

**DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DE LA CIÉNAGA DE AYAPEL A TRAVÉS DE LA
VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS ASPECTOS MORFO FUNCIONALES DEL
FITOPLANCTON Y UN INDICADOR DE CALIDAD ECOLÓGICA**

Ana María Zabala Agudelo

Asesora:

Esnedy Hernández Atilano

Doctora en Biología

**Trabajo de Investigación para optar al título de Magíster en Ciencias
Ambientales**

**Universidad de Antioquia
Corporación Académica Ambiental**

Medellín

2017

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	3
2. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	5
2.1 Planteamiento del problema	5
2.2 Pregunta de investigación	8
2.3 Ciénagas	9
2.4 Fitoplancton	10
2.5 Morfología funcional	11
2.6 Índice de calidad ecológico (ICE)	12
2.7 Antecedentes	14
3. HIPÓTESIS	17
4. OBJETIVOS	17
4.1 General	17
4.2 Específicos	18
5. JUSTIFICACION	18
6. MATERIALES Y MÉTODOS	19
6.1 Área de estudio	19
6.2 Muestreo	20
6.3 Tratamiento de las muestras	24
6.3.1. Análisis de los organismos algales	24
6.4 Análisis estadísticos	27
6.4.1. Definición de escenarios de comparación	27
6.4.2. Variables físicas y químicas	29
6.4.3. Análisis de la morfología funcional del fitoplancton	30
6.4.4. Índice de calidad ecológica (ICE)	30
7. RESULTADOS	31
7.1. Variables físicas y químicas	31
7.2. Análisis de la morfología funcional del fitoplancton	41
7.3. Índice de calidad ecológica (ICE)	55
8. DISCUSIÓN	63
9. CONCLUSIONES	75
10. RECOMENDACIONES	76
11. ANEXOS	78

1. INTRODUCCIÓN

Las planicies de inundación o complejos cenagosos hacen parte de los principales tipos de ecosistemas acuáticos de Colombia (Lasso et al., 2014). Este tipo de ecosistemas están íntimamente ligados a los pulsos de los flujos del agua (pulso de inundación), entendidos como las variaciones naturales causadas por la inundación y el periodo sin o con menos lluvia, asociadas a dinámicas o por la estacionalidad pluviométrica que define el ciclo hidrológico de los ríos. Este comportamiento pulsátil predecible o impredecible, genera heterogeneidad ecológica, que puede reflejarse en la riqueza biológica y de servicios ecológicos y ambientales (Welcomme 1979; Welcomme 1985; Vanotte et al. 1980; Sioli 1984; Junk & Wantzen 2004). En el tramo de la llanura aluvial de muchos ríos de Suramérica, el concepto de pulso de inundación de Junk et al. (1989), permite explicar las fuerzas que producen los cambios limnológicos y biológicos más importantes, entre ellas las variaciones del nivel de las aguas que conectan y separan los ríos de sus lagos, lagunas, ciénagas etc., de la llanura aluvial e inciden en la estructura de la zona transicional (Lasso et al., 2014).

Dicho comportamiento pulsátil puede ser entendido bajo el concepto de disturbio, el cual según Pickett y White (1985) está definido como un evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico. Es así como para la dinámica particular de la ciénaga de Ayapel, el pulso de inundación representa un disturbio natural que implica un proceso de sucesión ecológica a diferentes niveles de organización.

De acuerdo a Reynolds (1984) el fitoplancton se encuentra definido como la comunidad de plantas adaptadas a vivir en suspensión, en el mar o en agua dulce, y con un movimiento pasivo generado por la acción del viento y la corriente.

Las algas del fitoplancton, en general, no tienen capacidad de movimiento, pero algunas poseen cierto poder de locomoción, desplazándose mediante flagelos y otros

mecanismos (Wetzel, 1981); son además un grupo ecológico altamente diverso, que abarca cientos de especies de algas y cianobacterias con diferentes estrategias morfo-funcionales. La co-ocurrencia de estas especies depende sobre todo de las diferencias en los procesos biológicos, crecimiento, adquisición de recursos (luz y nutrientes), capacidad de inhibir los procesos de pérdida (depredación y sedimentación), regulación de la flotabilidad y migración vertical (Mihaljevic et al., 2015). Estos organismos pueden mostrar una morfología muy variable, según la variabilidad ambiental y las características del ecosistema (Naselli-Flores et al., 2007).

La necesidad de entender las relaciones entre las propiedades estructurales y funcionales del ecosistema han llevado al desarrollo de varias clasificaciones de la biota acuática, basadas en las características estructurales, taxonómicas y funcionales, para ayudar a explicar la organización de las comunidades ecológicas a través de la simplificación de la real complejidad de los ecosistemas (Reynolds et al., 2002; Weithoff, 2003; Salmaso y Padisák, 2007; Padisák et al., 2009; Salmaso et al., 2015). La clasificación funcional basada morfológicamente propuesta por Kruk et al. (2010) es una de las clasificaciones que actualmente son aplicadas en el estudio del fitoplancton, la cual considera la dimensión linear máxima (DLM), el volumen (V), relación superficie volumen (S/V) y la presencia de flagelos, estructuras silíceas, mucílago y aerótopos. En éste sistema de clasificación, los autores integran las características funcionales y la variabilidad de las especies en siete grupos, grupos funcionales basados morfológicamente (MBFG I-VII), los cuales reflejan las diferentes habilidades para absorber luz y nutrientes, destrezas en el crecimiento y mecanismos para prevenir la sedimentación y la depredación (Pacheco et al., 2010). La distinción de diferentes grupos facilita la predicción de la composición de la comunidad y su relación con las condiciones ambientales particulares (Kruk y Segura, 2012; Kruk et al., 2011).

Actualmente existe una creciente tendencia hacia el uso de índices multimétricos y multivariados desarrollados a partir de propiedades bióticas y abióticas en el

ecosistema, estas herramientas son útiles para evaluar el estado general de los ecosistemas y como una medida de la integridad ecológica de los cuerpos de agua (Chalar et al., 2011). Entre éstas herramientas el índice de calidad ecológico (ICE) formulado con base en análisis multivariados y los métodos propuestos por Haase y Nolte (2008) y Chalar et al. (2011) presenta un sistema de indicación de la calidad ecológica que se establece mediante: 1. Un gradiente ambiental; 2. Identificación para cada taxón de rangos óptimos y de tolerancia; y 3. Ponderaciones de calidad para cada estación. La relevancia de éste índice es que identifica valores de tolerancia de acuerdo con el análisis integrado de las variables abióticas locales junto con la estructura de la comunidad de los organismos (Forero et al., 2014), en éste caso del fitoplancton.

El presente estudio pretende evaluar el estado actual de la ciénaga de Ayapel en contraste con escenarios previos equivalentes correspondientes a los periodos de estudio 2004-2005 y 2006-2007; los elementos para abordar esta evaluación fueron los rasgos morfológicos del fitoplancton, complementado con el índice de calidad ecológico ICE.

2. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

2.1 Planteamiento del problema

La ciénaga de Ayapel hace parte del macrosistema de humedales y zonas inundables de la Depresión Momposina. Cumple una función ambiental importante ya que modera los regímenes hidrológicos de las áreas tributarias de los Ríos San Jorge y Cauca, así como de varios caños y quebradas que vierten sus caudales en ella. Adicionalmente, el complejo cenagoso alberga una amplia variedad de especies de flora y fauna, y es un lugar de paso para diversas especies migratorias de peces y aves (Aguilera Díaz, 2009).

Los humedales han sido parte de la evolución de las sociedades humanas en todo el mundo, dado que en ellos se encuentran los recursos vitales y ocurren procesos importantes para la supervivencia humana, desde la producción de alimento mediante la pesca, cultivos de arroz y frutos entre otros, hasta la

producción de madera, captura de carbono y purificación del agua (Mitsch y Gosselink, 2000); éstos beneficios se encuentran bajo el concepto de servicios ecosistémicos, los cuales de acuerdo a Balvanera y Cotler (2007) permiten hacer un vínculo explícito entre el estado y funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano, donde dicha relación se puede dar de forma directa o indirecta. En éste orden de ideas, la ciénaga, además de su belleza paisajística, brinda una serie de servicios alrededor de los cuales la comunidad desarrolla su dinámica económica y social, tales como la pesca, el transporte acuático, la recreación, el turismo, entre otros.

Actualmente el complejo de humedales de la Ciénaga de Ayapel es un área protegida bajo la declaración de Distrito de Manejo Integrado (DMI), figura que permite el aprovechamiento sostenible de los recursos que el sistema provee a la comunidad, además de promover la conservación de la ciénaga y de la riqueza biótica que ésta alberga; así mismo desde el 2014, como una estrategia más de gestión y conservación, se dio inicio a la postulación del complejo de humedales de la Ciénaga de Ayapel como sitio Ramsar.

A pesar de los intentos de algunos por conservarla, la actividad antrópica que se desarrolla en la Ciénaga, sus zonas inundables y la cuenca, condicionan una alta tensión ambiental. Según Aguilera-Díaz (2009) dentro de los principales problemas ambientales que se presentan en la Ciénaga se encuentran la deforestación para la adecuación de potreros, lo que conlleva a la degradación de los suelos limitando su productividad, la contaminación del agua debido al uso de agroquímicos y la sobreexplotación de recursos por pesca y minería.

La actividad pesquera que se realiza es artesanal; sin embargo, la captura de peces ha sido reducida por la utilización de artes de pesca ilegal. Por su parte la actividad minera informal que se desarrolla en las áreas de influencia de la ciénaga, ha cobrado mayor protagonismo en los últimos años por ser una de las actividades que mayor afectación le está causando a la misma. Respecto a la minería aurífera, ésta ha estado muy influenciada por la minería desarrollada en el bajo cauca antioqueño que surge como consecuencia de la falta de empleo en

otros sectores económicos y el asentamiento de mineros de otras regiones como el nordeste antioqueño (Colorado et al., 2002).

Los usos del suelo tanto agrícola como urbano son reconocidos como fuentes de nutrientes y de contaminantes en los ecosistemas acuáticos (Carpenter et al., 1998; Carney, 2009). La transformación de la cuenca natural a tierras agrícolas, industriales o áreas urbanas, como es el caso de la ciénaga de Ayapel, es considerada como la mayor amenaza a la diversidad de especies de agua dulce (Weijters et al., 2009). El papel del uso del suelo y el desarrollo de cuencas hidrográficas como factores condicionantes de la biodiversidad acuática se destaca en un número limitado de estudios relacionados con el fitoplancton (Burns y Galbraith, 2007; Stomp et al., 2011) y otros componentes de la biota acuática como bacterias, protozoos y zooplancton. Wetzel (2001) y Mazaris et al. (2010) argumentan que la morfometría del lago es considerada como el mejor indicador de la estructura y productividad del fitoplancton, reflejando el clima y las condiciones de la cuenca (Katsiapi et al., 2012).

Otro factor determinante para el mantenimiento de la biodiversidad es la conectividad entre parches ecológicos. Según Junk y Wantzen (2004) en éste tipo de ecosistemas la conectividad entre el canal principal y la planicie de inundación es el aspecto central para lograr mantenerla; sin embargo la ganadería, la agricultura y la minería que se desarrollan en la zona representan interferencias en los patrones naturales de conectividad, los cuales se encuentran principalmente regulados por el pulso hidrológico de la ciénaga.

Así se hace necesario realizar un diagnóstico ambiental de la ciénaga de Ayapel a través de los cambios en el ajuste biológico del fitoplancton en respuesta a las exigencias ambientales; dichos cambios serán interpretados desde la morfología y su relación con el ambiente, así como por la evaluación de la calidad ecológica. Esta evaluación permitirá analizar el comportamiento funcional de organismos bioindicadores en la Ciénaga a través de una perspectiva ecológica, generando

una nueva propuesta de análisis integral para el seguimiento de ecosistemas de alta complejidad que brindan servicios ambientales en una zona geográfica.

Teniendo en cuenta la importancia ecológica de éste tipo de ecosistemas, varias universidades del país han realizado estudios desde diferentes enfoques en la ciénaga de Ayapel; dentro de los que se destaca el estudio realizado en el año 2003 por el grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA) de la Universidad de Antioquia y el Grupo del Postgrado en Recursos Hidráulicos de la Universidad Nacional Sede Medellín, a través del proyecto "Análisis de La Relación Río-Ciénaga y Su Efecto Sobre La Producción Pesquera En El Sistema Cenagoso De Ayapel" realizó la caracterización, desde el punto de vista fisicoquímico y biológico del estado ambiental de la Ciénaga en un espacio y tiempos determinados, obteniendo información sobre las relaciones entre las condiciones hidrológicas y geomorfológicas de la ciénaga, así como recopilando información sobre la variación estacional de la producción biológica (Aguirre et al., 2005). Por su parte (Hernández-Atilano, 2006), evaluó dentro de dicho macro proyecto la estructura de la agremiación fitoplanctónica y su oferta ambiental en diferentes períodos hidrológicos, encontrando que la estructura de la agremiación del fitoplancton y la dinámica física y química varía en relación al pulso hidrológico.

2.2 Pregunta de investigación

¿Evidenciarán los aspectos morfo funcionales del fitoplancton en conjunto con el índice de calidad ecológico (ICE) las exigencias ambientales que en la actualidad se dan en la Ciénaga de Ayapel, logrando así tener un panorama contrastante entre el estado actual y escenarios previos equivalentes?

MARCO TEÓRICO

2.3 Ciénagas

En Colombia, las planicies de inundación son regularmente denominadas ciénagas y se definen como ecosistemas de poca profundidad, están localizadas a alturas inferiores a 1000 metros sobre el nivel del mar, poseen una temperatura superior a los 25 °C y precipitaciones mayores a 2000mm anuales. Se caracterizan principalmente por ser áreas que se inundan periódicamente debido al sobre flujo lateral de los ríos o por precipitación directa sobre la cuenca de drenaje, dando como resultado un ambiente fisicoquímico cambiante y dinámico, en el que la hidrología y los flujos de materiales condicionan la estabilidad y la diversidad de las comunidades allí presentes (Neiff, 1999; Mitsch y Gosselink, 2000; Junk et al., 2010).

Dependiendo del grado de conectividad de estos cuerpos de agua con los ríos, estos ambientes reciben agua durante las crecientes y durante los períodos secos vierten aguas al río contribuyendo a mantener sus niveles. Estos ciclos marcan estaciones muy definidas, asociados también a ciclos de producción, consumo y reproducción de los organismos que las habitan. Las variaciones estacionales de volumen de agua al interior del sistema están asociadas a la precipitación, a los flujos de aguas superficiales, subsuperficiales y subterráneos y a la evapotranspiración (Jaramillo y Aguirre, 2012).

El establecimiento de las diferentes comunidades acuáticas en las ciénagas y la naturaleza de las interacciones dependen de las condiciones hidrológicas, de la presencia de corrientes, del efecto del viento, de las condiciones ambientales y de las complejas relaciones dentro y entre los ensamblajes fitoplanctónicos y zooplanctónicos. Las ciénagas pueden sufrir cambios profundos en sus condiciones limnológicas y con ello afectar a las comunidades biológicas que allí se encuentran presentes.

2.4 Fitoplancton

El fitoplancton se encuentra compuesto por algas microscópicas que constituyen, en su mayoría, la base de la cadena trófica en los ecosistemas acuáticos. El fitoplancton y las macrófitas constituyen los principales componentes autótrofos de los sistemas lénticos. De esta forma los diferentes iones y compuestos orgánicos disueltos en el agua son atrapados por estos organismos y convertidos en materia orgánica que habrá de constituir el soporte directo o indirecto de la casi totalidad de los organismos allí presentes (Hernández-Atilano, 2006).

El fitoplancton de agua dulce incluye algas y bacterias fotoautotróficas. De estos los más representativos son las algas, pero no debe subestimarse la contribución del bacterioplancton al funcionamiento de un ecosistema acuático. En general, el fitoplancton no tiene capacidad de movimiento, sin embargo, algunas algas poseen cierta capacidad de locomoción, desplazándose mediante flagelos y otros mecanismos. Usualmente, el fitoplancton está restringido a aguas lénticas y a los grandes ríos en las partes donde la velocidad de la corriente es baja (Wetzel, 1981).

La diversidad, abundancia y distribución de las agremiaciones planctónicas depende de los gradientes espaciales y temporales de factores ambientales como nutrientes (concentración y proporción), luz (día-noche, profundidad) y sólidos suspendidos. La estructura fitoplanctónica suele relacionarse con variables condicionantes de su crecimiento, como también con aquellas que son modificadas por su desarrollo. Entre las primeras están la disponibilidad de nitrógeno, fósforo y turbiedad y en las segundas pH, oxígeno, dióxido de carbono y producción primaria (Hernández-Atilano, 2006). En cuanto al crecimiento, éste puede disminuir drásticamente bajo los efectos del pastoreo intensivo (Officer et al., 1982; Havens, 1991; Hily, 1991; Abdel-Aziz et al., 2006). Adicionalmente, Rojo y Alvarez (2003) sugieren que uno de los principales procesos que podrían controlar la agremiación fitoplanctónica es

la dominancia por parte de algunas especies en función a la adaptabilidad a las perturbaciones.

Tal vez uno de los problemas más perdurables en la ecología del fitoplancton es entender cómo las diferentes especies pueden coexistir si emplean un fondo común de nutrientes y donde a su vez la competencia por ellos es intensa (Reynolds, 1987). Esto es lo que se ha denominado la *paradoja del plancton*, descrita por Hutchinson (1961) como una posible excepción al principio de exclusión competitiva, especialmente en agua agitada. Este mismo autor plantea que el ambiente planctónico no es tan homogéneo como parece, pues presenta gran variedad de fluctuaciones ambientales que son, en última instancia, las responsables de la alta diversidad de este ensamble (Roldan y Ramírez, 2008).

