

Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia

Physical-chemical and phytoplankton analysis of the Puerto Caiman marsh, Caribbean Basin, Colombia

Esperanza Blanco-Muñoz¹, Ana De la Parra-Guerra², Carlos García-Alzate^{2,3} *y Eduardo Villarreal-Blanco⁴

1. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

2. Grupo de Investigación Biodiversidad del Caribe colombiano, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Atlántico, Barranquilla, Colombia

3. Corporación Universitaria Autónoma del Cauca, Facultad de Ciencias Ambientales y Desarrollo Sostenible, Popayán, Colombia

*Autor de correspondencia: carlosgarciaa@mail.uniatlantico.edu.co

Recibido: 19 de agosto de 2020

Aceptado: 04 de noviembre de 2020

Publicación en línea: 02 de diciembre de 2020

Resumen

Palabras clave:
bioindicador; eutrofización;
fitoplancton; limnología; Suramérica;
ecosistemas lénticos

Se evaluaron las condiciones ambientales en la ciénaga de Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia, teniendo en cuenta las variables físico-químicas y su influencia en la taxocenosis del fitoplancton de la ciénaga. Cinco estaciones fueron establecidas, teniendo en cuenta algunas características del cuerpo de agua (entrada de arroyos y agua de mar, morfología y extensión). En cada una de las estaciones, se filtraron 24 L de agua superficial, con una malla de diámetro de poro de 24 μm para la recolección de fitoplancton, adicionalmente se registraron *In situ* variables físico-químicas y evaluaron índices de contaminación ambiental (ICOS). El comportamiento de variables físico-químicas tales como alcalinidad, conductividad, sólidos totales suspendidos, pH, oxígeno disuelto y temperatura superficial del agua mostraron variación espacio temporal en el cuerpo de agua. La composición del fitoplancton registró cambios en la riqueza y densidad. La mayor densidad (1045 Cél.mL⁻¹) se observó en el tercer muestreo. *Nitzschia acicularis* presentó la mayor densidad en todos los muestreos (994 Cél.mL⁻¹), seguida por, seguida de *Entomoneis alata* (243 Cél.mL⁻¹) y *Anabaena flos-aquae* (181 Cél.mL⁻¹). Los índices (ICOS) evidenciaron contaminación en la ciénaga de Puerto Caimán por efectos de los sólidos totales suspendidos (ICOSUS), la mineralización (ICOMI) y efectos antrópicos tales como la ganadería, destrucción de la vegetación ribereña y vertimientos domésticos. La ciénaga de Puerto Caimán es un ambiente contaminado-eutrofizado, caracterizado por especies de fitoplancton que han sido reportadas como indicadores de aguas.

Abstract

Key words:
bioindicators; eutrophication;
phytoplankton; limnology; South America;
lentic ecosystem

The environmental conditions in the Puerto Caiman marsh, Caribbean slope, Colombia, were evaluated, taking into account the physical-chemical variables and their influence on the taxocenosis of the marsh's phytoplankton. Five stations were established, taking into account general characteristics of the body of water (stream and seawater entry, morphology and extension). In each of the stations, 24 L of surface water were filtered, with a pore diameter mesh of 24 μm for the phytoplankton collection, additionally physical-chemical variables were registered *in situ* and environmental pollution indices evaluated. The behavior of physico-chemical variables such as alkalinity, conductivity, total suspended solids, pH, dissolved oxygen and water temperature showed variation in the body of water. The composition of the phytoplankton recorded changes in richness and density. The highest density (1045 Cél.mL⁻¹) was observed in the third sample, dominated by *Nitzschia acicularis* (994 Cél.mL⁻¹), species with the highest density in all the samplings (1031 Cél.mL⁻¹), followed by *Entomoneis alata* (243 Cél.mL⁻¹) and *Anabaena flos-aquae* (181 Cél.mL⁻¹). environmental pollution indices evidenced contamination in the Puerto Caiman marsh due to the effects of total suspended solids (ICOSUS), mineralization (ICOMI) and anthropogenic effects such as livestock, destruction of riparian vegetation and domestic dumping. The Puerto Caiman marsh is a polluted-eutrophied environment, characterized by several species of phytoplankton previously reported for some authors as an indicator of polluted water.



Introducción

Las ciénagas o lagunas costeras son cuerpos de agua orientados de manera paralela a la línea de costa, se encuentran separados del océano por una barrera natural conformada por un banco de arena, la cual permite la entrada de agua de manera intermitente o permanente. Estos ecosistemas generalmente no exceden los tres metros de profundidad y se caracterizan por presentar fluctuaciones salinas con niveles desde aguas dulces continentales a lagos hipersalinos, lo cual depende del balance hidrológico, dado que las mezclas de agua dulce y salada no siempre permanecen en la misma proporción (Castro *et al.*, 2009; Etilé *et al.*, 2009; Dürr *et al.*, 2011). Las lagunas costeras, están entre los ecosistemas estuarinos más susceptibles a eutrofización, ya que, debido a la alta productividad que exhiben, son ideales para la acuicultura y pesca, sin embargo, consecuentemente están expuestos a altas cargas de contaminantes; productos de fertilizantes, pesticidas, entre otros, generados por estas y otras actividades (e.g. agricultura, actividad doméstica, industrial, minería, ganadería) (Pereira *et al.*, 2009; Hennemann y Petrucio, 2011). El ingreso de estos contaminantes a los cuerpos de agua provoca cambios en las comunidades biológicas acuáticas, lo cual puede afectar su ciclo de vida de manera temporal, espacial o permanente (Etilé *et al.*, 2009).

En Colombia, las investigaciones relacionadas con lagunas costeras se han centrado principalmente en el departamento del Magdalena, ya que en este se encuentra la laguna costera más grande e importante del país, la Ciénaga Grande de Santa Marta. Por lo tanto, la dinámica de ésta en muchos aspectos biológicos-ecológicos es bien conocida (e.g. Betancourt-Portela *et al.*, 2013; Jaramillo *et al.*, 2018; Mancera y Mendo 1996). En el departamento del Atlántico, el interés por los ecosistemas con características estuarinas ha estado restringido en su mayoría de la Ciénaga de Mallorquín (Díaz *et al.*, 2014; Mangones-Cervantes, 2014) a pesar de que existen otros cuerpos de agua con características similares como la Ciénaga de Balboa, Ciénaga de los Manatíes, Ciénaga de Puerto Caimán, entre otras. Debido al poco conocimiento de estos ecosistemas, no hay información base para apoyar su recuperación o mantenimiento, de los mismos, a pesar de que en municipios rurales son una fuente importante de alimentos y agua.

