

MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL AMACAYACU (AMAZONAS-COLOMBIA): ESTUDIO PRELIMINAR PARA EVALUAR LA INTEGRIDAD BIOLÓGICA

Alix Solano-Figueroa^{1,2}, Guillermo Rueda-Delgado², Marcela Nuñez-Avellaneda¹ & Alexander Alfonso³

Habitat de macroinvertebrados

RESUMEN

El Índice de Integridad Biológica de Macroinvertebrados (IBI-MA), aplicado en ecosistemas acuáticos del Parque Nacional Natural Amacayacu, evidenció un alto grado de conservación con valores entre 46 y 62. Estos puntajes permitieron determinar condiciones óptimas para el establecimiento de macroinvertebrados, con excepción de la estación del Vaupés en la cuenca del río Amacayacu, que obtuvo el menor valor del IBI-MA, correspondiente a 46, y fue catalogado como subóptimo posiblemente por la leve intervención causada por el desarrollo de actividades de la comunidad indígena local. Con estos resultados se determinó que los sitios estudiados presentaron características propias de ecosistemas acuáticos amazónicos con baja intervención antrópica, lo que permitió concluir que las condiciones biológicas encontradas en el área protegida podrían categorizarse como de referencia para la región y servir como base para evaluar la condición biológica y ampliar el estudio de integridad biológica a otros ecosistemas de la región con diferentes grados de influencia humana.

Palabras clave

Macroinvertebrados, Índice de Integridad Biológica (IBI), ecosistemas acuáticos, Parque Nacional Natural Amacayacu (PNNA), Amazonia colombiana.

ABSTRACT

The Index of Biological Macroinvertebrate Integrity (IBI-MA) applied in aquatic ecosystems Amacayacu National Park, showed the high degree of conservation values between 46 and 62, these scores can determine whether these were optimal conditions for the establishment of macroinvertebrate site with the exception of the Vaupes Amacayacu River Basin that had the lowest value of IBI-MA for 46 classified as suboptimal intervention possibly caused by the slight development activities of the local indigenous community. With these results it was determined that the sites studied show characteristics of Amazonian aquatic ecosystems with low human intervention which concluded that the biological conditions found in the protected area could be categorized as reference conditions for the region that can serve as a

¹ Programa de investigación científica en Ecosistemas y Recursos Naturales, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas –SINCHI. Avenida Vásquez Cobo entre calles 15 y 16, Leticia (Amazonas), Colombia. bioalixsolfi@gmail.com, mnunez@sinchi.org.co

² Grupo de Limnología. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Carrera 4 No. 22-61. Bogotá D.C. guirue31@utadeo.edu.co

³ Parque Nacional Natural Amacayacu.

basis for assess the biological condition and extend the study of biological integrity to other ecosystems in the region with varying degrees of human influence.

Keywords

Macroinvertebrates, index of biological integrity (IBI), aquatic ecosystems, Amacayacu National Park, Colombian Amazon.

INTRODUCCIÓN

En los últimos treinta años se ha incorporado en los programas de gestión, monitoreo y protección de los sistemas hídricos en Europa y Estados Unidos el concepto de Integridad Biológica (Pont *et al.*, 2006; Her-ring *et al.*, 2006).

Karr (1981) introdujo este término, que se define como “la capacidad de un ecosistema para sostener y mantener una comunidad de organismos equilibrada, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparables a la de hábitats naturales o prístinos de una región”. Esta integridad se evalúa a través del Índice de Integridad Biológica –IBI, el cual permite relacionar las características na-

turales de las comunidades biológicas o “condiciones de referencia”, con la respuesta a los diferentes tipos de intervención humana a la que está sometida una región (Karr & DUNDLEY, 1981; Karr, 1991; Karr & Chu, 1999).

Uno de los primeros trabajos en el que se aplicó este concepto evaluó la condición de cuerpos de agua en el hemisferio norte, basado en doce atributos biológicos de la comunidad de peces, el cual se denominó “Fish Index of Biotic Integrity” (Karr, 1981).

Posteriormente, el IBI ha sido aplicado en la evaluación de ecosistemas acuáticos a partir del estudio de otras comunidades de organismos como los macroinvertebrados bentónicos (Planfkin *et al.*, 1989; Kerans & Karr, 1994; Hughes & Oberdorff, 1999), macrófitos (Rothrock *et al.*, 2008), perifiton (Hill *et al.*, 2000), fitoplancton (Lacouture *et al.*, 2006) y aves (Bryce *et al.*, 2002). Para macroinvertebrados, Kerans & Karr (1994) desarrollaron una versión del IBI proponiendo el B-IBI (Índice Béntico de Integridad Biótica), el cual combina medidas de riqueza y composición taxonómica, tolerancia o sensibilidad a la contaminación, función trófica y hábitat (Stribling *et al.*, 1998), que ha sido ampliamente aplicado en zonas templadas (Planf-



Trabajo en campo

kin *et al.*, 1989; Karr, 1991; Karr & Chu, 1999, McCominck, 2001; Llanso *et al.*, 2002; Klemm *et al.*, 2003).

Para la cuenca amazónica se conoce el uso del IBI en la cuenca del río Xingú en Brasil para peces (Carmargo, 2004) en la cuenca del río Isiboro en la Amazonia boliviana para macroinvertebrados, en este último los estudios de (Moya *et al.*, 2007; Moya *et al.*, 2011); en el primer trabajo se diseñó un índice multimétrico basado en macroinvertebrados seleccionando métricas como: número de taxa de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), abundancia de EPT, abundancia relativa de EPT, abundancia de Chironomidae y abundancia relativa de Chironomidae. En la Amazonia peruana (Ortega *et al.*, 2007) emplearon el IBI y a su vez el índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) en cuerpos de agua de la cuenca del río Huallaga. En Colombia no se tiene referencia de aplicación de índices de integridad, excepto para humedales urbanos de la ciudad de Bogotá (Pinilla *et al.*, 2010).

Teniendo en cuenta la importancia ambiental de la Amazonia colombiana y en particular de un área protegida, la presente investigación abordó el estudio de macroinvertebrados acuáticos para tener una línea base de información (física, fisicoquímica y biológica), establecer la composición, diversidad, riqueza y dominancia del grupo biológico, comprender las variaciones propias de los sitios de estudio y así deter-

minar las “condiciones de referencia” del estado de conservación de los ecosistemas del área protegida. A partir de los anterior identificar variables diagnósticas con la perspectiva de evaluar la integridad biológica y su utilización a futuro en sistemas de monitoreo ambiental.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio en mención, se desarrolló en ecosistemas acuáticos del Parque Nacional Natural Amacayacu (PNNA), localizado en el trapecio amazónico, en jurisdicción de los municipios de Leticia y Puerto Nariño. La unidad geológica más importante del área es la formación Pebas, que corresponde a los sedimentos de la planicie del Terciario inferior localizados al norte y en una franja angosta al oeste del parque, caracterizada por relieve de colinas de mediana altura disectadas por una serie de corrientes que forman una red dendrítica de arroyos. Para este sector Duque *et al.* (1997) describen la presencia de aguas blancas I, negras I e intermedias I.

En la figura 1 se representan la precipitación y los niveles del río Amazonas entre el período de enero de 2004 y agosto de 2006. Se observa que el período de aguas altas del río es entre marzo-mayo, y no corresponden exactamente con los valores altos de precipitación que ocurren entre abril-mayo (UAESPNN, 1998).

