
ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL) PARA EVALUAR LAS CONDICIONES ECOLÓGICAS DE LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE, COLOMBIA.

Limnological State Index (LSI) to Evaluate Ecological Conditions of the Canal del Dique Wetlands, Colombia.

GABRIEL A. PINILLA A.¹, Ph. D.; JULIANA DUARTE COY,
LEONEL VEGA MORA², Ph. D.

¹Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia.
Carrera 30 N.º 45-03, Edificio 421, Oficina 205, Bogotá, Colombia.
gapinillaa@unal.edu.co, julianaduarte@hotmail.com

²Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia.
Carrera 30 # 45-03, Edificio 406, Oficina 239, Bogotá, Colombia.
lvegamora@unal.edu.co

Presentado 23 de septiembre de 2009, aceptado 5 de junio de 2010, correcciones 12 de mayo de 2010.

RESUMEN

Determinar el estado o salud ecológica de un ecosistema brinda herramientas útiles para su gestión y conservación. En Colombia no existen registros de índices que combinen en un solo parámetro las variables físicas, químicas y biológicas de los sistemas acuáticos, de manera que la evaluación de su estado ecológico ha sido fragmentaria o incompleta. En este trabajo se presenta un Índice de Estado Limnológico (IEL) para las ciénagas del Canal del Dique, ecosistemas sometidos a constante presión por parte de las comunidades humanas. Para la construcción de este índice multimétrico se elaboraron gráficas de calidad de las variables seleccionadas y se les asignaron valores de importancia. Para construir el IEL se empleó la teoría de los multiatributos considerando 12 variables. También se realizó un análisis de componentes principales de las variables seleccionadas. Se diseñó una versión simplificada (IEL parcial - IELP) en la que se excluyeron cuatro de las variables biológicas. Finalmente, se construyó una escala de interpretación de los valores obtenidos con estos índices. El IEL y el IELP se aplicaron a las ciénagas del Canal del Dique para establecer su condición ecológica actual. Los datos muestran que el estado limnológico de la mayoría de ciénagas de esta región es aceptable, lo que sugiere que estos ecosistemas lénticos se encuentran dentro de los límites admisibles de funcionamiento, aunque no están exentos de procesos de deterioro.

Palabras clave: índice multimétrico, estado ecológico, estado limnológico, ciénagas, Canal del Dique.

ABSTRACT

Determining the ecological state or health of an ecosystem offers useful tools for its management and conservation. In Colombia, indexes of aquatic systems that combine

in a single parameter the physical, chemical and biological variables have not been published, and the evaluation of water bodies' ecological state has been fragmentary or incomplete. In this work a Limnological State Index (LSI) for wetlands of the Canal del Dique, ecosystems under constant pressure by the human communities, is presented. For the construction of this multi-metric index, graphs of quality of the selected variables were constructed and values of importance were assigned to them. The theory of the multi-attributes was used to construct the LSI, which considers 12 variables. A Principal Components Analysis was realized with these chosen parameters. A simplified version was designed (partial LSI - PLSI) in which four of the biological variables were excluded. Finally, an interpretation scale of the values obtained with these indices was built. The LSI and the PLSI were applied to wetlands of the Canal del Dique to establish their current ecological condition. Data show that the limnological state of most wetlands is acceptable, which suggests that these lentic ecosystems are within tolerable limits of function, although they are not exempt from deterioration processes.

Key words: multi-metric index, ecological state, limnological state, wetlands, Canal del Dique.

INTRODUCCIÓN

La evaluación ecológica de los sistemas acuáticos se inició hacia los años 70, aunque para esa época los análisis se basaban en el estudio de las variables independientes, tanto físicas, como químicas y biológicas (Tolkamp y Gardeniers, 1988). Desde la década de los años 90 esta metodología ha cambiado para dar paso a los análisis multivariados y multimétricos que permiten una interpretación más compleja y global del ecosistema. De esta manera, las variables se integraron y aparecieron los índices de calidad fisicoquímica (Kung *et al.*, 1992; Dojlido *et al.*, 1994; Van Helmond y Breukel, 1997) y de integridad biológica (Karr, 1991; Jackson y Davis, 1994; Barbour, *et al.*, 1999; Barbour *et al.*, 2000; Pinilla, 2000). Tales índices se construyen a partir de un agregado de variables que miden la calidad del agua. Un índice multimétrico puede sumar información de distintos tiempos y lugares, la cual se traslada a un valor único que es representativo del periodo de tiempo y del espacio considerados. De esta manera, se pueden hacer inferencias acerca de las tendencias en la calidad del ambiente acuático estudiado (Schultz, 2001).

Como indicadores de la calidad del agua se han utilizado factores como la concentración de nutrientes (el estado trófico), la carga de materia orgánica (el estado sapróbico), la saturación del oxígeno, las características hídricas y fisicoquímicas y algunas variables estructurales de comunidades biológicas como diatomeas, perifiton, plantas acuáticas, protozoos, macroinvertebrados y peces (Carlson, 1977; Hilsenhoff, 1987; Nygaard, 1949 citado en Roldán, 1992; Alba-Tercedor, 1996; Thorne y Williams, 1997; Stribling *et al.*, 1998; Vollenweider *et al.*, 1998; Harris y Silveira, 1999; Hill *et al.*, 2003; Roldán, 2003; Viaroli y Christian, 2003; Ferreira *et al.*, 2005; Jiang y Shen, 2005; Miller *et al.*, 2006; Sánchez *et al.*, 2007; Reiss, 2006). Concretamente, los índices ambientales y ecológicos de tipo multimétrico buscan la participación de diferentes atributos del sistema dentro de una ecuación matemática, lo cual se denomina teoría de los multiatributos.

butos (MAUT) (Schultz, 2001). Una forma conveniente de medir la agregación de variables a través de la MAUT es con una función de multiatributos (MAU), que puede tener la siguiente forma:

$$MAU = \sum W_i V_i(X_i)$$

donde W es un peso relativo que se da a cada variable i y $V_i(X_i)$ es una función de valor de la calidad ambiental de cada variable i , que depende de su indicador X . Esta función se iguala a una escala de utilidad o de valores construida cuidadosamente. Tomando en cuenta estos atributos, los índices de calidad del agua (ICAs) pueden aplicarse a diferentes propósitos como el análisis de tendencias, las investigaciones científicas, el cumplimiento de estándares, la clasificación de sitios, la asignación de recursos o la información al público.

Casi la totalidad de los índices multimétricos registrados en la literatura se refieren a las regiones templadas. Sin embargo, la forma como se evalúa el estado limnológico de estos sistemas acuáticos podría no ser completamente adecuada para las particularidades de los ambientes tropicales. Los ecosistemas más trabajados en el ámbito internacional son los ríos, y la comunidad sobre la cual se ha construido mayor número de métricas de evaluación ambiental es la de macroinvertebrados (algunos trabajos son los de Curry, 1999; Landson *et al.*, 1999; Jordan y Vaas, 2000; Hu *et al.*, 2007; Smith *et al.*, 2007; Brazner *et al.*, 2007). Los índices para ecosistemas lénticos han tenido menor desarrollo y algunos grupos biológicos, como bacterias, protozoos y zooplancton se han utilizado poco. En Colombia se dispone de un índice para macroinvertebrados adaptado de otro desarrollado en Europa (Roldán, 2003); también existen algunos ejercicios para asignar valores primarios de bioindicación a familias de macroinvertebrados (Riss *et al.*, 2002a; Riss *et al.*, 2002b) y se han realizado los primeros acercamientos a la construcción de índices multimétricos para ciénagas del Bajo Magdalena y humedales de Bogotá (Martínez, 2009; Castro, 2009; Pinilla, 2010). Como se observa, en el país los índices multimétricos de condiciones limnológicas apenas se han empezado a desarrollar.