Una de las formas más efectivas de conocer el estado de un cuerpo de agua, es el uso de indicadores biológicos, o bioindicadores, los cuales son grupos de organismos que, debido a ciertas características, permiten inferir el estado de un

ecosistema (Parmar *et al.*, 2016). Entre los indicadores biológicos de los ecosistemas acuáticos se encuentra el fitoplancton, el cual pertenece a los productores primarios y por ende cumple un rol importante en el mantenimiento de la red trófica (Winder y Sommer, 2012). El fitoplancton está compuesto por microorganismos fotosintéticos, adaptados a vivir parcial o completamente en aguas abiertas, corresponden a la parte fotoautótrofa del plancton y son los mayores productores primarios de carbono orgánico en la zona pelágica de los mares y de las aguas continentales (Cloern *et al.*, 2014; Sabanci, 2014), por lo tanto, el fitoplancton es un reflejo inmediato de los cambios producidos en los ecosistemas acuáticos (Hemraj *et al.*, 2017).

Teniendo en cuenta lo anterior, es de gran importancia estructurar una línea base y motivar la realización de futuros estudios que aporten conocimiento sobre la dinámica de los cuerpos de agua con características estuarinas en el departamento del Atlántico, así como el uso del fitoplancton como bioindicador, e incentivar a la comunidad al cuidado y protección de los recursos hídricos. En consecuencia, el objetivo de este trabajo se centra en la evaluación del comportamiento de variables físico-químicas y su relación con la comunidad fitoplanctónica de la ciénaga de Puerto Caimán, cuenca del bajo río Magdalena, Colombia.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciénaga de Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia, se encuentra localizada en el municipio de Tubará, en el sector turístico entre Playa Mendoza y Puerto Caimán (coordenadas: 10°54'37,95" N, 75°2' 3,68" O.) departamento del Atlántico (figura 1). Tiene una extensión de 43 ha y aproximadamente 1 m de profundidad, presenta un clima seco tropical, con temperaturas entre 27 y 32 °C. Este ecosistema acuático está rodeado de una vegetación de manglar, caracterizado por especies como *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn.f., *Rhizophora mangle* L. y *Conocarpus erectus* L. Sin embargo, presenta alto impacto debido a su acelerada deforestación para la producción de carbón vegetal, así como para la preparación de tierras que son usadas en la explotación agrícola o ganadera y en la actualidad se desarrollan cultivos a pequeña escala como el mango (*Mangifera indica* L.), papaya (*Carica papaya* L.), coco (*Cocos nucifera* L.), plátano (*Musa paradisiaca* L.), entre otros.

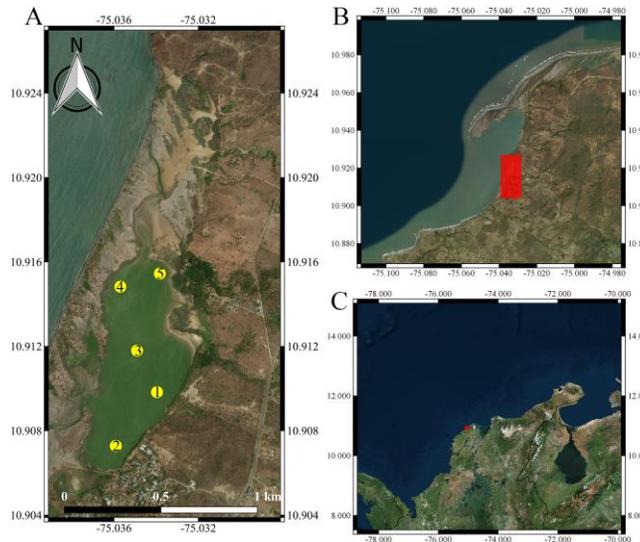


Figura 1 a) Ubicación de la Ciénaga de Puerto Caimán y sus estaciones de muestreo representadas en círculos amarillos. b) Localización de la ciénaga en el departamento del Atlántico. c) Lugar de la ciénaga en la región Caribe.

Métodos

Se realizaron cinco muestreos (M1, M2, M3, M4 y M5) entre los meses febrero-julio del 2017, en diferentes momentos del pulso de inundación; M1 al M3 bajas lluvias; M4 y M5 lluvias altas. En cada muestreo se tomaron en cuenta cinco estaciones de trabajo (E1, E2, E3, E4 y E5), las cuales fueron establecidas teniendo en cuenta diferentes características de la ciénaga (entrada de arroyos y agua de mar, morfología y extensión).

Físico-química y meteorológica

En cada estación se realizaron mediciones *In situ* de pH, oxígeno disuelto (mg.L^{-1}), temperatura superficial del agua ($^{\circ}\text{C}$), transparencia de Secchi (cm) y conductividad ($\mu\text{s.cm}^{-1}$), con un equipo multiparamétrico HANNA instruments. Se registraron además datos de altitud (msnm), temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$) y humedad relativa (%) con una estación meteorológica portátil (Brunton ADC-pro) en cada muestreo, adicionalmente la profundidad fue medida con una estaca graduada. También se tomaron muestras de agua superficial en botellas plásticas de 250 mL, las cuales fueron refrigeradas y transportadas al laboratorio Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico (Puerto Colombia, Atlántico), donde se realizaron análisis de alcalinidad ($\mu\text{g.L}^{-1}$), acidez ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitritos $[(\text{NO}_2\text{-N}) (\mu\text{g.L}^{-1})]$, nitratos $[(\text{NO}_3\text{-N}) (\mu\text{g.L}^{-1})]$, y sulfatos (mg.L^{-1}), utilizando kits de la casa comercial Hanna Instruments. Además se midieron sólidos suspendidos totales (SST) de acuerdo con la metodología propuesta American Public Health Association, APHA, AWWA, WEF (2012) y amonio (mg.L^{-1}) usando un medidor Milwaukee.

