

UNIVERSIDAD MAYOR DE SAN ANDRÉS
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y BIOMÉDICAS
UNIDAD DE LIMNOLOGÍA Y RECURSOS ACUÁTICOS - UMSS
INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO
LABORATORIO DE LIMNOLOGÍA - UMSA



**Índice multimétrico de integridad biótica para la
Cuenca del Río Chipiriri, Cochabamba-Bolivia**

Tesis de grado para optar el título de Magíster Scientiarum
Mención: Ecología Acuática

Postulante: Nabor Moya Arnez
Tutor: Thierry Oberdorff, Ph.D

LA PAZ - BOLIVIA
2006

DEDICATORIA

*Al esfuerzo y apoyo
constante de mis queridos padres,
hermanos y hermanas*

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi profundo agradecimiento a:

El Institut de Recherche pour le Développement (UR 0131) por el financiamiento de este trabajo.

La Cooperación Técnica Belga por el financiamiento de la beca de estudios en el Programa de Maestría.

La Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos de la UMSS y la Unidad de Limnología de la UMSA por todo el apoyo brindado en la realización de esta tesis.

Mi asesor Thierry Oberdorff por su generosa enseñanza, orientación e incansable ayuda en la realización de este trabajo y sobre todo por confiar en mí.

Los revisores del manuscrito Dean Jacobsen, Eduardo Domínguez y Francisco L. Tejerina-Garro por sus valiosas sugerencias y contribuciones a este trabajo.

Rémy Bigorne por su amable contribución profesional en los trabajos de campo y laboratorio.

Marc Pouilly, José Zubieta, Jimena Camacho, Ariel Céspedes, Pablo Tedesco, Sylvie Tomanova, Carla Ibáñez, Edgar Goitia y Cesar Navia por todo el apoyo brindado en los trabajos de campo.

Nadezhda Guevara por su ayuda en el trabajo de laboratorio.

Mis padres: Demetrio y Valentina, hermanos: José, Alfredo, Candelaria y Laura por su apoyo constante, comprensión y dedicación para conmigo.

A las varias personas de la Comunidad Chipiriri y Villa 14 de Septiembre que nos permitieron acceder y trabajar en los ríos de su zona.

Doy las gracias a las varias personas que hicieron posible este trabajo, con sus estímulos, ayuda directa e indirecta.

Resumen

Índice Multimétrico de Integridad Biótica para la Cuenca del Río Chipiriri, Cochabamba-Bolivia

Nabor Moya Arnez
Asesor: Thierry Oberdorff

Con el propósito de desarrollar un índice multimétrico de integridad biótica para evaluar la calidad biológica de los arroyos de la Cuenca del Río Chipiriri se tomaron muestras de macroinvertebrados bentónicos y medidas ambientales en dos grupos de sitios analizados separadamente, 38 sitios de referencia (con mínima perturbación antropogénica) y 29 sitios perturbados uniformemente distribuidos a lo largo de toda la Cuenca.

A través de análisis de regresión lineal múltiple, usando parámetros de la estructura y composición de macroinvertebrados bentónicos como variables dependientes y parámetros ambientales como variables independientes se desarrollaron modelos con el primer grupo de sitios de referencia; el segundo grupo se usó para predecir y seleccionar las variables biológicas más efectivas que responden de forma significativa a efectos de perturbación.

Cinco variables biológicas de 13 fueron seleccionadas para obtener el valor del índice de cada sitio, éstas incluyeron a la densidad, composición y riqueza de grupos intolerantes así como la densidad absoluta y relativa de grupos tolerantes.

La calidad biológica de los sitios se estableció sobre la base de la distribución de estos índices, cuyo promedio del grupo de los sitios de referencia fue significativamente superior al grupo de los sitios perturbados. El 11 % del total de sitios estudiados resultaron ser de muy mala calidad biológica, los cuales están asociadas principalmente a la intensidad de cultivos de la región.

La metodología utilizada y consideraciones descritas en el presente trabajo pueden emplearse en futuros programas de evaluación de la integridad ecológica de los ríos a escala regional con la inclusión de nuevos parámetros ambientales que abarquen la variabilidad natural de esta escala.

ÍNDICE GENERAL

Página

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. OBJETIVOS.....	3
<i>OBJETIVO GENERAL.....</i>	<i>3</i>
<i>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</i>	<i>3</i>
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
Uso de comunidades de Macroinvertebrados Acuáticos en la evaluación de calidad de aguas en Ríos.	4
Factores ambientales a escala local y regional que influyen sobre la estructura de las comunidades bentónicas	5
Evaluaciones biológicas tradicionales	6
Índice de Integridad Biótica (IBI)	8
Índice Béntico de Integridad Biótica (B-IBI)	9
Perturbación en Ríos	11
3. MÉTODOS Y MATERIALES	12
Área de Estudio	12
Selección de Estaciones.....	13
Colecta y análisis de muestras	14
Variables biológicas candidatas.....	17
Variables según densidad y composición de grupos intolerantes.....	17
<i>Abundancia total.....</i>	<i>17</i>
<i>Abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) y Porcentaje de EPT.....</i>	<i>17</i>
Variables según tolerancia	17
<i>Abundancia de Chironomidae y Porcentaje de Chironomidae</i>	<i>17</i>
Variables según riqueza taxonómica.....	18
<i>Número de taxa totales y número de taxa de EPT.....</i>	<i>18</i>
Variables según la composición trófica.....	18

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	23
Estructura y composición de la fauna.....	23
Selección de variables biológicas para el índice.....	26
Desarrollo del índice.....	32
Estado de calidad biológica de la Cuenca del Río Chipiriri.....	33
5. CONCLUSIONES.....	37
Recomendaciones.....	38
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40
ANEXOS.....	45

LISTA DE FIGURAS

Página

Figura 1. Desarrollo de los índices bióticos tradicionales más ampliamente usados en Europa y Estados Unidos.....	7
Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Cuenca del Río Chipiriri.	12
Figura 3. Resumen de las variables biológicas y ambientales que se analizaron..	20
Figura 4. Distribución de residuales para sitios de referencia y perturbados de una variable biológica.	22
Figura 5. Ordenamiento de los sitios según el ACP de acuerdo a variables ambientales.	24
Figura 6. Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en el ordenamiento de las estaciones muestreadas de la Cuenca Chipiriri , según la composición en la comunidad de macroinvertebrados relacionado con las variables ambientales	25
Figura 7. Plots de valores observados vs. esperados para los dos grupos de datos independientes, 38SR y 29SP de las tres variables de grupos intolerantes.....	30
Figura 8. Plots de valores observados vs. esperados para los dos grupos de datos independientes, 38SR y 29SP de las dos variables de grupos tolerantes.....	31
Figura 9. Distribución de los valores del índice para 38SR y 29SP	33
Figura 10. Distribución de rangos de Calidad biológica de la Cuenca del Río Chipiriri.	35
Figura 11. Mapa de Cultivos priorizados de la Región del Chapare, clasificados sobre imágenes satélites Landsat7 e IKONOS.....	35

LISTA DE CUADROS

Página

Cuadro 1. Variables tomados en cuenta por el B-IBI y sus respuestas predichas con la perturbación antropogénica.....	10
Cuadro 2. Parámetros físicos y químicos medidos en campo y laboratorio.....	16
Cuadro 3. Modelos de Regresión múltiple obtenidos de las 11 variables biológicas y ocho variables ambientales incluidas en el modelo.....	27
Cuadro 4. Coeficientes de Correlación Pearson entre los residuales estandarizados de 11 variables biológicas	28
Cuadro 5. Test de t entre los residuales estandarizados de los sitios de referencia y perturbados.	28
Cuadro 6. Rangos de calidad biológica establecidas en base a los valores de índices desarrollados.	33

1. INTRODUCCIÓN

La integridad biológica de los ecosistemas acuáticos esta siendo crecientemente afectada con las presiones generadas por las actividades humanas. Los ríos son uno de los recursos más importantes sobre la tierra, pero también están entre los más amenazados (Malmqvist & Rundle, 2002). La preservación de los pocos ríos con buena calidad que quedan es importante debido a que representan las condiciones ecológicas históricas más próximas a lo esperado dado el grado de actividad antropogénica que ha ocurrido y ocurre en la actualidad (EPA, 1990).

Tramos de ríos protegidos con condiciones biológicas y ambientales cercanas a los de referencia pueden también ser usados para comparar con sitios perturbados y establecer planes de restauración (EPA, 1990; Karr & Chu, 1999; Oberdorff et al., 2001; 2002; Bailey et al., 2003; Clarke et al., 2003).

Los planes de restauración deben partir de la comprensión de sistemas ecológicos complejos e impactos humanos sobre las comunidades acuáticas, los cuales requieren mediciones que integren factores múltiples a escalas individual, comunidad y del paisaje (Butcher et al, 2003).

El criterio biológico está basado en la premisa que la estructura y función de una comunidad biológica acuática dentro de un hábitat específico provee información importante acerca de la calidad del agua. La existencia de comunidades acuáticas en ambientes prístinos (no sujetos a perturbación antropogénica) ejemplifica la integridad biológica y sirve como la mejor herramienta posible para la calidad del agua (EPA, 1990).

La integridad ecológica evaluada por medio de índices multimétricos está compuesta de medidas ecológicamente sanas que se conoce responden a perturbaciones antropogénicas. Estas medidas tienen una curva de dosis-respuesta ecológica cuando son medidos sobre un rango de condiciones ambientales. Cuando las variables son seleccionadas y organizadas sistemáticamente dentro un marco intra o inter-regional (Oberdorff et al., 2001; 2002),

estos índices multimétricos cambian a lo largo de gradientes de perturbación (Karr & Chu, 1999; Morley & Karr, 2003; Butcher et al, 2003).

Sin embargo, solo un número limitado de este tipo de evaluaciones biológicas se realizaron en ecosistemas neotropicales (Marques & Barbosa, 2001; Barbosa et al., 2001; Silveira et al., 2005), por lo que una comprensión de cómo evaluar e interpretar la estructura y función de las comunidades acuáticas es aún limitado, y los parámetros usados son a menudo provenientes de regiones templadas.

Comunidades como macroinvertebrados bentónicos son de interés particular debido a que ellos son diversos y abundantes, sensibles a perturbaciones humanas, fáciles de muestrear y son buenos indicadores de las condiciones del hábitat de los arroyos actuando como componentes claves de la red trófica acuática (Vannote et al, 1980; Fore et al., 1996).

En Bolivia aun son pocos los trabajos referentes a evaluaciones de calidad biológica usando estas comunidades (Goitia & Maldonado, 1992; Smolders et al., 1999; Hamel & Van Damme, 1999; Maldonado et al., 2000), menos aun en una región como la Cuenca del Río Chipiriri que progresivamente esta remplazando su vegetación natural por distintos tipos de cultivos (CONCADE, 2002) y asentamientos humanos alterando la integridad biológica de los ríos.

1.1. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

- Desarrollar un Índice de Integridad basado en comunidades de macroinvertebrados bentónicos y características ambientales para la conservación de la integridad biótica en arroyos de la Cuenca del Río Chipiriri.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la composición taxonómica, trófica, riqueza y abundancia de macroinvertebrados bentónicos en arroyos con mínima perturbación (de referencia) y arroyos perturbados por influencia humana en la Cuenca del Río Chipiriri.
- Determinar las características físicas y químicas en arroyos de la cuenca mencionada.
- Desarrollar modelos multimétricos que expliquen las relaciones entre los parámetros de la comunidad biótica (comunidades de macroinvertebrados bentónicos) y los parámetros ambientales en condiciones de referencia.
- Predecir las variables biológicas de los sitios perturbados en base a los modelos multimétricos obtenidos de los sitios de referencia.
- Evaluar la diferencia de los índices multimétricos obtenidos entre arroyos con condiciones de referencia y alterados.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Uso de comunidades de Macroinvertebrados Acuáticos en la evaluación de calidad de aguas en Ríos.

Los programas de monitoreo, evaluación y regulación de ecosistemas acuáticos que inicialmente estaban basados solo en medidas químicas, no proporcionan suficiente información para un manejo adecuado de estos recursos, debido a que estas medidas nos dicen poco de los efectos de polución sobre los organismos acuáticos (Metcalf, 1994, Butcher et al., 2003; Novotny et al., 2005).

Las evaluaciones biológicas ofrecen varias ventajas importantes sobre las evaluaciones químicas, por ejemplo, los organismos integran condiciones ambientales por tiempos prolongados, mientras que los datos químicos son instantáneos, requiriendo varias mediciones para una evaluación precisa (Metcalf, 1994).

El uso de comunidades de macroinvertebrados bentónicos muestra una clara preferencia en evaluaciones de salubridad de los ríos. Metcalf (1994) resume cinco razones principales por las cuales los macroinvertebrados tienen alta preferencia.

1. Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos son sensibles a varios tipos de poluentes, a los que responde de forma rápida.
2. Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos ocupan varios hábitats acuáticos y son relativamente fáciles y poco costosos para colectar.
3. Los macroinvertebrados bentónicos son sedentarios, por ello son representativos de las condiciones locales.
4. Tienen ciclos de vida lo suficientemente prolongados como para permitir un registro adecuado de calidad ambiental.
5. Finalmente, son muy heterogéneos, representados por numerosos taxa y grupos tróficos, con alta probabilidad de que al menos alguno de estos organismos reaccione a un cambio particular de condición ambiental.

El uso de estas comunidades también presenta algunas desventajas como:

1. La respuesta de estas comunidades a efectos de polución y otros factores ambientales que ocurren naturalmente es a menudo difícil de diferenciar.
2. Así mismo sus historias de vida son muy complejas y varían de acuerdo a la estación, sobre todo en regiones templadas.

Factores ambientales a escala local y regional que influyen sobre la estructura de las comunidades bentónicas

En estudios a escalas amplias, el número de taxa de macroinvertebrados se incrementa con el tamaño del arroyo, la heterogeneidad del substrato y la cantidad de macrófitas, sugiriendo una tendencia de incremento en riqueza con heterogeneidades ambientales más altas (Vinson & Hawkins, 1998; Heino et al., 2003).

A escalas más pequeñas, factores físicos como el tipo de substrato y la velocidad de corriente influyen en la cantidad y calidad de hábitats disponibles para el bentos, permitiendo la adaptación de las comunidades en términos de resistencia a fuertes corrientes y estrategias de alimentación (Lamouroux et al., 2004). Hábitats con substratos pedregosos tienden a tener mayores velocidades de corriente con mayor número de taxa (Volvovskoy et al., 1995; Moya et al., 2003).