2.5 Morfología funcional

La aproximación funcional se originó históricamente en estudios de vegetación terrestre, donde las especies están agrupadas de acuerdo a su habilidad para capturar luz, adquirir nutrientes y retener recursos minerales (Grime, 1979). Para el fitoplancton, éstas habilidades están relacionadas con las diferencias en su morfología (relación superficie volumen y dimensión lineal máxima) y fisiología (tasas de crecimiento y absorción de luz) (Huszar y Caraco, 1998).

Se entiende por morfología funcional del fitoplancton la adaptación de las formas de los organismos frente a las características ambientales; es un testimonio de la larga evolución dirigida principalmente por la turbulencia del medio y la disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1993).

Los primeros intentos por crear un sistema de clasificación de algas planctónicas que fuera sensible a los cambios ambientales fueron llevados a cabo por Reynolds (1980). Dicho sistema de clasificación se basa en las

asociaciones funcionales de las especies representadas en el plancton; son grupos polifiléticos, reconociendo las características adaptativas que comparten, en lugar de la filogenia común. De ésta manera las algas que conforman un mismo grupo funcional tienen también morfologías similares, las cuales son cuantificadas por aspectos como el área superficial, el volumen y la dimensión linear máxima (Reynolds y Irish, 1997).

Según Reynolds et al. (2002) la morfología funcional se basa en la hipótesis de que un alga funcionalmente bien adaptada podría tolerar condiciones limitantes de forma exitosa en comparación con aquellos individuos que estén menos adaptados. Adicionalmente existe una mayor probabilidad de que un hábitat limitado por luz, nutrientes, entre otros, sea poblado por especies con las adaptaciones apropiadas que les permita desempeñarse allí.

Una manera lógica de diferenciar los grupos funcionales del fitoplancton sería agrupando especies de acuerdo a sus rasgos funcionales, como tasas de crecimiento y las constantes de asimilación de nutrientes. Sin embargo, la información para tal alcance es ausente para la mayoría de las especies (Kruk et al., 2010). En base a lo anterior dichos autores proponen una clasificación basada en rasgos morfológicos simples que pueden capturar gran parte de la variabilidad de las propiedades funcionales entre el fitoplancton; además la buena correlación entre éstos sugiere que la morfología es un buen predictor de las características funcionales de las especies.

2.6 Índice de calidad ecológico (ICE)

La primera aproximación a lo que se conoce actualmente como el ICE, fue realizada por Haase y Nolte (2008), quienes diseñaron el Índice de Especies Invertebradas (ISI). Dicho índice fue creado inicialmente con base en los macroinvertebrados acuáticos, debido a la falta de métodos con puntuación e índices que permitieran la interpretación de los datos a nivel de especie;

donde esa carencia lleva a un uso más amplio del nivel de familia para la evaluación y manejo de ecosistemas acuáticos, los cuales a menudo requieren una información más detallada.

Dichos autores crearon un índice que define condiciones de referencia estableciendo valores umbrales por debajo de los cuales las comunidades de macroinvertebrados indican deterioro del ecosistema debido a factores de estrés. Es un índice para sitios específicos calculado como el promedio ponderado de los puntajes de sensibilidad de las especies y la abundancia de cada una de éstas, donde los puntajes de sensibilidad van desde 10 (organismos más sensibles a la contaminación) a 1 (tolerantes a la contaminación excesiva) y se obtienen mediante la regresión del promedio ponderado y la calibración empleando los puntajes de los sitios que representan un gradiente de impacto ambiental.

Posteriormente el índice de calidad ecológica (ICE) fue formulado con base en análisis multivariados, tomando como referencia los métodos descritos por Haase y Nolte (2008), Chalar et al. (2011) y Forero et al. (2012); éste analiza la subordinación de la abundancia de los organismos con respecto a las variables ambientales y la herramienta fundamental para su elaboración es el monitoreo biológico, un instrumento centrado en el uso de los atributos estructurales y/o funcionales de los individuos, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas (Hart, 1994).

Este índice permite establecer cuantitativamente y de forma teórica para los géneros, valores de tolerancia ante condiciones adversas; identificados de acuerdo con el análisis integrado de las variables ambientales locales junto con la composición y abundancia de los organismos. El método incluye un sistema en el que la calidad ecológica se determina por: 1) un gradiente ambiental a través de un análisis de correspondencia, 2) la identificación para cada taxón de rangos de tolerancia y valores óptimos en función de ese

gradiente ambiental y 3) ponderaciones de calidad para cada estación (Forero et al., 2012).

2.7 Antecedentes

La clasificación de las estrategias funcionales de las plantas propuesta por Grime (1979) ha sido influyente. Este concepto ha sido transferido y adaptado al fitoplancton por Reynolds (1980) al introducir una clasificación funcional asignando 14 asociaciones de fitoplancton a conjuntos de condiciones ambientales tales como tamaño del lago, régimen de mezcla, nutrientes, disponibilidad de luz y carbono, etc. Posteriormente éste enfoque ha sido refinado y una clasificación mejorada fue presentada por Reynolds et al. (2002), en la cual se describen 31 asociaciones y donde las diferentes algas que forman un solo grupo tienen características morfológicas similares.

Weithoff (2003) discutió la aplicabilidad al fitoplancton de los conceptos de "tipos funcionales de plantas" (PFT) y "diversidad funcional" (FD), que se originó en la ecología de las plantas terrestres. El autor propone que los rasgos que se deberían emplear para aplicar el concepto de ecología funcional al estudio del fitoplancton son: 1) el tamaño, según la teoría alométrica, éste es determinante para actividades fisiológicas específicas como el crecimiento, 2) el potencial de fijación de nitrógeno, al brindar una ventaja competitiva, 3) la demanda de sílice, 4) fagotrofía, es decir la habilidad para ingerir bacterias como una fuente adicional de nutrientes y energía, 5) movilidad, facilitando la migración a parches favorables y contrarrestar la sedimentación y 6) la forma, es importante con respecto a la susceptibilidad al pastoreo del zooplancton. En conclusión, la aplicación de clasificaciones funcionales y diversidad funcional no es en modo alguno un argumento para dejar de lado una cuidadosa determinación de especies y/o una investigación autecológica, sino más bien una adición muy valiosa a los enfoques taxonómicos

tradicionales y a la lista de asociaciones de fitoplancton propuesta por Reynolds et al. (2002).

Huszar y Caraco (1998) evaluaron la relación entre la composición del fitoplancton y las variables fisicoquímicas en seis lagos templados, caracterizando el fitoplancton taxonómicamente o mediante el enfoque morfo-funcional propuesto por Reynolds (1997); encontrando que algunas variables físicas y químicas estuvieron significativamente relacionadas tanto con la taxonomía como con los grupos morfo-funcionales. Sin embargo, éste último se desempeñó mejor que el taxonómico, sugiriendo que el tamaño y la forma del fitoplancton logran predecir la respuesta a las condiciones ambientales mejor que la taxonomía al nivel de división.

Kruk et al. (2011), empleando datos de 211 lagos ubicados tanto en regiones subpolares como tropicales, exploraron qué tan bien el biovolumen total de grupos de especies se puede predecir a partir de variables ambientales empleando tres métodos de clasificación: los grupos funcionales basados en la morfología, los grupos filogenéticos y los grupos funcionales propuestos por Reynolds; encontrando que los grupos basados en la morfología se pueden predecir mejor a partir de las condiciones ambientales en comparación con los otros dos métodos de clasificación. Lo anterior sugiere que la morfología hace una buena captura de la función ecológica del fitoplancton, y que los grupos funcionales basados en la morfología pueden ser el enfoque más adecuado para la predicción de la composición de comunidades.

Naselli-Flores (2013), a partir de las principales características morfológicas del fitoplancton, obtenido en una investigación limnológica que se realizó durante 20 años en el lago artificial Arancio en Sicilia (Italia), encontró que la variabilidad morfológica reflejó los diferentes escenarios ambientales que se dieron durante el período de investigación, y que por lo tanto ésta es una

herramienta bastante útil para evaluar el estado tanto ecológico como trófico de los ecosistemas acuáticos.

Pasando a un contexto nacional, en base a la información sobre la ecología y la taxonomía del fitoplancton obtenida en estudios realizados en lagos de diferentes pisos altitudinales de Colombia, Modesto-Iregui et al. (2002) interpretaron la morfología funcional y los patrones de variación de área superficial y volumen (AS/V) de diferentes especies, encontrando que dicha variación sobre los caracteres morfológicos era explicada por factores como la temperatura superficial del agua, la alcalinidad, el sodio, el fósforo, la mezcla térmica y la luz. Por su parte Hernández-Atilano et al. (2012), analizaron los rasgos morfológicos del ensamblaje fitoplanctónico de seis sistemas leníticos de Colombia de diferente origen y morfología, entre ellos lagos de alta montaña y lagos de inundación de tierras bajas o ciénagas y encontrando diferencias morfológicas del fitoplancton en sistemas condicionados por diferente origen, tipología e hidroclimatología.

Respecto a estudios de la ecología del fitoplancton realizados particularmente en Ayapel, Hernández-Atilano et al. (2008) analizaron la asociación fitoplanctónica en cinco estaciones del principal cuerpo de agua del sistema cenagoso en diferentes períodos del pulso hidrológico; encontrando que la estructura de la asociación del fitoplancton y la dinámica física y química varía en relación al pulso hidrológico y donde dichas variaciones fueron representadas principalmente por la distribución de abundancias y el biovolumen, los cuales presentaron mayores valores en las épocas seca y de transición a lluvias. Adicionalmente, Jaramillo y Aguirre (2012) evaluaron los cambios espaciales y temporales de los ensambles fitoplanctónicos y zooplanctónicos durante la época de menor nivel de agua en la ciénaga en seis estaciones de muestreo, siguiendo el eje longitudinal de la ciénaga en sentido norte-sur y durante siete días continuos. Ambos ensambles

presentaron homogeneidad temporal y diferencias espaciales. Las Cianobacterias representaron el 70% de la densidad total del fitoplancton y el zooplancton por las formas inmaduras de copépodos (nauplios principalmente) y rotíferos.

3. HIPÓTESIS

Si la morfología funcional del fitoplancton y la calidad ecológica están condicionadas por las características limnológicas del ecosistema y además reflejan los cambios que en éste se presentan durante un período de tiempo, entonces implementar el uso de la clasificación funcional basada en la morfología permitirá dilucidar adecuaciones biológicas de las algas en respuesta a los cambios expresados en la condición ambiental de la ciénaga, al comparar el estado actual con escenarios previos equivalentes. Así mismo, un análisis cuantitativo de calidad ecológica del sistema a través del fitoplancton permitirá aproximarse de forma objetiva a un diagnóstico ambiental integral que refleje el estado actual de la Ciénaga de Ayapel lo cual promoverá directrices pertinentes para el monitoreo y gestión de este sistema.

4. OBJETIVOS

4.1 General

Establecer un diagnóstico ambiental de la Ciénaga de Ayapel con base en la morfología funcional del fitoplancton y un índice de calidad ecológica comparando el estado actual de la ciénaga con escenarios previos equivalentes, promoviendo así una nueva herramienta de diagnóstico integral útil para la gestión.

4.2 Específicos

- Emplear la morfología funcional y el biovolumen del ensamblaje fitoplanctónico para la época actual y los escenarios previos equivalentes en siete estaciones del cuerpo de agua principal.
- Determinar los cambios en la morfología funcional del fitoplancton comparando el biovolumen de cada grupo funcional y las dimensiones DLM y S/V.
- Aplicar el índice de calidad ecológico (ICE) empleando la relación entre las variables ambientales y el ensamblaje fitoplanctónico para analizar de forma complementaria el estado ecológico de la ciénaga e identificar las posibles variables ambientales condicionantes.

5. JUSTIFICACION

La morfología funcional en el fitoplancton ha sido ampliamente estudiada y ha demostrado ser una herramienta útil para evaluar cómo los organismos responden a las condiciones físicas y químicas en los ecosistemas acuáticos (Huszar y Caraco, 1998; Kruk et al., 2011; Naselli-Flores, 2013; Modesto-Iregui et al., 2002). Para diagnosticar un ecosistema, inicialmente se deben describir los aspectos ecológicos específicos que lo caracterizan y posteriormente emplear una serie de indicadores cuantitativos que le darán a dicha información soporte. En el presente estudio se emplearán dos herramientas complementarias que permiten realizar un diagnóstico del estado de calidad ecológica de la Ciénaga de Ayapel; el estudio de la morfología del fitoplancton desde una perspectiva funcional permitirá aproximarse a entender la dinámica ecológica de la ciénaga y las variables explicativas, mientras que el ICE permitirá la caracterización de ésta a través de la composición de la comunidad fitoplanctónica y las variables que la condicionan.

Proponer un criterio funcional del fitoplancton basado en la forma y un índice de calidad ecológico como un instrumento complementario y objetivo de evaluación,

permitirá una gestión ambiental más eficiente de los ecosistemas acuáticos y el recurso hídrico, particularmente en la ciénaga de Ayapel.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

El municipio de Ayapel se encuentra localizado en el extremo oriental del departamento de Córdoba, en límites con los departamentos de Sucre, Bolívar y Antioquia. Geográficamente la zona se ubica entre las coordenadas 8°04' - 8°30' de latitud norte y 74°84' -75°20' de longitud oeste, sobre la vertiente oriental del río San Jorge, la Ciénaga de Ayapel es el sistema hídrico más importante de la zona y alrededor del cual gira la actividad económica regional (Figura 1).

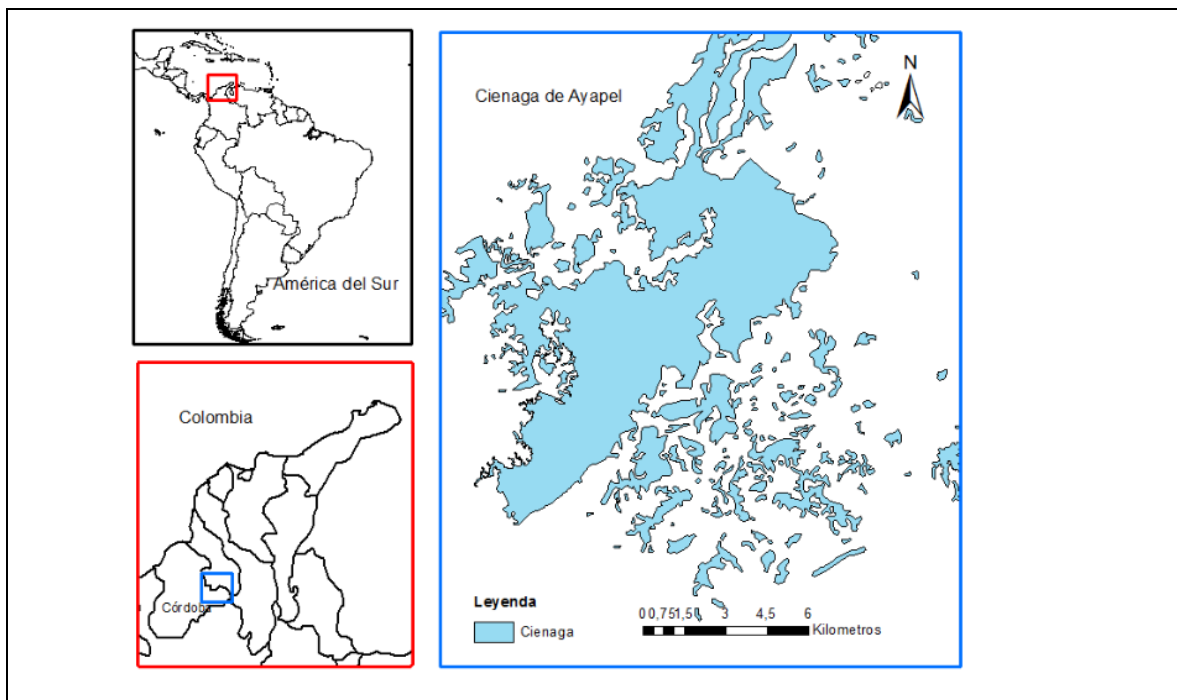


Figura 1. Ubicación de la Ciénaga de Ayapel (Córdoba, Colombia). Modificado de Serna, (2016).



La Ciénaga de Ayapel tiene una extensión aproximada de 106,4 km² en época de aguas altas y posee un sistema hidrológico propio que recoge las


precipitaciones de las quebradas de los costados oriental y sur (Quebrada Quebradona, Quebrada Escobilla, Caño Trejos, Caño Muñoz y Caño Don Matías). El territorio se ubica en una zona de bosque húmedo tropical, en donde se presenta una época de lluvias de abril a noviembre y una época seca de diciembre a marzo. La precipitación anual fluctúa entre 2.000 y 2.500 mm, la temperatura ambiental media anual se aproxima a 25 °C (Aguirre et al., 2005).


6.2 Muestreo

Durante el año 2015 se realizaron muestreos en los meses de septiembre, octubre y diciembre en siete estaciones (Tabla 1). En la Figura 2 se observa la ubicación de las estaciones de muestreo ubicadas en la ciénaga de Ayapel.

Tabla 1. Descripción de las estaciones de muestreo.

