Check for updates
Artículo completo
Revista Actualidades Biológicas
Actual. Biol. 47(122): e4704, 2025 | Enero-Junio | Medellin | DOI:10.17533/udea.acbi/v47n122a04

Aproximación a un índice de integridad biótica del ficoperifiton en el Complejo Colombiano Cenagoso de Zapatosa

Approach to a biotic integrity index of phycoperiphyton in the Colombian Zapatosa Swamp Complex

Mayra Camila Guerrero-Lizarazo[1*], Gabriel Pinilla-Agudelo[1]

Resumen

Las microalgas son organismos productores utilizados como bioindicadores desde el siglo XIX. Se caracterizan por su rápida reproducción, sus ciclos de vida cortos y la facilidad de su colecta, y aunque su identificación es complicada, se han evaluado otros atributos como sus medidas morfológicas y sus rasgos funcionales, los cuales permiten hacer una rápida y eficiente valoración de estos organismos, subsanando algunos inconvenientes taxonómicos. En este trabajo se desarrolló una herramienta de evaluación de la salud ecosistémica del Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ), basada en la composición y en las características biológicas y ecológicas de la comunidad de algas perifíticas, para determinar su integridad biótica y valorar el estado ecológico de este conjunto de ciénagas. Para ello, se analizó la composición de dichas algas en el CCZ, se evaluaron algunos aspectos de su morfología funcional y se seleccionaron las variables funcionales más apropiadas para la elaboración de un índice de integridad biótica (IIB) de esta comunidad. Los análisis matemáticos y estadísticos mostraron que los atributos seleccionados (dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice, mucílago, colonias, aerotopos y flagelos) fueron razonablemente apropiados para el desarrollo del IIB y que se correlacionaron con algunas variables ambientales. Con los resultados del IIB se discriminaron las condiciones ecológicas de las distintas zonas del CCZ. Sin embargo, el índice propuesto es una primera aproximación, que deberá desarrollarse en el futuro para lograr una herramienta de gestión y predicción eficaz, teniendo en cuenta los cambios estacionales en la hidrología del CCZ.

Palabras clave: morfología algal, morfometría algal, perifiton, rasgos funcionales, salud ecosistémica

Abstract

Microalgae are producer organisms that have been used as bioindicators since the 19th century. Microalgae are characterized by their rapid reproduction, short life cycle, and the ease of collection. Although their identification is complex, other attributes have been evaluated, such as their morphological measurements and functional traits, which allow a quick and efficient assessment of these organisms and address some taxonomic inconveniences. In this work, an evaluation tool for the ecosystem health of the Zapatosa Swamp Complex (ZSC) was developed, based on the

[1] Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

* Autor de correspondencia: mcguerrerol@unal.edu.co

Recibido: abril 18, 2024; aceptado: agosto 20, 2024; publicado: diciembre 04, 2024.

composition as well as biological and ecological characteristics of the periphytic algae community, in order to determine its biotic integrity and assess the ecological state of these swamps. To do so, the composition of algae in the ZSC was analyzed, some aspects of their functional morphology were evaluated, and the most appropriate functional variables were selected for the development of an index of biotic integrity (IBI) of this community. Mathematical and statistical analyses indicated that the selected attributes (maximum linear dimension, biovolume, surface area, silica exoskeleton, mucilage, colonies, aerotopes, and flagella) were suitable for developing the IBI and correlated with the evaluated environmental variables. With the results of the IBI, the ecological conditions of the different areas of the ZSC were discriminated. However, the proposed index is a first approximation that will need further development in the future to become an effective management and prediction tool. It should also take into account seasonal changes in the hydrology of the ZSC.

Keywords: algal morphology, algal morphometry, ecosystem health, functional traits, periphyton

INTRODUCCIÓN

Los bioindicadores son organismos vivos que permiten evaluar la salud ecológica y los cambios ambientales que ocurren en los ecosistemas (Parmar et al., 2016). De los bioindicadores es posible medir diferentes aspectos, desde marcadores bioquímicos, fisiológicos o inmunológicos, que son del nivel celular o tisular de los organismos (Peakall & Shugart, 1992), hasta variables ecológicas poblacionales y comunitarias, tales como la abundancia, la composición y la riqueza (Markert et al., 2003). Dentro de este panorama, los índices de integridad biótica o biológica (IIB) consideran en conjunto una serie de atributos organísmicos y ecológicos de los individuos (Karr, 1991), por lo que pueden ser una manera integral y efectiva de utilizar sus características biológicas para valorar la condición o salud de los ecosistemas.

Se entiende por integridad biótica la capacidad de una comunidad de organismos de soportar y mantener una condición balanceada, integrada y adaptativa, teniendo una composición, diversidad y organización funcional comparables a la de los hábitats naturales de una región (Karr & Dudley, 1981). Las sociedades humanas provocan fuertes afectaciones a los sistemas naturales, ante lo cual se ha propuesto que los sistemas que poseen una alta integridad biótica serían capaces de resistir o recuperarse rápidamente de la mayoría de las perturbaciones naturales y sobreponerse a varios disturbios importantes de origen antrópico (Karr et al., 1986). Así, un sistema biológico es saludable cuando puede expresar su potencial inherente, se mantiene en una condición estable, conserva su capacidad de auto-reparación ante los disturbios y requiere de un mínimo apoyo externo para su gestión.

Un IIB se basa en múltiples parámetros, lo cual es ventajoso cuando el sistema a evaluar es complejo. En su construcción se utiliza tanto el juicio de expertos como la definición de criterios cuantitativos, lo que permite identificar, de manera ordenada y consistente, aquello que es excelente y lo que está en mal estado (Karr et al., 1986; Kerans & Karr, 1994; Wolterbeek et al., 1996). Las métricas o atributos biológicos seleccionados para el índice final deben incluir los aspectos que contengan la información ecológica más apropiada de acuerdo con el objetivo que se persiga (Stribling et al., 1998). Sin embargo, la estructura y el estado real de la comunidad biótica pueden malinterpretarse (Barbour et al., 1999), razón por la cual los atributos que compongan el IIB deben evaluar los factores que mejor se correlacionen con la integridad biótica. Individualmente, cada atributo proporciona información sobre una característica específica del lugar de muestreo y, en conjunto, caracterizan la integridad ecológica subyacente de ese sitio (Karr et al., 1986). El valor final de un IIB permitirá acercarse a la medición del funcionamiento ecológico del sistema. Esto implica pasos de selección, ponderación (valoración), escalado (transformación de los indicadores en medidas adimensionales) y manipulación matemática (Markert et al., 2003).

El primer IIB fue propuesto para la comunidad de peces por Karr (1981), a partir del cual se han hecho numerosos trabajos para desarrollar IIBs en diferentes grupos biológicos y en muchas regiones del mundo, como se puede ver en las revisiones hechas

por Beck y Hatch (2009), Huang et al. (2022) y Vadas et al. (2022). En Colombia, la elaboración de índices de integridad biótica para las comunidades de organismos acuáticos tiene una historia reciente; un primer estudio fue el elaborado por Solano-Figueroa et al. (2011), quienes desarrollaron un IIB para macroinvertebrados de ríos amazónicos del Parque Nacional Natural Amacayacu. En otra aproximación de tipo teórica, Pinilla-Agudelo et al. (2014) propusieron una serie de IIBs de la vegetación ribereña, los peces, los macroinvertebrados y el perifiton, útiles como métodos para la valoración del caudal ambiental en ríos licenciados por las autoridades ambientales. Otros trabajos basados en la comunidad de macroinvertebrados se han llevado a cabo en las ciénagas del Cesar (Martínez-Rodríguez & Pinilla-A, 2014), en sistemas fluviales de la cuenca del río Chicamocha (Vera-Sánchez & Pinilla-Agudelo, 2020) y en el río Ánimas, Boyacá (González-Tuta et al., 2023). Para los peces, se cuenta con un IIB de sistemas lóticos de un bosque seco en Caldas (Bolívar-García et al., 2017) y otro para la comunidad íctica del río Chato (Chocó) (Murillo Asprilla et al., 2018). Hasta la fecha, existe un vacío de conocimiento en el país sobre el desarrollo de índices de integridad biótica basados en datos reales de las comunidades de algas perifíticas; por lo tanto, en este documento se presentan los resultados de la primera investigación que propone un IIB basado específicamente en este grupo biológico, cuyos resultados pueden brindar elementos de juicio para una mejor gestión ecológica, política y social de los recursos hídricos del Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ).

METODOLOGÍA

Área de estudio

La ciénaga de Zapatosa es el mayor reservorio de agua dulce del país, la trampa de sedimentos de la planicie inundable de los ríos Cesar y Magdalena y la zona de amortiguamiento del río Magdalena (Rangel-Ch., 2012). Su principal tributario es el río Cesar proveniente de la Sierra Nevada de Santa Marta. Esta ciénaga es responsable de gran parte de la dinámica hídrica del nororiente colombiano. En épocas de caudales altos el río Magdalena entra en la ciénaga y hace retroceder el río Cesar y en los periodos secos el río Magdalena recibe el agua almacenada en la planicie de inundación. Además de la gran masa de agua principal, existen muchos pequeños sistemas lénticos y canales de comunicación que, en conjunto, conforman el Complejo Cenagoso de Zapatosa (CCZ) (Rangel-Ch., 2012). El clima del CCZ es bimodal-tetraestacional, con un periodo de mayor precipitación que se inicia en septiembre y el consecuente incremento en los caudales entre octubre y diciembre; hay otro periodo de niveles altos entre mayo y julio, pero es notablemente menor (Rangel-Ch., 2012).

Trabajo de campo

Los muestreos se realizaron entre el 15 y el 28 de julio de 2021, periodo correspondiente a un proceso de descenso de la inundación en el CCZ. Para tener diferentes condiciones ambientales y de salud ecológica para la comunidad de ficoperifiton, se hizo una selección de sitios de acuerdo con los siguientes criterios: áreas de mayor riqueza de especies ícticas según el conocimiento de los pescadores locales; usos del suelo y estado de las coberturas vegetales analizados con herramientas cartográficas y con el sistema de información geográfica ArcGIS; y la cercanía o lejanía a los asentamientos humanos. Se consideraron 19 zonas de muestreo dentro del CCZ, de las cuales el Arroyo Alfaro y el caño Montecarlo se comportaron como ambientales lénticos en la época de muestreo. Los otros 17 sitios fueron zonas litorales de sistemas lénticos (figura 1); en la tabla 1 se indican sus coordenadas y otras características generales.

