

Línea base para la estimación de la integridad en comunidades de peces en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela

Douglas Rodríguez-Olarte, Jorge Coronel, Ahyran Amaro y Donald C. Taphorn B.

Resumen. La notable intervención y presión de uso sobre la cuenca del río Tocuyo, vertiente Caribe venezolana, hace necesaria la generación de información de base para el biomonitoreo de sus recursos hidrobiológicos, por lo que se desarrolló un modelo preliminar del índice de integridad biótica (IBI) con base en muestreos de electropesca estandarizados en afluentes permanentes y en el período de sequía de 2003. Las medidas consideradas en el IBI fueron: 1) riqueza de especies, 2) especies intolerantes, 3) especies tolerantes, 4) proporción de omnívoros de la deriva, 5) proporción de invertívoros, 6) proporción de piscívoros, 7) proporción de peces de corrientes y 8) densidad de peces. La mayoría de las medidas fueron sensibles individualmente respecto al estado de conservación de los ríos, siendo más sensibles y positivas la riqueza de especies ($R^2= 0,45$) y las especies intolerantes ($R^2= 0,78$), mientras que las negativas fueron omnívoros de la deriva ($R^2= - 0,49$) y la densidad de peces. El valor promedio del IBI ($= 18,9$) obtuvo una clase de integridad entre regular y mala, reconociéndose además una moderada sensibilidad, lo que puede ser atribuido a la concurrencia de variadas y antiguas perturbaciones y el desconocimiento de sus efectos sobre la ictiofauna regional. Sin embargo, la información recabada y el estado de conservación de los ríos sugieren que estos deben ser objeto de prioridad para la conservación y su ictiofauna considerada en situación de riesgo.

Palabras clave. IBI. Integridad biótica. Comunidades de peces. Ríos andinos. Venezuela.

Baseline data for the determination of biotic integrity of streams in the Tocuyo River Basin, Caribbean versant, Venezuela, using fish communities

Abstract. The marked intervention and increasing demands for use of water resources of the Tocuyo river basin make it necessary to generate baseline information that will enable us to use biomonitoring of the hydrobiological resources using fishes. We present a preliminary model of an index of biotic integrity (IBI) using standardized electrofishing in permanent tributaries during the dry season of 2003. The parameters included in the calculation of the IBI were species richness, the number of intolerant and tolerant species, number of omnivores feeding on drift, invertivores, piscivores, current-loving fishes and fish density. Most of these parameters were individually sensitive to the conservation status of the rivers. The most sensitive and positively correlated parameters were species richness ($R^2= 0.45$) and number of intolerant species ($R^2= 0.78$). Negatively correlated parameters included the number of omnivores that feed on drift ($R^2= -0.49$) and fish density. The average IBI index score, (18.9), indicates regular to bad conservation status, and showed moderate sensitivity to impacts. These low scores are probably attributable to the long term multiple disturbances that have affected this drainage. Although specific effects on the regional ichthyofauna must be investigated further, these preliminary results suggest that these streams should be given a high priority for conservation and that their ichthyofauna is in considerable risk.

Key words. IBI. Biotic integrity. Fish communities. Andean rivers. Venezuela.

Introducción

Se ha corroborado a escala mundial que las biotas acuáticas dulceacuícolas se homogeneizan y extinguen por la alteración del hábitat, la introducción de especies, la contaminación, la pérdida de la diversidad genética, los parásitos y las enfermedades, así como la erradicación intencional (Harrison y Stiassny 1999). Ya que raramente la situación de riesgo para las especies es producto de una sola amenaza, a menudo es imposible medir o identificar las variadas perturbaciones que intervienen en una cuenca hidrográfica (Malmqvist y Rundle 2002) y menos aún los efectos específicos sobre la biota. Esta amenaza global presupone y evidencia un deterioro progresivo y acelerado de la integridad biótica, la cual es reconocida como la habilidad de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptada, balanceada e integrada en cuanto a una composición de especies, diversidad y organización funcional comparables con el hábitat original de una región (*sensu* Karr y Dudley 1981).

En el reconocimiento y evaluación de la integridad biótica se emplean variados atributos de los organismos indicadores para la conformación de modelos y programas de biomonitoreo (Carignan y Villard 2002). Tales atributos expresan parte o procesos completos en el sistema biológico y, dada su complejidad, su uso práctico son las medidas, considerándose éstas como atributos empíricos que muestran los cambios en el valor a lo largo de un gradiente de influencia humana. Así, las medidas son la base para la conformación de índices, tales como el Índice de Integridad Biótica o IBI (Karr *et al.* 1986).

El modelo del IBI es complejo, versátil y ha sido aplicado en variadas circunstancias. En la cuenca del río Sena en Francia (Oberdorff y Hughes 1992), ríos de Lituania (Kesminas y Virbickas 2000) y lagos en México (Lyons *et al.* 2000), entre otros, el IBI ha sido sensible a los cambios en las comunidades de peces. Igualmente, sus alcances incluyen adaptaciones para distinguir las áreas perturbadas en ríos de alta montaña en Bélgica (Breine *et al.* 2004), el impacto de la deforestación sobre comunidades fluviales en África (Toham y Teugels 1999) o el monitoreo de corales (Jameson *et al.* 2001). El uso de este índice tiene aceptación amplia en entidades gubernamentales. Por ejemplo, ya en 1998 se habían desarrollado modelos y aproximaciones de índices multimétrica en 48 de los estados de la unión norteamericana (U.S. EPA 1998). Sin embargo, la aplicación del modelo del IBI aún es incipiente en Venezuela (p. ej. Rivera y Marrero 1995, Rodríguez-Olarte y Taphorn 1995, Usma 2000), esto por el moderado conocimiento de su ictiofauna, principalmente en cuanto a su taxonomía, datos históricos y comportamiento frente a las variaciones naturales o antrópicas.

Varios ríos que drenan la vertiente del Caribe de Venezuela han sido sometidos a una antigua, fuerte y continua intervención en sus hábitat, siendo previsible una incidencia en la pérdida de la biodiversidad o la integridad biótica asociada a los ambientes acuáticos (Mago 1968, Bisbal 1988, Zinck 1990, Rodríguez-Olarte 1996). Más aún, se dispone de poca información de base para estimar tales cambios, así como