Clorofila *a* (Cl-*a*)

En cada estación de muestreo, se tomaron 500 mL de agua, usando botellas ámbar, las cuales fueron almacenadas en condiciones de oscuridad, refrigeradas y transportadas, para su posterior análisis, en el laboratorio Museo Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico. Se realizó un filtrado al vacío, usando un filtro con permeabilidad de grado "C" de 47 mm de diámetro. El proceso de extracción de pigmentos fue llevado a cabo mediante maceración mecánica de los filtros por un triturador de tejidos vegetales o aparato de sonicación, en tubos de ensayos de 5 mL con solución de acetona. El montaje se mantuvo a 4°C durante 24 h, luego se centrifugó durante 15 min a 3,000 rpm, para finalizar la extracción. Se determinó la concentración de Cl-*a* con ayuda de un espectrofotómetro de referencia T80 + UV/VIS Spectrometer PG Instruments, posteriormente se midió la absorbancia con diferentes longitudes de onda (750, 664, 647, y 630 nm). Todo el proceso se realizó con luz tenue en el laboratorio, para proteger las muestras de cualquier tipo de interferencias y en base a la metodología propuesto por APHA (2005).

Fitoplancton

En cada estación de muestreo, se realizó un filtrado pasivo de agua superficial, 24 L, usando una malla de $24\ \mu\text{m}$ de diámetro. Las muestras filtradas se almacenaron en frascos de 50 mL, fijados con formalina al 4 % y lugol, rotuladas con las especificaciones de campo (lugar, fecha, estación y hora) y transportadas, para su identificación, al laboratorio-Museo

Colecciones Biológicas UARC-135 de la Universidad del Atlántico. El conteo y determinación de los individuos se realizó por registro en una alícuota de la muestra, la cual fue previamente homogenizada antes de tomar con una pipeta de precisión un volumen conocido (1 mL), que se colocó entre el portaobjeto y cubreobjetos, para finalmente analizar y obtener el recuento de los individuos que abarcan el área total del cubre objetos (Lackey, 1938). Todo fue realizado mediante observación directa con ayuda de un microscopio óptico (Leica DIMIN), en aumento máximo de 100X. La determinación se realizó con claves taxonómicas y material iconográfico disponible en Round *et al.* (1990), Chrétiennot-Dinet *et al.* (1993), Wehr y Sheath (2003); Moreno *et al.* (2012) y Wehr *et al.* (2015). La cuantificación se obtuvo mediante la fórmula; $N^{\circ}/mL = (C \cdot TA) / (A \cdot S \cdot V)$ (APHA, AWWA, WEF, 2012). Donde: TA= área del cubreobjetos en mm², A= área de una hilera en mm², S= número de hileras contadas, C= número de organismos contados y V= volumen de la muestra bajo el cubreobjetos.

Índices de contaminación (ICOS)

Se calcularon los índices de contaminación propuestos por Ramírez *et al.* (1997; 1999) tales como: ICOSUS, el cual tiene en cuenta los valores de sólidos suspendidos totales; ICOPH, toma valores concernientes al potencial de hidrogeno (pH); ICOTEM, refleja contaminación térmica e ICOMI, que evalúa la contaminación por mineralización usando valores de la conductividad y alcalinidad. Estos índices tienen una categorización estandarizada, toman valores de cero a uno, siendo aquellos cercanos a uno indicadores de contaminación de los cuerpos de agua. Los cálculos de los índices fueron realizados mediante el software ICATest v1.0.

Análisis de los datos

Se realizó estadística descriptiva a los datos de las variables fisicoquímicas. Los mismos fueron sometidos a una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk ($N < 30$), debido a que la mayoría de estos no se ajustaron a la distribución normal, para determinar las diferencias significativas entre muestreo por cada variable se realizaron pruebas de Kruskal-Wallis. Se determinó la riqueza de fitoplancton como el número de especies encontradas y la densidad como el número de individuos por mL. La estructura y equidad de la comunidad fueron descritas mediante una curva de rango-abundancia. Teniendo en cuenta la composición del fitoplancton, se realizó un diagrama de similitud de Jaccard para medir el grado de similitud entre las estaciones y los muestreos. Para determinar

relaciones entre los datos ambientales y biológicos se aplicó un análisis de correspondencia canónica (ACC). Sin las especies con baja densidad ($< 10 \text{ Cél. mL}^{-1}$) no fueron tenidas en cuenta, así como aquellas variables que mostraron colinealidad al aplicar una prueba FIV (factor de inflación de la varianza) (Pla y Yerson, 2005). Estos análisis fueron realizados con los programas PAST 3.7 (Hammer, 2013), R (R Core Team, 2013) y VEGAN (Oksanen *et al.*, 2018).

Resultados

Variables físico-químicas

Se observó variación temporal de todas las variables fisicoquímicas analizadas, excepto para el amonio ($H=3,58$; $p=0,16$). El oxígeno disuelto presentó fluctuaciones temporales ($H=18,96$; $p=0,00$) entre $0,96 \text{ mg.L}^{-1}$ en el M5, hasta $6,24 \text{ mg.L}^{-1}$ en el M2. En el caso del pH ($H=17,24$; $p=0,00$) presentó tendencias a la alcalinidad entre $7,37$ y $8,94$ (tabla 1). La ciénaga se caracterizó por poseer aguas turbias, lo que fue corroborado con las medidas de SST, que oscilaron entre 324 mg.L^{-1} en el M5 y 5167 mg.L^{-1} en el M3 ($H=22,24$; $p=0,00$). De igual manera, en el caso de la conductividad se registró una temporalidad marcada ($H=23,08$; $p=0,00$), con valores distribuidos entre $81019 \text{ } \mu\text{s.cm}^{-1}$ y $275000 \text{ } \mu\text{s.cm}^{-1}$. La alcalinidad varió temporalmente ($H=17,46$; $p=0,00$) con un valor mínimo de 9 mg.L^{-1} en el M2 y un máximo de 300 mg.L^{-1} en el M5 (tabla 1). La Cl-a presentó un promedio entre $4,86 \text{ mg/m}^3$ y $23,17 \text{ mg/m}^3$, con su valor mínimo en el M1 y máximo en el M2, respectivamente. Por otra parte, de manera espacial, este cuerpo de agua fue homogéneo puesto que, de las variables evaluadas, ninguna manifestó diferencias significativas entre las estaciones.

