, así como en modificaciones morfológicas en algunas de las especies (Wendker 1992; Bojorge 2006; McIntire 1966).

Varios autores (Allan 1995; Angelier 2002; Hauer & Lamberti 1996; Wetzel 1983; Wetzel & Likens 1991; Lytle & Poff 2003; Giller & Malmqvist 2000) coinciden en que el flujo hidráulico es el factor ecológico más importante en la distribución y

abundancia de numerosos seres vivos en los sistemas lóticos. La velocidad de la corriente influye directamente en la disponibilidad de gases y nutrientes (Whitford 1960), y tiene efectos directos e indirectos en el tamaño y composición del sustrato (Cummins 1962, 1964; Margalef 1983), por lo que representa un elemento clave en la determinación de los hábitats fluviales (Walker & Thoms 1992)

En el caso del perifiton, la velocidad del agua tiene una gran importancia en la magnitud y distribución de la diversidad y abundancia de las especies, así como de las distintas formas de crecimiento (Stockner & Shortreed 1976; Gessner 1955; Blue 1960; Bojorge 2002; Wendker 1992). Determina el tipo de sustrato del canal y por lo tanto la posibilidades y forma de adhesión a éste (Allan 1995), por lo que muchas especies sólo pueden encontrarse en ciertos regímenes de flujo (Blue 1960; Hynes 1970; Whitton 1975; Ghosh & Gaur 1998). Algunos autores han encontrado que en las corrientes más veloces la clorofila a (Cla) y la exportación de biomasa son más altas (McIntire 1966; Allan 1995) y otros que existe una relación inversa entre la velocidad de corriente y la acumulación de perifiton (Ghosh & Gaur 1998; Bojorge 2002). Finalmente, la velocidad de la corriente determina diversos aspectos de la forma de crecimiento, fisiología, procesos de herbivoría y, en general, el rendimiento funcional de las algas (Whitford 1960; Steinman *et al.* 1992; Raven 1992).

Allan (1995) menciona que las variaciones aleatorias en el flujo de agua son el principal factor que afecta la abundancia del perifiton, por lo que ésta depende de la combinación de los factores hidrológicos y las características de la cuenca que determinan las descargas extremas. Los eventos de flujo alto son el tipo de disturbio natural más común en un sistema lótico (Matthaei *et al.* 2004). Existen dos procesos que pueden dar origen a la destrucción total o parcial de las comunidades de perifiton: el desprendimiento y el enterramiento. Esta tesis sólo considerará los factores involucrados con el primero de estos procesos.

Diversos estudios señalan el efecto negativo que tiene los caudales extremos en las poblaciones lóticas de perifiton, debido al efecto abrasivo por la turbulencia o los sedimentos suspendidos en el agua, o por la fuerza del agua que los arranca del sustrato (Matthaei *et al.* 2003; Power & Stewart 1978; Robinson & Rushforth 1987). La violencia de la corriente, además, provoca inestabilidad del sustrato en función del tamaño de las partículas (Robinson & Rushforth 1987; Tett *et al.* 1978). Largos periodos con flujo medio o bajo y constante permiten el aumento de la biomasa del perifiton por acumulación, preparando las condiciones para que un evento de descarga extremo provoque un desprendimiento masivo del perifiton (US EPA 2001; Tett *et al.* 1978). Sin embargo, las pequeñas tormentas pueden incrementar los nutrientes en el río, observándose después de ellas un incremento en el perifiton (Mosisch & Bunn 1997; Stevenson 1990). Mosisch & Bunn (1997) encontraron que los

valores de Cla y biomasa se recuperaban después de altas descargas en un periodo de 10 a 30 días, en ausencia de posteriores eventos extremos.

El tipo de crecimiento grueso del perifiton es especialmente vulnerable a los factores que inducen su desprendimiento, debido al envejecimiento y vulnerabilidad de las células de las capas inferiores que sujetan a las superiores, que se ven sujetas a un menor intercambio de gases y nutrientes, y a mayor sombra y concentración de sustancias metabólicas (Allan 1995; US EPA 2004). En ausencia de disturbios, el perifiton tiende a crecer hasta que llega el momento en que se desprende (McIntire & Phinney 1965) en aproximadamente 60 días (Mosisch & Bunn 1997).

Aparte de la velocidad de la corriente, diversos autores toman en cuenta otros factores que intervienen en la producción del perifiton en ríos como son la temperatura, la intensidad luminosa, la concentración de nutrientes y el tipo de sustrato.

La temperatura esta relacionada con la intensidad luminosa, debido a que la mayor parte del calor del agua es debido a la absorción directa de la radiación solar (Wetzel & Likens 1991). Ciertos estudios reportan que después del flujo la temperatura es la segunda variable más importante que afecta a las comunidades perifíticas (Bojorge 2002; Allan 1995). Su influencia es mayor en la producción del perifiton en los ríos, que en la del fitoplancton en mares y lagos (Morin *et al.* 1999). Esta relacionada con la disolución de oxígeno y nutrientes (Whitton 1975). Influye sobre el metabolismo, la duración del ciclo de vida, el tiempo de supervivencia y la tasa de reproducción de los organismos acuáticos (Hynes 1970; Angelier 2002). Varios estudios sugieren patrones zonales de temperatura en la estructura de la comunidad algal (Allan 1995). En el presente estudio, la temperatura presentó variaciones estacionales, en cuanto a la escala espacial, a lo largo del tramo de río estudiado, esta variable es relativamente constante

La luz que penetra al río depende de la sombra producida por la vegetación que se encuentra en los márgenes del río. En consecuencia, cuando ésta es eliminada aumenta la biomasa del perifiton (Boothroyd *et al.* 2004). La intensidad luminosa óptima varía de una especie a otra, e influye en el tipo de crecimiento en algunas especies (Whitton 1970). La composición de especies del perifiton, así como su abundancia local, está relacionada con la intensidad de luz y el fotoperiodo (McIntire 1968 y 1975; Mosisch *et al.* 1999). Sin embargo, existen comunidades adaptadas a rangos de luminosidad bajos que tienen un alto rango de nivel fotosintético (McIntire & Phinney 1965). En el caso particular del Río Tembembe, que se encuentra la mayor parte en el interior de una barranca, la luz también es regulada por la altura, orientación e inclinación de las paredes rocosas. En este estudio la luz representó una

variable fundamental de análisis, debido a su alta variación local por la presencia de empinadas laderas y vegetación ribereña.

En los ríos, la calidad y concentración de los nutrientes es muy variable, ya que depende de la magnitud de los escurrimientos superficiales, los procesos de intemperización y las características minerales del suelo y las rocas de la cuenca vertiente; en algunos lugares también pueden ser afectados por los agro-químicos que se filtran al río procedente de las tierras de cultivo cercanas (Angelier 2002; Wuhrmann & Eichenberger 1975). La presencia simultánea de nitrógeno y fósforo favorece el crecimiento del perifiton. En algunos sitios el principal nutriente limitante es el nitrógeno (Mosisch *et al.* 1999) y en otros el fósforo (Hauer & Lamberti 1996). Existen evidencias, sin embargo, de que una alta incorporación de nutrientes puede limitar el crecimiento del perifiton. El tipo y la cantidad de nutrientes pueden afectar la composición de la comunidad. En el presente estudio elegimos un tramo del río en donde la influencia de fertilizantes y descargas de agua de origen habitacional no es evidente; pero la presencia del ganado podría estar contribuyendo al aporte de materia orgánica en el río.

Por último el sustrato es una de los factores que puede influir en las comunidades algales perifíticas así como en las especies hiporreicas, ya que cada tipo de sustrato corresponde a un determinado microambiente, por ejemplo, en las pozas el sustrato es más fino y en los rápidos más grueso. Aunque el tamaño de los sedimentos está muy relacionado con la velocidad de la corriente necesaria para su movimiento, en donde Manning utiliza esta relación para calcular los coeficientes de rugosidad del lecho del río (Gonzalez & García 1998). Hay que mencionar que éste provee estabilidad a las algas y que los nutrientes y otros aspectos químicos del agua pueden variar con las condiciones físicas y químicas del sustrato (Allan 1995). Así, a algunas especies sólo se les encuentre en un tipo específico de sustrato, por lo que las algas bentónicas pueden ser clasificadas de acuerdo al tipo de sustrato en que se encuentra adheridas.

En resumen, en cualquier punto espacio-temporal específico de un río de montaña, se espera que la tasa de acumulación (puntual) de perifiton está determinada por la interacción de cuatro factores principales: la velocidad de la corriente, la intensidad de la luz, la concentración de nutrientes y el tipo de sustrato (Rosemond *et al.* 1993; Cantoral 1993). En condiciones de crecimiento óptimas (baja velocidad del agua, alta intensidad luminosa, flujo y concentración adecuado de nutrientes y sustrato estable) el perifiton se acumula exponencialmente; en cambio, en condiciones ambientales no óptimas la biomasa de éste puede sufrir de desprendimientos en función de la capacidad disminuida de fijación del perifiton a su sustrato y la fuerza de arrastre de la corriente sobre la biomasa expuesta (Park & Clough 2004; Asaeda & Son 2000; USA EPA 2001).

La forma en que los factores de fijación y desprendimiento del perifiton se combinan para determinar los vectores fuerza en oposición ha sido estudiada por Asaeda & Son (2000). En este trabajo se discuten con un modelo formal presentado en el Anexo 1, en el que la acumulación de la biomasa del perifiton se analiza en una situación de equilibrio entre la fijación y el desprendimiento de este, así como en desequilibrio. Dicho modelo servirá de base para elaborar un modelo estadístico y estimar la importancia de estas variables explicativas.

El presente estudio está enfocado al análisis del perifiton como base de la cadena trófica de este tipo de ríos y los principales factores microambientales que lo afectan; con el propósito de tener un marco de referencia adecuado para la restauración de este río. Además de ayudar a establecer un sitio de referencia para el mejoramiento de otros ríos de la región con características ambientales similares, pero que presentan alto grado de contaminación.

II OBJETIVOS

- Estudiar los efectos del régimen de flujo del agua y sus variaciones temporales y heterogeneidad espacial en el Río Tembembe sobre los procesos de acumulación y desprendimiento del perifiton, con el fin de establecer su pertinencia como ecosistema de referencia regional y/o proponer medidas concretas para su restauración.
- Modelar el efecto de la intensidad luminosa, velocidad de corriente y el sustrato sobre la dinámica y equilibrio de la biomasa de perifiton.
- Elaborar una propuesta de restauración del río con base en la variación espacial del régimen hidráulico y en la presencia de áreas de refugio para el perifiton.

III HIPÓTESIS

▪ El río Tembembe puede ser utilizado como ecosistema de referencia para estudios de restauración en otros ríos, debido a sus peculiares condiciones físico-químicas, régimen hidráulico y resiliencia de las algas perifíticas. Sin embargo, debido a la presencia de actividades antropogénicas de importancia, es necesario conducir acciones de restauración puntuales y a nivel de la cuenca para lograr su pleno funcionamiento ecológico.

▪ Bajo las premisas expuestas en el Anexo 1, la biomasa en equilibrio del perifiton, que se alcanza cuando su tasa de crecimiento es igual a su tasa de desprendimiento, estará determinada por la siguiente ecuación:

$$Biomasa^* = \frac{Q * FCrit * Exp\left[-\frac{(B + C * s)}{L - \bar{L}}\right]}{KV^z}$$

Es decir, para cada tipo de sustrato existe una relación inversa quasi-hiperbólica entre la cantidad de biomasa en equilibrio ($Biomasa^*$) en cualquier punto del río y la velocidad del flujo (V^z). Si todas las demás variables se mantienen constantes, la intensidad de luz local (L) aumentará la biomasa en equilibrio con un efecto exponencial (\bar{L} = los valores mínimos de luz necesarios para adquirir valor positivo en el vigor de fijación). Finalmente, en comparación con un sustrato arenoso ($s = 0$), un sustrato rocoso ($s = 1$) aumentará la biomasa en equilibrio a través de aumentar el coeficiente de capacidad de fijación del perifiton ($FCrit$ = la máxima capacidad de fijación) por efecto de la luz. Los demás factores son constantes que se utilizaron para desarrollar el modelo ($Q, (B + C), K$). La lógica de esta hipótesis se desarrolla en extenso en el Anexo 1.

▪ La heterogeneidad del régimen de flujo, intensidad luminosa y sustratos en el río determinan un mosaico de productividad primaria en equilibrio, y permiten la existencia de áreas naturales de refugio para las algas perifíticas.

IV MATERIAL Y MÉTODO

Se realizaron muestreos durante el ciclo anual mayo / 2005 a mayo / 2006, cada dos meses en el periodo de secas (mayo I, diciembre, febrero y mayo II) y mensuales durante la época de lluvias. Los meses muestreados fueron en mayo, julio, agosto, septiembre, octubre, diciembre, febrero y mayo. En los meses de agosto y septiembre hubo problemas durante el muestreo y no se pudieron obtenerse los datos completos, por lo que para el análisis se consideran los dos meses como una sola muestra.

En el presente estudio utilizamos la metodología para comunidades fitobentónicas utilizada por Holmes & Whitton (1981). Después de recorrer una parte extensa del río, en la zona situada inmediatamente después de que el cañón se abre y permite la entrada de luz al río y por tanto de la productividad primaria; se seleccionó un tramo de 120 m de cauce para el muestreo, en donde de acuerdo con la heterogeneidad estuvieran representados los distintos ambientes del sitio. El esquema general del tramo esta representado en la Fig. 9.

Factores fisicoquímicos generales

En cada mes muestreado se tomaron datos generales de la temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad específica del agua (con un medidor de oxígeno/conductividad y potenciómetro *YSI 85*). Para fines de verificación, se evaluó la concentración de nutrientes en el mes de mayo del 2006, mediante técnicas espectrofotométricas (empleando un equipo Hach DR 2000), considerando fosfatos (PO_4^{3-}), Nitratos (NO_3^-), Cloro libre (Cl_2) y Sulfatos (SO_4^{2-}).

Heterogeneidad ambiental

El tramo de río fue dividido en cuatro subtramos (hábitats) (Fig. 7): 1) Poza (P), 2) Rápido I (R I), 3) Rápido II (RII) y 4) Rápido-Poza (R-P). En cada uno de ellos se obtuvo la pendiente con el método citado por González & García (1998).

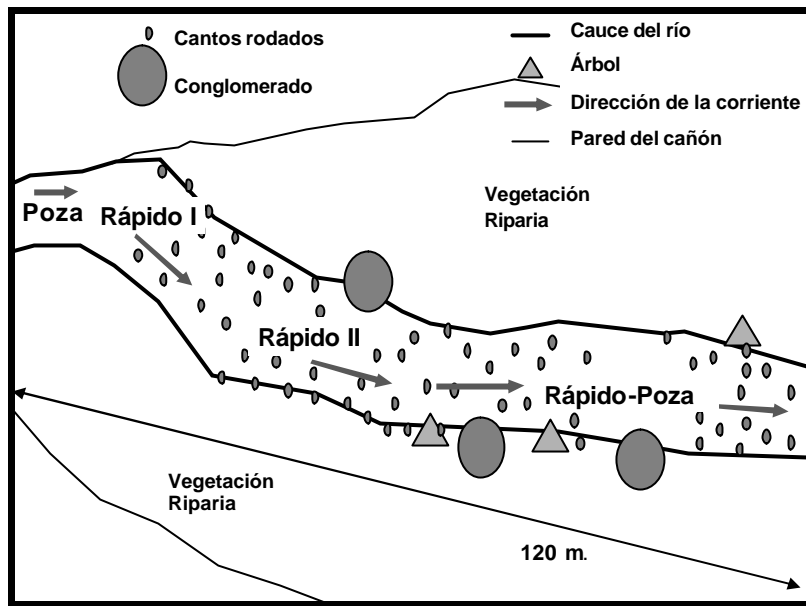


Fig. 7. Esquema general de la zona de estudio, donde se muestran la ubicación de los cuatro hábitats en los que se dividió el tramo de río, así como las características sobresalientes del sitio.

Velocidad de corriente y caudal

La velocidad de la corriente fue medida en cada uno de los meses muestreados. En cada hábitat se establecieron, de forma aleatoria y como sitios permanentes de muestreo, tres transectos perpendiculares al cauce (Fig. 8). Cada mes, a lo largo de cada transecto, se determinaron columnas de agua sucesivas separadas por 50cm., y en cada columna se estableció la profundidad del río y se tomaron medidas de velocidad de corriente cada 5 cm., desde la superficie hasta el fondo, utilizando un flujómetro "Stream Flow Meter".

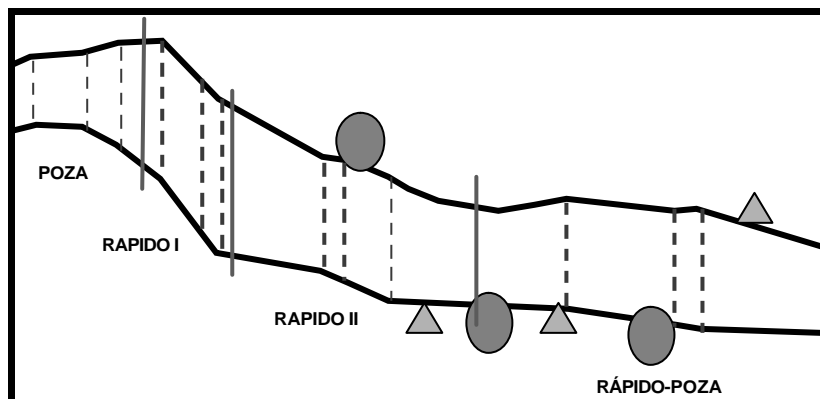


Fig. 8. Esquema general del sitio de estudio, se encuentran señalados con líneas punteadas la ubicación de los tres transectos en donde se realizaron las mediciones en cada uno de los 4 hábitats.

Para calcular el caudal (Q , $m^3 s^{-1}$) (flujo o descarga) del río en cada mes muestreado, se interpolaron los datos de campo obtenidos en cada uno de los transectos (ancho del cauce, profundidades y velocidades de corriente a través de este) mediante la función trigrid del programa IDL. Debido a las dificultades inherentes a la medición de la velocidad del agua y la profundidad en los ríos, y a la poca precisión inherente al instrumental de medición, los errores en la medición del caudal pueden ser relativamente grandes. Por ello, el caudal final debe ser calculado como el promedio del caudal de los transectos (Q_i), por una constante (E) y reportado con una varianza (Var), es decir.

$$Q = E (Q_i) +/- Var(Q_i)$$

Escorrentía media anual

El cálculo de la lámina de escorrentía media anual se calculó integrando el área bajo la curva anual de caudal promedio y dividiendo el resultado por la superficie total de la subcuenca. El resultado se expresa en mm y mide la cantidad media anual desaguada por la cuenca en litros por metro cuadrado.