para el manejo adecuado de los ecosistemas fluviales que drenan al Caribe venezolano, principalmente aquellos con mayor presión de uso, como el río Tocuyo, el cual es objeto de una intervención importante (Rodríguez-Olarte *et al.* 2005). Estas razones han orientado la generación de modelos para el reconocimiento de la integridad biótica como línea base para el biomonitoreo de los recursos hidrobiológicos. Así, este trabajo corresponde a un análisis preliminar de las comunidades de peces mediante la aplicación del Índice de Integridad Biótica (IBI) y su relación con el estado de conservación del medio acuático en la cuenca del río Tocuyo.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del río Tocuyo ($\sim 18400 \text{ km}^2$) se ubica al norte de Venezuela y sus principales afluentes se originan en los páramos andinos de los estados Lara y Trujillo ($> 3500 \text{ m s.n.m.}$) (Figura 1). En el área de estudio se consideraron aquellos ríos que provienen del sistema orográfico andino al sur y de la serranía de Jirajara-Paují. Esta región se expresa por montañas, valles y zonas de transición geomorfológica con las planicies y las depresiones tectónicas locales (p. ej. Carora). En la cordillera andina, donde proviene el mayor escurrimiento, la precipitación y temperatura tienen intervalos de 689 a 1212 mm y de 19 a 21 °C respectivamente, mientras que al norte la precipitación fluctúa entre los 672 y 939 mm y la temperatura se aproxima a los 28 °C (MARN 2004). Como producto de la variación climática también suceden cambios en la vegetación, aún cuando en las tierras elevadas se presentan páramos y bosques nublados y en las tierras bajas y planicies predominan formaciones vegetales xerofíticas y el suelo desnudo (Smith 1991).

El rasgo característico de toda la región es la gran intervención humana, aún cuando existen áreas protegidas (p. ej. Parque Nacional Dinira y sierra de Portuguesa) que contienen extensas superficies boscosas (Alvarado 2004). La agricultura se ha desarrollado de manera profusa pero a merced de los pocos cauces con régimen permanente (p. ej. Tocuyo, Curarigua, Los Quediches, Villegas). Ésta es representada principalmente por cultivos de café, caña de azúcar y de hortalizas, pero también se desarrolla la crianza de ganado bovino y caprino (Mac Pherson 1981). Dada la poca disponibilidad de agua, existen muchos embalses, siendo los más grandes el de Dos Cerritos (900 ha) y el de Atarigua (1600 ha). Los principales centros poblados se asocian a los ríos y a sus valles aluviales, a donde se vierten efluentes usualmente no tratados.

Muestreos

Se ubicaron localidades de muestreo en ríos permanentes (Figura 1) y en el intervalo de altitud entre los 400 y 800 m s.n.m., puesto que en el mismo se presentó la mayor riqueza de especies, según la Colección Regional de Peces (CPUCLA). En

cada río las localidades de muestreo estuvieron separadas por lo menos 200 m. Todos los ríos presentaron diferentes niveles de intervención en sus cuencas receptoras y la apreciación de su estado de conservación se basó en lo reportado por Romero (2004) y observaciones de campo (Tabla 1). En el río Guarico las localidades de muestreo (3) se ubicaron aguas abajo del pueblo Guarico. En el río Tocuyo, tres localidades se ubicaron aguas arriba de la represa Dos Cerritos (Tocuyo A) y tres aguas abajo de la misma (Tocuyo B). En el río Curarigua las localidades (3) se establecieron aguas abajo del pueblo homónimo. Las localidades de los ríos Villegas (2) y Camoruco (3) se establecieron en la zona de transición de las montañas con la planicies, mientras que en los ríos Los Quediches (3) y Ermitaño (1) se ubicaron aguas abajo de sus represas respectivas.

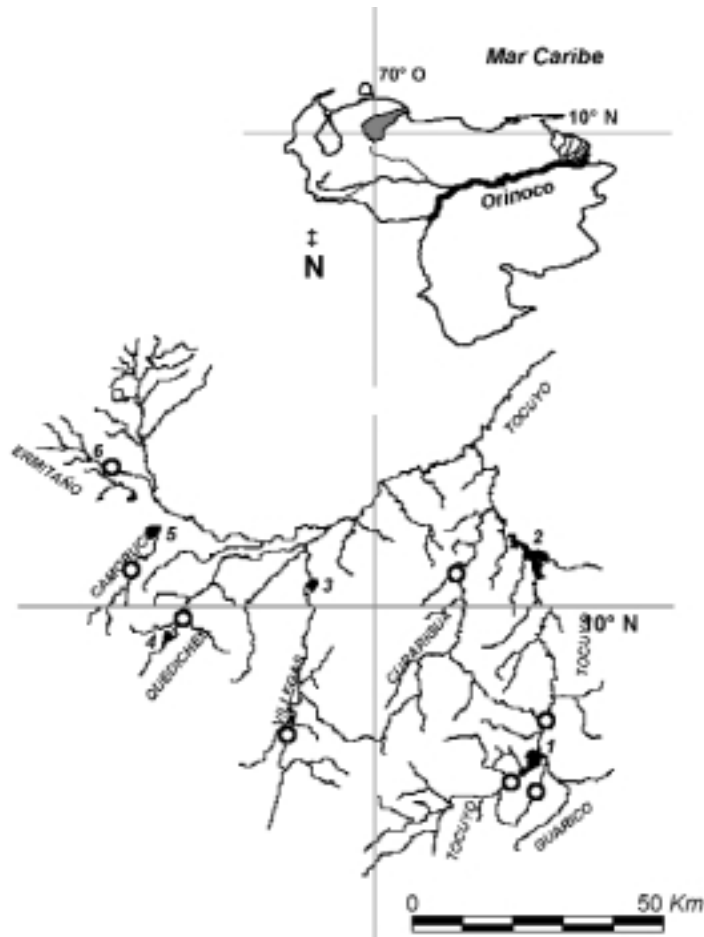


Figura 1. Ubicación nacional de la cuenca del río Tocuyo y el área de estudio. Las represas son Dos Cerritos (1), Atarigua (2), Villegas (3), Los Quediches (4), Puricaure (5) y Ermitaño (6). Cada círculo señala, aproximadamente, las localidades de muestreo para cada río.

Los muestreos de peces se efectuaron en el período de sequía (2003) con un generador eléctrico portátil (YAMAHA®, modelo ET650, 120V, 8,5 amperios) y redes de mano con malla fina (< 5 mm entretendido), en secciones de ríos con longitud aproximada de 50 metros y con presencia de todos los mesohábitat posibles, con base a lo sugerido por Rodríguez-Olarte *et al.* (2005). El tiempo de muestreo en cada estación fue de 35 minutos y se basó en curvas de saturación de especies desarrolladas para el área de estudio. La mayoría de los peces se identificaron en el área y fueron devueltos vivos a su hábitat. Algunos se fijaron en formol (10%) y luego se preservaron en etanol (70%) para su posterior análisis en el Laboratorio de Ecología de la UCLA. Los peces fueron identificados hasta el menor nivel taxonómico posible según la clasificación de Reis *et al.* (2003), catalogados y ubicados en la colección regional de peces (CPUCLA).