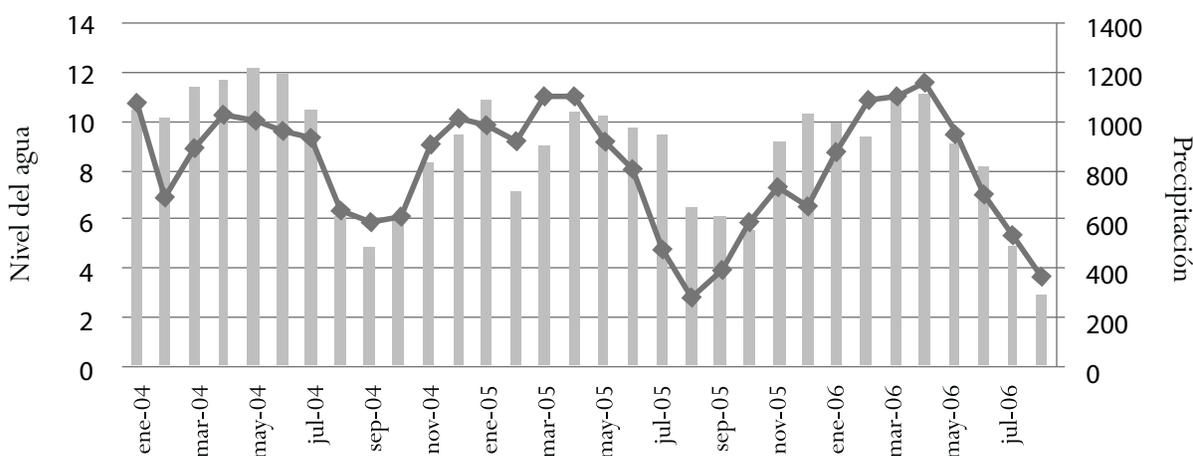


FIGURA 1. NIVEL DE AGUA Y PRECIPITACIÓN DEL RÍO AMAZONAS DE 2004 A 2006
Fuente: IDEAM

Los niveles más bajos de precipitación (aguas bajas) se presentan en el período agosto-octubre; los niveles intermedios hacia la creciente, en noviembre-febrero (aguas en ascenso), y las aguas en descenso se dan en junio-julio (UAESPPN, 1998).

El río Amazonas presenta sus máximos valores de caudal en marzo-junio (60.800 m³/s y menores en agosto-octubre con 12.400 m³/s) (Duque *et al.*, 1997).

MÉTODOS

Estaciones de Muestreo

El estudio se desarrolló en 12 estaciones, 5 en ecosistemas lóticos y 7 en ecosistemas leníticos ubicados en las cuencas del río Amacayacu (RA) y la quebrada Matamatá (QM), que forman parte del Parque Nacional Natural Amacayacu (figura 2, tabla 1).

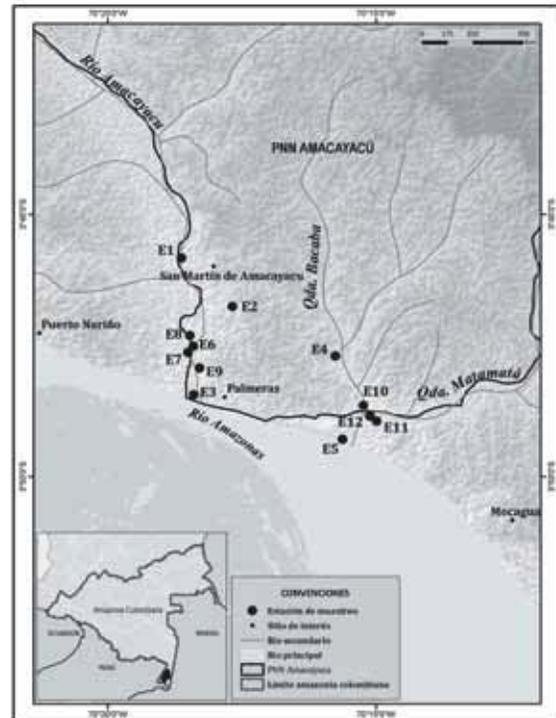


FIGURA 2. ÁREA DE ESTUDIO. ESTACIONES DE MUESTREO.

TABLA I. ESTACIONES DE MUESTREO DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DEL PARQUE NACIONAL NATURAL AMACAYACU.

Tipo de ecosistema	Cuenca	Código Estación	Nombre	Coordenadas geográficas	Altitud m.s.n.m.
Lótico	Río Amacayacu	E1	El Vaupés	S 3°45'50,23" W 70°18'37,34"	90 ± 12
		E2	San Martín de Amacayacu	S 3°46'45,72" W 70°17'40,21"	88 ± 11
		E3	Bocana río Amacayacu	S 3°48'26,34" W 70°18'23,59"	69 ± 14
	Quebrada Matamatá	E4	Quebrada Bacavilla	S 3°47'42,40" W 70°15'44,9"	90 ± 32
		E5	Balsa Quebrada Matamata	S 3°49'17,39" W 70°15'37,01"	71 ± 13
Lenítico	Río Amacayacu	E6	Lago Vuelta Grande	S 3°47'31,3" W 70°18'23,8"	60 ± 11
		E7	Lago Tipisca	S 3°47'38,1" W 70°18'30,7"	64 ± 11
		E8	Lago Julio	S 3°47'18,65" W 70°18'28,3"	62 ± 11
		E9	Lago Sabala	S 3°47'55,9" W 70°18'17,1"	51 ± 27
	Quebrada Matamatá	E10	Lago Panduro	S 3°48'38,5" W 70°15'13,7"	90
		E11	Lago Madre Vieja	S 3°48'50,83" W 70°15'06,3"	94 ± 25
		E12	Lago Mamerto	S 3°48'56,7" W 70°14'59,0"	70

Caracterización del hábitat

En cada estación de muestreo se evaluó la calidad física siguiendo el protocolo de Evaluación Ambiental Rápida –RBP– (Barbour *et al.*, 1999 y Solano-Figueroa, 2011), que tiene en cuenta información climática, hidrológica y dinámica fluvial, utilizando el respectivo formato de campo para ecosistemas lóticos de bajo gradiente o zonas bajas. Este método mide diez parámetros físicos que permiten el desarrollo de la comunidad de macroinvertebrados. En el caso de los ecosistemas lóticos se evaluó la disponibilidad de hábitat, caracterización del sustrato de fondo, variabilidad de zonas leníticas, depósito de sedimentos, flujo del canal, alteración del canal, sinuosidad del canal, estabilidad de los bancos, protección vegetal que se ofrece al arroyo y ancho de la zona de vegetación de ribera. En ambientes leníticos se tomaron cuatro de los parámetros de valoración usados en los ambientes lóticos (disponibilidad del hábitat, sustrato de fondo, protección vegetal y zona de vegetación) y se incluyeron seis parámetros asociados a las diferencias morfológicas básicas de los lagos inundables (Solano-Figueroa, 2011), que son: tipo de lago, variabilidad de la profundidad, conectividad, condición del paisaje, desarrollo de la línea de costa y degradación del litoral. Cada parámetro es medido en una escala de 20 a 0. Los valores de 20 a 16 corresponden a la calidad óptima del hábitat; de 15 a 11, subóptima; de 10 a 6, marginal; y de 5 a 0, pobre. De la sumatoria total de parámetros se obtuvo la calificación física y caracterización del hábitat correspondiente a la estación de muestreo. Estos valores tuvieron en un rango de 200 a 0 y su interpretación está representada en la tabla 2.