Precipitación

Los datos de precipitación fueron proporcionados por el Meteorológico Nacional (CNA 2007) de la estación Observatorio Cuernavaca; con los registros mensuales, se obtuvo la precipitación anual total del periodo de 1980 al 2006.

Colecta y análisis de perifiton

En cada transecto se establecieron 4 micro-cuadrantes de 100 cm^2 , dando un total de 48 en todo el tramo, dos en las orillas del cauce y dos al centro en el área de máxima corriente. Se procuró que cada muestreo los micro-cuadrantes centrales estuvieran en la misma posición. En cada uno de ellos se obtuvo una muestra de algas perifíticas.

La colecta se basó en la metodología que proponen Hauer & Lamberti (1996) quienes toman en cuenta el sustrato. En el muestreo se colectó en dos tipos de sustratos:

1) Sobre rocas (guijarros y cantos rodados). Se encontraron algas epilíticas en todo tipo de corriente. Para colectarlas se sacó la roca y se raspó con un cepillo pequeño, colocándolas en una bandeja y después en frascos de plástico.

2) Sobre arena o limo Se encontraron algas episámicas y epipélicas en lugares donde no hay corriente o esta es baja. Para colectarlas, las algas se introdujeron en una bandeja con una pequeña porción del sustrato; después de agitarla se separaron por decantación y se vaciaron en un frasco de plástico.

Al extraer las muestras del perifiton se realizó la remoción de la fauna de invertebrados visibles.

En cada uno de los sitios de colecta se registró el tipo de sustrato (arena o roca) y profundidad. Acercándose lo más posible al sustrato, se registró la intensidad luminosa fotosintéticamente activa (PAR) con un censor plano subacuático (marca Li-Cor LI-1000), así como la velocidad de corriente (que como menciona Hynes (1970) esta decrece en forma logarítmica con respecto a la profundidad).

Las muestras fueron transportadas al laboratorio en recipientes envueltos con papel aluminio y en hielo para su posterior análisis. En el laboratorio cada una de las muestras fue dividida en dos partes iguales. Una fue utilizada para la extracción de clorofilas y evaluación de peso seco libre de cenizas, y la otra se fijó con formol al 4% para su posterior revisión en el microscopio óptico.

La determinación de Clorofilas a, b y c (Cla, Clb, Clc) fue realizada conforme al método tricómico de Jeffery & Humphrey (1975), citado por APHA *et al.* (1998), utilizando un espectrofotómetro (termo Spectronic, Genesys 10uv). Posteriormente se evaluó el Peso Seco Libre de Cenizas (PSLC) con el método descrito por Aboal *et al.* (1994), utilizando una estufa y mufla (BLUE-M), balanza analítica (Sauter) y cazoletas (círculos de aluminio con las orillas dobladas). Se reportan los resultados de los dos análisis referidos al área de la muestra (100 cm.²).

Para la revisión de las muestras se utilizó un microscopio óptico de contraste interdifereencial (Reichert. Zetopan). De cada uno de los meses muestreados, se seleccionaron tres muestras con mayor y tres con menor concentración de Cla. Se identificaron las especies de la muestra con ayuda de bibliografía especializada (Bourrelly 1968, 1970, 1972; Kramer & Lange-Bertalot 1988, 1991 a y b, 1997; Patrick & Reimer 1966; Ramirez & Cantoral 2003; Round *et al.* 1990), y se realizó un listado de especies por cada mes de muestreo. También se realizó una comparación general entre los crecimientos perifíticos presentes, de forma cualitativa sin realizar conteos, se observó su abundancia y diversidad; a través del tiempo y en los puntos de muestreo con mayor o menor concentración de Cla.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de correlación de Pearson, para saber la variación que existe entre los pigmentos evaluados, clorofilas a b y c, y decidir si se utilizaban los tres o solo la clorofila a como lo hacen la mayoría de los estudios con algas.

Para el estudio de la heterogeneidad del régimen hidráulico, se dividió el tramo en 4 hábitats (Fig. 9). Se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis sobre las siguientes variables: ancho del cauce, profundidad, velocidad de corriente, intensidad luminosa, concentración de clorofila a y peso seco libre de cenizas; para constatar diferencias significativas en el régimen hidráulico y ecológico entre estos 4 hábitats. Con estas mismas variables se realizó la prueba de comparación múltiple de Tukey - Kramer para saber entre cuales de estos hábitats existen deferencias significativas. Las pruebas se realizaron con el paquete estadístico NCSS.

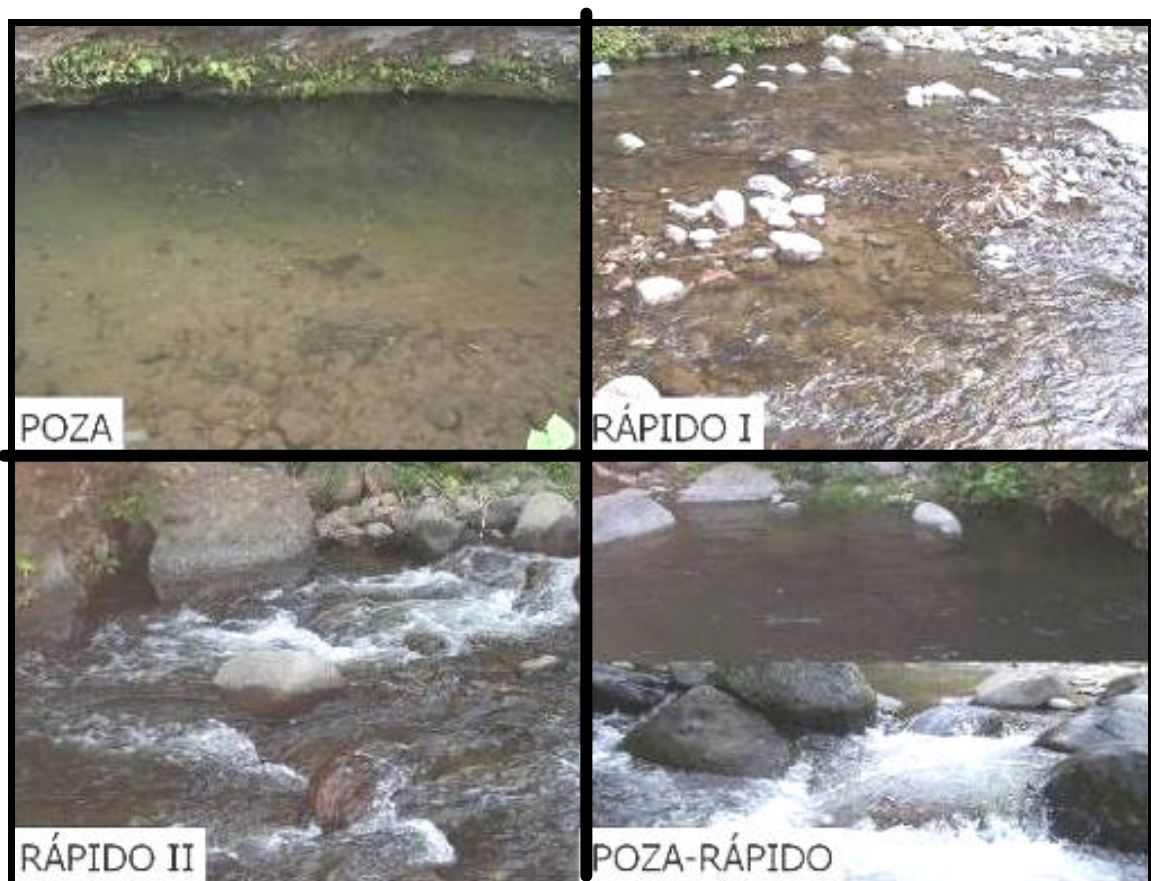


Fig. 9 Fotografías de bs cuatro hábitats que se presentan en el tramo del río estudiado, donde se puede observar la alta heterogeneidad de los ambientes. El último hábitat (RÁPIDO-POZA, abajo a la derecha) es el que presenta mayor variabilidad debido a que cuenta con características de poza y de rápido (en la figura se presenta la foto de los dos).

Con las variables ambientales – luz, velocidad de corriente y profundidad – aplicamos un método de regresión lineal múltiple en dos pasos (ver Anexo 1) para cada una de las variables dependientes -PSLC y concentración de Cla- de cada uno de los puntos muestreados, con el fin de detectar las variables significativamente relacionadas con los cambios en la biomasa en equilibrio a lo largo del estudio. La racionalidad del método de estimación utilizado se explica al final del Anexo 1.

V RESULTADOS

V.1 Régimen hidráulico general

En la subcuenca de estudio en el año comprendido entre mayo 2005 y mayo 2006 fluyó por el río Tembembe un caudal total de 17,434,985 m³, que equivalen a una escorrentía de 335 mm (litros por metro cuadrado). Se trata de un río permanente poco ancho (de 3.5 a 12 m) y poco profundo (un máximo de 1.57 m en las pozas), con una pendiente promedio de 4.8% (0.1 - 14.8 %).

En la Fig. 10 se muestran los cambios en la velocidad promedio de corriente y el caudal reportados para el año de estudio. Sin embargo, el flujo del río es fundamentalmente heterogéneo, por lo que los cambios temporales se reflejan también en la distribución de la variación de la velocidad promedio de la columna de agua, como se muestra en la Fig. 11.

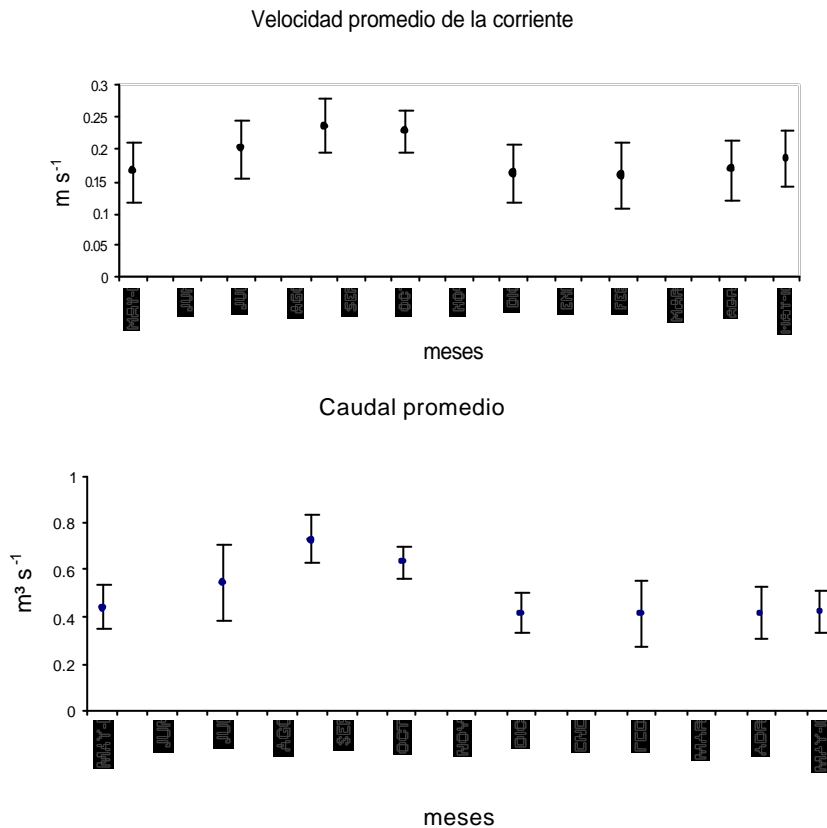


Fig. 10. Régimen de la velocidad promedio de corriente y del caudal promedio, durante el periodo de estudio. El intervalo de confianza (desviación estándar) del caudal indica variaciones en Q_i por errores de medición ($N = 12$ en cada uno de los meses muestreados).

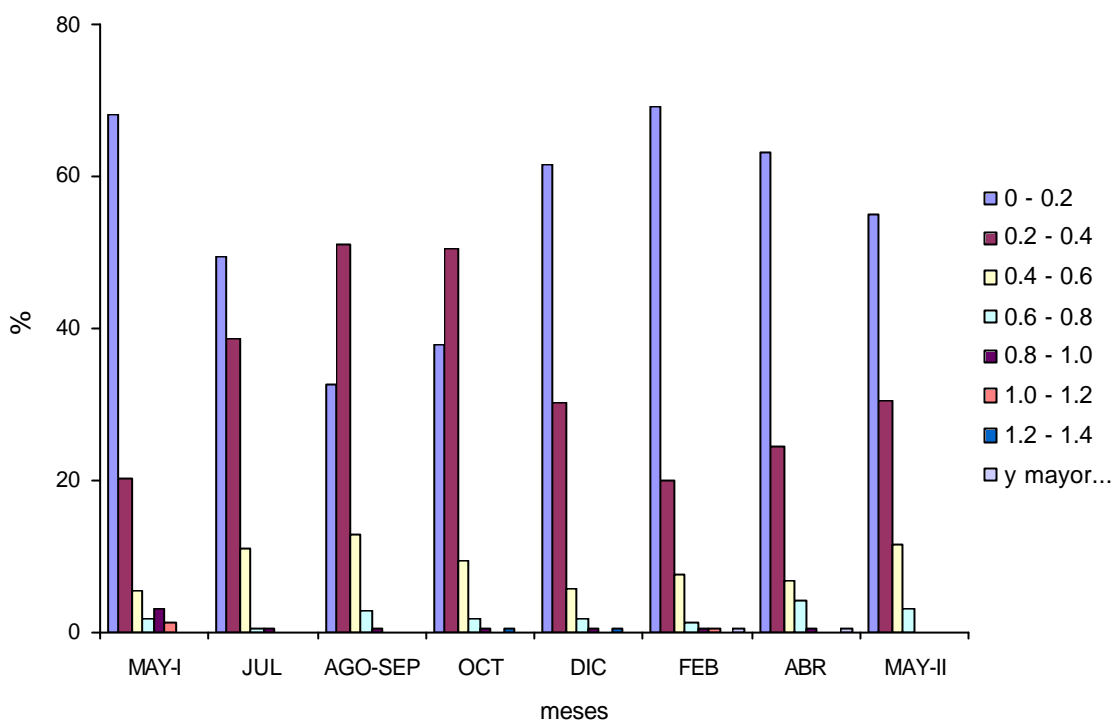


Fig. 11. Promedio de la velocidad de corriente en la columna de agua a los largo de los transectos ($\bar{N} = 177$ en cada uno de los meses) durante el periodo de estudio. Los datos están agrupados en intervalos de 0.2 ms^{-1} . Se puede observar una alta heterogeneidad en la columna de agua, así como la mayor frecuencia de puntos con velocidades de corriente cercanas a cero en la época de secas y el predominio de puntos de 0.2 a 0.4 durante la época de lluvias.

Los datos de precipitación anual se muestran en la Fig. 12, de 1980 a 2006, duran los año en que se realizó el muestreo 2005y 2006 se observa que se encuentran dentro de la desviación estándar del periodo de 1980 a 2006.

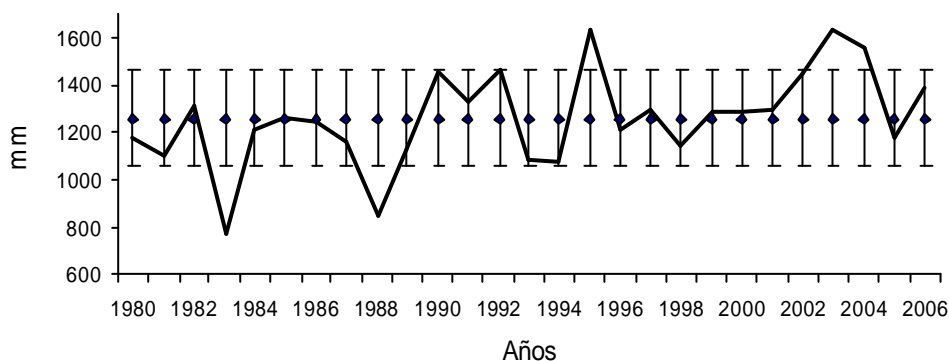


Fig. 12. Datos de precipitación anual del periodo de 1980^a al 2006 de la estación Observatorio Cuernavaca, con el promedio y la desviación estándar.

V.2. Parámetros físico-químicos generales

La variación temporal de las principales variables físico-químicas del tramo de estudio se muestran en las Figs 13 y 14.

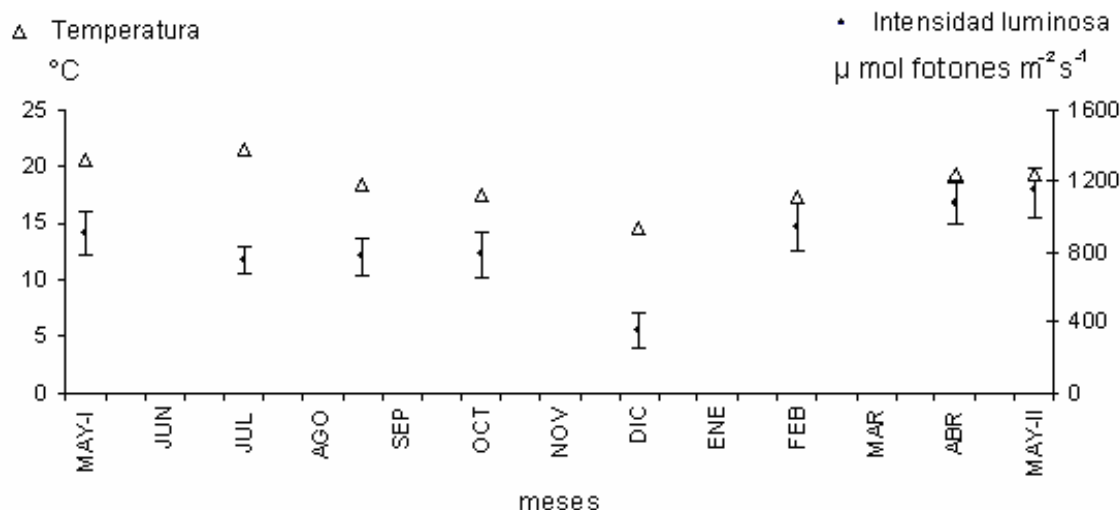


Fig. 13. Variaciones del promedio en los meses muestreados del Oxígeno disuelto y la conductividad específica del agua durante el periodo de estudio

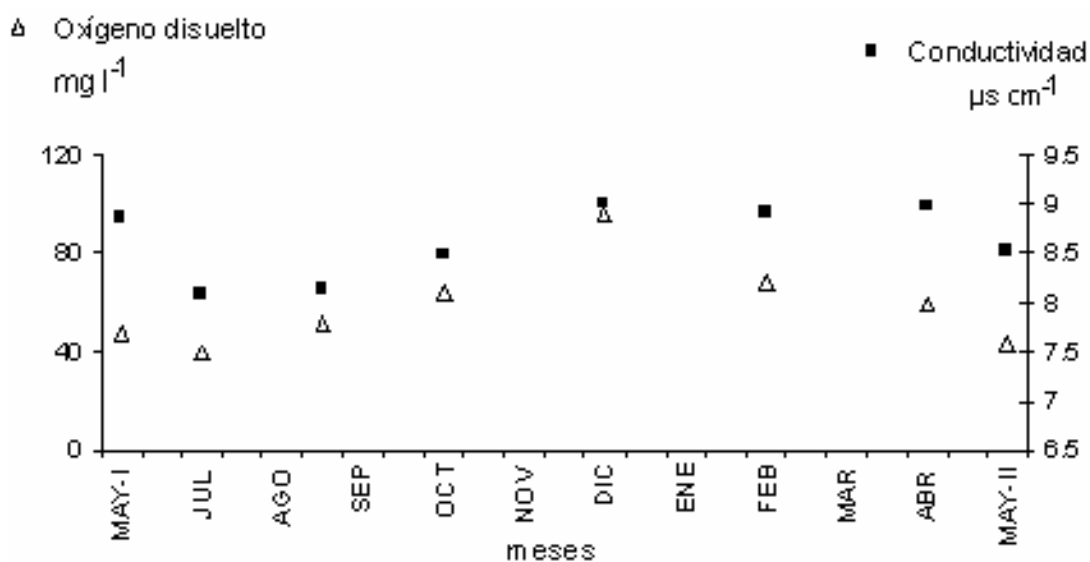


Fig. 14. Variaciones del promedio de la Intensidad luminosa con sus intervalos de confianza (desviación estándar) y de la temperatura registrados en cada uno de los meses muestreados

durante el periodo de estudio. En los dos factores se observa los valores más bajos en el mes de diciembre, lo cual refleja la interrelación que existe entre ellos.