Nombre de la estación	Descripción	Coordenadas	
		LAT	LOG
<p>Caño Barro (E1)</p> 	<p>Ubicada sobre el eje de entrada de Caño Barro, afluente principal del sistema cenagoso. Aguas provenientes de la cuenca del río Cauca. Flujo unidireccional</p>	8°18`45.46	75°05`53.08
<p>Central frente al pueblo (E2)</p> 	<p>Espejo principal. Ubicada en la zona más profunda de la ciénaga.</p>	8°18`10.60	75°07`57.15
<p>Quebradona</p>	<p>En el área de influencia de éste sector se destaca la minería aurífera como la principal actividad económica; seguida de la</p>	8°16`48.10	75°08`42.62

<p>(E3)</p> 	<p>extracción de arena, cultivos y ganadería.</p>		
<p>Hoyo los Bagres (E5)</p> 	<p>Zona afectada por la actividad minera que se realiza sobre el caño que la alimenta.</p>	<p>8°17` 32.18</p>	<p>75°06` 31.22</p>
<p>Los Toros (E6)</p> 	<p>Espejo principal. Zona que registra flujo bidireccional. Aguas entrantes provenientes del rio San Jorge en el llenado y flujos de salida de la ciénaga en su vaciado.</p>	<p>8°21` 47.74</p>	<p>75°05` 08.89</p>
<p>La Miel (E7)</p> 	<p>Zona de alto depósito de materiales, altamente influenciada por los</p>	<p>8°21` 52.08</p>	<p>75°03` 09.15</p>

<p>Caño Fístula (E8)</p> 	<p>Zona de conexión con flujo bidireccional e influenciada directamente por la entrada del Río San Jorge.</p>	<p>8°24`02.56</p>	<p>75°04`49.17</p>
--	---	-------------------	--------------------

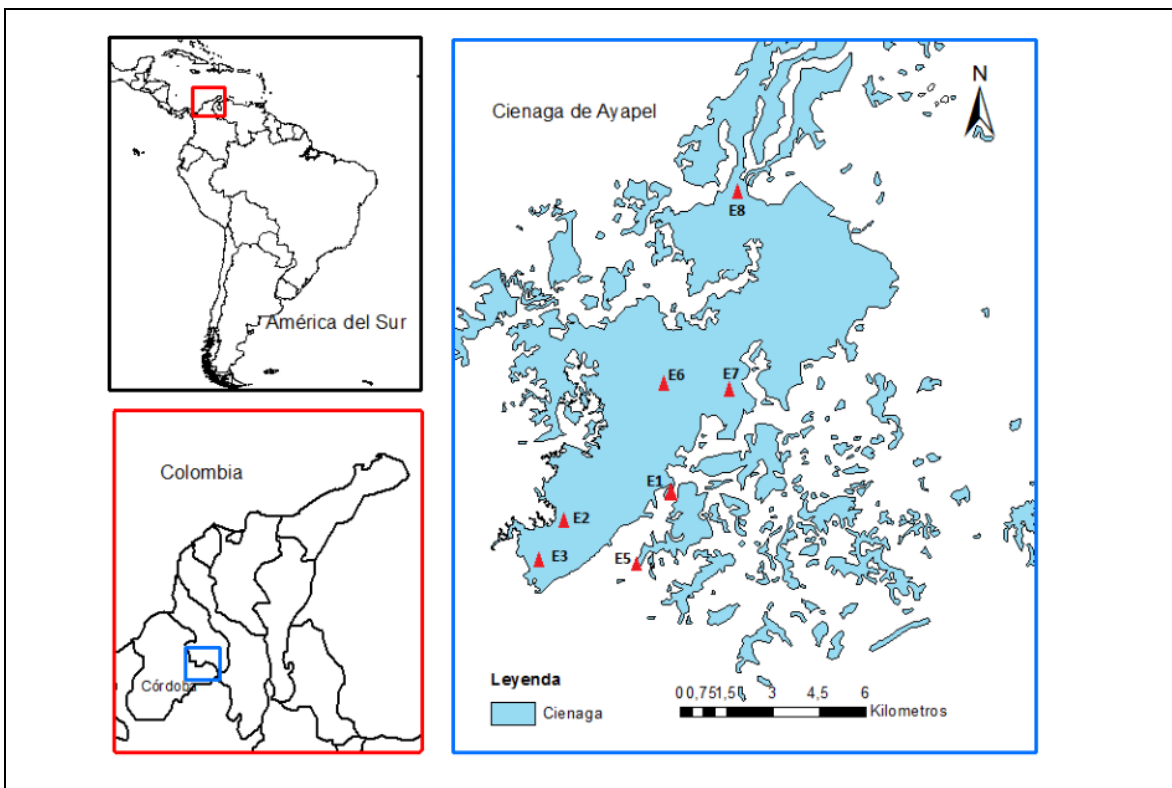


Figura 2. Ubicación espacial de las estaciones de monitoreo en la Ciénaga de Ayapel. Modificado de Serna (2016).

Con una botella tipo Kemmerer se tomaron muestras integradas de agua que fueron depositadas en dos frascos plásticos diferentes, cada uno de un litro. Uno para el análisis cuantitativo del fitoplancton y otro para el análisis de nutrientes y turbiedad. *In situ* se midieron algunas variables físicas y químicas como temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica y transparencia Secchi (Tabla 2).

Tabla 2. Variables físicas y químicas consideradas en el análisis de las muestras

Variable	Unidad	Material y/o Método
Temperatura	°C	Equipo multiparamétrico HACH HQ40d
Oxígeno disuelto	mg/l	Equipo multiparamétrico HACH HQ40d
pH	Unidades de pH	pH-metro WTW 3110 SET 2
Conductividad eléctrica	µS/cm	Equipo multiparamétrico HACH HQ40d
Potencial redox	mV	Equipo multiparamétrico HACH HQ40d
Transparencia	M	Disco Secchi
Turbiedad	FNU	Turbidímetro HACH 2100Qis
Dureza	mg/l	Test <i>Visocolor</i> ECO
Nutrientes: <ul style="list-style-type: none"> • Ortofosfatos (PO₄) • Amonio (NH₄) • Nitratos (NO₃) 	mg/l	Fotómetro compacto PF-12 MACHEREY-NAGEL (MN)
Alcalinidad	mg/l	Test <i>Visocolor</i> HE

Este estudio analizó escenarios ambientales previos en la ciénaga de Ayapel, los cuales incluyen datos colectados en las mismas estaciones consideradas en el muestreo del 2015. Los estudios considerados provienen de dos investigaciones, la primera serie analizada corresponde al año 2004 -2005, la cual fue obtenida de la tesis de maestría "*Estructura de la Agremiación Fitoplanctónica en la Ciénaga de Ayapel en Diferentes Períodos del Pulso Hidrológico*" (Hernández - Atilano, 2006); la segunda serie de datos fueron obtenidos en el año 2006-2007, los cuales hacen parte de la tesis de doctorado "*Respuesta morfológica y pigmentaria del fitoplancton*

en seis sistemas leníticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia” (Hernández - Atilano, 2011).

En la Tabla 3 se encuentran detallados los años de dichos monitoreos y la época hidrológica a la que corresponden según los cambios en la precipitación. La metodología descrita para la toma de muestras empleada durante el año 2015 corresponde al mismo diseño empleado en los estudios previos.

Tabla 3. Descripción de los muestreos previos incluidos en el presente estudio.

Fecha de muestreo	Época Hidrológica
Septiembre del 2004	Aguas altas (lluvias)
Noviembre del 2004	Aguas altas (lluvias)
Febrero del 2005	Aguas bajas (seco)
Marzo del 2005	Aguas bajas (seco)
Abril del 2005	Aguas bajas en ascenso (transición temprana)
Junio del 2005	Aguas bajas ascenso (transición)
Julio del 2006	Aguas bajas ascenso (transición)
Septiembre del 2006	Aguas bajas ascenso (transición)
Marzo del 2007	Aguas bajas (seco)
Agosto del 2007	Aguas bajas ascenso (transición)

6.3 Tratamiento de las muestras

6.3.1. Análisis de los organismos algales

Para la determinación y conteo de los organismos algales se empleó un microscopio invertido BOECO, provisto del software ScopeImage 9.0 para la medición y toma de fotos de los organismos. La muestra de agua proveniente de campo fue agitada de arriba hacia abajo treinta veces y fueron dispuestos 50 ml en dispositivos de sedimentación de acuerdo a la técnica de Utermohl (1958); posteriormente se obtuvo un mililitro del precipitado el cual se dispuso en la cámara de conteo de

Sedgwick-Rafter. Los conteos se realizaron en 30 campos al azar. Las muestras fueron examinadas con una magnificación de 400X y para la determinación de la densidad por mililitro se aplicó la expresión de Ross (1979). Las determinaciones de los taxa fitoplanctónicos se realizaron, en su mayoría, hasta la categoría taxonómica de género.

$$\text{Organismos por mililitro} = \frac{n * F1}{sch}$$

Donde:

n: número de organismos contados

s: superficie en mm² del campo del microscopio

c: número de campos contados

h: altura de la cámara en mm

F1: factor de conversión = 10³ mm³/1ml

Para la determinación se emplearon las claves bibliográficas de Bourrelly (1966, 1968, 1985); Prescott al. (1982); Strebelt y Krauter (1988); Huber-Pestalozzi (1938,1955,1961, 1976,1983); Ettl et al. (1983, 1984, 1985a, 1985b, 1988, 1990, 1991a, 1991b, 1997a, 1997b), Desikachary (1959) y Ramírez (2000)

Respecto a la forma, se midió el volumen (V), la superficie (S) y la dimensión linear máxima (DLM) de cada morfotipo. El biovolumen y la superficie fueron calculadas de acuerdo a las ecuaciones geométricas propuestas por Hillebrand et al. (1999). En total se analizaron 21 muestras correspondientes al año 2015, en cada una de las muestras colectadas se midieron como máximo 10 individuos de cada morfotipo y como mínimo 5 individuos, con el fin de obtener las dimensiones promedio de DLM, S y V. Los organismos presentes en cada una de las muestras se clasificaron en un grupo morfológico siguiendo la clasificación morfo-funcional propuesta por Kruk et al. (2010). De acuerdo a ésta misma metodología las colonias fueron tratadas como un solo organismo. No obstante, en el presente estudio la observación de colonias no fue frecuente.



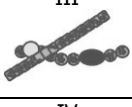




La medida estimativa de la biomasa se realizó a través del biovolumen individual ($\mu\text{m}^3/\text{l}$); empleando el método del volumen celular (μm^3) y la correspondencia de la forma celular a un sólido geométrico. Una vez realizado lo anterior, la densidad de cada individuo (ind/l) fue multiplicada por su volumen celular.

En la Tabla 4 se presenta la clave que permite determinar la inclusión de una especie fitoplanctónica a un grupo morfo-funcional determinado. Por su parte en la Tabla 5 se describen las características generales de cada uno de los siete grupos propuestos por Kruk et al., (2010), su filiación taxonómica, el valor medio de los rasgos morfológicos y los especializados.

Tabla 4. Clave dicotómica para la identificación de los grupos funcionales basados en la morfología. V: volumen (μm^3); S/V: relación superficie: volumen (μm^{-1}); DLM: dimensión lineal máxima (μm) (Kruk et al., 2010).

1 Presencia de flagelo	2 Presencia de estructuras de sílice	Grupo II			
	2' Ausencia de estructuras de sílice	3 DLM < 2 μm	Grupo I		
		3' DLM > 2 μm	Grupo V		
1' Ausencia de flagelo	2 Presencia de estructuras de sílice	Grupo VI			
	2' Ausencia de estructuras de sílice	3 Presencia de mucílago	4 Presencia de aerótopos	5 S/V > 0.6 μm^{-1}	Grupo III
				5' S/V < 0.6 μm^{-1}	Grupo VII
			4' Ausencia de aerótopos	5 V < 10 μm^3	Grupo I
				5' V > 10 μm^3	Grupo VII
		3' Ausencia de mucílago	4 V < 30 μm^3	5 MLD < 20 μm	Grupo I
				5' MLD > 20 μm	Grupo IV
			4' V > 30 μm^3	5 Presencia de aerótopos	Grupo III
				5' Ausencia de aerótopos	Grupo IV

Tabla 5. Descripción de las características morfológicas de cada uno de los grupos presentados en la Tabla 10); su filiación taxonómica; el valor medio y los rangos de variación de los rasgos morfológicos (V, S, S/V, DLM) y de caracteres especializados presentes en cada grupo (Aer: presencia de aerótopos; Fla: flagelo; Muc: mucílago; Het: heterocitos, Si: pared de sílice) (Kruk et al., 2010).

Cluster	Descripción	Grupos taxonómicos	Rasgos morfológicos				Rasgos especializados				
			V μm^3	S μm^2	S/V μm^{-1}	MLD μm	Aer	Fla	Muc	Het	Si
	Pequeños, alta S/V: unicelulares y algunas pequeñas colonias o filamentos	Chlorococcales, Chroococcales (pico y nanoplacton), Oscillatoriales, Xanthophyceae, Ulothricales	12.9	134	5.1	7.8	0.02	0.03	0.06	0.00	0.00
			0.3-120	2.3-8191	1.5-28.7	0.8-43.6	0-1	0-1	0-1	0	0
	Chrysophytaes, Estructuras silíceas con exoesqueleto y flagelo	Chrysophytaes	626	308	1.6	17.1	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00
			1.0-10469	4.7-2783	0.3-6.8	2.0-164	0	1	0	0	1
	Filamentos grandes de Cyanobacteria con aerótopos y heterocistos	Nostocales, Oscillatoriales	1541	1553	1.7	95.7	1.00	0.00	0.27	0.64	0.00
			8.1-8708	19.6-4598	0.4-4.3	2.5-259	1	0	0-1	0-1	0
	Grandes unicelulas, colonias y filamentos	Chlorococcales, Oscillatoriales, Xanthophyceae, Zygnematophyceae	1543	791	1.6	37.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
			12.7-48255	29.1-18200	0.1-5.1	4.6-700	0	0	0	0	0
	Flagelados unicelulares	Cryptophytaes, Dinoflagellataes, Euglenophytaes, Volvocales, Chlorococcales	2444	764	1.2	17.5	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
			2.4-164779	8.9-20997	0.1-4.9	2.1-190	0	1	0	0	0
	Diatomeas no flageladas, con exoesqueleto de sílice	Diatomeas Centrales y Pennales	3143	1344	1.1	44.1	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00
			7.8-57106	19.2-17473	0.2-3.6	2.8-244	0	0	0	0	1
	Colonias, algunas de gran tamaño con mucílago o lípidos	Chlorococcales, Chroococcales, algunas Oscillatoriales,	43152	3062	1.0	30.1	0.04	0.00	1.00	0.00	0.00
			10.9 – 2.4E6	24.4-87616	0-6.0	3.5-244	0-1	0	1	0	0

6.4 Análisis estadísticos

6.4.1. Definición de escenarios de comparación

Usando como criterio los niveles de precipitación en todos los muestreos previos incluidos en el presente estudio, éstos fueron agrupados y clasificados en cuatro

épocas hidrológicas (Figura 3). Por su parte el muestreo del 2015 se consideró como una época independiente con el fin de establecer comparaciones entre el escenario ambiental pasado y el actual (

Tabla 6); adicionalmente el fenómeno del Niño que se prolongó durante el 2015 (IDEAM, 2015) hizo de éste muestreo un escenario particular y por lo tanto fue necesario tratarlo de forma independiente y no incluirlo en la época seca.

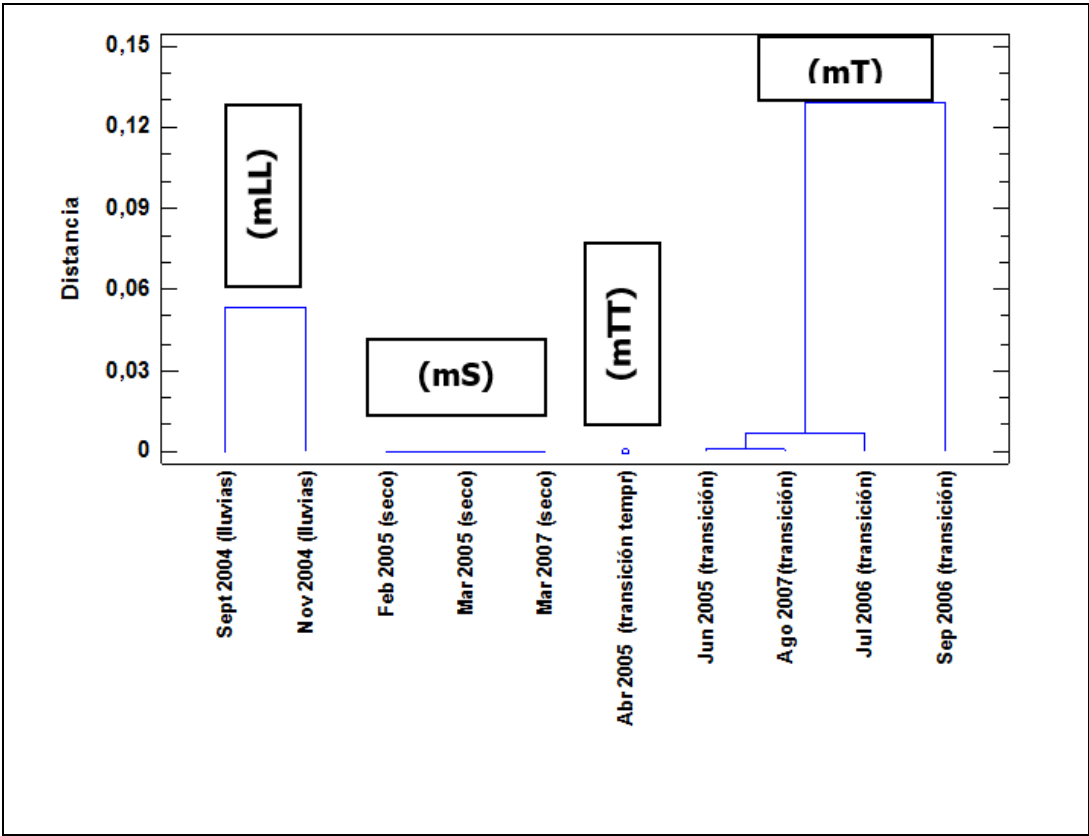


Figura 3. Análisis de agrupamiento de los muestreos a partir de los niveles de precipitación.

Tabla 6. Clasificación de los muestreos previos y actuales de acuerdo a los niveles de precipitación.