TABLA 2. CALIFICACIÓN DEL HÁBITAT

Ecosistemas Lóticos		Ecosistemas Leníticos	
200 a 160	óptimo	200 a 156	óptimo
159 a 106	subóptimo	155 a 105	subóptimo
105 a 54	marginal	104 a 55	marginal
53 a 0	pobre	54 a 0	pobre

Caracterización fisicoquímica del agua

Se realizaron mediciones *in situ* con equipos portátiles de profundidad m (ecosonda Humminbird), transparencia cm (disco de Secchi), pH unidades (pH-metroYSI), temperatura °C (Oxímetro YSI), conductividad $\mu\text{s.cm}^{-1}$ (Conductímetro YSI) y oxígeno disuelto mg.l^{-1} (Oxímetro YSI). Para el análisis de los datos se utilizó el *software* SPSS.

Se practicaron las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov y el test de homogeneidad de varianzas, teniendo en cuenta el tamaño de los datos (Guisande *et al.*, 2006).

Caracterización Biológica

Para el muestreo de macroinvertebrados se tomaron como base los protocolos de Barbour *et al.* (1999), Alba-Tercedor (2005) y Pardo *et al.* (2010), en razón de las diferencias de hábitat. Para los cursos de agua (ríos) se seleccionó un tramo de 100 m del río que fuera representativo de las características del hábitat mencionadas anteriormente, y para los sistemas leníticos se tuvo en cuenta el área total del lago como estación.

Los macroinvertebrados acuáticos se colectaron en los hábitats o coriotos de sustrato inorgánico de fondo (mezcla de arena-arcilla y lodo) y sustrato orgánico (palizadas, hojarasca, vegetación sumergida y macrófitos), disponibles mediante la remoción del sustrato, utilizando el método red tipo D o red de mano (Barbour *et al.*, 1999), y las muestras de fondo fueron colectadas con draga Eckman en la zona central del lago (Roldán, 2003) o del río (cuando las condiciones de velocidad de la corriente y profundidad lo permitían). Se realizó un esfuerzo de muestreo de tres capturas para cada corioto; este material se preservó con alcohol al 70%. La separación de muestras, recuento, identificación taxonómica de macroinvertebrados y almacenamiento se basaron en la metodología descrita por Klemm *et al.* (1990). Para la determinación taxonómica se utilizaron claves de McCafferty (1981), Merritt & Cummins (1984), Machado & Rincón (1989), Brinkhurst & Marchese (1989), Trivinho-Strixino & Strixino (1995), Fernández & Domínguez (2001), Domínguez & Fernández (2009) y Liévano & Ospina (2007).



Invertebrados representativos de la zona de estudio

Aplicación del Índice de Integridad Biológica (IBI-MA)

Para obtener el IBI-MA se tuvo en cuenta una serie de pasos que inician con la selección de variables, criterio de valoración, evaluación de las variables y, finalmente, el cálculo del valor de IBI-MA para cada sitio. Algunos autores, como Karr *et al.* (1986), Karr (1991), Reynolds *et al.* (1997), Halefe *et al.* (1998), Barbour *et al.* (1999), Moya & Oberdorff (2006), Moya *et al.* (2007) y Baptista *et al.* (2007), han aplicado el IBI por medio de diferentes métodos; sin embargo, los pasos por seguir son básicamente los mismos.

i) Selección de variables: se utilizaron variables biológicas que se agrupan en medidas de composición, riqueza e índices de diversidad y dominancia de la fauna de macroinvertebrados que se listan en la tabla 3. Este grupo de variables, 14 en total, fue incluidas en un Análisis de Componentes Principales (PCA) sin tendencia para seleccionar las variables con mayor contribución a los tres componentes principales. De otra parte, teniendo en cuenta que no se poseen datos

históricos sobre la comunidad de macroinvertebrados y, por ende, no se conoce una referencia regional, la ponderación de la tendencia de las variables seleccionadas a una posible perturbación se otorga con base al comportamiento teórico de las mismas en estudios similares (tabla 3).

ii) Criterio de valoración: a partir de las variables significativas se calculó y ajustó el criterio de valoración teniendo en cuenta la tendencia de la variable a la posible perturbación (Karr, 1991; Barbour *et al.*, 1999). Los límites de las escalas se implementaron por la relación de cuartiles (25 y 75), cuando las variables disminuyen en respuesta al aumento de una condición de perturbación (tabla 3) se utiliza como límite el valor por encima del primer cuartil (25%), otorgándole la puntuación 5; de otra parte, para las variables que aumentan en respuesta a la perturbación se utiliza el valor por debajo del tercer cuartil (75%), dándole la puntuación más alta de 5 (Baptista *et al.*, 2007).

TABLA 3. LISTADO DE VARIABLES BIOLÓGICAS Y SU TENDENCIA A UN IMPACTO NEGATIVO.

Item	Variables Biológicas	Transformación de datos	Tendencia de la variable al impacto negativo
1	Nº de larvas Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Log ₁₀	Disminuye*
2	Nº de larvas de Coleoptera (COL)	Log ₁₀	Disminuye**
3	Nº de larvas de Odonata (ODO)	Log ₁₀	Aumenta**
4	Nº de larvas de Díptera (DIP)	Log ₁₀	Aumenta**
5	Nº de larvas de la familia Chironomidae (CHIRO)	Log ₁₀	Aumenta*
6	Nº de Oligochaeta (OLIG)	Log ₁₀	Aumenta**
7	Total taxa	Log ₁₀	Disminuye*
8	Taxa de larvas Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	Log ₁₀	Disminuye*
9	Taxa de larvas de Coleoptera (COL)	Log ₁₀	Disminuye**
10	Taxa de larvas de Odonata (ODO)	Log ₁₀	Disminuye**
11	Taxa de larvas Díptera (DIP)	Log ₁₀	Disminuye**
12	Taxa de larvas de la familia Chironomidae (CHIRO)	Log ₁₀	Disminuye
13	Índice de dominancia de Simpson (IDOM_SIMP)	Log ₁₀	Aumenta
14	Índice de diversidad de Margalef (ID_MARG)	Log ₁₀	Disminuye

iii) *Evaluación de las variables:* la evaluación de las características de la fauna de macroinvertebrados acuáticos se hizo mediante el uso de “valores numéricos” que facilitan la cuantificación de las características de la comunidad. Sobre la base de criterios de valoración cada uno se califica, normalmente, con los números 1, 3 o 5 (Karr *et al.*, 1986).

iv) *Cálculo del IBI-MA:* todos los valores de cada variable se suman para obtener el Índice de Integridad Biológica correspondiente al puntaje para cada sitio, y así se indican distintos niveles de conservación o posible riesgo de deterioro del ecosistema.

Todos los análisis se efectuaron siguiendo lo recomendado por Guisande *et al.* (2006), usando los paquetes estadísticos STATISTICA 7 (Stat Soft Pacific Pty Ltd. Suite 1, 46-48 Howard St North Melbourne Victoria; AUSTRALIA 3051) y SPSS 18.0 (Copyright IBM Corporation 2010 IBM Corporation, Route 100 Somers, NY 10589).

RESULTADOS

Caracterización Física

Los sitios evaluados obtuvieron valores de calidad de hábitat entre 146 y 194, que representan un estado físico del ecosistema entre subóptimo y óptimo de acuerdo con criterios de valoración de la tabla 2.

Los valores más bajos de calidad del hábitat corresponden al sitio El Vaupés sobre el río Amacayacu, con 153 puntos en época de aguas bajas. El parámetro que afectó el puntaje es la alta tasa de sedimentos debido a la extracción de arena que se hace en el sector y el punto del río Amacayacu, frente a la Comunidad Indígena San Martín de Amacayacu, tanto en aguas bajas (con 146 puntos) como en aguas en ascenso (con 159 puntos); refleja un leve deterioro en las características físicas, especialmente en los aspectos relacionados con la estabilidad del banco y cobertura disponible como sustrato para los macroinvertebrados debido a la influencia antrópica.