El oxígeno disuelto, el porcentaje de saturación de oxígeno, la temperatura del agua, el pH y la conductividad eléctrica se registraron *in situ* con sondas multiparamétricas Hydrolab y Hanna; la transparencia y la profundidad se evaluaron con un disco Secchi. Las mediciones de estas variables físicas y químicas se hicieron entre las 10 am y las 2 pm. Se llevaron muestras de agua a un laboratorio certificado para realizar análisis de carbono orgánico total (COT), ortofosfatos, calcio, demanda biológica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), turbiedad, hierro, magnesio, sílice, nitrógeno total, nitratos, fósforo total, fosfatos, sulfatos, sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST), dureza total, alcalinidad y coliformes fecales y totales; estas muestras correspondieron la integración de

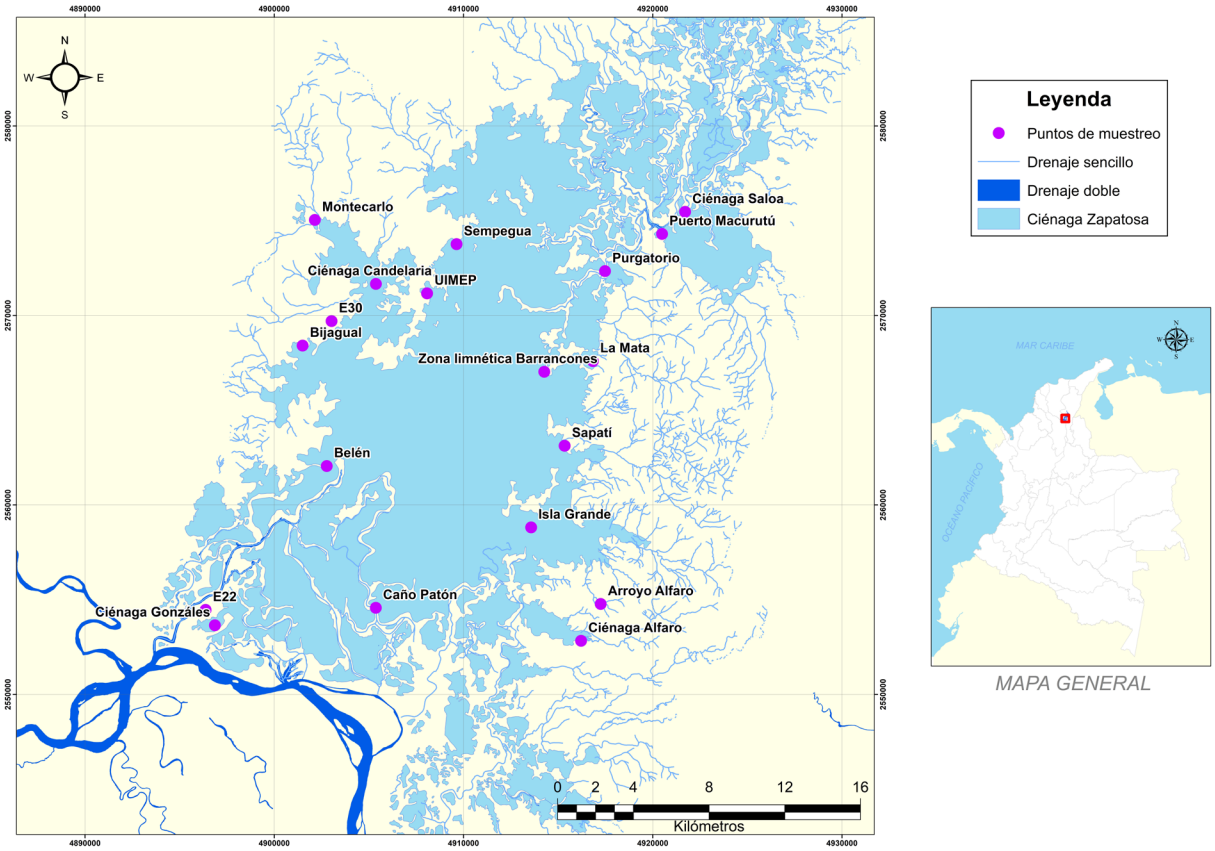

Figura 1. Mapa de los puntos de muestreo en el Complejo Cenagoso de Zapatosa.

agua sub-superficial (20 cm), agua de mitad de la zona fótica y agua de aproximadamente 50 cm por encima del fondo.

Se siguieron los protocolos establecidos por el IDEAM y INVEMAR (2021) para la colecta del perifiton. Se seleccionó el sustrato más representativo y se tomaron fragmentos de este para preservarlos completamente. Se colectaron principalmente trozos de madera de plantas sujetas al sustrato, inmersas en el cuerpo de agua, que se cortaron y se preservaron en un frasco plástico en un medio de agua destilada, etanol 90% y formol al 40% en proporciones 6:3:1 (solución Transeau). Ocasionalmente, se colectaron hojas o tallos de plantas flotantes (dos sitios), o rocas (un sitio), por ser los únicos sustratos disponibles en esos lugares.

Análisis de laboratorio

Los análisis de laboratorio se hicieron en el en Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Los sustratos colectados se rasparon y se determinaron sus áreas. La identificación taxonómica de los individuos se hizo con claves locales y regionales (Bicudo & Menezes, 2006; Dos Santos, 2016; Necchi, 2016) y otras más generales (Bellinger & Sigee, 2015; Wehr et al., 2015). En un microscopio con cámara integrada se evaluaron cuatro láminas portaobjetos por sitio, con toma de fotografías de las algas para hacer las mediciones morfométricas de dimensión lineal máxima, área, relación superficie-volumen S/V y biovolumen. El cálculo del área superficial, la S/V y el biovolumen se basó en los trabajos de Lewis (1976), Hillebrand et al. (1999) y Sun y Liu (2003). Estas medidas morfométricas se realizaron con el programa ImageJ (Rueden et al., 2017) en al menos 20 individuos de cada taxón. También se determinó para cada taxón la ocurrencia de algunos rasgos categóricos o nominales (valvas o exoesqueleto de sílice, organización en filamentos, formación de colonias y presencia de mucilago, aerotopos o flagelos), siguiendo las recomendaciones de Biggs

et al. (1998). Para determinar la abundancia de las algas se contaron los individuos de los taxones presentes hasta obtener al menos 200 individuos de la especie más representativa, para lo cual se usó un microscopio invertido y la técnica de sedimentación en cámaras tipo Utermöhl (Lund et al., 1958). Los resultados de abundancia de las algas se expresaron en individuos por cm^2.

Tabla 1. Ubicación y características generales de los lugares de muestreo en el CCZ

Lugar (abreviatura del sitio)	Tipos de sistema	Coordenadas	Altitud (m s.n.m.)	Usos circundantes
Ciénaga González (CG)	Léntico	N 9°00'33,0" W 73°56'19,2"	28	Cobertura natural
Montecarlo (M)	Lótico (léntico para el momento del muestreo)	N 9°12'10,2" W 73°53'28,0"	22	Ganadería Cobertura natural
Belén (B)	Léntico	N 9°05'17,3" W 73°53'18,7"	26	Cobertura natural Ganadería
Bijagual (BJ)	Léntico	N 9°08'44,1" W 73°54'01,1"	26	Ganadería Cobertura natural
Ciénaga Candelaria (CC)	Léntico	N 9°10'20,4" W 73°51'42,00"	30	Ganadería Cobertura natural
Sempegua (S)	Léntico	N 9°11'29,1" W 73°49'22,40"	29	Cobertura natural
Ciénaga Saloa (CS)	Léntico	N 9°12'25,5" W 73°42'46,5"	26	Cobertura natural
Zona limnética - Barrancones (ZL-B)	Léntico	N 9°07'50,1" W 73°46'49,9"	33	Ganadería Cobertura natural
La Mata (LM)	Léntico	N 9°08'08,60" W 73°45'25,9"	23	Ganadería
Ciénaga Alfaro (C-AL)	Léntico	N 9°01'11,00" W 73°45'11,4"	35	Cobertura natural Agricultura
Sapatí (SAP)	Léntico	N 9°05'42,91" W 73°46'14,40"	25	Ganadería Cobertura natural
E22	Léntico	N 8°59'19,2" W 73°58'08,3"	28	Cobertura natural
E30	Léntico	N 09°09'16,4" W 73°52'58,5	26	Cobertura natural Otras: Balneario
Unidad Integral de Mejoramiento Pesquero (UIMEP)	Léntico	N 09°10'4,3" W 73° 50'13,2"	33	Ganadería Agricultura Cobertura natural
Arroyo Alfaro (AA)	Lótico (léntico para el momento del muestreo)	N 9°00'07,70" W 73°45'45,34"	31	Ganadería
Puerto Macurutú (PM)	Léntico	N 09°11'47,4" W 73°43'26,4"	26	Ganadería Residencial
Purgatorio (PU)	Léntico	N 09°10'43,4" W 73°45'05,1"	28	Ganadería Agricultura Cobertura natural
Isla Grande (IG)	Léntico	N 9°03'22,5" W 73°47'12,1"	30	Cobertura natural
Caño Patón (CP)	Léntico	N 9°01'03,6" W 73°51'40,8"	28	Ganadería

El uso circundante se refiere a la condición observada en los alrededores del área al momento del muestreo. Se incluyen las abreviaturas de los sitios

Construcción del Índice de Integridad Biótica

La construcción del Índice de Integridad Biótica del Ficoperifiton de Zapatosa (IIB-FZ) se inició con el análisis descriptivo de las variables ambientales ("box-plots" o diagramas de cajas y bigotes) y con la escogencia de los sitios de referencia, para lo cual se empleó el análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés) de las variables abióticas y bacteriológicas, a fin de revelar los gradientes ambientales que se forman en la distribución de los sitios de muestreo. El PCA es una técnica robusta que permite detectar este tipo de gradientes en ambientes acuáticos (Fathy et al., 2012) y que se ha utilizado con éxito en los procesos de construcción de índices de integridad biótica para seleccionar tanto las localidades menos deterioradas como las más alteradas (Li et al., 2010; Rodríguez-Olarte et al., 2006; Whittier et al., 2007). Para el presente caso, el PCA permitió hallar los sitios menos contaminados y seleccionarlos como los puntos de referencia. Para escoger los rasgos más representativos del ficoperifiton del CCZ se usó inicialmente la técnica de cajas y bigotes ("box-plots"), basada en los promedios de estas variables por lugar; también se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores promedios por lugar y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas. Se debe señalar que no se emplearon atributos como riquezas o abundancias de taxones considerados tolerantes o intolerantes, dado que no se tiene suficiente información ecológica sobre estas características para los taxones de microalgas de las ciénagas del país.

En segunda instancia, se utilizó el índice señal-ruido (promedio del atributo/valor individual del atributo en cada sitio, Wolterbeek et al. 1996) de las variables morfométricas y funcionales por lugar; los resultados se graficaron por medio de "box-plots" y se realizaron correlaciones de Spearman entre los valores de la señal-ruido y los ejes de ordenación del PCA de las variables abióticas.