Además de parámetros físicos, la disminución del pH es uno de los principales factores químicos que afecta la riqueza taxonómica (Vinson & Hawkins, 1998; Hamel & Van Damme, 1999). Asimismo, el oxígeno disuelto es de vital importancia en comunidades acuáticas, a bajos niveles de saturación de este gas disminuyen la riqueza taxonómica, afectando principalmente a los grupos con respiración branquial como los efemerópteros, plecópteros y tricópteros; este efecto es mucho más marcado en tierras altas donde hay baja disponibilidad de oxígeno disuelto que en tierras bajas (escala regional) (Jacobsen et al., 2003).

En resumen, la variabilidad estructural, funcional y la riqueza de comunidades de macroinvertebrados acuáticos depende de diferentes factores que varían a distintas escalas (local y regional) (Vinson & Hawkins, 1998; Heino et al., 2003; Lamouroux et al., 2004)

Evaluaciones biológicas tradicionales

Las evaluaciones de calidad biológica de las aguas corriente fueron evolucionando progresivamente con el incremento del deterioro de las aguas corrientes. Una de las primeras evaluaciones biológicas clásicas fue conducida por los científicos alemanes R.W. Kolkwits y M. Marsson (en Metcalfe, 1994), quienes desarrollaron el índice sapróbico como primera aproximación al índice biótico, ésta tuvo como carácter fundamental la presencia de especies indicadoras, las cuales tenían valores sapróbicos asignados desde 0 a 8, según su tolerancia a polución. De acuerdo a este sistema, la calidad del agua era clasificada en categorías que varían de 0 a 10, desde las aguas más puras hasta desechos industriales con condiciones anaeróbicas.

Este índice que tuvo bastante aceptación en Europa, con algunas críticas como la falta de aplicabilidad en otras áreas geográficas, controversias en asignación de valores de tolerancia subjetivas y la falta de aplicación por limitaciones taxonómicas en otras regiones. (Personne & De Pauw, 1979).

Tomando en cuenta que la polución causa una disminución de especies y un incremento en abundancia de organismos tolerantes, posteriormente se utilizaron los índices de diversidad, siendo uno de los más ampliamente usados el índice de Shannon-Wiener (H'), que presenta la ventaja de ser estable en cualquier distribución espacial, independiente del tamaño de muestra e insensible a especies raras (Metcalfe, 1994).

Sin embargo este índice presenta serios problemas en evaluaciones biológicas de calidad de aguas, debido a que reduce las especies individuales en números anónimos, no tomando en cuenta su adaptación ambiental; es decir, el valor del índice no distingue si una comunidad está compuesta por especies tolerantes como oligoquetos y quironómidos o especies intolerantes como la comunidad de plecópteros y efemerópteros (France, 1990).

Así mismo, en algunos casos puede generar valores falsos negativos, ya que un incremento moderado en polución puede provocar un incremento en abundancia sin la exclusión de especies, provocando el aumento del índice (Metcalf, 1994).

Varios estudios muestran que los índices de diversidad son poco sensibles y discriminan pobremente distintos tipos de polución o estrés en sistemas complejos como los ríos. De ahí es que surgió el desarrollo de índices bióticos, que toman en cuenta medidas de diversidad y composición taxonómica con especies indicadoras de polución.

El índice de Trent (en Metcalfe, 1994) que se desarrolló para evaluar la calidad de aguas del río Trent en Inglaterra sirvió de base para otros índices bióticos en distintos países de Europa y Estados Unidos como se muestra en la Figura 1. Algunos países continúan usando algunos de estos índices con algunas modificaciones o complementando con medidas adicionales (Roldán & Ruíz, 2001; Cserniawska-Kusza, 2005).

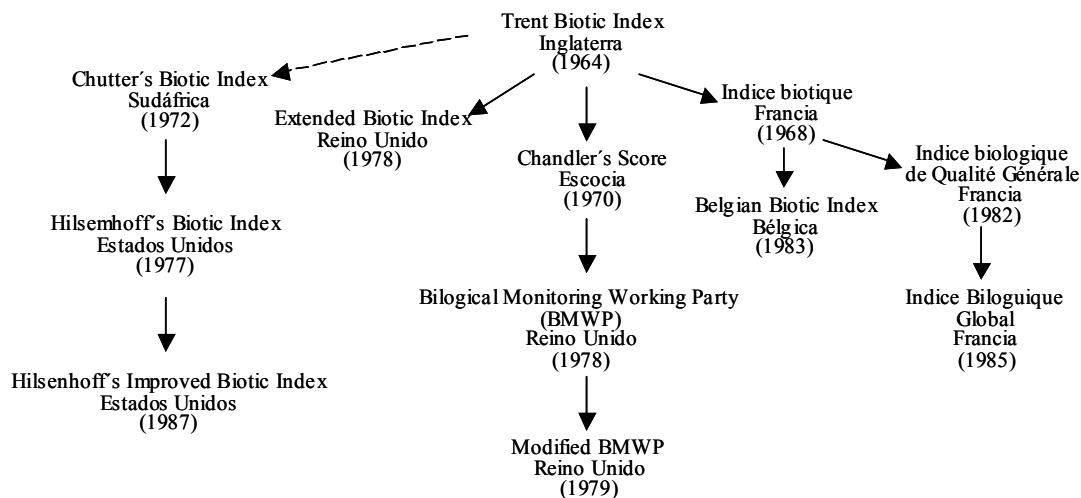


Figura 1. Desarrollo de los índices bióticos tradicionales más ampliamente usados en Europa y Estados Unidos. (Tomado de Metcalfe, 1994).

Pese a todos los esfuerzos en el desarrollo de los índices bióticos, ellos aun sufren de algunas limitaciones como:

La asignación de valores son los mismos para todos los sitios estudiados, cuando la comunidad faunística y características ambientales varían de una región a otra (Armitage et

al. 1990). Los índices bióticos tradicionales usan a menudo valores de tolerancia subjetivas, para su representatividad requieren varios registros de datos; además, estos índices bióticos solo tienen su aplicación para evaluar la polución orgánica y es cuestionable en otros tipos de polución o perturbación (Metcalf, 1994).

Posterior a los índices bióticos, con tendencias de evaluación más complejas surge el River InVertebrate Prediction and Clasificación (RIVPACS) (Wright et al., 1984), traducido: Sistema de Predicción y Clasificación de Invertebrados en Ríos. Este sistema trata de desarrollar relaciones estadísticas entre la fauna de macroinvertebrados y las características ambientales en varios sitios de referencia con alta calidad, los cuales pueden ser usados para predecir la fauna de macroinvertebrados que se esperan en cualquier sitio con ausencia de estrés ambiental. Posteriormente, la fauna observada en nuevos sitios de prueba con posible estrés ambiental es comparada con su fauna esperada; de la diferencia entre ambas deriva el índice de calidad ecológica. Este sistema de evaluación que fue originalmente desarrollado para ríos de Gran Bretaña, actualmente continua aplicándose en países de la Unión Europea (Clarke et al., 2003).

Índice de Integridad Biótica (IBI)

El concepto de Integridad Biótica que fue desarrollado por Karr (1981) para evaluar la calidad de los ríos en Estados Unidos con base en comunidades de peces se define como “la capacidad de mantener una comunidad de organismos adaptada, integrada y balanceada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable con aquel de hábitat natural de una región”.

El Índice de Integridad Biótica (IBI) emplea una serie de variables basadas en la estructura de la comunidad que da señales puntuales de la condición del río para calcular una puntuación de índice en un sitio, el cual es comparado con el índice esperado en un sitio no alterado. El IBI incluye variables según la riqueza de especies, composición de especies, estructura trófica, abundancia total y condición de especies.

Éste índice, debido a su rápida aceptación, progresivamente se ha ido aplicando en distintos países con algunas modificaciones de acuerdo a particularidades de la región (Hughes & Oberdorff, 1999; Karr & Chu, 1999; Bryce & Hughes, 2003).

Posterior al IBI surge el FBI, desarrollado por Oberdorff et al. (2002) para evaluar la calidad biológica de los ríos de Francia, éste nuevo índice incorpora parámetros ambientales a las variables basadas en la estructura de comunidades de peces que toma en cuenta el IBI.

El FBI emplea procedimientos estadísticos para elaborar modelos de respuesta lo más simples posibles que adecuadamente predicen una variedad de variables biológicas en relación a factores que describen la variabilidad ambiental natural de ríos tanto a escala local como regional. Cuantifica la desviación de cada sitio perturbado a partir de un sitio en condición de referencia con características ambientales naturales (Oberdorff et al., 2002; Tejerina-Garro et al., 2005; Pont et al., *en prensa*). La incorporación de estas características ambientales naturales a modelos predictivos es la principal diferencia con el IBI.

El FBI utiliza tres grupos de datos independientes, dos grupos de sitios de referencia uniformemente distribuidos a lo largo de los ríos de Francia, el primero para calibrar modelos predictivos y el segundo para validar los modelos; un tercer grupo de sitios perturbados se usa para determinar la respuesta de las variables biológicas bajo estas condiciones utilizando los modelos desarrollados con los datos del primer grupo (Oberdorff et al., 2002).

Índice Béntico de Integridad Biótica (B-IBI)

Desde mediados de los años 1990, creció considerablemente la aplicación de éste índice para evaluar las condiciones biológicas de los arroyos. Tiene el mismo principio que el IBI, pero que esta vez utiliza comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Fore *et al.*, 1996; Karr & Chu, 1999; Mullins, 1999; Morley & Karr, 2003). Otros autores prefieren darle otra denominación como el Índice de Comunidad de Invertebrados (ICI) (DeShon, 1995) o Índice de Comunidad Béntica (Butcher et al., 2003). La característica común entre todas

ellas es que integran múltiples medidas basadas en estructura y composición de la comunidad béntica.

El B-IBI está compuesto de varias variables que incluyen características como riqueza taxonómica, composición, características poblacionales, tolerancia e intolerancia a perturbaciones, grupos tróficos y otros hábitos (Cuadro 1) (Karr & Chu, 1999; Morley & Karr, 2003).

Para que algunas de estas características sean incluidas en el B-IBI, deben responder de manera predecible a un gradiente de perturbación antropogénica (Fore et al., 1996; Karr & Chu, 1999).

Cuadro 1. Variables tomadas en cuenta por el B-IBI y sus respuestas predichas con la perturbación antropogénica. (Tomado de Karr & Chu, 1999).

variable	Respuesta predicha
<i>Riqueza de taxa y composición</i>	
Número de taxa total	disminuye
Número de taxa de Ephemeroptera	disminuye
Número de taxa de Plecoptera	disminuye
Número de taxa de Trichoptera	disminuye
<i>Grupos tolerantes e intolerantes</i>	
Número de taxa intolerantes	disminuye
% de individuos tolerantes	aumenta
<i>Grupos tróficos y otros hábitos</i>	
% de predadores	disminuye
Número de taxa de “Clinger”	disminuye
<i>Característica poblacional</i>	
% de dominancia	aumenta

Perturbación en Ríos

Los ríos son sistemas jerárquicos altamente conectados con el paisaje que ellos drenan tanto longitudinalmente (Vannote et al., 1980), lateralmente (Junk et al., 1989) como verticalmente (Pennack & Ward, 1986; Amoros & Petts, 1993).

Las modificaciones del paisaje provocadas por las actividades humanas no controladas como la deforestación, la agricultura y la urbanización son las principales amenazas a la salubridad de los ríos en todo el globo (Karr & Chu, 1999; Carignan & Steedman, 2000; Wang, 2001; Miltner et al., 2004).

La alteración de la vegetación nativa por actividades antrópicas influye sobre los arroyos a través de distintos procesos que son controlados a distintas escalas espaciales (Wasson & Barrere, 1999; Townsend & Riley, 1999), por ejemplo, altera el régimen hidrológico, el cual afecta las condiciones físicas de arroyos y por tanto la distribución de las comunidades bióticas. Distintas prácticas de uso de suelo como la agricultura, la ganadería y la deforestación también afectan a escala local provocando modificaciones de la vegetación ribereña y erosión de riberas afectando de forma negativa la comunidad biótica (Wang, 2001; Morley & Karr, 2003; Bryce & Hughes, 2003; Miltner et al., 2004).

De ahí que los cambios en estructura y funcionamiento de los ríos a lo largo de un gradiente de perturbación desde ambientes relativamente prístinos a ambientes profundamente perturbados requieren un profundo conocimiento de sus propiedades físicas, químicas y ecológicas a distintas escalas espaciales y temporales. Las perturbaciones en estos ecosistemas pueden abarcar amplias escalas espacio-temporales o ser espacial y temporalmente discretas (Townsend & Riley, 1999).

3. MÉTODOS Y MATERIALES

Área de Estudio

El área de estudio comprende los arroyos de primer y segundo orden (Strahler, 1957) de la Cuenca del Río Chipiriri en el Piedemonte de la Cordillera Oriental de los Andes, correspondiente a la provincia Chapare del departamento de Cochabamba, Bolivia (Figura 2). Los arroyos estudiados se encuentran ubicados entre las coordenadas $16^{\circ}40'S$, $65^{\circ}25'W$ y $17^{\circ}00'S$, $65^{\circ}15'W$ a una altitud media de 270m.

Esta región del Piedemonte, se caracteriza fisiográficamente por las ondulaciones y planicies de pendiente amplia, donde los ríos llegan a la llanura y pierden su velocidad depositando su carga en forma de abanicos dando lugar a un típico Piedemonte (Montes de Oca, 1997).