Fitoplancton

Se determinaron 17 especies en 15 géneros y tres clases. Se encontró una densidad total de $1367 \text{ Cél. mL}^{-1}$. La clase más abundante fue Bacillariophyceae (94 %), seguida de Chlorophyceae (5 %) y Cyanophyceae (1 %). En cuanto a la riqueza se mantiene el mismo orden, siendo la clase con mayor número de especies reportadas Bacillariophyceae (59 %, 10 especies), seguida por Chlorophyceae (23 %, 4 especies) y Cyanophyceae (18 %, 3 especies). Las especies con mayores densidades fueron *Nitzschia acicularis* y *Entomoneis alata* con 994 y 242 Cél. mL^{-1} respectivamente. Con densidades intermedias *Chlorella vulgaris* (48 Cél. mL^{-1}), *Gyrosigma* sp.1 (25 Cél. mL^{-1}) y *Microcystis aeruginosa* (11 Cél. mL^{-1}). Otras especies aparecen como únicas para ciertos muestreos y estaciones, con densidades muy bajas (tabla 2).

La estructura de la comunidad de fitoplancton presentó similitud entre el primer y segundo muestreo (figura 2). Los demás muestreos (M3-M5), se caracterizaron por poseer especies únicas y dominantes a las colectadas inicialmente, tales como *Entomoneis alata* (M1y M2), *Nitzschia acicularis*

(M3), *Gyrosigma* sp.1 (M4) y *Anabaena flos-aquae* (M5). Estas especies además contribuyen con más del 65 % de la densidad de la comunidad en todos los casos, el mayor valor de dominancia fue observado en el M3 y estuvo dominado por *Nitzschia acicularis* (95 %).

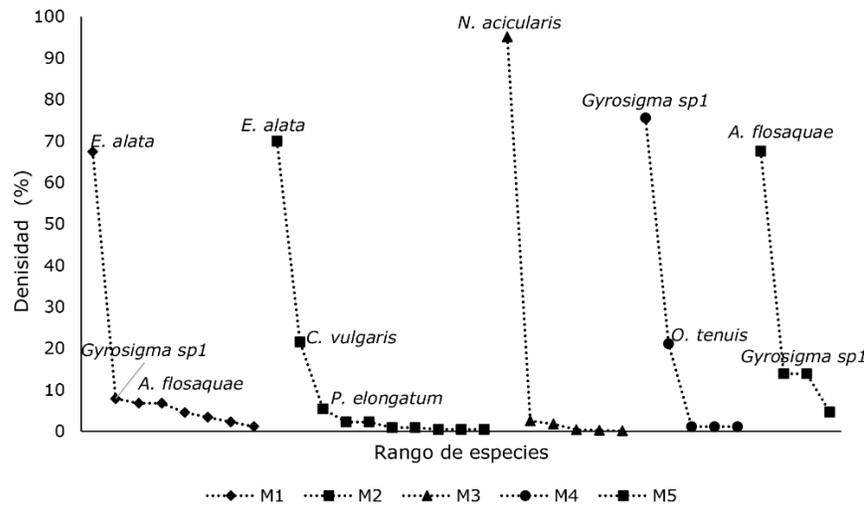


Figura 2. Curva de rango-abundancia del fitoplancton reportado en la ciénaga de Puerto Caimán. Abreviaturas: M = muestreo.

Tabla 1. Datos físico-químicos tomados en la ciénaga de Puerto Caimán durante los muestreos. Abreviaturas: Cl-*a* = clorofila-*a*, M = muestreo, SST =Sólidos suspendidos totales.

Variable	M1	M2	M3	M4	M5
Humedad Relativa %	58,74 ± 6,41	67,94 ± 3,24	68,04 ± 2,52	71,38 ± 0,59	61,32 ± 4,54
Altitud m	24,07 ± 2,61	25,96 ± 4,46	34,50 ± 2,57	10,78 ± 1,95	71 ± 5,87
Temperatura ambiente °C	26,14 ± 0,30	27,98 ± 0,82	29,24 ± 0,53	28,2 ± 0,74	28,512 ± 1,01
Temperatura del agua °C	27,64 ± 0,20	29,28 ± 1,2	32,2 ± 0,56	31,9 ± 0,23	33,34 ± 0,56
Oxígeno disuelto mg/L	3,306 ± 0,59	5,65 ± 0,5	4,352 ± 0,55	3,444 ± 0,37	2,184 ± 1,09
pH	7,99 ± 0,34	8,182 ± 0,42	8,744 ± 0,30	8,576 ± 0,04	8,5 ± 0,02
Conductividad µs.cm ⁻¹	81444,2 ± 269,26	273200 ± 1483,24	155385,2 ± 1299,19	87357,2 ± 453,14	131915,2 ± 1061,20
Profundidad Secchi cm	22,8 ± 4,76	17 ± 7,59	35,4 ± 23,92	36,3 ± 11,30	34 ± 9,61
Profundidad cm	88 ± 25,88	67 ± 37,35	58 ± 44,09	97,2 ± 63,77	96 ± 42,77
Alcalinidad mg.L ⁻¹	104,0 ± 111,48	240,6 ± 34,49	36,6 ± 20,61	25,2 ± 6,91	187,2 ± 15,95
Acidez mg.L ⁻¹	75 ± 28,50	84 ± 63,08	56 ± 44,64	46 ± 24,59	85 ± 45,41
Sulfatos mg.L ⁻¹	6680 ± 1463,55	5100 ± 741,62	4400 ± 894,43	5000 ± 1000	4830 ± 315,43
Amonio mg.L ⁻¹	12,15 ± 0	11,74 ± 0,92	12,144 ± 0,005	12,146 ± 0,005	12,15 ± 0,00
Nitritos mg.L ⁻¹	0,054 ± 0,04	0,32 ± 0,13	0,004 ± 0,005	0,02 ± 0,00	0,0329 ± 0,00
Nitratos mg.L ⁻¹	14 ± 8,94	22 ± 10,95	15 ± 8,66	26 ± 8,94	22 ± 10,95
SST mg.L ⁻¹	470,6 ± 28,52	627,6 ± 101,85	4274,2 ± 636,38	451 ± 18,07	352,8 ± 35,15
Cl- <i>a</i> mg/m ³	4,864 ± 3,05	23,176 ± 11,36	38,768 ± 9,33	7,024 ± 2,66	9,83 ± 0,38

De acuerdo al análisis de similitud de Jaccard, la comunidad del fitoplancton en los M3 y M4 fueron más parecidos entre sí (80 %). Estos últimos, en conjunto fueron similares por debajo del 50 % a los demás muestreos.