Los valores obtenidos de la concentración de nutrientes registrados en mayo del 2006 se reportan en la Tabla 2. Se observa una baja concentración de estos.

Fosfatos (PO_4^{3-})	0.15 mg l^{-1}
Nitratos (NO_3^-)	0.6 mg l^{-1}
Cloro libre (Cl_2)	0.01 mg l^{-1}
Sulfatos (SO_4^{2-})	2.0 mg l^{-1}

Tabla 2. Datos de la concentración de nutrientes, los valores obtenidos son similares a los registrados en sitios que no presentan una considerable alteración antropogénica.

V.3 Riqueza de algas perifíticas

En la revisión del perifiton al microscopio óptico se observó una comunidad algal diversa, con un total de 61 especies, de las cuales 48 fueron diatomeas, 7 clorofitas y 6 cianofitas (Tabla 3).

Species	AGO-							MAY-
	MAY-I	JUL	SEP	OCT	DIC	FEB	ABR	II
Bacillariophyceae								
<i>Achnanthes</i> sp. Bory	X	-	X	X	X	X	X	X
<i>Achnanthes lanceolata</i> Brébisson	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Amphipleura</i> sp. Kützing	X	X		X	X	X	X	X
<i>Amphipleura lindheimerii</i> Grunow	X	-	X	-	-	X	X	X
<i>Amphora commutata</i> Grunow	X	-	X	X	-	X	X	X
<i>Berkella linearis</i> Ross y Sims	-	-	X	X	-	X	-	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	-	-	-	-	-	X	X	X
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cymbella</i> spp. Agardh (2)	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>C. silesiaca</i> Beish	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>C. cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	X	-	-	-	X	X	X	X
<i>C. acuminata</i> Gronow in Van Herurck	X	-	-	-	-	-	X	-
<i>C. lanceolata</i> (Ehrenberg), Kirchner	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>C. mexicana</i> (Ehrenberg), Kirchner)	X	-	X	-	X	X	X	X
<i>C. tumida</i> (Brébisson) Van Herurck	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Epithemia</i> sp. Brébisson	-	-	X	-	-	X	-	-
<i>Fragilaria</i> spp. Lyngbye (2)	X	x	X	X	X	X	X	X
<i>F. ulna</i> Lange-Bertalot	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gomphonema</i> spp. Ehrenberg (4)	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gyrosigma nodiferum</i> (Gunow) Reimer	-	X	-	X	-	-	X	-
<i>G. acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	-	-	X	X	X	X	X	-
<i>Melosira</i> spp. Agardh (2)	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Navicula</i> spp. Bory (5)	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>N. capitata</i> Ehrenberg	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Nitzschia</i> spp. Hassall (4)	X	X	X	X	X	X	X	X

<i>N. clausii</i> Hantzsch	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>N. recta</i> Hantzsch	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Pinnularia</i> sp. Ehrenberg	X	X	X	X	-	-	-	X
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh)								
Lange-Bertalot	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	-	-	X	X	-	-	-	-
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg)								
O. Müller	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Surirella</i> spp. Turpin (2)	X	X	-	-	X	X	X	X
<i>S. acuminata</i> Hustedt	X	-	X	-	-	X	X	-
<i>S. linearis</i> W. Smith	-	-	-	-	-	-	-	X
Chlorophyceae								
<i>Closterium</i> sp. Nitzsch ex Ralfs	X	-	-	-	-	X	X	X
<i>Cosmarium</i> sp. Corda ex Ralfs	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Mougeotia</i> sp. Agardh	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium</i> sp. Link	X	X	-	-	-	X	X	X
<i>Staurastrum</i> sp. Meyen ex Ralfs	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Stigeoclonium</i> sp. Kütz	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Rhizoclonium</i> sp. Kütz	X	-	-	X	X	-	-	-
Cyanophyceae								
<i>Homoeothrix</i> sp. Thuret ex Bornet	X	X	-	-	X	-	-	X
<i>Leptolynbya</i> sp. Anagnostidis et Komárek	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher ex Gomont	X	-	-	-	-	-	-	X
<i>Phormidium</i> spp. Kützing ex Gomont (2)	-	X	-	-	-	-	-	X
<i>Mantellum</i> sp. Dangeard	-	-	-	X	-	-	-	-

Entre paréntesis se encuentra el número de especies encontradas correspondientes a ese género.

Tabla 3. Especies registradas en cada uno de los meses de muestreo. La comunidad presenta mayor cantidad de diatomeas, lo que corresponde también a lo reportados por varios autores en estudios de algas perifíticas en ambientes lóticos.

V.4 Caracterización temporal de la biomasa algal perifítica

Siguiendo a Hauer & Lamberti (1996) y Wetzel & Likens (1991), en este estudio se utilizaron, como indicadores de la biomasa puntual, la concentración de clorofila a (Cla) y el peso seco libre de cenizas (PSLC). En algún momento del estudio se consideró tomar también en cuenta como indicadores la concentración de las clorofilas b y c. La idea fue desechada pues, como se muestra en la Tabla 4, la variación de los pigmentos evaluados Cla, Clb y Clc está fuertemente correlacionada.

	Cla	Clb	Clc
Cla	1	0.986(**)	0.983(**)
Clb	0.986(**)	1	0.976(**)
Clc	0.983(**)	0.976(**)	1

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 4. Síntesis de los resultados del análisis de correlación de Pearson, en donde se muestra la relación significativa que tienen la concentración de las tres clorofilas analizadas en el presente estudio.

La Fig. 15 muestra la variabilidad temporal de Cla y PSLC en el año de estudio. Es importante notar las diferencias de comportamiento en las dos curvas. El PSLC manifiesta una clara reducción durante el periodo de lluvias, con una lenta recuperación posterior durante la época de secas. En cambio, la Cla muestra una rápida caída inicial y una posterior recuperación hasta octubre, y una nueva reducción en diciembre (recuérdese la caída en la cantidad de luz en el río) y recuperación durante el periodo de secas.

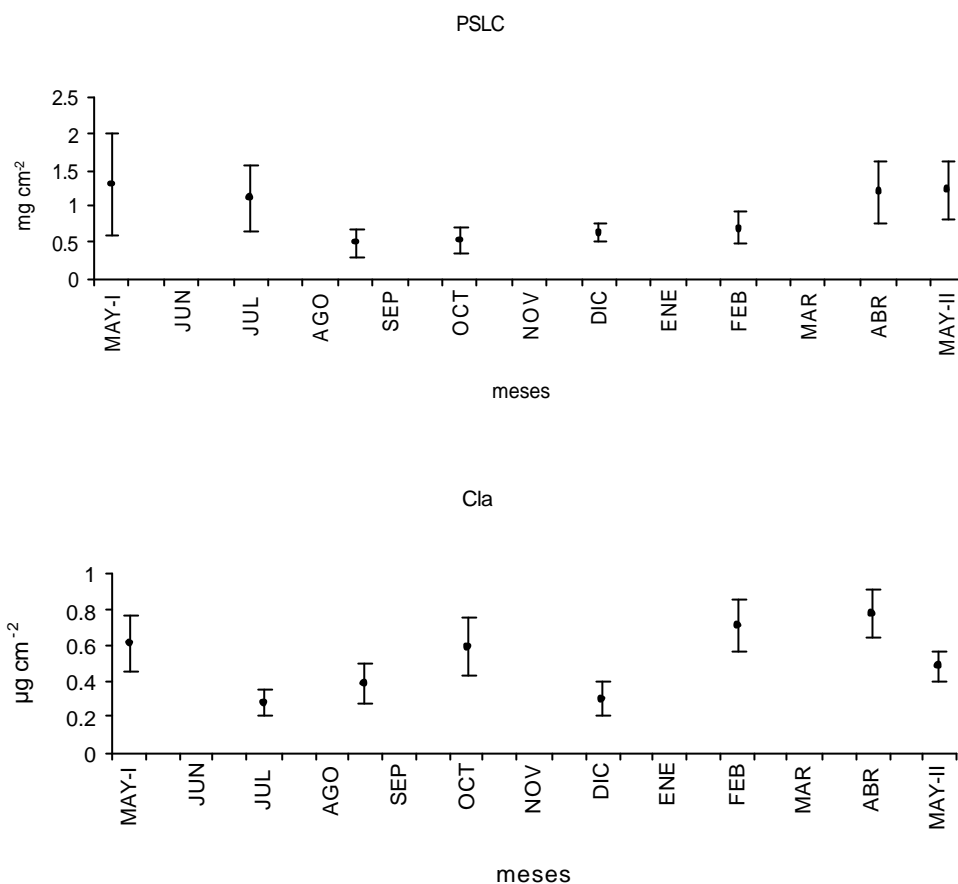


Fig. 15. Variación de los promedios del peso seco libre de cenizas (PSLC) y la Clorofila a (Cla), con sus intervalos de confianza, durante el periodo de estudio. Aunque los dos parámetros son utilizados en distintos estudios como indicadores de biomasa del perifiton, en el presente muestran distinto comportamiento.

V.5 Variables explicativas y modelos

En los ambientes lóticos la velocidad de la corriente influye de manera determinante en las biomasa de las algas perifíticas. En la Fig. 16 podemos ver las relaciones establecidas por este estudio entre las variables Cla y PSLC, por un lado, y la velocidad de corriente, medida al nivel del sustrato y como promedio de toda la columna.

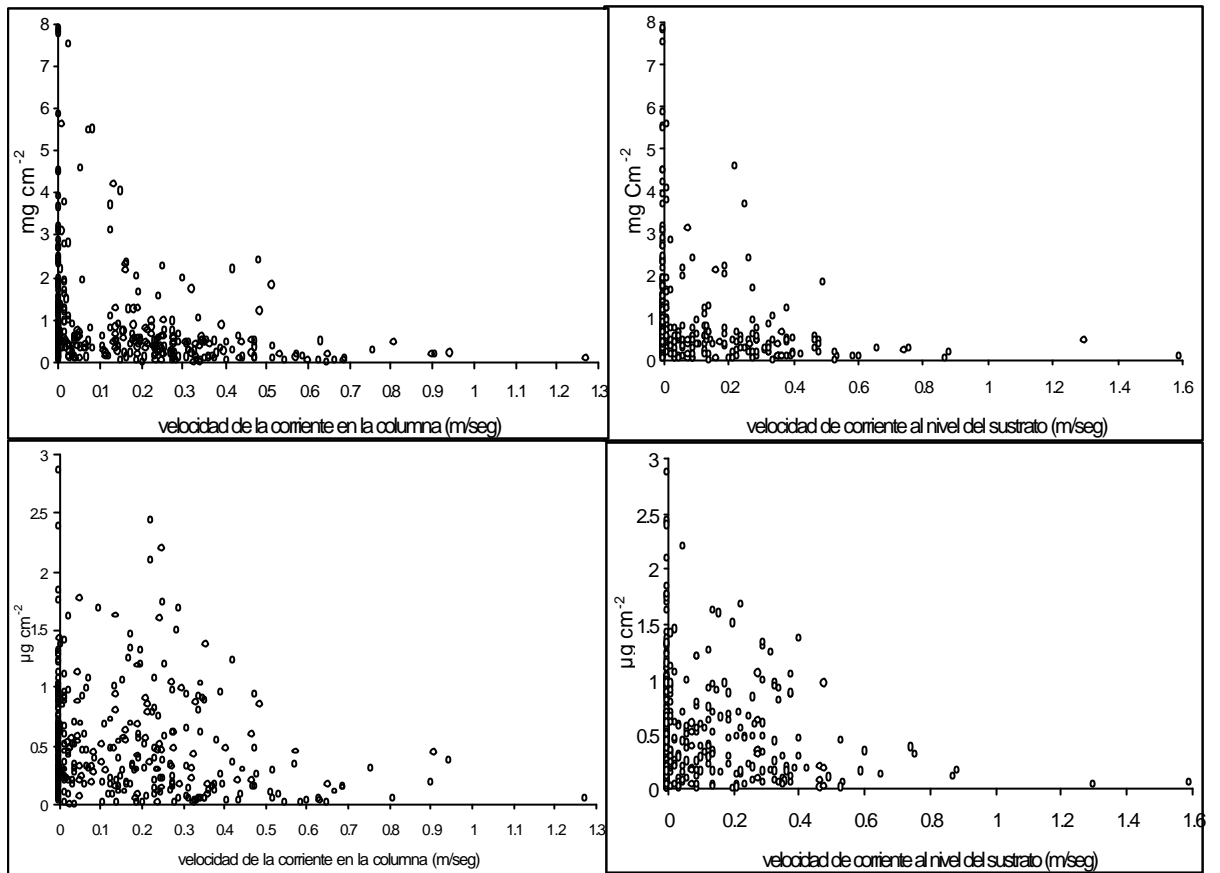


Fig. 16. Relación entre **A** y **B**) la Cla, y **C** y **D**) el PSLC, con la velocidad de la corriente en la columna de agua (promedio) y a nivel del sustrato, respectivamente.

En los cuatro casos se expresa un patrón quasi-hiperbólico, compatible con los resultados expresados en el modelo que se desarrolla en el Anexo 1. Para explorar la importancia de esta y otras variables explicativas relevantes al equilibrio (intensidad de luz y sustrato), se estimaron los coeficientes de la siguiente ecuación de equilibrio:

$$L * \text{Log}(\text{Biom}) = d_1 * L + \bar{L} * \text{Log}(\text{Biom}) + d_2 * s + d_3 * L * \text{Log}(V) + d_4 * \text{Log}(V) + d_5 + e$$

sujeto a: $d_4 = -d_3 * \bar{L}$ (12')

Donde e es ruido blanco distribuido normalmente. La ecuación (12') representa la versión estadística de la ecuación (12) presentada en el Anexo 1. Como se explica al final de este anexo, esta estimación se realizó en dos pasos, y para los cuatro casos definidos a continuación:

<p>Caso 1 Biomasa aproximada por Cla y velocidad de corriente considerando el promedio de toda la columna de agua.</p> <p>Caso 2. Biomasa aproximada por Cla y velocidad de corriente al nivel del sustrato.</p> <p>Caso 3. Biomasa aproximada por PSLC y velocidad de corriente considerando el promedio de toda la columna de agua.</p> <p>Caso 4 Biomasa aproximada por PSLC y velocidad de corriente al nivel del sustrato.</p>

En la Tabla 5 se muestran los resultados del primer paso de estimación de la ecuación (12').

	d_1	L	d_2	d_3	d_4	d_5	R^2
Caso 1	-1.74	759.01	0	-0.30	230.32	1409.08	0.799
Caso 2	-1.73	776.09	0	-0.23	176.85	1484.96	0.762
Caso 3	-1.81	835.48	0	-0.52	431.25	1580	0.819
Caso 4	-1.72	841.61	0	-0.39	330.53	1561.15	0.778

Tabla 5 Estimadores para los parámetros de la ecuación 12', obtenidos con regresión lineal restringida, y con el programa SPSS. Los estimadores distintos de cero obtuvieron confiabilidades asintóticas mayores al 95%.

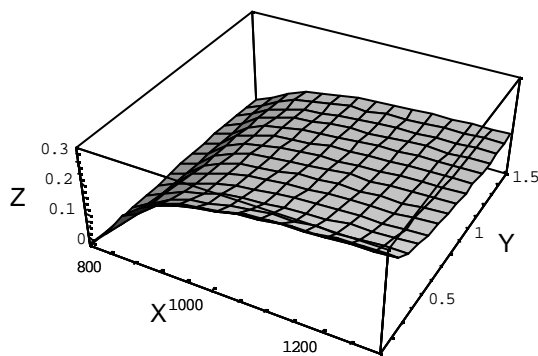
En la Tabla 6 se muestran los resultados finales de la estimación. Nótese la mejoría notable en los niveles de ajuste de la ecuación.

	d_1	\bar{L}	d_2	d_3	d_4	d_5	R^2
Caso 1	-1.76	759.01	0	-0.32	241.31	1409.08	0.860
Caso 2	-1.83	776.09	0	-0.36	281.25	1484.96	0.853
Caso 3	-1.79	835.48	0	-0.68	668.22	1580	0.819
Caso 4	-1.72	841.61	0	-0.51	429.09	1561.15	0.871

Tabla 6. Estimadores finales para los parámetros de la ecuación 12', obtenidos con regresión lineal restringida, y con el programa SPSS. Los estimadores distintos de cero obtuvieron confiabilidades asintóticas mayores al 95%.