En este trabajo se presenta un índice multimétrico que involucra tanto variables físicas y químicas, como parámetros biológicos y ecológicos de las ciénagas del sistema lagunar asociado al Canal de Dique. Estos ecosistemas se han visto fuertemente alterados por las acciones de ampliación y rectificación del canal navegable, desde su construcción en 1567 por la corona española, hasta la última rectificación llevada a cabo en 1984 (Alvarado, 2001). Se pretende entonces explorar la utilidad de una herramienta que evalúa de manera integral el estado ecológico de dichas ciénagas (y posiblemente de ambientes con similares características), así como determinar agrupaciones de estos ecosistemas con base en las variables que componen el índice.

METODOLOGÍA

ZONA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en las ciénagas circundantes al Canal del Dique. Este canal, ubicado en el bajo Magdalena, constituye una bifurcación del río Magdalena y tiene una extensión

de 115 km. Durante su recorrido cruza los departamentos de Bolívar, Atlántico y Sucre. Dentro de la ecorregión se encuentran 19 municipios y un sistema cenagoso que cubre cerca de 60.000 Ha. En la zona alta del Canal del Dique, comprendida desde el kilómetro 0 al 33, se encuentran las ciénagas Machado, Los Negros, Jobo y El Guájaro (esta última es una ciénaga modificada para convertirla en embalse). El medio Canal del Dique se localiza entre los kilómetros 33 al 82 y a él se asocian las ciénagas Capote, Tupe, Zarzal, La Luisa, Matuya, María La Baja y Aguas Claras. El bajo Canal del Dique va desde el kilómetro 82 al 115 y en este sector se ubican las ciénagas Juan Gómez, Palotal y La Honda (Alvarado, 2001). La ubicación general de estos cuerpos de agua se muestra en la figura 1. La Tabla 1 resume algunas características de ubicación, morfología, variables fisicoquímicas y usos generales para las principales ciénagas de la región.

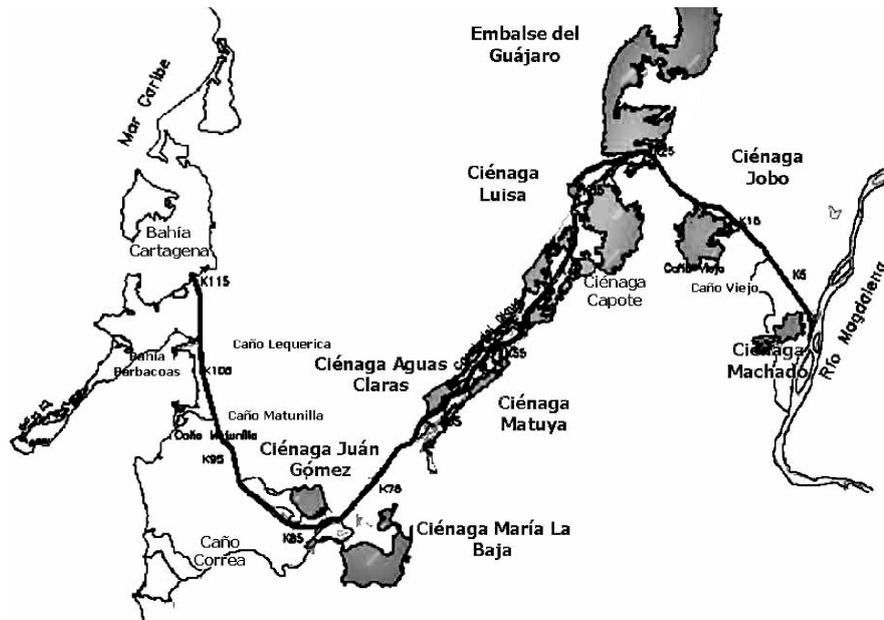


Figura 1 Esquema del Canal del Dique. Se muestran las principales ciénagas del sistema.

En general, las ciénagas del Canal del Dique son ambientes someros, de tamaños muy variados, que van desde unos pocos kilómetros cuadrados de superficie (La Luisa) hasta grandes extensiones (El Guájaro); las ciénagas Matuya, Jobo y El Guájaro son poco profundas, sin embargo, el gran área de El Guájaro le permite almacenar una importante cantidad de agua. Son notorios los elevados tiempos de retención de los sistemas María La Baja, Juan Gómez, Aguas Claras y el conjunto Capote-Tupe-Zarzal, lo que señala una alta susceptibilidad de estos cuerpos de agua a la eutrofia y la saprobiedad, ya que almacenan mayores cantidades de materia orgánica y nutrientes por el bajo recambio del agua que presentan. Por el contrario, las ciénagas Jobo, La Luisa y Matuya tienden a ser más dinámicas y en consecuencia los nutrientes y la materia orgánica se acumulan menos en el sistema. El Guájaro está sometido a un manejo hidráulico par-

Ciénaga	Ubicación en el Canal	Área (km ²) ^a	Profund. Media (m) ^a	Volumen (x 10 ⁶ m ³) ^a	Tiempo de Retención (años) ^b	Ox Dis Prom (mg l ⁻¹) ^{a,b,c}	pH Prom ^{a,b,c}	Conductividad Prom (mS cm ⁻¹) ^{a,b,c}	Usos Principales ^c
Jobo	Alto canal (km 20), margen izquierda	10,4	2,34	16,5	1,7	5,52	8,6	241,8	Pesca
El Guájarro (embalse)	Alto canal (km 25), margen derecha	99,9	2,7	182	Variable	5,54	8,25	659,5	Acueducto, riego, pesca, acuicultura.
Capote, Tupe, Zarzal	Medio canal (km 41), margen izquierda	32,2	3,4	109,5	11,4	6,86	8,81	286,6	Pesca
La Luisa	Medio canal (km 46), margen derecho	2,9	2,68	7,8	4,3	6,2	8,03	394	Pesca, acueducto, riego proyectado.
Matuya	Medio canal (km 59), margen izquierda	7	1,68	11,7	5,5	5,5	8,06	224	Acueducto, riego, pesca.
Aguas Claras	Medio canal (km 65), margen derecho	7,5	2,45	18,3	12,3	6,92	8,7	204	Pesca
Juan Gómez	Bajo canal (km 80), margen derecha	8,8	2,4	20,1	19,5	5,42	8,33	195	Acueducto Cartagena, riego proyectado.
María La Baja	Bajo canal (km 80), margen izquierda	39,1	3,5	136,9	41,2	7,6	9,32	274	Riego, acueducto, pesca.
Honda	Bajo canal (km 88), margen izquierda, sobre el caño Correa	--	--	--	--	6,0	7,99	292	Pesca

Tabla 1. Características generales de algunas ciénagas del Canal del Dique (ªUniversidad del Norte 2003a; ¢este trabajo; ¤CARDIQUE *et al.*, 2006).

ticular, dado su funcionamiento como embalse, por lo que su tiempo de retención depende de los requerimientos a que esté sometido. Desde el punto de vista fisicoquímico, estas ciénagas presentan aguas oxigenadas, ligeramente alcalinas y con conductividades medias a altas dentro del contexto neotropical (Roldán, 1992).

En cuanto a los usos, las ciénagas del Canal del Dique son muy importantes para las comunidades ribereñas, ya que además de su utilización como sitios de pesca, sirven como fuentes de agua para acueductos y distritos de riego (tanto existentes como proyectados). Aunque el uso turístico no se ha reportado como significativo (CARDIQUE *et al.*, 2006), esta actividad podría llegar a ser de gran relevancia.

CONSTRUCCIÓN DEL ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL)

El primer paso consistió en la escogencia de los posibles indicadores del estado ecológico. Los datos fisicoquímicos y biológicos provinieron de estudios previos realizados por distintos autores y entidades (Alvarado, 2001; Consorcio Hidroestudios y Geoingeniería, 2002; Universidad del Norte, 2003a; Universidad del Norte, 2003b; Aguas de Cartagena S.A.E.S.P, 2005), así como de datos tomados en campo por los autores (marzo de 2006). Se tomaron en cuenta las variables señaladas en la Tabla 2, las cuales se han empleados en otros estudios similares (Morales, 1984; Ramírez y Viña, 1998). Luego, con el fin de detectar agrupaciones de estos ambientes lénticos con respecto a los parámetros fisicoquímicos y biológicos, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de las variables indicadas en la Tabla 2 registradas en todas las ciénagas del Canal; dichos agrupamientos se contrastaron posteriormente con la categorización obtenida con el IEL. El ACP se realizó con el programa PAST (*Palaeontological Statistics*, Ryan *et al.*, 1995).