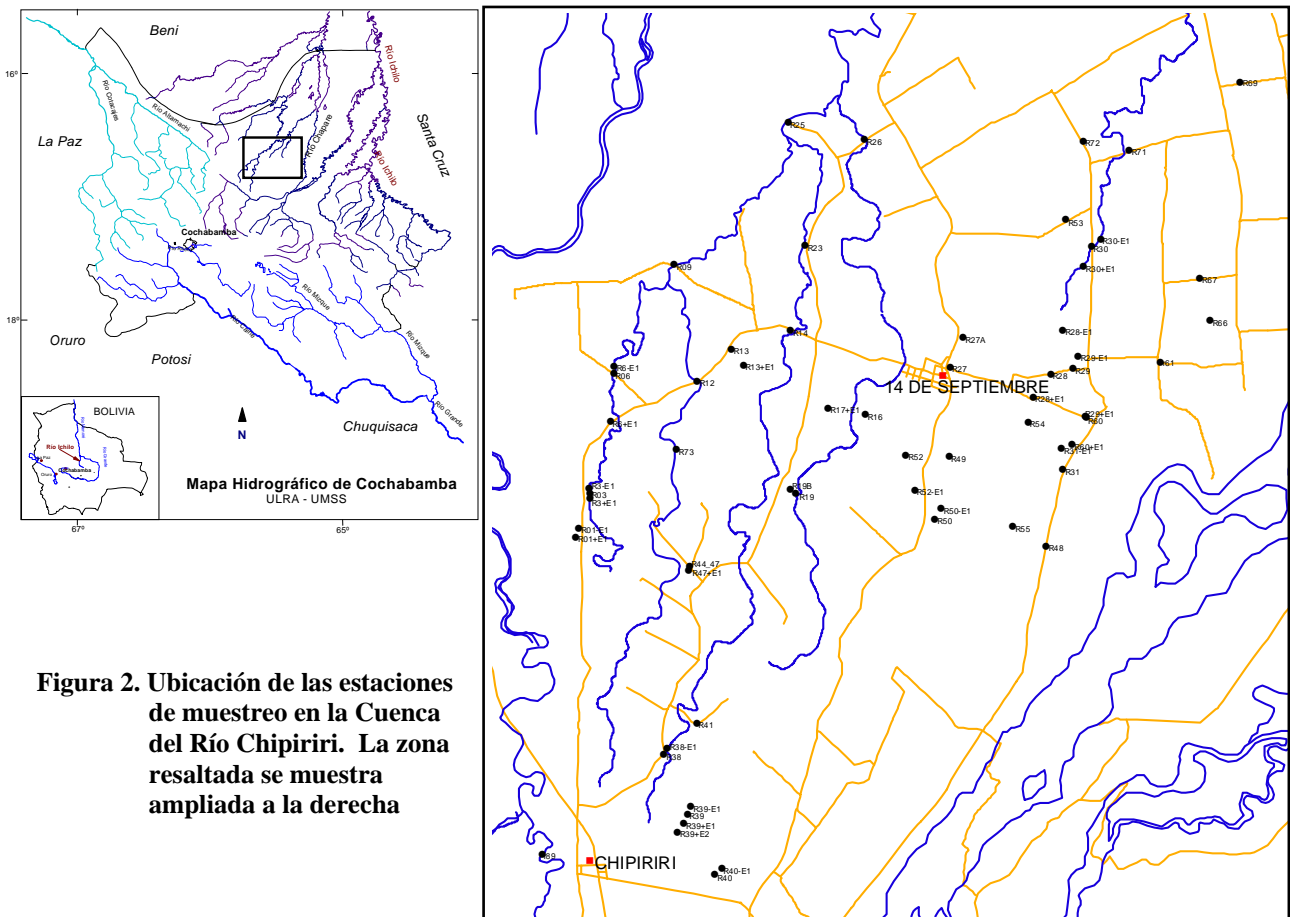


Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Cuenca del Río Chipiriri. La zona resaltada se muestra ampliada a la derecha

Corresponde al Bosque Amazónico muy húmedo, con frecuentes lluvias que provienen de la región Subandina. La precipitación anual esta entre los 5 000 y 6 000 mm, con un rango de temperaturas medias que oscilan entre 24° y 26°C (Navarro & Maldonado, 2002). El bosque de esta ecoregión es alto y ricamente diversificado. Entre las especies más comunes se mencionan *Apeiba membranacea*, *Dipterix odorata*, *Eschweilera coriacea*, *Inga capitata*, *Swietenia macrophilla*, entre varias otras (Navarro & Maldonado, 2002).

La zona de estudio tiene una extensión considerable destinada a la producción agrícola que es de carácter semi-intensiva. De un total de 127 km² que ocupa la subcuenca Chipiriri, tiene alrededor de 2 529 ha de superficie cultivada, lo que equivale a cerca del 20 % de área cultivada en toda la subcuenca (Rodríguez, *en prensa*). Los principales cultivos que se destacan según su extensión son cítricos, banano, palmito, pastizales y piña (CONCADE, 2002; Rodríguez, *en prensa*).

Selección de Estaciones

Inicialmente la selección de arroyos se realizó a través de mapas del Instituto Geográfico Militar con escalas 1:50 000 y 1:100 000 y a través de varias visitas previas a la región.

En total se tomaron muestras biológicas y variables ambientales en 67 estaciones de la Cuenca del Río Chipiriri, de los cuales se escogieron a 38 estaciones como sitios de referencia (38SR), con poca o ninguna perturbación antropogénica, suficiente cantidad como para abarcar la variación existente y comparar con las 29 estaciones perturbadas (29SP) restantes. Para diferenciar entre estaciones alteradas y no alteradas se usaron dos criterios principales, la perturbación antropogénica del hábitat de muestreo y el uso y explotación del suelo determinadas por medio de mapas y visitas previas en la zona de estudio. Para el primer criterio principal, en cada estación se tomó en cuenta:

- Las modificaciones del cauce del arroyo provocadas por personas.
- Los desechos domésticos presentes.
- Proximidad a la zona más poblada.

- Modificaciones del sustrato.
- Facilidad de acceso a la estación.

Para el segundo criterio principal, se tomó en cuenta la:

- Deforestación de la zona.
- Proximidad de la estación a los campos de cultivo y su extensión.
- Proximidad de la estación a caminos principales.

La medición de la calidad química del agua a través de nitratos, fosfatos y demanda química de oxígeno, debido a sus valores muy bajos no se tomó en cuenta como criterio para definir la perturbación.

Los dos criterios principales se clasificaron inicialmente en cuatro categorías como sigue:

Perturbación del hábitat	Uso del suelo
1 = muy poco	1 = muy poco
2 = poco	2 = poco
3 = intermedio	3 = intermedio
4 = mucho	4 = mucho

Posteriormente, usando los valores categóricos de ambos criterios, aquellos sitios que sumaron valores ≥ 7 fueron considerados como perturbados y aquellos con suma de valores < 7 se consideraron como sitios de referencia. El valor seis, resultado de la suma de ambos criterios se consideró como referencia debido a la escasa cantidad de sitios muy alterados en la zona de estudio, además permitió obtener mayor número de sitios de referencia necesarios para desarrollar modelos lo suficientemente robustos.

Colecta y análisis de muestras

Se tomaron muestras de macroinvertebrados bentónicos y variables físicas y químicas en 67 estaciones correspondientes a la cuenca del río Chipiriri durante la época seca del año 2004 (Junio a Octubre), debido a que en estos meses hay mejores condiciones de establecimiento

del bentos, evitando ser arrastrados o lavados por las fuertes corrientes durante la época de lluvias y la dilución de la fauna con el aumento del tamaño del cauce.

Para coleccionar las muestras de macroinvertebrados bentónicos se utilizó una red Surber de 250 μm de abertura de malla y 900 cm^2 de área colectora. Se tomó una muestra compuesta de cinco réplicas representativas de las zonas de rabión de cada estación; en algunos pocos sitios donde no existía un rabión claramente definido, se consideró al plano o canal como sitio de muestreo.

En el laboratorio las muestras de macroinvertebrados fueron separadas en tamices de 1000 y 500 μm de abertura de malla, donde fueron cuantificados e identificados hasta el nivel taxonómico posible utilizando las claves y diagnósticos de Roldán (1988), Merritt y Cummins (1996) y Fernández & Domínguez (2001). A nivel género se determinó los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera y a nivel familia el resto de los grupos de insectos.

Cada muestra se colocó en frascos de polietileno de 1 L de capacidad y se conservó agregando formol al 4 %.

Asimismo, se midieron en campo y laboratorio variables físicas y químicas de importancia en la distribución y composición del bentos (Cuadro 2).

Las variables químicas como la conductividad y el oxígeno disuelto se midieron con un medidor portátil modelo YSI 85. El pH se midió con un pHmetro modelo Testo 230.

Debido a que el oxígeno disuelto varía de acuerdo a las horas del día, ésta se midió entre las 11:00 y 14:00 horas.

La velocidad de corriente y profundidad se midió con un flujómetro modelo FP 101 Global Water en los cinco puntos donde se tomaron las muestras de bentos.

En tres puntos (cada uno de 1m²) de cada rabi3n se midi3 el tama1o del sustrato seg1n la escala granulom3trica de Wentworth. Estos tres puntos ocuparon los espacios de los tres primeros puntos donde se tom3 las muestras de bentos.

Para incluir a los an3lisis estad3sticos, las clases de tama1o del sustrato fueron categorizados como proponen Heino *et al.*(2003) con ligeras modificaciones: (1) materia org3nica, limo, arcilla; (2) arena, (3) grava fina, (4) grava gruesa, (5) cascajo fino, (6) cascajo grueso, (7) piedra fina, (8) piedra grande, (9) bloque. La proporci3n dominante principal del tipo de sustrato fue estimada en cada metro cuadrado y subsecuentemente promediada para los tres puntos.

La distancia a la fuente de cada sitio fue calculado con un curv3metro usando un mapa a escala 1: 200000; esta misma escala se utiliz3 para calcular el orden del r3o.

Debido a que existen algunos arroyos intermitentes en la zona, esta variable se dividi3 en dos categor3as, 1= intermitente, 0= no intermitente.

Todas estas variables ambientales a excepci3n de la temperatura por su amplia variaci3n seg1n las horas del d3a se incluyeron en los an3lisis estad3sticos.

Cuadro 2. Par3metros f3sicos y qu3micos medidos en campo y laboratorio.

PAR3METRO	UNIDAD
Conductividad	(μ s/cm)
Temperatura	($^{\circ}$ C)
pH	
Ox3geno Disuelto	(%)
Velocidad de corriente	(cm/seg)
Profundidad	(cm)
Ancho total y ancho activo	(m)
Tipo de sustrato	
Distancia a la fuente	Km
Orden del r3o	
Intermitencia	
Ubicaci3n geogr3fica	UTM / K

Variables biológicas candidatas

Para desarrollar el índice multimétrico se escogió variables biológicas basados en densidad, composición, riqueza y grupos tróficos (Cuadro 1) siguiendo el concepto desarrollado por Karr (1981) y Karr & Chu (1999).

Variables según densidad y composición de grupos intolerantes

Abundancia total

Esta variable esta relacionado con la productividad; en sitios perturbados la densidad se torna variable (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003), es decir, no necesariamente se espera que la densidad y productividad disminuyan. Un ligero incremento en polución puede también significar un aporte de nutrientes para incrementar la densidad de individuos (Metcalf, 1994).

Abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) y Porcentaje de EPT

Estas variables están relacionados con la calidad del agua de los ríos, estos grupos son los más intolerantes a efectos de perturbación (Metcalf,1994; DeShon,1995; Karr & Chu, 1999; Butcher, et al., 2003), por lo que se espera que disminuyan con la perturbación.

Variables según tolerancia

Abundancia de Chironomidae y Porcentaje de Chironomidae

Estas variables, a diferencia de los grupos EPT, están asociados a elevados grados de perturbación. Chironomidae es una de las familias más tolerantes a efectos de perturbación (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003)

Variables según riqueza taxonómica

Número de taxa totales y número de taxa de EPT

Se espera que estas dos variables disminuyan con la perturbación (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003; Mullins, 1999). Aunque la riqueza total como en el caso de densidad total puede también verse incrementada a intensidades de perturbación intermedias (Townsend & Riley, 1999).

Respecto al grupo EPT, cabe aclarar que hasta la fecha, en esta región del Piedemonte Andino se registró una sola familia de Plecoptera representado por un género (*Anacroneuria*, Perlidae) (Moya et al., 2003; Moya, *datos no publicados*), por lo cual no se espera que aumente el número de géneros de este orden aún en sitios con mínima perturbación como se observa en regiones templadas de Norte América y Europa principalmente (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003).

Variables según la composición trófica

Las comunidades también se diferenciaron según su estructura trófica como desmenuzadores, raspadores, colectores, filtradores, predadores y parásitos de acuerdo a lo descrito por Tomanova et al. (*en prep.*) en Bolivia y literatura accesible como Merrit y Cummins (1996).

De estos grupos, se espera que los predadores y desmenuzadores disminuyan con la perturbación (Karr & Chu, 1999), que los parásitos aumenten con la perturbación y el resto de los grupos tengan respuestas variables a la perturbación (Karr & Chu, 1999).

Análisis de datos

Para tener una visión general acerca de la variabilidad ambiental de la zona estudiada, inicialmente se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), de tal manera que se visualice la distribución de los sitios tanto de referencia como perturbados tomando en cuenta solamente las características ambientales no correlacionadas entre ellas.

Para determinar asociaciones entre la estructura de las comunidades (excluyendo los taxa raros $\leq 0.10\%$ respecto a la abundancia total de los 67 sitios) y las variables ambientales se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

El ACC sirve para entender como diversos taxa responden simultáneamente a factores externos como las variables ambientales. El resultado del ACC es un diagrama de ordenamiento formado por un sistema de ejes donde se muestran los sitios, las especies y variables ambientales (ter Brack & Verdonshot, 1995).

Las variables ambientales de mayor importancia en el ACC se escogieron a través de la selección forward de CANOCO, ésta permite evaluar la significancia de las variables por medio de los tests de permutaciones de Monte Carlo (499 permutaciones, $p < 0.05$).

Luego, para evaluar la significancia estadística del ordenamiento de los ejes canónicos (relación de la distribución de especies según la variación ambiental) también se realizaron los tests de permutaciones de Monte Carlo (1000 permutaciones, $p < 0.05$).

A través de este ACC se espera que la distribución de las especies esté asociada a las variables ambientales; asimismo se espera que los sitios de referencia y perturbados tiendan a diferenciarse en relación a este conjunto de variables.

Tanto los sitios de referencia como perturbados se analizaron de forma independiente en posteriores análisis enfocados de forma más directa al desarrollo del índice.

Para cada una de las 13 variables biológicas de los sitios de referencia, se realizaon análisis de regresión lineal múltiple stepwise por medio de los modelos lineales generalizados (GLM), utilizando a estas variables biológicas como variables dependientes en el modelo y a los parámetros ambientales como variables independientes (Figura 3), previa normalización de los datos de aquellas variables que no tienen distribución normal, ya sea con transformación logarítmica (para la mayoría de las variables) o raíz cuadrada del arcoseno para algunas variables expresadas en %. Los cuadrados de las variables ambientales fueron también incluidas en los modelos para observar posibles relaciones cuadráticas.