Fecha de muestreo	Época Hidrológica	Código
Septiembre del 2004	Aguas altas (lluvias)	Muestreo lluvias (mLL)
Noviembre del 2004	Aguas altas (lluvias)	
Febrero del 2005	Aguas bajas (seco)	Muestreo seco (mS)
Marzo del 2005	Aguas bajas (seco)	
Marzo del 2007	Aguas bajas (seco)	
Abril del 2005	Aguas bajas en ascenso (transición temprana)	Muestreo transición temprana (mTT)
Junio del 2005	Aguas bajas en ascenso (transición)	Muestreo transición (mT)
Julio del 2006	Aguas bajas en ascenso (transición)	
Septiembre del 2006	Aguas bajas en ascenso (transición)	
Agosto del 2007	Aguas bajas en ascenso (transición)	
Septiembre del 2015	Aguas bajas en ascenso (transición)	Muestreo actual (m2015)
Octubre del 2015	Aguas bajas en ascenso (transición)	
Diciembre del 2015	Aguas bajas (seco)	

6.4.2. Variables físicas y químicas

Inicialmente se realizó un análisis descriptivo con medidas de tendencia central y dispersión para las variables físicas y químicas. Se realizaron pruebas no paramétricas para determinar si las variables presentaban diferencias entre momentos y sitios de muestreo, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis a través del programa Statgraphics centurion.

Adicionalmente se realizó un Análisis de Componentes principales (ACP) para obtener la ordenación de las variables. Este método estadístico permitió establecer un agrupamiento entre las variables ambientales y las cinco épocas hidrológicas definidas para las comparaciones y los análisis numéricos.

6.4.3. Análisis de la morfología funcional del fitoplancton

Los taxones identificados se incluyeron en uno u otro GFMB utilizando un “*script*” diseñado por Kruk et al. (2011). La pertenencia a los grupos se realizó a partir de las dimensiones morfológicas medias y de la presencia de rasgos especializados de cada taxón.

En primer lugar, se realizó una estandarización de los datos con el fin llevarlos a la misma escala y hacer más clara su variación tanto en el espacio como en el tiempo. Al igual que con las variables ambientales también se realizó un análisis de tendencia central y dispersión para el biovolumen y los rasgos morfológicos como dimensión linear máxima (DLM) y relación superficie-volumen (S/V). Se realizó el análisis individual de cada una de éstas con cada factor (estación, época y grupo morfo funcional) a través de la prueba de Kruskal-Wallis en el programa Statgraphics centurion.

Para establecer el grado de relación entre los GFMB y el grupo de parámetros ambientales se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCCA), y debido a la longitud del primer gradiente ($AX1=1.067$) se llevó a cabo un análisis de redundancia canónica (RDA) usando el software CANOCO 4.5

Tanto la matriz de datos de las variables ambientales, así como la de los rasgos morfológicos fueron previamente estandarizados.

6.4.4. Índice de calidad ecológica (ICE)

Para la elaboración del ICE fue necesario estandarizar los datos, tanto de las variables ambientales como la abundancia de los taxones, de acuerdo con sus valores máximos y mínimos.

Inicialmente para determinar el gradiente ambiental, se transformaron los datos a raíz cuadrada y se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCCA); debido a la longitud del primer gradiente ($AX1=5.192$) se procedió a

realizar un análisis de correspondencia canónica (CCA) empleando el programa CANOCO 4.5. Con el fin de hacer una estandarización o re-escalonamiento a los puntajes del gradiente ambiental, se realizó una regresión lineal tomando los valores máximo y mínimo de dicho gradiente.

En segundo lugar, empleando los puntajes estandarizados del gradiente ambiental y la abundancia de cada taxón, se calcularon los rangos de tolerancia y valores óptimos a partir de un modelo de promedios ponderados en el software libre "C2".

En tercer lugar, se estimó el índice de calidad para cada estación y momento, de acuerdo a la ecuación propuesta por Haase y Nolte (2008).

$$ICE_i = \frac{\sum_{i=1}^n (Tol_i * Op_i * Ab_i)}{\sum_{i=1}^n (Tol_i * Ab_i)}$$

Donde:

Tolerancia (Tol_i): amplitud ecológica a lo largo del gradiente ambiental.

Valor óptimo (Op_i): puntaje de cada taxón en el gradiente de variación ambiental.

Ab_i : abundancia de cada taxón.

Finalmente se realizó un análisis de distancias euclidianas o método de Ward de las estaciones a partir de los valores del ICE con el fin de obtener los rangos y establecer categorías de buena, aceptable y mala calidad.

7. RESULTADOS

7.1. Variables físicas y químicas

En términos generales se observaron mayores diferencias a nivel temporal. Sin embargo; variables como la profundidad total, la conductividad y el oxígeno disuelto también mostraron diferencias significativas a nivel espacial.

En el Anexo 1 y Tabla 7 se encuentran los registros y la desviación estándar de las siete estaciones por época.

La profundidad total presentó diferencias significativas tanto entre las épocas como entre las estaciones. Los mayores valores se observaron en la época de lluvias con un valor promedio de 4.2 m, mientras que los menores valores se dieron en las épocas seca (mS) y en la actual (m2015) con valores promedio de 1.9 y 2.6 m, respectivamente. Respecto a la transparencia Secchi se observaron diferencias significativas entre las épocas, encontrando que los mayores valores se dieron durante los muestreos del 2015, particularmente en las estaciones 5 y 6. La transparencia se ve también influenciada por la variación en los niveles de precipitación y de la profundidad total, pues los menores valores se observaron en las épocas seca y de transición temprana; épocas donde también se presentaron las menores profundidades. Una profundidad total baja facilita la resuspensión por acción del viento, reflejándose así en la disminución de la transparencia (Zapata, 2005) (Figura 4).

La Figura 5 muestra la variación espacial de la turbiedad, la cual sólo fue medida durante los muestreos del 2015 (m2015). En general se observó una relación inversa entre la transparencia y la turbiedad, ya que los mayores valores encontrados de dicha variable en las estaciones 1, 2, 3 y 8 coinciden con los menores valores de transparencia medidos en éstas. Normalmente, los ecosistemas acuáticos tropicales de bajas alturas sobre el nivel del mar, son muy turbios debido al arrastre de materiales. Adicionalmente, el origen natural de la turbiedad se debe a partículas de roca, arcilla y fango; algas y otros microorganismos; mientras que el antrópico se da a partir de desechos domésticos e industriales, microorganismos, erosión, entre otros (Roldan y Ramírez, 2008).

En la Figura 6 se observa que la conductividad mostró diferencias significativas a nivel tanto espacial como temporal, observándose los mayores valores en el

muestreo del 2015 (m2015) y particularmente un valor máximo de 182 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la estación 7. Los lagos y ciénagas de zonas cálidas tropicales presentan conductividades altas, superiores a los 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Según Roldan y Ramírez (2008) valores no mayores a los 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sugieren aguas con bajo contenido iónico, situación que en general se presentó en las demás épocas.

En los trópicos, los valores de conductividad están más relacionados con la naturaleza geoquímica del terreno y su concentración varía principalmente con las épocas de lluvia y de sequía, y con su estado trófico.

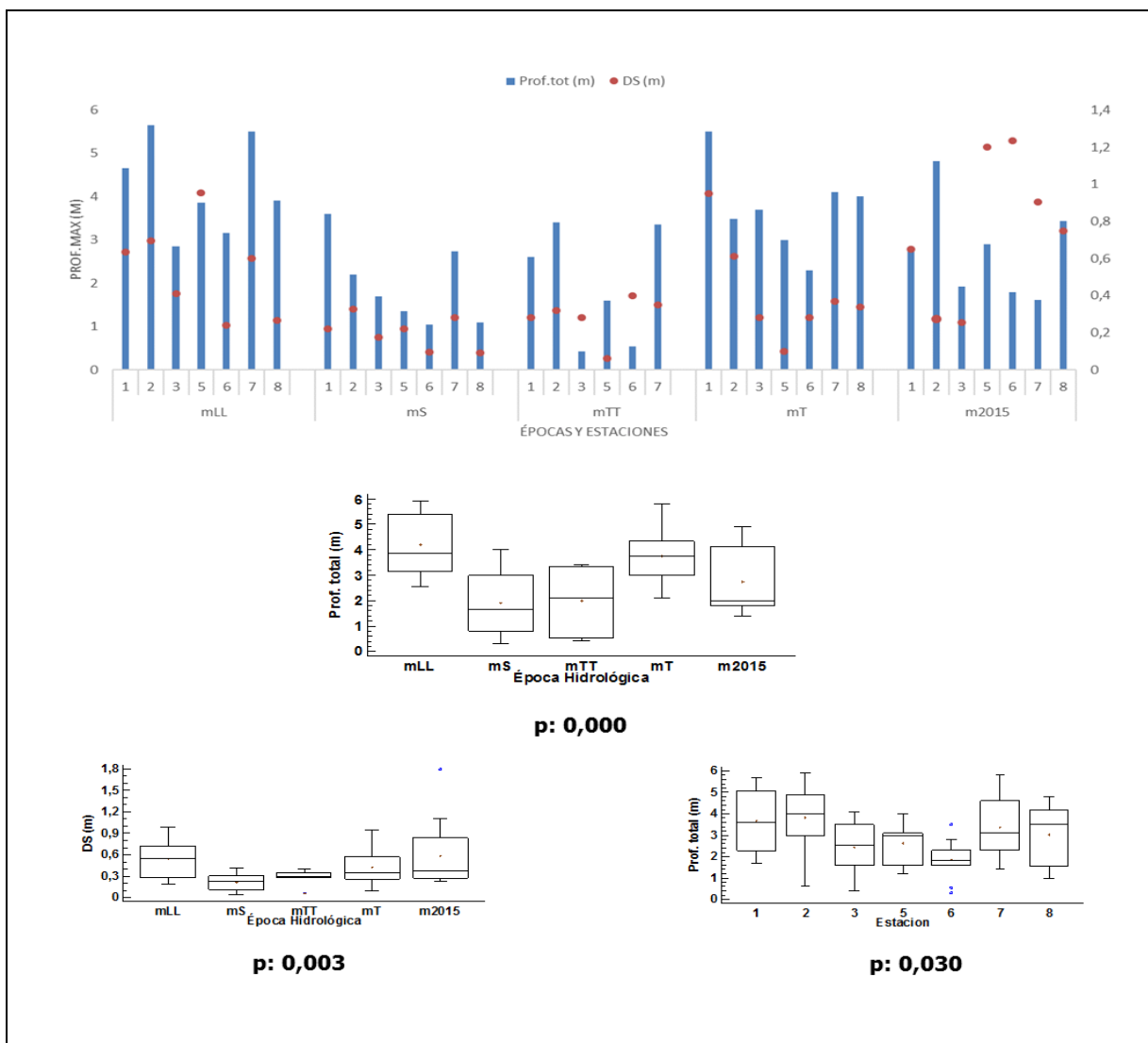


Figura 4. Variación espacio-temporal de la profundidad máxima y la transparencia Secchi. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

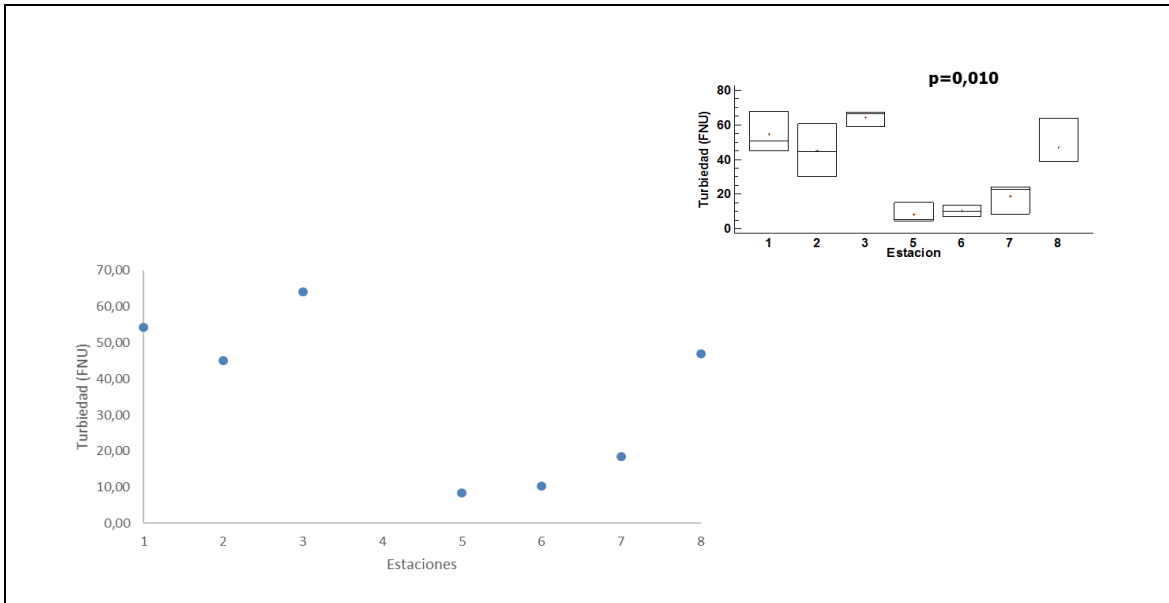


Figura 5. Variación espacial de la turbiedad para la época actual (m2015). Valor p derivado de la prueba Kruskal-Wallis.

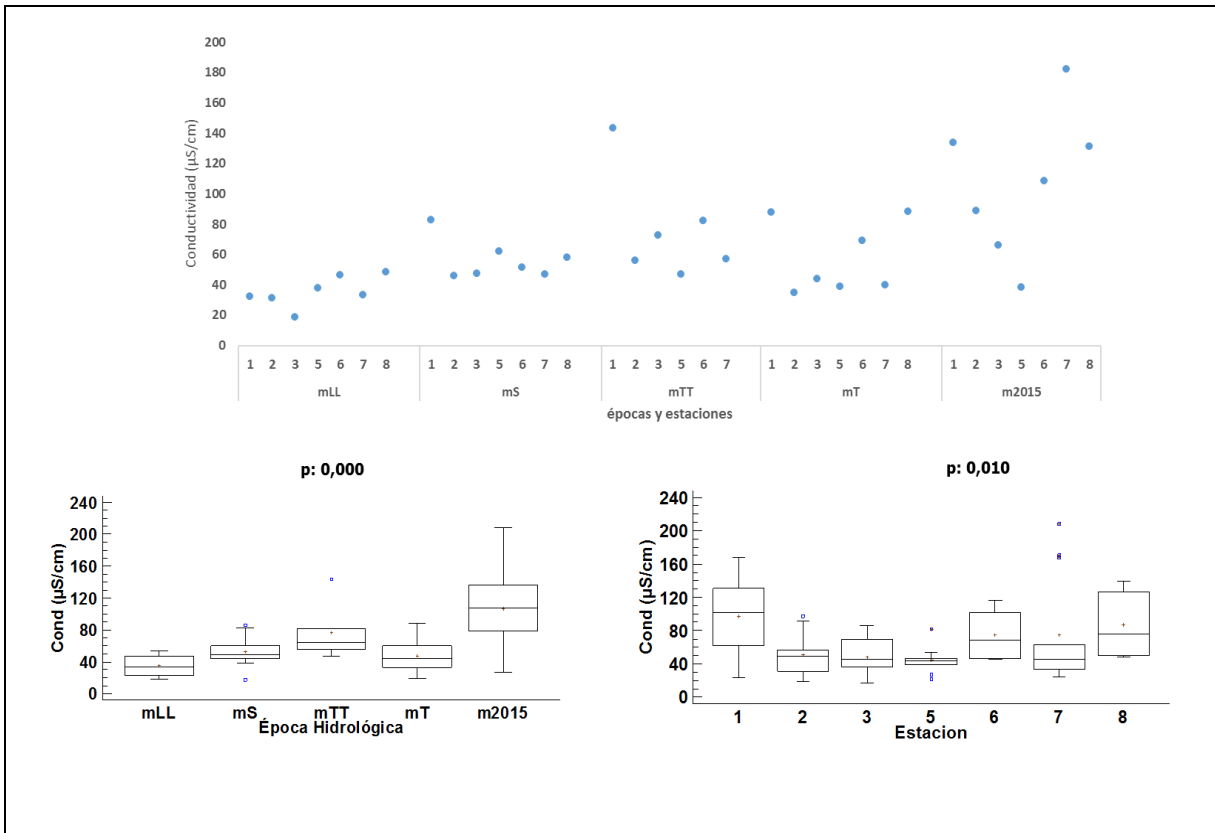


Figura 6. Variación espacio-temporal de la conductividad. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis.

La dureza presentó diferencias significativas entre las diferentes épocas, donde los mayores valores fueron observados en la época actual (m2015) con un valor promedio de 40,4 (mg/l CaCO₃). En las demás épocas los valores medios de dureza oscilaron entre 13,5 y 22,3 (mg/l CaCO₃). En general las aguas de la ciénaga de Ayapel son aguas blandas y medianamente productivas ya que poseen valores entre 10-25 (mg/l CaCO₃), a excepción de la época actual cuyos valores sugieren aguas muy productivas (dureza > 25 mg/l CaCO₃) (Figura 7).

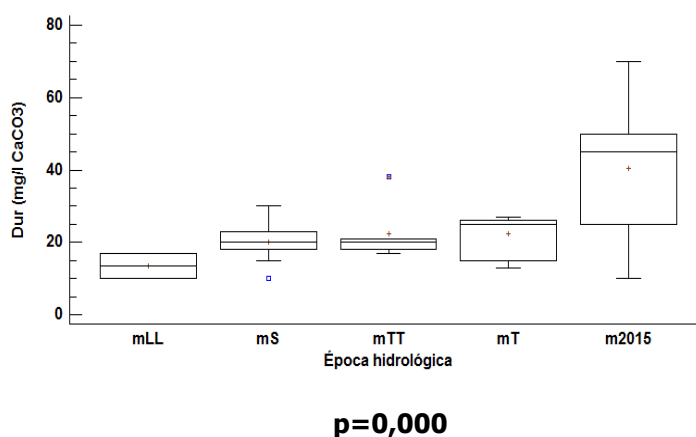


Figura 7. Variación temporal de la dureza total. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

El oxígeno disuelto tuvo variaciones tanto a nivel espacial como temporal. Los mayores valores se dieron durante las épocas seca y transición temprana; por el contrario, el menor valor se observó durante la época actual (m2015). A nivel espacial los menores valores se dieron en la estación 1 y 6 (Figura 8).