Posteriormente se hizo el cómputo del IEL, el cual se basó en dos principios: el cálculo de los subíndices de calidad para cada una de las variables seleccionadas (C_i) y la asignación de un factor de ponderación a cada una de ellas (V_i). Para la asignación de los subíndices de calidad C_i se elaboraron gráficas de calidad de cada variable (Figs. 2 y 3). Estas curvas se construyeron con base en la literatura (Morales, 1984) y se ajustaron de acuerdo a las condiciones particulares de las ciénagas. Las curvas de calidad para cada parámetro tienen una escala que fluctúa entre 0 y 1 (0= baja calidad y 1= alta calidad). De esta manera, dado un determinado valor de un parámetro, se puede obtener en la curva de calidad su correspondiente C_i .

Los factores de ponderación (V_i) para cada parámetro se establecieron tomando en cuenta la experiencia que se ha tenido previamente en estudios limnológicos y de calidad de aguas (Ramírez y Viña, 1998) y en el grado en que cada variable afecta o refleja el funcionamiento de las ciénagas tropicales (Arias, 1985; Payne, 1986; Esteves, 1988; Roldán, 1992; Pinilla, 2005). La asignación de factores de ponderación de cada métrica se observa en la Tabla 3. En dicha tabla también se indican las razones que justifican el peso asignado a cada variable. De esta manera, se dio mayor importancia a aquellos parámetros con alta influencia sobre la biota y sobre el funcionamiento ecológico de las ciénagas (oxígeno, nutrientes), o que reflejan de manera sinérgica su productividad (clorofila, pesquerías). El valor final del IEL correspondió a la sumatoria de todos los subíndices de calidad multiplicados por sus respectivas ponderaciones, como se indica en la ecuación (1):

Determinante y abreviatura	Unidad de medición	Procesos relacionados en la ecología de las ciénagas
Relación área: volumen de la ciénaga (A/V)	Adimensional	Colmatación del sistema acuático; periodo hidrológico (aguas altas, aguas bajas).
pH (pH)	Unidades	El rango normal está entre cinco y nueve; valores inferiores o superiores determinan condiciones extremas para el desarrollo de muchas especies.
Conductividad, salinidad (Cond)	μ Siemens cm^{-1}	Riqueza iónica; valores superiores a 400 micro siemens cm^{-1} pueden indicar condiciones de contaminación y estrés para los organismos en ecosistemas de aguas dulces.
Nitratos (NO_3)	mg L^{-1}	Nitrificación, desnitrificación, crecimiento del fitoplancton; por encima de 5 mgL^{-1} indica eutrofia.
Fósforo total (PT)	mg L^{-1}	Conjunto de formas químicas del fósforo, dentro de las cuales los fosfatos son importantes para el crecimiento del fitoplancton. Por encima de $0,1 \text{ mgL}^{-1}$ indica eutrofia.
Relación N:P (N/P)	Adimensional	Si la relación está entre 10 y 16, no hay limitación para los organismos; si es menor a 10, el nitrógeno es limitante; si es mayor a 16, el fósforo es limitante.
Oxígeno disuelto (% de saturación) (SatOx)	%	Reaireación, oxidación materia orgánica, nitrificación, demanda béntica, fotosíntesis y respiración en ciénagas.
Clorofila- <i>a</i> (Clorof)	mg m^{-3}	Medida indirecta de la biomasa algal; está relacionada con la producción primaria. Concentraciones mayores de 10 mg m^{-3} indican ambientes muy productivos y valores menores a 5 mg m^{-3} son de aguas poco productivas.
Producción pesquera (medida como captura por unidad de esfuerzo pesquero) (CPUE)	Kg canoa día^{-1}	Indicador de la producción pesquera del ecosistema.
Índices de Nygaard (Nygaard)	Adimensional	Relaciones del número de taxones de algas de ambientes eutróficos con los de sistemas oligotróficos. Si los valores son inferiores a uno, el agua tiene baja concentración de nutrientes, de lo contrario es eutrófica (Roldán, 1992).
Índice BMWP (BMWP)	Adimensional	El Biological Monitoring Working Party (BMWP), es un índice biológico de calidad del agua para ríos, basado en las familias de macroinvertebrados bentónicos y asociados a macrófitas. Cuando el BMWP es superior a 120 el agua es de muy buena calidad; si es inferior a 60 hay problemas de contaminación (Roldán, 2003).
Índice ASPT (ASPT)	Adimensional	El <i>Average Score Per Taxa</i> (ASPT) es el BMWP dividido por el número de familias presentes. Valores cercanos a 10 muestran aguas limpias; registros próximos a uno ocurren en sistemas contaminados (Roldán, 2003).

Tabla 2. Determinantes hidráulicos y de calidad del agua seleccionados para el IEL. Se indican entre paréntesis las abreviaturas empleadas en la figura 4.

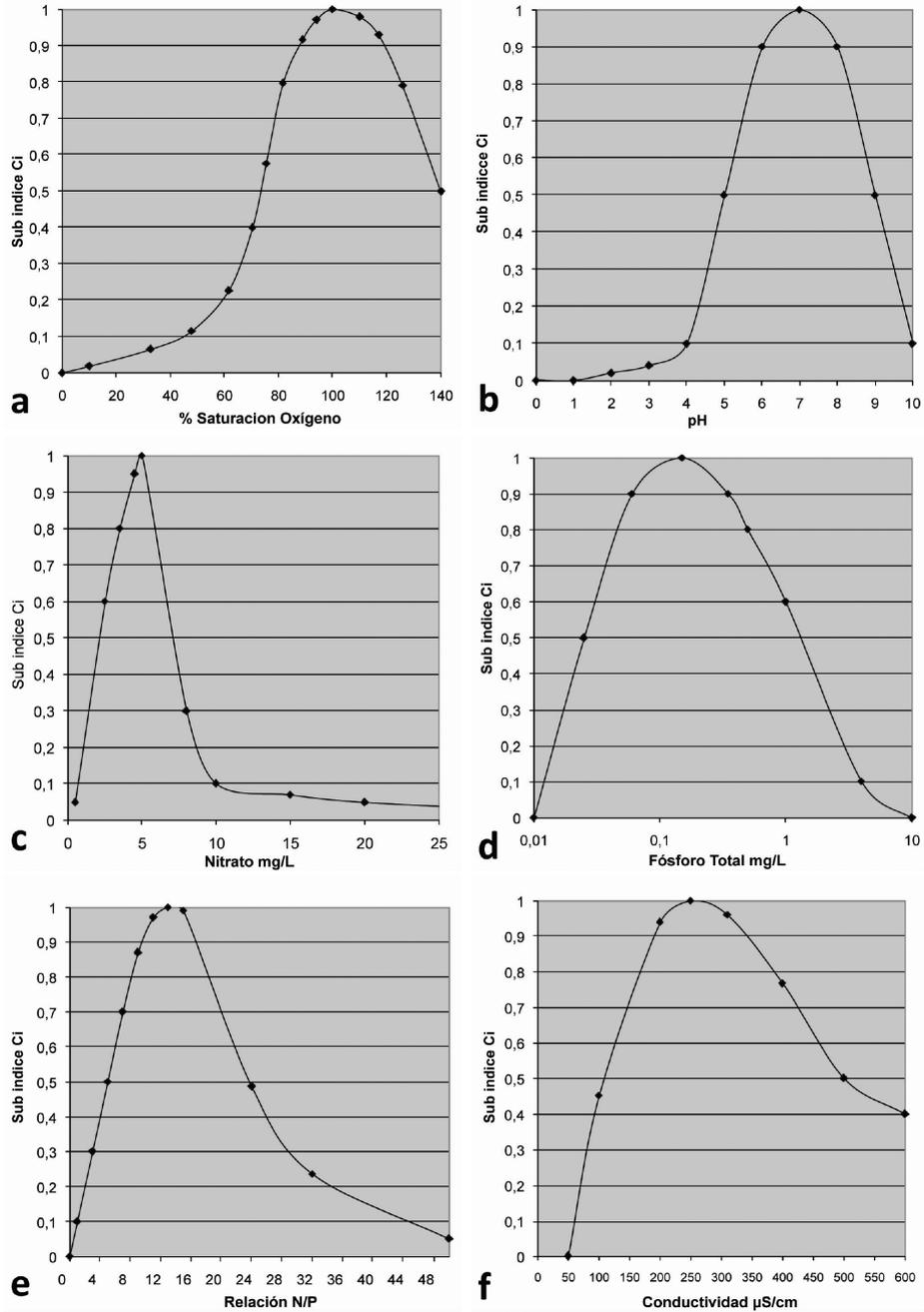


Figura 2. Curvas de calidad de las variables químicas utilizadas en la elaboración del IEL de la ciénagas del Canal del Dique. a) Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, b) pH, c) Nitrato, d) Fósforo total, e) Relación N:P, f) Conductividad.