Los modelos obtenidos con el análisis de regresión en los sitios de referencia (38SR), sirvieron para controlar las variables biológicas en condiciones ambientales naturales, posteriormente éstas fueron usadas para predecir la respuesta de las variables biológicas en los sitios perturbados (29SP).

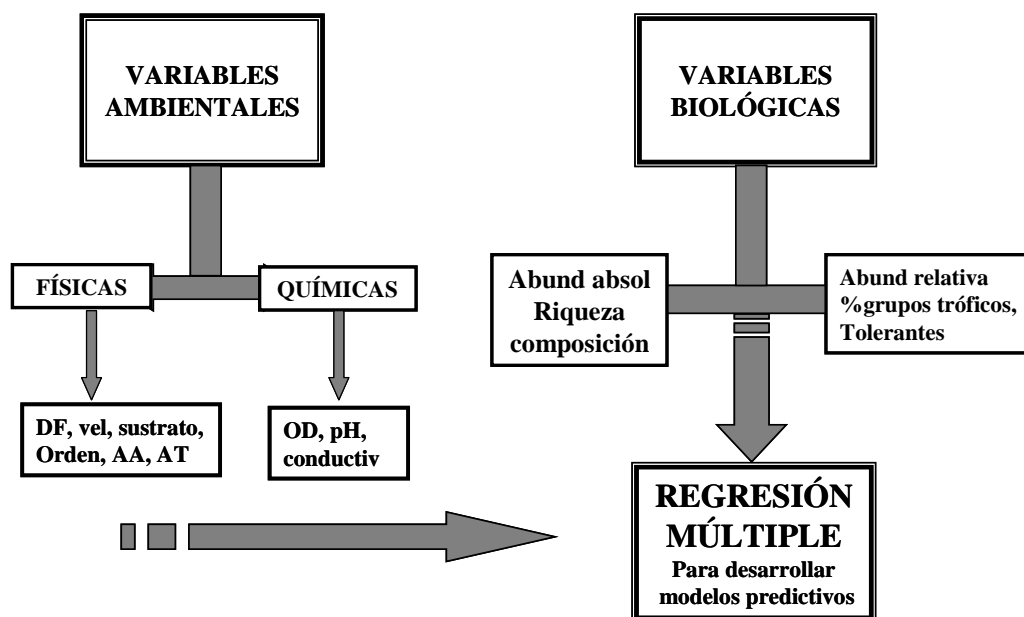


Figura 3. Resumen de las variables biológicas y ambientales que se analizaron. Para el análisis de regresión múltiple se utilizó a las variables biológicas como variables dependientes y a las variables ambientales como variables independientes. DF= distancia a la fuente, vel= velocidad de corriente, AA= ancho activo, AT= ancho total, OD= oxígeno disuelto, conductiv= conductividad.

Proceso de selección de las variables biológicas

Los residuales de cada uno de los 14 modelos, fueron usados como variables de respuesta independientes de los factores ambientales, tal como se explica en Oberdorff et al. (2002).

Los pasos para la selección de estas variables son:

Primero, usando los datos de 38SR se eliminó las variables cuyos residuales no tienen una distribución normal para asegurar que las interpretaciones no sean confundidas por posibles sesgos debidos a supuestos de normalidad desconocidas.

Segundo, se verificó que entre los residuales de dos o más variables de respuesta no exista correlaciones Pearson superiores a 0.80 o inferiores a -0.80 (Oberdorff et al., 2002; Pont et al., *en prensa*), de darse el caso, se excluyó a aquella o aquellas variables con correlaciones altas entre sus residuales, y se tomó en cuenta solo aquella que tiene mayor significancia ecológica según literatura revisada.

Finalmente se eliminaron aquellas variables que no responden a perturbación usando la prueba de t entre los residuales estandarizados de los modelos de sitios de referencia y perturbados.

Para cada sitio perturbado, los residuales estandarizados de cada variable biológica (Res est (SP)) se definió en base a la desviación entre el valor observado (O_{SP}) y el valor esperado (E_{SP}) dividido por la desviación estándar del total de sitios de referencia (Desv est (SR)):

$$\text{Res est (SP)} = \frac{O_{SP} - E_{SP}}{\text{Desv est (SR)}}$$

El cual se asume que tiene distribución normal con media cero y varianza uno.

Los residuales estandarizados para sitios de referencia se calcularon con la misma fórmula pero cambiando la desviación entre valores observados y esperados (numerador) por sitios de referencia.

En este caso, para tomar en cuenta cualquier variable biológica en el índice, se plantea como hipótesis alternativa que los residuales de dicha variable biológica para sitios perturbados sean significativamente diferentes de los sitios de referencia por el efecto mismo de la perturbación; mientras mayor sea la diferencia, mayor será el efecto de la perturbación (Figura 4). Con este test de sensibilidad de residuales a efectos de perturbación, se seleccionó las variables biológicas que deben incorporarse al índice de integridad biológica.

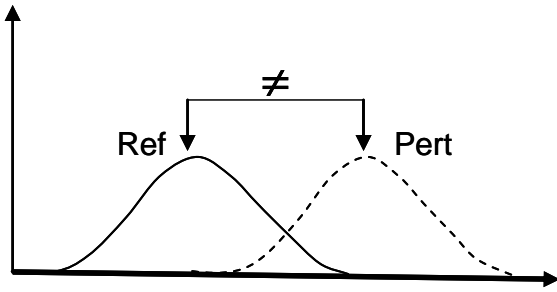


Figura 4. Distribución de residuos para sitios de referencia (izquierda) y perturbados (derecha) de una variable biológica. A mayor diferencia entre ambos grupos, mayor efecto de la perturbación.

Desarrollo del índice

Una vez seleccionadas las variables biológicas como se describe arriba, los residuales de cada variable fueron transformados en probabilidades, asumiendo los supuestos de distribución normal con media cero y varianza uno. La fórmula utilizada en excel fue: “DISTR.NORM(X;MEDIA;DESVEST;VERDADERO)”, donde X es el residual de la variable de respuesta, cuyo signo será negativo para aquellas variables que se supone incrementan con la perturbación (por ejemplo el % de Chironomidae) y de signo positivo para el caso de variables que se supone disminuyen con la perturbación (por ejemplo el % EPT).

Esta transformación de residuales en probabilidades permitirá que los valores varíen en un rango de 0 a 1, y el índice final será el resultado de la sumatoria de cada una de las probabilidades de las variables seleccionadas.

Finalmente se realizó una prueba de *t* con el propósito de comparar los índices finales de los sitios de referencia y sitios perturbados.

Todos estos análisis fueron realizados en el programa SYSTAT 9.0, excepto el ACP y el ACC que se realizó en el programa CANOCO versión 4.5.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura y composición de la fauna

Un total de 61 taxa de macroinvertebrados acuáticos fueron colectados en 67 sitios de la Cuenca Chipiriri, de los cuales 52 corresponden a la Clase Insecta y 9 no corresponden a la Clase Insecta (Anexo1).

Una densidad media de 426 (± 336) ind/m² fueron encontrados en cada sitio; siendo la Familia Chironomidae la más abundante, que representa a un 28 % de abundancia total de los 67 sitios.

Un promedio de 16 (± 6.5) taxa fueron encontrados en cada sitio, siendo la Familia Chironomidae la más frecuente, encontrándose en todos los sitios muestreados.

Respecto a la composición trófica, los recolectores son los más abundantes con un promedio de 41.6 %, tomando en cuenta los 67 sitios, los raspadores alcanzan al 18.8 %, los desmenuzadores a 16.1%, los filtradores a 12.4 %, los predadores al 10.9 % y los parásitos son los menos abundantes, alcanzando solo al 0.13 % en promedio (Anexo 2).

El ACP indica que la variación entre las variables ambientales puede ser explicado por los dos primeros componentes principales en un 51% (Figura 5 a y b). El primer eje separa los sitios con valores elevados de variables físicas como la velocidad de corriente, la longitud rabión, el ancho, el tipo de substrato dominante y la intermitencia (Figura 5 b). El segundo eje ordena los sitios en función a las variables químicas como el pH, la conductividad y el oxígeno disuelto.

Con este análisis se muestra que los sitios perturbados se encuentran distribuidos dentro de la variabilidad ambiental de los sitios de referencia, es decir, que los sitios perturbados comparten características ambientales similares a los de referencia; por tanto no habrá problema en aplicar los modelos predictivos en sitios perturbados a partir de sitios de referencia para el desarrollo del índice.

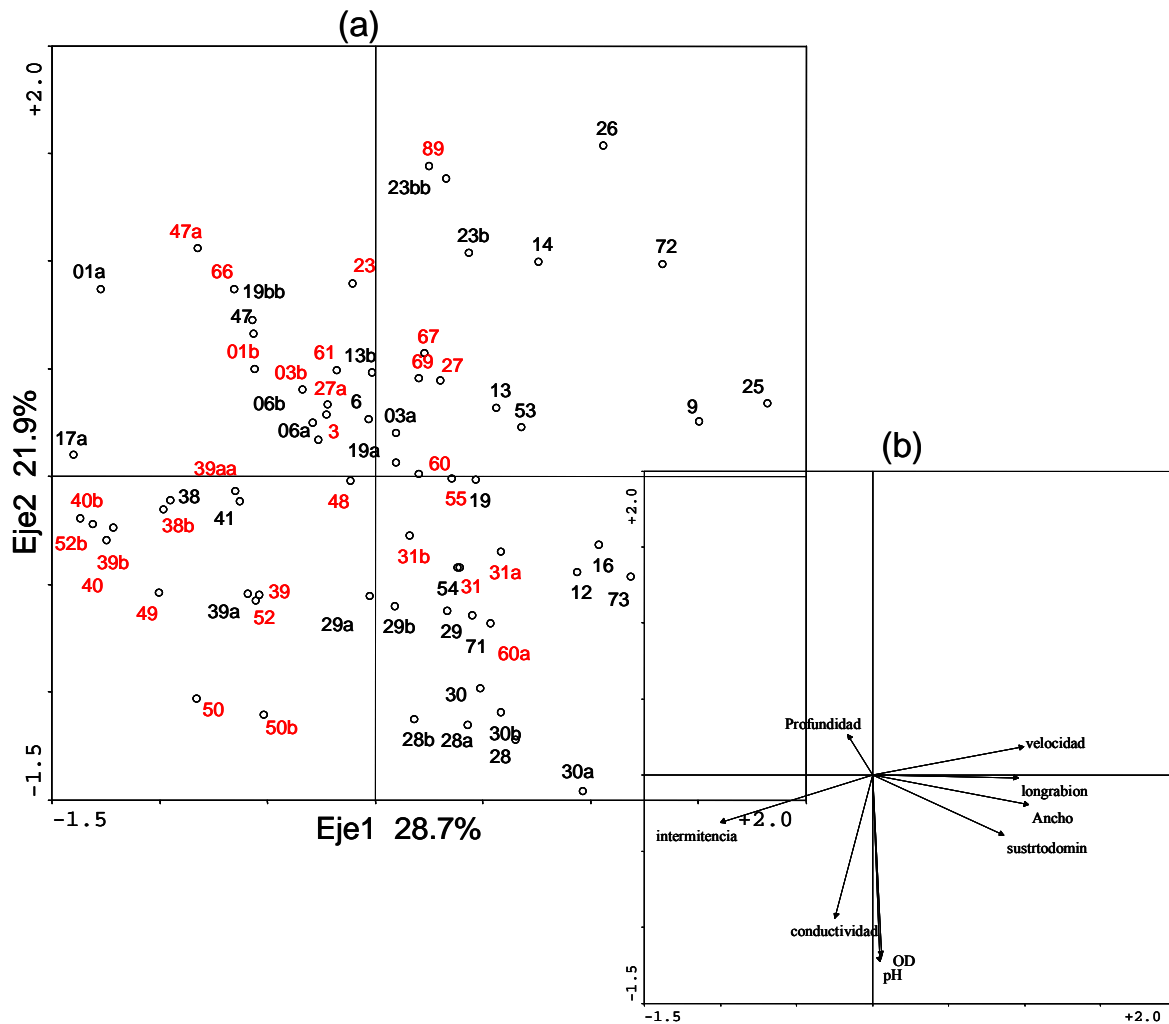


Figura 5. Ordenamiento de los sitios según el ACP de acuerdo a variables ambientales. Los códigos rojos indican los sitios perturbados y los negros los sitios de referencia.

El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), indica que la varianza acumulada de la relación entre las variables ambientales y biológicas puede ser explicada por los dos primeros ejes en un 62 %. La correlación especie-ambiente fue alta para ambos ejes (0.878 y 0.791, respectivamente). Los tests de permutaciones de Monte Carlo (1000 permutaciones) muestra que ambos ejes fueron significantes ($p=0.0010$). Estos resultados sugieren que la distribución de los taxa no fueron debidos al azar, lo que indica que la mayor parte de la variación explicable de los datos de especies fueron tomados en cuenta por las variables ambientales medidas.

La selección forward del CANOCO y los tests de permutaciones de Monte Carlo (499 permutaciones, $p<0.05$) seleccionó ocho de 11 variables ambientales, estas fueron la

velocidad de corriente, la intermitencia, pH, profundidad, tipo de sustrato dominante, conductividad, longitud rabi3n, y el ancho total (Figura 6b), las variables excluidas fueron el ox3geno disuelto, el ancho activo y la distancia a la fuente.

En la figura 6a se observa que los sitios perturbados (c3digos rojos) tienen una tendencia de separaci3n de los sitios de referencia hacia el lado derecho del eje 1.