Durante los muestreos del 2015 no se realizaron mediciones del potencial redox. Esta variable tuvo variaciones significativas a nivel temporal, observándose los mayores valores durante la época seca (mS).

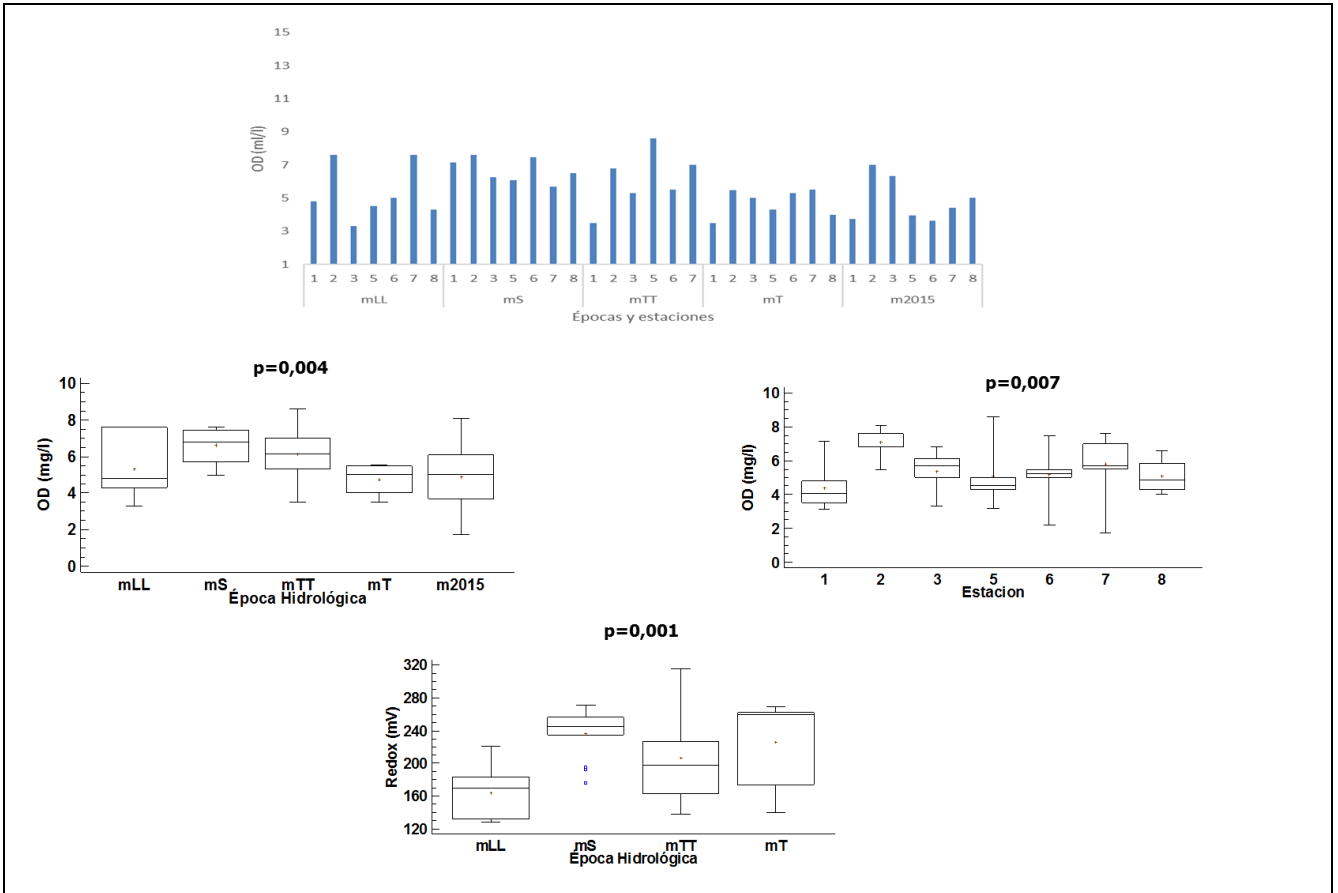


Figura 8. Variación espacio-temporal del oxígeno disuelto y el potencial redox. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

En la Figura 9 se encuentran los valores del pH. Se observan leves variaciones tanto a nivel espacial como temporal, siendo éstas últimas estadísticamente significativas. En general el pH en la ciénaga de Ayapel tiene un comportamiento homogéneo, con valores cercanos a la neutralidad.

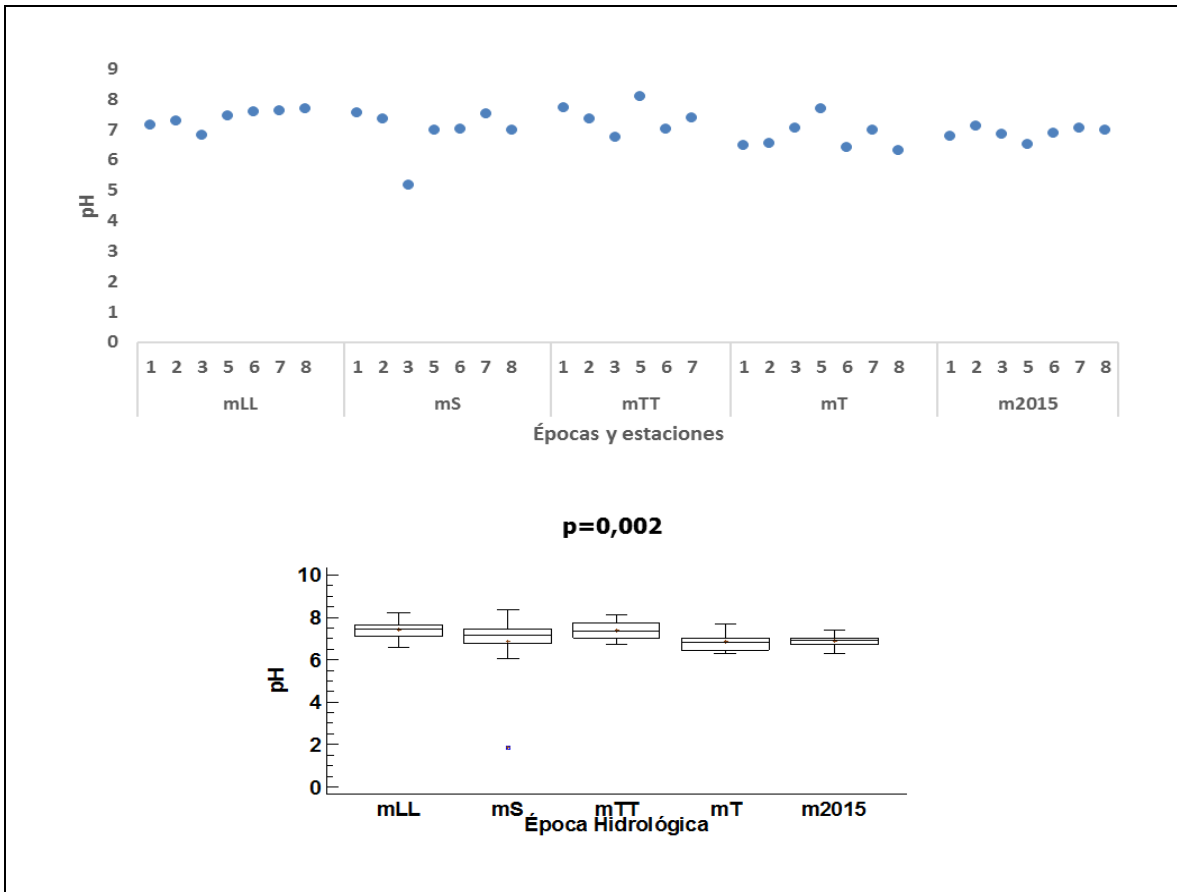


Figura 9. Variación espacio-temporal de los valores de pH. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

Respecto a los nutrientes, aunque a nivel espacial hubo variaciones, las diferencias significativas se dieron entre las diferentes épocas hidrológicas (Figura 10).

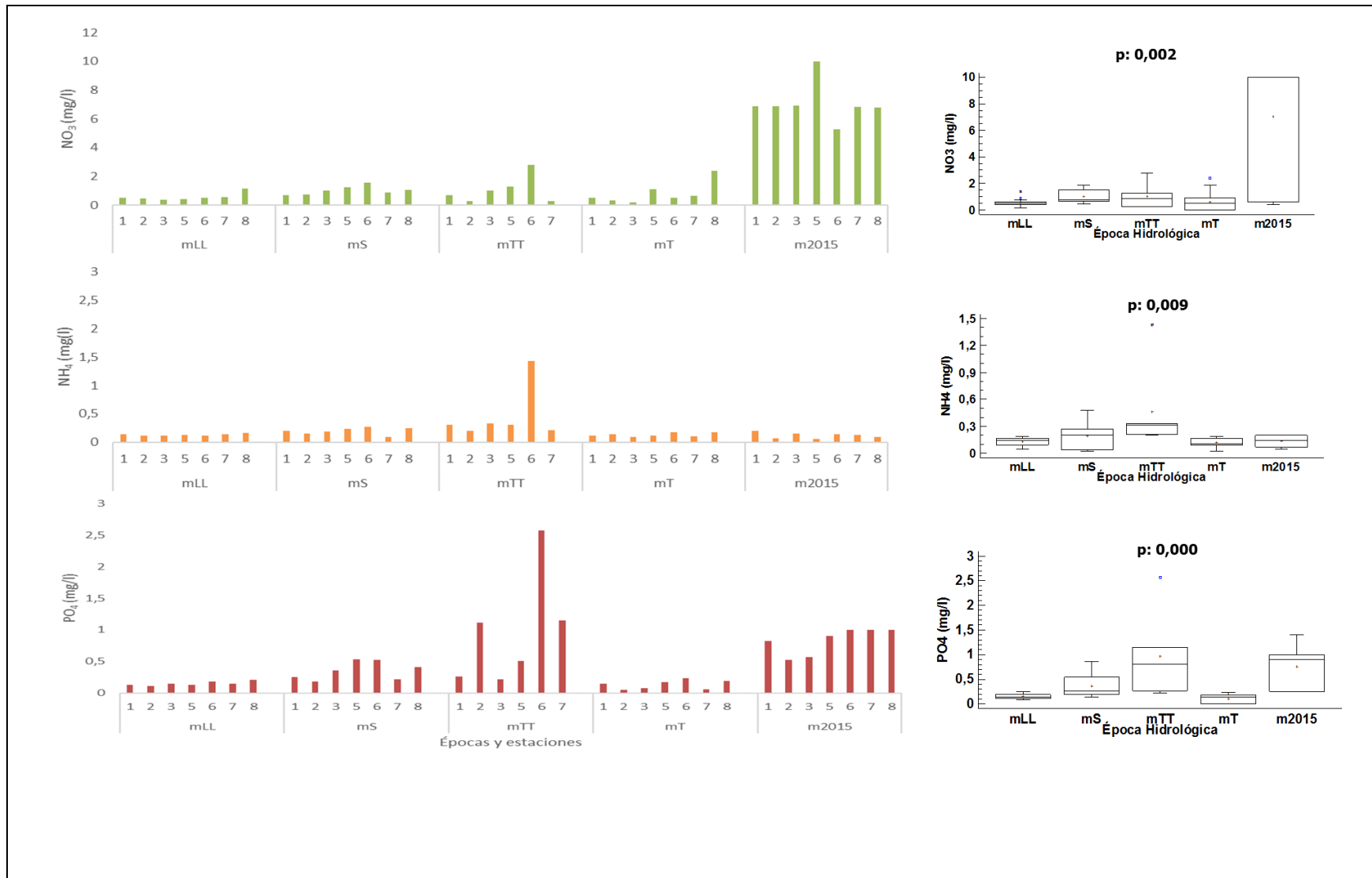


Figura 10. Variación espacio-temporal de las concentraciones de nitratos, amonio y ortofosfatos. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

Las concentraciones medias de los nitratos (NO_3) fueron bajas ($\text{NO}_3 < 10 \text{ mg/l}$); no obstante, en la época actual (m2015) se observaron las mayores concentraciones (nitratos y fosfatos). De acuerdo a Vollenweider (1968), concentraciones de nitratos entre 5-50mg/l corresponden a ecosistemas eutróficos; mientras que valores entre 0-1mg/l y entre 1-5mg/l corresponden a una clasificación oligotrófica y mesotrófica, respectivamente. Dado lo anterior la ciénaga podría clasificarse como eutrófica en la época actual (5,9mg/l- NO_3); mientras que en las épocas previas su clasificación sería entre oligotrófica y mesotrófica (Roldan y Ramírez, 2008).

En cuanto a las concentraciones de nitrógeno amoniacal (NH_4), éstas también fueron bajas en todas las épocas hidrológicas. Sin embargo, en la transición temprana (mTT) se observaron las mayores concentraciones, particularmente en la estación 6.

Al igual que con las diferentes formas de nitrógeno, los ortofosfatos también presentaron diferencias significativas a nivel temporal, observándose las mayores concentraciones en las épocas de transición temprana (mTT) y la actual (m2015). De acuerdo al índice de estado trófico de Carlson modificado para ecosistemas tropicales (IETM) la ciénaga estaría clasificada como eutrófica en todas las épocas hidrológicas ($\text{IET}(\text{PO}_4) > 54$). Los valores promedio del fósforo soluble varían entre 0,001 y 0,002 mg/l en lagos tropicales, sugiriendo así que la ciénaga de Ayapel no se encuentra limitada por fósforo pues los valores medios oscilaron entre 0,1 y 0,9 mg/l. Aunque estadísticamente no hubo diferencias importantes a nivel espacial, la estación 6, seguida de la 7 y la 8 presentaron las mayores concentraciones ($\text{PO}_4 > 0.9 \text{ mg/l}$).

El análisis de componentes principales realizado con las cinco épocas hidrológicas (Figura 11) indica que el primer componente explica el 39.6% y el segundo el 60.2% de la varianza. Los ortofosfatos, la conductividad, la dureza total, los nitratos y la transparencia influyeron con mayor importancia el área positiva del eje I, la época relacionada en ésta área corresponde a la actual (m2015). En el lado negativo del primer componente, el potencial redox, el oxígeno disuelto y el amonio fueron las

variables más importantes; las cuales estuvieron asociados a las épocas seca (mS) y de transición temprana (mTT). La profundidad máxima también fue una variable importante en este eje, la cual estuvo más asociada a época de lluvias (mLL).

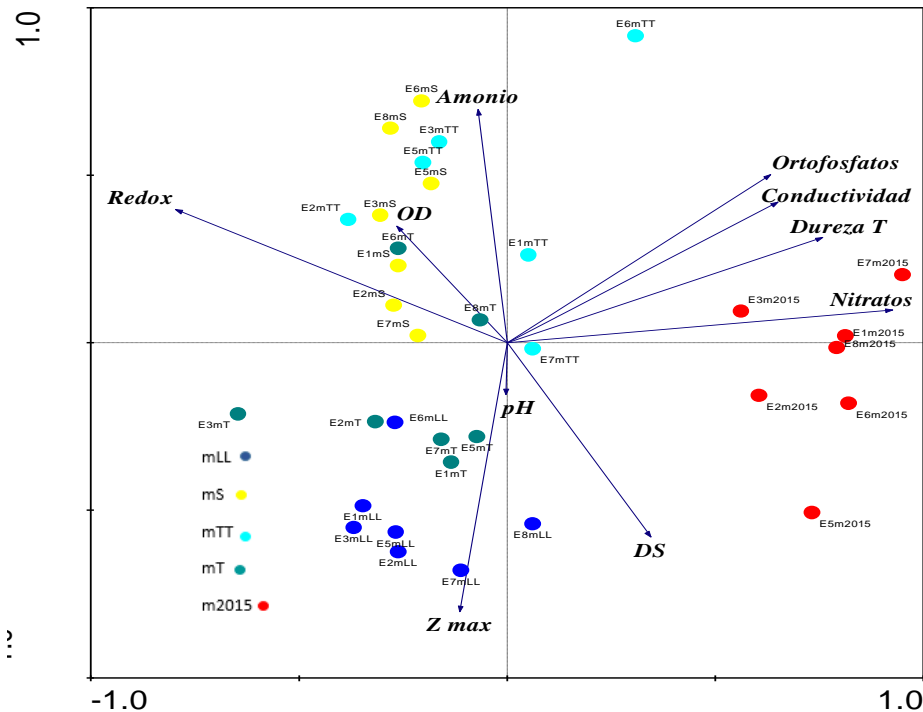


Figura 11. Análisis de componentes principales (ACP) de variables ambientales en estaciones y muestreos de las cinco épocas hidrológicas.

Las mayores concentraciones de nutrientes encontrados en la época actual podría ser una consecuencia de los diferentes procesos agrícolas que se dan en la zona y que se han expandido en los últimos años (Carpenter et al., 1998; Carney, 2009; Aguilera Díaz, 2009). Adicionalmente durante el 2015 se presentó uno de los más fuertes fenómenos del Niño que se han presentado en Colombia y particularmente en el departamento de Córdoba tuvo una fuerte incidencia, reflejándose en las bajas precipitaciones registradas para dicha época en la ciénaga, así como altas temperaturas.

Tabla 7. Estadígrafos de tendencia central de las variables físicas y químicas por muestreo teniendo en consideración los registros de las siete estaciones.