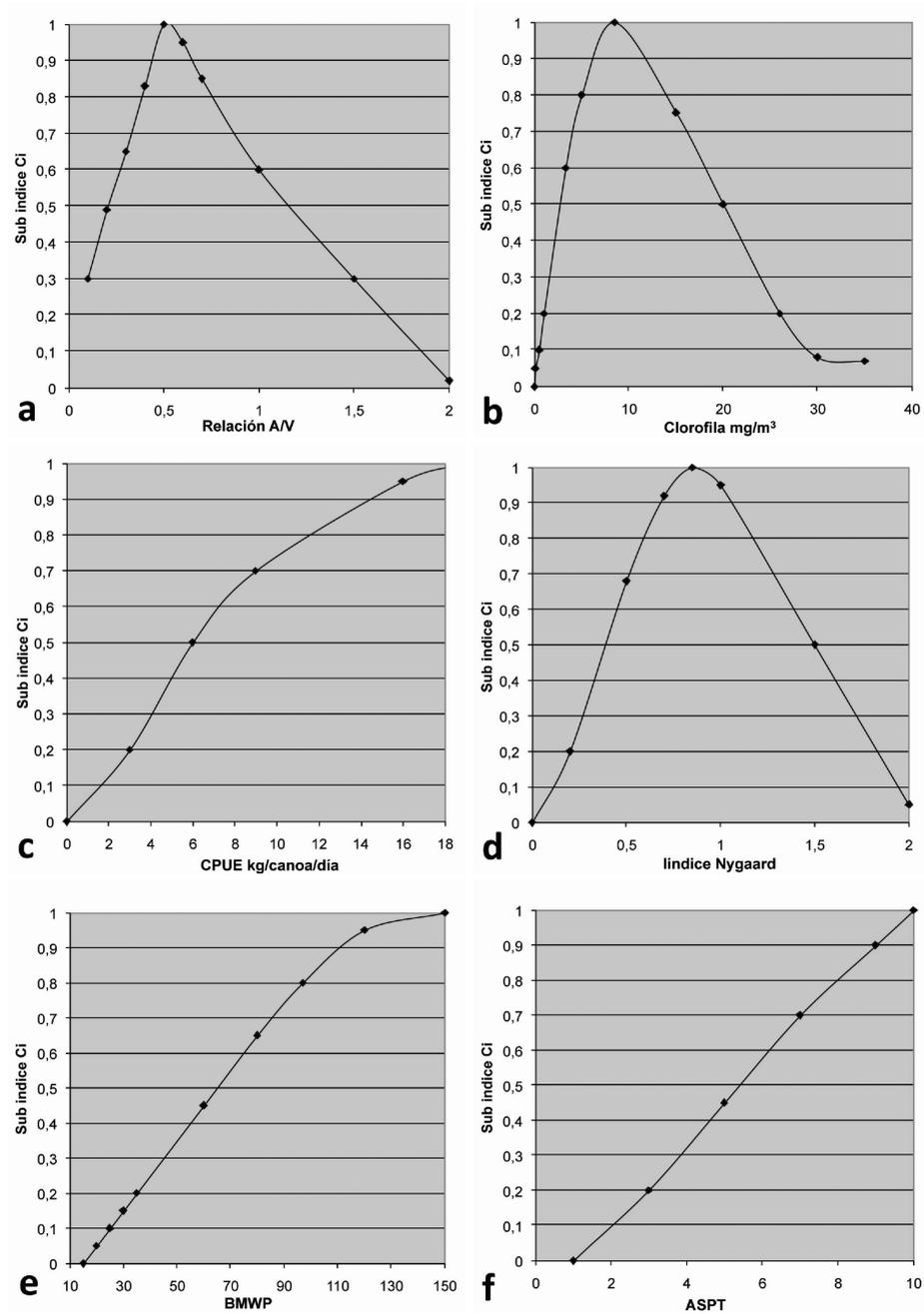


Figura 3. Curvas de calidad de la variación área:volumen y de las variables biológicas utilizadas en la elaboración del IEL de la ciénagas del Canal del Dique. a) Relación A:V, b) Concentración de clorofila a, c) Abundancia de peces medida como captura por unidad de esfuerzo pesquero (CUEP), d) Índice de Nygaard para el fitoplancton, e) Índice BMWP para macroinvertebrados, f) Índice ASPT para los macroinvertebrados.

$$IEL = \sum_{i=1}^n V_i \cdot C_i \cdot 100 \quad (1)$$

Se propuso también un índice parcial (IELP) en el que se removieron las variables Captura por Unidad de Esfuerzo Pesquero (CPUE), índice de Nygaard, índice BMWP e índice ASPT, ya que en muchas ocasiones no se dispone de la información necesaria para calcular estas determinantes biológicas. En la Tabla 3 se incluyen los puntajes de ponderación reasignados para el cálculo del IELP, los cuales corresponden en proporción a los mismos porcentajes asignados a las variables en el IEL. Con el fin de establecer el estado limnológico de las ciénagas del Canal del Dique, se construyó una escala de interpretación para el IEL y para el IELP.

Variable	Unidades	Justificación del puntaje para el IEL	Valor (Vi) IEL	Valor (Vi) IELP
% de Saturación Oxígeno Disuelto	%	Puntaje alto debido al papel vital del oxígeno para los organismos	0,15	0,15
pH	Unidades	Puntaje menor por la relativa estabilidad de este parámetro en las ciénagas	0,05	0,1
Concentración de Nitratos	mg L ⁻¹	Puntaje intermedio por la importancia moderadamente alta de este nutriente	0,1	0,15
Concentración de Fósforo Total	mg L ⁻¹	Puntaje intermedio por la importancia moderadamente alta de este nutriente	0,1	0,15
Relación Nitratos /Fosfatos - N:P		Puntaje intermedio por ser un indicador del nutriente limitante en el agua	0,1	0,15
Conductividad	µS cm ⁻¹	Puntaje menor por los valores relativamente normales de este parámetro en las ciénagas	0,05	0,075
Relación Área/ Volumen de las ciénagas - A:V		Puntaje menor por su influencia indirecta en las características fisicoquímicas	0,05	0,075
Concentración de Clorofila- <i>a</i>	mg m ⁻³	Puntaje alto dentro de las variables biológicas por el papel de las algas en la captación de energía.	0,1	0,15
CPUE - Índice de producción pesquera	kg canoa día ⁻¹	Puntaje mayor dentro de las variables biológicas por la importancia de la pesca en las ciénagas.	0,15	—
Índices de Nygaard		Puntaje moderadamente alto dentro de las variables biológicas por la aplicabilidad de este índice a sistemas lénticos.	0,07	—
Índice BMWP		Puntaje bajo por el origen del BMWP como un índice para ríos.	0,04	—
Índice ASPT		Puntaje bajo por el origen del ASPT como un índice para ríos.	0,04	—
SUMATORIA			1	1

Tabla 3. Subíndices de importancia (Vi) asignados a las variables utilizadas para la construcción del IEL y del IELP. Los puntajes de las variables fisicoquímicas para el IELP son, en proporción, semejantes a los de las mismas variables en el IEL.