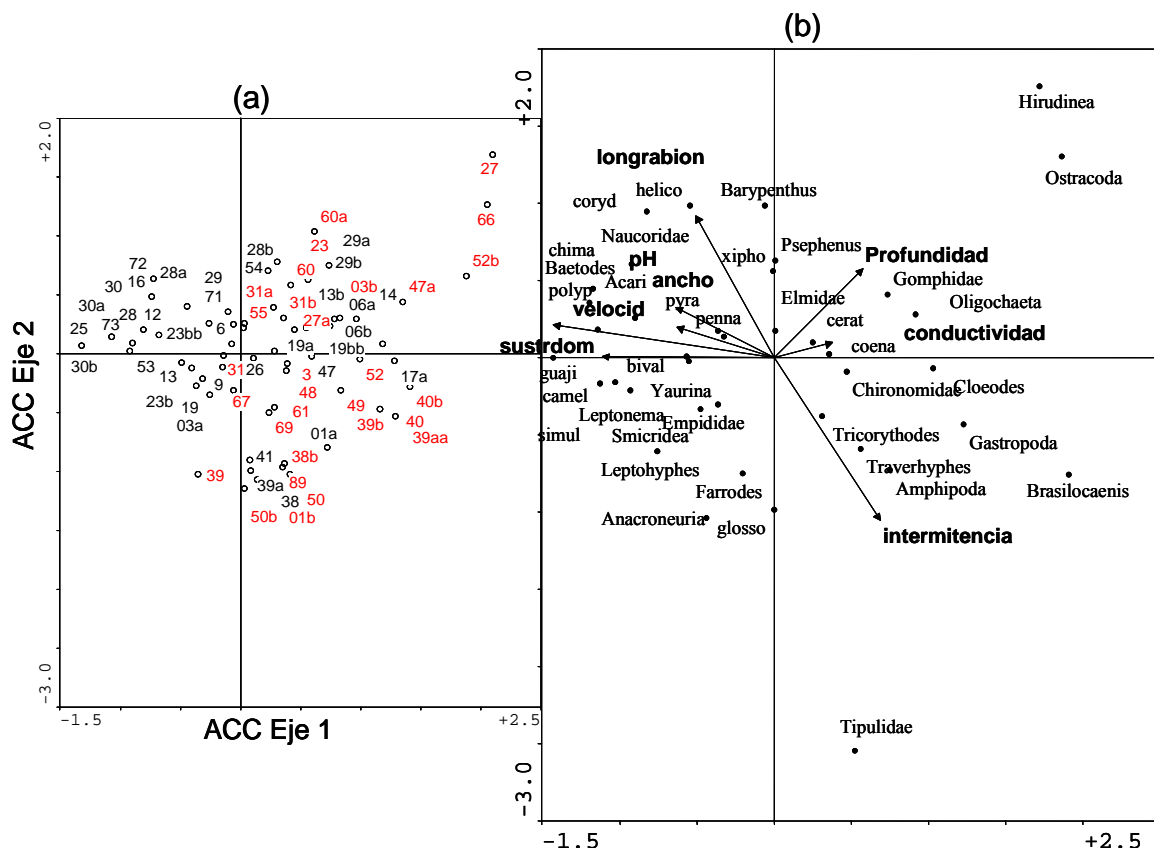


Figura 6. Resultado del An3lisis de Correspondencia Can3nica (ACC) en el ordenamiento de las estaciones muestreadas de la Cuenca Chipiriri (a), seg3n la composici3n en la comunidad de macroinvertebrados relacionado con las variables ambientales (b). Los c3digos rojos corresponden a los sitios perturbados, los negros a los sitios de referencia, las flechas indican las variables ambientales y los puntos peque1os los taxa. coryd: Corydalidae, helico: Helicopsyche, chima: Chimarra, polyp: Polyplectropus, pyra: Pyralidae, penna: Pennaphlebia, xipho: xiphocentronidae a, cerat: Ceratopogonidae, coena: Coenagrionidae, bival: Bivalvia, guaji: Guajirolus, camel: Camelobaetidius, simul: Simuliidae, glosso: Glossosomatidae a.

En aquellos sitios de referencia (Extremo izquierdo de la Figura 6a, eje 1) con valores elevados de velocidad de corriente, ancho del r3o, sustratos gruesos y pH predominan los grupos EPT (Figura 6b), que son los m3s sensibles a efectos de perturbaci3n (Metcalf, 1994; DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Butcher et al, 2003).

En el otro lado (extremo derecho de la Figura 6a y b), correspondiente a los sitios perturbados, son los grupos tolerantes como los oligoquetos, chironómidos, ostrácodos e hirudíneos (Metcalf, 1994; DeShon, 1995; Roldán & Ruíz, 2001) los que tienden a predominar; cuyos valores de las variables ambientales anteriormente mencionadas tienden a ser más bajos.

De forma general, esta figura muestra una tendencia de separación entre sitios de referencia y perturbados en función a la estructura de comunidades bentónicas y las características ambientales.

Por ello, para la elaboración del índice de integridad biótica, la respuesta de una comunidad a factores ambientales naturales y alterados deben ser analizados de forma independiente; es decir, en primera instancia controlar la respuesta de la comunidad en condiciones naturales y posteriormente comparar la respuesta de esa comunidad con condiciones alteradas (Karr & Chu, 1999; Oberdorff *et al.*, 2002; Clarke *et al.*, 2003; Bailey *et al.*, 2003; Pont *et al.*, *en prensa*).

Selección de variables biológicas para el índice

De las trece variables biológicas tomadas en cuenta en los modelos predictivos (Anexo 2), el % de parásitos fue excluido por tener poca representatividad (0.08 % en promedio para sitios de referencia). El % de filtradores fue excluido por no presentar relación significativa con ningún parámetro ambiental tomado en cuenta en los modelos, es posible que existan otros factores ambientales o ecológicos relacionados con esta variable pero que no fueron considerados en el presente trabajo.

Los modelos de las restantes 11 variables biológicas se muestran en el Cuadro 3. Las variables ambientales que no tienen relación significativa con las variables biológicas (intermitencia, ancho activo promedio y pH) no se muestran en este Cuadro.

Los modelos de regresión entre valores observados y predichos para las 11 variables fueron altamente significativos, con valores de R^2 que varían desde 0.15 hasta 0.72 (Cuadro 3).

Todos los modelos incorporaron al menos una variable ambiental.

Cuadro 3. Modelos de Regresión múltiple obtenidos de las 11 variables biológicas y ocho variables ambientales incluidas en el modelo.

	%EPT	Sp EPT	Ab EPT	%Chiro	Ab Chiro	Sp Total	Ab Total	%Recol	%Desmen	%Raspad	%Predad
Intercepto	0.463	-2.829	-10.979	0.754	5.358	3.413	6.229	46.656	10.601	0.382	25.224
Velocidad	0.150	0.242	0.934	-0.119	-	-	-	-2.977	2.959	-	-
Long rabi3n	-	0.014	-	-	0.074	-	0.074	-	-	-	-
Profundidad	-	-	-	-	-0.760	-0.471	-0.822	-	-	-	-2.559
Distancia fuente	-	-	-	-	-	0.400	-	-	-	-	-
Orden	-0.255	-	-	-	-	-	0.865	-	-	-	-2.731
Sustrato domin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.014	-0.721
Oxig Dusuelto	0.004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Conductividad	-	0.764	2.402	-	-	-	-	-	-	-	-

Sp= Riqueza, Ab= Abundancia, Chiro= Chironomidae, Recol= Recolectores, Desmen= Desmenuzadores, Raspad= Raspadores, Predad= Predadores.

% EPT: $R^2=0.542$; Sp EPT: $R^2=0.717$; Ab EPT: $R^2=0.645$; %Chiro: $R^2=0.387$; Ab Chiro: $R^2=0.218$; Sp Total: $R^2=0.565$; Ab Total: $R^2=0.571$; %Recol: $R^2=0.348$; %Desmen: $R^2=0.457$; %Raspad: $R^2=0.147$; %Predad: $R^2=0.391$. $p<0.001$ fue en todas las variables, excepto para Ab Chiro y %Raspad que fue $p=0.010$

Los residuales de todas las variables biol3gicas tuvieron distribuci3n normal ($p>0.05$) por lo que ninguna variable fue excluida bajo este criterio.

Ninguna variable de respuesta tuvo correlaciones significativas superiores o iguales a 0.80 entre sus residuales (Cuadro 4). Por ello ninguna variable tampoco fue excluida bajo este criterio.

De las once variables de respuesta, seis variables fueron excluidas por no responder a perturbaci3n, debido a que los residuales estandarizados entre los sitios de referencia y perturbados no diferían significativamente analizando por el test de t (Cuadro 5). Las restantes cinco variables (%EPT, Riqueza EPT, abundancia EPT, %Chironomidae y Abundancia Chironomidae) son las que responden adecuadamente a efectos de perturbaci3n y fueron utilizados en el índice final.

Cuadro 4. Coeficientes de Correlación Pearson entre los residuales estandarizados de 11 variables biológicas. Note que entre ninguna variable el r es superior ni inferior a 0.80. Véase Cuadro 3 para códigos.

	%EPT	Sp EPT	Ab EPT	%Chiro	Ab Chiro	Sp Total	Ab Total	%Recol	%Desmen	%Raspad	%Predad
%EPT	1.000										
Sp EPT	0.333	1.000									
Ab EPT	0.360	0.688	1.000								
%Chiro	-0.621	-0.272	-0.315	1.000							
Ab Chiro	-0.541	0.249	0.245	0.643	1.000						
Sp Total	-0.256	0.604	0.383	0.070	0.440	1.000					
Ab Total	-0.057	0.480	0.587	-0.163	0.433	0.593	1.000				
%Recol	0.087	-0.113	-0.304	0.088	-0.052	-0.280	-0.459	1.000			
%Desmen	-0.302	-0.057	0.030	-0.086	0.174	0.070	0.192	-0.124	1.000		
%Raspad	0.111	0.045	0.078	-0.362	-0.181	0.118	-0.049	0.421	-0.013	1.000	
%Predad	-0.317	0.030	0.023	0.437	0.279	0.138	0.038	-0.419	-0.199	-0.449	1.000

Cuadro 5. Test de t entre los residuales estandarizados de los sitios de referencia y perturbados. Las variables en negrilla son aquellas cuyos residuales difieren significativamente. Cuadro 3 para ver códigos.

Variable biológica	T	prob
% EPT	-3.018	0.005
Sp EPT	-2.955	0.006
Ab EPT	-2.372	0.025
% Chiro	2.602	0.015
Ab Chiro	3.096	0.004
Sp Total	-1.118	0.273 ns
Ab Total	-0.759	0.454 ns
% Recol	0.940	0.355 ns
% Desmen	-0.919	0.366 ns
% Raspad	-0.954	0.348 ns
% Predad	1.576	0.126 ns

Ninguno de los grupos tróficos respondió significativamente a efectos de perturbación, la posible causa de ello es que la comunidad de macroinvertebrados en esta cuenca tiene tendencias generalistas. Todos los taxa utilizan al menos dos recursos diferentes; es decir, si por efectos de perturbación escasease uno de los recursos, los organismos optan por el otro recurso (Tomanova et al., 2006). Además, un buen porcentaje promedio de los taxa está representado por los recolectores (41.6%) y desmenuzadores (16.1%), estas utilizan como principal recurso el material orgánico alóctono (principalmente) o autóctono, que es abundante tanto en sitios alterados como no alterados en zonas tropicales como la Cuenca

Chipiriri; el material alóctono proviene de la vegetación ribereña que cubre casi todos los arroyos muestreados.

La riqueza total y la abundancia total que no responden al efecto de perturbación, si bien tienden ligeramente a disminuir en los sitios perturbados, esta diferencia no se hace significativa debido a que la disminución en riqueza y abundancia de los grupos intolerantes es compensado con el incremento en riqueza y abundancia de los grupos tolerantes. Autores como DeShon (1995), Karr & Chu (1999), Butcher et al. (2003), indican que la riqueza total disminuye con el efecto de la perturbación. Otros autores como Metcalfe (1994) y Townsend & Riley (1999), indican que la riqueza tiende a aumentar a perturbaciones intermedias, debido al aporte mismo de nutrientes que pueden provenir de las actividades antropogénicas que enriquecen la fauna bentónica. El comportamiento en abundancia tiene tendencias similares.

Tomando en cuenta la riqueza y abundancia tanto de los grupos tolerantes como intolerantes, estas dos posiciones de ambos grupos de autores tienden a uniformizarse, tal como se describe más arriba.

Las relaciones entre los valores observados y predichos para 38SR y 29SP de las variables biológicas según riqueza, composición y abundancia de los grupos intolerantes se muestran en las Figura 7 y del grupo tolerante se muestra en la Figura 8.

Las relaciones entre los valores observados y estimados para los sitios de referencia de la Figura 7a, b y c, muestran que los puntos sobre y por debajo de la línea perfecta entrecortada son aproximadamente equivalentes; esto no ocurre para los sitios perturbados, donde la mayor parte de los puntos están por debajo de la línea perfecta. Esta diferencia nos indica que estas tres variables, %EPT, Riqueza EPT y Abundancia EPT responden negativamente a la perturbación, es decir, que disminuyen por efecto de la perturbación, tal como muchos autores lo sostienen así (DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Morley & Karr, 2003).