En el modelo original del Índice de Integridad Biótica (IBI) se emplean tres categorías que agrupan doce medidas. Las medidas consideran diferentes atributos de los individuos, las poblaciones (p. ej. abundancia) y las comunidades (p. ej. riqueza de especies). Éstas pueden tomar uno de tres valores (1, 3 ó 5) de acuerdo a la condición registrada, de pésima a óptima. La suma de todas las medidas totaliza el valor del IBI y este es asignado a una clase de integridad biótica particular (Karr *et al.* 1986). Dadas las dificultades de resolución taxonómica y el desconocimiento de las historias de vida para los peces regionales se modificó el modelo original del IBI, considerando cuatro categorías y ocho medidas (Tabla 2), siendo la variación en el atributo de la abundancia concluyente para cada medida. Se excluyeron del análisis aquellas especies con presencia en una sola muestra (ver Anexo 1) pues se consideraron como raras (*sensu* Nijboer y Schmidt-Kloiber 2004), ya que su distribución no fue restringida según referencias en colecciones y observaciones de campo. Se efectuaron correlaciones de cada medida contra el resto para evaluar la sensibilidad individual de las mismas. Se usaron intervalos de confianza al 95% (Zar 1984), a menos que se indique lo contrario, para conocer la magnitud de las diferencias en los valores de la línea base para la abundancia de los peces en el área de estudio.

En la categoría de riqueza y composición de especies (Tabla 2) las medidas fueron el total de especies (excluyendo la especie anfídroma *Awaous banana*), y la de especies intolerantes. La tolerancia (T) e intolerancia (I) se asignó según la información histórica sobre la especie o taxa afines (Rodríguez-Olarte y Taphorn 1995). También se consideró la tolerancia con base en datos de las colecciones biológicas (CPUCLA, MCNG) para reconocer los cambios en la presencia y abundancia de la ictiofauna regional en ambientes sujetos a fenómenos relevantes en la degradación del medio acuático, tales como la sedimentación, el dragado de cauces, la homogeneización del sustrato y la disminución drástica del flujo de agua o su intermitencia.

En la categoría de composición trófica se asignaron los gremios tróficos (Anexo 1) con base en lo propuesto por Winemiller y Taphorn (1989), Taphorn (1992), Rodríguez-Olarte y Taphorn (1995) y Arrington *et al.* (2002). Estos se dividieron en omnívoros (O), herbívoros (H) que incluyen a los alguívoros y detritívoros, y los carní-

voros (C), en estos últimos se consideraron los invertívoros y piscívoros. En esta categoría se establecieron tres medidas. La medida de proporción de omnívoros de la deriva consideró aquellas especies pelágicas y epipelágicas (*Astyanax*, *Hemibrycon*) asociadas al mesohábitat de corriente, donde buscan generalmente el alimento. Las otras dos medidas fueron la proporción de peces invertívoros (p. ej. *Gephyrocharax*) y de piscívoros. En estos últimos se incluyeron las especies que en estado adulto se alimentan de peces o partes de ellos (*Crenicichla*, *Roeboides*).

Tabla 2. Modelo preliminar del Índice de Integridad Biótica (IBI) para la cuenca del río Tocuyo.

Categorías y medidas	Puntuación			
		5	3	1
Riqueza y composición de especies				
1 Riqueza total de especies	≥ 13	8–12	< 7	
2 Riqueza de especies intolerantes	≥ 3	2	1	
3 Riqueza de especies tolerantes	≥ 12	9–11	< 9	
Composición trófica				
4 Proporción de omnívoros de la deriva (%)	< 20	20–35	> 35	
5 Proporción de insectívoros (%)	> 20	15–20	< 15	
6 Proporción de piscívoros (%)	> 15	10–15	< 10	
Uso de hábitat				
7 Proporción de peces de corriente (excepto Characidae) (%)	> 35	20–35	< 20	
Abundancia de los peces				
8 Densidad (individuos/m ²)	< 0,4	0,4–0,9	> 0,9	

La categoría de uso del hábitat incluyó la medida de proporción de peces en corrientes. Los mesohábitat de corrientes (C), remansos (R) y pozos (P) se asignaron con base en las capturas y observaciones de campo y referencias específicas. Para no redundar con el resto de las medidas no se incluyeron las especies de la familia Characidae. La cuarta categoría, abundancia de los peces, consideró sólo la medida de densidad relativa de peces en la muestra. Como todas las muestras fueron estandarizadas espacialmente, el área aproximada de muestreo se relacionó con el número de peces capturados. El valor del IBI fue adjudicado a una clase de integridad biótica respectiva (ver Karr *et al.* 1986, Rivera y Marrero 1995, Rodríguez-Olarte y Taphorn 1995). Estas clases se asignaron en los siguientes intervalos: pésima (≤ 10 puntos), mala ($> 10-20$), regular ($> 20-30$), buena ($> 30-35$) y excelente ($> 35-40$). Para los análisis estadísticos, la generación de gráficos y las figuras del área de estudio se emplearon los programas Minitab ® Release 14 y ArcView ® GIS 3.2.

Resultados

La riqueza global fue de 32 especies, con predominio de los Characidae (41,42%), Loricariidae (22,8%) y Pimelodidae (8,7%) (Anexo 1). El resto de familias fue represen-

tado generalmente por menos de dos especies. La riqueza de especies varió moderadamente entre las localidades de muestreo, siendo mayor en los ríos más conservados como Curarigua y Villegas, pero también en ambientes muy intervenidos, como el río Tocuyo B (Figura 2a). La menor riqueza de especies se observó en el río Los Quediches. El promedio general en la riqueza de especies fue bajo (\bar{X} = 8,93 \pm 1,74 Intervalo de Confianza; máximo= 18, mínimo= 3) (Tabla 3). Las especies con mayor abundancia relativa en el conjunto de muestras fueron *Bryconamericus cismontanus* (22,18%), *Chaetostoma anomalum* (14,48%), *Poecilia reticulata* (13,58%), *Lebiasina erythrinoides* (5,41%) y *Pimelodella odynea* (5,39%). El resto de las especies obtuvo usualmente menos del 3% de la abundancia relativa y con menos del 1% de la misma se reconoció el resto de las especies (ver Anexo 1).

Las especies consideradas intolerantes (p. ej. *Gephyrocharax valencia*, *Gephyrocharax venezuelae*) (Anexo 1) fueron escasas en los muestreos (\bar{X} = 1,07 \pm 0,51 IC; máx= 4) (Figura 2b), excepto en el río Curumato. El listado de peces (Anexo 1) indica que gran parte de la ictiofauna capturada en el área de estudio es de carácter tolerante. Estas especies predominaron en todos los ríos, siendo más abundantes en los ríos Guarico, Tocuyo, Curarigua y Villegas (Figura 2c), sin relación aparente con el estado de conservación de los mismos.

La proporción de omnívoros de la deriva (p. ej. *Astyanax*, *Hemibrycon*, *Creagrutus*) (Anexo 1) fue elevada (\bar{X} = 38,46% \pm 8,24 IC; máx= 78,27), siendo mayor en el río Curarigua y en el río Tocuyo A (Figura 2d). Los invertívoros demostraron una baja proporción (\bar{X} = 18,83% \pm 9,78 IC; máx= 80) (Figura 2e) pero fue más elevada en los ríos del norte (Los Quediches, Camoruco y Ermitaño). Los piscívoros también se ubicaron con bajas proporciones (\bar{X} = 8,57% \pm 4,19 IC; máx= 30,59) (Figura 2f) pero su variación fue mayor.