Los valores de recambio fueron mayores en los M1 y M2, con más del 70 % de diferencias en la composición de la comunidad, con respecto a los demás muestreos (figura 3a). En

cuanto a los cambios espaciales, la mayor similitud fue encontrada entre las E2 y E3, que compartieron el 75 % del total de las especies de fitoplancton, mientras que la E1 compartió aproximadamente el 60 % de las especies. Adicionalmente, las estaciones E4 y E5, las más cercanas al mar, compartieron menos del 55 % de las especies junto con las demás estaciones (figura 3b).

Tabla 2. Clases, géneros y especies de fitoplancton en la ciénaga de Puerto Caimán durante los cinco meses de muestreo.

Clase	Género	Especie	Cél.mL ⁻¹
Bacillariophyceae	<i>Cyclotella</i>	<i>Cyclotella comta</i> (Kützing 1849)	8
	<i>Gyrosigma</i>	<i>Gyrosigma</i> sp.1	25
	<i>Melosira</i>	<i>Melosira varians</i> (C.Agardh 1827)	2
	<i>Pinnularia</i>	<i>Pinnularia viridis</i> (Ehrenberg 1843)	4
	<i>Entomoneis</i>	<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenberg 1845)	242
	<i>Surirella</i>	<i>Surirella nervosa</i> (A.Mayer 1913)	1
	<i>Surirella</i>	<i>Surirella</i> sp.1	1
	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia dissipata</i> (Van Heurck 1885)	5
	<i>Nitzschia</i>	<i>Nitzschia acicularis</i> (W.Smith 1853)	994
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula</i> sp.1	1
Cyanophyceae	<i>Microcystis</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Elenkin 1938)	11
	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena flos-aquae</i> (Elenkin 1909)	6
	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria tenuis</i> (Ex Gomont 1892)	1
	<i>Chlorella</i>	<i>Chlorella vulgaris</i> (Beyerinck 1890)	48
Chlorophyceae	<i>Pleurosigma</i>	<i>Pleurosigma elongatum</i> (Van Heurck 1885)	12
	<i>Ankistrodermus</i>	<i>Ankistrodermus</i> sp.	4
	<i>Volvox</i>	<i>Volvox</i> sp.	2
Total		17	1367

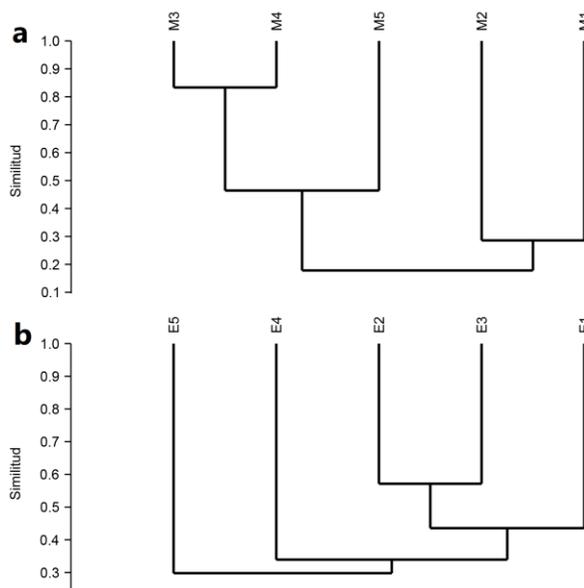


Figura 3. Análisis de similitud Jaccard para la comunidad de fitoplancton durante los muestreos (a) y las estaciones (b).

Relación de las variables físico-químicas con el fitoplancton

Se estimó la relación de las variables analizadas con la abundancia del fitoplancton. Los dos primeros ejes del ACC explicaron 65,88 % de la variación total de los datos, ambos ejes mostraron diferencias estadísticamente significativas (tabla 3) (figura 4).

El ACC mostró grupos diferenciados de especies que responden de la misma manera a algunas variables ambientales *Gyrosigma* sp.1, *Oscillatoria tenuis* y *Anabaena flos-aquae* presentó mayores densidades en los momentos en que la ciénaga tenía mayor profundidad y alta concentración de nitritos, mientras que sus densidades disminuyeron cuando aumentó el oxígeno disuelto, mientras que las especies *Cyclotella comta* y *Entomoneis alata* presentaron comportamiento opuesto a estas últimas. Por otra parte, *Nitzschia acicularis* estuvo relacionada de manera positiva con valores de pH básicos y aguas turbias (figura 4).

En contraste, *Pleurosigma elongatum*, *Chlorella vulgaris* y *Microcystis aeruginosa* respondieron de manera negativa a los SST y al pH, y de manera positiva al incremento en la concentración de nitratos, alcalinidad y en menor medida a los sulfatos y a la acidez.

Índices de contaminación (ICOS)

Los índices ambientales del agua aplicados demostraron la alta contaminación a la que se ve sometida la ciénaga de Puerto Caimán (tabla 4). Reflejado principalmente en los altos valores para los SST en las diferentes estaciones. El índice que presentó mejor estado fue el ICOPH, representado en la escala con un valor medio y bajo (tabla 4). Con respecto al ICOMI se observa una alta contaminación, esto es evidente por los altos valores de conductividad y alcalinidad, causa principal de la dureza del agua de la ciénaga.

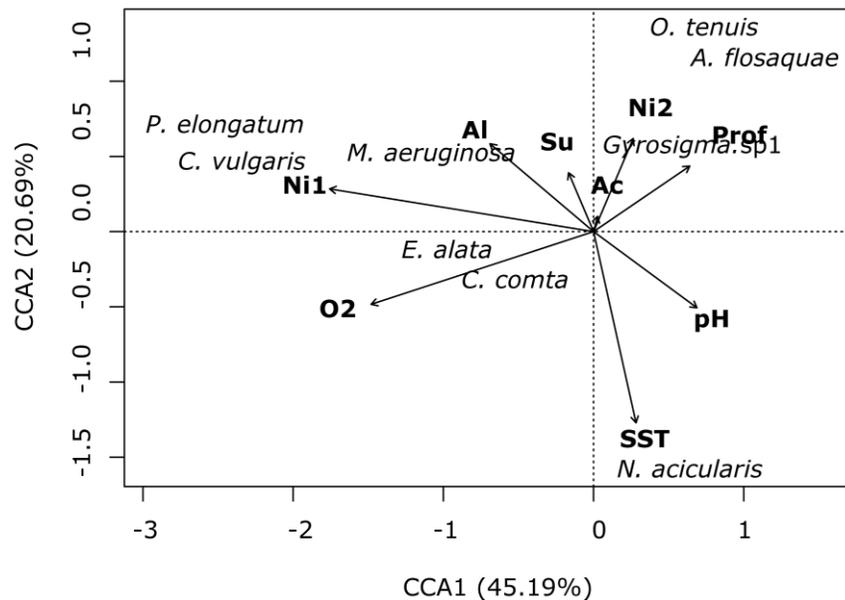


Figura 4. Análisis de Correspondencia Canónica para el fitoplancton de la ciénaga de Puerto Caimán. Abreviaturas: O₂: oxígeno disuelto; Prof: profundidad; Al: alcalinidad; Ac: acidez; Su: Sulfatos; Ni1: Nitratos; Ni2: Nitritos.