RESULTADOS

EL ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO (IEL) Y SU INTERPRETACIÓN

La interpretación propuesta a los rangos en que puede variar el IEL se muestra en la Tabla 4. Los estados limnológicos planteados son crítico, aceptable, adecuado y óptimo y se refieren a la menor o mayor capacidad que tienen las ciénagas para cumplir adecuadamente sus funciones ecológicas. Dichas funciones apropiadas incluyen los siguientes procesos: buena capacidad de amortiguación de inundaciones, alta producción primaria y alta respiración, elevada producción pesquera y digestión activa de la materia orgánica, buena recirculación de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua, transferencia eficiente de energía desde los productores hacia los consumidores y elevada diversidad de las comunidades biológicas.

Valor del IEL	Significado
0 - 40	Estado limnológico crítico. La ciénaga está sometida a fuerte estrés que impide el cumplimiento de la mayoría de sus funciones ecológicas.
41-60	Estado limnológico aceptable. La ciénaga se encuentra dentro de límites aceptables de funcionamiento, pero se presentan disturbios que disminuyen su capacidad de autorregulación.
61-80	Estado limnológico adecuado. La ciénaga cumple la mayoría de sus funciones ecológicas en forma razonable
81-100	Estado limnológico óptimo. La ciénaga cumple todas sus funciones ecológicas adecuadamente.

Tabla 4. Clasificación limnológica propuesta con base en el IEL, aplicable también al IELP.

Los resultados de la aplicación del IEL a las ciénagas del Canal del Dique se muestran en la Tabla 5. En esta tabla también se incluye una ciénaga hipotética en la cual los parámetros que componen el índice tienen valores de máximo deterioro (hipereutroficación, colmatación, saprobiedad, acidez, mineralización alta, baja diversidad biológica y mínima producción pesquera). Bajo estas condiciones teóricas, el índice tiene un valor cercano a 16.

Ciénaga	Valor de IEL	Estado Limnológico
Ciénaga Máximo Deterioro	16,27	Crítico
Palotal	46,90	Aceptable
El Gúajaro	46,98	Aceptable
Jobo	48,70	Aceptable
Juan Gómez	52,85	Aceptable
Honda	52,95	Aceptable
Matuya	53,12	Aceptable
Tupe	54,65	Aceptable
Zarzal	55,75	Aceptable
Capote	56,45	Aceptable
María La Baja	58,20	Aceptable
La Luisa	59,22	Aceptable
Aguas Claras	61,50	Adecuado

Tabla 5. Clasificación del funcionamiento ecológico de algunas ciénagas del Canal del Dique según el IEL.

Con base en el IEL se deduce que solo la ciénaga Aguas Claras presenta un funcionamiento ecológico adecuado. Las demás ciénagas alcanzan valores del IEL entre 46,9 y 59,2, es decir, la mayoría de ellas funcionan aceptablemente; al parecer existen procesos de disturbio que reducen el funcionamiento ecológico correcto. Ninguna ciénaga se acerca a un valor de 80 o superior del IEL y por lo tanto en ninguna se presenta un estado ecológico óptimo, lo que señala que todas están sometidas en mayor o menor grado a procesos de deterioro. En general las ciénagas con un IEL mayor se caracterizan por los altos porcentaje de saturación de oxígeno, pH menos alcalinos, nutrientes en rangos moderados y valores favorables de los indicadores biológicos (BMWP, ASPT, Nygaard, CPUE).

ORDENACIÓN DE LAS CIÉNAGAS CON EL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

El ACP permitió ver los agrupamiento de las ciénagas de acuerdo a sus condiciones limnológicas. El resultado del ACP se presenta en la figura 4, en la que se pueden ver los distintos grupos de ciénagas y las variables que las determinan. Este análisis dejó ver que los dos componentes de la figura 4 (eje x, eje y) explican cerca del 60% de la varianza de los datos. El ACP mostró que las ciénagas de Jobo, Juan Gómez, Matuya, Honda y Palotal forman un grupo de sistemas más o menos uniformes en sus condiciones ecológicas. Las agrupaciones particulares que se pudieron detectar fueron las siguientes: Jobo, Juan Gómez y Matuya concordaron en mostrar una relación A:V más alta (ciénagas poco profundas); Zarzal, Honda, Palotal y Aguas Claras presentan mayores CPUE (ciénagas más productivas en pesca); Capote y María La Baja fueron de aguas más oxigenadas y tuvieron especies de macroinvertebrados propios de aguas más limpias (ciénagas de condiciones menos eutróficas); El Guájaro y La Luisa coincidieron en valores altos de conductividad y mayor cantidad de nitratos (ciénagas más eutróficas).

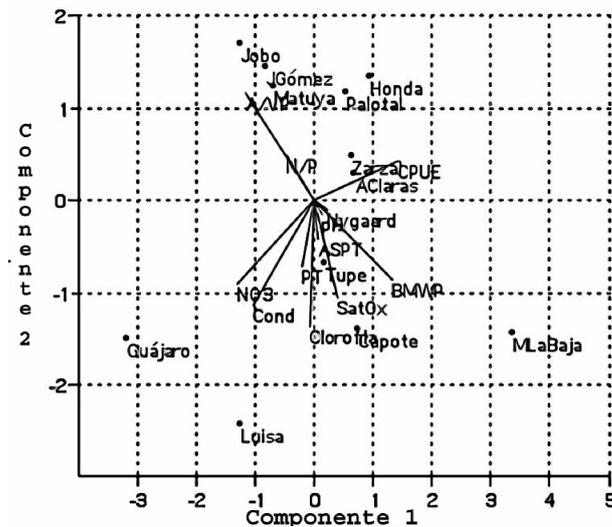


Figura 4. Representación gráfica conjunta de ciénagas y determinantes limnológicos obtenida con el ACP. Las variables se representan mediante vectores (las siglas se relacionan en la Tabla 2).

En la figura 5 se comparan los resultados al aplicar el IEL completo y el IEL parcial. Para el IELP los valores de ponderación (V_i) se modificaron como aparece en la Tabla 3. Como puede observarse, cuando se aplica el IELP, la mayoría de las ciénagas conservan la misma clasificación obtenida con el IEL completo. La asignación del IELP de Aguas Claras baja levemente y queda en el límite entre estado limnológico aceptable y adecuado, mientras que La Luisa sube a la condición de estado limnológico adecuado; sin embargo, los cambios numéricos en el IEL en estas ciénagas son pequeños.

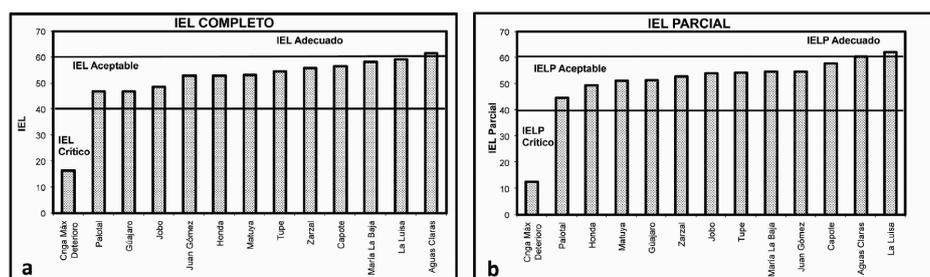


Figura 5. Comparación entre el IEL Completo (a) y el IEL Parcial (b) aplicado a las ciénagas del Canal del Dique.