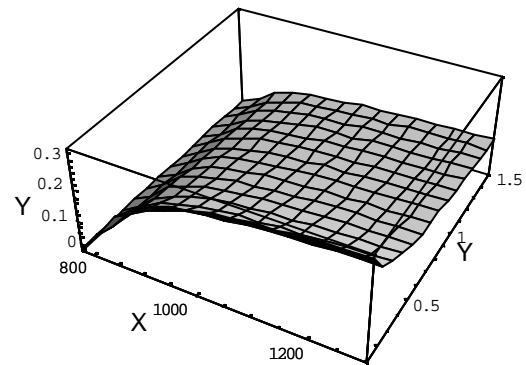
Los estimadores de la Tabla 6 determinan los comportamientos de la biomasa en equilibrio con respecto a la luz, el sustrato y la velocidad de la corriente que se muestran en las curvas de la Fig. 15 y las ecuaciones que les acompañan.

Caso 1

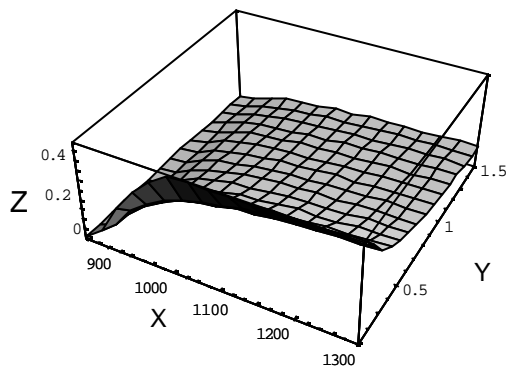


$$\frac{0.172045 \bar{a} - \frac{73.2224}{-759.01 + L}}{V^{0.32}}$$

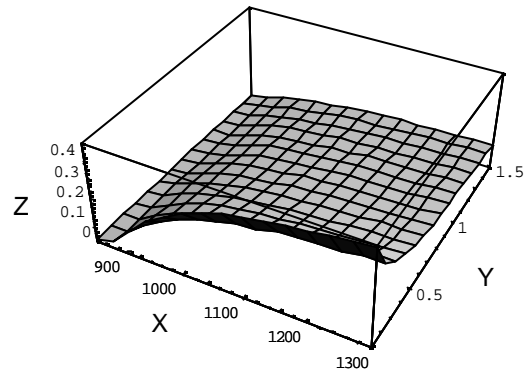
Caso 2



$$\frac{0.160414 \bar{a} - \frac{64.7153}{-776.09 + L}}{V^{0.36}}$$

Caso 3

$$\frac{0.16696 \bar{a} - \frac{84.4908}{-835.48+L}}{\sqrt{0.68}}$$

Caso 4

$$\frac{0.179066 \bar{a} - \frac{113.431}{-841.61+L}}{\sqrt{0.51}}$$

Fig.17. Biomasa en equilibrio (eje Z, μgcm^{-2}) vs. V: velocidad del agua (eje Y, m/s) y L: intensidad luminosa (eje X, $\mu \text{ mol fotones m}^{-2}\text{s}^{-1}$). Se representan los cuatro casos señalados. El efecto del sustrato resultó no significativo, por lo que la variable desaparece de la ecuación.

V.6 Observaciones cualitativas sobre diversidad algal

Aunque este estudio no tuvo como propósito estimar cuantitativamente la diversidad algal o analizar sus causas, se pudieron observar algunos patrones cualitativos interesantes relacionados con la velocidad de la corriente, la concentración de clorofila a y talla de las especies.

En los meses de mayor flujo, en los que Cla es menor, se pudo observar una baja diversidad de especies en la comunidad algal y las comunidades estaban integradas por mayor cantidad de especies de tamaño pequeño. En cambio, en los meses con mayor cantidad de pigmentos y menor flujo – octubre, febrero, abril y mayo -, encontramos gran cantidad de formas grandes como *Fragilaria spp.*, *Cymbella spp.*, *Oedogonium spp.*, *Closterium sp.*; y las coloniales con el mayor número de individuos (ej. *Fragilaria ulna* con 70 individuos).

También se pudieron observar diferencias en la composición de las comunidades algales de las muestras provenientes de diferentes sitios (micro-ambientes). En general, en las muestras provenientes de micro-ambientes con altos valores de velocidad de corriente el valor de Cla fue bajo, al igual que la diversidad y abundancia de especies. Estas muestras representan comunidades integradas por mayor cantidad de especies de tamaño pequeño y adaptadas a este tipo de ambiente

como *Cocconeis placentula* y *Achnanthes lanceolata*; la mayor parte de las algas estaban sobre estructuras de adherencia de insectos. En cambio, las muestras provenientes de sitios con corriente suave contenían un valor alto de Cla y una alta diversidad y abundancia de especies; en estas muestras las diatomeas tenían como sustrato algas clorofitas y cianofitas estructurales o agregados de mucílago del mismos perifiton (Fig.18).

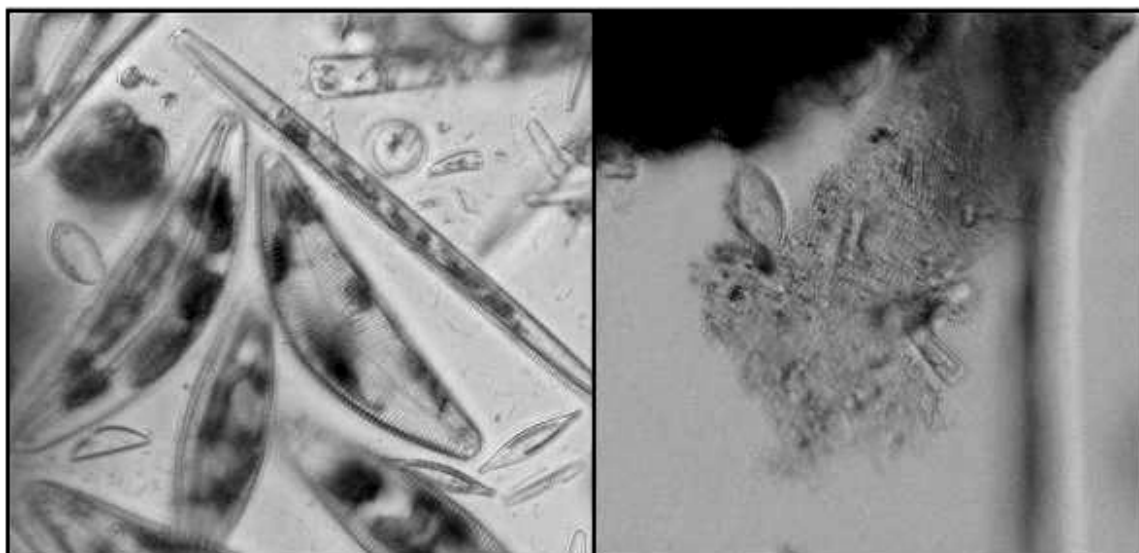


Fig. 18. Fotos del microscopio óptico (40 x). La imagen de la izquierda corresponde a una muestra con altos valores de Cla, en esta se observa una alta abundancia y diversidad en la comunidad perifítica, así como formas de mayor tamaño. En comparación a la imagen de la derecha que corresponde a una muestra con bajos valores de Cla.

De las especies que se encontraron algunas están relacionadas con la velocidad de la corriente como *Achnanthes lanceolata* que fue la especie más abundante en baja velocidad de corriente, aunque también ha sido reportada para zonas de corriente alta, así como a *Cocconeis placentula* y varias especies de *Nitzschia* (Wendker 1992; Bojorge 2006). *Oedogonium* sp. fue encontrado solo en rápidos (WinFort 1960). En el mes de diciembre hubo indicios de reproducción sexual en diatomeas, como auxosporas producto de una diatomea central, y el momento de reproducción de dos diatomeas del género *Cymbella* en julio presentaban gran cantidad de partículas de sedimentos inorgánicos.

V.7 Caracterización física y régimen hidráulico de los hábitats

Los cuatro hábitats diferenciados presentan características físicas e hidráulicas contrastantes, como se muestra en la Tabla 7.

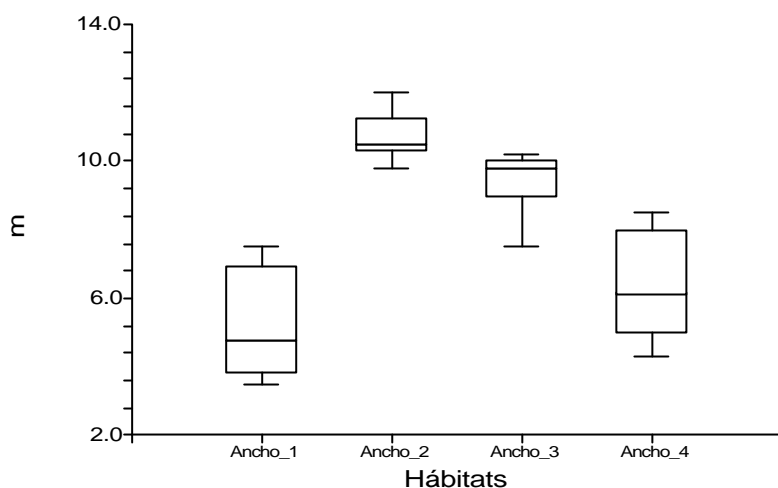
	P	R I	R II	R-P
Pendiente (%)	0.1	0.2	6.6	7.7
Ancho (m)	5	10.7	9.2	6
Profundidad (m)	0.51	0.13	0.13	0.24
Velocidad de Corriente (ms ⁻¹)	0.09	0.2	0.25	0.19
Intensidad luminosa (μ mol fotones m ⁻² s ⁻¹)	401.8	574.9	1003	662.4
Cla (μgcm ⁻²)	0.62	0.61	0.41	0.47
PSLC (mg cm ⁻²)	1.07	1.02	0.6	0.91

(P); Poza Rápido I (R I); Rápido II (R II) y Rápido Poza (R-P).

Tabla 7. Promedio de los datos ambientales y biomasa en cada uno de los cuatro hábitats, registrados durante el periodo del estudio. Se puede ver que existen grandes diferencias ambientales en estos cuatro hábitats dando como resultado de una alta heterogeneidad de ambientes dentro del tramo del río estudiado.

En lo que sigue se tratará de mostrar estadísticamente que los hábitats son diferentes de acuerdo a los factores que los involucran. Para esto se realizan pruebas de hipótesis en donde se supone que no hay diferencia entre los 4 hábitats (H_0), contra la suposición de que si la hay entre al menos dos hábitats (H_1). Para lograr el objetivo las pruebas se realizan con el método de Kruskal -Wallis.

La Fig. 19 muestra los resultados de la prueba Kruskal -Wallis para determinar H_0 vs H_1 , el estadístico se realiza con un nivel de confianza de 0.05, además de la prueba de Tukey-Kramer (esta prueba nos sirve para detectar cuales hábitats son diferentes entre si). El análisis se realiza para las variables ambientales enunciadas anteriormente.

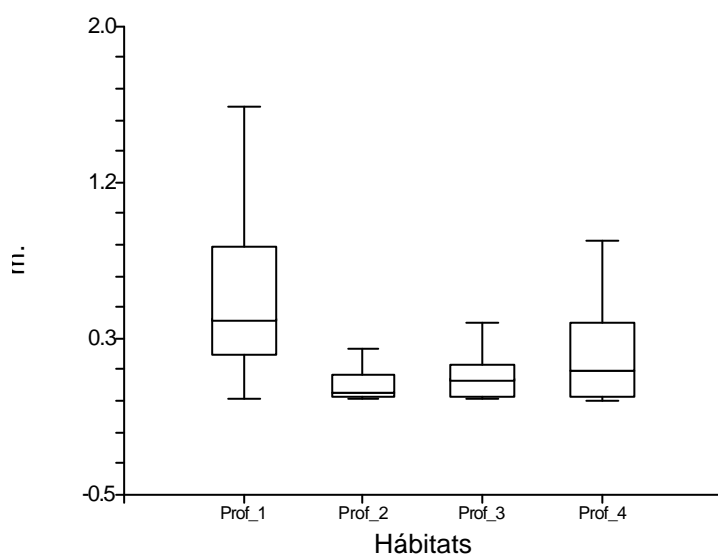


A.- Ancho del cauce,
medido en 3 transectos por
hábitat, N = 24

Kruskal - Wallis: $J^2 = 78.19$;
P = 0.000; por lo que H_0 se
rehechaza.

Tukey - Kramer

Habitat	Diferentes
Ancho_1	Ancho_4, Ancho_3, Ancho_2
Ancho_4	Ancho_1, Ancho_3, Ancho_2
Ancho_3	Ancho_1, Ancho_4, Ancho_2
Ancho_2	Ancho_1, Ancho_4, Ancho_3

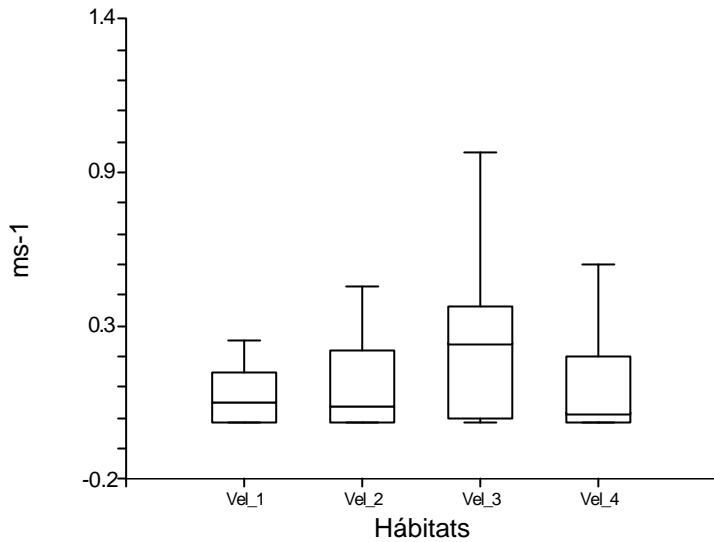


B.- Profundidad, registrada
a lo largo de cada transecto, N =
96, Las mayores profundidades
se encuentran en el hábitat 1 así
como la mayor variabilidad,
seguidas por el hábitat 4, los
restantes son los más similares
entre si y los menos profundos

Kruskal - Wallis: $J^2 = 103.73$; P =
0.000; por lo que H_0 se rehechaza.

Tukey - Kramer

Habitat	Diferentes
Prof_2	Prof_4, Prof_1
Prof_3	Prof_4, Prof_1
Prof_4	Prof_2, Prof_3, Prof_1
Prof_1	Prof_2, Prof_3, Prof_4

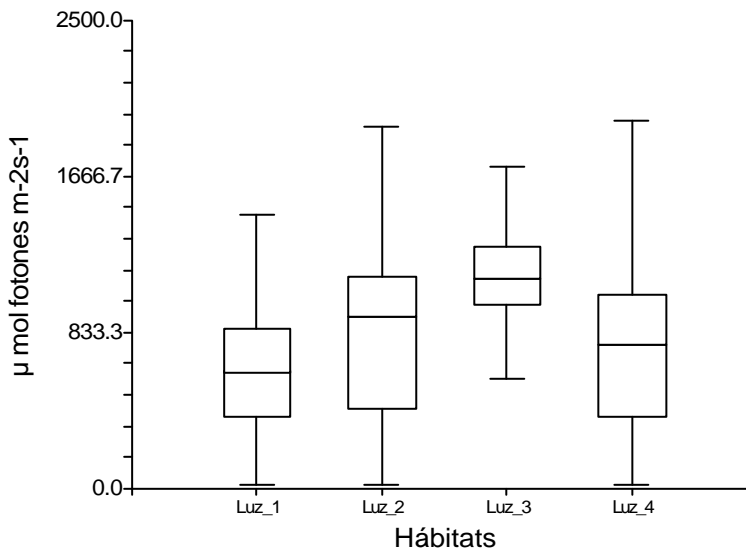


C.- Velocidad de la corriente, registrada a lo largos de los transectos, N = 96. En el hábitat 3 es donde existen las mayores velocidad de la corriente y mayor variabilidad; en contraste en el hábitat 1 se registraron las velocidades más uniformes y menores.

Kruskal - Wallis: $J^2 = 29.66$; $P = 0.000$; por lo que H_0 se rechaza.

Tukey - Kramer

Habitat	Diferentes
Vel_1	Vel_3
Vel_2	Vel_3
Vel_4	Vel_3
Vel_3	Vel_1, Vel_2, Vel_4



D. Intensidad luminosa registrada en los sitios en donde se tomo muestras de perifiton, N = 96. En los 4 hábitats se registraron una alta variación de la intensidad luminosa, en especial 2 y 4 en donde también se registran los más altos.

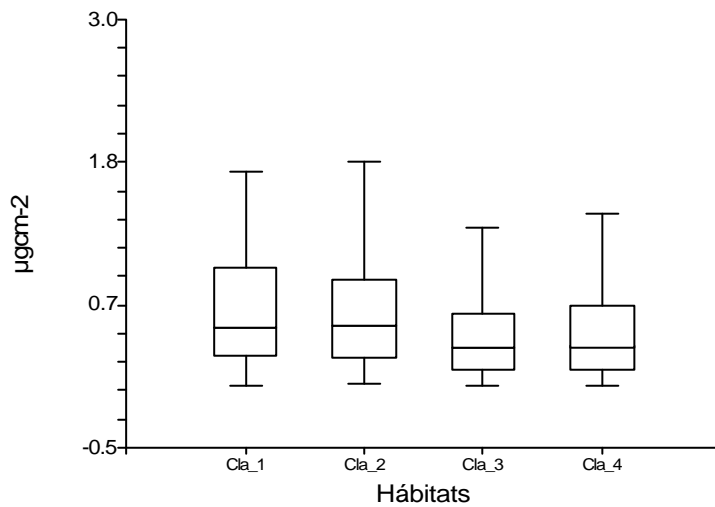
Kruskal - Wallis: $J^2 = 68.88807$; $P = 0.000$; por lo que H_0 se rechaza.

Tukey - Kramer

Hábitat	Diferentes
Luz_1	Luz_2, Luz_3
Luz_4	Luz_3
Luz_2	Luz_1, Luz_3
Luz_3	Luz_1, Luz_4, Luz_2

Fig. 19. Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis y Tukey-Kramer para: Ancho del cauce (**A**), Profundidad (**B**), Velocidad de la corriente (**C**) e Intensidad luminosa (**D**); en los cuatro hábitats, en cada uno de ellos (1) Poza; (2) Rápido I; (3) Rápido II; (4) Rápido-Poza; en el gráfico de cajas se presenta la media y la distribución de los datos alrededor de ella (varianza).

Estas diferencias se expresan en las variaciones de la distribución de la biomasa presente en los distintos hábitats, que se muestran en la Fig. 20. Ahí se reportan también los resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis sobre diferencias significativas en dichas distribuciones.