Calidad ambiental Puerto Caimán

Tabla 3. Porcentaje de variación explicada y análisis de varianza (ANOVA) para cada eje en el análisis de correspondencia canónica. O₂: oxígeno disuelto; Al: alcalinidad; Ac: acidez; Su: Sulfatos; Ni1: Nitratos; Ni2: Nitritos.

Variables	CCA 1	CCA 2	CCA 3	CCA 4	CCA 5
Eigenvalue	0,67	0,3	0,23	0,2	0,04
Var explicada (%)o	45,19	20,69	15,74	13,96	2,81
Var Acumulada (%)	45,19	65,88	81,62	95,58	98,4
ANOVA ejes	F=14,10, p=0,001	F=6,46, p=0,002	F=4,91, p=0,11	F=4,35, p=0,15	F=0,87, p=0,99
O ₂	-0,73	-0,35	0,04	-0,28	0,34
pH	0,34	-0,37	-0,3	-0,7	-0,02
Profundidad	0,31	0,32	0,14	0,2	-0,33
Al	-0,34	0,43	-0,52	0,55	0,16
Ac	0,01	0,07	0,03	0,44	0,27
Su	-0,08	0,28	0,46	0,62	0,3
Ni1	-0,87	0,2	-0,38	0,02	-0,02
Ni2	0,13	0,45	-0,35	0	0,15
SST	0,14	-0,93	0,05	-0,17	0,13

Tabla 4. Datos de los índices ambientales (ICOS) en el agua de la ciénaga de Puerto Caimán.

Muestras	Estaciones	ICOSUS	ICOMI	ICOPH	ICOTEM
M1	E1	1	0,667	0,003	1
	E2	1	0,667	0,045	1
	E3	1	0,7	0,052	1
	E4	1	0,7	0,045	1
	E5	1	0,683	0,052	1
M2	E1	1	0,96	0,091	1
	E2	1	0,948	0,004	1
	E3	1	0,943	0,08	1
	E4	1	1	0,109	1
	E5	1	0,983	0,12	1
M3	E1	1	0,683	0,374	1
	E2	1	0,667	0,424	1
	E3	1	0,673	0,441	1
	E4	1	0,667	0,058	1
	E5	1	0,667	0,327	1
M4	E1	1	0,667	0,147	1
	E2	1	0,667	0,191	1
	E3	1	0,667	0,191	1
	E4	1	0,667	0,196	1
	E5	1	0,667	0,196	1
M5	E1	0,982	0,89	0,143	1
	E2	1	0,893	0,131	1
	E3	1	0,858	0,152	1
	E4	0,979	0,933	0,166	1
	E5	0,955	0,893	0,147	1

Discusión

Los cambios en los valores para los parámetros físico-químicos medidos en la ciénaga de Puerto Caimán evidenciaron una variación temporal. La ciénaga de Puerto Caimán registro pH ligeramente alcalino, con condiciones muy cambiantes de oxígeno disuelto en los diferentes muestreos y variación del fitoplancton en los periodos climáticos de estudio (época seca y lluvia). Además, la presencia de aguas turbias se relaciona con los altos valores de SST y niveles bajos de transparencia Secchi. La clara estacionalidad presentada por la clorofila-a se encuentra relacionada de manera directamente proporcional con los niveles de oxígeno disuelto, en general su concentración fue baja para lo que podría esperarse de un ecosistema con un alto subsidio energético proveniente de afluentes como arroyos, lluvias y mareas, lo que les confiere a los productores primarios y secundarios, alternativas de obtención de materia prima para la realización de sus funciones (Cloern *et al.*, 2014)

Lo anterior, puede estar asociado a factores que regulan la mezcla entre el agua continental y el agua oceánica. Esta mezcla o intercambio, es responsable de las variaciones en las condiciones físico-químicas abruptas reflejada en estos ecosistemas, que provocan variaciones en la diversidad y estructura de las comunidades biológicas. Estos cambios en las variables fisicoquímicas inducen el recambio de las especies en las comunidades biológicas que habitan estos cuerpos de agua, sin embargo, las especies o grupos de especies generalistas con respecto a los parámetros ambientales, son favorecidas, por lo tanto, en estos ecosistemas es común encontrar pocas especies y altos niveles de abundancias (Macedo *et al.*, 2001; Castro *et al.*, 2009; Coutinho *et al.*, 2012).

El cambio en las condiciones fisicoquímicas del agua afecta directamente la comunidad de fitoplancton. La dominancia de especies como *Nitzschia acicularis* estuvo directamente asociada a valores altos de turbidez en el sistema, así como pH básicos. Por lo tanto, es posible que esta especie pueda aprovechar mejor la poca disponibilidad lumínica durante las épocas con aguas más turbias, lo que refuerza la propuesta de Thakur *et al.* (2013), quienes demostraron que especies del género *Nitzschia* son tolerantes a la contaminación, y a menudo son dominantes en ambientes con altos niveles de estrés. Adicionalmente, Cloern *et al.* (2014) plantean que la variación de las comunidades fitoplanctónicas es principalmente controlada por la disponibilidad de nutrientes y la radiación subacuática. La alta densidad de *Nitzschia*

acicularis indica eutrofización causada principalmente por nutrientes (fósforo, potasio y nitrógeno), que puede llegar a la ciénaga por actividades humanas como: la agricultura y ganadería, que usan abonos o plaguicidas, compuestos principalmente con este tipo de elementos (Yersen y Legal, 2017).