DISCUSIÓN

VARIABLES DEL IEL Y SU PONDERACIÓN

La estrategia utilizada para la construcción del índice propuesto en este trabajo (la cual se basa en la teoría de los multiatributos, Schultz, 2001) ha sido ampliamente probada en numerosas ocasiones, y esto se refleja en la existencia de más de 30 ICAs, la mayoría desarrollados en Norteamérica y Europa (Fernández *et al.*, 2003). No obstante, todos estos índices se centran en los aspectos fisicoquímicos. Incluso a escalas espaciales mayores, se utilizó la misma estrategia de multiatributos para desarrollar un índice multimétrico para evaluar la salud ecológica del delta del río Liaohe en China mediante variables físicas obtenidas con sensores remotos (Weiguo *et al.*, 2005). Por su parte, los índices de integridad biótica (IIBs) se restringen a los aspectos biológicos de un grupo determinado (Karr, 1991). El IEL propuesto en el presente documento aborda, con este enfoque de los multiatributos, la integración de los dos aspectos (físicoquímico y biótico), para obtener una sola formulación que de una idea del funcionamiento limnológico de las ciénagas. Dicha integración constituye un aporte nuevo al tema de la construcción de índices ecológicos y de calidad en el ámbito colombiano.

Por otra parte, a diferencia de los ICAs, el IEL no pretende detectar solamente el grado de contaminación de los ecosistemas evaluados, sino establecer en un marco más amplio, la "salud" de estos cuerpos de agua. Dicha salud o estado limnológico debe entenderse como el mantenimiento de la funcionalidad de las ciénagas en cuanto a su alta productividad, sus condiciones tróficas adecuadas, su elevada riqueza biológica y su papel en la amortiguación de inundaciones, entre otros aspectos. En otras palabras, el estado limnológico o salud de las ciénagas se refiere a la integridad ecológica necesaria para que estos ambientes tengan estabilidad, sostenibilidad y autorenovación a largo plazo (Ross *et al.*, 1997).

La asignación de los factores de ponderación (Vi, Tabla 3) da a las variables fisicoquímicas un 60% de importancia y las variables bióticas un 40%. Este mayor puntaje otorgado al componente fisicoquímico es un reconocimiento al papel rector de las variables abióticas sobre los organismos y su funcionalidad (Margalef, 1980). Por su parte, el peso más alto concedido al oxígeno disuelto y a los nutrientes obedece al rol que juegan estos parámetros en el buen desarrollo de las algas, los invertebrados y los peces (Wetzel, 2001). En cuanto a lo biótico, la concentración de clorofila a y la biomasa de peces son las variables biológicas de mayor relevancia, ya que se asocian de manera directa con la productividad biológica (primaria y secundaria) de las ciénagas (Brazner *et al.*, 2001).

Aunque los índices BMWP y ASPT no son los más apropiados para los sistemas lénticos, ya que originalmente se desarrollaron para ambientes lóticos, los datos muestran que en las ciénagas del Canal del Dique hay una buena relación entre la mayor saturación de oxígeno y la presencia de familias propias de aguas limpias. Hay algunos ensayos de adaptación del BMWP a sistemas cenagosos de la región Caribe. Al respecto, Oyaga *et al.*, 2003, con base en un estudio en El Guájaro, proponen varias familias de macroinvertebrados que se podrían incluir en un BMWP ajustado a los ambientes lagunares de la zona. Por su parte, Martínez, 2009, en una investigación sobre los macroinvertebrados como indicadores de calidad del agua en las ciénagas de Zapatosa, Mata de Palma y La Pachita, utilizó el BMWP y encontró que los valores relativamente altos de este índice (determinados para la comunidad de macroinvertebrados asociados a raíces de macrófitas) se corresponden con buenas características fisicoquímicas del agua.

EL IEL Y SU APLICACIÓN A LAS CIÉNAGAS DEL CANAL DEL DIQUE

El estado limnológico de las ciénagas del Canal del Dique determinado en este trabajo equivale a una situación intermedia, ya que se basa en promedios de las variables utilizadas, tomadas en distintos momentos y en diferentes años. Por lo tanto, los resultados deben tomarse dentro de dicho contexto. Muy seguramente la utilización del índice con datos nuevos o de momentos concretos en el tiempo, podría cambiar la clasificación de las ciénagas que se obtuvo en este estudio. Aún así, debe resaltarse que dicha categorización es un resultado complementario al fin principal de este trabajo, el cual fue de proponer un índice que valore las condiciones limnológicas de las ciénagas del Canal del Dique.

Como se mencionó anteriormente, el estado limnológico no debe interpretarse solo como una valoración de la calidad del agua de las ciénagas. Dicho estado se refiere además a otras condiciones que tienen que ver con la integralidad ecológica de estos ambientes acuáticos. Los resultados muestran que la mayoría de las ciénagas contempladas tiene un estado aceptable, lo cual implica que a pesar de desenvolverse moderadamente bien desde el punto de vista ecosistémico, presentan algunos problemas que limitan su funcionalidad. Tal es el caso de Palotal, Jobo y Juan Gómez, en las que hay una menor oxigenación del agua (en la figura 4 forman un grupo opuesto a los ambientes de mayor saturación de oxígeno), y esto posiblemente obedece a mayores cargas de materia orgánica, como se ha demostrado en otros ecosistemas similares (Ramos *et al.*, 2006). De igual manera, la menor oxigenación de sus aguas puede estar relacionada con bajas concentraciones de clorofila fitoplanctónica, lo cual indicaría

que las microalgas tiene un menor desarrollo en dichas ciénagas, algo similar a lo registrado en la ciénaga de Jotaudó por Asprilla *et al.*, 1998, donde la abundancia de algas, la cantidad de clorofila y la concentración de oxígeno son reducidas. Los bajos valores del IEL, en especial en El Guájaro, también podrían estar asociados a la alta conductividad, puesto que las elevadas concentraciones de iones disueltos provocan estrés osmótico en el fitoplancton (Agrawal, 1999), en los macroinvertebrados (Kefford *et al.*, 2004) y en los peces (Gonzalez *et al.*, 2005). Posiblemente la fuerte intervención humana a que está sometido este embalse (descarga de aguas servidas de los municipios y corregimientos circundantes, disposición de basuras en el área de influencia, caza y pesca indiscriminada, descarga de plaguicidas organoclorados, deforestación de las laderas aledañas, Oyaga *et al.*, 2003) influya en su baja calificación del IEL, pero debe también tenerse en cuenta que la alta conductividad podría ser de origen natural en esta región estuarina (sustratos geológicos compuestos por depósitos ricos en sales, CORMAGDALENA y LEH, 2007).

Es importante hacer notar que dentro de la categoría de aceptable, algunas ciénagas tienen puntajes mayores (María La Baja y La Luisa), los cuales las acercan más a condiciones adecuadas. En estos sistemas, hay más oxígeno disuelto, mayor concentración de clorofila y una relación área/volumen baja (tienden a ser más profundas que otras ciénagas), lo cual asegura mejores condiciones para el funcionamiento de estos ecosistemas. También hay que resaltar que incluso las ciénagas con menor calificación del IEL están lejos del valor hipotético calculado para una ciénaga en el peor estado de deterioro (16,2 Tabla 5). Es decir, que a pesar de la intensa intervención humana en las ciénagas del Canal del Dique, ninguna ha alcanzado condiciones de alteración tales, que hagan imposible su recuperación.

De los cuerpos de agua con mayores puntajes del IEL, Zarzal y Aguas Claras fueron también los que en el ACP se agruparon por una alta productividad pesquera. A su vez, otros sistemas con altos puntajes como Capote y María La Baja, mostraron en el ACP tendencia a agruparse por su mayor saturación de oxígeno disuelto y por una composición de macroinvertebrados (BMWP) propia de aguas limpias. Hay por tanto una buena congruencia entre las agrupaciones del ACP y la clasificación obtenida con el IEL. La Luisa es la excepción, ya que a pesar de su buena calificación del IEL, en el ACP se acercó al embalse del Guájaro (de menor IEL), básicamente por la elevada conductividad y las concentraciones altas de nitratos. No obstante, La Luisa tuvo también altas concentraciones de clorofila, indicio de buena producción primaria.