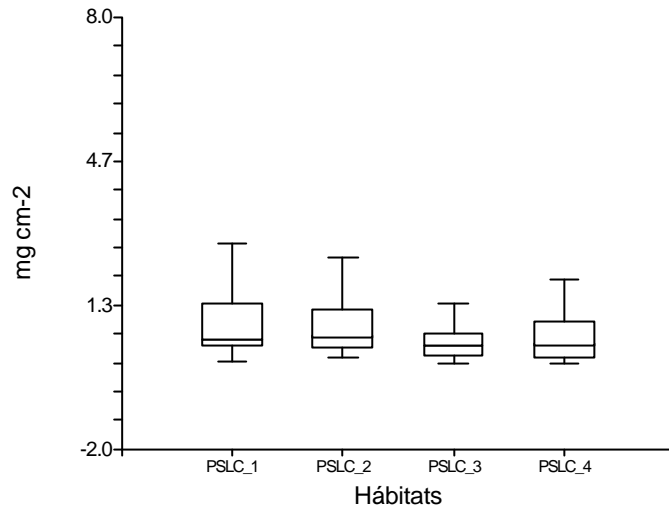


A.- Concentración de Clorofila a, de cada una de las muestras de perifiton N = 96. En los hábitats 1 y 2 se encuentran la mayor cantidad de Cl,

Kruskal - Wallis: $J^2 = 16.53$; P = 0.000; por lo que H_0 se rechaza.

Tukey - Kramer

Hábitat	Diferentes
Cla_3	Cla_2, Cla_1
Cla_4	
Cla_2	Cla_3
Cla_1	Cla_3



B- Peso seco libre de cenizas de cada una de las muestras de perifiton, N = 96.

Kruskal - Wallis: $J^2 = 27.17468$; P = 0.000; por lo que H_0 se rechaza.

Tukey - Kramer

Habitat	Diferentes
PSLC_3	PSLC_1
PSLC_4	
PSLC_2	
PSLC_1	PSLC_3

Fig. 20. Resultados de las pruebas de Kruskal-Wallis y Tukey-Kramer para: Concentración de clorofila a (**A**), Peso seco libre de cenizas (**B**); en los cuatro hábitats, en cada uno de ellos (1) Poza; (2) Rápido I; (3) Rápido II; (4) Rápido-Poza; en el gráfico de cajas se presenta la media y la distribución de los datos alrededor de ella (varianza).

VI DISCUSIÓN

VI.1 Régimen hidráulico

La precipitación ha sido considerada como una de las principales variables que estructuran a los ecosistemas terrestres y acuáticos, (Whitton 1975; García-Oliva 2005). Sus variaciones pueden ser el principal factor que controla la abundancia del perifiton en un río, ya que el flujo está relacionado con ellas (Tett et al. 1978). Los registros de precipitación anual durante los años en que se realizó el estudio, 2005 y 2006, se encuentran dentro de la desviación estándar del periodo de 1980 al 2006, por lo que se puede decir que estos años entran dentro de la normalidad.

Por sus características geomorfológicas e hidráulicas, el tramo del río estudiado corresponde a un río de montaña, conocido en la literatura como “Rhithron” (González & García 1998; Hauer & Lamberti 1996). Durante el año de estudio, las fluctuaciones de la velocidad del agua y el caudal del río siguieron patrones temporales semejantes. Los resultados obtenidos señalan una alta heterogeneidad temporal y espacial del régimen hidráulico, reflejada en una gran cantidad de microhábitats específicos originados en función de la velocidad local de la corriente.

El régimen hidráulico es el principal factor en un ecosistema lótico. En el sitio de estudio, presenta una gran heterogeneidad espacial y temporal; en la época de secas y en las orillas del río predominaron las velocidades bajas (cerca de cero) por el efecto de la fricción del sustrato sobre el agua, pero aún así, en los rápidos y caídas de agua del centro del río la columna pudo alcanzar velocidades mayores a los 1.4 ms⁻¹. Al entrar en el periodo de lluvias, aumentó la frecuencia de los puntos donde la columna de agua alcanzó velocidades entre 0.2-0.4 ms⁻¹, o entre 0.4-0.6 ms⁻¹, hasta volverse dominantes en el periodo agosto-septiembre y octubre, para volver a descender en diciembre (Fig. 11).

En lo que respecta a la profundidad en el promedio mensual, como se espera, se encontró que aumenta en los meses de lluvia y disminuye en la época de secas (con valores de más de 1.6m y 1.26m, respectivamente). Sin embargo a nivel microambiental encontramos una gran heterogeneidad, ya que en cualquier época del año encontramos puntos con distintas profundidades que van desde 0 a más de 1m.

VI.2 Parámetros físico-químicos generales

Los parámetros generales de un río nos proporcionan el marco global del sistema en el que se está trabajando. La concentración de oxígeno disuelto en el agua refleja el estado de salud del ambiente acuático, ya que está relacionado con los diversos procesos químicos de carácter microbiológico (fotosíntesis, respiración, degradación de materia orgánica, entre otros). Es una variable muy útil para diagnosticar los procesos de contaminación (Ramos *et al.* 2004). Los valores registrados en el presente estudio corresponden a un sitio bien oxigenado.

Como se ha mencionado, el sitio estudiado se encuentra situado antes de que sean incorporadas al río descargas de agua de uso doméstico y agroquímicos, lo que se refleja en los valores registrados en la conductividad y concentración de nutrientes. Podemos comparar los resultados, que se obtuvieron en el presente estudio con los reportados en un estudio realizado en varios ríos de la cuenca del Valle de México por Ramírez y Cantoral (2003), ya que se utilizaron métodos semejantes. Dicho estudio incluyó tramos muy alterados por actividades antropogénicas y otros en buen estado. Nuestros datos corresponden a los registrados en zonas en buen estado.

La concentración de nutrientes, considerando PO_4^{3-} , NO_3^- , Cl_2 y SO_4^{2-} , aunque se tiene la limitante que sólo fueron evaluados una sola vez al final del estudio, estos se encuentran por debajo de los límites permisibles de la calidad del agua para uso y consumo humano, establecidos en las modificaciones de la NOM-127-SSA-1994 (DOF 2000), lo que corrobora el buen estado ambiental del río.

VI.3 Riqueza de algas perifíticas

Esta tesis está enfocada al estudio de las algas bentónicas, ya que son la base de la productividad primaria en este tipo de ríos. Su estudio nos permite conocer el estado del río, así como los principales factores que afectan a la comunidad algal.

En la comunidad algal encontramos una diversidad de especies (tabla 3) que en su mayoría corresponden a zonas tropicales con algunas de zonas templadas (Montejano *et al.* 2000; Cantoral 1993; Ramírez & Cantoral 2003; Bojorge 2002; Valadez *et al.* 1996;). Ello puede indicar que el sitio de estudio se encuentra en una transición entre estos dos tipos de ambiente.

La mayor parte de la comunidad algal estuvo compuesta por diatomeas, como corresponde a un río de montaña según con lo reportado por varios autores (Pratrcok

1961; Chudyba 1965; Cantoral 1993; Bojorge 2002; Moore 1972; Whitton 1975; González & García 1998).

VI.4 Dinámica de la biomasa algal del perifiton

En este estudio se analizó la Cla y el PSLC como indicadores de biomasa del perifiton. Con respecto a la Cla, durante el periodo de estudio fluctuó de 0.04 a 28.7 mg m⁻² con promedio de 5.2 mg m⁻². De acuerdo con la clasificación del estado trófico de un río (Dodds *et al.* 1998), está por debajo de los valores propuestos para un ambiente oligotrófico-mesotrófico (cuyos valores promedio son de 20 mg m⁻², con máximos de 60 mg m⁻²).

Una explicación acabada de este hecho requiere de estudios más profundos. Sin embargo, se pueden proponer dos tipos de hipótesis que contribuyan a una explicación. La primera relaciona la actividad perifítica con la presencia de nutrientes. Los datos reportados en la Tabla 2 señalan una baja concentración de nutrientes en el río, correspondientes a aguas oligotróficas; lo que podría limitar el crecimiento de las algas (Allan 1995). Por otro lado, el sitio muestreado podría estar en una situación de baja importación de propágulos desde río arriba, debido a la presencia inmediata previa de un largo tramo (más de 15 km) de río profundamente encañonado y con aportes de materia orgánica alóctona muy escasos debido a la deforestación en esa parte de la cuenca, lo que disminuiría de manera importante el flujo de propágulos algales o la presencia de sus vectores (p.ej., viento e insectos), y por ello la abundancia absoluta de las algas. En este caso, el río Tembembe al igual que el área circundante, sufriría de procesos de fragmentación y discontinuidad que afectan de manera importante su funcionamiento.

Se observan las variaciones estacionales de los indicadores. Como fue mencionado antes, la Cla presenta una disminución en el mes de julio y un aumento posterior hasta octubre. El PSLC, en cambio, disminuye continuamente durante todo el periodo; su conducta coincide con lo reportado por Mosisch & Bunn (1997) y Bojorge (2002), y con los resultados de la verificación del modelo de Asaeda & Son (2000) y USA EPA (2004). Sin duda, la drástica disminución inicial de ambos indicadores se debe al aumento de la fuerza de arrastre hidráulico al iniciar el periodo de lluvias. A este efecto debemos agregar el hecho -no considerado por el modelo- que, sobretodo en las primeras lluvias, el agua acarrea una gran cantidad de sedimentos suspendidos en el río que incrementan la turbidez del agua y disminuyen la luz recibida por las algas. De ahí que al observar al microscopio las muestras obtenidas en julio se notaban la presencia de una gran cantidad de partículas de sedimento inorgánico. La Fig. 13 muestra claramente que debemos esperar estos

comportamientos, que han sido descritos por numerosos autores (Allan 1995; Matthaei *et al.* 2003; Power & Stewart 1978; Robinson & Rushforth 1987; USA EPA 2001; Tett *et al.* 1978).

Pero, ¿por qué es distinto el comportamiento de los dos indicadores durante el resto del periodo mayo-octubre? La respuesta se obtiene a partir del análisis de las ecuaciones que se muestran en la Fig. 17. Como se ve ahí, la sensibilidad relativa de la Cla a la intensidad de la luz es mayor (la intensidad crítica, L_c , y el valor B son menores), y la sensibilidad relativa del PSLC a la velocidad del agua, tanto en la columna como al nivel del sustrato, es significativamente mayor. Estas diferencias de sensibilidad pueden deberse a la presencia de cantidades considerables de detritus acumulado en el perifiton (USA EPA 2001). Para cualquier nivel de intensidad de la luz, el detritus acumulado en el perifiton (indicado por el PSLC) está sujeto a una fuerza de arrastre mayor o igual y tiene una fuerza de fijación menor al de la biomasa de las algas perifíticas (indicada por la Cla). Por ello, a diferencia del PSLC, el aumento en la fuerza de fijación de la Cla debido a la presencia de más luz en los meses posteriores a julio puede compensar el aumento en la fuerza de arrastre causada por el aumento en el flujo hidráulico y la biomasa algal.

En el mes de diciembre disminuyó drásticamente la Cla correspondiendo con una disminución importante de la intensidad luminosa registrada ($346.6 \mu \text{mol fotones m}^{-2}\text{s}$). En las muestras revisadas al microscopio en este mes se observa indicios de reproducción sexual, lo que indica que las condiciones ambientales no eran favorables para las algas, pues este mecanismo de reproducción se presenta generalmente en condiciones de estrés.

En los siguientes meses, correspondiendo con los resultados estimados por el modelo, hay un aumento de la Cla y PSLC, debido a la disminución de la velocidad del agua y el aumento de la intensidad luminosa. Los indicadores presentan el pico más alto en el mes de abril, cuando el promedio del caudal alcanza su valor más bajo y la intensidad luminosa alcanza su máximo.

En conclusión, el comportamiento de la Cla y el PSLC como indicadores de la biomasa en equilibrio puede o no coincidir como consecuencia de su diferente sensibilidad frente a cambios en las variables explicativas. *Es decir, no son indicadores equivalentes por su distinto comportamiento frente al flujo hidráulico y la luz.*

Un resultado importante de nuestras estimaciones estadísticas es que no se encontraron diferencias significativas en el crecimiento de la biomasa, medida con cualquiera de sus indicadores, debido a los distintos sustratos que se encuentran en el río (arena, roca-arena, roca). En ello nuestro estudio difiere a de los otros trabajos (Allan 1995; Cantoral 1993; Hauer & Lamberti 1996); lo cual puede deberse a ciertas

omisiones metodológicas y problemas de muestreo; de hecho, una explicación adecuada requiere de un estudio mucho más completo de la dinámica de los sedimentos y la estructura y porosidad de las rocas.

Es importante señalar que las ecuaciones estimadas en esta tesis (11 y 12) se refieren a situaciones en equilibrio, por lo que no reflejan directamente la productividad del sistema. De desearse, esta debe calcularse a partir de la ecuación 13, que se aplica a situaciones en desequilibrio y nos permite conocer la tasa de reposición de la biomasa algal. Hay que considerar que en los puntos donde la corriente es mayor y se registran bajos valores de Cla y PSLC, en estos sitios el aporte a la productividad primaria y por ello a la base de la cadena trófica del río puede ser alto, como lo han señalado diversos autores (McIntire 1966; Barnese & Lowe 1992; Allan 1995), esto se debe a que gran parte de la biomasa algal, es arrastrada por la corriente, y la exportación de biomasa es más alta en estos sitios.

Como se ha visto en el presente trabajo, la importación y exportación de propágulos podría ser, un factor importante para explicar la dinámica de las algas en el sitio trabajado. La incorporación de estos factores, tanto en el modelo desarrollado como en la metodología experimental, pueden ser de interés para el futuro.

VI. 5 Observaciones cualitativas sobre diversidad algal

En lo que se refiere a las especies algales encontradas, se compararon con estudios realizados en el país, considerando que los ríos nacionales tienen características particulares con respecto a los de otras regiones del mundo, como lo menciona Bojorge (2006). Este autor reporta a *Reimeria sinuata*, *Cymbella mexicana* y *C. silesiaca* como especies sensibles a la contaminación orgánica. Ramírez & Cantoral (2003), mencionan que en general, la presencia del grupo de las desmidiales (clorofitas) en el que se encuentran el *Closterium sp.*, *Cosmarium sp.* y *Staurastrum sp.* están relacionada con aguas oligotróficas (Ramírez & Cantoral 2003). Estos resultados son coherentes con las observaciones hechas en el apartado anterior.

Al estudiar el régimen hidráulico se encontró una alta heterogeneidad temporal y espacial, y correspondiendo con ello una alta diversidad de hábitats y especies lólicas (Walker & Thoms 1992; Baron *et al.* 2003; González & García 1998). La alta variabilidad observada en el tipo de sustrato también pudo contribuir a la diversidad de organismos en el perifiton. Al observar en el microscopio óptico la riqueza cualitativa de las especies de la comunidad algal del perifiton, se vio que presenta un patrón temporal (meses muestreados) y espacial (micro-ambientes) definido. Se encontró que es mayor en las muestras provenientes de los meses de octubre, febrero,

abril y mayo, y en los microambientes en que la velocidad de la corriente es menor y se registra mayor Cla. En estos micro-ambientes además encontramos un predominio de especies de mayor tamaño y especies coloniales con mayor número de individuos.

VI.6 Caracterización física, régimen hidráulico y biomasa en los hábitats

El sitio de estudio es muy heterogéneo espacialmente, debido a las variaciones en la velocidad de corriente (de 0 y 1.7 ms^{-1}), el ancho del cauce (de 3.5 a 12 m), el sustrato (de arenas a cantos rodados) y la profundidad (de 0 a 1.57 m). Las diferencias se observan en los cuatro hábitats en que se dividió el tramo del río (ver Fig. 11 y Tabla 7):

1) La poza: con un ancho promedio de 5 m y las mayores profundidades, que sobrepasan los 1.60 m en época de lluvias, presenta la menor pendiente y velocidad de corriente. Domina el sustrato más fino, compuesto en su mayor parte por arenas.

2) Rápido I, de acuerdo a Angelier (2002), corresponde a un remanso donde el cauce se extiende y aumenta un poco la velocidad de corriente y pendiente; disminuye drásticamente la profundidad y aparecen los guijarros en gran cantidad.

3) Rápido II, esta zona es típica de lo que distintos autores denominan un rápido (González & García 1998; Allan 1995). Es un tramo más recto con mayor pendiente (6.6 %), se establecen las corrientes rápidas y turbulentas; el sustrato es grueso con gran cantidad de rocas emergentes.

4) Rápido-Poza, sección del río muy heterogénea con una poza con características similares a la primera, pero que se interrumpe por lo que Angelier (2002) denomina salto, donde el cauce está obstruido por rocas grandes que reducen su ancho. En el salto la pendiente y la velocidad de la corriente aumentan (14.8% y 1.78 ms^{-1} respectivamente) y forman una pequeña cascada; en su parte final se presenta un sección característica de un rápido.

De acuerdo con los resultados obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis, los 4 hábitats muestran variaciones significativas en los distintos factores ambientales: ancho del cauce, profundidad, velocidad de la corriente e intensidad luminosa (Fig. 20). Las diferencias se reflejan en las diferencias significativas que existen en la cantidad de biomasa presente, medida por la Cla y el PSLC (Fig. 20). Aunque que en la prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer no se observa tanto estas diferencias.

Se tiene que mencionar que dentro de cada uno de los hábitats existe una variedad de microambientes con características específicas. Por ejemplo, en la poza se presentan dos muy distintos: uno con gran profundidad (más de 1.6m en época de lluvias), sustrato inestable (arenas en su mayoría) y menor intensidad luminosa ($\bar{x} = 374 \mu \text{ mol fotones m}^{-2}\text{s}^{-1}$), y otro en la orilla, en donde la profundidad es muy escasa o nula y donde la luz llega con mayor intensidad ($\bar{x} = 823 \mu \text{ mol fotones m}^{-2}\text{s}^{-1}$). En estos dos microambiente la respuesta del perifiton es diferente. En el primero los valores de Cla y PSLC son bajos ($\bar{x} = 0.42 \mu\text{g cm}^{-2}$ y 0.36 mg cm^{-2} , respectivamente) y en el segundo son altos ($\bar{x} = 0.99 \mu\text{g cm}^{-2}$ y $1.95 \mu\text{g cm}^{-2}$, respectivamente).