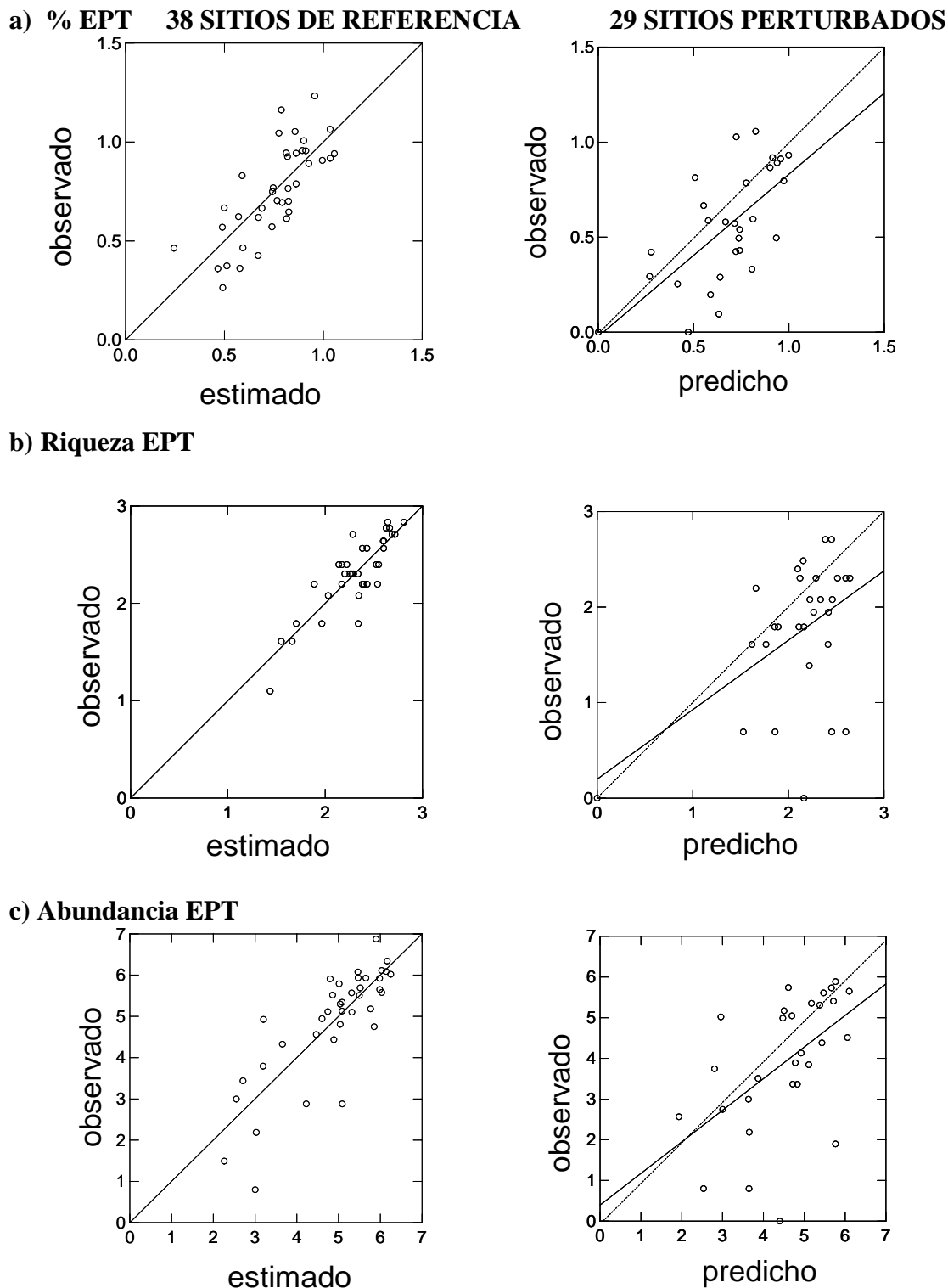
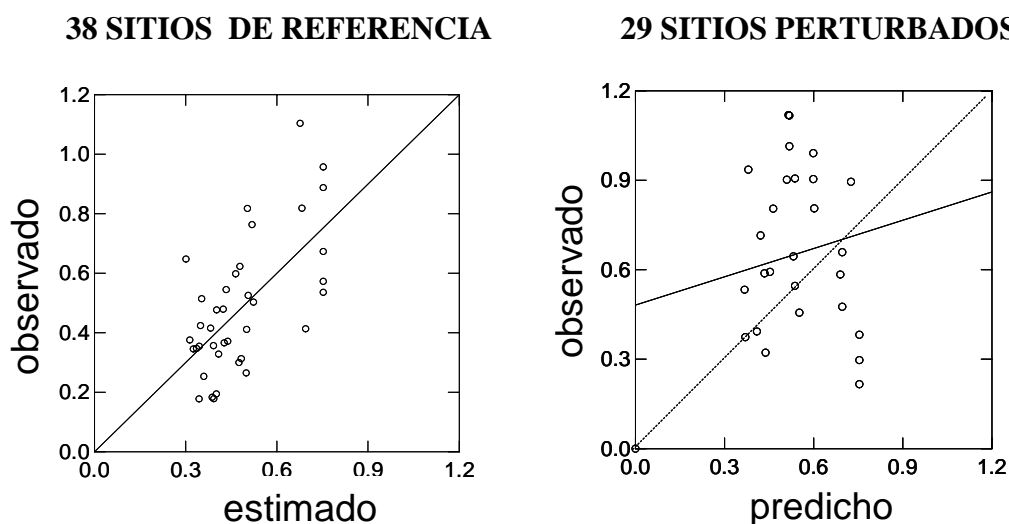


Figura 7. Plots de valores observados vs. esperados para los dos grupos de datos independientes, 38SR (izquierda) y 29SP (derecha): a) % EPT normalizado con aseno(raiz (%EPT)); 38SR, $R^2=0.542$, $p<0.0001$; 29SP $R^2=0.357$, $p<0.0001$; b) Riqueza EPT normalizado con $\ln(x+1)$; 38SR, $R^2=0.717$, $p<0.0001$; 29SP, $R^2=0.027$, $p=0.192$; c) Abundancia EPT normalizado con $\ln(x)$; 38SR, $R^2=0.218$, $p=0.0007$; 29SP, $R^2=0.173$, $p=0.014$.

La diferencia se hace más marcada en la Riqueza EPT, donde el coeficiente R^2 disminuye de 0.717 a 0.027 para sitios de referencia y perturbados respectivamente, casi todos los sitios perturbados excepto seis de 29 disminuyeron su riqueza EPT por efecto de la perturbación (Figura 7b derecha).

El comportamiento es diferente para las variables % Chironomidae y abundancia Chironomidae que se muestra en la Figura 8. En ambas variables, la mayoría de los sitios

a) %Chironomidae



b) Abundancia Chironomidae

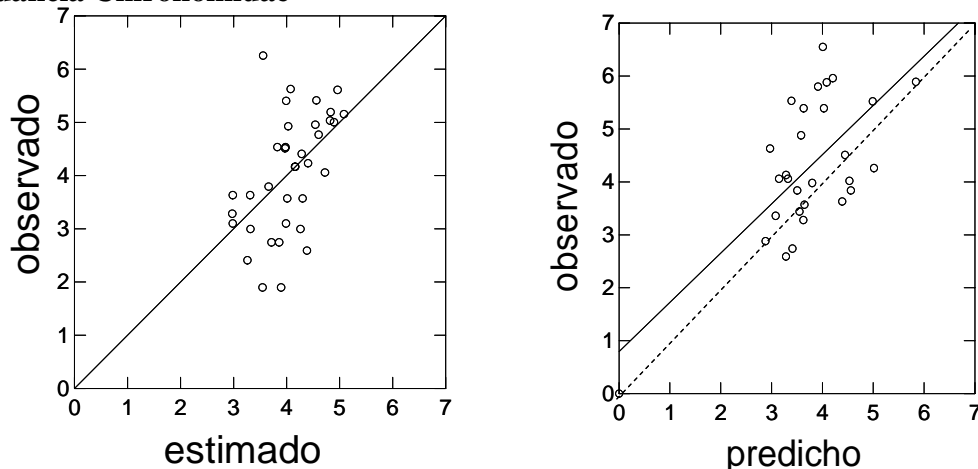


Figura 8. Plots de valores observados vs. esperados para los dos grupos de datos independientes, 38SR (izquierda) y 29SP (derecha): a) %Chironomidae normalizado con aseno(raiz (%Chironomidae)); 38SR, $R^2=0.387$, $p<0.0001$; 29SP $R^2=0.013$, $p=0.553$; b) Abundancia Chironomidae normalizado con $\ln(x)$; 38SR, $R^2=0.218$, $p=0.007$; 29SP, $R^2=0.173$, $p=0.014$.

perturbados están distribuidos sobre la línea perfecta entrecortada, esto nos indica que responden positivamente a la perturbación o que aumentan por efecto de la perturbación.

Los chironómidos son considerados como la familia más tolerante a efectos de perturbación (DeShon, 1995; Mullins, 1999, Butcher et al., 2003), aquí se ve que los chironómidos no solo resisten a los tipos de perturbación de la cuenca Chipiriri, más bien aumentan en % y abundancia respecto a los sitios no perturbados.

Desarrollo del índice

Después de seleccionar las cinco variables biológicas, los residuales estandarizados de éstas variables tanto para sitios de referencia como perturbados fueron transformados en probabilidades de tal forma que los valores quedaron estandarizados en un rango de 0 a 1 para cada variable, la suma de estas nos permite calcular el índice final, cuyos valores pueden variar desde un máximo de cinco que corresponde al número de variables incluidas al índice hasta un valor mínimo de cero. Aquellos sitios con valores próximos a cinco son las que tienen mejores calidades biológicas, y los próximos a cero malas calidades biológicas.

Las cinco variables biológicas seleccionadas para el índice final fueron: abundancia EPT y %EPT (según densidad y composición de grupos intolerantes), Riqueza EPT (según Riqueza de taxa intolerantes) y abundancia Chironomidae con %Chironomidae (según densidad absoluta y relativa del grupo más tolerante).

La distribución de los valores de índices para sitios de referencia y perturbados se muestran en la Figura 9 y en el Cuadro 6 los rangos de calidad biológica establecidas de tal manera que ningún sitio perturbado tuvo valor superior o igual a 4.00 (excelente) y ningún sitio de referencia tuvo valor inferior a 0.80 (muy mala).

La media de los valores de índices para sitios de referencia (2.529) es altamente superior a la media de los sitios perturbados (1.577), $t=-4.983$, $p<0.001$. Esta diferencia nos indica que éste índice puede ser aplicable para evaluar la calidad biológica de la Cuenca Chipiriri.

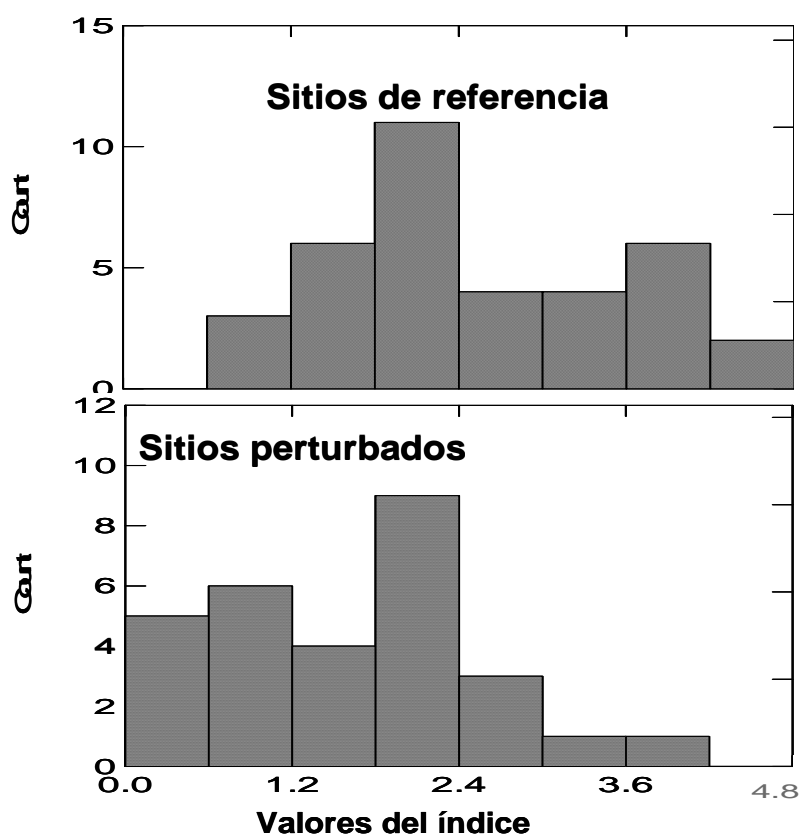


Figura 9. Distribución de los valores del índice para 38SR (superior) y 29SP (inferior), el test de t muestra que los 38SR difieren significativamente de los 29SP, $t=-4.983$, $p<0.001$.

Cuadro 6. Rangos de calidad biológica establecidas en base a los valores de índices desarrollados.

Valor del índice	Calidad Biológica
≥ 4.00	Excelente
3.00 - 3.99	Buena
1.50 - 2.99	Intermedia
0.80 - 1.49	Mala
< 0.80	Muy mala

Estado de calidad biológica de los arroyos de la Cuenca del Río Chipiriri.

En base a éste índice desarrollado, la distribución porcentual de los rangos de calidad para la Cuenca del Río Chipiriri es la siguiente: solo el 5% de las estaciones tiene calidades de integridad biológica excelente, el 17% tiene calidad buena, el 50% calidad media, 17 %

calidad mala y el 11% de las estaciones está representado por calidades de integridad biológica muy malas.

Cabe aclarar que se obtuvieron bajas proporciones de sitios con calidades excelentes y muy malas tal como obtuvieron Oberdorff et al. (2002) y Pont et al. (*en prensa*) al trabajar con índices de integridad empleando comunidades de peces. Sin embargo, se obtuvo mayor proporción de sitios con calidad intermedia debido al rango de calidad intermedia un poco superior a las otras calidades (Cuadro 6) y posiblemente también debido a la falta de definición de criterios más objetivos y cuantificables en la categorización de sitios alterados y no alterados previo al desarrollo del índice como se describe en métodos.

La distribución de los rangos de calidad biológica en la Cuenca Chipiriri se muestra en la Figura 10. De forma general, las Subcuencas A y B (Arroyo Chipiriri y Raya respectivamente) que forman parte de la Cuenca del Río Chipiriri, difieren en la distribución de calidad biológica; la Subcuenca B presenta mayor número de estaciones con calidades bajas respecto a la Subcuenca A, sobre todo en el brazo del lado Este de la figura. La probable causa de esto es la intensificación de cultivos que se presentan en esa zona, predominadas por cítricos y bananos (Figura 11) (CONCADE, 2002), lo que no ocurre al extremo oeste de la Cuenca Chipiriri.

Hay que destacar que pese a la fuerte intensificación de cultivos en la zona de estudio, solo el 11% de las estaciones son de calidades muy malas, esto puede deberse a dos aspectos importantes, la alta precipitación media anual de la zona de estudio que supera los 5000 mm, estas precipitaciones podrían diluir el efecto de los contaminantes sobre las comunidades bentónicas; por otro lado, en la Cuenca Chipiriri no se conocen todavía grandes industrias como en las ciudades, cuyos desechos industriales podrían afectar fuertemente la comunidad biótica (Mullins, 1999; Marquez & Barbosa, 2001).

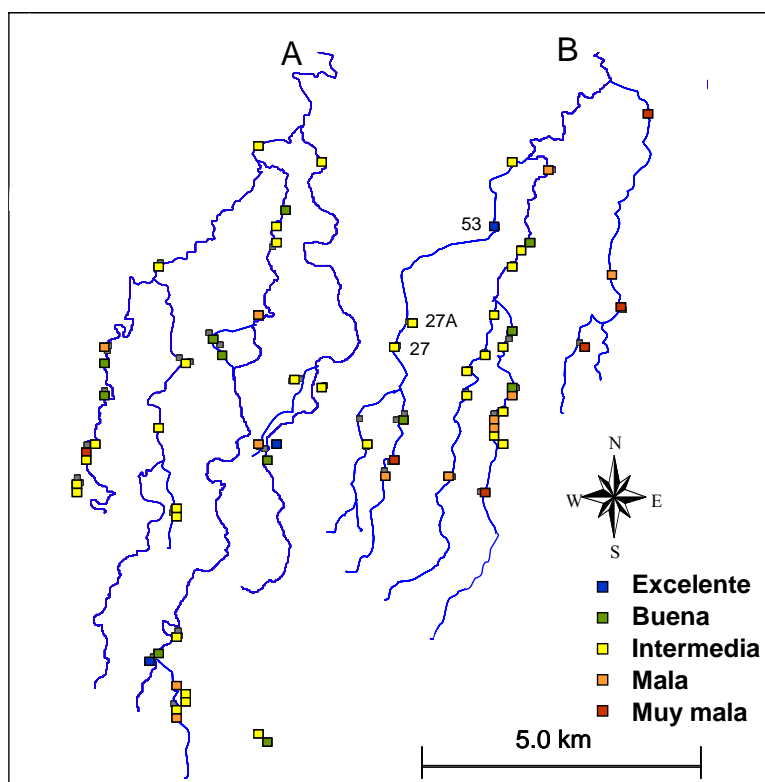


Figura 10. Distribución de rangos de Calidad biológica de la Cuenca del Río Chipiriri. A representa a la Subcuenca del Arroyo Chipiriri y B a la Subcuenca del Arroyo Raya. Note que el lado Este de la Subcuenca B tiene más sitios de baja calidad y compare con el recuadro de la Figura 11.