época hidrológica	estadígrafo	Prof. total (m)	DS (m)	Cond ($\mu\text{S/cm}$)	Dur (mg/l CaCO_3)	OD (mg/l)	Redox (mV)	pH	NO_3 (mg/l)	NH_4 (mg/l)	PO_4 (mg/l)
mLL	media	4,220	0,543	35,501	13,500	5,307	164,071	7,401	0,557	0,130	0,151
	desv.	1,203	0,274	11,997	3,632	1,593	30,068	0,411	0,308	0,048	0,046
	CV%	28,500	50,560	33,790	26,900	30,010	18,330	5,550	55,310	37,200	30,630
mS	media	1,903	0,211	52,956	20,077	6,639	235,923	6,854	1,054	0,195	0,361
	desv.	1,223	0,112	18,082	5,090	0,873	29,619	1,453	0,477	0,155	0,222
	CV%	64,250	52,940	34,140	25,350	13,150	12,550	21,210	45,270	79,500	61,460
mTT	media	1,985	0,282	76,333	22,333	6,120	206,500	7,387	1,055	0,465	0,970
	desv.	1,336	0,118	35,283	7,815	1,748	61,983	0,481	0,947	0,476	0,882
	CV%	67,320	41,790	46,220	34,990	28,560	30,020	6,510	89,750	102,360	90,930
mT	media	3,743	0,419	47,538	22,286	4,737	226,429	6,831	0,609	0,120	0,101
	desv.	1,061	0,227	21,611	5,736	0,803	51,117	0,418	0,781	0,060	0,096
	CV%	28,340	54,240	45,460	25,740	16,950	22,580	6,120	128,210	49,880	95,050
m2015	media	2,623	0,580	112,308	40,417	4,618		6,918	5,857	0,123	0,807
	desv.	1,242	0,444	49,146	17,315	1,732		0,251	4,832	0,065	0,390
	CV%	47,340	76,500	43,760	42,840	37,510		3,620	82,510	52,430	48,340
valo p	épocas	0,000	0,003	0,000	0,000	0,004	0,001	0,002	0,002	0,009	0,000
	estaciones	0,030	0,171	0,010	0,098	0,007	0,575	0,486	0,774	0,621	0,347

Valores p derivados de la prueba de Kruskal-Wallis (valores p < 0.05 indican diferencias estadísticamente significativas).

7.2. Análisis de la morfología funcional del fitoplancton

En la Figura 12 se observa que hubo variaciones significativas del biovolumen total tanto en el tiempo como en el espacio. No obstante, debido a los menores biovolúmenes encontrados en las épocas de lluvia (mLL) y la actual (m2015) es claro el contraste entre éstas y las demás épocas. En cuanto a la variación espacial, en general, los mayores biovolúmenes fueron encontrados en las estaciones 2, 3 y 7.

El biovolumen es la relación entre el volumen celular medio y la densidad absoluta; brinda además una medida de algún constituyente común a la comunidad entera, el cual refleja la abundancia numérica (Ramírez, 2000). Las notables variaciones del biovolumen entre épocas y estaciones estarían sugiriendo cambios en el ambiente acuático, que a su vez generan cambios en el volumen celular y abundancia de los taxas.

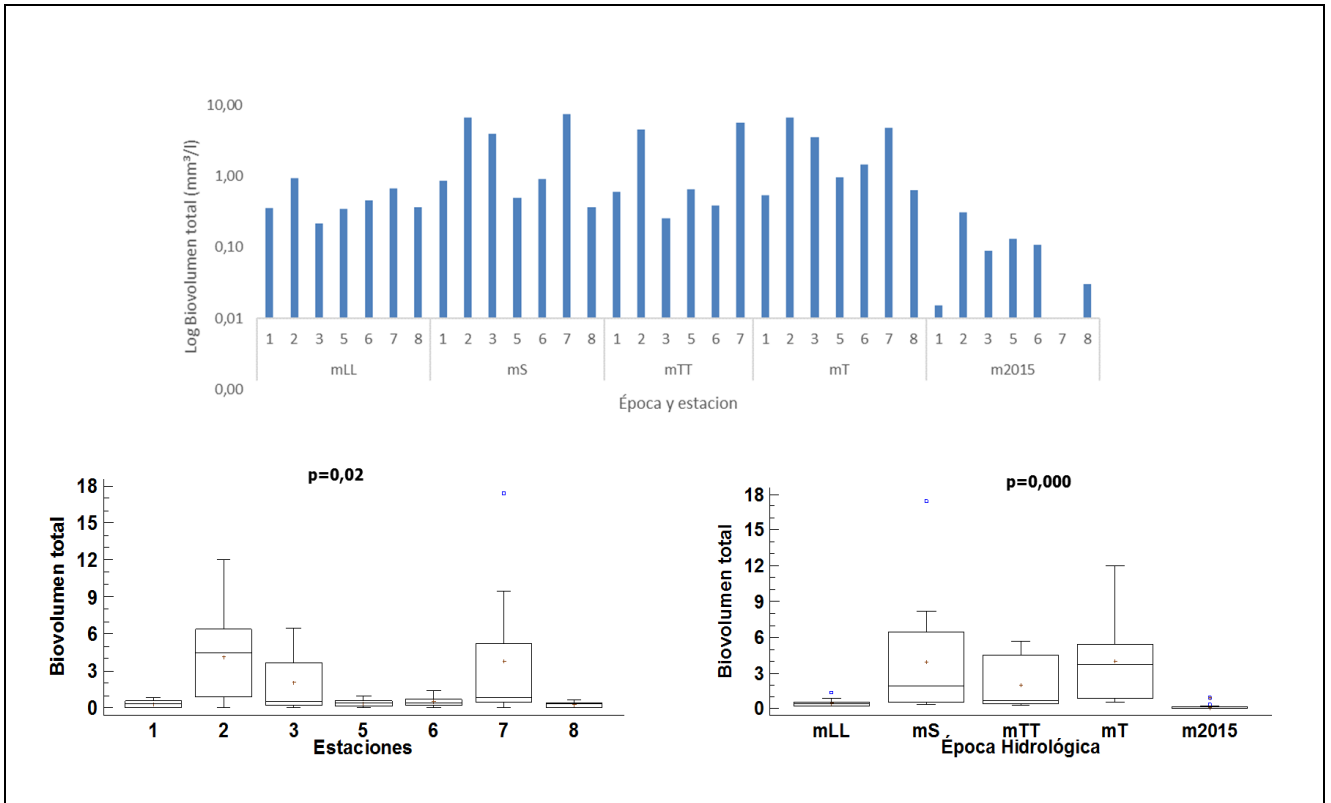


Figura 12. Variación espacio-temporal del Biovolumen total. Valores p derivados de la prueba de Kruskal-Wallis.

En el Anexo 2 se encuentra la clasificación taxonómica de los organismos encontrados en los escenarios previos y el actual. En general se registraron 78 morfotipos pertenecientes a 7 divisiones algales distribuidos así: 19 correspondientes a la división Bacillariophyta, catorce de la división Cyanophyta, 27 pertenecientes a la división Chlorophyta, dos de la división Cryptophyta, 9 de Euglenophyta, cuatro de Pyrrophyta y finalmente tres de Chrysophyta.

Se observaron seis de los siete grupos funcionales basados en la morfología (GFBM) de los propuestos por Kruk et al. (2010) (Figura 13).

El **Grupo I** no fue reportado ya que en las muestras no fue notorio a 40X la presencia de los organismos de esta categoría, los cuales son muy pequeños. Cuando este tipo de organismos toma relevancia se recomienda trabajar en magnificación de 100X, algunas veces con epifluorescencia o incluso utilizar contador de partículas para evitar el incremento del error (Hernández-Atilano, 2011).

El **Grupo II** (pequeños flagelados con estructuras silíceas: Chrysophyceae) estuvo presente solamente en la época de transición (mT), aunque con una muy baja biomasa. Es un grupo que tiene motilidad por flagelos permitiéndoles así evitar la sedimentación y favorecer la obtención de nutrientes (Reynolds, 1997). Además, los flagelos y las espinas silíceas reducen las pérdidas por herbivoría (Reynolds, 1997). La producción de propágulos resistentes (quistes) y la mixotrofia facultativa les imparte tolerancia a niveles bajos de nutrientes. Las poblaciones de estos organismos suelen mostrar baja biomasa y no representan una amenaza significativa a la calidad del agua (Kruk et al., 2010).

El **Grupo III** (grandes filamentos con aerótopos: Cyanobacteria) se observó en todas las épocas, aunque sus mayores biomásas se dieron en la época seca (mS) y transición temprana (mTT). Es un grupo cuyos organismos son grandes y tienen una baja tasa de crecimiento (Naselli-Flores et al., 2007). En general mostraron una alta DLM y una alta relación S/V; sin embargo, los valores observados en la época actual (m2015) de dichos rasgos fueron menores respecto a las demás épocas (Figura 14). De acuerdo a Naselli-Flores et al. (2007) una alta relación S/V les confiere una mayor tolerancia a condiciones limitantes de luz; situación que se presenta en la ciénaga pues debido a su baja profundidad media y a su dinámica hidrológica, es un sistema generalmente turbio. Adicionalmente la actividad minera que se ha propagado en la zona durante los últimos años también ha influido considerablemente en la reducción de la transparencia de la columna de agua.

Su baja tasa de sedimentación está asociada a la presencia de aerótopos y a la elevada superficie de exposición en proporción al volumen, lo cual también facilita el acceso a los recursos (Ferber et al., 2004). Un gran tamaño (Lehman, 1991) y la potencial toxicidad asociada a la producción de metabolitos secundarios (Dow y Swoboda, 2000) otorgan a este grupo resistencia a la herbivoría. Un ecosistema dominado por éste grupo puede tener grandes impactos como consecuencia de la alta biomasa que pueden alcanzar (Scheffer et al., 1997) y de su potencial para formar blooms (Dow y Swoboda, 2000; Vidal y Kruk, 2008).

Por su parte el **Grupo IV** (tamaño medio y ausencia de rasgos especializados) estuvo presente en todas las épocas, aunque la mayor biomasa se observó en la transición temprana (mTT) y la menor en la actual (m2015). Los organismos pertenecientes a éste grupo estuvieron caracterizados por una alta S/V y una baja DLM (Figura 14). Este grupo presenta tolerancia moderada a recursos limitados y una tasa de sedimentación de baja a moderada; su rango de tamaño y su calidad como alimento los hace altamente vulnerables a la herbivoría (Sterner y Elser, 2002). Éste grupo no contiene especies particularmente nocivas (Kruk et al., 2010).

El **Grupo V** (flagelados unicelulares de tamaño medio a grande) estuvo formado por organismos de baja relación S/V y DLM (Figura 14). Estas características, sumadas a la presencia de flagelos, minimizan las pérdidas por sedimentación, facilitan la movilidad (transporte) y la incorporación efectiva de nutrientes, que puede incrementar la tolerancia a una baja disponibilidad de los mismos. Además la capacidad de algunas especies de beneficiarse de la mixotrofia significa una manera de tolerancia frente a condiciones de poca disponibilidad de nutrientes (Graham y Wilcox, 2000). La presencia de flagelos puede proporcionar también una evasión considerable a la herbivoría ejercida por pastoreo por zooplancton especializado (Reynolds, 1997; Kruk et al., 2010). Las especies de éste grupo rara vez representan serias amenazas para la calidad del agua.

Respecto al **Grupo VI** (organismos no flagelados y con exoesqueletos de sílice: diatomeas) sus organismos tienden a sedimentarse rápidamente debido a su alta densidad celular y a la falta de movilidad. Sin embargo, las paredes silíceas les confieren ventajas frente a ciertos herbívoros (Hamm et al., 2003; Kruk et al., 2010). Las diatomeas escasamente tienen efectos negativos sobre la calidad del agua. Estos morfotipos presentaron valores medios de la relación S/V, en tanto que la DLM presentó valores bajos (Figura 14). Adicionalmente su incidencia fue mayor en la época de transición (mT), seguida de la época actual(m2015).

El **Grupo VII** (colonias mucilaginosas con lípidos y aerótopos), se caracteriza por presentar propiedades de control de la boyancia y una relación S/V y DML pequeña

(Figura 14). En términos generales la biomasa de éste grupo fue muy baja, particularmente en la época actual (m2015), donde además se observaron los menores valores la relación S/V y DLM. Éste grupo se encuentra asociado a morfotipos sensibles a un bajo suplemento de recursos. Sin embargo, el potencial de producir toxinas y sustancias alelopáticas de algunas especies, puede contribuir al fitness de las mismas. La alta biomasa que algunas especies pueden alcanzar, las puede poner en una categoría nociva por afectar la calidad del agua (Kruk et al., 2010).

En el anexo 3 se encuentra el registro fotográfico de los organismos más dominantes por grupo morfológico.

En la Figura 14 se observan los rasgos morfológicos de relación superficie volumen (S/V) y dimensión lineal máxima (DLM), los cuales sólo fueron medidos en las épocas seca (mS), transición (mT) y actual (m2015). Se observaron variaciones temporales entre dichos rasgos morfológicos. Los mayores valores tanto de la relación S/V, así como de DLM se observaron en el grupo III, durante todas las épocas hidrológicas.

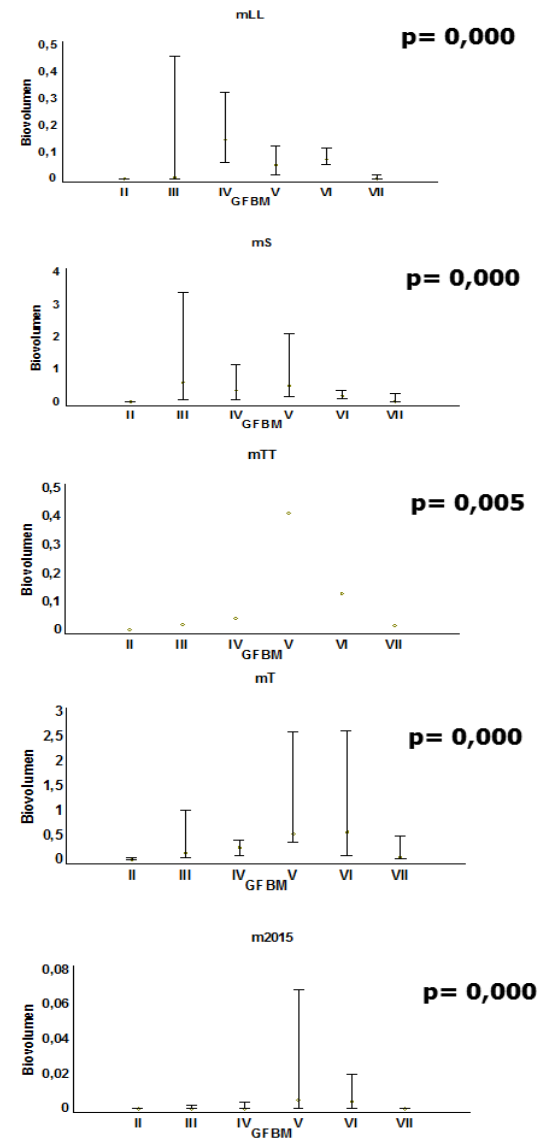
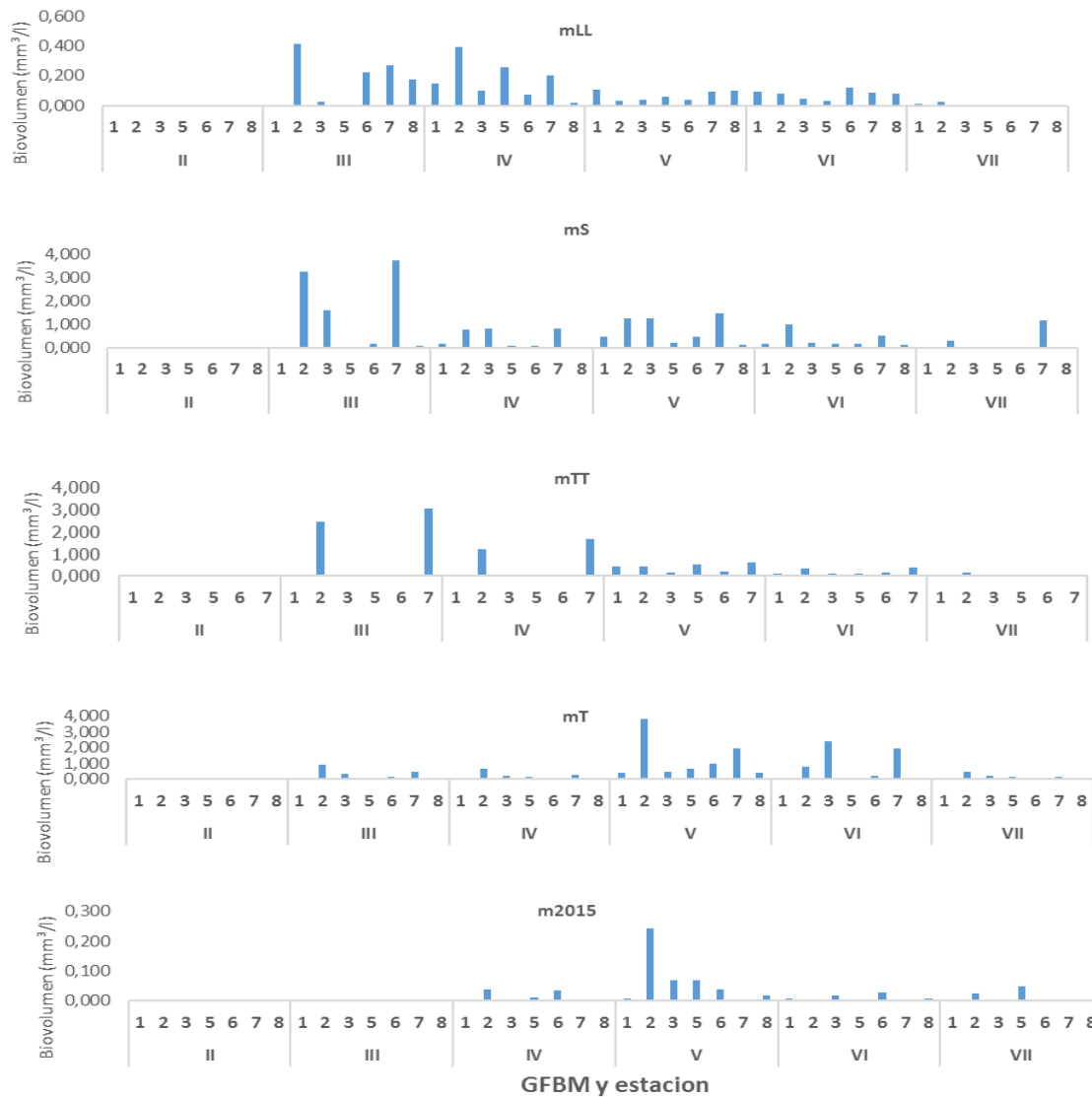


Figura 13. Variación del biovolumen (mm^3/l) de los grupos funcionales basados en la morfología para las épocas hidrológicas. Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis. Época mLL: lluvias; mS: seca; mTT: transición temprana; mT: transición; m2015: actual.