Para corroborar la selección de los atributos bióticos que mejor expresaran el gradiente de estrés, se siguieron las indicaciones de Barbour et al. (1999) y de Gerritsen et al. (2000), consistentes en comparar la variabilidad de cada atributo en los sitios de referencia con respecto a los sitios alterados mediante la técnica de "box-plots", lo cual permitió definir las variables que mostraron cambios entre las dos situaciones. También se calculó la Eficiencia Discriminativa (ED) de cada atributo:

$$\boldsymbol{ED = 100x\frac{a}{b}} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

donde a corresponde al número de sitios impactados con un valor del atributo por debajo del percentil 25, en las localidades de referencia si el atributo disminuye con la perturbación, o al número de sitios impactados con un valor del atributo por encima del percentil 75, en las localidades de referencia si el atributo aumenta con la perturbación, y b es el número total de sitios impactados. Valores de ED cercanos al 100% indican que dicho atributo es una métrica adecuada para integrar el IIB-FZ.

La estandarización y puntuación de los atributos seleccionados se realizó mediante el cálculo de las siguientes ecuaciones:

Para los atributos que decrecen con la perturbación:

$$\boldsymbol{Puntaje = \left(100 * \left(\frac{X}{X95 - Xmin}\right)\right)} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

donde X es el valor del atributo en cada sitio, X95 es le percentil 95 de los valores del atributo en todos los sitios y Xmin el valor mínimo registrado de ese atributo.

Para los atributos que aumentan con la perturbación:

$$\boldsymbol{Puntaje = \left(100 * \left(\frac{(Xmax - X)}{(Xmax - X5)}\right)\right)} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

donde X es el valor del atributo en cada sitio, X5 es el percentil 5 de los valores del atributo en todos los sitios y Xmax el valor máximo registrado para ese atributo. El valor final del IIB-FZ para cada sitio es el promedio de la sumatoria de todos los atributos y varía entre 0 y 100 (Gerritsen et al., 2000).

Las escalas del IIB-FZ se establecieron con base en los percentiles 75% y 25% del IIB-FZ de las localidades de referencia, de la siguiente manera: valores mayores al percentil 75% corresponden a sitios con alta integridad biológica de la comunidad;

percentiles entre 50% y 75%, sitios con moderada integridad biológica; percentiles entre 25% y 50%, lugares con mala integridad biológica; y las localidades con valores menores al percentil 25% son de pésima integridad biológica.

RESULTADOS

El ambiente físico, químico y microbiológico del complejo cenagoso

Los resultados completos de las 28 variables físicas, químicas y bacteriológicas medidas en el CCZ se presentan como material suplementario (tabla S1). La figura 2, elaborada con 9 de las 11 variables seleccionadas (con coeficientes de variación mayores al 20% y que no covarían con otras variables), deja ver que la dureza total (25,7 a 76,1 mg/L $CaCO_3$), los sulfatos (10 a 20,3 mg/L SO_4), el carbono orgánico total (3,6 a 25 mg/L) y el sílice (1,1 a 13,4 mg/L SiO_2), fueron los factores relativamente más cambiantes en el complejo cenagoso; igual sucedió con la saturación de oxígeno (tabla S1), que varió entre 2 y 99%. La DBO_5 (2 a 9,5 mg/L O_2) fluctuó de manera moderada y las demás variables tuvieron promedios con tendencia a ser bajos, como ocurrió con la transparencia Secchi (0,62 m, tabla S1), el fósforo total (0,1 mg/L P) y el hierro (0,48 mg/L Fe) (figura 2A). Las bacterias coliformes mostraron registros moderados, con promedios de 1.209 NMP/100 mL para las fecales y 30.266 NMP/100 mL para las totales (figura 2B), pero estas últimas llegaron a valores altos (540.000 NMP/100 mL) en la Ciénaga Alfaro.

El gradiente ambiental del complejo cenagoso

El orden de las 11 variables escogidas se muestra en la figura 3. El hierro y el sílice fueron las variables de mayor peso en el análisis, el cual permite ver varios agrupamientos de estaciones. En un primer grupo, el Caño Patón y el Arroyo Alfaro mostraron una mayor cantidad de coliformes termotolerantes y de hierro, siendo los sitios más contaminados. Las estaciones UIMEP, Purgatorio, E22, Ciénaga Alfaro, Ciénaga González, Ciénaga Candelaria, Ciénaga Saloa e Isla Grande, todas ellas con mayor dureza total, más sílice y una concentración moderada de coliformes totales, conformaron un segundo conjunto caracterizado por aguas más mineralizadas. Una tercera asociación correspondió a La Mata, Zona Litoral Barrancones y Sempegua, lugares que denotaron cantidades de sulfatos y DBO_5 mayores. Por su parte, Montecarlo, Sapatí, Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30 constituyeron la cuarta agrupación, de aguas más transparentes y con menores concentraciones de hierro y coliformes fecales. Al parecer, este grupo fue el de aguas más limpias. Así, con base en el PCA y en observaciones de campo, se seleccionaron cuatro localidades como las mejor conservadas: Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30. Los lugares más deteriorados fueron también cuatro: el Arroyo Alfaro, el Caño Patón, Zona Litoral Barrancones y Sempegua,

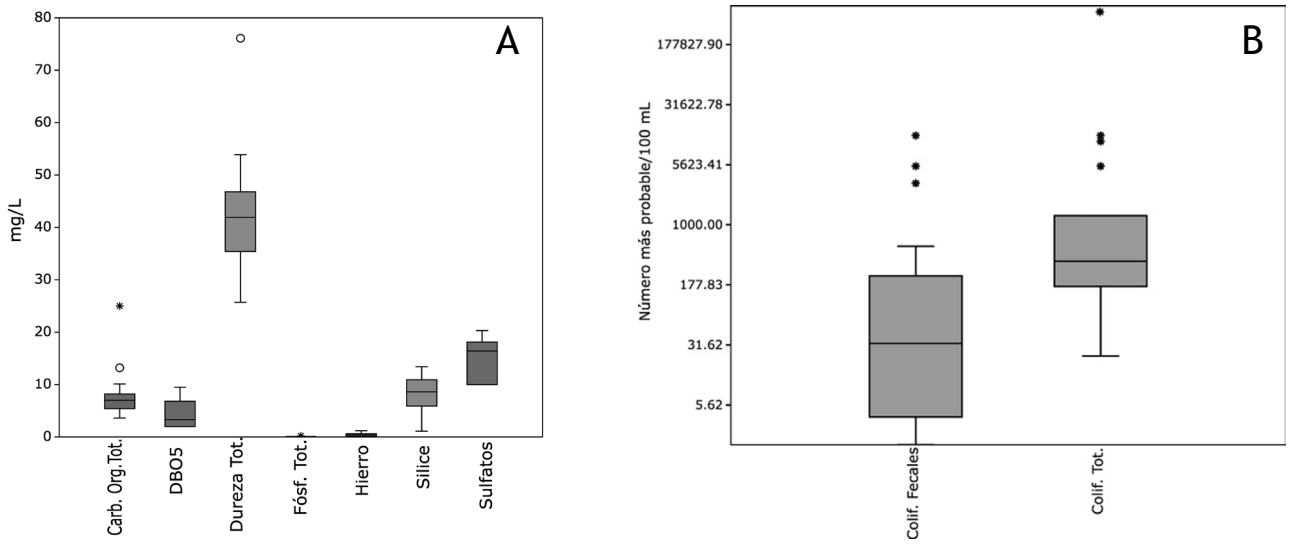

Figura 2. Diagramas de cajas y bigotes (box plots) de las variables ambientales seleccionadas en el CCZ. **A.** Variables físicas y químicas. **B.** Variables bacteriológicas. La escala de los datos de las bacterias coliformes (totales y fecales) se muestra en logaritmo para evidenciar las diferencias.

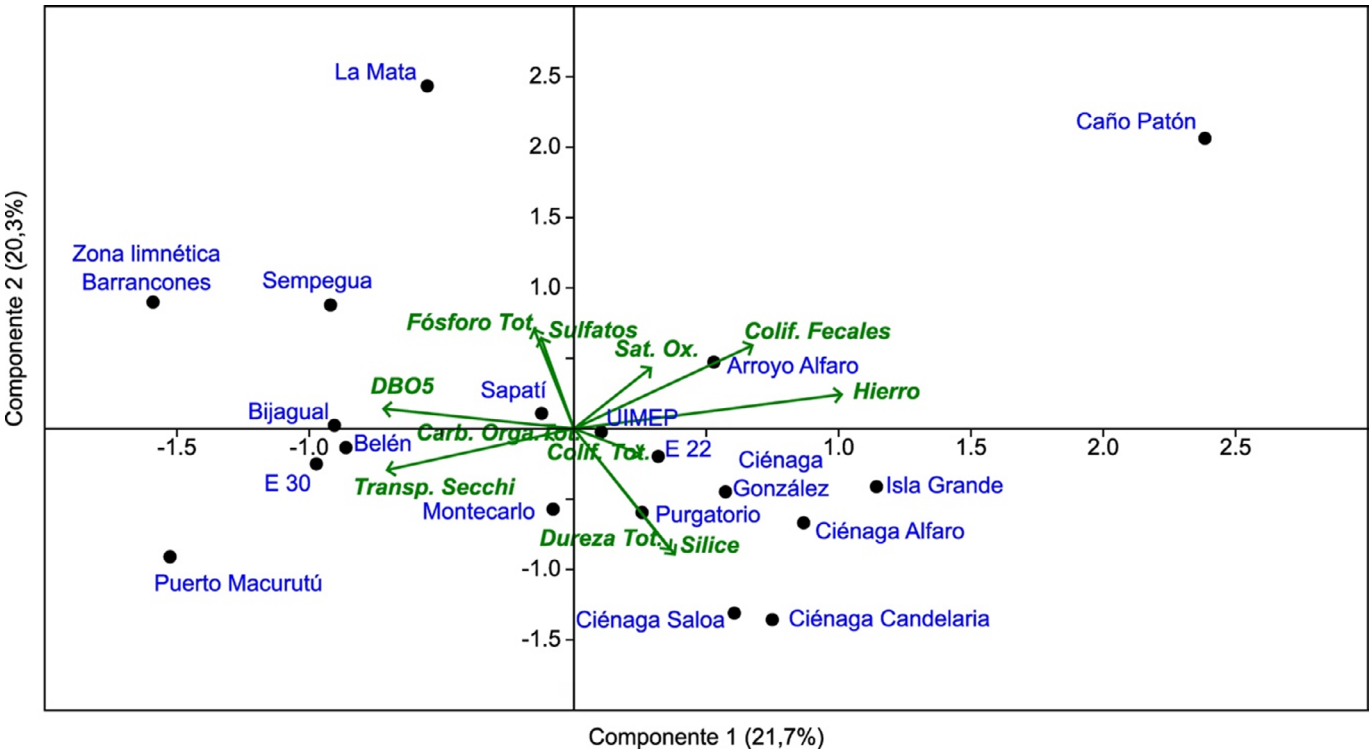

Figura 3. PCA de las variables ambientales. Se tuvieron en cuenta 11 de las 28 variables evaluadas. Los tres primeros ejes explicaron el 59,4% de la varianza. PC1: 21,7%; PC2: 20,3%; PC3: 17,4%.

mientras que los demás sitios (Ciénaga González, Ciénaga Candelaria, Ciénaga Saloa, La Mata, Sapatí, Ciénaga Alfaro, E22, UIMEP, Purgatorio, Isla grande y Montecarlo) se posicionaron en un grado intermedio de contaminación.