Otra especie predominante como *Entomoneis alata* es asociadas con condiciones marinas o de aguas salobres (Hartley *et al.*, 1986; Compère, 1994), lo que indica que en algunas épocas la ciénaga tiene influencia marina más que dulceacuícolas. La presencia del género *Anabaena* y otros (*Nitzschia*, *Pleurosigma*) corrobora lo anterior, ya que estos han sido documentados en la zona costera del Caribe colombiano (Ramírez-Barón *et al.*, 2010).

Algunas especies encontradas en los muestreos de los géneros *Microcystis* y *Anabaena* han sido asociadas con floraciones tóxicas, puesto que liberan toxinas, como la microcistina, que afectan la calidad del agua, por lo que son consideradas como indicadoras de contaminación (Miller *et al.*, 2010). Estos géneros han sido reportados para algunos sistemas acuáticos en el Caribe colombiano, y fueron encontrados en la ciénaga de Puerto Caimán, lo que podría revelar un posible proceso de eutrofización (Mendoza-Carbajal, 2016; Hernández-Jiménez, 2017). De manera general, las especies de fitoplancton encontradas, y su relación con las variables físico-químicas del agua de la Ciénaga Puerto Caimán indican contaminación de origen antrópica, esto fue corroborado por los índices ICOMI, ICOSUS e ICOTEM.

Las precipitaciones de la zona se relacionan de manera directa con la Clorofila a, ya que, en épocas de inundación o lluvias fuertes muchos de los nutrientes recibidos por medio de las escorrentías continentales es depositada al mar o áreas adyacentes inmediatamente, por lo que el tiempo de explotación de estos recursos por parte de los productores primarios, aunque puede ser explosivo es muy corto, esto puede causar cambios hasta de un 300 % de los niveles de Clorofila a (Lara and Borrego, 1975; Varona-Cordero and Gutiérrez Mendieta, 2003). Por otro parte, aunque durante la época de bajas lluvias el ingreso de nutrientes es menor, en algunos casos se encontraron mayores niveles de Clorofila a, que en época de altas lluvias, esto puede estar asociado a la mayor permanencia del agua durante la sequía, lo que permite que los productores primarios puedan captar los nutrientes y transferir la energía a los diferentes niveles tróficos (Ruiz y López-Portillo, 2014; Srichandan *et al.*, 2015).

Los elementos mencionados anteriormente, evidencian en parte, las causas del deterioro de la ciénaga de Puerto Caimán, por ende, una de las prioridades es hacer frente a los problemas identificados en este estudio, por lo cual es necesario realizar un plan de mejora ambiental en este cuerpo de agua que integre los siguientes elementos: la delimitación del espacio hídrico desde la funcionalidad ecológica y la sostenibilidad ambiental, donde los límites serán definidos por los pulsos de inundación y la incorporación terrenos que hoy están siendo ocupados y que no corresponden con la vocación del suelo. Ordenar el uso del suelo de riberas, especificando las actividades productivas que sean compatibles con la conservación de suelos y del humedal en general. Y, por último, es necesario el diseño de sistemas de manejo, tratamiento y disposición final adecuada de residuos sólidos de las comunidades aledañas (García-Alzate *et al.*, 2016).

Agradecimientos

Los autores agradecen a la secretaría de educación del departamento del Atlántico través del programa de becas para docentes, otorgada a Esperanza Blanco Muñoz. Universidad del Atlántico por los equipos y laboratorios para el procesamiento del material. COLCIENCIAS, (Convocatoria Doctorados Nacionales No. 727 de 2015. Res. 513, julio de 2015), otorgada a Ana De la Parra Guerra. A Luis "Lucho" Ariza y al profesor Luis Manuel Carillo por su ayuda en las faenas de campo. Miembros del Semillero ICTIOCON por su ayuda en la fase de laboratorio, especialmente a Jenny Morales, Luisa Oquendo, Kelly Rodelo y Renzy Medrano.

Referencias

APHA, AWWA, WEF. 2012. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. American Public Health Association, Washington D.C.

Betancourt-Portela, J.M., Parra, J.P. y Villamil, C. 2013. Emisión de metano y óxido nitroso de los sedimentos de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 42: 1. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2013.42.1.64>

Castro, M.G., de Astarloa, J.D., Cousseau, M., Figueroa, D., Delpiani, S., Bruno, D., Guzzoni, J., Blasina, G. y Antoni, M.D. 2009. Fish composition in a south-western Atlantic temperate coastal lagoon: spatial-temporal variation and relationships with environmental variables. *Journal of the Marine Biological*

Association of the United Kingdom 89: 593–604. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315409003002>.

Chrétiennot-Dinet, M., Sournia, A., Ricard, M. y Billard, C. 1993. A classification of the marine phytoplankton of the world from class to genus. *Phycologia* 32: 159–179. Doi: <https://doi.org/10.2216/i0031-8884-32-3-159.1>

Cloern, J.E., Foster, S. y Kleckner, A. 2014. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences* 11: 2477–2501. Doi: <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>

Compère, P. 1994. Diatoms from hypersaline inland waters of Egypt. *Proceedings of the Eleventh International Diatom Symposium* 1990: 175–188.

Coutinho, M.T.P., Brito, A.C., Pereira, P., Gonçalves, A.S. y Moita, M.T. 2012. A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs closed regimes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110: 134–146. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.007>.

Díaz, L.G., Domínguez, D.M., Sosa, C.M., Carriazo, S.O., Hernandez, M.P. y Rodríguez, N.P. 2014. Implicaciones sanitarias de la contaminación en la ciénaga de Mallorquín, Barranquilla. *Salud en Movimiento* 6.

Dürr, H.H., Laruelle, G.G., van Kempen, C.M., Slomp, C.P., Meybeck, M. y Middelkoop, H. 2011. Worldwide typology of nearshore coastal systems: defining the estuarine filter of river inputs to the oceans. *Estuaries and Coasts* 34: 441–458. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9381-y>.

Etilé, R.N., Kouassi, A.M., Aka, M.N., Pagano, M. y N'douba, V. 2009. Spatio-temporal variations of the zooplankton abundance and composition in a West African tropical coastal lagoon (Grand-Lahou, Côte d'Ivoire). *Hydrobiologia* 624: 171–189. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9691-7>.

Galvis, O., Herrera, O., Rodríguez, L., Téllez, S. y Lora, A. 1992. Contribución al conocimiento de las características medio-ambientales de la ciénaga de Mallorquín. VIII Semin. Nacional. Ciencias y Tecnología. Marina CCO 1: 483–489.