Las demás estaciones presentan valores entre 162 y 194 ubicados en la categoría de hábitat óptimo para sustentar comunidades de macroinvertebrados. La Quebrada Bacavilla, afluente de la Quebrada Matamata, presentó los valores más altos para ambos periodos, con lo cual demostró que presenta un buen estado de conservación y que se puede considerar como un ambiente sin intervención.

Para ecosistemas leníticos la calidad de hábitat se encuentra entre 153 y 184, valores que clasifican estos ambientes con calidad óptima y subóptima. Los puntajes de calidad para ecosistemas acuáticos leníticos entre hidrop periodos tienden a aumentar a medida que asciende el nivel del agua en las zonas de inundación, aspectos que no garantizan una alta variabilidad de há-

bitat para los macroinvertebrados, pero que constituyen una característica natural de lagos de inundación.

En general, la calidad de hábitat de los ecosistemas estudiados es buena para garantizar la integridad de ecosistemas en la región. Se debe destacar la importancia de este trabajo, ya que los hábitats encontrados no presentan aspectos que perturben la condición natural de estas áreas con características propias de ecosistemas conservados.

Caracterización química

Los sistemas acuáticos del PNNA tienen condiciones particulares, en términos de la concentración y relaciones iónicas con diferentes parámetros, como cationes (Na^+ , K^+ , Mg^{++} , Ca^{++}) y aniones (Cl^- , HCO_3^- y SO_4^{++}). Para comprender mejor estas relaciones se elaboró el diagrama triangular de Piper, que tiene como

principio el cruzamiento de las cantidades porcentuales de las concentraciones de los principales aniones y cationes (figura 3). Tomando como base este criterio de clasificación, se determinó que las aguas de los ambientes acuáticos del PNNA en su mayoría son cálcicas (80%), seguidas por ambientes con aguas bicarbonatadas (12%), lo que generalmente es la tendencia en las aguas amazónicas.

Para determinar la composición química de las aguas se aplicó el modelo de Gibbs (1970), de acuerdo con: 1) la meteorización de las rocas de la cuenca de drenaje, 2) la precipitación atmosférica y 3) el equilibrio precipitación- evaporación. La figura tipo boomerang (figura 4) representa la variación de la relación en peso de $\text{Na}/(\text{Na} + \text{Ca})$ en el eje X de coordenadas, en función de la conductividad en $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en el eje Y. Cualquier cuerpo de agua superficial cuya química esté influenciada por las precipitaciones se ubicará en la zona inferior derecha

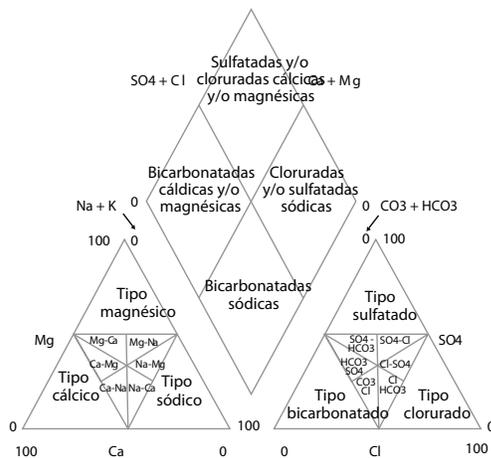


FIGURA 3. DIAGRAMA DE PIPPER PARA AMBIENTES ACUÁTICOS DEL PNN AMACAYACU

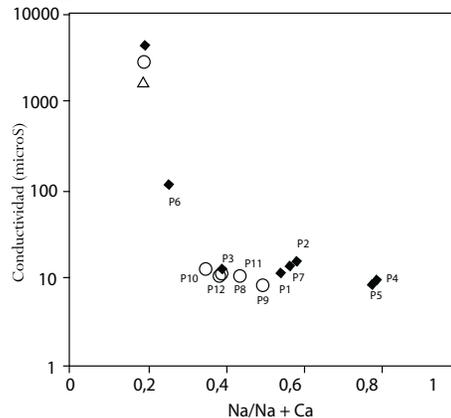
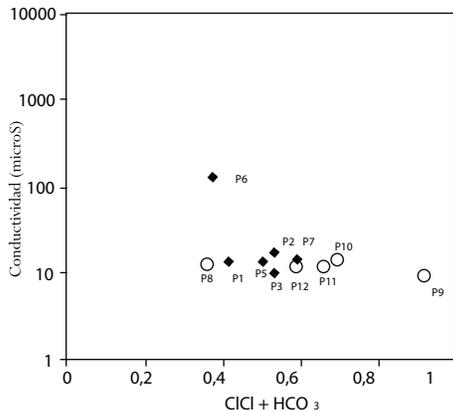
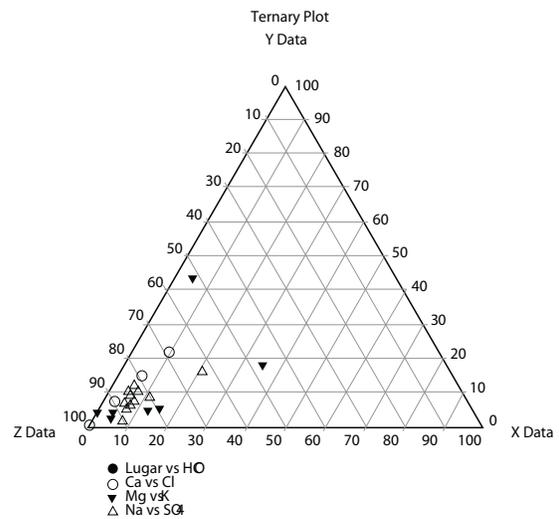


FIGURA 4. DIAGRAMA DE GIBBS PARA AMBIENTES ACUÁTICOS DEL PNN AMACAYACU

del gráfico de Gibbs, y presenta valores bajos de conductividad y alta relación $\text{Na} / (\text{Na} + \text{Ca})$.

El modelo para los datos del PNNA muestra que, en general, corresponden a zonas de precipitaciones elevadas y de bajo relieve, aguas con muy baja mineralización, y donde el aporte debido a la meteorización de rocas es bajo.

Caracterización Biológica

Riqueza

En el estudio se registraron 81 taxa de macroinvertebrados acuáticos. La determinación taxonómica se realizó a la menor jerarquía posible, así: a nivel de Clase (Anellida: Hirudinea), Orden (Arachnida: Acari), Familia (Annelida: Oligochaeta, Crustacea: Decapoda, Insecta: Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Hemiptera, Odonata, Diptera y Plecoptera) y Subfamilia (Diptera: Chironomidae). Los macroinvertebrados encontrados están distribuidos en cinco grupos taxonómicos: Annelida, Chelicerata, Crustacea, Insecta y Mollusca. El grupo Insecta fue el más abundante, tanto en ecosistemas lóticos como en leníticos, al igual que para los muestreos realizados en aguas bajas y aguas en ascenso.

En el periodo de aguas bajas, se registraron 74 taxa, 67 en ríos y quebradas lóticos y 46 en lagos. En el muestreo realizado en noviembre-diciembre, se encontraron 64 taxa, 57 en ambientes lóticos y 52 en lagos.