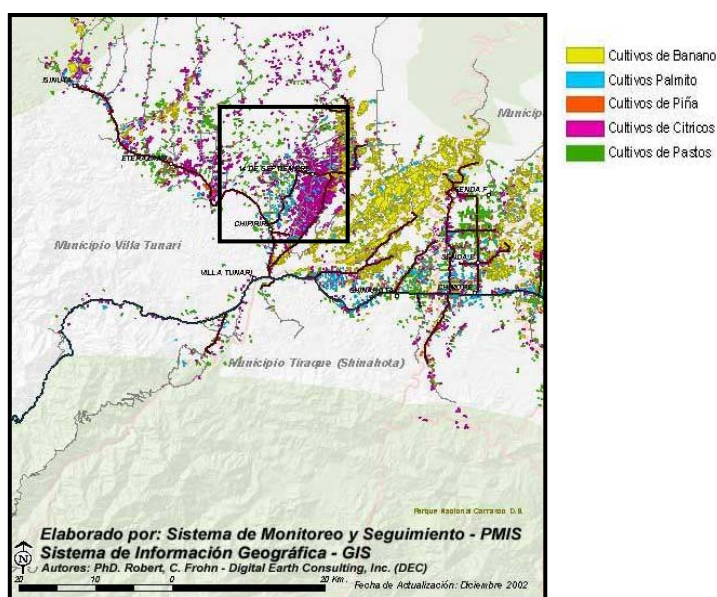


Figura 11. Mapa de Cultivos priorizados de la Región del Chapare, clasificados sobre imágenes satélites Landsat7 e IKONOS. En recuadro la Cuenca del Río Chipiriri, note que el lado Este tiene mayor intensidad de cultivos de cítricos y bananos. (Tomado del Proyecto CONCADE, 2002).

En la Cuenca Chipiriri, la zona urbana más poblada corresponde al Municipio de Villa 14 de Septiembre, cuya población incluida sus alrededores alcanza aproximadamente a 6 169 habitantes (PRAEDAC, 2005). En las estaciones más próximas a este municipio, donde se observó mayor presencia de desechos domésticos, los valores del índice correspondieron a calidades intermedias (2.85 y 1.98 para las estaciones 27 y 27A respectivamente) (véase estas estaciones en la Figura 10); aproximadamente tres kilómetros río abajo de la estación 27A, el índice de calidad ascendió a calidad excelente (4.05 para la estación 53). Es decir, la estación 53 recuperó su condición natural con la disminución de los desechos domésticos provenientes del municipio mencionado.

En este trabajo sin embargo, el índice es resultado de múltiples cálculos que no solo toma en cuenta la riqueza, más bien incluye variables según riqueza y composición de grupos intolerantes así como densidad absoluta y relativa de los grupos tolerantes.

Respecto a la respuesta de las diferentes variables a tipos diferentes de perturbación, en este trabajo es difícil de diferenciar, debido a que los dos tipos de perturbación, el impacto del uso del suelo (cultivos) y la perturbación doméstica tomados en cuenta en este trabajo están muy relacionadas y las diferentes variables responden de manera similar a ambos tipos de perturbación, exceptuando el % Chironomidae que responde más fuertemente al impacto de los cultivos ($p=0.007$) que a la perturbación doméstica.

5. CONCLUSIONES

Se recolectó un total de 61 taxa de macroinvertebrados a lo largo de las 67 estaciones muestreadas de la Cuenca Chipiriri, siendo Chironomidae la más abundante y frecuente.

Según la composición trófica, los recolectores son los más abundantes con un promedio de 41.6 %, seguido de los raspadores, desmenuzadores, filtradores y predadores que suman un 58.2 % y los parásitos son los menos abundantes alcanzando apenas el 0.13 % en promedio.

El ACP mostró que hay variables ambientales de importancia como la velocidad de corriente, el tipo de sustrato dominante, el ancho, la conductividad y el pH que son determinantes en la distribución de los sitios de muestreo. Asimismo, el ACC mostró que estas variables ambientales afectan en la estructuración de las comunidades bentónicas. Aquellos taxa intolerantes tienden a predominar en sitios menos perturbados cuyos valores de las variables ambientales mencionadas tienden a ser mayores respecto a los sitios más perturbados.

Solo cinco variables biológicas de un total de 11 fueron seleccionadas para el índice final. Las variables que cumplieron los requisitos que exige el índice fueron: abundancia EPT y %EPT (según densidad y composición de grupos intolerantes), Riqueza EPT (según Riqueza de taxa intolerantes) y abundancia Chironomidae con %Chironomidae (según densidad absoluta y relativa del grupo más tolerante). Las restantes seis variables biológicas no fueron incluidas al índice por no responder significativamente a efectos de perturbación.

La media del índice para sitios de referencia fue significativamente superior a la media de los sitios perturbados lo cual nos indica que puede ser aplicable para la conservación de los arroyos de esta Cuenca Chipiriri y para monitoreos continuos.

La mayor parte de las estaciones (50 %) corresponden a índices de calidad biológica intermedia y son pocas las estaciones con índices de calidad biológica próximos al nivel excelente y al nivel de calidad biológica muy mala. La reducida proporción de estaciones

con baja calidad biológica podría deberse a las altas precipitaciones anuales que lavan los desechos domésticos, como a la carencia de desechos industriales tóxicos en la región.

Pese a que en esta Cuenca hay pocas estaciones muy perturbadas, éstas están asociadas principalmente a la intensidad de cultivos.

Recomendaciones

La validación de los modelos de sitios de referencia con otro grupo independiente de sitios no alterados podría permitir una selección más adecuada de las variables biológicas como la definición de los sitios perturbados y no perturbados.

La determinación taxonómica a nivel género, especialmente de los grupos tolerantes podría incluir nuevas variables al índice final, por ejemplo riqueza de taxa tolerantes.

La asignación para los grupos tróficos de un código simple clásico (del más representativo) a diferencia de códigos compuestos por afinidad como en el presente trabajo podría aumentar la respuesta de estos grupos a la perturbación. Por su escasez, se requieren más estudios de este tipo en regiones tropicales.

Establecer un protocolo de muestreo lo más estándar posible que permita una descripción detallada de cada sitio de muestreo.

Asignar criterios más objetivos en la definición de sitios de referencia y perturbados, por ejemplo el tipo y superficie de cultivos cercanos a la estación utilizando mapas de tipo de cultivos actuales, la densidad poblacional de cada comunidad como la presencia de fábricas o pequeñas industrias que estuvieran presentes en la región.

Asimismo, diferenciar de forma más objetiva los diferentes tipos de perturbación como el impacto de cultivos, extensiones deforestadas, extensión de cobertura urbana, etc. permitirá discriminaciones más claras de la respuesta de distintas variables biológicas a estos tipos de perturbación.

Diseñar un programa de monitoreo para la Cuenca Chipiriri basado en este tipo de índice de integridad biótica.

La metodología utilizada en este trabajo puede ser empleada en futuros programas de evaluación de la integridad biológica de los ríos a escala regional con la inclusión de nuevos parámetros ambientales que abarquen la variabilidad natural a esta escala.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amoros C. & Petts G.E. 1993. Hydrosystèmes fluviaux. *Collection d'écologie* (24). MASSON. París. 300p.
- Armitage P.D. Pardo I. Firse M.T. & Wright J.F. 1990. Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica*, **6**, 147-156.
- Bailey R. C. Norris R.H. & Reynoldson T.B. 2003. Bioassessment of Freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach. Springer Press, U.S.A.
- Barbosa F.A.R., Callisto M. & Galdean N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrate as an indicator of water quality and ecosystem health: A case of study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*, **4**, 51-59.
- Bryce S.A. & Hughes R.M. 2003. Variable Assemblage Responses to Multiple Disturbance Gradients: Case Studies in Oregon and Appalachia, USA. In: Simon T.P. (ed), *Biological Response Signatures Indicator Patterns Using Aquatic communities*. pp. 539-560. CRC Press, Boca Raton, U.S.A.
- Butcher T.J. Stewart. P.M. & Simon T.P.2003. A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological Indicators*, **3**, 181-193.
- Carignan R. & Steedman R. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **57**(Suppl.2), 1-4.
- Clarke R.T. Wright J. F. & Furse M.T. 2003. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, **160**, 219-233.
- CONCADE. 2002. Cultivos priorizados de la zona del Chapare clasificados sobre imagines satelitales Landsat7 e IKONOS.
- Czeniawska-Kusza I. 2005. Comparing biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologica*, **35**:169-176.
- DeShon J.E. 1995. Development and application of the invertebrate community index (ICI). In: Davis W.S., Simon T.P.(eds). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. pp. 217-243. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S.A.
- EPA, US. 1990. Biological Criteria: *National program Guidance for surface Waters*. EPA 440-5-90, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulation and Standards, Washington, DC.

- Fernandez, H.R. & Domínguez E. 2001. Guía para la determinación de artrópodos sudamericanos. Editorial universitaria de Tucumán 282p.
- France R.L. 1990. Theoretical framework for developing and operationalizing an index of zoobentos communities in the Great Lakes. In: Edwards C.J., Regier H.A. (eds) *An Ecosystem Approach to the Integrity of the Great Lakes in Turbulent times*. Pp. 169-193. Great lakes Fishery: Commission Special Publication, Ann Arbor, MI
- Fore L.S. Karr J.R. & Wisseman R.W. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, **5**, 212-231.
- Goitia E. & Maldonado M. 1992. Evaluación de la calidad del agua del Río Rocha mediante organismos bentónicos, p.191-196 In : Ricaldi, C. Flores y L. Anaya.(eds.) . Los Recursos Hídricos en Bolivia y su dimensión ambiental. AGID. Geoscience. Cochabamba- Bolivia.
- Hamel C. & Van Damme P.A. 1999. Acidificación de ríos por contaminación con metales pesados en la zona altoandina boliviana: Indicadores bentónicas. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación*, **6**, 191-201.
- Heino J. Muotka T. & Paavola R. 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology*, **72**, 425-434.
- Hughes R.M. & Oberdorff T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to water outside the United States and Canada. In: Simon T.P (ed), *Assessing Sustainability and biological Integrity of Water Resources Using fish communities*. Pp. 79-83. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- Jacobsen D. Rostgard S. & Vásconez, J.J. 2003. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? *Freshwater Biology*, **48**, 2025-2032.
- Junk, W. J. Bayle P.B., & Sparks R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems, pp. 110-127. In Dodge D.P.(ed.) proceedings of the international Large river Symposium. *Canadian Special Publications for Fisheries and Aquatic Sciences*. 106.
- Karr J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**, 21-27.
- Karr J. R. & Chu E.W. 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological monitoring. Island Press., Washington, DC, U.S.A.
- Lamouroux N. Doledéc S & Gayraud S. 20004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *The North American Benthological Society*, **23**, 449-466.

- Maldonado F. Van Damme P. Rojas J. Sanabria R. Creemers C. & Vande Castele C. 2000. El Impacto de la contaminación por hidrocarburos sobre la calidad del agua y los macroinvertebrados bentónicos del Río Hondo (Carrasco, Cochabamba, Bolivia) *Revista Boliviana de Ecología y conservación*, **7**:93-114.
- Malmkvist B. & Rundle S. 2002. Threats to running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, **29**, 134-153.
- Marques M.M. & Barbosa F. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hidrobiologia*, **457**, 69-76.
- Merrit R. & K. Cummins. 1996. *Aquatic Insect of North America*. Second edition. Kendall y Hunt Publishing Company. 722 p.
- Metcalfe J.L. 1994. Biological Water-Quality Assessment of Rivers: Use of Macroinvertebrate Communities. In: Peter C., Jeffrey E.P. (eds). *The River Handbook: Hydrological and Ecological principles*, pp. 145-170. Blackwell Scientific Publications press, Oxford.
- Miltner R.J. White D. & Yoder c. 2004. The biotic integrity in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **69**, 87-100.
- Morley S.A & Karr J.R. 2003. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, **16**, 1498-1509.
- Montes de Oca, I. 1997. *Geografía y Recursos Naturales de Bolivia*. Ediciones EDOBOL. La Paz, Bolivia. 614 p.
- Moya, N. Goitia E. & Siles M. 2003. Tipología de ríos de la región del piedemonte andino en Cochabamba. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación*, **13**, 95-105.
- Mullins H.W. 1999. Biotic integrity of the Boise River upstream and downstream from two municipal wastewater treatment facilities, Boise, Idaho, 1995-96. Water-Resources Investigations report 98-4123. 17p.
- Navarro. G. & M. Maldonado. 2002. Geografía Ecológica de Bolivia: Vegetación y Ambientes Acuáticos. Editorial: Centro de Ecología Simón I. Patiño- *Departamento de difusión*. Cochabamba, Bolivia. P. 77-91.
- Novotny V. Bartosábá A. O'Reilly N. & Ehlinger T. 2005. Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. *Water Research*, **39**, 184-198.