La aplicación del IEL y del IELP arrojó una categorización similar de los ecosistemas lénticos del Canal del Dique, con pequeñas variaciones. Al parecer, el IEL completo discrimina mejor las condiciones ecológicas de las ciénagas al tener en cuenta los indicadores bióticos, pero el IELP no muestra resultados muy diferentes. En otras palabras, los índices bióticos ayudan a entender y explicar mejor el estado limnológico de las ciénagas y por ello se recomienda utilizar el IEL que los incluye. No obstante los resultados señalan que los dos índices podrían utilizarse indistintamente.

Los datos limnológicos de otras ciénagas de la región interior de la Llanura Caribe muestran que los ambientes cenagosos del Canal del Dique son semejantes a aquellas en varios aspectos. Por ejemplo, en la ciénaga Patícos, perteneciente al complejo de Ayapel, Montoya y Aguirre, 2009, registraron valores promedio de oxígeno disuelto

(5,85 mg l⁻¹), pH (7,02) y conductividad (56,2 mS cm⁻¹) próximos a los medidos en el complejo lagunar del Canal del Dique. En las ciénagas de Zapatosa, Mata de Palma y La Pachita, alimentadas por el río Cesar, la conductividad varía entre 216 y 380 mS cm⁻¹, el pH fluctúa entre 6,8 y 9 y el oxígeno disuelto oscila entre 4,4 y 10,9 mg l⁻¹ (Martínez, 2009). Los datos fisicoquímicos de estas ciénagas y de las del Canal del Dique están dentro de los rangos registrados por Roldán, 1992, en este tipo de ecosistemas. Por lo tanto, se podría especular que el IEL podría ser aplicable a ciénagas con similares condiciones a las del Canal, con los debidos estudios que permitan un ajuste apropiado. Evidentemente, para una evaluación más detallada del funcionamiento ecológico de un sistema cenagoso, el análisis que se obtiene con el IEL (o con cualquier otro índice de integridad ecológica o de calidad del agua) debe acompañarse de la interpretación complementaria que aporta la valoración directa de las variables ambientales y de las comunidades biológicas. El IEL debe tomarse como una herramienta de evaluación y monitoreo, pero no reemplaza los estudios ecológicos detallados, necesarios para una estimación juiciosa de los ecosistemas acuáticos. En ejercicios similares, se ha visto sin embargo, que un enfoque multimétrico es de gran utilidad para obtener un diagnóstico más exacto del estado ecológico de los cuerpos de agua (Torrise *et al.*, 2010). Para establecer la salud ecológica del río Tenna en Italia, estos autores utilizaron variables similares a la empleadas en el presente trabajo (un índice biótico de macroinvertebrados, un índice de diatomeas, la conductividad y las concentraciones de oxígeno disuelto, fosfatos, nitratos, amonía, entre otras). En dicho estudio se vió que la comunidad de algas reacciona mejor a la eutroficación, mientras que los macroinvertebrados son más sensibles a las alteraciones estructurales y a las condiciones físicas del sistema acuático, respuestas que justifican tener en un mismo índice a los dos grupos biológicos. En síntesis, los resultados muestran que en general el estado limnológico de las ciénagas del Canal del Dique es aceptable, lo que sugiere que estos ecosistemas lénticos se encuentran dentro de los límites admisibles de funcionamiento. Sin embargo, la inexistencia de ambientes en estado óptimo y la baja cantidad de ciénagas en estado adecuado sugieren que se presentan disturbios en este complejo cenagoso que disminuyen en buen grado la capacidad de autorregulación de la mayoría de sus ciénagas. Es muy probable que las diferentes obras ejecutadas en el Canal del Dique a lo largo de los años hayan afectado las ciénagas, lo cual se refleja en que el estado limnológico de la mayoría de ellas no es el ideal, sobretudo en lo referente a la producción pesquera y a los cambios morfométricos.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio se desarrolló dentro del Componente Ambiental del Convenio Interadministrativo LEHUN-CM-037/2005 para la realización de estudios e investigaciones de las obras de restauración ambiental y de navegación del Canal del Dique, desarrollado por la Universidad Nacional de Colombia (Laboratorio de Ensayos Hidráulicos – LEH) y CORMAGDALENA. Los autores agradecen a dichas instituciones y a sus funcionarios el apoyo para la ejecución de este trabajo. Igualmente se reconocen los aportes de los profesores Luis Alejandro Camacho, Erasmo Rodríguez, Jaime Iván Ordóñez y Carlos Cubillos, quienes colaboraron de diferentes maneras en la realización

de este trabajo. Se agradecen también las observaciones de los evaluadores anónimos que mejoraron sustancialmente el documento.

BIBLIOGRAFÍA

- AGRAWAL SC. Limnology. New Delhi: APH Publishing Corporation; 1999.
- AGUAS DE CARTAGENA S.A.E.S.P. Monitoreo fisicoquímico y biológico del sistema lagunar de Juan Gómez. Cartagena: Aguas de Cartagena S.A.E.S.P. Contrato de Consultoría N.º 083-2004; 2005.
- ALBA-TERCEDOR J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería. 1996;2:203-213.
- ALVARADO M, editor. Canal del Dique. Plan de restauración ambiental (primera etapa). Barranquilla: Ediciones Uninorte; 2001.
- ARIAS P. Las ciénagas de Colombia. Divulgación Pesquera INDERENA. 1985;22(3-5):38-70.
- ASPRILLA S, RAMÍREZ JJ, ROLDÁN G. Caracterización limnológica preliminar de la ciénaga de Jotaudó (Chocó, Colombia). Actualidades Biológicas. 1998;20(69):87-107.
- BARBOUR MT, GERRITSEN J, SNYDER BD, STRIBLING JB. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. Washington, D.C: EPA Document No. 841-B-99-00; 1999.
- BARBOUR MT, SWIETLIK WF, JACKSON SK, COURTEMANCH DL, DAVIES SP, *et al.* Measuring the attainment of biological integrity in the USA: A critical element of ecological integrity. Hydrobiologia. 2000;422/423:453-464.
- BRAZNER JC, SIERZEN ME, KEOUGH JR, TANNER DK. Assessing the ecological importance of coastal wetlands in a large lake context. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. 2001;26:1950-1961.
- BRAZNER JC, DANZ NP, NIEMI GJ, REGAL RR, TREBITZ AS, *et al.* Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: A multi-assemblage approach. Ecol Indic. 2007;7(3):610-635.
- CARDIQUE, CRA, CARSUCRE, CORMAGDALENA, UAESPNN. Caracterización y diagnóstico analítico de la cuenca hidrográfica del Canal del Dique y de su zona de influencia directa. Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del Canal del Dique. Cartagena: CARDIQUE, CRA, CARSUCRE, CORMAGDALENA, UAESPNN; 2006.
- CARLSON R. A trophic state index for lakes. Limnol Oceanogr. 1977;22:361-369.
- CASTRO D. Desarrollo de un índice de diatomeas perifíticas para evaluar el estado de los humedales de Bogotá [tesis de maestría]. Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia; 2009.
- CONSORCIO HIDROESTUDIOS S.A., GEOINGENIERIA LTDA. Campañas hidrobiológicas y análisis de calidad ecosistémica en el complejo cenagoso aledaño al Canal del Dique, incluido el recurso pesquero. Bogotá: Ministerio de Medio Ambiente; 2002.
- CORMAGDALENA, LABORATORIO DE ENSAYOS HIDRÁULICOS DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (LEH). Recopilación y síntesis de la información geológica y geomorfológica de la ecorregión del Canal del Dique. Bogotá: Cormagdalena, Universidad Nacional de Colombia; 2007.

CURRY B. An environmental tolerance index for ostracodes as indicators of physical and chemical factors in aquatic habitats. *Palaeogeogr Palaeocl.* 1999;148:51-63.

DOJLIDO J, RANISZEWSKI J, WOYCIECHOWSKA J. Water quality index applied to river in the Vistula River Basin in Poland. *Environ Monit Assess.* 1994;33:33-42.

ESTEVEZ F. Fundamentos de limnología. Rio de Janeiro: Ed. Interciencia Ltda-FINEP; 1988.