VI.7 Propuesta de restauración ecológica en el río

De los resultados anteriores se puede deducir que en el río Tembembe la biomasa y la riqueza perifítica son estables y resilientes a eventos de disturbio que se presentaron durante el año de estudio

Este estudio fue realizado originalmente con el propósito de proponer una estrategia de restauración del río Tembembe, debido a que los habitantes del lugar reportan la desaparición de la nutria en la parte baja de la cuenca y la disminución de peces y crustáceos en el área. Como se señaló arriba, el estado de un río es consecuencia directa del estado de su cuenca vertiente. El principal problema en la cuenca del río Tembembe es la alta erosión producto de la deforestación y el sobrepastoreo, la cual origina una disminución de la infiltración del agua de lluvia en la cuenca, una disminución del flujo basal en el río, la fragmentación de su continuidad ecológica y una rápida salida del agua, ocasionando grandes avenidas que transportan alta cantidad de sedimento (De Bano & Schmidt 1989; Whitton 1975; Bruijnzeel 2004). Por otro lado, la cuenca alberga una población eminentemente campesina relativamente reducida, por lo que las descargas de aguas municipales son todavía muy pequeñas y el uso de fertilizante no es excesivo (García Barrios comunicación personal), por lo que mantiene ciertas condiciones favorables para el funcionamiento del ecosistema. Para iniciar con el estudio de los impactos desfavorables naturales y antropogénicos sobre el perifiton, establecimos nuestra área de estudio en la cuenca después de un área con alta erosión pero antes de áreas de cultivo y contaminación por desechos habitacionales.

Probablemente los resultados más importante de este estudio, desde el punto de vista de la restauración ambiental, es que, a pesar de la presencia de factores de disturbio y posible fragmentación, la biomasa algal perifítica es estable y resiliente, ya que las alteraciones en el sistema pueden ser absorbidas o “restauradas” de manera autónoma y eficaz por este, y se reorienta hacia una trayectoria similar a la inmediata

anterior al disturbio (Sánchez *et al.* 2005). Hemos demostrado, además, que el río cuenta con las condiciones de heterogeneidad hidráulica necesarias, y que la riqueza algal puede desarrollarse y mantenerse adecuadamente. Mientras que la mayoría de los ríos en mal estado o deteriorado presentan eutrofización, el sitio de estudio no tiene este problema. El río Tembebe (en el sitio de estudio) está bien oxigenado, y la conductividad, la concentración de nutrientes y el tipo de especies encontradas indican un sitio en “relativamente buenas condiciones”. Sobre todo al compararlo con los otros ríos de Morelos, que presentan grandes alteraciones por actividades antropogénicas, el río Tembembe no presenta una perturbación considerable. En consecuencia, y bajo las limitaciones establecidas por este estudio, podemos decir que puede servir como *ecosistema de referencia en estudios de restauración para los demás ríos de la región que presenten condiciones físico-químicas semejantes (como son los afluentes del río Apatlaco que nacen en el Glacis de Buenavista)*.

No se deben dejar pasar por alto, sin embargo, algunas observaciones cualitativas más o menos contradictorias realizadas en el sitio de muestreo durante el periodo de trabajo. Por un lado, durante el año se observó un aumento continuo en la fauna acuática del río (al final del periodo abundaban los insectos de distinto tamaño, cangrejos y se observó una tortuga de aproximadamente 15 cm. de largo, entre otros). Por otra parte, se percibió un aumento en la abundancia del ganado vacuno en las laderas de la cañada y las orillas del cauce, así como una intensa entresaca del bosque en las laderas y la vegetación riparia. Las consecuencias visibles de este último factor fueron el deterioro de la vegetación y su estructura en las laderas y márgenes del río. Por otra parte, es posible que el ganado pueda haber provocado un aumento en la materia orgánica incorporada al río.

Aunque las condiciones del río Tembembe en el sitio en donde se realizó el presente estudio no sugieren graves perturbaciones antropogénicas, se debe considerar la posibilidad de realizar acciones en el cauce del río, los márgenes y en la cuenca vertiente, para mejorar integralmente las condiciones del sistema. Para ello, sugerimos lo siguiente:

- 1) Acciones locales en el cauce. Podemos aumentar la cantidad de biomasa y con ello mejorar las condiciones puntuales de la cadena trófica disminuyendo la velocidad del río en algunas partes. Una forma sencilla de hacerlo sería poner barreras dentro del cauce (gaviones de tamaños diversos), lo que aumentaría la rugosidad del lecho del río y disminuiría la velocidad de la corriente. La ecuación de Manning (citada en González & García 1998) nos dice que estas dos variables tienen una relación inversamente proporcional. Los gaviones pueden ponerse de forma aislada o en grupos con un diseño adecuado. También se recomienda colocarlas a las orillas del cauce junto con estacas para la estabilización de las orillas. Estas cuentan con varias ventajas: los gaviones soportan las fuertes crecidas y no son arrastrados,

representan cobertura y refugio para varios organismos y zonas de crianza para los alevines y aumentan la heterogeneidad del río fomentando la biodiversidad en el sitio.

2) Manejo del ganado vacuno. Como ya se ha mencionado, parte del ganado de las poblaciones cercanas, en esta región pastorea libremente en las cañadas, cerca del río o cruza el cauce. Con el ganado que pata libremente, se tienen que encontrar formas para que éste no dañe al ecosistema fluvial. Loomis *et al.* (2000) proponen dejar al ganado en la llanura fluvial, en donde se pondría vegetación de la zona y gramíneas que le sirvan de alimento, pero con una barrera o cerca que proteja una franja de vegetación riparia a la orilla del río. Se pueden, además, establecer estructuras sencillas de ingeniería que permitan el paso del ganado de una orilla a la otra, sin destruir los márgenes del río. Por otra parte se debe evitar el pastoreo en las laderas de la cañada para evitar daños en su suelo y vegetación, ya que en particular cerca del sitio estudiado son muy vulnerables por las fuertes pendientes.

3) En el sitio estudiado, la vegetación ribereña es muy escasa (Camacho 2004). Entre las acciones propuestas para el mejoramiento de la zona, está el aumentar la vegetación riparia, ya que juega un papel importante en el control de la erosión. Cuando la vegetación riparia se elimina, la reducción de la interceptación y la evapotranspiración da como resultado un incremento en las fuerzas erosivas en los márgenes del río, y simultáneamente un aumento en la erodabilidad debido a la pérdida de las raíces de la vegetación que fortalecen las orillas del río, protegen contra esas fuerzas de erosión y funcionan como bancos de sedimentos (Boothroyd *et al.* 2004). La vegetación riparia no sólo es importante en el control de la erosión reduciendo sus impactos río abajo, también proporciona protección de flujos extremos, funciona como amortiguador de la temperatura, provee de hábitats y aumenta la purificación natural del agua (Boothroyd *et al.* 2004; McDonald *et al.* 2004; González & García 1998; Loomis *et al.* 2000). Es importante señalar que las especies seleccionadas para la recuperación de la vegetación ribereña sean originarias de la región, evitando a las especies exóticas. El mismo criterio debe utilizarse para la selección de herbáceas que fijen los sedimentos de las orillas en los lados del cauce y pequeños árboles.

4) No se puede dejar de mencionar que la restauración ecológica integral del río Tembembe requiere de un manejo integral de su cuenca vertiente, ya que los impactos que se producen en ésta tienen repercusión en el estado del río. Como se ha mencionado, es posible que la continuidad del río se encuentre fragmentada debido a la ausencia de aportes alóctonos en las áreas encañonadas río arriba. El aumento de dichos aportes requiere de un importante esfuerzo de reforestación/restauración de las laderas de las barrancas, así como prácticas intensivas para el control de la erosión, y con ello disminuir la cantidad los sedimentos que llegan al río. En la

cuenca, un grupo amplio de investigadores de distintas disciplinas trabaja con éste fin en los más diversos ámbitos locales y regionales. Sus proyectos han generado y siguen generando información sobre los diferentes aspectos que intervienen en el funcionamiento y deterioro de la cuenca. Estos proyectos se desarrollan en el marco de la Estación de Restauración Ecológica “Barrancas del río Tembembe” de la UNAM. El presente estudio es una contribución a este esfuerzo colectivo.

VII CONCLUSIONES

El presente trabajo es un estudio de la ecología de las algas perifíticas y su relación con el flujo heterogéneo del agua y la intensidad luminosa en microambientes heterogéneos. Su propósito es conocer las actuales condiciones del río y los factores que las afectan con el fin de tener un marco de referencia adecuado para elaborar propuestas de restauración del mismo u otros ríos de Morelos con características similares a éste.

Se expusieron tres hipótesis de trabajo, que fueron exploradas con datos obtenidos durante un ciclo hidrológico anual. Para establecer una primera hipótesis, se desarrolló un modelo formal matemático de las dinámicas de cambio y equilibrio del sistema perifítico. A partir de la estimación en dos pasos de este modelo, resultó que la biomasa en equilibrio del perifiton puede describirse con la siguiente ecuación:

$$Biomasa^* = \frac{Q * FCrit * Exp\left[\frac{-B}{L - \bar{L}}\right]}{KV^z}$$

Es decir, la cantidad de biomasa de las algas perifíticas en equilibrio dinámico tiene una relación inversa quasi-hiperbólica con la velocidad de la corriente y una relación creciente y acotada con la intensidad de luz. Finalmente, el tipo de sustrato no tiene efecto sobre la dinámica de la biomasa.

Este estudio utilizó dos indicadores de la biomasa, la clorofila tipo a y el peso seco libre de cenizas. Las diferencias en los parámetros estimados para cada uno de ellos de la ecuación de equilibrio nos lleva a concluir que estos indicadores no son equivalentes: el comportamiento a lo largo del año de la Cla y el PSLC puede o no coincidir como consecuencia de su diferente sensibilidad frente a cambios en las variables explicativas.

Los valores absolutos de biomasa encontrados están por debajo de los propuestos para un ambiente oligotrófico-mesotrófico. No contamos con una explicación acabada para este hecho, pero puede deberse a la baja concentración de nutrientes en el río o a la baja importación de propágulos como consecuencia de la fragmentación del río producida por el encañonamiento y deforestación de su cuenca vertiente. Por lo anterior, no consideramos que éste río se encuentre en condiciones ideales, sólo con mejores condiciones que otros de la región

La importancia ecológica de la baja disponibilidad de nutrientes se expresa también en el hecho de encontrarse especies algales que son características de

ambientes oligo y mesotróficos. En la revisión al microscopio del perifiton se observó que la comunidad estaba compuesta en su mayor parte por algas bentónicas (61 especies). La riqueza de especies fue en general constante a lo largo del año. La mayoría de las especies encontradas pertenecen al grupo de las diatomeas; se encontraron también algunas clorofitas y pocas cianofitas. Las especies encontradas corresponden a zonas tropicales, con algunas de zonas templadas.

Con respecto a la segunda hipótesis, se encontró que la heterogeneidad del régimen de flujo, intensidad luminosa y los sustratos en el río efectivamente determinan un mosaico de productividad primaria en equilibrio, y permiten la existencia de áreas naturales de refugio. En el sitio de estudio se encontró una gran heterogeneidad, dada por la variabilidad de la velocidad de la corriente, profundidad, ancho del cauce, tamaño de sustratos e intensidad luminosa. Esta heterogeneidad se manifiesta en los hábitats y sus micro-ambientes específicos, que determinan un mosaico de la riqueza y la producción de las algas perifíticas. La alta heterogeneidad ambiental promueve la diversidad de organismos, importante en la restauración ecológica (Sánchez *et al.* 2005).

El estudio del perifiton en los ríos es muy útil para conocer el estado en el que se encuentran, evaluar los efectos de los factores ambientales y proyectar procesos de restauración. Son un indicador importante de las condiciones del cuerpo de agua antes, durante y después de la restauración ecológica.

Tomando en cuenta la gran heterogeneidad ambiental encontrada --que favorece la diversidad de especies y las buenas condiciones de oxígeno disuelto, conductividad y concentración de nutrientes en el río-- podemos concluir que el área estudiada es estable y resiliente y no presenta una perturbación considerable, por lo que puede servir, de modo limitado, como ecosistema de referencia en estudios de restauración, sobretodo para los ríos del estado de Morelos que presentan condiciones de origen similares, como es el Apatlaco.

Sin embargo, es indispensable mejorar integralmente las condiciones del sistema, para lo que se deben realizar acciones en el cauce del río, cerca de éste y en la cuenca vertiente. En el río recomendamos poner gaviones de diversos tamaños dentro del cauce con el propósito de disminuir la energía de las avenidas y en los márgenes de éste para su protección, lo que tendría las siguientes ventajas: cobertura y refugio para distintos organismos, zonas de crianza para alevines y mayor heterogeneidad de hábitats. Cerca del río sugerimos aumentara la vegetación riparia para el control de la erosión, protección de flujos extremos, generación de hábitats y aumento en la purificación natural del agua. Es necesario racionalizar el manejo del ganado vacuno, que pasta libremente. Por último, a nivel de la cuenca vertiente es necesario un manejo adecuado con acciones de restauración ecológica encaminadas al

mejoramiento integral. Es necesario revertir las altas tasas de deforestación y erosión con programas de restauración de los ecosistemas terrestres, con lo que aumentarían los aportes alóctonos de materia orgánica al río y se reducirían la cantidad de sedimentos eventuales que llegan a él.

VIII BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aboal, M.; M. Puig A.; G. Sánchez & G. Soler. 1994. Algal standing crop in some Mediterranean temporary river in southeastern Spain. *Verh Internat. Verein. Limnol.* 25: 1746-1750.
- Aguilar-Benitez, S. 1990. Dimensiones ecológicas del Estado de Morelos. UNAM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias (CRIM). Morelos. 221pp.
- Allan, D. J. 1995. *Stream Ecology, Structure and function of running waters*. Chapman & Hall. London. 388 pp.
- Angelier, E. 2002. *Ecología de las aguas corrientes*. Acribia, España. 217 pp.
- APHA (American Public Health Association), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF). 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater 20th ed.* L. S. Clesceri, A. E. Greenberg & A. D. Eaton. American Public Health Association, U:S:A.
- Arriaga, C. L.; S. Aguilar V.; D. Alcocer J.; R. Jiménez R.; L. Muñoz E. & D. Vázquez 1998. *Regiones hidrológicas prioritarias. Escala de trabajo 1 4,000,000. 2^o ed.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Asaeda, R. & D. Son H. 2000. Spatial structure and populations of a periphyton community: a model and verification. *Ecological Modeling*, 133: 195-207.
- Atkinson, K. & Beaumont P. 1971. The forests of Jordan. *Econ. Bot.* 25, 305-11-
- Barnese, L. E.; R. Lowe L. & R. Hunter D. 1990. Comparative grazing efficiency of six species of sympatric in Douglas Lake, Michigan. *Journal of the North American Benthological Society*, 9, 35-44.
- Barnese, L. E. & R. Lowe L. 1992. Effects of substrate, light and benthic invertebrates on algal drift in small streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 11, 49-59.
- Baron, J. S.; N. Poff L.; P. Angermeier L.; C. Dahm N.; P. Gleick H.; N. Hairston G. Jr.; R. Jackson B.; C. Johnston A.; B. Richter D. & A. Steinman D. 2003. Sustaining healthy freshwater ecosystems. *Issues in Ecology*, 10: 2-16.
- Beaumont, P. & K. Atkinson. 1969. Soil erosion and conservation in Northern Jordan. *J. Soil Wat. Conserv.* 24, 144-47.

- Beauer, J. 1981. Apparent ecological characteristics of some common freshwater diatoms. Ontario Ministry of Environment, Technical Support Section, Don Mills, Ontario, Canada.
- Belsky, A.; A. Matzke & Uselman. 1999. Survey livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54, 419-31.
- Bernhardt, E. S.; M. Palmer A.; J. Allan D.; G. Alexander; K. Barnas; S. Brooks; J. Carr; S. Clayton; Dahm C., Follstad-Shah J., Galat D., Gloss., Goodwin P., Hart D., Hassett B., Jenkinson R.; S. Katz; G. Kondolf M.; P. Lake S.; R. Lave; J. Meyer L.; T. Donnell K.; T. O'Donnell K.; L. Pagano; B. Powell & E. Sudduth. 2005. Synthesizing U. S. river restoration efforts. *Science*, 308 635-37.
- Blue, J. L. 1960. Algal populations of flowing waters. *Spec. Publ. Pymatuning Lab. Field Biol.*, 2, 11-21.
- Bojorge, G. M. G. 2002. Ecología de comunidades algales en la localidad del Río La Magdalena, D. F. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 46pp
- Bojorge, G. M. G. 2006. Indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Magdalena, .Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 62pp.
- Boothroyd, I. K. G.; J. Quinn M.; E. Langer R. L.; K. Costley J. & G. Steward. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams, 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *Forest Ecology and Management*, 194, 199-213.
- Bourrelly, P. 1968. Les algues d'eau douce, Initiation á la systématique. Tomo II: Les Algues Jaunes et brunes Chrysophycées, phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Boub & Cie. 438 pp.
- Bourrelly, P. 1970. Les algues d'eau douce, Initiation á la systématique. Tomo III: Les Algues bleues et rouges Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boub & Cie. 512 pp.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce, Initiation á la systématique. Tomo I: Les Algues Vertes. Boub & Cie. 572 pp.
- Bradshaw, A. D. 1987. Restoration: An acid test for ecology. En, *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE. UU.
- Bruijnzeel, L. A. 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 104, 189-228.

- Camacho, F. R. 2004. Estructura y composición de la vegetación del fondo de la barranca del río Tembembe, Morelos, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Cantoral, E. A. U. 1993. Ecología de comunidades algales en el sistema hidrológico El Salto en la Huasteca Potosina. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 97pp.
- Cantoral, E. A. U. 1997. Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes lóticos en la cuenca baja de la Huasteca Potosina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 200 p.
- Cervantes, S. L. y M. Maass 1988. Relación lluvia-escurrimiento en un sistema pequeño de cuencas de selva baja caducifolia. Ingeniería Hidráulica en México. 30-42.
- CETENAL (Comisión de Estudios del Territorio Nacional). 1979a. Carta Geológica 1:50,000 Cuernavaca, México, DF.
- CETENAL (Comisión de estudios del Territorio Nacional). 1979b. Carta Geológica 1:50,000 Cuernavaca, México, DF.
- Chudyba, H. 1965. *Cladophora glomerata* and accompanying algae in the Skawa River. Acta Hydrobiol, 7/ Suppl 1, 93-126.
- Cirelli, V. V. 2005. Restauración ecológica en la cuenca Apatlaco-Tembembe. Estudio de caso: Modelado de la distribución de la nutria de río Lontra longicaudis annectens. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 143 pp.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) Subdirección General Técnica. 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero de Cuernavaca, Estado de Morelos.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1997. El agua en Morelos. Presentación en Power Point. Gerencia Regional del Río Balsas.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2004. Monitoreo de la calidad del agua.
- CNA (Comisión Nacional del Agua), Subdirección General Técnica, unidad del Servicio Meteorológico Nacional. 2007. Tarjetas de resumen mensual y anual, de precipitación total; estación Observatorio Cuernavaca; del periodo 1980, 1981-1990, 1991-2000, 2000-2006. Morelos, México.
- Cummins, K. W. 1962. An Evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. Amer. Midland Nat, 67, 477-504.
- Cummins, K. W. 1977. From headwater streams to rivers. Am. Boil. Teacher, 305-12.