- Oberdorff T. Pont D. Hugueny B. & Chessel D. 2001. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, **46**, 399-415.
- Oberdorff T. Pont D. Hugueny B. & Porchet J.P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France. *Freshwater Biology*, **47**, 1720-1734.
- Pennack R.W. & Ward J.V. 1986. Interstitial faunal communities of the hyporheic and adjacent groundwater biotopes of a Colorado mountain stream. *Archive hydrobiology*, Suppl. **74**, 356-396.
- Personne G. & De Paw N. 1979. System biological indicators of quality assessment. In: Ravera O (ed) *Biological Aspects of Freshwater pollution*, pp. 39-75. Pergamon Press, Oxford.
- Pont D. Hugueny B. Beier B. Goffaux D. Melcher A. Noble R. Rogers C. Roset N. & Schmutz S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental metrics and fish assemblages. *Journal of Animal Ecology*, *en prensa*.
- PRAEDAC. 2005. Plan de Ordenamiento Territorial del Municipio de Villa Tunari. Gobierno municipal de Villa Tunari. Cochabamba, 256p.
- Rodríguez, V. 2005. Diagnóstico de los impactos ambientales causados por las actividades humanas en los ecosistemas acuáticos de la zona comprendida entre Villa Tunari y Chipiriri en la región del Chapare (Cochabamba-Bolivia). Tesis de licenciatura. Universidad Católica Boliviana San Pablo, *en prensa*.
- Roldán G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Medellín-Colombia. 217p.
- Roldán G. & Ruiz E. 2001. Development of Limnology in Colombia. In: Wetzel R.G., Gopal B. (eds) *Limnology in Developing Countries*, pp. 69-119. International Association for Limnology (SIL) press.
- Smolders A. Van Hengstum J. Loermans J. Montes-Baron A. Riso H. & Castillo L. 1999. Efecto de la contaminación Minera sobre la composición de la Macrofauna Bentónica en el río Pilcomayo. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación*, **6**: 229-237.
- Strahler A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, **38**, 913-920.
- Silveira M.P. Baptista B.F. Buss D.F. Nessimian J.L. & Egler M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environ Monit Assess*, **101**, 117-28.
- SYSTAT 9. 1999. SPSS Inc. USA.

- Tejerina-Garro F.L., Maldonado M. Ibáñez C. Pont D. Roset N. & Oberdorff T. 2005. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **48**, 91-108.
- ter Braak, C.J.F. & Verdonshot F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic Sciences*, **57**, 255-286.
- Tomanova S. Goitia E. & Helesic J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **556**, 251-264.
- Townsend C.R. & Riley R.H. 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology*, **41**, 393-405.
- Vannote R. L. Minshall G.W. Cummins K.W. Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Voltofskoy D., Tell G. & Radon J. 1995. Afinidad entre comunidades bentónicas de un ambiente lótico. pp. 203 – 204. in Lopretto E., Tell G.(eds). Ecosistemas de aguas continentales: Metodología para su estudio. Tomo I. Ediciones sur. Argentina.
- Wang X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management*, **61**, 25-36.
- Wasson J.G. & Barrere B. 1999. Regionalización de la Cuenca Amazónica Boliviana: Las Hidrocoregiones de la Zona Andina. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación*, **6**, 111-120.
- Vinson M.R. & Hawkins C.P. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, **43**, 271-293.
- Wright J F. Moss D. Armitage P.D. & Furse M.T. 1984. A preliminary classification of running-waters sites in Great Britain based on macroinvertebrates species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, **14**, 221-230.

ANEXOS

Anexo 1. Clasificación de macroinvertebrados determinados en la zona estudiada

CLASE INSECTA		CLASE NO INSECTA
O. EPHEMEROPTERA	F. Helicopsychidae	CLASE OLIGOCHAETA
F. Baetidae	g. Helicopsyche	CLASE TURBELLARIA
g. Camelobaetidius	F. Leptoceridae	CLASE HIRUDINEA
g. Guajrolus	g. Oecetis	CLASE ARACHNIDA
g. Cloeodes	g. Leptoceridae a	O. ACARINA
g. Apobaetis	F. Calamoceratidae	CLASE CRUSTACEA
g. Baetodes	O. COLEOPTERA	O. ANPHIPODA
g. Americabaetis	F. Elmidae(larva)	O. DECAPODA
F. Leptophlebiidae	F. Elmidae (adulto)	O. GASTROPODA
g. Farrodes	F. Psephenidae	O. BIVALVIA
g. Penaphlebia	g. Psephenus	O. OSTRACODA
g. Thraulodes	F. Hidrophilidae	
F. Leptohiphidae	O. ODONATA	
g. Traverhyphes	F. Coenagrionidae	
g. Tricorythodes	F. Libellulidae	
g. Tricorytopsis	F. Gomphidae	
g. Yaurina	O. DIPTERA	
g. Leptohiphes	F. Chironomidae	
F. Caenidae	F. Simuliidae	
g. Brasilocaenis	F. Psychodidae	
O. PLECOPTERA	F. Tipulidae	
F. Perlidae	F. Ceratopogonidae	
g. Anacroneuria	F. Empididae	
O. TRICHOPTERA	F. Stratiomyidae	
F. Hydropsychiae	F. Muscidae	
g. Leptonema	O. HEMIPTERA	
g. Smicridea	F. Naucoridae	
g. Macronema	F. Belostomidae	
F. Philopotamidae	F. Veliidae	
g. Chimarra	F. Gerridae	
F. Xiphocentronidae	O. LEPIDOPTERA	
F. Glossosomatidae	F. Pyralidae	
F. Odontoceridae	O. MEGALOPTERA	
g. Marilia	F. Corydallidae	
g. Barypenthus	g. Corydalus	
F. Hydroptilidae	F. Sialidae	
g. Hydroptila	g. Sialis	
F. Polycentropodidae		
g. Polycentropus		
g. Polyplectropus		

O=Orden, F= Familia, g= Género

Anexo 2. Variables biológicas incluidas en los modelos multimétricos de los sitios de referencia (A) y perturbados (B)

(A)	Grupos Tróficos												
	SITIO	Ab total ind/m ²	Sp total	Sp EPT	Ab EPT ind/m ²	EPT %	Ab chiro ind/m ²	Chiro %	Recol	Desmen	Raspad	Filtrad	Predad
R01+1	47	9	5	18	38.1	22	47.62	41.18	14.29	14.29	13.45	16.81	0.00
R03+1	407	16	8	167	41.0	138	33.88	33.53	14.64	15.63	24.73	11.47	0.00
R06	280	22	14	200	71.4	36	12.70	45.68	15.23	16.95	10.99	11.15	0.00
R06+1	69	9	4	20	29.0	27	38.71	51.23	8.54	24.39	12.20	3.66	0.00
R06-1	71	12	4	9	12.5	38	53.13	43.61	12.23	14.36	12.77	15.96	1.06
R09	933	27	15	451	48.3	224	24.05	40.16	20.06	22.26	7.65	9.88	0.00
R12	689	26	16	440	63.9	82	11.94	39.88	16.83	27.52	8.11	7.66	0.00
R13	433	12	8	262	60.5	13	3.08	37.50	17.25	32.75	3.35	9.16	0.00
R13+1	213	19	10	140	65.6	20	9.38	39.42	13.31	23.72	13.65	9.39	0.51
R14	327	15	8	96	29.3	173	53.06	40.15	14.75	18.19	11.63	15.29	0.00
R16	913	27	16	567	62.0	153	16.79	35.79	20.19	20.91	14.11	8.96	0.04
R17+1	251	16	5	31	12.4	73	29.20	48.81	10.79	14.26	15.54	10.24	0.37
R19	424	21	12	378	89.0	16	3.66	34.29	16.53	15.50	23.61	10.06	0.00
R19+1	129	16	9	84	65.5	11	8.62	41.41	15.65	24.23	13.50	5.22	0.00
R19b	33	5	2	4	13.3	22	66.67	48.28	12.65	13.80	13.80	11.50	0.00
R23-1	391	20	9	247	63.1	44	11.36	27.71	18.30	14.79	25.85	13.13	0.21
R23-2	218	15	7	164	75.5	7	3.06	31.54	18.16	16.57	20.36	13.37	0.00
R25	613	24	13	284	46.4	222	36.23	41.25	13.59	21.70	15.17	8.28	0.00
R26	609	20	9	122	20.1	38	6.20	39.82	31.19	23.79	1.84	3.22	0.15
R28	571	25	15	373	65.4	69	12.06	27.64	19.71	13.64	24.29	14.71	0.00
R28+1	151	12	8	116	76.5	16	10.29	47.90	17.90	22.63	4.47	7.11	0.00
R28-1	27	7	5	18	66.7	7	25.00	48.53	16.18	19.12	10.29	5.88	0.00
R29	867	23	10	436	50.3	273	31.54	40.40	16.75	16.08	13.76	12.92	0.09
R29+1	360	21	8	138	38.3	93	25.93	46.67	10.11	23.56	8.67	11.00	0.00
R29-1	222	15	7	76	34.0	36	16.00	46.20	8.60	27.20	8.80	9.20	0.00
R30	436	19	9	209	48.0	91	20.92	36.05	19.69	16.27	15.53	12.48	0.00
R30+1	729	24	12	264	36.3	118	16.16	36.91	20.54	19.41	11.68	11.34	0.11
R30-1	493	18	10	369	74.8	64	13.06	47.00	17.14	17.23	11.84	6.80	0.00
R38	296	16	10	249	84.2	20	6.77	35.65	18.02	17.36	14.95	14.02	0.00
R39+1	407	20	9	169	41.5	64	15.85	37.58	22.94	20.89	10.53	7.96	0.09
R41	442	14	8	296	66.8	93	21.11	32.18	16.89	16.09	23.38	11.47	0.00
R47-44	653	14	5	44	6.8	520	79.59	42.49	14.70	14.64	13.10	15.07	0.00
R52-1	11	3	1	2	20.0	7	60.00	42.86	11.43	20.00	17.14	8.57	0.00
R53	1776	21	13	967	54.4	58	3.25	32.48	28.02	17.84	14.46	7.13	0.08
R54	780	27	12	327	41.9	180	23.08	34.42	20.36	20.09	12.25	12.79	0.09
R71	1040	22	10	178	17.1	278	26.71	41.20	25.52	21.20	5.71	6.37	0.00
R72	1116	25	14	376	33.7	149	13.35	40.84	24.91	25.15	4.06	4.95	0.09
R73	1242	30	14	411	33.1	142	11.45	36.30	26.07	22.85	6.54	8.07	0.16
media	491.3	18.1	9.3	228.9	47.3	96	23.7	39.86	17.36	19.65	12.99	10.06	0.08
min	11.1	3.0	1.0	2.2	6.8	7	3.1	27.64	8.54	13.64	1.84	3.22	0.00
max	1775.6	30.0	16.0	966.7	89.0	520	79.6	51.23	31.19	32.75	25.85	16.81	1.06

Sp= Riqueza, Ab= Abundancia, Chiro= Chironomidae, EPT= Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera, Recol= Recolectores, Desmen= Desmenuzadores, Raspad= Raspadores, Filtrad= filtradores, Predad= Predadores, Pa= Parásitos.

Continuación Anexo 2.

(B)

SITIO									Grupos Tróficos				
	Ab total ind/m ²	Sp total	Sp EPT	Ab EPT ind/m ²	EPT %	Ab chiro ind/m ²	Chiro %	Recol	Desmen	Raspad %	Filtrad	Predad	Pa
R01-1	600	18	11	176	29.26	389	80.90	47.25	2.64	18.53	15.79	15.66	0.13
R03	111	12	5	33	30.00	58	61.76	47.06	12.50	14.34	10.66	14.71	0.74
R03-1	80	8	4	42	52.78	29	60.82	49.75	14.78	18.23	7.39	9.85	0.00
R23	338	18	6	211	62.50	16	13.33	39.05	19.05	25.16	5.89	10.84	0.00
R27	107	7	3	9	8.33	56	21.03	44.30	14.77	13.76	11.75	12.75	2.68
R27A	724	19	7	222	30.67	220	10.00	38.86	17.90	23.08	6.90	12.08	1.17
R31	433	22	14	273	63.08	91	31.23	40.87	14.01	20.92	12.77	11.44	0.00
R31+1	511	23	9	309	60.43	71	30.77	45.46	15.42	15.51	9.60	14.01	0.00
R31-1	138	13	6	80	58.06	27	52.00	49.40	10.84	20.48	5.42	13.86	0.00
R38-1	311	18	10	156	50.00	31	36.11	38.35	23.99	22.96	7.58	7.12	0.00
R39	704	26	14	360	51.10	220	14.66	41.72	16.71	19.93	13.18	8.46	0.00
R39+2	58	6	1	2	3.85	18	37.50	40.99	21.74	19.87	10.56	6.83	0.00
R39-1	198	15	7	62	31.46	53	26.97	41.11	17.96	17.59	12.96	10.37	0.00
R40	267	14	7	202	75.83	36	80.77	51.67	9.12	20.21	12.92	6.08	0.00
R40-1	424	17	9	311	73.30	62	70.00	52.28	10.06	20.49	12.14	5.03	0.00
R47+1	36	6	1	2	6.25	13	4.61	45.32	8.00	12.00	14.66	20.00	0.00
R48	442	13	9	47	10.55	358	61.57	41.35	13.63	15.43	15.66	13.93	0.00
R49	396	18	8	151	38.20	102	8.54	46.22	19.59	19.69	6.01	8.50	0.00
R50	76	9	5	20	26.47	47	30.37	45.42	13.76	16.97	12.85	11.01	0.00
R50-1	216	10	5	49	22.68	131	61.90	45.59	12.37	15.76	14.07	12.20	0.00
R52	93	12	4	16	16.67	58	13.91	44.05	14.68	14.29	11.11	15.87	0.00
R55	442	16	9	284	64.32	38	64.81	47.45	14.48	25.77	3.19	9.11	0.00
R60	356	14	4	29	8.13	249	19.35	42.39	15.68	16.70	12.24	12.99	0.00
R60+1	842	18	9	147	17.41	362	52.08	41.69	16.30	19.14	9.57	12.40	0.89
R66	58	5	0	0	0.00	251	94.58	36.74	15.21	12.29	20.68	15.08	0.00
R67	538	9	1	91	16.94	47	25.84	43.71	14.37	14.37	13.77	13.77	0.00
R69	738	5	1	7	0.90	331	43.01	39.72	14.28	11.23	21.04	13.67	0.07
R61	287	9	5	64	22.48	698	72.09	43.28	13.97	13.88	14.81	14.06	0.00
R89	333	12	4	29	8.67	207	74.34	40.08	14.24	15.08	11.92	18.67	0.00
media	340	14	6	117	32.43	147	43.27	43.83	14.55	17.71	11.62	12.08	0.20
min	36	5	0	0	0.00	13	4.61	36.74	2.64	11.23	3.19	5.03	0.00
máx	842	26	14	360	75.83	698	94.58	52.28	23.99	25.77	21.04	20.00	2.68