El ficoperifiton del CCZ y sus rasgos funcionales en el gradiente de deterioro

El ficoperifiton del CCZ mostró una alta heterogeneidad y una gran variabilidad en su estructura. En total, se encontraron 75 géneros y de ellos 41 estuvieron presentes tanto en los conteos del microscopio invertido como en las fotografías de los análisis morfológicos. Los 35 taxones no medidos pertenecieron a géneros que aparecieron una sola vez o que tuvieron abundancias inferiores al 0,3%; la representación de estos 35 taxones fue apenas del 1,46% en el total de la comunidad. Los filos más abundantes fueron Chlorophyta (algas verdes), Heterokontophyta (diatomeas) y Cyanobacteriota (algas verde-azules), con el 53,6%, 24,4% y 21,9%, respectivamente. Las abundancias absolutas (ind/cm^2) de los 41 géneros se presenta como material suplementario (tabla S2). Los taxones *Aulacoseira* y *Oscillatoria* ocurrieron en todos los sitios de muestreo; *Aulacoseira*, *Cosmarium*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Pinnularia* y *Trachelomonas* se colectaron en más del 50% de las localidades; *Ulnaria*, tuvo abundancias muy variables y solo se encontró en seis sitios.

La comparación de los rasgos funcionales y categóricos de los tres grupos de estaciones (de referencia, moderadamente contaminadas y más degradadas) para cada atributo evaluado se presentan en la figura 4. La dimensión lineal máxima (figura 4A), el biovolumen (figura 4B) y el área superficial (figura 4C) tendieron a ser menores en los lugares de referencia, aunque sin diferencias estadísticas claras. La relación área superficial/biovolumen (figura 4D) fue similar en los tres conjuntos de estaciones. Por su parte, la presencia de exoesqueleto de sílice (figura 4E), la formación de mucílago (figura 4G), la formación de colonias (figura 4H) y la presencia de aerotopos (figura 4I) tuvieron medianas más bajas en los sitios de referencia, pero sin diferencias estadísticas con los otros agrupamientos de sitios. Aunque sin diferencias significativas, fue notable la tendencia

de los rasgos categóricos a tener valores mayores y más variables en el grupo de sitios deteriorados.

El análisis de correlación de Spearman reveló solo una relación estadísticamente significativa entre la presencia de flagelos y el segundo eje del PCA (r= 0,5, p= 0,03) (tabla 2). Este eje se asoció positivamente con la concentración de coliformes fecales y con el hierro (figura 3). Ninguna de las otras variables evaluadas mostró una correlación significativa con los ejes ambientales evaluados. Sin embargo, la presencia de exoesqueleto de sílice tuvo un mayor número de relaciones significativas con los otros atributos categóricos.

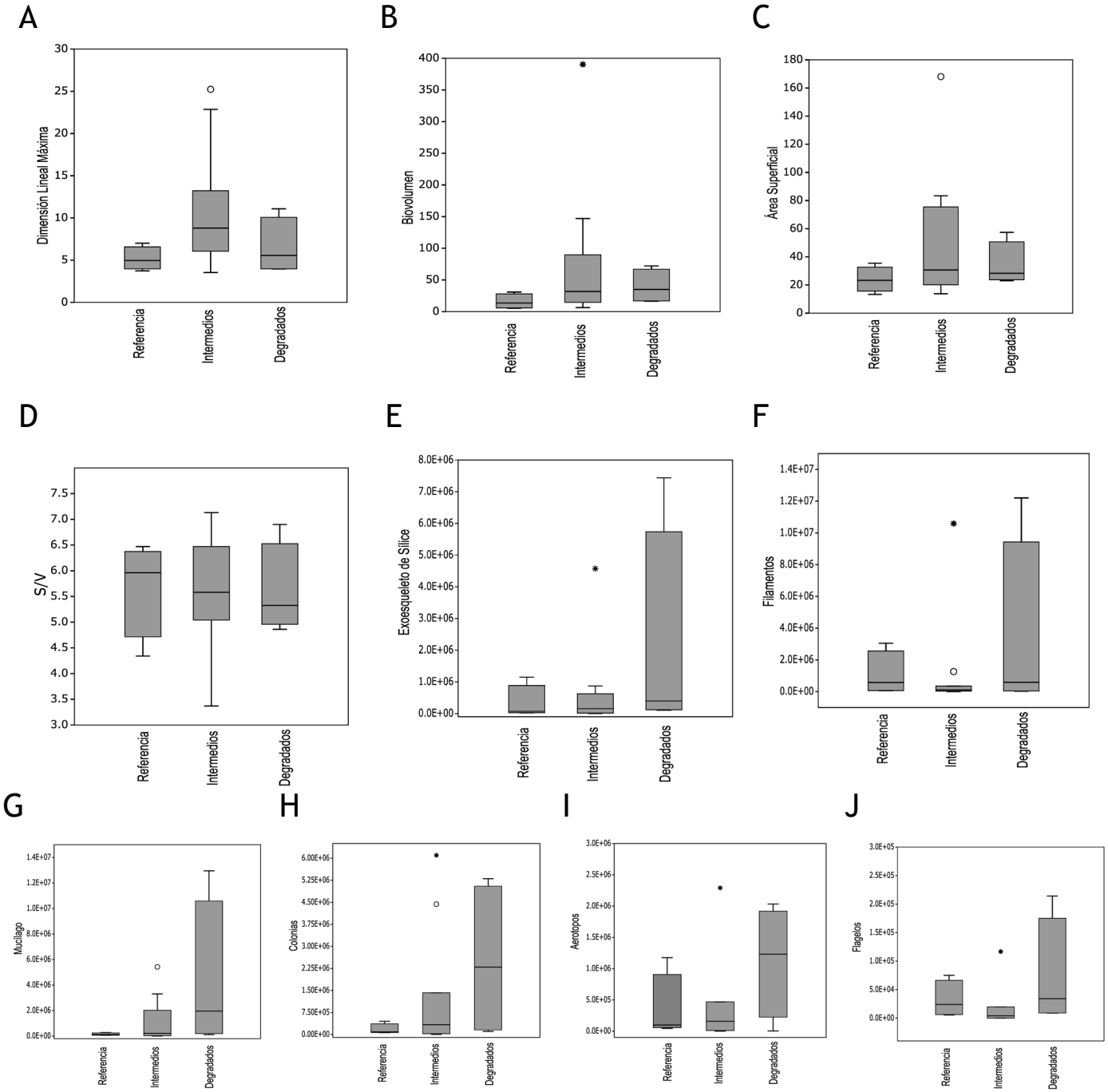

Figura 4. Box-plots comparativos entre lugares de referencia, intermedios y degradados de las medidas morfológicas y de los rasgos categóricos. **A.** Dimensión lineal máxima (µm). **B.** Biovolumen (µm^3). **C.** Área superficial (µm^2). **D.** Índice área superficial/biovolumen (µm^{-1}). **E.** Exoesqueleto de sílice (n). **F.** Formación de filamentos (n). **G.** Mucílago (n). **H.** Formación de colonias (n). **I.** Presencia de aerotopos (n). **J.** Flagelos (n).

Tabla 2. Correlaciones de Spearman entre los rasgos funcionales y los ejes de ordenación del PCA y entre los rasgos morfológicos y los categóricos

	PC2	DLM	Bv	As	Ex	Ff	Mu	Fc	Fl
PC2		0,32	0,32	0,41	0,78	0,73	0,20	0,30	0,03*
Dimensión lineal máxima	-0,24		1,16E-07*	4,50E-08*	0,39	0,57	0,47	0,20	0,81
Biovolumen	-0,24	0,90		7,07E-13*	0,23	0,82	0,57	0,30	0,48
Área Superficial	-0,20	0,91	0,98		0,17	0,48	0,43	0,22	0,72
Exoesqueleto de sílice	0,07	0,21	0,28	0,33		0,0001*	0,0005*	0,0008*	0,50
Formación de Filamentos	0,08	0,14	0,05	0,17	0,76		0,001*	0,006*	0,07
Mucilago	0,31	0,18	0,14	0,19	0,71	0,67		1,72E-11*	0,06
Formación de Colonias	0,25	0,30	0,25	0,30	0,70	0,60	0,97		0,10
Flagelos	0,50	-0,06	-0,17	-0,09	0,16	0,41	0,44	0,38	

El triángulo superior de datos corresponde a la probabilidad y el inferior a los valores de correlación. Se resaltan con asterisco los valores significativos (*$p \leq 0,05$). PC2: valores del segundo eje del PCA, DLM: Dimensión lineal máxima, Bv: Biovolumen, AS: Área superficial, Ex: Exoesqueleto de sílice, Ff: Formación de filamentos, Mu: Mucilago, Fc: Formación de colonias, Fl: Flagelos

Construcción del IIB-FZ: selección de atributos mediante el Índice Señal-Ruido

El índice señal-ruido detecta los atributos de la comunidad que tienen variaciones más amplias al compararse entre sí. De los factores morfológicos, el biovolumen tuvo la variación más amplia, seguido por la dimensión lineal máxima y el área superficial (figura 5A). La relación área/volumen presentó una variabilidad mínima comparada con los demás atributos, por lo que no es una característica útil para la elaboración del IIB-FZ. Todas las variables categóricas presentaron una variabilidad suficiente para realizar con ellas los análisis posteriores (figura 5B).