- Cummins, K. W. & Klug M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 10, 147-72.
- Cushing, C. E. & J. Allan D. 2001. *Streams their Ecology and life*. Academic Pres. China. 366 pp.
- DeBano, L. F. & L. Schmidt J. 1989. Improving Southwestern riparian areas through watershed management. USDA Forest Service. GTR RM-182, Fort Collins. Colorado.
- Dodds, W. K. 2002. *Freshwater ecology, Concepts and environmental applications*. Academic press. London. 570 pp.
- Dodds, W. K.; J. Jones R & E. Welch B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperature stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Wat. Res.* 32, (5) 1455-62.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2000. Modificación de la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1- 1999, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamiento a los que debo someter el agua para su potabilización. 22 de noviembre – 2000. Secretaría de Salud. México, D. F.
- Ewel, J. J. 1987. Restoration is the ultimate test of ecological theory. En, *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE. UU.
- Frissell, L. A.; W. Liss J.; C. Warren E. & M. Hurley D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10 (2), 199-214.
- Fries, C. 1960. Geología del estado de Morelos y partes adyacentes de México y Guerrero, región central y meridional de México. *Boletín del Instituto de Geología, UNAM*. 60 pp.
- García, R. B. 2002. Proyecto de establecimiento, Estación de Restauración Ecológica “Barrancas del Río Tembembe”.
- García-Oliva, F. y M. Maass J. M. 1990. Consideraciones a las prácticas de conservación de suelos en zonas tropicales. *Revista de difusión científica / tecnológica y humanística*, 1 (2), 11-18.
- Gessner, F. 1955. *Hydrobotanik I. Energiehaushalt*. Veb. Deutsch. Ver. Wissensch., Berlin.
- Ghosh, M. & J. Gaur P. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*, 60, 1-10.
- Giller, P. S. & B. Malmqvist 2000. life in running waters. In: *The biology of streams and rivers*. Oxford University Pres, 71-102.

- González, del Tánago, M. y D. García de Jalón 1998. Restauración de ríos y riveras. Mundi-prensa. Madrid. 316 pp.
- Gómez, A. G. 2003. Caracterización del medio físico de la cuenca del Río Tembembe empleando sistemas de información geográfica (SIG Cuencas). Publicado en <http://selper.uabc.mx/publicacion/cong11/extenso42.doc>.
- Gregory, S. V. 1980. Effects of Light, nutrients, and grazing on Periphyton communities in streams. Ph. D. dissertation. Oregon State University, Corvallis, OR.
- Hauer, F. R. & G. Lamberti A. 1996. Methods in Stream Ecology. Academia Press. USA. 674 pp.
- Hobbs, R. J. & J. Harris A. 2001. Restoration ecology repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9 (2), 239-46.
- Holmes, N. T. H. & B. Whitton A. 1981. Phytobenthos of the river Tees and its tributaries. *Freshwater Biology*, 11, 139-62.
- Hornung M. & Reynolds, B. 1995. The effects of natural and anthropogenic environmental changes on ecosystem processes at the catchments scale. *TREE*, 10 (11), 443-49.
- Hull, R. B & D.P. Robertson 2000. The languages of nature matters: we need a more public ecology. En Gobster P.H. & R. B. Hull, *Restoring Nature*. Island Press.
- Hynes, H. B. N. 1970. *The Ecology of running waters*. University of Toronto Press.
- Illies, J. & Botasaneanu. 1963. Problemes et méthodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limmol.* 12.
- IMTA. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Conservación de Cuencas. SIG-Cuencas. 1999-2000. Uso de suelo y vegetación del Tembembe. Escala 1:250,000. Obtenido del Inventario Nacional Forestal. 1994. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática). 2002. Centro de Investigaciones Biológicas "J. Félix Sánchez". Universidad Autónoma de Morelos 8CIBUAEM). Página del Corredor Biológica Chichinautzin.
- Jeffrey, S. W. & G. Humphrey F. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, and c, in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen*, 167-191.
- Jordan, III, W. R., M. Gilpin E. & J. Aber D. 1987. Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. En , *Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, EE. UU.

- Keithan, E. D. & R. Lowe L. 1985. Primary productivity and spatial structure of phytolith growth in streams in the Great Smokey Mountains National Park, Tennessee. *Hydrobiologia*, 123, 59-67.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1988. SüBwasser flora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. Germany. 596 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot 1991a. SüBwasser flora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. Germany. 576 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1991b. SüBwasser flora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische, Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema Gesamtliteraturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. Germany. 437 pp.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot. 1997. SüBwasser flora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 1. Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag Stuttgart. Germany. 875 pp.
- Lamberti ,G. A. 1996. The role of periphyton in benthic food webs. In *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, 533-72.
- Lamberti, G. A.; L. Ashkenas R.; S. Gregory V.; A. Steinman D. & C. McIntire D. 1989. Productive capacity of periphyton as a determinant of plant-herbivore interactions in streams. *Ecology*, 70, 1840-56.
- Loomis, J.; P Kent.; L. Strange; K. Fausch & A. Covich. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. Elsevier, *Ecological Economics*, 33 103-17.
- Lowe, R. L. 1974. Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. Report EPA - 670/4-74-007. United States Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, OH.
- Lytle, D. A. & L. Poff N. 2003. Adaptation to natural flow regimens. *Trends in Ecology and Evolution*.
- Maass, J. M. y F. García-Oliva. 1990. La conservación de suelos en zonas tropicales: el caso de México. *Ciencia y desarrollo*, 15 (90), 21-36.
- Maass, J. M.; Jaramillo V.; A. Martínez-yrizar y F. García-Oliva. El manejo de ecosistemas: una estrategia integral de manejo de recursos naturales. En prensa.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona. 1009 pp.

- Martinez, B. Análisis de la integridad de la vegetación de la cuenca del río Tembembe, Morelos, México., para delimitar áreas de conservación, aprovechamiento y restauración ecológica. Tesis de maestría, UNAM. En prensa.
- Matthaei, C. D.; C. Guggelberger H. & Huber. 2003. Effects of local disturbance History on benthic river algae. *Freshwater Biology* 48: 1514-1526.
- Matthaei, C. D.; C. Townsend R.; C. Arbutckle J.; K. Peacock A.; C. Guggelberger; E. Kuster C. & H. Huber. 2004. Disturbance, Assembly rules, and benthic communities in running water: a river and some implications for restoration projects. In: *Assembly rules and restoration ecology*. Island Press, 367-88.
- McDonald, A.; S. Lane N.; N. Haycock E. & E. Chalk A. 2004. River of dreams: on the gulf between theoretical and practical aspects of an upland river restoration. Royal Geographical Society.
- McIntire, C. D. 1966. Some effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. *Hydrobiologia*, 27, 559-70.
- McIntire, C. D. 1968. Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams. *Ecology*, 47, 918-30.
- McIntire, C. D. 1973. Periphyton dynamics in laboratory streams: a simulation model and its implications. *Ecological Monographs*, 43, 399-420.
- McIntire, C. D. & H. Phinney K. 1965. Laboratory studies of periphyton production and community metabolism in lotic environments. *Ecol. Monogr.*, 35, 237-58.
- Mickesell, M. W. 1969. The deforestation of Mount Lebanon. *Geogr. Rev.* 59, 1-28.
- Miranda, F. y E. Hesnandez X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la sociedad botánica de México*, 28.
- MEA. (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis*. World Resources Institute. Washington, DC.
- Montejano, G.; J. Carmona-Jiménez y E. Cantoral-Uriza 2000. Algas communities from, calcareous spring and stream in la Huasteca Central de México: A. synthesis, En: *Monograph Series*. Backhuys Publishers. Holanda 435pp.
- Moore, J. W. 1972. Composition and structure of algal communities in a tributary stream of Lake Ontario. *Can. J. W.*, 50, 1663-74.
- Morin, A. ; W. Lamoureux & J. Busnarda. 1999. Empirical models predicting primary productivity from chlorophyll a and water temperature for stream periphyton and lake and ocean phytoplankton. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18, 299-307.

- Mosisch, T. D. & S. Bunn E. 1997. Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany*, 58, 181-93.
- Mosisch, T. D.; Bunn S. E.; P. Davies M. & C. Marshall J. 1999. Effects of shade and nutrient manipulation on growth in a subtropical stream. *Aquatic Botany*, 64, 167-77.
- Murdock, J.; D. Roelke & F. Gelwick. 2004. Interaction between flow, periphyton, and nutrients in a heavily impacted urban stream: implications for stream restoration effectiveness. *Ecological Engineering* 22, 197-2007.
- Naiman, R. J. 1976. Primary production, standing stock, and export of organic matter in a Mohave thermal stream. *Limnology and Oceanography*, 21, 60-73.
- Nienhuis, P. H. & Leuven R. S. E. W. 2001. River restoration and flood protection: controversy or synergism?. *Hidrobiologia*, 444: 85-99.
- Olvera, S. M. D.; S. Wruck W.; L. Reyes A. y T. Cortés H. G. 2000. Modelos tipos y beneficios de las líneas vegetativas intermedias en suelos de ladera. En: X Congreso Nacional de irrigación, Simposio 4 Manejo Integral de Cuencas Hidrológicas. Chihuahua, México. ANEI A. C. 40-7.
- Ortiz, M. A. 1978. Estudio geomorfológico del glasis de Buenavista, Estado de Morelos. *Boletín del Instituto de Geografía* 8:25-40.
- Park, R. A. & J. Clough S. 2004. *Acuatox (Release 2): Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Volume 2: technical documentation.* U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Patrick, R. & C. Reimer W. 1966. *The Diatoms of the United States. Vol. I. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia. No. 13. Pennsylvania.* 688pp.
- Pedroli, B.; G. Blust; K. Looy & S. Rooij. 2002. Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape Ecology* 17, 5-18.
- Petersen, D. L. & Parker. 1998. *Ecological Scale: Theory and applications.* Columbia University Press, New York.
- Petersen, M. M. 1999. A natural approach to watershed planning, restoration and management. *Pergamon, Wat. Sci Tech.* vol. 37, N° 12, 347-352
- Power, M. E. & A. Stewart J. 1978. Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream. *Am. Midl. Nat.*, 117, 333-45.
- Pratrock, R. 1961. A study of the numbers and kinds of species found in rivers in eastern United States. *Proc. Acad. Nat. Sci., Philadelphia*, 113, 215-58.

- Ramírez, M. V. y E. Cantoral A. U. 2003. Flora algal de ríos templados en la zona occidental de la cuenca del Valle de México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Botánica* 74(2): 143-194.
- Ramos, D. F. J.; F. Quiroz A. J.; G. Ramírez A. J. P. y H. Lot A. 2004. Manual de hidrobotánica, Muestreo y análisis de la vegetación acuática. AGT Editor, México, 160 pp.
- Raven, J. A. 1992. How benthic macroalgae COPE with flowing freshwater: resource acquisition and retention. *J. Phycol.*, 28, 133-46.
- Robinson, C. T. & Rushforth S. R. 1987. Effects of physical disturbance and canopy cover on attached diatom community structure in an Idaho stream. *Hidrobiología*, 154, 149-59.
- Rosemond, A. D., Mulholland P. J. & Elwood J. W. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74,1264-80.
- Round, F. F., Crawford R. M. & Mann D. G. 1990. The diatoms, Biology and morphology of the genera. Cambridge University. New York. 747 pp.
- Rzedowski, J. 1988. Vegetación de México. Limusa, México 431 p.
- Sánchez, O., Peters E, Márquez-Huitzil R., Vega E., Portales G., Valdez M. y Azuara D. 2005. Temas selectos sobre restauración ecológica. SEMARNA, INE, U.S. Fish & Wildlife Service y Unidos para la conservación A. C. SyG Editores, México, D.F. 253 pp.
- Sauders, M. J. & Eaton J.W. 1976. A method for estimating the standing crop and nutrient content of the phytobenthos of stony river. *Arch Hydrobiology*, 78, 86-101.
- Scatena, F. N. & Johnson S. L. 2001. Instream-fluw analysis for the luquillo experimental forest, Puerto Rico: methods and analysis. Gen. Tech. Rep. IITF-GTR-11. Rio Piedras, PR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry. 30p.
- SER (Society for Ecological Restoration International), Grupo de trabajo sobre ciencia y política 2004. Principios de la SER Internacional sobre la restauración ecológica. www.ser.org
- Steinman, A. D. 1996. Effects of grazes on Freshwarwe benthic algae. In *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academy Press, San Diego, 341-73.
- Steinman, A. D.; C. McIntire D.; S. Gregory V.; G. Lamberti A. & Ashkenas. 1987. effects of herbivore type and density on taxonomic structure and physiognomy of algal assemblages in laboratory streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 6 175-88.

- Steinman, A. D.; P. Mulholland J. & W. Hill R. 1992. Functional responses associated with growth for in stream algal. *Benthol. Soc.* 11 (2), 292-43.
- Stevenson, R. J. 1990. Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9, 277-88.
- Stockner, J. G. & K. R. Shortreed S. 1976. Autotrophic production in Carnation Creek, a coastal rainforest stream on Vancouver Island, British Columbia. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 1553-63.
- Temperton, V. M.; R. Hobbs J.; T. Nuttle & S. Halle. 2004. Assembly rules and restoration ecology, Bridging the gap between theory and practice. Islam Pres. USA.
- Tett, P.; C. Gallegos; M. Kelly G.; G. Hornberger M. & B. Cosby J. 1978. Relationships among substrate, flow, and benthic microalgal pigment density in the Mechums River, Virginia. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 785-97.
- Trejo, V. I. 2006. Glacis de Buenavista. Presentación en Power Point
- USA EPA (Environmental Protection Agency). 2001. AQUATOX for windows: a modular effects model for aquatic ecosystems. (release 1.1) Vol. 3, Model validation reports. EPA-823-R-01-007.
- USA EPA (Environmental Protection Agency). 2004. AQUATOX (Release 2) modeling environmental fate end ecological effects in aquatic ecosystems. Vol. 2, Technical documentation. For Park R. A. & Clough J. S. EPA-823-R-04-002.
- Valadez, C. F.; J. Carmona J. y U. Cantoral E. A. 1996. Algas de ambientes lóticos en el estado de Morelos, México. *Anales Inst. Biol. UNAM, Ser. Bot.* 67 (2) 227-82.
- Vannote, R. L.; G. Minshall W.; K. Cummins W.; J. Sedell R.; & C. Cushing E. 1980. The river continuum concept. *Canad. J. Fish Aquat. Sci.* 37: 130-37
- Vega, P. E. V. 2005. Algunos conceptos de ecología y sus vínculos con la restauración. En: Temas sobre restauración ecológica. SEMARNA, INE, U.S. Fish & Wildlife Service y Unidos para la conservación A. C., 147-55.
- Walker, K. F. & M. Thoms C. 1992. Environmental effects of flow regulation on the Lower River Murray, Australia. *Regulated River, Research & Management.*
- Wendker, S. 1992. Influence of current velocity on diatoms of a small software stream. *Diatom research*, 7 (2), 387-96.
- Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. 2nd Ed. Saundeers Coll. Philadelphia. 860 pp.
- Wetzel, R. G. & G. Likens E. 1991. *Limnological analyses* Springer-Verlag, New York. 390 pp.

- Whitford, L. A. 1960. The current effect and growth of fresh-water algae. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 79, 302-9.
- Whitton, B. A. 1970. Biology of *Cladophora* in freshwater. *Wat. Res.* 4, 457- 76.
- Whitton, B. A. 1975. *River Ecology, Studies in ecology vol. 2* Blackwell Scientific Publications, Great Britain, 725 pp.
- Winens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47, 501-15.
- Wuhrmann, K. & E. Eichenberger. 1975. Experiments on the effects of inorganic enrichment of rivers on periphyton primary production. *Verb. Int. Ver. Teor. Ang. Limnol.*, 19, 2028-34.
- Zambrano L. 2003. La restauración de ríos y lagos. *Ciencias*, 72, 37-43.

ANEXO 1

La dinámica de la biomasa algal perifítica

En su definición del perifiton, la Environmental Protection Agency (US EPA 2001) señala que es una asociación de algas bentónicas y detritus. En consecuencia, la biomasa del perifiton y sus cambios pueden aproximarse con el Peso Seco Libre de Cenizas (PSLC) y la Clorofila a (Cl_a). Sin embargo, cabe recordar que el PSLC no permite distinguir entre materia viva y no viva, ni entre la biomasa algal y la de otros organismos (bacterias, hongos, etc.), mientras que el análisis de pigmentos solo considera a los productores primarios, en este caso las algas bentónicas (Hauer & Lamberte 1996).

Varios autores mencionan que la biomasa perifítica esta asociada a distintos microfactores (Saunders & Eaton 1976; Tett *et al.* 1978; Keithan & Lowe 1985; Cantoral 1993; 1997). En cualquier punto específico del río, la tasa de acumulación (puntual) de perifiton está determinada por la interacción de cuatro factores principales: la velocidad de la corriente, la concentración de nutrientes, la intensidad de la luz y el tipo de sustrato (Rosemond 1993; Cantoral 1997). En condiciones de crecimiento óptimas (baja velocidad del agua, alta intensidad luminosa, flujo adecuado de nutrientes y sustrato estable) el perifiton se acumula exponencialmente; en cambio, en condiciones ambientales no óptimas (subop) la biomasa de perifiton puede sufrir de desprendimientos (Park & Clough 2004) en función de la capacidad de fijación del perifiton a su sustrato y la fuerza de arrastre de la corriente sobre la biomasa expuesta (Asaeda & Son 2000; USA EPA 2001). Los factores que determinan estos vectores fuerza en oposición ha sido estudiada por Asaeda & Son (2000) y se resumen en la Fig. 21.