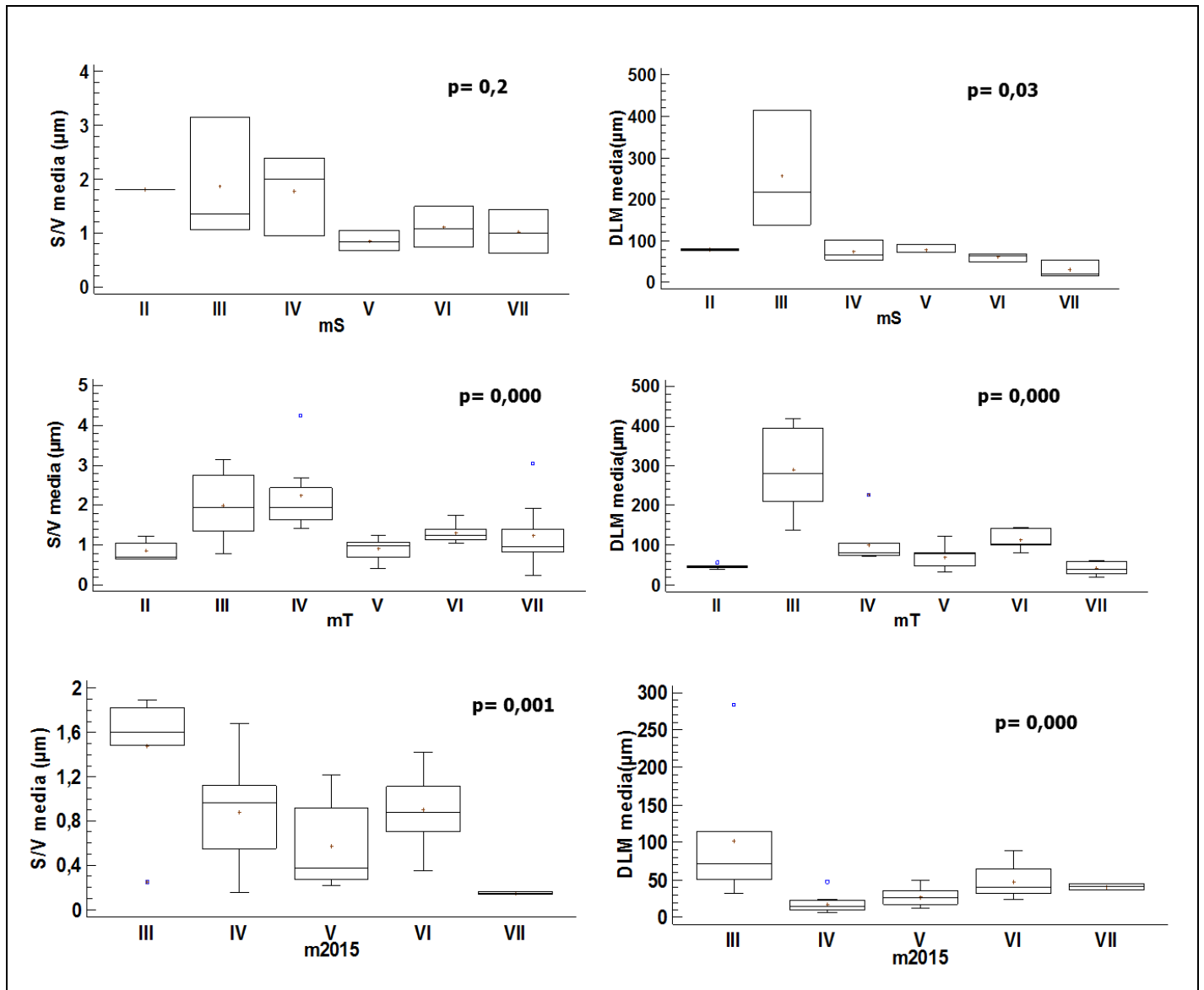


Figura 14. Variación de los rasgos morfológicos de relación superficie volumen (S/V) y dimensión lineal máxima (DLM) de los grupos morfo funcionales para las épocas hidrológicas. Época mS: seca; mT: transición; m2015: actual. Los rasgos presentaron diferencias significativas entre grupos (Valor $p < 0.05$). Valores p derivados de la prueba Kruskal-Wallis.

La relación S/V del fitoplancton es una propiedad importante para enfrentar la sedimentación, optimizar la captación de la luz y los nutrientes, regular la pérdida de los compuestos indispensables y evitar la entrada de compuestos tóxicos a la célula (Reynolds, 1997). La eficiencia en la captación de nutrientes depende ampliamente de la relación S/V. Altos valores de ésta relación son comunes en

organismos pequeños y esto se encuentra generalmente relacionado con un mejor flujo de nutrientes por unidad de volumen y a una mayor tasa fotosintética (Morabito et al., 2007).

En la Tabla 8 se observa que para todos los GFBM hubo diferencias significativas entre todas las épocas; en tanto que a nivel espacial no se evidenciaron diferencias significativas en los grupos II,V y VI.

Tabla 8. Variación espacial y temporal de los grupos funcionales basados en la morfología (GFBM).

GFBM	valor-p	
	Época	Estación
II	0,009	0,200
III	0,000	0,010
IV	0,000	0,004
V	0,000	0,300
VI	0,000	0,100
VII	0,000	0,003

*valores p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis. Valores $p < 0,05$ indican diferencias significativas.

En la Figura 15 se observa la variación de la relación S/V y de la DLM correspondientes al **GFBM III**, uno de los grupos más importantes en términos de biomasa y de recurrencia principalmente en las épocas previas. Organismos con una alta relación S/V se encuentran generalmente adaptados a ambientes turbulentos y a variaciones importantes del gradiente lumínico (Hernández-Atilano et al., 2012); condiciones que predominan en la ciénaga, lo cual podría explicar las mayores biomásas observadas del grupo III en la mayoría de las épocas. Se observa que los valores medios de éstos rasgos disminuyeron notablemente en la época actual (2015).

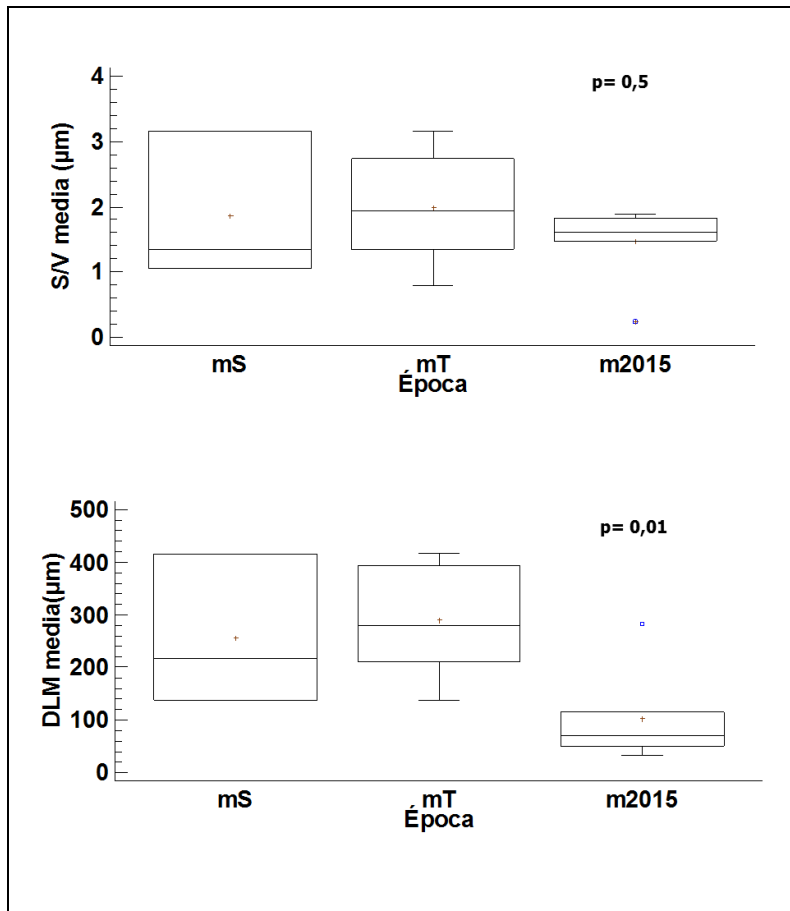


Figura 15. Variación temporal de los rasgos morfológicos del **GFBM III**. Valores p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis.

Los rasgos morfológicos observados para el **GFBM IV** se caracterizaron por presentar alta relación S/V y baja DLM (Figura 16). Este grupo incluye organismos de tamaño mediano y carecen de rasgos especializados. El GFBM IV es ampliamente distribuido y registrado en lagos con diferentes condiciones ambientales. Un estudio realizado por Izaguirre et al. (2012), encontró al GFBM IV como el más representativo en ecosistemas turbios.

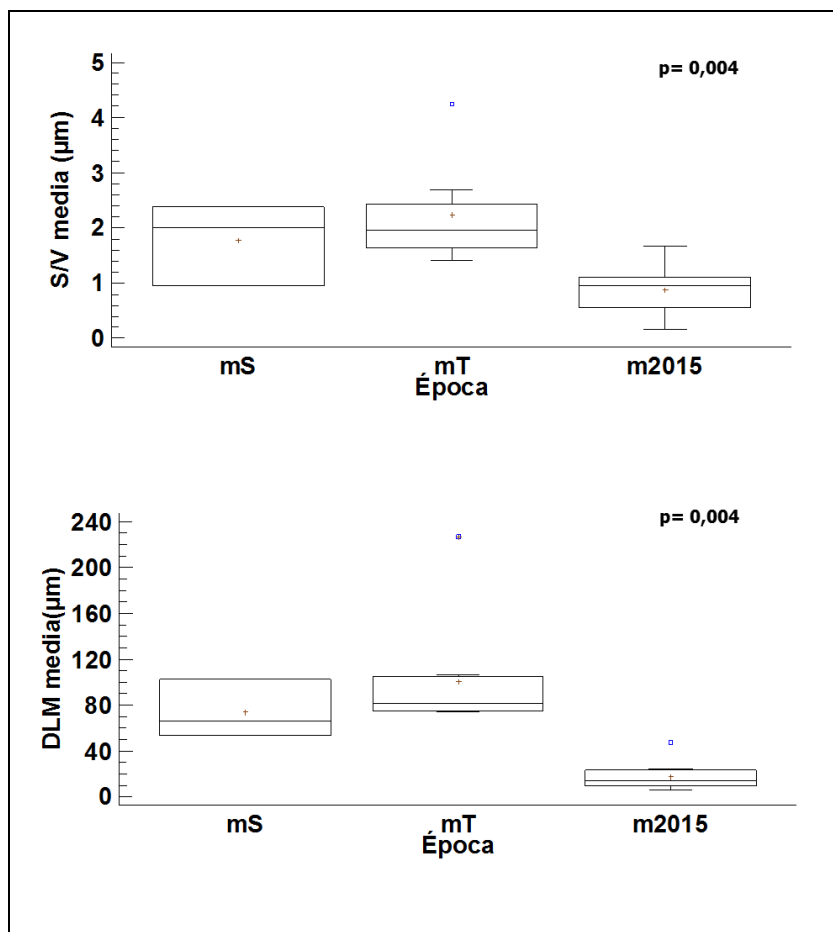


Figura 16. Variación temporal de los rasgos morfológicos del **GFBM IV**. Valores p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis.

En la Figura 17 se observa la variación temporal de los rasgos morfológicos para el **GFBM V**. Aunque la biomasa de éste grupo no haya sido tan representativa ni su recurrencia, su presencia cobra importancia debido a que fue el grupo que predominó en la época actual. Respecto a los rasgos morfológicos sus valores fueron relativamente bajos. Relaciones S/V pequeñas corresponden a morfotipos de formas grandes o deformadas, características que se vieron representadas en morfotipos de las divisiones Euglenophyta y Cryptophyta, las cuales fueron las divisiones más representativas para dicha época. El GFBM V incluye especies flageladas con una gran plasticidad fisiológica, movilidad y tolerancia tanto a limitaciones de luz como a los disturbios (Kruk y Segura, 2012). A pesar de que la variación de los valores de relación S/V no fue estadísticamente significativa, se observa una disminución de los

valores medios en la época actual, sugiriendo así tamaños más grandes, lo cual fue notable para dicha época. La presencia del GFBM V en la época actual puede deberse a sus características ecofisiológicas, así como a la naturaleza dinámica de la ciénaga. Los ambientes someros constantemente varían entre condiciones claras y turbias (Scheffer, 1998), lo cual puede observarse en la ciénaga principalmente a nivel espacial. Dicha variación podría explicar la alternancia entre los diferentes GFBM.

La presencia de flagelos en los miembros del GFBM V facilita la permanencia del organismo en la columna de agua, independientemente del período hidrológico. Este grupo ha sido reportado para ambientes someros y dinámicos (Izaguirre et al., 2012)

Es importante anotar que, aunque la época la actual (m2015) de acuerdo a sus niveles de precipitación también entraría dentro de una clasificación seca, son claras las variaciones en los biovolúmenes de los GFBM y los rasgos morfológicos en comparación con la época seca (mS). Lo anterior podría ser explicado por las variaciones en las concentraciones de nutrientes, así como de las demás variables ambientales que se observaron en la época actual, condicionando características morfológicas que garanticen la supervivencia en el medio acuático. Otra explicación podría ser la existencia de controles adicionales sobre la biomasa del fitoplancton, como el pastoreo del zooplancton, ejerciendo así un efecto "top-down" sobre la estructura de la comunidad del fitoplancton (García-Jurado et al., 2011). Sin embargo, la biomasa del zooplancton no fue considerada en el presente estudio.

La Figura 18 muestra valores medios de la relación S/V y bajos de la DLM para el **GFBM VI**. No obstante, en la época de transición (mT) se observaron los mayores valores; por el contrario, los menores valores se dieron en la época actual (m2015). El GFBM VI está representado por las diatomeas, organismos no flagelados con estructuras silíceas, con altas tasas de sedimentación y una biomasa importante. Altas proporciones de diatomeas puede deberse a la amplia interacción entre la zona pelágica y litoral del lago. Éste grupo ha sido registrado en ambientes turbios y someros (Izaguirre et al., 2012) y asociado a altas concentraciones de nitratos

(Mihaljevic et al., 2015). Dado lo anterior y teniendo en cuenta que el GFBM VI también fue importante en términos de biomasa en la época actual, su presencia se pudo ver favorecida por las mayores concentraciones de nitratos que se observaron durante dicha época.

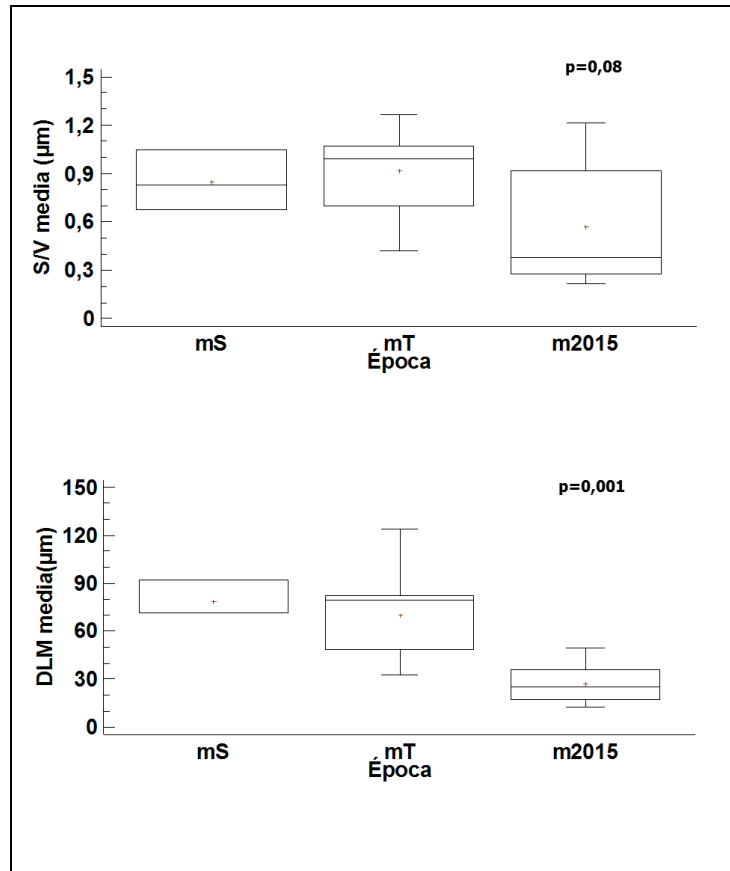


Figura 17. Variación temporal de los rasgos morfológicos del **GFBM V**. Valores p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis.