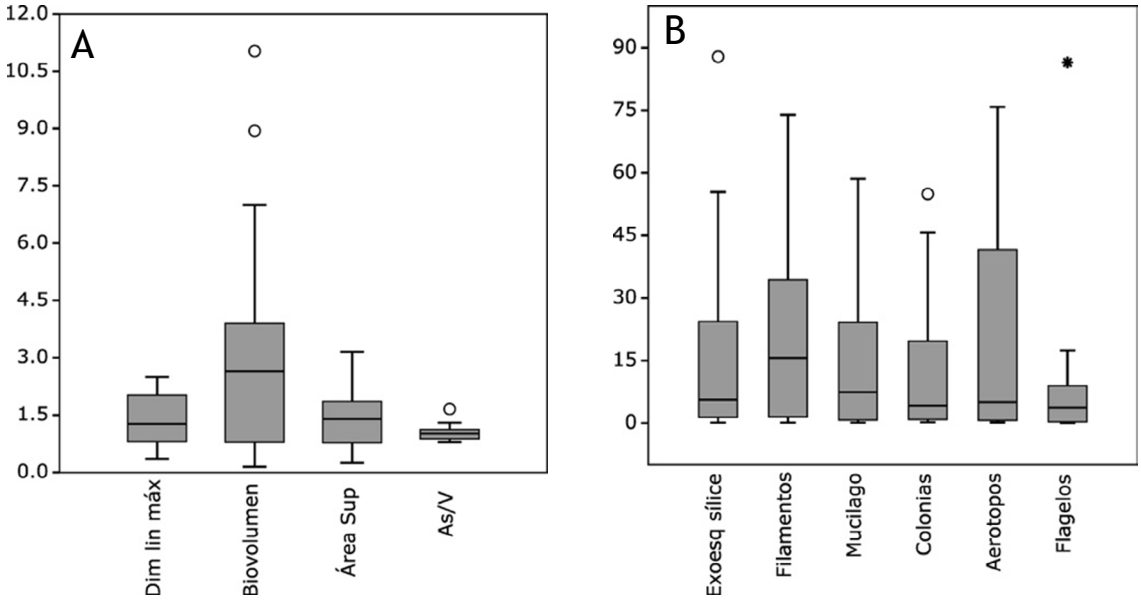

Figura 5. Box-plots comparativos de la señal-ruido de los rasgos funcionales del ficoperifiton del CCZ. **A.** Medidas morfológicas. **B.** Rasgos categóricos.

Construcción del IIB-FZ: Eficiencia Discriminativa (ED) de los atributos candidatos

La eficiencia discriminativa se calculó para todas las variables, excepto para la relación área/volumen, que se descartó debido a su baja variabilidad (figura 5A). Como todos los atributos considerados tendieron a aumentar a medida que se incrementó el gradiente de contaminación (figura 4), en la expresión para calcular la ED (ecuación 1) el parámetro a se asumió como el número de sitios impactados con un valor del atributo por encima del percentil 75 en las localidades de referencia y b correspondió al número total de sitios impactados (tabla 3).

Como se nota en la tabla 3, la formación de filamentos tuvo un valor de ED bajo (del 25%). Por esta razón, esta característica no se tuvo en cuenta para hacer parte del IIB-FZ.

Construcción del IIB-FZ: estandarización y puntuación de los atributos seleccionados

De acuerdo con los resultados de los análisis anteriores, los atributos seleccionados para la elaboración del índice fueron: dimensión lineal máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice, presencia de mucílago, formación de colonias, ocurrencia de aerotopos y presencia de flagelos. Como estos rasgos funcionales aumentan a medida que se incrementa la contaminación, se utilizó la ecuación 3 para la estandarización. Los atributos se transformaron a una escala 0-100 (tabla 4).

Construcción del IIB-FZ: establecimiento de las escalas de calificación

De acuerdo con lo sugerido por Gerritsen et al. (2000), y teniendo en cuenta los atributos estandarizados para cada sitio de muestreo, se calcularon los percentiles del 25%, 50% y 75% para obtener las escalas de clasificación del IIB-FZ. De acuerdo con estos datos se establecieron cuatro clases de integridad para los valores del IIB-FZ (tabla 5).

Aplicación del IIB-FZ a los sitios muestreados en el CCZ

Teniendo en cuenta las clasificaciones obtenidas (tabla 5) se procedió a asignar las categorías de integridad biótica del ficoperifiton a los lugares muestreados (tabla 6).

El IIB-FZ permitió clasificar las localidades del CCZ en un gradiente que va desde los sitios más conservados y con mejor estado de salud ecosistémica, hasta aquellos lugares donde la contaminación implica un mayor deterioro, y por lo tanto la salud del ecosistema es mala (tabla

Tabla 3. Cálculo de la eficiencia discriminativa (ED) para los atributos morfológicos y categóricos de la comunidad de ficoperifiton del CCZ

Nombre del atributo	Comportamiento del atributo con el incremento en el deterioro	Percentil 75 en las localidades de referencia	Ecuación usada para calcular la ED	Eficiencia Discriminativa (%)
Dimensión lineal máxima	Aumenta	5,69	(2/4)*100	50
Biovolumen	Aumenta	21,92	(2/4)*100	50
Área Superficial	Aumenta	26,91	(2/4)*100	50
Exoesqueleto de sílice	Aumenta	356440,93	(2/4)*100	50
Formación de Filamentos	Aumenta	1562621,63	(1/4)*100	25
Mucilago	Aumenta	195868,19	(3/4)*100	75
Formación de Colonias	Aumenta	187280,82	(3/4)*100	75
Aerotopos	Aumenta	368544,43	(3/4)*100	75
Flagelos	Aumenta	48660,36	(2/4)*100	50

6). Los sitios con una alta integridad biológica del ficoperifiton son Bijagual, E30, E22, Puerto Macurutú y Ciénaga Candelaria, caracterizados por aguas más mineralizadas y con zonas naturales alrededor del cuerpo de agua. Por el contrario, en Ciénaga Saloa, Ciénaga Alfaro, Montecarlo, Zona Limnética Barrancones y Arroyo Alfaro la integridad biológica del ficoperifiton fue baja. Espacialmente, es notable que al menos cuatro de los lugares con mayor IIB-FZ se ubican en el sector occidental, mientras que en la zona oriental se localizan estaciones con calificaciones de baja y regular integridad biótica (figura 6).

Tabla 4. Atributos estandarizados por sitios. Se incluye los promedios del conjunto de atributos por lugar de muestreo

Lugar	DLM	Bv	As	Ex	Mu	Fc	A	Fl	Promedio
Belén	84,74	93,59	85,92	84,64	98,06	92,94	78,62	90,64	88,65
Bijagual	99,91	100,28	100,28	99,41	99,69	99,28	98,26	98,98	99,51
E30	95,57	96,70	93,32	98,88	99,62	98,97	99,26	99,30	97,70
Puerto Macurutú	92,92	99,51	94,26	99,85	98,88	98,71	98,23	95,03	97,17
Ciénaga González	60,52	63,38	60,00	91,73	97,81	94,33	97,17	100,00	83,12
Ciénaga Candelaria	97,07	97,82	95,83	96,13	98,56	94,88	94,20	100,00	96,81
Ciénaga Saloa	55,84	82,64	73,31	88,41	84,60	76,98	58,28	0,00	65,01
La Mata	89,15	99,97	99,97	98,03	74,61	27,37	0,00	85,44	71,82
Sapatí	88,64	96,01	90,60	99,99	96,26	89,45	91,52	97,53	93,75
Ciénaga Alfaro	0,00	78,28	54,88	38,56	58,25	0,00	93,87	100,00	52,98
E22	100,00	99,01	98,29	100,00	100,00	100,00	100,05	99,92	99,84
UIMEP	70,27	87,20	79,08	97,17	98,87	97,63	99,70	98,70	91,08
Purgatorio	79,85	96,10	89,28	99,91	99,92	99,96	99,85	98,16	95,38
Isla Grande	76,40	93,37	89,04	99,64	99,98	99,89	99,86	99,48	94,71
Montecarlo	11,05	0,00	0,00	99,44	99,92	99,28	98,25	99,89	63,48
Sempegua	98,38	96,85	94,02	91,71	96,99	95,28	83,84	98,90	94,50
Zona limnética - Barrancones	65,82	82,85	71,72	97,77	73,15	13,11	71,36	92,73	71,06
Caño Patón	84,56	88,16	89,12	98,71	99,30	98,61	99,99	98,74	94,65
Arroyo Alfaro	98,97	97,36	92,01	0,00	0,00	29,90	62,96	73,29	56,81

DLM: Dimensión lineal máxima, Bv: Biovolumen, As: Área superficial, Ex: Exoesqueleto de sílice, Mu: Mucilago, Fc: Formación de colonias, A: Aerotopos, Fl: Flagelos.

Tabla 5. Escala de clasificación del IIB-FZ

Rango de valor	Color	Clasificación de integridad
0 ≤ IIB ≥71,43	Rojo	Baja integridad biótica
71,43 < IIB ≤ 93,75	Amarillo	Regular integridad biótica
93,75 < IIB ≤ 96,09	Verde	Moderada integridad biótica
IIB > 96,09	Azul	Alta integridad biótica

DISCUSIÓN

Características ambientales del CCZ

Las condiciones fisicoquímicas y bacteriológicas en las 19 zonas del CCZ fueron moderadamente heterogéneas. Los resultados permiten asumir que hubo un gradiente de deterioro entre las zonas evaluadas, pero sin fuertes contrastes. Este gradiente se definió por la cantidad de coliformes (tanto termotolerantes como totales) y por el grado de oxigenación y mineralización del agua, esta última debida principalmente a la concentración de hierro, sulfatos y sílice. De conformidad con los resultados del PCA, las mejores condiciones de calidad en el grupo de localidades de referencia (Puerto Macurutú, Belén, Bijagual y E30) pueden obedecer a que en estas zonas se observó un uso del suelo más natural, existe una mejor cobertura vegetal ribereña y las actividades humanas son de menor intensidad. En contraposición, en los lugares más contaminados (Arroyo Alfaro, Caño Patón, Zona Litoral Barrancones y Sempegua) hay una mayor intervención antrópica, focalizada en el uso del suelo para ganadería intensiva y monocultivos de palma, así como centros urbanos cercanos. Igualmente, en estas áreas más deterioradas se observaron tapetes de jacinto de agua (*Eichhornia* spp.) de mayor tamaño y distribuidos en una mayor área en el espejo de agua. Como se sabe, este género de macrófitas se ve favorecido por una mayor concentración de nutrientes (Rodríguez-Lara et al., 2022).