En asociación con el mesohábitat de las corrientes, se presentaron 11 especies, mientras que 26 especies lo hicieron con los pozos. Los peces de corriente tuvieron representación moderada (\bar{X} = 18,67% \pm 8,69 IC; máx= 79,78), siendo mayor en los ríos al sur (p. ej. Guarico, Figura 2g). La densidad de peces fue muy baja en todos los ríos (\bar{X} = 0,76 individuos/m² \pm 0,36 IC; máx= 4,29; mín= 0,08) (Figura 2h) pero más elevada en el río Tocuyo B (\bar{X} = 1,56 ind/m²) y otros ambientes intervenidos.

La mayoría de las medidas no alcanzaron los valores óptimos y las relaciones de éstas con los valores obtenidos del IBI fueron todas proporcionales (Figura 3) pero con correlaciones generalmente bajas a moderadas. Las mayores correlaciones positivas se reconocieron con la riqueza de especies (R^2 = 0,45; Figura 3a) y las especies intolerantes (R^2 = 0,78, Figura 3b), mientras que los omnívoros de la deriva y la densidad de peces tuvieron una relación proporcional inversa (R^2 = - 0,49 y - 0,17; Figura 3d y 3h). Esto es, a mayores valores del IBI disminuyó la presencia de omnívoros y la densidad de peces.

En el modelo general del IBI aproximadamente la mitad de los ríos obtuvieron puntajes cercanos al promedio (\bar{X} 18,97 \pm 2,95 IC; máx= 38, mín= 8), aún cuando la desviación en algunos casos fue considerable (p. ej. Tocuyo B, Camoruco). De manera

general, los resultados del IBI no sobrepasaron los 30 puntos (Figura 4, Tabla 3), con los mayores valores ubicados en los ríos Villegas, Camoruco y Tocuyo B. Tales ambientes mostraron notables diferencias en su conservación aparente y fueron moderadamente expresados en el modelo preliminar del IBI.

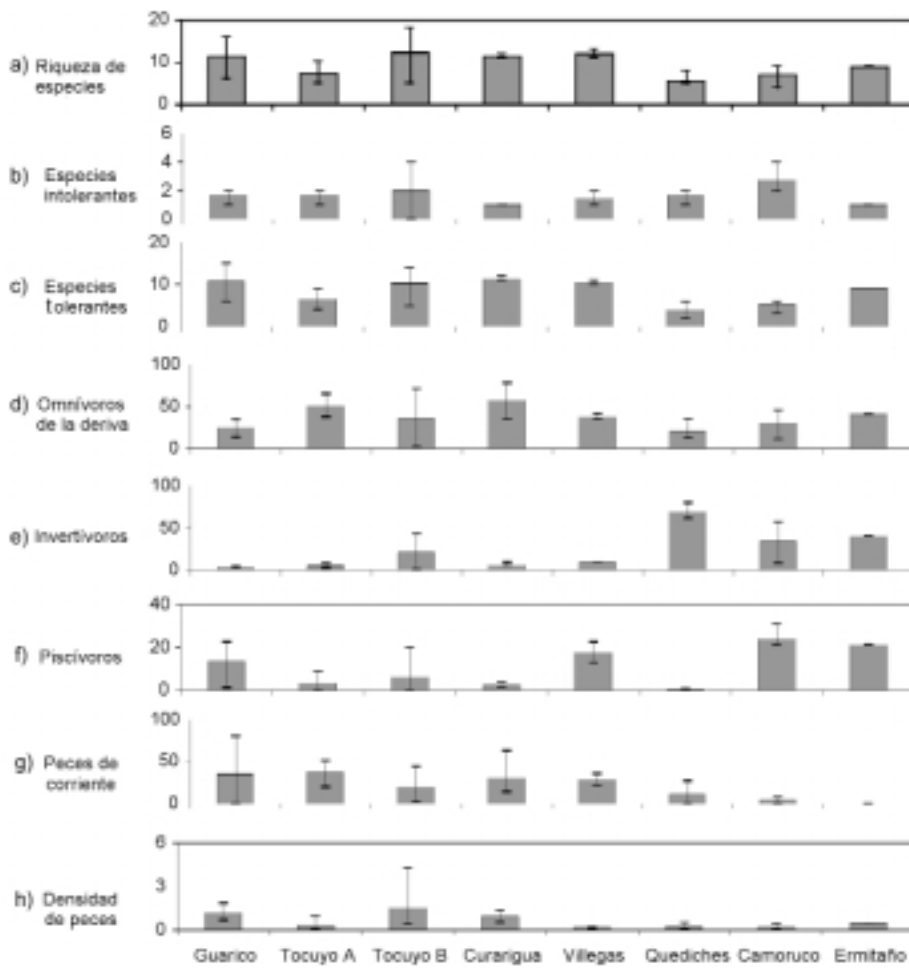


Figura 2. Valores las medidas del IBI en los afluentes del área de estudio. Las barras indican el promedio y las líneas verticales el intervalo de confianza.