En los ecosistemas lóticos se destacó la presencia de Plecoptera: Perlidae en la estación el Vaupés (E1). Las estaciones Balsa Quebrada Matamata (E5) y Quebrada Bacavilla (E4), pertenecientes a la cuenca de la Quebrada Matamata, presentaron mayor riqueza taxonómica que las estaciones de la cuenca del río Amacayacu. En lagos las estaciones con mayor riqueza son Lago Panduro (E10) y Lago Sabala (E9).

Al igual que la abundancia, los coriotopos con valores más altos de riqueza son palizada, hojarasca y vegetación inundada, tanto para ecosistemas lóticos como leníticos.

Diversidad

El índice de Shannon-Weaver (H') presentó durante todo el estudio una media de 2,119 bit/individuo, con una desviación típica de 1,418 y una varianza de 2,013.

La diversidad ' H ', o abundancia proporcional de los taxa, mostró para los hidroperiodos que los valores oscilan entre 2,00 y 2,62 bit/individuo, lo que indica que la diversidad es homogénea y no depende del hidroperiodo. Sin embargo, los valores del índice en los diferentes ecosistemas lóticos en aguas bajas varían en un rango mayor que los ecosistemas leníticos; caso opuesto ocurre para el hidroperiodo de aguas en ascenso.

Al agrupar los datos por tipo de ecosistema, para las estaciones lóticas el índice varió entre 0,89 y 3,06 bit/individuo, siendo Bacavilla (E4) el sitio con mayor diversidad. Los valores para ecosistemas leníticos están en el rango de 1,47 y 2,96 bit/individuo; el lago con mayor diversidad es Mamerto (E11). Para los ecosistemas lóticos los valores fueron 1,51 y 2,87 bit/individuo, el máximo valor correspondió a palizada, coriotopo con mayor frecuencia a nivel espacial y temporal.

Se observa que los datos se agrupan en dos categorías: los más diversos, con los valores más altos, corresponden a los coriotopos hojarasca, palizada (2,85 bit/Ind.) y vegetación inundable (2,80 bit/Ind.); y los menos diversos son fondo (1,58 bit/Ind.) y macrófitos (1,47 bit/Ind.).

Abundancia número total de individuos

En el estudio fueron colectados 15.925 individuos de macroinvertebrados acuáticos (figura 5). En lagos se encontró mayor abundancia de individuos que en los ríos, debido a la presencia de gran cantidad de palizada (85,7% en aguas bajas y 71,4% en aguas en ascenso) y hojarasca (100% en aguas bajas y 85,7% en aguas en ascenso).

La mayor abundancia de macroinvertebrados relacionada con el hidroperiodo se presentó en aguas bajas con 11.075 individuos, mientras que en aguas en ascenso de 4.850 individuos. Esta tendencia se dió, posiblemente,

por la disminución de hojarasca, que en los puntos lóticos pasó de 40 a 0% y en lagos de 100 a 85,7%. Esta reducción de hábitat también se registró en el coriotopo palizada en ecosistemas lóticos, en donde disminuyó de 100 a 40%, y en los lagos, de 85,7 a 71,4%. La razón principal de esta pérdida obedece la dinámica de inundación que, por el aumento de niveles de agua, cubre las riberas donde se encuentra el material orgánico (hojarasca y palizada).

Al comparar el número de individuos colectados por cuenca se observó que en el río Amacayacu (10.275 ind.) la población de macroinvertebrados fué mayor respecto a la cuenca de la Quebrada Matamata (5.649 ind.). Este resultado se debió a que los lagos asociados al cauce principal del río son madre viejas permanentes de mayor tamaño que las encontradas en la Quebrada Matamata, y ofrecen mayor disponibilidad de hábitat.

Al analizar la abundancia por estaciones en los ecosistemas lóticos, Balsa Quebrada Matamata (E5) presentó la media más alta (401,75 ind.), seguida por Quebrada Bacavilla (E4), con 219 individuos y Bocana Río Amacayacu (E3), con 173 individuos. El valor más bajo se registró en el río Amacayacu, frente a la Comunidad San Martín o estación E2 (44 ind.). Para el caso de El Vaupés (E1) la abundancia es baja (92,80 ind.), explicada por el leve deterioro del hábitat, influido por pérdida de bosque de ribera y extracción de arena. De otra parte, en estaciones de ecosistemas leníticos los valores de abundancia representados por la media oscilan entre 169 y 398, correspondientes

a los lagos Madre Vieja (E11) y Vuelta Grande (E6), respectivamente.

Los coriotopos con mayor abundancia representada por la media son: en ecosistemas lóticos, palizada (325 ind.), macrófitos (154 ind.) y hojarasca (136 ind.); en ecosistemas leníticos, hojarasca (454.62 ind.), palizada (399.82 ind.) y vegetación inundada (205 ind.).

Los grupos más predominantes en el estudio pertenecen a la Clase Insecta y se destacan los órdenes Díptera, Hemiptera, Ephemeroptera y Coleóptera.

Dominancia

Los resultados del índice de dominancia de Simpson (λ) en todo el estudio registraron una media de 0,245 bit/individuos, con una desviación típica de 0,197 y una varianza de 0,039.

Haciendo referencia al hidropereodo, el índice de dominancia registra valores similares, 0,22 bit/individuo (aguas bajas) y 0,27 bit/individuo (aguas en ascenso). Para ecosistemas lóticos la variación de los datos es de 0,57 y 0,011, respectivamente. Al igual que en ecosistemas leníticos, donde se presentan valores de 0,19 (aguas bajas) y 0,20 (aguas en ascenso), la variación de los datos también es similar, de 0,07 y 0,10, respectivamente.

Al analizar los datos por tipo de ecosistema, en las estaciones lóticas se presentan valores desde 0,164 a 0,396 bit/individuo. Se observa que en la Balsa Matamata (E5) los valores se presentan en un rango de 0,859 y una varianza de 0,16, ambos valores altos en relación con las demás estaciones.

Los valores del índice obtenidos para estaciones de muestreo de ecosistemas leníticos oscilan entre 0,12 y 0,26 bit/individuos en los lagos Tipisca (E7) y Pan Duro (E10), respectivamente; en este último, los datos tienen una mayor variación (0,24) y, por ende, el rango más amplio es de 0,38. Por el contrario, el lago Mamerto (E12) presenta una de las medias más bajas (0,148 bit/individuo), y el conjunto de datos es cercano a la media (varianza igual a 0,009).

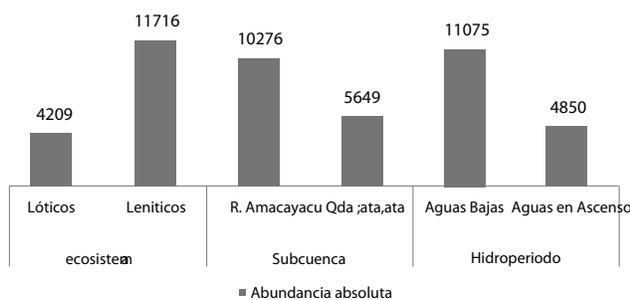


FIGURA 5. ABUNDANCIA ABSOLUTA DE MACROINVERTEBRADOS PRESENTES EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DEL PARQUE NACIONAL NATURAL AMACAYACU

Finalmente, los resultados de dominancia por coriotos en ecosistemas lóticos presentan valores entre 0,17 y 0,54 bit/individuo. Esto permite inferir que existen taxa dominantes específicamente en el corioto hojarasca; los demás coriotos soportan una fauna equitativa en distribución de taxa. Los coriotos en ecosistemas leníticos muestran valores inferiores a 0,5, las medias tienen registros entre 0,12 bit/individuo (macrófitos) y 0,25 bit/individuo (fondo).