Los rasgos funcionales del ficoperifiton de la CCZ

Las algas perifíticas tendieron a ser muy pequeñas, poco voluminosas y con un área superficial reducida (figuras 4A, 4B y 4C) en los sitios mejor conservados y con aguas de mejor calidad. Esta tendencia se ha visto también en otros lugares, como en los lagos oligotróficos (AWWA, 2010; Kruk et al., 2017; Reynolds et al., 2002) y es

Tabla 6. Índice de Integridad Biótica de la comunidad de ficoperifiton en los diferentes sitios del CCZ de acuerdo con las escalas establecidas en la tabla 5

Lugar	IIB-FZ	Interpretación del IIB-FZ	Implicaciones sobre la salud del ecosistema
Ciénaga Saloa	65,01	Sitios con BAJA integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	La mala calidad fisicoquímica del agua dificulta y desfavorece un buen desarrollo de la comunidad de algas perifíticas de estos lugares. La salud ecosistémica de estos sitios es deficiente.
Ciénaga Alfaro	52,98		
Montecarlo	63,48		
Zona limnética - Barrancones	71,06		
Arroyo Alfaro	56,81		
Belén	88,65	Sitios con REGULAR integridad biológica de la comunidad de ficoperificton.	El grado de contaminación del agua en estos sitios provoca un notable deterioro en las condiciones para el desarrollo de las algas perifíticas. La salud ecosistémica de estos sitios es insuficiente
Ciénaga González	83,12		
La Mata	71,82		
UIMEP	91,08		
Sapatí	93,75	Sitios con MODERADA integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	Las condiciones de moderada contaminación del agua de estos lugares permiten el desarrollo de la comunidad de algas perifíticas de forma aceptable. La salud del ecosistema en estos sitios es buena.
Purgatorio	95,38		
Isla Grande	94,71		
Sempegua	94,50		
Caño Patón	94,65		
Bijagual	99,51	Sitios con ALTA integridad biológica de la comunidad de ficoperifiton.	Las elevadas condiciones de calidad fisicoquímica del agua de estas localidades favorecen un desarrollo óptimo de lo comunidad de algas perifíticas. La salud del ecosistema en estos sitios es muy buena.
E30	97,70		
Puerto Macurutú	97,17		
Ciénaga Candelaria	96,81		
E22	99,84		

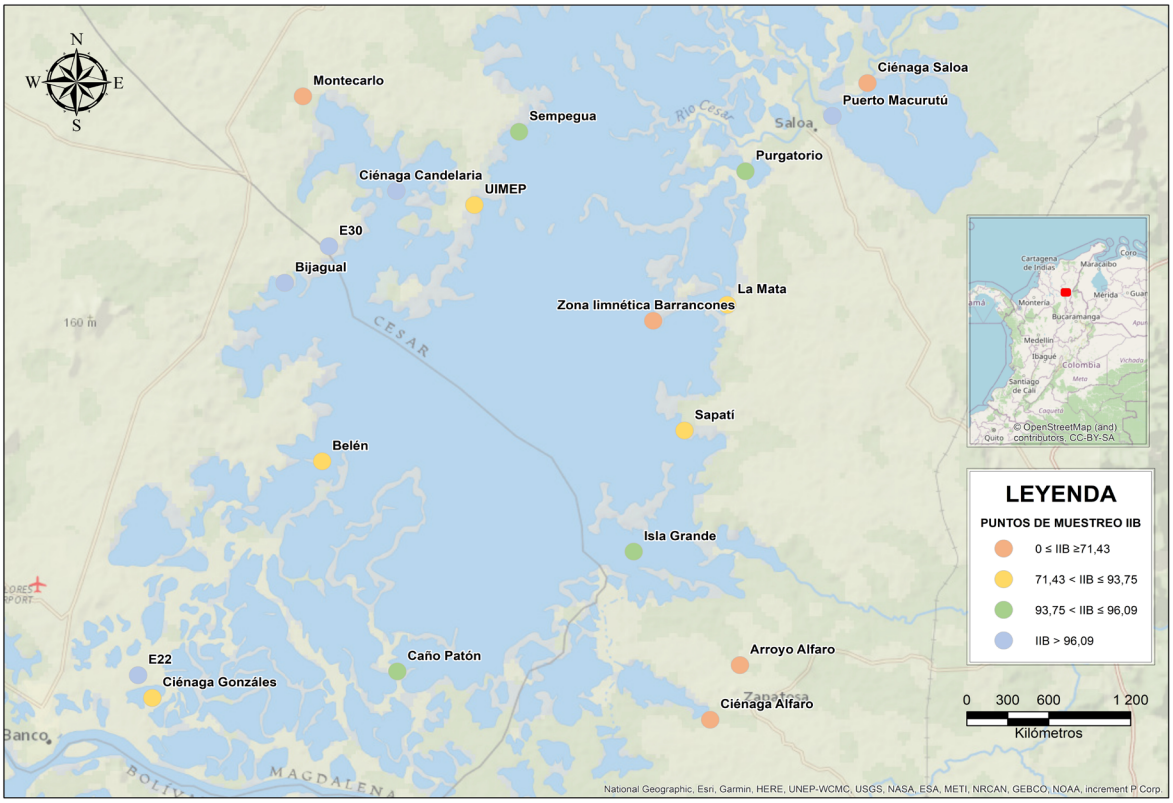

Figura 6. Mapa de clasificación de la integridad biótica del ficoperifiton en el CCZ. Las categorías de color se asignaron de acuerdo con la escala establecida en la tabla 5. Mapa base: https://arcg.is/0kihb1.

una posible respuesta a menores cantidades de nutrientes y a aguas superficiales más iluminadas. Las algas pequeñas tienen tasas de crecimiento más rápidas, lo que les permite recuperarse mejor del pastoreo; además, se dispersan más eficientemente y esto les ayuda a su desplazamiento dentro de la matriz del perifiton en búsqueda de nutrientes (Dunck et al., 2015). En contraste, en los lugares más contaminados fue notable la mayor abundancia de algas con exoesqueleto de sílice y de géneros que producen mucílago o que forman colonias. En el primer caso (exoesqueleto silíceo), se ha visto que un importante número de taxones de diatomeas, como *Pinnularia* y *Navicula*, se asocia a condiciones de contaminación orgánica y abundantes nutrientes, especialmente en áreas cercanas a asentamientos urbanos o a ríos que transcurren por zonas agrícolas (Silva et al., 2022). A su vez, los especímenes que producen mucílago y forman colonias tienden a desarrollarse bien en ambientes saturados con suficientes recursos (luz y nutrientes) y utilizan estas adaptaciones morfológicas para reducir o evitar la depredación (Kruk et al., 2010). La predominancia de estos grupos coloniales y con recubrimientos de mucílago en los sitios más degradados del CCZ puede deberse a que muchas diatomeas bentónicas se adhieren al sustrato mediante tallos mucilaginosos (p.e. *Gomphonema*), producen matrices de gelatina (p.e. *Ulnaria*) y forman colonias que se fijan a las superficies sumergidas (p.e. *Cymbella*) (Moresco & Rodrigues, 2010; Rimet & Bouchez, 2012). Algunas clorofíceas y cianobacterias de ambientes eutróficos tiene las mismas estrategias, como ocurre con *Eudorina*, *Botryococcus*, *Dictyosphaerium*, *Aphanocapsa*, *Gloeocystis* y *Microcystis* (Janse van Vuuren et al., 2006).

La relación estadística entre la presencia de flagelos y el eje de ordenación del PCA que representa la contaminación microbiológica obedece a la abundancia de algunos taxones de euglenofíceas (*Phacus*, *Trachelomonas*) en los sitios que tuvieron mayores concentraciones de coliformes. Al respecto, es bien conocida la indicación de enriquecimiento con materia orgánica (condición polisapróbica) que tienen las euglenofíceas (Palmer, 1977), dada su capacidad mixotrófica (Nezbrytska et al., 2022),

por lo que es probable que las zonas donde estas algas estuvieron presentes fueran también áreas de recepción de aguas residuales.

Por otra parte, la mayor cantidad de correlaciones entre la presencia de exoesqueleto de sílice y los otros rasgos categóricos parece obedecer a que este atributo está presente en uno de los grupos de algas más abundantes y frecuentes en el CCZ, es decir, las diatomeas.

El índice de integridad biótica del ficoperifiton de la CCZ

Hasta la fecha, en Colombia se han realizado pocos estudios sobre la utilización de variables morfométricas y morfofuncionales para la valoración de las algas perifíticas y planctónicas. Esta aproximación no requiere el conocimiento de los rasgos fisiológicos, ni del acondicionamiento ambiental o la filiación taxonómica de las algas (Kruk et al., 2010). En su lugar, se utilizan atributos fácilmente observables, como el volumen y la presencia de mucílago, entre otros. Uno de tales estudios fue la clasificación funcional del fitoplancton elaborada por Hernández et al. (2020) en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica; dichos autores utilizaron la propuesta desarrollada por Kruk et al. (2010), en la que se plantea la conformación de grupos funcionales basados en la morfología (GFBM). Otro estudio fue el realizado por Guerrero Lizarazo et al. (2021), en el que se hizo una clasificación de las algas perifíticas de algunos ríos del Choco biogeográfico basada en los rasgos morfológicos y funcionales. Dichos trabajos tratan de evaluar la condición ambiental de sistemas acuáticos de diferente tipo, origen y morfología con base en los rasgos morfofuncionales de las microalgas. El estudio de la ecología funcional permite, además de explicar la variación de las comunidades de microalgas en respuesta a las características ambientales de los ecosistemas, exponer también los patrones funcionales del ensamblaje de este conjunto de organismos (Hernández et al., 2020).

La mayoría de rasgos morfofuncionales de las algas seleccionados para la construcción del IIB-FZ parecen ser adecuados para integrar la valoración de la integridad biótica de esta comunidad, como se desprende del índice señal-ruido. Solo se descartaron la relación superficie/volumen (figura 5) y la formación de filamentos (tabla 3); el primero (S/V) tuvo una escaza variabilidad, probablemente porque las algas de mayor área superficial son también las más voluminosas, con lo cual la relación S/V tiende a tener valores bajos y cercanos a la unidad. El segundo (filamentos) parece ser un atributo ampliamente distribuido en las algas perifíticas del CCZ, es decir, existen muchos taxones bentónicos que tienen este hábito, con lo cual no es un rasgo que permita separar los distintos sitios en el gradiente ambiental.

Tres rasgos mostraron una mayor eficiencia discriminativa (mucílago, colonias y aerotopos) y cuatro fueron moderados en su papel de separar los sitios más contaminados de los mejor preservados (dimensión máxima, biovolumen, área superficial, exoesqueleto de sílice y flagelos) (tabla 3). Al parecer, las diferencias ambientales entre los dos grupos de estaciones no fueron muy marcadas, con lo cual los rasgos funcionales tampoco fueron muy precisos para distinguir el gradiente de contaminación. No obstante, los resultados indican que producir mucílago, conformar colonias y tener aerotopos podrían ser los atributos algales más sensibles al gradiente de deterioro. La presencia de mucílago se incrementa con el estrés químico que sufren las algas y constituye una forma de protección a mayores grados de mineralización (Nayaka et al., 2017); la formación de colonias y la aparición de aerotopos tienen que ver más con estrategias de flotabilidad, pero los taxones que tienen estos rasgos son también aquellos que toleran aguas más contaminadas, como es el caso de cianobacterias como *Aphanocapsa* y *Microcystis* (Sukharevich & Polyak, 2020).