García-Alzate, C., Gutierrez-Moreno, L. y De la Parra-Guerra, A. 2016. Capítulo 5: Embalse del Guájaro: diagnóstico ambiental y estrategias de rehabilitación. En: Alvarado, M. Sur del Atlántico: una nueva oportunidad. Fundación Promigas. Barranquilla.

Hammer, Ø. 2013. PAST *Paleontological Statistics* Version 3.0: Reference Manual. University of Oslo, Oslo, Noruega.

- Hartley, B., Ross, R. y Williams, D.M. 1986. A check-list of the freshwater, brackish and marine diatoms of the British Isles and adjoining coastal waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 66: 531–610. Doi: <https://doi.org/10.1017/S0025315400042235>.
- Hemraj, D.A., Hossain, M.A., Ye, Q., Qin, J.G. y Leterme, S.C. 2017. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 184: 102–114. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.045>.
- Hennemann, M.C. y Petrucio, M.M. 2011. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 181: 347–361. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1833-5>.
- Hernández-Jiménez, C.A. 2017. Efectos de la entrada de agua del río Magdalena en la producción primaria del fitoplancton en la ciénaga Pajalar, Caribe colombiano. *Intropica* 12: 117–130. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.2315>.
- Jaramillo, F., Licero, L., AAhlen, I., Manzoni, S., Rodríguez-Rodríguez, J.A., Guittard, A., Hylin, A., Bolaños, J., Jawitz, J. y Wdowinski, S. 2018. Effects of hydroclimatic change and rehabilitation activities on salinity and mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Wetlands* 38: 755–767. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1024-7>.
- Lackey, J.B. 1938. The manipulation and counting of river plankton and changes in some organisms due to formalin preservation. *Public Health Reports (1896-1970)* 2080–2093.
- Lara, J.R.L. y Borrego, S.A. 1975. *Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en Bahía de San Quintín*, B.C.
- Macedo, M., Duarte, P., Mendes, P. y Ferreira, J. 2001. Annual variation of environmental variables, phytoplankton species composition and photosynthetic parameters in a coastal lagoon. *Journal of Plankton Research* 23: 719–732. Doi: <https://doi.org/10.1093/plankt/23.7.719>.
- Mancera, E. y Mendo, J. 1996. Population dynamics of the oyster *Crassostrea rhizophorae* from the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Fisheries Research* 26: 139–148. Doi: [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(95\)00401-7](https://doi.org/10.1016/0165-7836(95)00401-7).
- Mangones-Cervantes, A. 2014. Elementos nutritivos la clorofila a y su relación con las variables físico químicas en la Ciénaga Mallorquín, Colombia. *Boletín Del Instituto Oceanográfico de Venezuela* 53 (2): 127-141.
- Mendoza-Carbajal, L.H. 2016. El género *Sphaerocavum* y dominancia de *S. brasiliense* y *Microcystis wesenbergii* (Microcystaceae, Cyanophyceae) en la floración algal de la laguna Huacachina, Perú. *Revista Peruana de Biología* 23: 53–60. Doi: <https://doi.org/10.15381/rpb.v23i1.11835>.
- Miller, M.A., Kudela, R.M., Mekebre, A., Crane, D., Oates, S.C., Tinker, M.T., Staedler, M., Miller, W.A., Toy-Choutka, S., Dominik, C. y others 2010. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. *PLoS One* 5: e12576. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012576>.
- Moreno, J.R., Medina, C.D. y Albarracín, V.H. 2012. Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. *REDUCA (Biología)* 5: 110–125.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. y Wagner, H. 2018. *Vegan: Community Ecology Package*.
- Parmar, T.K., Rawtani, D. and Agrawal, Y. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science* 9: 110–118. Doi: <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>.
- Pereira, P., De Pablo, H., Vale, C., Franco, V. and Nogueira, M. 2009. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment* 153: 281–292. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0355-x>.
- Pla, S. and Anderson, N.J. 2005. Environmental factors correlated with Chrysophyte cysr assemblages in low Arctic Lakes of Southwest Greenland. *Journal of Phycology* 41: 957–974. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2005.00131.x>.
- R Core Team 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y Viña, G. 1997. Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulación y aplicación. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro* 1: 135–153.
- Ramírez, A., Restrepo, R. y Cardeñoso, M. 1999. Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos. Formulación. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro* 1: 89–99.
- Ramírez-Barón, J.S., Franco-Herrera, A., García-Hoyos, L.M. y

- López, D.A. 2010. La comunidad fitoplanctónica durante eventos de surgencia y no surgencia, en la zona costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Boletín. Investigaciones Marino Costera* 39: 233–253. Doi: <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2010.39.2.150>.
- Round, F.E., Crawford, R.M. y Mann, D.G. 1990. Diatoms: Biology and Morphology of the Genera. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Ruiz, M. y López-Portillo, J. 2014. Variación espacio-temporal de la comunidad de macroinvertebrados epibiontes en las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en la laguna costera de La Mancha, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical* 62: 1309–1330. Doi: <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i4.12582>.
- Sabanci, F.C. 2014. Phytoplankton distribution and its relationship to the physico-chemical environment in a coastal lagoon. *Ekoloji* 23: 61–72. Doi: <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2014.908>.
- Srichandan, S., Kim, J.Y., Bhadury, P., Barik, S.K., Muduli, P.R., Samal, R.N., Pattnaik, A.K. y Rastogi, G. 2015. Spatio-temporal distribution and composition of phytoplankton assemblages in a coastal tropical lagoon: Chilika, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 47.
- Thakur, R., Jindal, R., Singh, U.B. y Ahluwalia, A. 2013. Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 8355–8373.
- Varona-Cordero, F. y Gutiérrez Mendieta, F.J. 2003. Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica* 13: 177–194.
- Wehr, J. y Sheath, R. 2003. Freshwater habitats of algae. In: *Freshwater Algae of North America*, Academic Press, United States of America, vol. 308. pp. 11–57.
- Wehr, J.D., Sheath, R.G. y Kociolek, J.P. 2015. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. Science*. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00005-0>.
- Winder, M. y Sommer, U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1149-2>.
- Citar como:** Blanco-Muñoz, E., De la Parra-Guerra, A., García-Alzate, C. y Villarreal-Blanco, E. 2020 Análisis físico-químico y fitoplanctónico de la ciénaga Puerto Caimán, vertiente Caribe, Colombia. *Intropica* 15(2): en prensa. Doi: <https://doi.org/10.21676/23897864.3650>