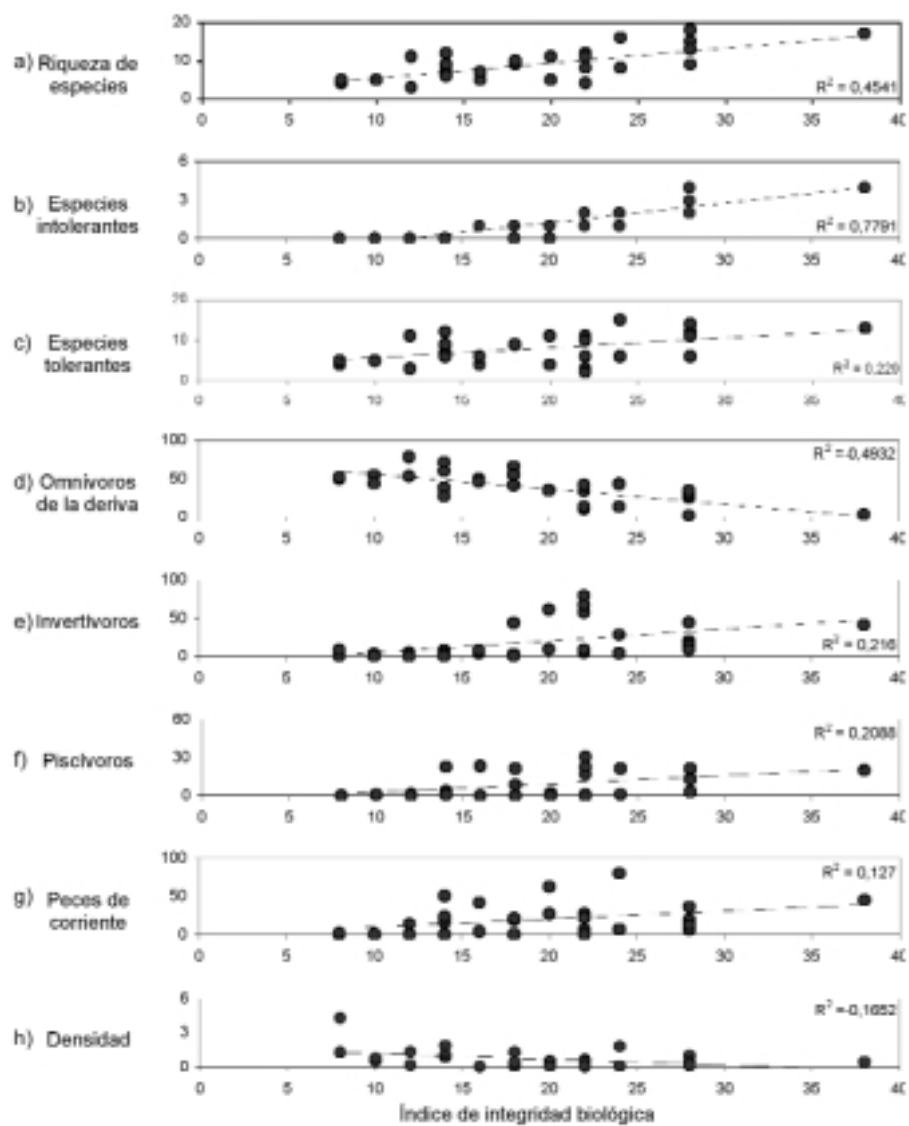


Figura 3. Relaciones y contribuciones de cada medida con el IBI para todas las muestras en el área de estudio.

Tabla 3. El IBI y sus clases de integridad asociada en afluentes de la cuenca del río Tocuyo (n: número total de muestras por río). Los valores son los promedios e intervalos de confianza al 95%.

Categorías y medidas	Ríos							
	Guárico (n: 03)	Tocuyo A (n: 03)	Tocuyo B (n: 03)	Curarigua (n: 03)	Villegas (n: 02)	Quechiches (n: 03)	Camoruco (n: 03)	Ermitaño (n: 01)
Riqueza y composición de especies								
1. Total de especies	11,33 ± 6,5	7,33 ± 3,3	12,33 ± 4,7	11,33 ± 0,8	12,00 ± 2,2	5,67 ± 2,7	7,00 ± 2,4	9,00
2. Especies intolerantes	1,67 ± 0,8	1,67 ± 0,8	2,00 ± 1,7	1,00 ± 0,0	1,50 ± 1,1	1,67 ± 0,8	2,75 ± 1,1	1,00
3. Especies tolerantes	10,67 ± 5,8	6,67 ± 3,3	10,33 ± 3,4	11,33 ± 0,8	10,50 ± 1,1	4,00 ± 2,6	5,25 ± 1,7	9,00
Composición trófica								
4. % Omnívoros de la deriva	24,86 ± 13,7	51,10 ± 17,9	35,16 ± 26,2	57,74 ± 28,5	38,20 ± 8,0	20,07 ± 16,3	31,15 ± 18,6	41,18
5. % Invertívoros	4,33 ± 1,1	4,82 ± 3,6	21,56 ± 16,1	6,26 ± 3,8	8,96 ± 0,0	69,82 ± 12,1	34,54 ± 24,1	1,19
6. % Piscívoros	13,52 ± 14,4	3,14 ± 6,2	6,15 ± 7,8	2,21 ± 1,6	17,60 ± 10,7	0,31 ± 0,7	24,06 ± 4,9	21,18
Uso de hábitat								
7. % Peces de corriente	35,61 ± 52,5	37,36 ± 20,6	20,27 ± 13,1	30,76 ± 35,8	29,14 ± 15,1	11,18 ± 18,2	4,19 ± 3,5	-
Abundancia de los peces								
8. Densidad (ind/m ²)	1,20 ± 0,7	0,38 ± 0,7	1,56 ± 1,3	0,95 ± 0,5	0,18 ± 0,1	0,24 ± 0,3	0,21 ± 0,2	0,44
TOTAL IBI	20,0 ± 6,9	16,0 ± 2,6	22,33 ± 10,1	15,33 ± 5,4	25,0 ± 6,7	21,33 ± 1,5	2,50 ± 5,6	16,0
Clase de integridad biótica	REGULAR	MALA	REGULAR	MALA	REGULAR	REGULAR	REGULAR	MALA

Discusión

Aún cuando la electropesca estandarizada permite muestreos efectivos de la ictiofauna en ríos de tamaño pequeño y mediano, así como en secciones de tamaño específicos (Angermeier y Smogor 1994, Karr y Chu 1999), el número de muestras debe ser elevado para detectar pequeñas diferencias en la densidad de peces, así como para reducir la amplitud de los intervalos de confianza (Fore *et al.* 1994, Paller 1995). En la mayoría de los afluentes considerados se efectuaron muestreos repetidos, sin embargo, en la cuenca del río Tocuyo existe una importante y antigua intervención local. El represado y desecación de algunos ríos y la introducción de especies (p. ej. *Pimelodus blochii*), pueden ser una fuente de variación importante en las comunidades de peces, dificultando la apreciación de valores de la riqueza y abundancia como para establecer patrones de comparación iniciales.

Son varios los reportes en donde se reconoce que la riqueza de especies y la abundancia de peces decrecen en ambientes con mayor degradación (p. ej. Cassati 2004, Clavero *et al.* 2004, Gerhard *et al.* 2004), pero en la cuenca del río Tocuyo se evidenció un aumento de la abundancia de peces en los afluentes más intervenidos. Así, aún cuando las especies sensitivas o intolerantes disminuyeron su número de manera importante, el incremento de la abundancia de especies tolerantes, omnívoras y generalistas, fue relevante contribuyendo en valores similares o mayores respecto a la abundancia general para ambientes con menor perturbación. Esta situación también es reconocida en el río Aroa, un hidrosistema contiguo con un mayor estado de conservación en sus ríos (Rodríguez-Olarte 1996). No obstante, cuando el estado de degradación del medio es muy elevado, la abundancia general decrece notablemente. Con el mismo sentido, las comunidades de peces se encuentran en constante variación en ríos represados, principalmente cuando fluctúan los caudales de salida de los embalses (Freeman *et al.* 2001). Esto puede explicar las grandes variaciones en la abundancia de los peces, así como en la estructura de las comunidades para el río Tocuyo B. Además esta sección del río presentó especies introducidas.