Según Kerans y Karr (1994), para evaluar los atributos de una comunidad biológica y asociarlos con los efectos antrópicos, se debe establecer si dichos rasgos varían de manera estadísticamente distinguible, si reflejan otros aspectos diferentes a los impactos humanos y si son o no redundantes. Las elevadas correlaciones halladas entre la dimensión lineal máxima, el biovolumen y el área superficial (tabla 2), sugieren una posible redundancia entre estos atributos; aunque son medidas relacionadas, cada una muestra un aspecto diferente de la morfología algal. Así, un alga puede tener una dimensión lineal grande, pero un biovolumen bajo (células aplanadas). Igualmente, las células esféricas tienen un área superficial baja

con respecto al biovolumen, que puede ser elevado. Cada uno de estos rasgos morfológicos a su vez está relacionado con ciertos procesos ecológicos, como la absorción de nutrientes, la captación de luz, la flotabilidad y la evasión de la herbivoría (Reynolds, 2006), todo lo cual justifica mantener en el análisis estas métricas. Los resultados del presente estudio mostraron que algunos de los atributos seleccionados para la elaboración del IIB-FZ fueron estadísticamente relevantes, pero no tuvieron el suficiente poder discriminatorio. Esto se debió a que el gradiente de deterioro no fue tan ostensible. Es decir, las condiciones ambientales de los distintos sitios muestreado en el complejo cenagoso fueron relativamente homogéneas, con excepción de algunas variables como el oxígeno disuelto, el grado de mineralización del agua y la cantidad de bacterias coliformes. En consecuencia, los lugares de referencia no fueron lo suficientemente diferentes de los sitios deteriorados.

En el presente estudio se seleccionaron los sitios de referencia de acuerdo con las "mejores condiciones disponibles" (Barbour et al., 1999), es decir, con aquellas en las que el potencial biológico esperado fuera el más alto dentro del CCZ. De acuerdo con Kerans y Karr (1994), en las zonas "menos impactadas" se debería esperar una amplia diferencia en las distribuciones de los atributos con respecto a las áreas deterioradas. Los lugares de referencia deberían proporcionar la base comparativa para establecer los cambios en la estructura de las comunidades con respecto a los entornos contaminados o estresados (Hellawell, 1986). Así, las condiciones de referencia deberían ser representativas de una salud sostenible del ecosistema (Gerritsen et al., 2000). Sin embargo, en el CCZ es prácticamente imposible encontrar áreas sin intervención antrópica, por lo que los sitios de referencia en realidad no tuvieron las condiciones ideales de salud ecosistémica. Esta es una de las razones por las cuales las escalas de clasificación de los diferentes grados de integridad biótica del ficoperifiton tuvieron valores elevados (p.e., la categoría de baja integridad llega a 71,43 puntos, tabla 5). Para solucionar esta situación, será necesario buscar lugares de referencia de mejor calidad, incluso en ciénagas cercanas o externas al CCZ, o que se determinen las condiciones de referencia mediante consultas a expertos para establecer los valores óptimos de las variables físicas y químicas del agua y las características ideales de los rasgos funcionales del ficoperifiton en un ecosistema palustre hipotéticamente prístino, dentro de la región estudiada.

La mapificación de los resultados del IIB-FZ (figura 6) permite observar que el complejo cenagoso presenta dos grandes sectores. La región occidental, con cierta tendencia a mostrar una mejor salud ecosistémica, está asociada al uso del suelo en ganadería de autoconsumo, posee áreas circundantes con menor intervención antrópica y presenta condiciones más naturales. Por el contrario, la zona oriental está relacionada con una influencia antrópica mucho mayor; en esta región se encuentran varios asentamientos urbanos y el suelo se usa en ganadería intensiva y en monocultivos de palma.

Según el IIB-FZ desarrollado, dos terceras partes de los lugares evaluados se clasificaron como zonas con baja integridad biótica. Esto se debe, como se señaló anteriormente, a que el índice tiene rangos muy cortos en sus escalas de calificación, probablemente debido a que los sitios de referencia no fueron suficientemente distintos en sus variables ambientales, con respecto a los demás lugares del complejo cenagoso. Por supuesto, el IIB-FZ propuesto es una primera aproximación, basada en datos limitados, y es una simplificación de la complejidad ecológica del CCZ. Así, por ejemplo, no se contempló todo el ciclo hidrológico del complejo cenagoso, pues se tomaron muestras solo del periodo de aguas en descenso, por lo cual es necesario que en próximos estudios se incluyan muestreos de los otros momentos del ciclo (aguas bajas, aguas en ascenso y aguas altas) para obtener una imagen más completa de las condiciones ambientales del CCZ. De esta manera se tendría una idea más precisa de los fenómenos de deterioro que pueden estar sucediendo en el cuerpo de agua, así como del funcionamiento del ecosistema. Con estos monitoreos se podría ajustar y poner a prueba el IIB-FZ para obtener una herramienta más efectiva, que brinde un poder de predicción mayor (Barbour et al., 1999). Este tipo de índices de valoración ecológica proporcionan una evaluación rápida del estado general de un ecosistema acuático y sus resultados deben ser comprensibles para los gestores de recursos hídricos (Hill et al., 2000).

El IIB-FZ, como cualquier otra herramienta, debe usarse apropiadamente. Está diseñado para

utilizarse solo cuando el objetivo es monitorear la integridad biótica en sitios específicos. Es adecuado para examinar un gran número de sitios a fin de identificar los que requieren atención y para evaluar las tendencias a lo largo del tiempo en un lugar individual, así como para examinar el impacto de acciones humanas específicas sobre los recursos hídricos. Es necesario complementar estas evaluaciones con bioensayos y con validaciones que utilicen conjuntos de datos adicionales (Kerans & Karr, 1994). Igualmente, se requiere estudiar las respuestas de tolerancia e intolerancia de los taxones de algas perifíticas ante factores como la cantidad de materia orgánica, la concentración de nutrientes y las condiciones de acidez o basicidad, ya que estas características podrían convertirse en métricas con posibilidad de integrarse al índice biótico propuesto.

El ficoperifiton es una comunidad del primer nivel trófico (productores primarios) y, por sus ciclos de vida cortos y rápidos, a menudo indica efectos tempranos o recientes en el sistema acuático. Tales efectos se reflejan directamente en la respuesta de las algas, a diferencia de otras comunidades de consumidores, como los macroinvertebrados o los peces, a las cuales los efectos ambientales les llegan con retraso y mediados por otros niveles de la estructura trófica del ecosistema. En consecuencia, la comunidad de ficoperifiton es muy buena indicadora de los fenómenos que ocurren a corto plazo (semanas), de manera que la valoración de situaciones de deterioro de mayor duración (meses, años) necesita la utilización de indicadores adecuados a esas escalas temporales (macroinvertebrados, peces, macrófitas).

De otro lado, el índice propuesto se elaboró para el nivel taxonómico de género y es claro que podría ser más sensible si la identificación de las algas se hace hasta especie. Sin embargo, existen importantes dificultades para llegar a este nivel, ya que se requieren equipos costosos (p.e. microscopios electrónicos) y conocimientos taxonómicos y tecnológicos especializados (p.e. identificación genética). Por lo tanto, se debe afrontar la pérdida de información cuando se utilizan niveles de clasificación menos finos (Barbour et al., 1999; Feio et al., 2009; Karr et al., 1986). Por supuesto, esto implica asumir que las preferencias ecológicas dentro de las especies de cada género son similares, lo que puede ser cierto para algunos taxones, pero no para todos (Feio et al., 2009). En este contexto, la evaluación de las características funcionales y estructurales de las comunidades de algas, como las empleadas en esta propuesta, subsanan, al menos en parte, las dificultades taxonómicas (Barbour et al., 1999).

CONCLUSIONES

El IIB-FZ desarrollado permitió determinar la integridad biótica de la comunidad de algas perifíticas del CCZ y valorar preliminarmente el estado ecológico de diferentes zonas de la ciénaga de Zapatosa, pero se necesita complementarlo con estudios continuados y en diferentes periodos del ciclo hidrobiológico. De esta manera, se podrán realizar los ajustes necesarios de acuerdo con las distintas dinámicas que presenta el complejo cenagoso.

Un aspecto crítico para mejorar la eficiencia del IIB propuesto, es tratar de hallar sitios de referencia de condiciones más naturales. Esto implica la exploración de otros puntos de muestreo no evaluados en este trabajo, o incluso la utilización de otras ciénagas cercanas que se encuentran más aisladas de las actividades humanas, pero que tengan características ecológicas similares.

El índice desarrollado es una herramienta que se presenta como una opción para identificar zonas con una salud ecosistémica deteriorada, lo que permitiría tomar decisiones tempranas y adecuadas de gestión para el beneficio, tanto de las comunidades biológicas que conforman el ecosistema, como de las poblaciones humanas que viven y dependen de este importante sistema hídrico del país.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio hizo parte de un convenio entre la Universidad Nacional de Colombia y la Fundación Natura para el desarrollo del proyecto GEF “Magdalena-Cauca VIVE”. Agradecemos a todos los profesionales que hicieron parte del equipo de trabajo en este proyecto, dado que sus aportes contribuyeron a mejorar los resultados del estudio.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA

MCGL realizó el trabajo de campo y los análisis de laboratorio. MCGL y GPA hicieron los análisis estadísticos y participaron en la redacción del manuscrito y en su revisión crítica, contribuyendo a su contenido intelectual.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de intereses.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Disponible en: Material Suplementario

REFERENCIAS

American Water Works Association [AWWA]. (2010). *Algae: source to treatment.* American Water Works Association.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish* (2nd ed.). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.

Beck, M. W. & Hatch, L. K. (2009). A review of research on the development of lake indices of biotic integrity. *Environmental Reviews, 17*, 21–44. https://doi.org/10.1139/A09-001

Bellinger, E. G. & Sigee, D. C. (2015). *Freshwater Algae. Identification, enumeration and use as bioindicators* (2nd ed.). John Wiley & Sons. https://doi.org/10.1002/9781118917152

Bicudo, E. de M. & Menezes, M. (2006). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil* (chave para identificação e descrições) (2nd ed.). RiMa.

Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J. & Lowe, R. L. (1998). A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv Fur Hydrobiologie, 143*(1), 21–56. https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/143/1998/21

Bolívar-García, W., Giraldo, A. & González-Colorado, A. M. (2017). La integridad biológica como herramienta de valoración cuantitativa del estado de conservación del bosque seco en Colombia. *Biota Colombiana, 18*(1), 352-370. https://doi.org/10.21068/c2017.v18n01a21

Dunck, B., Rodrigues, L. & Bicudo, D. C. (2015). Functional diversity and functional traits of periphytic algae during a short-term successional process in a Neotropical floodplain lake. *Brazilian Journal of Biology, 75*(3), 587-597. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.17813

Dos Santos, R. M. (2016). *Algas del Paraguay: características generales, importancia, muestreos en Paraguay, clave de identificación e ilustraciones.* Universidad Nacional de Asunción. https://www.facen.una.py/wp-content/uploads/2015/03/algas-del-paraguay.pdf

Fathy, S. A. H., Hamid, F. F. A., Shreadah, M. A., Mohamed, L. A. & El-Gazar, M. G. (2012). Application of Principal Component Analysis for developing water quality index for selected coastal areas of Alexandria Egypt. *Resources and Environment, 2*(6), 297-305. https://doi.org/10.5923/j.re.20120206.08

Feio, M. J., Almeida, S. F. P., Craveiro, S. C. & Calado, A. J. (2009). A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators, 9*(3), 497-507. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.07.001

Gerritsen, J., Burton, J. & Barbour, M. (2000). *A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams.* U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division, Tetra Tech, Inc.

González-Tuta, A. L., Gil-Padilla, L. N. & Pinilla-Agudelo, G. A. (2023). Evaluación del estado ecológico del río Ánimas mediante índices multimétricos en Cerinza, Boyacá. *Acta Biológica Colombiana, 28*(2), 239-250. https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.103952

Guerrero-Lizarazo, M. C., Pinilla-Agudelo, G. & Estrada Galindo, I. J. (2021). Ecología funcional de las algas perifíticas en el Chocó colombiano: limitación de recursos, competencia y variables ambientales. *Revista de Biología Tropical, 69*(1), 331-351. DOI: 10.15517/rbt.v69i1.42042

Hellawell, J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.* Elsevier Science Publishers.

Hernández, E., Aguirre, N., Palacio, K., Palacio, J., Ramírez, J. J., Duque, S. R., Mogollón, M. & Kruk, C. (2020). Clasificación de grupos morfofuncionales del fitoplancton en seis sistemas lénticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 44*(171), 392-406. https://doi. org/10.18257/raccefyn.1082

Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H. & Burch Johnson, C. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society, 19*(1), 50-67. https://doi.org/10.2307/1468281

Hillebrand, H., Dürselen, C-D., Kirschtel, D., Pollingher, U. & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology, 35*, 403-424. https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x

Huang, X., Xu, J., Liu, B., Guan, X. & Li, J. (2022). Assessment of aquatic ecosystem health with Indices of Biotic Integrity (IBIs) in the Ganjiang River System, China. *Water, 14*(3), 278. https://doi.org/Https://doi.org/10.3390/, 278. W14030278

Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis (INVEMAR). (2021). *Protocolo de monitoreo y seguimiento del agua.* http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023773/PROTOCOLO_MONITOREO_

AGUA_IDEAM.pdf.

Janse van Vuuren, S., Taylor, J., Gerber, A. & van Ginkel, C. (2006). *Easy identification of the most common freshwater algae. A guide for the identification of microscopic algae in South African freshwaters.* North-West University-Department of Water Affairs.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries, 6*(6), 21–27. https://doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:aobiuf>2.0.co;2

Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications, 1*(1), 66-84. https://doi.org/ 10.2307/1941848

Karr, J. R. & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management, 5*(1), 55-68. https://doi.org/10.1007/BF01866609

Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R. & Scholosser, I. J. (1986). *Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale.* Illinois Natural History Survey.

Kerans, B. L. & Karr, J. R. (1994). A Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications, 4*(4), 768–785. https://doi.org/10.2307/1942007

Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lurling, M., Reynolds, C. S. & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology, 55*, 614–627. https://doi.org/ 10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x

Kruk, C., Devercelli, M., Huszar, V. L., Hernández, E., Beamud, G., Diaz, M. M., Silva, L. H. & Segura, A. M. (2017). Classification of Reynolds phytoplankton functional groups using individual traits and machine learning techniques. *Freshwater Biology, 62*, 1681-1692. https://doi.org/10.1111/fwb.12968

Lewis, W. M. (1976). Surface/volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science, 192*(4242), 885–887. https://doi.org/10.1126/science.192.4242.885

Li, F., Cai, Q. & Ye, L. (2010). Developing a Benthic Index of Biological Integrity and some relationships to environmental factors in the subtropical Xiangxi River, China. *Hydrobiology, 95*(2), 171-189. https://doi.org/10.1002/iroh.200911212

Lund, J. W., Kilpling, C. & LeCren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers, and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia, 11*, 143–170. https://doi.org/10.1007/BF00007865

Markert, B. A., Breure, A. M. & Zechmeister, H. G. (2003). *Bioindicator and Biomonitors. Principles, Concepts and Applications.* Elsevier Science Publishers.

Martínez-Rodríguez, M. D. Á. & Pinilla-A, G. A. (2014). Valoración de la calidad del agua de tres ciénagas del departamento de cesar mediante macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Caldasia, 36*(2), 305–321. https://doi.org/10.15446/caldasia/v36n2.47489

Moresco, C. & Rodrigues, L. (2010). Structure and dynamics of the periphytic algae community of Iraí reservoir, Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences, 32*(1), 23-30. https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v32i1.3764

Murillo Asprilla, Y. D., Perea Lozano, O. & Rincón, C. E. R. (2018). Evaluación de la calidad de agua en el río Chato a partir de la íctiofauna como elemento central del índice de integridad biótica. Río San Juan, Chocó, Colombia. *Revista Bioetnia, 15*(1), 54-66. https://doi.org/10.51641/bioetnia.v15i1.200

Nayaka, S., Toppo, K. & Verma, S. (2017). Adaptation in algae to environmental stress and ecological conditions. En V. Shukla, S. Kumar & N. Kumar (Eds.). *Plant adaptation strategies in changing environment* (pp. 103-115). Springer Nature Singapore.

Necchi, O. (Ed.). (2016). *River Algae.* Springer International Publishing Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-31984-1

Nezbrytska, I., Shamanskyi, S., Pavliukh, L. & Gorbunova, Z. (2022). Application of Euglena gracilis in wastewater treatment processes. *BioTechnologia, 103*(4), 323-330. https://doi.org/10.5114/bta.2022.120702

Palmer, C. M. (1977). *Algae and water pollution.* U.S. Environmental Protection Agency.

Parmar, T. K., Rawtani, D. & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science, 9*(2), 110-118. https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753

Peakall, D. B. & Shugart, L. R. (eds). (1992). *Biomarkers: research and application in the assessment of environmental health.* NATO Series H, Cell Biology. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-84631-1

Pinilla-Agudelo, G. A, Rodríguez-Sandoval, E. A. & Camacho-Botero, L. A. (2014). Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia. *Acta Biológica Colombiana, 19*(1), 43-60. https://doi.org/10.15446/abc.v19n1.38040

Rangel-Ch., J. O. (Ed.). (2012). *Colombia diversidad biótica XIII: complejo cenagoso Zapatosa y ciénagas del Sur del Cesar. Biodiversidad, conservación y manejo.* Universidad Nacional de Colombia.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research, 24*(5), 417-428. https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton.* Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145

Rimet, F. & Bouchez, A. (2012). Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 406*(1), 12. https://doi.org/10.1051/kmae/2012018

Rodríguez-Lara, J. W., Cervantes-Ortiz, F., Arámbula-Villa, G., Mariscal-Amaro, L. A., Aguirre-Mancilla, C. L. & Andrio-Enríquez, E. (2022). Lirio acuático (*Eichhornia crassipes*): una revisión. *Agronomía Mesoamericana, 33(*1), 1-12. https://doi.org/10.15517/am.v33i1.44201

Rodríguez-Olarte, D., Amaro, A., Coronel, J. & Taphorn, D. C. (2006). Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotropical Ichthyology, 4*(3), 319-328. https://doi.org/10.1590/S1679-6225200600030000

Rueden, C. T., Schindelin, J., Hiner, M. C., De Zonia, B. E., Walter, A. E., Arena, E. T. & Eliceiri, K. W. (2017). ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data. *BMC Bioinformatics, 18*(1), 1-26. https://doi.org/10.1186/s12859-017-1934-z

Silva, T. T., Medeiros, G., Amaral, M. W. W., Pilati, M. C., Bortolini, J. C. & Bueno, N. C. (2022). Taxonomic and morphofunctional phytoplankton response to environmental variability in rivers from different hydrographic basins in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia, 34*, e23. https://doi.org/10.1590/S2179-975X1222

Solano-Figueroa, A., Rueda-Delgado, G., Núñez-Avellaneda, M. & Alfonso, A. (2011). Macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Amacayacu (Amazonas-Colombia): estudio preliminar para evaluar la integridad biológica. *Revista Colombia Amazónica, 4*, 161-176.

Stribling, J. B., Jessup, B. K. & White, J. S. (1998). *Development of a Benthic Index of Biotic Integrity for Maryland Streams.* Tetra Tech, Inc.

Sukharevich, V. I. & Polyak, Y. M. (2020). Global occurrence of Cyanobacteria: causes and effects (Review). *Inland Water Biology, 13*, 566-575. https://doi.org/10.1134/S1995082920060140

Sun, J. & Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research, 25*(11), 1331–1346. https://doi.org/10.1093/plankt/fbg096

Vadas, R. L., Hughes, R. M., Bae, Y., Baek, M. J., Bello Gonzáles, O. C., Callisto, M., de Carvalho, D. R., Chen, K., Ferreira, M. T., Fierro, P., Harding, J. S., Infante, D. M., Kleynhans, C. J., Macedo, D. R., Martins, I., Mercado Silva, N., Moya, N., Nichols, S. J., Pompeu, P. S., …. Yoder, C. O. (2022). Assemblage-based biomonitoring of freshwater ecosystem health via multimetric indices: a critical review and suggestions for improving their applicability. *Water Biology and Security, 1*(3), 100054. https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100054

Vera-Sánchez, D. A. & Pinilla-Agudelo, G. A. (2020). Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. *Gestión y Ambiente, 23*(1), 37-55. https://doi.org/10.15446/ga.v23n1.83792

Wehr, J. D., Sheath, R. G. & Kociolek, J. P. (Eds.). (2015). *Freshwater Algae of North America.* Ecology and classification. Academic Press. https://doi.org/10.1016/c2010-0-66664-8

Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Larsen, D. P. & Herlihy, A. T. (2007). Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society, 26*(2), 349-360. https://doi.org/10.1899/0887-3593(2007)26[349:SRSFSB]2.0.CO;2

Wolterbeek, H., Bode, P. & Verburg, T. (1996). Assessing the quality of biomonitoring via signal-to-noise ratio analysis. *The Science of the Total Environment, 180*, 107-l 16. https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04944-4