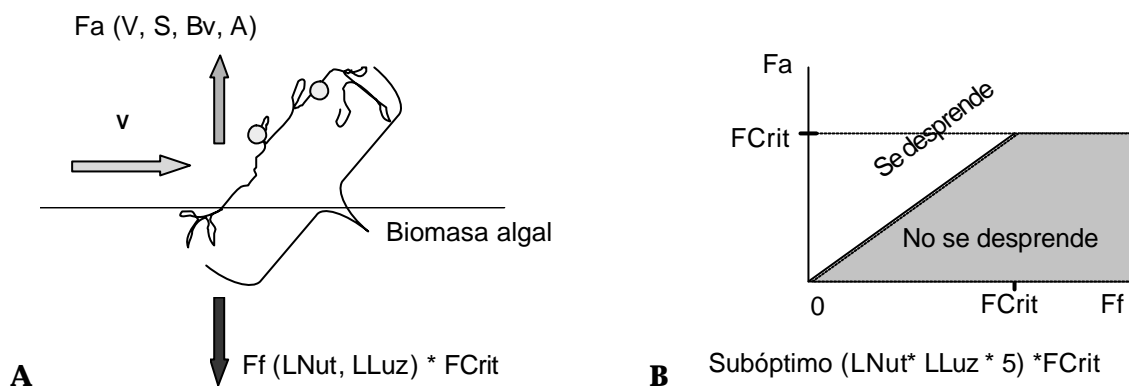


Fig. 21. A) Fuerzas involucradas en la fijación al sustrato y desprendimiento de Perifiton. **B)** Áreas paramétricas de desprendimiento y fijación. La mínima fuerza de arrastre necesaria para provocar desprendimiento aumenta al aumentar Subop. Ver explicación en el texto.

Fuerzas y dinámica

La fuerza de arrastre de la corriente (F_a) señalada en la Fig. 21.A por un vector fuerza apuntando hacia arriba, depende de la velocidad de la corriente (V), la densidad del agua (S) y el área de contacto con el material biológico, aproximado por el producto del biovolumen (B_v) y la superficie de sustrato cubierta por el perifiton (A). La siguiente ecuación esta basada en lo propuesto por Asaeda & Son (2000):

$$F_a = S * C_a * V^z (B_v * A)^a * 1E - 6$$

Donde:

F_a = Fuerza de arrastre (Kg ms^{-2})

S = Densidad del agua (Kg m^{-3})

C_a = Coeficiente de arrastre (2.53 E-4)

V = Velocidad de Corriente (m s^{-1})

z = factor que se encontrará por medio de regresiones lineales.

B_v = Biovolumen de algas (mm^3/m^2), dado por la forma de crecimiento - diatomeas o algas filamentosas, proporción del peso seco libre de cenizas de la biomasa total -

A = Unidad de Área (mm^2);

$1E-6$ = Factor de conversión ($m^2 mm^{-2}$)

Para los fines de esta tesis, esta ecuación puede ser simplificada si definimos Biomasa = $Bv * A$, agrupamos las constantes ($S, Ca, 1E-6$) en K y hacemos $a = 1$. En este caso:

$$Fa = KV^z Biomasa \quad (5)$$

Por otro lado, la capacidad de fijación del perifiton se muestra en la Fig. 21. **A** como un vector fuerza apuntando hacia abajo. Para un sustrato dado, la capacidad de fijación del perifiton alcanza su máximo (en condiciones de luz y nutrientes óptimas) en FCrit ($Kg ms^{-2}$); nótese que por definición, FCrit es un parámetro biológico que especifica la máxima capacidad de fijación de las algas), y va disminuyendo al reducirse la calidad de dichas condiciones, ya que la escasez de nutrientes en el agua y la luz necesaria para la fotosíntesis (subóp) causan senectud en las células del perifiton (Rosemond *et al.* 1993). Una forma de modelar este proceso, que se aproxima al seguido por Asaeda & Son (2000), es definir la función de fijación:

$$Ff = FCrit * LLuz * Lnut$$

Donde: LLuz representa el vigor de fijación adquirido por la planta en función de la intensidad luminosa del ambiente, y LNut el vigor de fijación adquirido por la planta en función de la concentración de nutrientes. Las funciones LLuz y LNut pueden aproximarse con las siguientes expresiones¹:

$$LLuz = \begin{cases} \text{Exp}\left[\frac{-l}{L - \bar{L}}\right] & \text{si } L \geq \bar{L} \\ 0 & \text{si } L < \bar{L} \end{cases} \quad LNut = \begin{cases} \text{Exp}\left[\frac{-m}{N - \bar{N}}\right] & \text{si } N \geq \bar{N} \\ 0 & \text{si } N < \bar{N} \end{cases}$$

donde \bar{L} y \bar{N} representan los valores mínimos límite de luz y nutrientes necesarios para adquirir un vigor de fijación positivo. En el caso del río Tembembe, se asume que la cantidad de nutrientes no es limitante, por lo que la función de fijación se reduce a:

¹ Las expresiones adoptadas para modelar el vigor por luz y nutrientes son convenientemente continuas, lo mismo que sus derivadas, lo cual facilita el análisis estadístico. Su inconveniente, que FCrit sea alcanzado solamente cuando L y N son infinitamente grandes, se reduce si los parámetros l y m son pequeños respecto a los rangos: $L^* - \bar{L}$ y $N^* - \bar{N}$, donde L^* y N^* son los valores *empíricos* de luz y nutrientes en que LLuz y LNut son iguales a 1.

$$Ff = \begin{cases} F_{Crit} * \text{Exp}\left[\frac{-I}{L-\bar{L}}\right] & \text{si } L \geq \bar{L} \\ 0 & \text{si } L < \bar{L} \end{cases}$$

Es natural que (I) el coeficiente de la capacidad de fijación del perifiton, por efecto de la luz, dependa del sustrato en que se fijan las algas. En nuestro estudio diferenciamos dos tipos de sustratos: arenoso y rocoso. Supondremos que:

$$I = B + C * s, \text{ donde } \begin{cases} s = 0, \text{ arenoso} \\ s = 1, \text{ rocoso} \end{cases}$$

Donde B y C son parámetros. Entonces la capacidad de fijación (Ff) se convierte en:

$$Ff = \begin{cases} F_{Crit} * \text{Exp}\left[\frac{-(B+C*s)}{L-\bar{L}}\right] & \text{si } L \geq \bar{L} \\ 0 & \text{si } L < \bar{L} \end{cases} \quad (7)$$

Si $F_a > F_f$ habrá desprendimiento de perifiton. La función de desprendimiento (D) puede ser caracterizada entonces por:

$$D = f \text{ Biomasa, donde } f = \begin{cases} 0 & \text{si } F_a \leq F_f \\ f > 0 & \text{si } F_a > F_f \end{cases} \quad (8)$$

Donde f es la tasa de desprendimiento de biomasa.

A partir de las ecuaciones (5) y (8), y de la ecuación dinámica de la biomasa (que depende del tiempo), podemos determinar las condiciones de equilibrio dinámico para la biomasa del perifiton. Por sencillez y realismo, supondremos que la ecuación dinámica de biomasa se aproxima a una exponencial con tasa intrínseca de crecimiento r , de tal forma que:

$$\frac{dBiomasa}{dt} = (r - f)Biomasa \quad (9),$$

Equilibrio

Es adecuado suponer que tanto r , la tasa intrínseca de crecimiento, como f , la tasa de desprendimiento, dependerán de las condiciones del vigor de las algas y la intensidad de arrastre. Suponemos que dichas relaciones son lineales y tienen la siguiente forma:

$$r = r(Ff) = ? Ff$$

es decir r es una función que depende de Ff y $r = \text{constante}$ tal que $r \in \mathfrak{R}$

$$f = f(Fa) = \begin{cases} 0 & \text{si } Fa \leq Ff \\ hFa & \text{si } Fa > Ff \end{cases}$$

de forma análoga h es una función que depende de Fa y $h = \text{constante}$ tal que $r \in \mathfrak{R}$

El equilibrio dinámico determinado por estas ecuaciones se puede explorar con ayuda gráfica. En la Fig. 22 se representan dos casos posibles de este equilibrio cuando $Ff > 0$, es decir, $L - \bar{L} > 0$

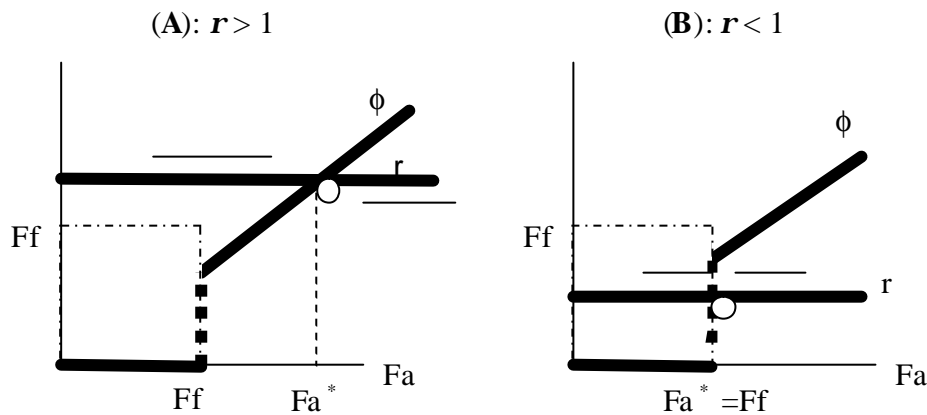


Fig. 22. Equilibrio dinámico implicado al juntar la gráfica de f con la de r en un solo plano; en el caso donde **A)** $r > 1$ y **B)** $r < 1$. Ver explicación en el texto.

El caso **(A)** corresponde a la situación en que $r > 1$, entonces $r = r Ff > Ff$, por lo tanto $r > Ff$ (recordemos que, para un valor de L , Ff está fijo). En este caso, el equilibrio se alcanza cuando $r = f$, es decir, cuando $Fa = Fa^*$.

Para valores de $Fa > Fa^*$ ($Fa^* =$ Fuerza de arrastre en condición de equilibrio) la tasa de desprendimiento de biomasa es mayor que la tasa de crecimiento de biomasa. El resultado neto es una reducción de la biomasa en el tiempo, y por lo tanto de Fa . Lo contrario pasa para los valores de $Fa < Fa^*$.

Por lo tanto, para el caso en que $\rho > 1$ se cumple:

$$Fa^* = (r/h) Ff$$

La Fig. 23 (B) corresponde al caso en que $r < 1$. En este caso, no existe un equilibrio en que $r = f$; entonces el punto de equilibrio está dado por:

$$Fa^* = Ff$$

Las dos ecuaciones anteriores se pueden expresar en una única condición de equilibrio:

$$Fa^* = Q Ff, \text{ donde } Q = \begin{cases} 1 & \text{si } r \leq 1 \\ r/h & \text{si } r > 1 \end{cases} \quad (10)$$

Podemos ahora sustituir las ecuaciones (5) y (7) en la ecuación (10) para obtener la expresión implícita de equilibrio en términos de la biomasa:

$$Biomasa^* = \frac{Q * FCrit * Exp\left[\frac{-(B + C * s)}{L - \bar{L}}\right]}{KV^z} \quad (11)$$

Modelos estadísticos (una primera aproximación)

De la ecuación (11) puede obtenerse un modelo estadístico fácil de estimar. Esto se logra sacando logaritmos y acomodando términos. El resultado es una expresión lineal que hace al logaritmo de la biomasa en equilibrio función de diversas transformaciones logarítmicas y multiplicativas de la velocidad de la corriente, la intensidad luminosa y el tipo de sustrato:

$$L * \text{Log}(Biom) =$$

$$T * L + \bar{L} * \text{Log}(Biom) - C * s + z * \bar{L} * \text{Log}(V) - z * L * \text{Log}(V) - (\bar{L} * T + B)$$

(12)

donde $T = \text{Log}(FCrit * Q/K)$. Esta función puede estimarse con regresión múltiple sujeta a restricciones (ver sección de resultados).

Desequilibrio

La ecuación (11) es una ecuación de equilibrio, por lo que se cumplirá sólo bajo ciertas condiciones. La primera es que $L > \bar{L}$; en caso contrario, la biomasa se encontrará permanentemente en desequilibrio y decrecerá hasta desaparecer. Pero incluso si esta condición se cumple, la intensidad luminosa y la velocidad de la corriente del río cambiarán continuamente, por lo que la biomasa se encontrará siempre persiguiendo un equilibrio en flujo, y sólo si los procesos de ajuste dinámico son rápidos (lo que ocurrirá en dos casos: cuando la biomasa es abundante, o cuando $r \gg f$ se hallará suficientemente “cerca” del equilibrio?? Esto último sucederá si $L \gg \bar{L}$ ó $\gg h r$. En el caso contrario, sin embargo, la biomasa se ajustará más lentamente y tenderá a encontrarse permanentemente en desequilibrio.

La posibilidad de que la biomasa perifítica se encuentre en desequilibrio nos obliga a tomar decisiones sobre cómo conducir el análisis. La mejor posibilidad es desarrollar la ecuación diferencial compuesta que rige la dinámica de la biomasa perifítica. Haciendo las sustituciones pertinentes en la ecuación (9), obtenemos.

$$\frac{dBiomasa}{dt} = \left\{ \begin{array}{ll} -h * K * V^z * Biomasa^2 & \text{si } L < \bar{L} \\ r * FCrit * \text{Exp}\left[\frac{-(B + C * s)}{L - \bar{L}}\right] - h * K * V^z * Biomasa^2 & \text{si } \bar{L} < L < \bar{L} - \frac{B + C * s}{\text{Log}\left(\frac{K * V^z * Biomasa}{FCrit}\right)} \\ r * FCrit * \text{Exp}\left[\frac{-(B + C * s)}{L - \bar{L}}\right] & \text{si } c.o.v. \end{array} \right.$$

(13)²

² En la ecuación (13), la segunda expresión del lado derecho corresponde al caso en que $L - \bar{L} > 0$ y $Q Ff < Fa$, por lo que hay producción de biomasa y desprendimiento simultáneos; nótese que en este caso se debe cumplir

La dinámica de esta ecuación se puede expresar en los términos adoptados arriba de la siguiente manera gráfica.

$$\text{Log}\left(\frac{K * V^z * \text{Biomasa}}{FCrit}\right)$$

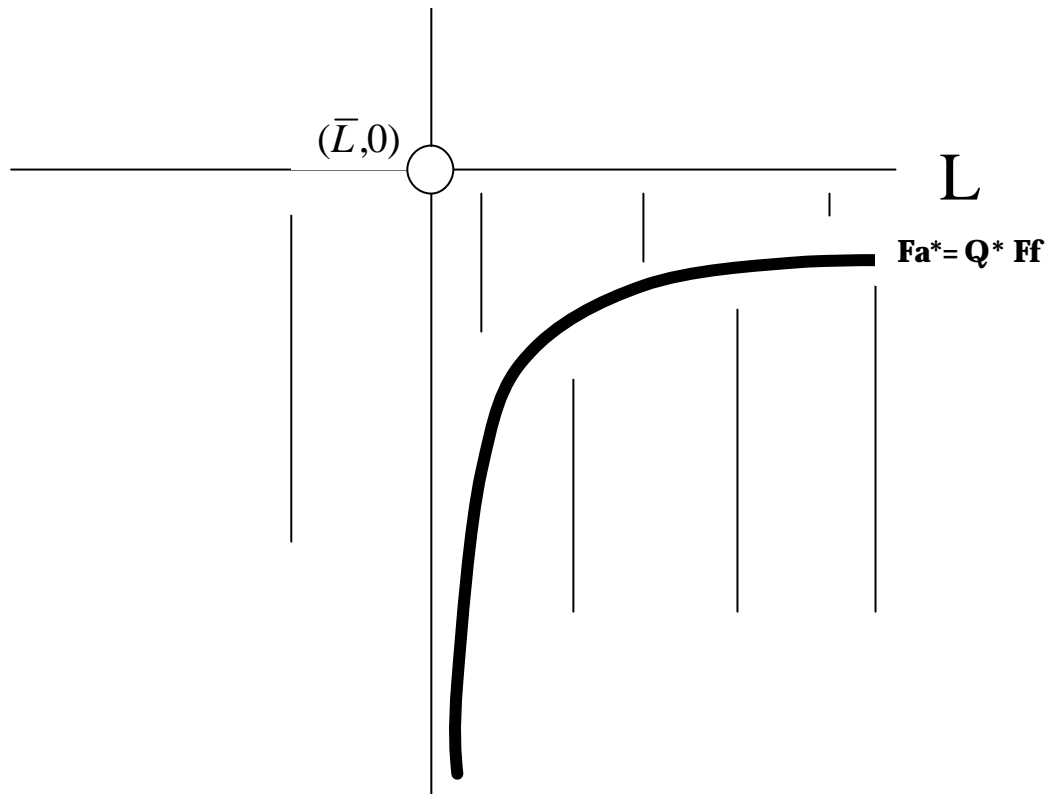


Fig. 23. Dinámica de la Biomasa Perifítica en relación con la intensidad luminosa. La curva hiperbólica corresponde al caso en que $Fa^* = Q * Ff$.

El análisis estadístico de los procesos generados por esta ecuación es complejo y requiere de abundantes observaciones a lo largo de periodos prolongados de tiempo

que $\text{Log}\left(\frac{K * V^z * \text{Biomasa}}{FCrit}\right) < 0$. La tercera expresión corresponde cualquier a todos los casos en que $L - \bar{L} > 0$ pero $Q Ff > Fa$, por lo que hay producción de biomasa sin desprendimiento.

(varios ciclos anuales). Nuestro estudio no cumple con éste requisito, por lo que hemos limitado sus pretensiones y establecido un conjunto de supuestos que sin duda aumentarán los errores de estimación pero ayudarán a interpretar los datos de manera sencilla.

Modelos estadísticos (refinamientos)

Nuestro objetivo restringido será estimar la función de equilibrio. Para lograrlo, deberemos asumir dos supuestos básicos:

- (1) La biomasa perifítica se encuentra *suficientemente cerca* del equilibrio si $L > \bar{L}$.
- (2) Las observaciones de biomasa para las que $L \leq \bar{L}$ (por lo que están en desequilibrio) NO afectarán significativamente el valor estimado de los coeficientes \bar{L} y $(\bar{L} + B * T)$ en la ecuación (12).

¿Cuál es la razón de adoptar estos supuestos? A partir de nuestra teoría sabemos que la relación de equilibrio empírica entre la biomasa y sus variables explicativas sólo podrá ser válida (con un error) para aquellos datos que cumplen la condición $L > \bar{L}$. Nuestro problema es que no conocemos el valor de \bar{L} , ya que ese parámetro no fue observado directamente en el campo u obtenido por experimentación, por lo que no sabemos qué datos debemos utilizar para estimar esta relación. El segundo supuesto nos permite realizar dicha estimación en dos pasos. El primer paso utilizará todos los datos de campo y la ecuación 12 para estimar \bar{L} y $(\bar{L} + B * T)$. El segundo paso considerará estos valores estimados como parámetros exógenos, y utilizará solamente los datos relevantes del caso para estimar los otros coeficientes de la ecuación 12. El valor del ajuste obtenido indicará la pertinencia de utilizar este método.