Las correlaciones de las medidas que componen el IBI corroboraron la sensibilidad de éstas frente a diferentes combinaciones dentro de la integridad biótica. Esto ha sido recomendado por Augspurger (1996) como análisis primario de los datos y antes de la aplicación de análisis estándar. Ha sido corroborado que varias medidas del IBI son fundamentales para la conformación general del modelo, tales como la riqueza de especies, las especies intolerantes y los gremios tróficos, entre otras (Breine *et al.* 2004). Así, algunos atributos de las poblaciones y comunidades son menos evidentes y pueden variar mucho como resultado de arreglos de orden natural. Estos pueden aportar información dudosa cuando no se dispone de datos históricos, menos aún cuando las perturbaciones son periódicas. En la cuenca del río Tocuyo no se dispone de tal información para reconocer los cambios históricos en las comunidades de peces, además gran parte de sus ríos están intervenidos. En consecuencia, el ambiente con menor grado de intervención es la opción de referencia para comparar

la integridad biótica, aún cuando no sea la condición óptima. En este caso, los ríos Villegas, Camoruco y Curarigua serían los ambientes de referencia (Figura 4).

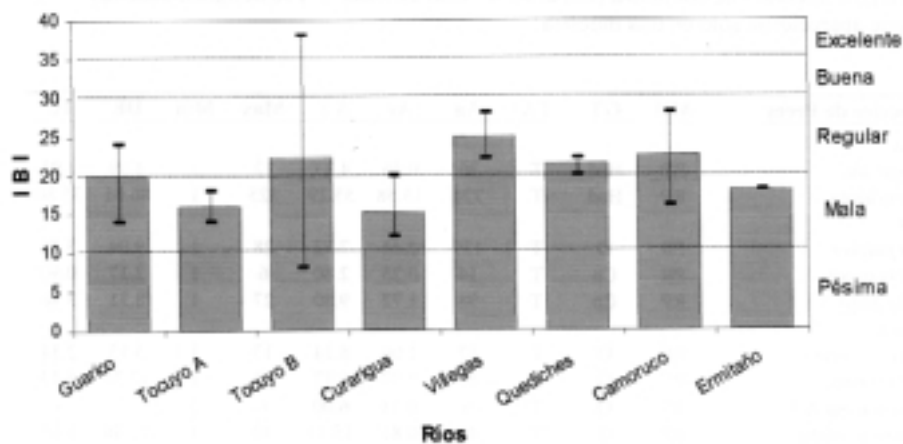


Figura 4. Valores del IBI en afluentes de la cuenca del río Tocuyo. Las barras indican el promedio y las líneas verticales el intervalo de confianza. A la derecha se presentan las clases de Integridad Biótica asociadas.

Los efectos de perturbaciones puntuales o específicas han sido identificados en varias circunstancias. Así, la deforestación o la sedimentación continua puede favorecer a especies generalistas en la alimentación y la ocupación de hábitat permitiendo su incremento poblacional. De igual manera, en comunidades de peces donde la dominancia está dada por insectívoros y omnívoros, la extirpación de la cobertura forestal puede reemplazarlos por un aumento en la abundancia de herbívoros (Bojsen y Barriga 2002). Más aún, pequeñas deforestaciones ribereñas en cuencas conservadas puede resultar en la degradación del hábitat acuático por medio de la incorporación de sedimentos (Sutherland *et al.* 2002).

Algunos ríos demostraron poca correspondencia entre su estado de conservación y el IBI, como la localidad de muestreo en el río Tocuyo B, la cual tiene una intervención considerable. Esto puede obedecer a efectos desconocidos por parte de la mezcla de varias expresiones en el uso de la tierra. En el tramo del río Tocuyo B el caudal es regulado por la presa, pero también se incorporan efluentes urbanos y agrícolas, pues la región es dedicada al cultivo extensivo de caña de azúcar y la ganadería. Los efectos de la concurrencia de muchas perturbaciones son difíciles de identificar. Por ejemplo, los efectos de la agricultura no necesariamente son evidentes en el IBI y en algunas condiciones los efectos sobre la comunidad de peces sólo son

perceptibles cuando la superficie agrícola sobrepasa el 80% de cobertura de la cuenca (Fitzpatrick *et al.* 2001). Por otro lado, Wang *et al.* (2001) encontraron que en hábitat continuos pero en un gradiente de urbanización las medidas del IBI pueden variar notablemente. Tales situaciones han sido interpretadas como efectos de legado, los cuales son consecuencia de las perturbaciones que mantienen su influencia en las condiciones ambientales luego que las mismas han desaparecido. Estos efectos pueden expresarse en reversiones de la frontera agrícola en bosque, o cambios progresivos, como el paso de las tierras forestales a la agricultura y luego al uso urbano (ver Harding *et al.* 1998). Cambios en el uso de la tierra como los antes referidos son reconocidos en algunos tributarios en la cuenca del río Tocuyo. Por ejemplo, varios sectores en las cuencas altas de los ríos Guarico y Tocuyo han sido reforestados con especies exóticas. Con esto, se hace más complicado reconocer y comparar la integridad biótica.

Es evidente la necesidad de aplicar modelos de evaluación de la integridad biótica acordes con las características de los ríos neotropicales. Tales ambientes presentan además de una elevada riqueza de especies, complejas tramas tróficas que varían espacial y temporalmente, con lo cual es difícil el reconocimiento y comparación inicial del estado de conservación del medio. A esta consideración se añade el escaso conocimiento de la ictiofauna y sus historias de vida, principalmente en cuanto a los registros históricos sobre la riqueza y abundancia de las especies. Tales circunstancias han impedido el desarrollo temprano de modelos de IBI que sean suficientemente sensibles ante los cambios en el medio acuático y ribereño como para ser empleados en el biomonitoreo. Sin embargo, la presión creciente sobre los ecosistemas fluviales y el estado de conocimiento y conservación de la biodiversidad asociada, sugieren que estos modelos iniciales del IBI —los cuales consideran la mejor y no la mayor combinación de medidas—, permiten inferir sobre la sensibilidad general en las comunidades de peces más que la referida a atributos particulares en las mismas.

Los afluentes andinos del río Tocuyo representan las fuentes primordiales de agua para el consumo humano y agrícola regional, pero también contienen una diversidad de peces importante, incluso con especies endémicas (p. ej. *Creagrutus crenatus*), la cual debe ser prioritaria para su estudio, monitoreo y manejo, principalmente porque servirá para la detección de las desviaciones y la evaluación de la significación biológica y sus consecuencias. Aún cuando existen normativas y planes de desarrollo para la cuenca del río Tocuyo, no se prevé en el corto plazo una reordenación del uso de la tierra que permita la conservación de los recursos hidrobiológicos, razón por la cual se considera a las vertientes andinas de la cuenca del río Tocuyo como de prioridad para la conservación de toda el cuenca y a su ictiofauna en situación de riesgo.