FERNÁNDEZ N, RAMÍREZ A, SOLANO F. Índices fisicoquímicos de calidad del agua. Un estudio comparativo. En: Universidad del Valle – Instituto CINARA. Memorias de la Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible. Cali: Universidad del Valle – Instituto CINARA; 2003. p. 211-219.

FERREIRA M, RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ P, AGUIAR F, ALBUQUERQUE A. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index. *Ecol Indic.* 2005;5:137-149.

GONZALEZ R, WILSON R, WOOD C. Ionoregulation in tropical fishes from ion-poor, acidic blackwaters. En: Val A, Almeida-Val V, Randall D, editors. *The physiology of tropical fishes.* Amsterdam: Elsevier – Academic Press; 2005. p. 397-442.

HARRIS J, SILVEIRA R. Large-scale assessments of river health using an index of biotic integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biol.* 1999;41:235-252.

HILL B, HERLIHY A, KAUFMANN P, DECELLES S, BORGH M. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecol Indic.* 2003;2:325-338.

HILSENHOFF W. An improved biotic index of organic stream pollution. *Gt Lakes Entomol.* 1987;20(1):31-39.

HU T, WANG H, LEE H. Assessment of environmental conditions of Nan-Shih stream in Taiwan. *Ecol Indic.* 2007;7(2):430-441.

JACKSON SK, DAVIS W. Meeting the goal of biological integrity in water-resource programs in the US Environmental Protection Agency. *J N Am Benthol Soc.* 1994;13:592-597.

JIANG J, SHEN Y. Use of the aquatic protozoa to formulate a community biotic index for an urban water system. *Sci Total Environ.* 2005;346:99-111.

JORDAN SJ, VAAS PA. An index of ecosystem integrity for Northern Chesapeake Bay. *Environ Sci Policy.* 2000;3:S59-S88.

KARR JR. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecol Appl.* 1991;1(1):66-84.

KEFFORD B, DALTON A, PALMER C, NUGEGODA D. The salinity tolerance of eggs and hatchlings of selected aquatic macroinvertebrates in south-east Australia and South Africa. *Hydrobiologia.* 2004;517:179-192.

KUNG H, YING L, LIU YC. A complementary tool to water quality indices: fuzzy clustering analysis. *Water Resour Bull.* 1992;28:525-533.

LANDSON AR, WHITE LJ, DOOLAN JA, FINLAYSON BL, HART BT, *et al.* Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biol.* 1999;41:453-468.

MARGALEF R. La biósfera: entre la termodinámica y el juego. Barcelona: Editorial Omega; 1980.

MARTÍNEZ MA. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua en tres ciénagas del departamento de Cesar, Colombia [tesis de maestría].

Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia; 2009.

MILLER S, WARDROP D, MAHANEY W, BROOKS R. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecol Indic.* 2006;6:290-312.

MONTOYA Y, AGUIRRE N. Cambios nictemerales de variables físicas y químicas en la Ciénaga de Patícos, complejo cenagoso de Ayapel, Colombia. *Revista de Biología Tropical.* 2009;57(3):635-646.

MORALES G. Índices de calidad del agua en el río Medellín. *Revista AINSA.* 1984;4(2):9-22.

OYAGA R, MOSQUERA D, MAURY H, CASTRO J, GALLARDO L, TOLOZA E. Bioindicadores macroinvertebrados para la evaluación de contaminación acuática en el embalse El Guájaro, departamento del Atlántico. En: Universidad del Valle – Instituto CINARA. *Memorias de la Conferencia Internacional Usos Múltiples del Agua: Para la Vida y el Desarrollo Sostenible.* Cali: Universidad del Valle – Instituto CINARA; 2003. p. 44-47.

PAYNE I. *The Ecology of Tropical Lakes and Rivers.* New York: John Wiley; 1986.

PINILLA G. *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia.* Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano; 2000.

PINILLA G. *Ecología del fitoplancton en un lago amazónico de aguas claras (Lago Boa, Caquetá Medio, República de Colombia).* Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano; 2005.

PINILLA G. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogota city, Colombia. *Ecol Indic.* 2010;10(4):848-856.

RAMÍREZ A, VIÑA G. *Limnología colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis.* Bogotá: BP-Exploration, Universidad Jorge Tadeo Lozano; 1998.

RAMOS L, FONTALVO E, LÓPEZ W. Aproximación a las condiciones limnológicas de un plano de inundación del bajo río Magdalena durante un ciclo diario. *Revista Intrópica.* 2006;3:87-100.

REISS K. Florida Wetland Condition Index for depression forested wetlands. *Ecol Indic.* 2006;6:337-352.

RISS W, OSPINA R, GUTIÉRREZ J. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia.* 2002a;24(1):135-156.

RISS W, OSPINA R, GUTIÉRREZ J. Una metodología para el cálculo de valores primarios de bioindicación. *Acta Biol Colomb.* 2002b;7(2):29-35.

ROSS N, EYLES J, COLE D, IANNANTUONO A. The ecosystem health metaphor in science and policy. *The Canadian Geographer.* 1997;41(2):114-127.

ROLDÁN G. *Fundamentos de limnología neotropical.* Medellín: Editorial Universidad de Antioquia; 1992.

ROLDÁN G. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col.* Medellín: Editorial Universidad de Antioquia; 2003.

RYAN PD, HARPER DA, WHALLEY JS. *PALSTAT, Statistics for palaeontologists.* Chapman & Hall; 1995.

SÁNCHEZ E, COLMENAREJO M, VICENTE J, RUBIO A, GARCÍA M, *et al.* Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. *Ecol Indic.* 2007;7:315-328.

SMITH AJ, BODE RW, KLEPPEL GS. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecol Indic.* 2007;7(2):371-386.

STRIBLING J, JESSUP B, WHITE J. Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland streams. Annapolis: Maryland Department of Natural Resources, Report No CBWP-EA-98-3; 1998.

SCHULTZ M. A critique of EPA's index of watershed indicators. *J Environ Manage.* 2001;62:429-442.

THORNE R, WILLIAMS W. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biol.* 1997;37:671-686.

TORRISI A, SCURI S, DELL'UOMO A, COCCHIONI M. Comparative monitoring by means of diatoms, macroinvertebrates and chemical parameters of an Apennine watercourse of central Italy: The river Tenna. *Ecol Indic.* 2010;10(4):910-913.

TOLKAMP HH, GARDENIERS JP. The development of biological water quality assessment in the Netherlands. *Hydrobiol Bull.* 1988;22:87-91.

UNIVERSIDAD DEL NORTE. Caracterización hidrodinámica y sedimentos del Canal del Dique. Contrato 000137-02, IDEHA-E-063-013-03. Barranquilla: Universidad del Norte; 2003a.

UNIVERSIDAD DEL NORTE. Monitoreo de calidad de agua y sedimentos del Canal del Dique y su sistema de ciénagas. Informe Final, Contrato 000137-02, Documento IDEHA-E-063-009-03. Barranquilla: Universidad del Norte; 2003b.

VAN HELMOND CA, BREUKEL RM. Physico-chemical water quality indices. En: Ottens JJ, Claessen FAM, Stoks PG, Timmerman JG, Ward RC, editors. *Monitoring, tailor-made II. Proceedings of an International workshop on information strategies in water management.* Nunspeet: The Netherlands; 1997. p. 475-479.

VIAROLI P, CHRISTIAN R. Description of trophic status, hyperautotrophy and dystrophy of a coastal lagoon through a potential oxygen production and consumption index—TOSI: Trophic Oxygen Status Index. *Ecol Indic.* 2003;3:237-250.

VOLLENWEIDER R, GIOVANARDI F, MONTANARI G, RINALDI A. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics.* 1998;9:329-357.

WEIGUO J, JING L, WENJIE W, ZHIREN X, SHAOZHI M. Assessment of wetland ecosystem health based on RS and GIS in Liaohe River Delta. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2005.* Seoul: IEEE International-Proceedings. 2005;4:2384-2386.

WETZEL RG. *Limnology. Lake and River Ecosystems.* 3 ed. San Diego: Academic Press; 2001.