Aplicación del Índice de Integridad Biológica (IBI-MA)

Selección de variables. En ecosistemas lóticos fueron seleccionadas 13 variables de las 14 disponibles (tabla 3), con una representatividad del 81,79% de la varianza. Las correlaciones para los ecosistemas leníticos permitieron establecer que las variables utilizadas tienen importancia para el estudio con una contribución del 77,56% de la va-

TABLA 4. CRITERIO DE VALORACIÓN DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS AMAZÓNICOS MEDIANTE EL ESTUDIO DE LA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS.

Variables biológicas	Estadística				Criterio de Valoración (ajustado)			
	MIN	25%	50%	75%	MAX	5	3	1
HIDROPERIODO AGUAS BAJAS (OCT 2008)								
Nº de larvas Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	1	9	46,75	319	>1	0-1	0
Nº de larvas de Coleóptera (COL)	0	0	2	32	112	>2	0-2	0
Nº de larvas de Odonata (ODO)	0	0	1	2	21	<2	2-21	>21
Nº de larvas de Díptera (DIP)	0	8	25,5	101,5	331	<101,5	1 0 1 , 5 - 331	>331
Nº de larvas de la familia Chironomidae (CHIRO)	0	6,5	23,5	83,75	316	<83,75	8 3 , 7 5 - 316	≥316
Nº de Oligochaeta (OLIG)	0	0	0	0	11	0	0-11	≥11
Total taxa	1	6	11	21	41	>6	1-6	≤1
Taxa de larvas Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	1	2	3,25	12	≥1	0-1	0
Taxa de larvas de Coleóptera (COL)	0	0	1	6,25	12	0	0-1	≤1
Taxa de larvas de Odonata (ODO)	0	0	1	1,25	4	*	*	*
Taxa de larvas Díptera (DIP)	0	2	3	6	9	≥2	0-2	0
Taxa de larvas de la familia Chironomidae (CHIRO)	0	1	2	4	6	>1	0-1	0
Índice de dominancia de Simpson (IDOM_SIMP)	0	1,37	2,22	3,77	6,80	≤3,77	3,77-6,80	≥6,80
Índice de diversidad de Margalef (ID_MARG)	0	0,13	0,19	0,31	1	≥0,13	0-0,13	0
HIDROPERIODO DE AGUAS EN ASCENSO (NOV-DIC 2008)								
Nº de larvas Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	0	1,02	4,07	15,91	37,81	>1,02	0-1,02	0
Nº de larvas de Coleoptera (COL)	0	0,11	2,54	12,54	58,42	>0,11	0-0,11	0
Nº de larvas de Odonata (ODO)	0	0	2,30	4,79	38,46	≤4,79	4 , 7 9 - 38,46	>38,46
Nº de larvas de Díptera (DIP)	0	41,46	63,51	73,57	100	≤73,57	7 3 , 5 7 - 100	>100
Nº de larvas de la familia Chironomidae (CHIRO)	0	31,90	52,70	63,93	100	≤63,93	6 3 , 9 3 - 100	>100
Nº de Oligochaeta (OLIG)	0	0	0	0	29,62	≤0	0-29,62	>29,62
Total taxa (T_TAXA)	1	10	17	22	30	>10	1-10	≤1
Taxa de EPT (TAXA_EPT)	0	1	2	4,5	9	>1	0-1	0
Taxa de Coleóptera (TAXA_COL)	0	0,5	2	4	9	>0,5	0-0,5	0
Taxa de Odonata (TAXA_ODO)	0	0	1	2	3	*	*	*
Taxa de larvas Díptera (TAXA_DIP)	0	4	5	7	11	>4	0-4	0
Taxa de larvas de la familia Chironomidae (TAXA_CHIRO)	0	4	5	6	7	>4	0-4	0
Índice de dominancia de Simpson (IDOM_SIMP)	0	1,94	2,98	3,46	4,81	≤3,46	3,46-4,81	>4,81
Índice de diversidad de Margalef (ID_MARG)	0	0,14	0,19	0,25	0,45	>0,14	0-0,14	0

rianza; sin embargo, para facilitar la construcción del Índice de Integridad Biológica, se tomaron las 14 variables para ambos ecosistemas y se valoraron por hidroperiodo.

Criterio de valoración. Las escalas de medida de las variables seleccionadas para ecosistemas acuáticos en los dos momentos de muestreo se toman de los valores estadísticos (valores mínimos, máximos y cuartiles 25% y 75%) establecidos en la tabla 4. Así, por ejemplo, para determinar la escala de valoración de la variable *Número de larvas de la familia Chironomidae* se debe tener en cuenta la tendencia de la variable en respuesta a una perturbación, en este caso al aumento (tabla 3). Por tanto, los límites de la escala corresponden al valor por debajo del cuartil 75% (83,75), al cual se le da la puntuación más alta (5), a los valores entre 83,75 y 316 se les da la puntuación intermedia (3) y la puntuación más baja (1) se establece tomando como límite de la escala los registros por encima del valor máximo (316; tabla 5).

Evaluación de las variables. El criterio de valoración ajustado se compara con el valor de la variable y se le da el valor numérico correspondiente, ya sea 5, 3 ó 1.

En la tabla 4 se observa que para ecosistemas acuáticos muestreados, tanto en aguas bajas como en aguas en ascenso, la variable biológica *Taxa de larvas de Odonata* no presenta criterio de valoración, debido a que el valor mínimo coincide con el primer cuartil o su valor es 0. *Cálculo del valor de IBI-MA para cada sitio.* El grado de conservación o deterioro de un ecosistema o sitio específico de estudio se determina por los rangos de puntuación del índice, establecidos por la amplitud de variación entre el valor mínimo y máximo que puede

tomar el índice. Para este caso los valores pueden darse en el rango entre 13 y 65.

Los valores del índice de integridad IBI-MA aparecen para cada estación e hidroperiodo en la tabla 5. Las calificaciones superiores a 47 representan ambientes con poca perturbación y óptima diversidad. Los valores entre 31 y 46 representan un deterioro moderado, lo que permite la pérdida de diversidad; como respuesta de esta cualificación se deben tomar medidas de gestión, control y seguimiento ambiental para restaurar el ecosistema. Finalmente, los valores inferiores a 30 indican que los ambientes presentan un deterioro grave de las condiciones naturales del sitio, se deben hacer estudios detallados que permitan establecer las causas y proponer medidas de mitigación del impacto (tabla 6).

El 95,8% de las puntuaciones obtenidas del IBI-MA presenta valores superiores a 47 (ver tabla 5), lo que permite determinar que los sitios estudiados no presentan deterioro, excepto el punto Vaupés (E1) en aguas bajas, que presenta una puntuación de 46, indicando un leve deterioro causado posiblemente por la reducción de hábitat disponible para el establecimiento de macroinvertebrados, como la extracción de arena que sufre la cuenca y la deforestación aledaña al cauce para llevar a cabo actividades de agricultura de pan coger. El alto porcentaje de calificaciones óptimas permite reflejar que esta región puede considerarse como un sitio de referencia de las condiciones naturales del ecosistema, como lo establece Karr (1991) en su concepto de integridad biológica.

TABLA 5. APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS ACUÁTICOS DEL PNNA BASADO EN LA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.

Estaciones	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12
IBI_MA Aguas Bajas	46	51	57	55	51	57	52	57	58	61	62	61
IBI-MA Aguas en Ascenso	56	58	55	55	55	60	61	56	56	56	57	51

TABLA 6. PUNTUACIÓN DEL ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA (IBI-MA) INTEGRIDAD BIOLÓGICA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS AMAZÓNICOS MEDIANTE EL ESTUDIO DE LA FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS.