Agradecimientos. En los muestreos, el procesamiento y análisis de información participaron H. Rivera, E. Aguirre, C. López y A. Trógolo. Auspició esta investigación la Unidad de Investigación en Ciencias Biológicas del Decanato de Agronomía (UCLA), siendo resultado de los proyectos S1-2000000777 del Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (FONACIT, MCT) y AG-2002-042 del Consejo del Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CDCHT, UCLA). Las entidades INAPESCA-MPC e INPARQUES-MARN facilitaron los permisos respectivos. Agradecemos a los árbitros anónimos.

Bibliografía.

- ALVARADO, H. 2004. Caracterización de los atributos ecológicos de dos bosques ribereños de la cuenca alta del río tocuayo, Estado Lara, con fines de proponer pautas para su manejo. Trabajo de Ascenso para optar a la categoría de Profesor Agregado, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. 63 pp.
- ANGERMEIER, P. L. y R. A. SMOGOR. 1994. Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 936-949.
- ARRINGTON, D. A., K. O. WINEMILLER, W. F. LOFTUS y S. AKIN. 2002. How often do fishes “run on empty”. *Ecology* 83: 2145-2151.
- AUGSPURGER, C. 1996. Editors’s note. *Ecology* 77: 1698.
- BISBAL, E. F. 1988. Impacto humano sobre los hábitat de Venezuela. *Interciencia* 13(5):
- BREINE, J., I. SIMOENS, P. GOETHALS, P. QUATAERT y D. ERCKEN. 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522: 133-148.
- BOJSEN, B. H. y R. BARRIGA. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47: 2246-2260.
- CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(4): 757-765.
- CLAVERO, M., F. BLANCO-GARRIDO y J. PRENDA. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 575-585.
- CARIGNAN, V. y M. VILLARD. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- FITZPATRICK, F. A., B. C. SCUDDER, B. N. LENZ y D. J. SULLIVAN. 2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1489-1507.
- FORE, L. S., J. R. KARR y L. L. CONQUEST. 1994. Statistical properties of an index of biotic integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1077-1087.
- FREEMAN, M. C., Z. H. BOWEN, K. D. BOVEE y E. R. IRWIN. 2001. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. *Ecological Applications* 11(1): 179-190.
- GERHARD, P., R. MORAES y S. MOLANDER. 2004. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 71: 321-340.
- HARDING, J. S., E. F. BENFIELD, P. V. BOLSTAD, G. S. HELFMAN y E. B. D. JONES. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 95: 14843-14847.
- HARRISON I. J. y M. L. J. STIASSNY. 1999. The quiet crisis: a preliminary listing of the freshwater

- fishes of the World that are extinct or "missing in action.". Pp. 271-332. *En*: R. D .E. MacPhee (Ed.), *Extinctions in near time: causes, contexts, and consequences*. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers.
- JAMESON, S. C., M. V. ERDMANN, J. R. KARR Y K. W. POTTS. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: a continuing review of coral reef attributes and a research strategy for coral reef indexes of biotic integrity. *Bulletin of Marine Science* 69: 701-744.
- KARR, J. R. Y D. R. DUDLEY. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 11: 249-256.
- KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT Y I. J. SCHLOSSER. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5. 28 pp.
- KARR, J. R. Y E. W. CHU. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC. 206 pp.
- KESMINAS, V. Y T. VIRBICKAS. 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia* 422/423: 257-270.
- LYONS, J., A. GUTIERREZ-HERNANDEZ, E. DIAZ-PARDO. E. SOTO-GALERA, M. MEDINA-NAVA Y R. PINEDA-LOPEZ. 2000. Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia* 418: 57-72.
- MAC. PHERSON, T. A. 1981. Diccionario del Estado Lara (histórico, geográfico, estadístico y biográfico. Tercera Edición, Biblioteca de Autores Larenses, Ediciones de la Presidencia de la República. 600 pp.
- MAGO, F. 1968. Notas sobre los peces del río Guaire. Pp. 227-256. *En*: Biblioteca de la UCV (Ed.), *Estudio de Caracas. Ecología Vegetal y Fauna*. Vol. 1, Caracas.
- MALMQVIST B. Y S. RUNDLE. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- MARN. 2004. Anuario hidrometeorológico Estado Lara, año 2003. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Dirección Estatal Ambiental Lara, El Carabali. 39 pp.
- NIJBOER, R. C. Y A. SCHIMDT-KLOIBER. 2004. The effect of excluding taxa with low abundances or taxa with small distribution ranges on ecological assessment. *Hydrobiologia* 516: 374-363.
- OBERDORFF, T. Y R. M. HUGHES. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine-Normandie basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- PALLER, M .H. 1995. Interreplicate variance and statistical power of electrofishing data from low-gradients streams in the southeastern United States. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 542-550.
- REIS, R. E., S. O. KULLANDER Y C. J. FERRARIS, JR. (Organizadores). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil. 742 pp.
- RIVERA, M. Y C. J. MARRERO. 1995. Determinación de la calidad de las aguas en las cuencas hidrográficas, mediante la utilización del índice de integridad biótica (IIB). *Biollania* 11: 127-148.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D. 1996. Notas sobre los peces del río Merecure, cuenca del río Tuy: nuevos reportes, aspectos sobre su ecología y situación actual. *Biollania* 12: 49-62.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D. Y D. C. TAPHORN. 1995. Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 11: 27-56.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D., A. AMARO, J. L. CORONEL Y D. C. TAPHORN. 2006 ("2005"). Los peces

del río Aroa, cuenca del caribe de Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales* 164: 101-128.

- RODRÍGUEZ-OLARTE, D., H. ALVARADO, D. C. TAPHORN, J. L. CORONEL Y A. AMARO. 2005. Biodiversidad de la ictiofauna y la vegetación ribereña en la cuenca del río Tocuyo y su uso en el biomonitoreo de la integridad biológica en ambientes acuáticos fluviales. Informe final del Proyecto S1-2000000777 del Fondo Nacional para la Ciencia, la Tecnología y la Innovación (FONACIT), Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA) y Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora (UNELLEZ). 95 pp.
- ROMERO, L. 2004. Análisis comparativo de los ecosistemas fluviales en las cuencas de los ríos Tocuyo y Aroa con fines de manejo de los recursos acuáticos. Tesis de grado en Ingeniería Agronómica, Decanato de Agronomía, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. 72 pp.
- SMITH, R. 1991. Ecología del Estado Lara. *Biollania* Edición especial 1: (sin paginación).
- SUTHERLAND A. B., J. L. MEYER Y E. P. GARDINER. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 47: 1791-1805.
- TOHAM, A. K. Y G. G. TEUGELS. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- U.S. EPA. 1998. Wetland bioassessment fact sheets. EPA 843-F-98-001. Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- USMA, J. S. 2000. Lineamientos para determinar la integridad biológica en la cuenca del río Uribante, Venezuela. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora, UNELLEZ, Guanare. 127 pp.
- WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL Y R. BANNERMAN. 2001. Impact of urbanization on streamhabitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management* 28(2): 255-266.
- WINEMILLER, K. O. Y D. C. TAPHORN. 1989. La evolución de las estrategias de vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. *Biollania* 6: 77-123.
- ZAR, J. 1984. Biostatistical analysis. Segunda edición, Prentice Hall Inc., New Jersey. 718 pp.
- Zinck, A. 1990. Valles de Venezuela. Cuadernos Lagoven, Serie El Hombre y su Ambiente. 150 pp.

Recibido: 4 enero 2005

Aceptado: 9 octubre 2006

Douglas Rodríguez-Olarte¹⁻², Jorge Coronel¹, Ahyran Amaro¹ y Donald C. Taphorn³

¹ Colección Regional de Peces. CPUCLA. Departamento de Ciencias Biológicas. Decanato de Agronomía. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado, UCLA. Barquisimeto, Estado Lara, Venezuela. Apartado postal 400. douglasrodriguez@ucla.edu.ve; jlcoronel@yahoo.com; ahyrangretty@yahoo.es

² Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Departamento de Ecología Evolutiva. C/. José Gutiérrez Abascal, 2. ES-28066 Madrid. España.

³ Museo de Ciencias Naturales. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora (UNELLEZ). Mesa de Cavaca, Estado Portuguesa. Venezuela. taphorn@cantv.net

Anexo I. Línea base para los peces en el área de estudio. Mesohábitat (MH): corrientes (C), remansos (R) y pozos (P). Gremios tróficos (GT): omnívoros (O), herbívoros (H), con alguivoros (a) y detritívoros (d), y carnívoros (C); con invertívoros (i) y piscívoros (p). Tolerancia aparente (TA): tolerante (T) e intolerante (I). La abundancia es absoluta (Ab), promedio (A \bar{X}) y relativa (Ar) y tiene valores máximos (max), mínimos (min), desviación estándar (DE) e intervalo de confianza (IC) al 95%. Con asterisco (*) se designan aquellas especies que aparecieron sólo en una muestra.

Especies de Peces	MH	GT	TA	Aa	Ar	A \bar{X}	Max	Min	DE	IC
POECILIIDAE										
<i>Poecilia caucana</i>	RP	Had	T	26	0,46	4,33	12	1	4,59	1,91
<i>Poecilia reticulata</i>	RP	Had	T	774	13,58	55,29	325	1	86,01	35,80
CICHLIDAE										
<i>Aequidens pulcher</i>	PR	O	T	139	2,44	7,72	28	1	9,04	3,76
<i>Caquetaia kraussii</i>	PR	Cp	T	14	0,25	2,80	6	1	2,17	0,90
<i>Crenicichla geayi</i>	RP	Cp	T	98	1,72	9,80	27	1	8,31	3,46
CHARACIDAE										
<i>Asyanax venezuelae</i>	RC	O	T	57	1,00	8,14	13	1	5,15	2,14
<i>Asyanax fasciatus</i>	RG	O	T	55	0,97	9,17	34	1	12,34	5,13
<i>Bryconamericus</i> sp. A *	RP	O	T	6	0,11	6,00	6	6	-	-
<i>Bryconamericus alpha</i>	RP	O	T	46	0,81	15,33	40	1	21,46	8,93
<i>Bryconamericus cismontanus</i>	RP	O	T	1264	22,18	79,00	338	2	93,19	38,79
<i>Creagrutus crenatus</i>	GR	O	T	133	2,33	11,08	32	1	9,63	4,01
<i>Nanocheirodon insignis</i> *	PR	O	T	2	0,04	2,00	2	2	-	-
<i>Gephyrocharax valencia</i>	PR	Ci	I	6	0,11	2,00	4	1	1,73	0,72
<i>Gephyrocharax venezuelae</i>	PR	Ci	I	188	3,30	20,89	72	3	23,55	9,80
<i>Hemibrycon jaborero</i>	GR	O	T	170	2,98	14,17	80	1	22,85	9,51
<i>Hyphessobrycon fernandezi</i> *	PR	O	I	2	0,04	2,00	2	2	-	-
<i>Roeboides dientonito</i>	P	Cp	T	33	0,58	11,00	26	2	13,08	5,44
CURIMATIDAE										
<i>Steindachnerina argentea</i> *	PR	Had	T	2	0,04	2,00	2	2	-	-
ERYTHRINIDAE										
<i>Hoplias malabaricus</i> *	P	Cp	T	3	0,05	1,00	1	1	-	-
LEBIASINIDAE										
<i>Lebiasina erythrinoides</i>	PR	O	T	308	5,41	25,67	140	1	43,85	18,25

Anexo I. Continuación.

Especies de Peces	MH	GT	TA	Aa	Ar	A¿	Max	Min	DE	IC
PARODONTIDAE										
<i>Parodon apolinari</i>	CR	H	T	11	0,19	3,67	9	1	4,62	1,92
HYPOPOMIDAE										
<i>Brachyhypopomus diazi</i>	P	Ci	I	9	0,16	1,50	2	1	0,55	0,23
LORICARIDAE										
<i>Ancistrus triradiatus</i>	CR	Had	T	87	1,53	17,40	40	1	19,82	8,25
<i>Ancistrus natori</i> *	CR	Had	T	13	0,23	13,00	13	13	-	-
<i>Chaetostoma anomalum</i>	CR	H	T	825	14,48	68,75	554	1	154,7	64,37
<i>Chaetostoma milesi</i>	CR	H	T	59	1,04	7,38	19	1	5,97	2,49
<i>Chaetostoma</i> sp. A	CR	H	T	230	4,04	46,00	143	1	64,12	26,69
<i>Hypostomus paggi</i>	PR	Had	T	3	0,05	1,50	2	1	0,71	0,29
<i>Hypostomus</i> sp. A	PR	Had	T	30	0,53	5,00	20	1	7,51	3,13
<i>Rineloricaria rupestre</i>	PR	Had	I	52	0,91	5,20	17	1	5,47	2,28
HEPTAPTERIDAE										
<i>Pimelodella odynea</i>	RP	Ci	T	307	5,39	18,06	88	1	28,22	11,75
<i>Rhamdia quelen</i>	P	Cp	T	110	1,93	7,86	24	1	6,88	2,86
PIMELODIDAE										
<i>Pimelodus blochii</i> * (1)	RP	O	T	8	0,14	8,00	8	8	-	-
<i>Pseudopimelodus mathisoni</i>	P	Cp	I	4	0,07	1,33	2	1	0,58	0,24
TRICHOMYCTERIDAE										
<i>Trichomycterus kneri</i>	P	Ci	T	123	2,16	8,20	38	1	11,65	4,85
<i>Trichomycterus arleoi</i> *	P	Ci	I	31	0,54	31,00	31	31	-	-
SYNBRANCHIDAE										
<i>Synbranchus marmoratus</i>	P	Cp	T	5	0,09	1,25	2	1	0,50	0,21

(1) especie introducida.