Puntuación	Condición del cuerpo de agua
> 47	No hay deterioro: Indica buenas condiciones del ecosistema acuático con una diversidad importante de macroinvertebrados.
31 – 46	Deterioro Moderado: Prueba que existe algún problema ambiental que requiere estudio y análisis detallado en aras de restaurar el ecosistema acuático.
< 30	Deterioro Grave: Prueba que existe perturbación en las condiciones ecosistema acuático. Justifica un estudio más detenido para confirmar el grado de deterioro y las posibles causas, con el fin de diseñar medidas de mitigación de los impactos.

DISCUSIÓN

El Índice de Integridad Biológica aplicado en este estudio se obtuvo por medio de análisis multimétricos, que permiten estudiar matrices donde se tienen más variables que observaciones (Guisande et al., 2006); es interesante porque genera una sola puntuación que es fácilmente comparable con un valor objetivo. Además, favorece el análisis de variables ecológicas de los organismos (Reynoldson et al., 1997). Estas razones garantizan el uso pertinente del índice en programas de monitoreo ambiental.

El IBI se puede aplicar a varios tipos de ecosistemas, utilizando diferentes componentes de la comunidad e integrando diversas fuentes de impactos o perturbaciones. La metodología aplicada para el IBI-MA en este trabajo está basada en los procedimientos descritos por Hering *et al.* (2006) y Baptista (2007), considerados como un estándar internacional que ofrece beneficios de comparabilidad sin perder la necesidad de hacer frente a la variabilidad natural de los ecosistemas lóticos, leníticos y sus comunidades.

En este sentido, el IBI-MA está conformado por dos tipos de métricas, correspondientes a composición, abundancia y riqueza, además de diversidad. La selección de métricas se derivó de la lista de taxa de macroinvertebrados encontrados en el estudio. Una vez calculadas las métricas se determinó que en el área de estudio no se presentan sitios con fuerte deterioro en las condiciones físicas, químicas y biológicas. De este modo, los puntos de estudio presentan condiciones óptimas de “referencia”. La selección de las métricas se realizó por medio del análisis de componentes principales (PCA), considerando todas las variables (14) indispensables para la construcción del índice. El criterio de valoración y evaluación de las variables permitió dar puntuaciones de 1, 3 y 5 para facilitar el cálculo del IBI. Por último, el cálculo del índice se obtuvo de la sumatoria de la evaluación por sitio e hidropериodo muestreado. En la tabla 5 se observan las puntuaciones obtenidas, que se encuentran en un rango de 46 y 62 (tabla 6), indicando que no hay deterioro de los ecosistemas.

Según los autores Hering *et al.* (2006) y Reynoldson *et al.* (1997), este tipo de índices puede ser de fácil interpretación. Sin embargo, es importante conocer las

condiciones de referencia (condición representativa de un grupo de sitios con poca o nula perturbación organizados por determinadas características físicas, químicas y biológicas) desde una perspectiva regional. Estas condiciones están representadas por la información de numerosos sitios y sirven de control para comparar sitios de prueba con diferentes grados de perturbaciones.

Considerando que en el área de estudio no se tienen antecedentes de investigaciones en ecosistemas acuáticos, se puede establecer que el presente trabajo corresponde a la línea base sobre la fauna de macroinvertebrados, calidad del hábitat, caracterización fisicoquímica del agua y aplicación para la región del Índice de Integridad Biológica basado en macroinvertebrados (IBI-MA).

Es importante tener en cuenta que los resultados obtenidos confirman que los ecosistemas acuáticos que limitan al PNN Amacayacu presentan condiciones óptimas tanto en la caracterización física como en la aplicación del IBI-MA en las estaciones muestreadas, lo que indica que son ambientes con buenas condiciones para sustentar una diversidad importante de macroinvertebrados. Esta situación permite determinar que los sitios estudiados representan las “condiciones de referencia” para comparar y evaluar los cambios en las condiciones actuales de los ecosistemas. En este sentido, Davies & Jackson (2006) proponen cuatro tipos específicos de condiciones de referencia; la definición que más se ajusta es la denominada “condición mínima de disturbio (MDC), que se refiere a la condición biológica que se presenta en los cuerpos de agua de ecosistemas con mínima intervención humana” y se puede utilizar como punto de partida para la integridad biológica.

En vista de que en la actualidad hay una clara necesidad de describir las mejores condiciones de los ecosistemas acuáticos, y en particular conocer la calidad ambiental de la Amazonia colombiana, es indispensable realizar estudios en la región, teniendo en cuenta los hidropериodos complementarios a los abordados en la presente investigación (aguas altas y aguas en descenso) para conocer los cambios naturales de las comunidades a escala espaciotemporal. Adicionalmente, incluir zonas fuera del área protegida para evidenciar el grado de perturbación originado por las actividades humanas.

Finalmente, el presente estudio permite incursionar en el proceso de aplicación del Índice de Integridad Biológica para la región amazónica de tierras bajas. Los logros más importantes alcanzados son: 1. Construcción del conocimiento (características físicas, físico-químicas y biológicas) de ecosistemas acuáticos ubicados en un área protegida, partiendo de la base de que presentan baja intervención antrópica y altos puntajes de caracterización del hábitat. 2. Constitución del inicio del proceso de estandarización de metodologías (campo, laboratorio, análisis de datos y de integridad biológica) para la evaluación ambiental de ecosistemas estratégicos de la amazonia colombiana. Las limitaciones encontradas en el desarrollo de este trabajo permiten recomendar para próximos estudios la inclusión de mayor número de estaciones por cuenca, que permitan evidenciar los diferentes grados de intervención antrópica y, de esta manera, robustecer la aplicación del índice (IBI-MA).

CONCLUSIONES

Las condiciones físicas y químicas establecidas en el área de estudio reflejan una concordancia con el comportamiento normal de los ecosistemas acuáticos amazónicos, pH ácido, por el contenido de ácidos húmicos provenientes de la exuberante vegetación ribereña, y conductividad baja, entre 6,1 y 42,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Esto evidencia la dinámica de dilución de nutrientes y una baja productividad de los ecosis-

temas, temperaturas altas entre 24 y 34 °C y bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua.

A pesar de las diferencias limnológicas e hidrológicas que presentan las cuencas del río Amacayacu y la Quebrada Matamata, las estaciones estudiadas son física y ecológicamente óptimas y, por ende, evidencian las condiciones de baja intervención antrópica de la región.

El procedimiento y análisis de la información permite determinar que el índice aplicado es útil como herramienta de medición de la integridad biológica de los ambientes acuáticos del Parque Nacional Natural Amacayacu, y puede ser usado como base de un índice de integridad biológica (IBI) amazónico.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, a través del proyecto de la Ficha BPIN Ecosistemas y Recursos Naturales, por el apoyo científico, económico y logístico brindado.

Al biólogo Alexander Alfonso, Director del Parque Nacional Natural Amacayacu, y al personal de esta institución por el apoyo en la realización de los muestreos. A la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano por la formación académica y el apoyo logístico de laboratorio.



BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J.; I. Pardo, N. Prat & Pujante, A. 2005. *Metodología para el establecimiento del estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua: Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente-Confederación hidrológica del Ebro - URS: 59.
- Baptista, D.; Buss, D.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveria, M. & Nessimian, J. 2007. *A multimetric index base do benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil*. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- Barbour, M., J. Gerritsen, B. Snyder & J. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D. C.
- Brinkhurst et al. 1989. *Guía para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica*. 2da Edición. Santo Tomé. Argentina: 207.
- Bryce, S. et al. 2002. *Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition*. *Environmental Management* 30: 292-310.
- Camargo, M. 2004. *A comunidade íctica como indicador de integridade ecológica dos ambientes aquáticos do sector do médio Rio Xingu-Pará*. Tese de doutorado. Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará. Belem: 183.
- Davies, S. P. & Jackson, S. K. 2006. *The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems*. *Ecological Applications*, 16(4):1251-1266.
- Domínguez, E. & Fernández, H. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel de Lillo. San Miguel de Tucumán, Argentina: 654.
- Duque S. R. et al. 1997. *Limnología*. En IGAC (ed.). Zonificación ambiental para el plan modelo Colombo-Brasileño (Eje Apaporis-Tabatinga: PAT). Editorial Linotipia. Santafé de Bogotá: 71-134.
- Fernández, H. R. & Domínguez, E. 2001. *Guía para la determinación de los Artrópodos bentónicos sudamericanos*. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Tucumán. Argentina. 283.
- Gibbs, R. J. 1970. *Mechanisms controlling world water chemistry*. *Science* 170:1088-1090.
- Guisande, C., A. Barreiro, I. Meneiro, I. Riveiro & A. Vergara. 2006. *Tratamiento de Datos*. Universidad de Vigo. España. 276.
- Hafele, R., M. et al. 1998. *Stream Macroinvertebrate Protocol: Oregon Plan for Salmon and Watersheds*. The Water Quality Interagency Workgroup For the Oregon Plan [on line]. 4 de Junio de 1998 [Citado 4 Mayo de 2008]. Disponible en: <http://www.cbr.washington.edu/salmonweb/oregon/Macro.pdf>.
- Hering, D. et al. 2006. *Cookbook for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives*. *Hydrobiologia* 566:311-324.
- Hill, B. H. et al. 2000. *Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity*. *Journal of the North American Benthological Society* 19(1): 50-67.
- Hughes R. M. & Oberdorff, T. 1999. "Applications of the IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada".. In T. P. Simon (Ed.). *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities*. CRC Press, Boca Raton, FL: 79-93.
- Karr, J. 1981. *Assessment of biotic integrity using fish communities*. *Fisheries*, 6 (6): 21-26.
- Karr, J. et al. 1986. *Assessing biological integrity in running waters a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication: 528.
- Karr, J. 1991. *Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management Ecological Applications*, 1(1): 66-84.
- Karr, J. & Chu, E. 1999. *Restoring life in running waters. Better Biological Monitoring*. Island Press. Washington, D.C: 209.
- Karr, J. & Dudley, D. 1981. *Ecological perspective on water quality goals*. *Environmental Management* 5(1): 55-68.
- Karr, J. et al. 1986. *Assessing biological integrity in running waters a method and its rationale*. Illinois Natural History Survey Special Publication 5: 28.
- Kerans, B. & Karr, J. 1994. *A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for river of the Tennessee Valley*. *Ecological Applications* 4(4): 768-785.
- Klemm, D. J. et al. 1990. *Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters*. First Edition. Environmental Monitoring Systems Laboratory – Cincinnati Office of Modeling, Monitoring Systems, And Quality Assurance Office of Research and Development. EPA U.S. OHIO 45268.
- Klem, D. J. et al. 2003. *Development and Evaluation of a Macroinvertebrate Biotic Integrity Index (MBII) for Regionally Assessing Mid-Atlantic Highlands Streams*. Springer-Verlag New York Inc. *Environmental Management* 31(5): 656-669.
- Lacouture, R., J. Johnson, C. Buchanan & H. Marshall. 2006. *Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries*. *Estuaries and coasts*, 29(4), 598-616.
- Liévano, A. & R. Ospina. 2007. *Guía ilustrada de los macroinvertebrados acuáticos del río Bahamón*. Primera edición. Universidad del Bosque e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia. 130p.
- Llanso, R. J., L. C. Scott, J. L. Hyland, D. M. Dauer, D. E. Russell & F. W. Kutz. 2002. *An Estuarine Benthic Index of Biotic*

- Integrity for the Mid-Atlantic Region of the United States. II. Index Development. *Estuaries* 25(6A):1231–1242.
- Machado, T.A. & J. Rincón. 1989. Distribución ecológica e identificación de los Coleópteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biología. Medellín. Colombia. 213p.
- McCafferty, W. P. 1981. *Aquatic Entomology*. Science Book International. Boston United States. 481p.
- McCormick, F., R. Hughes, P. Kaufmann, T. Herlihy & D. Peck. 2001. Development of an index of biotic integrity for the Mid-Atlantic Highlands Region. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 857-877.
- Merritt, R. W. & K. W. Cummins. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2a Edit. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Moya, N & T. Oberdorff. 2006. Índice multimétrico de integridad biótica para la Cuenca del Río Chipiri, Cochabamba- Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* (19):1-11.
- Moya, N.; Tomanova, S. & T. Oberdorff. 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589:107-116.
- Moya, N., R. Hughes, E. Dominguez, F. Gibon, E. Goitia & T. Oberdorff. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators* 11:840–847.
- Ortega, H., L. Chocano, C. Palma & I. Samanez. 2007. Biota acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamaba (Cusco-Ucayali). *Revista Peruana de Biología* 17(1): 029- 035.
- Pardo, I., L. García, C. Delgado, N. Costas & R. Abraín. 2010. Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. 65p.
- PINILLA G. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogota city, Colombia. *Ecological Indicators*, 10(4):848-856.
- Plafkin, J.L., M. T., Barbour, K. D. Porter, S.K. Gross & R. M. Hughes. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/444/4-89- 001. In: Hafele, R., L. Caton, D. Ades, L. Marxer, L. Southcoast & M. Willamette. 1998. *Stream Macroinvertebrate Protocol: Oregon Plan for Salmon and Watersheds*. (04 Mayo de 2008).<http://www.cbr.washington.edu/salmonweb/oregon/Macro.pdf>.
- Pont, D., B. Hugueny, U. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset & S. Schmutz. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43(1): 70-80.
- Reynoldson, T., R. Norris, V. Resh, K. Day & D. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal North American Benthology Society* 16(4):833-852.
- Roldán, G. 2003. La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 170p.
- Rothrock, P.E., Simon, T.P, Stewart, P.M., 2008. Development, calibration, and validation of a littoral zone plant index of biotic integrity (PIBI) for lacustrine wetlands. *Ecological Indicators* 8:79-88.
- Solano-Figueroa, A. 2011. Fauna de macroinvertebrados acuáticos del Parque Nacional Natural Amacayacu-Amazonas. Ideas preliminares para la construcción del Índice de Integridad Biológica de ecosistemas loticos y leníticos amazónicos. Tesis Maestría en Ciencias Ambientales. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. 110p.
- Stribling, J., B. Jessup. & J. White. 1998. Development of a Benthic index of Biotic Integrity for Maryland Streams. Chesapeake bay and watershed programs Monitoring and non-tidal assessment. CBWP-MANTA-EA-96-3. Maryland Department of Natural Resources. 62p.
- Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino. 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo- Guia de identificação e diagnose dos gêneros. Trabajo de grado de la Universidad federal de São Carlos. Programa de posgraduação em ecología e recursos naturais. São Carlos. Brasil. 227p.
- Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales –UAESPNN. 1998. *El sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia*. Editores. Castaño, C. & M. Cano. Editorial Nomos. pp 395-402.