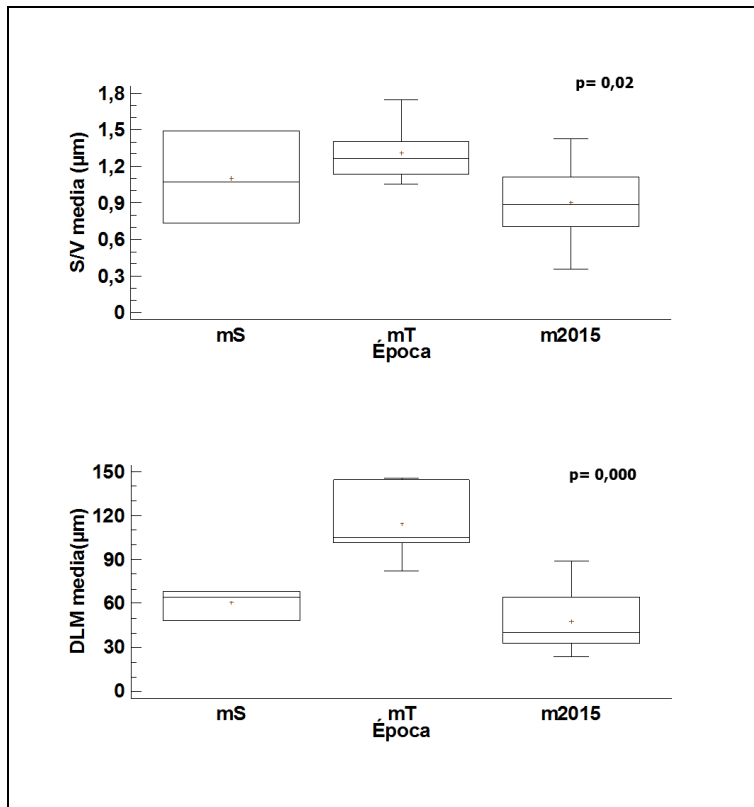


Figura 18. Variación temporal de los rasgos morfológicos del **GFBM VI**. Valores p obtenidos de la prueba de Kruskal-Wallis.

Los resultados del RDA para explicar la relación entre los 6 **GFBM (grupo II, III, IV, V, VI, VII)** y las variables ambientales (nitratos, conductividad, redox, oxígeno disuelto, dureza total, transparencia, ortofosfatos, profundidad total, amonio, pH) generaron un porcentaje de varianza total explicado del 50.5% ($p=0.024$) (Tabla 9), sugiriendo que la correlación entre los GFBM y las variables ambientales fue importante. Las variables significativas fueron los ortofosfatos, la dureza total y los nitratos; siendo éstos dos últimos los que obtuvieron la mayor proporción de la varianza total a través del test de monte Carlo.

Tabla 9. Valor de significancia, inercia y porcentaje de varianza explicado para el Análisis de Redundancia (RDA) usando los grupos funcionales basados en la morfología (GFBM) y las variables ambientales.

Test de significancia de todos los ejes canónicos: Traza	Valor F	Valor p	Inercia Total	Varianza explicada (%)
0,489	2.199	0,024	0,389	50,5

En el biplot del RDA (

Figura 19) se observa que el primer eje positivo (0.089) mostró una relación directa entre el oxígeno disuelto, el potencial redox y la profundidad total, mientras que en el primer eje negativo se observó una fuerte relación con los nitratos, la dureza total, la conductividad y la transparencia.

Por su parte, la porción positiva del segundo eje (0,033) se asoció a los ortofosfatos y el pH. En el cuadrante I (relacionado con el OD) se situaron algunas estaciones de la época seca, así como algunas de la transición temprana a las que se asociaron los **GFBM III y IV**. Por su parte, la época actual (m2015) se localizó entre los cuadrantes II y III, asociados a los nitratos, los ortofosfatos, la conductividad y la dureza. La época de transición (mT), al igual que algunas estaciones de la época seca (mS) se situaron en el cuarto cuadrante, determinado por el potencial redox y la profundidad máxima; en éstas épocas se presentaron los **GFBM II, V, VI y VII**.

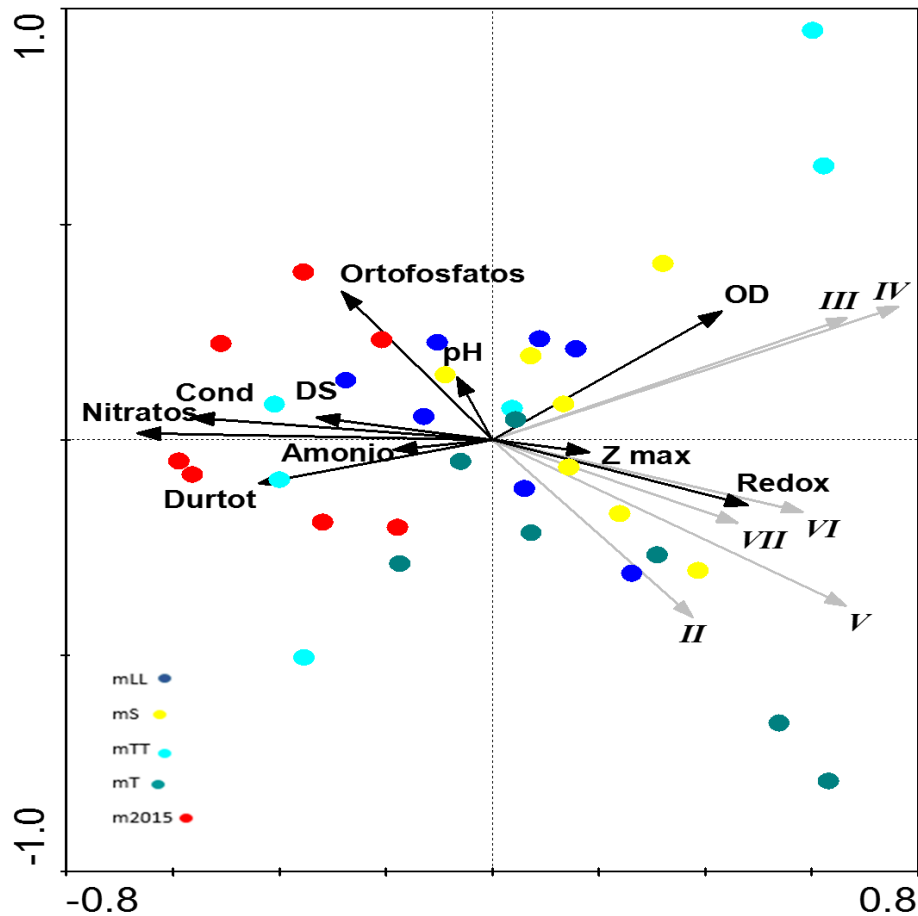


Figura 19. RDA biplot entre épocas, GFBM y variables ambientales. Los puntos representan las cinco épocas hidrológicas, las líneas negras simbolizan las variables ambientales y las líneas grises los GFBM.

7.3. Índice de calidad ecológica (ICE)

Los resultados del CCA para explicar la distribución de los valores del ICE en función de las épocas y las variables ambientales generaron un porcentaje de varianza total explicado del 36,6% ($p=0,002$) (Tabla 10). Las variables significativas fueron la conductividad, la profundidad total, la transparencia y la concentración de nitratos; siendo éstos últimos los que obtuvieron la mayor proporción de la varianza total.

Tabla 10. Valor de significancia, inercia y porcentaje de varianza explicado para el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) empleando los valores del ICE y las variables ambientales.

Test de significancia de todos los ejes canónicos: Traza	Valor F	Valor p	Inercia Total	Varianza explicada (%)
1,798	1,97	0,002	3,902	36,6

En el Anexo 4 se observan los valores después del re-escalamiento por medio de la regresión lineal de los datos. En el Anexo 5 se presentan los valores óptimos y de tolerancia obtenidos para cada uno de los morfotipos presentes en las diferentes estaciones y las épocas hidrológicas consideradas en el estudio.

La mayoría de los taxones obtuvieron un valor óptimo por encima de 5, algunos morfotipos como *Aphanocapsa* aff. *elachista*, *Euglena* sp., *Plancktohyngbya* sp., *Merismopedia* sp. y *Staurastrum* cf. estuvieron por debajo de 2, los cuales no parecen estar bien adaptados al sistema; por otro lado, algunos morfotipos cuentan con amplios rangos de tolerancia, por lo cual se descartan como buenos indicadores (Figura 20). La frecuencia y abundancia de varias especies con altos óptimos corroboran que existe una buena adaptación a las condiciones ambientales del sistema y en primera instancia son los organismos que pueden brindar ayuda en el seguimiento del comportamiento de la ciénaga.

Sin embargo, los taxa de especial interés son aquellos que presentaron altos óptimos y a su vez baja tolerancia, estos organismos indican sensibilidad a la amplitud del rango ambiental y es por esta razón que podrían ser utilizados como bioindicadores del gradiente ambiental en el sistema estudiado, algunos de ellos fueron *Trachelomonas volvocina*, *Ankistrodesmus* cf. *falcatus*, *Pinnularia* cf. *episcopalis*, *Phacus hamatus*, entre otros. Estos morfotipos serán de considerable atención en cuanto a su grado de ocurrencia y abundancia en futuros muestreos con el fin de identificar cambios en el gradiente ambiental del sistema

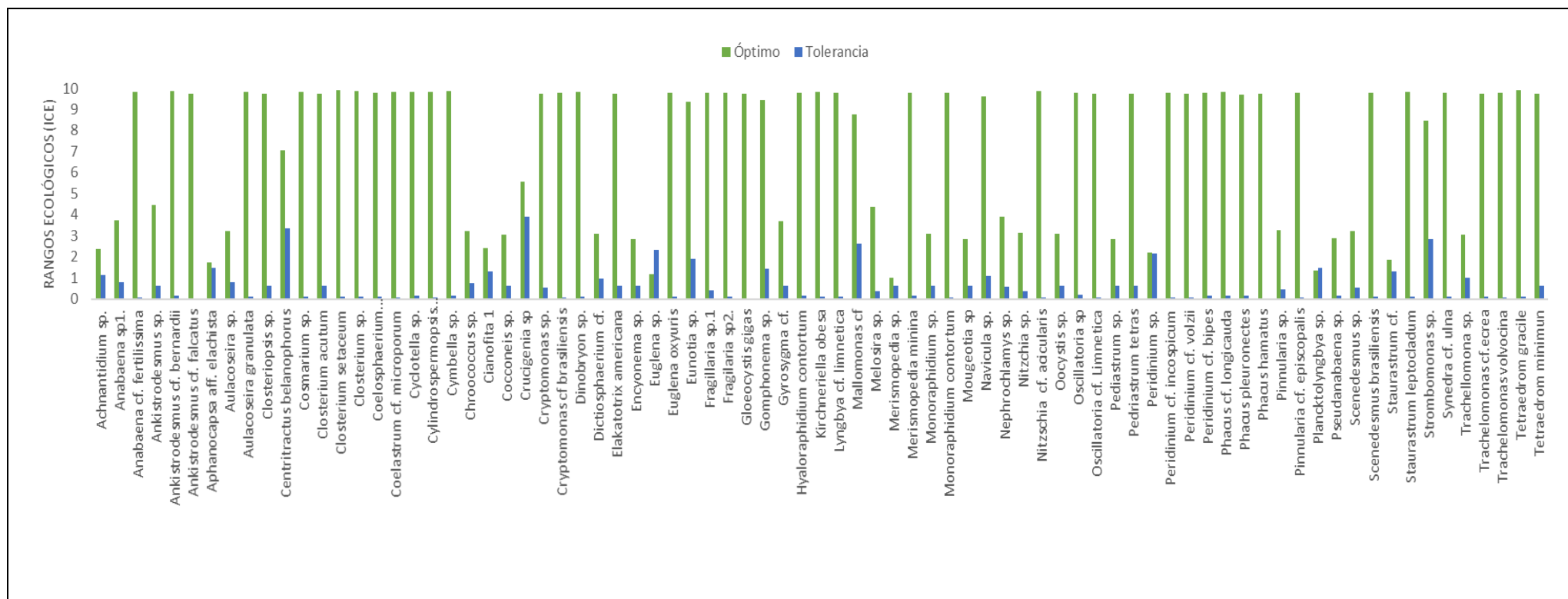


Figura 20. Perfil de los valores óptimos y de tolerancia de los morfotipos de algas fitoplanctónicas registrados e incluidos en el modelo del ICE después del análisis de re-escalamiento en asociación con el análisis de correspondencia canónicas.

En la Figura 21 se encuentran los puntajes del ICE obtenidos para cada estación y época. Los valores oscilan desde 1 hasta 10, siendo los menores valores asociados a una condición crítica en la calidad ecológica para el desarrollo de las algas fitoplanctónicas y los mayores a una buena calidad ecológica.

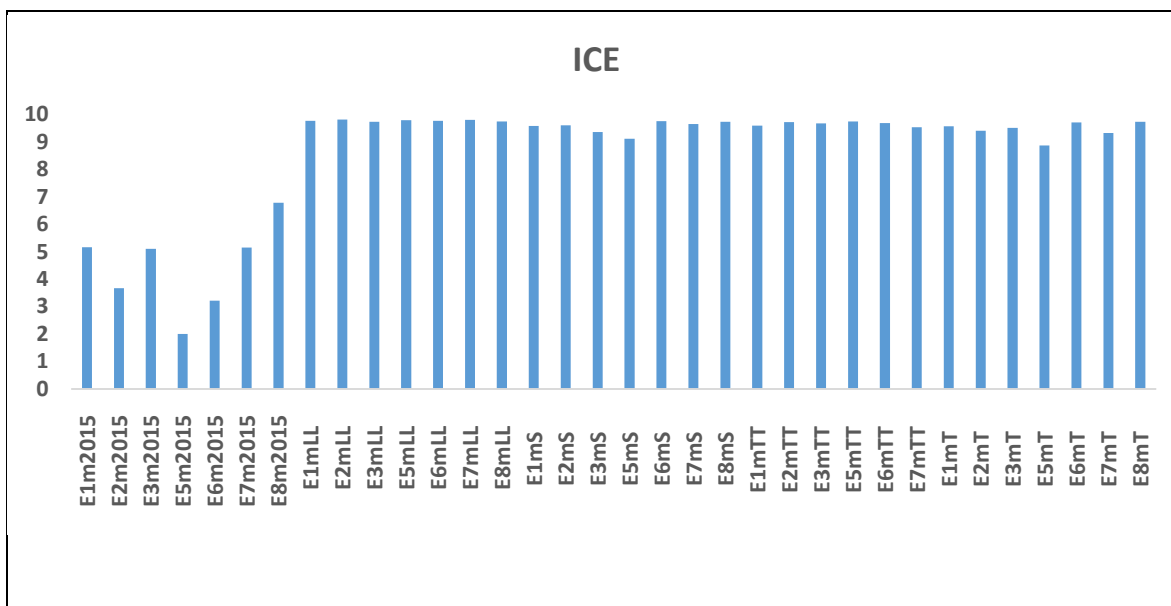


Figura 21. Índices de calidad ecológica para las algas fitoplanctónicas en la ciénaga de Ayapel...

Al considerar el agrupamiento por época hidrológica (Figura 22) es notable que la época actual (m2015) obtuvo los menores valores del índice, comportamiento que también se observó para el biovolumen. Adicionalmente asociado a ésta época se observaron las mayores concentraciones de nutrientes, así como de otras variables fisicoquímicas, entre ellas la dureza total y la conductividad.

Respecto a las demás épocas se observaron medias similares, todas cercanas a 10, lo cual permite deducir que la calidad ecológica en años anteriores era buena.

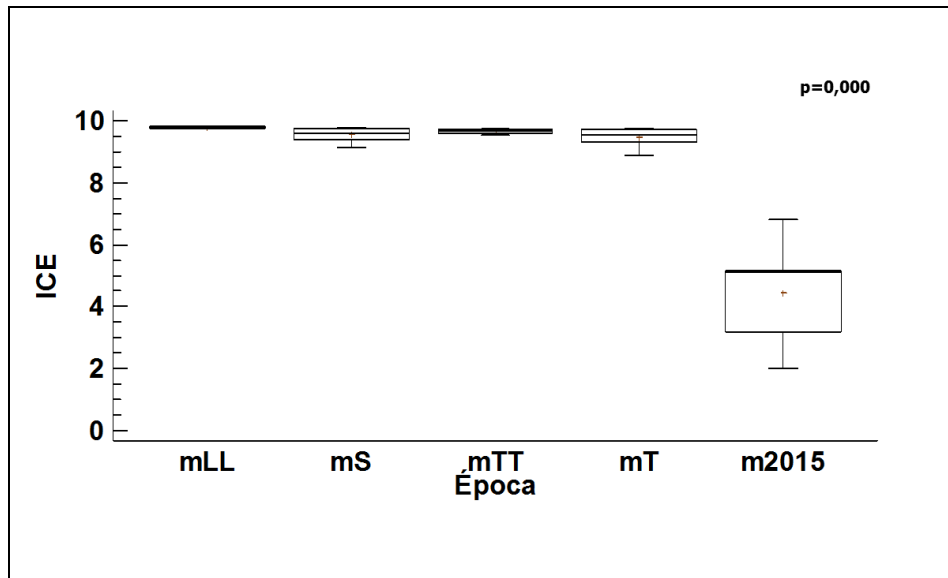


Figura 22. Distribución de las tendencias centrales del Índice de Calidad Ecológica para todas las épocas hidrológicas.

Al obtener el agrupamiento de las diferentes épocas y estaciones por medio del índice (Figura 23) se generó un primer grupo numeroso donde se encuentran la mayoría de las estaciones, un segundo grupo reducido e intermedio y un grupo pequeño que está asociado a los valores más bajos del índice. A pesar de que se observa un grupo intermedio conformado por estaciones correspondientes al muestreo actual (m2015), la distancia entre éste y el tercer grupo es corta, sugiriendo que el estado ecológico de la época actual según el índice tuvo un comportamiento similar en todas las estaciones y que además no hay ningún punto libre de intervención antrópica. Por su parte los mayores valores correspondientes a una buena calidad se dieron para todas las épocas previas.

Lo anterior sugiere que en el tiempo que transcurrió entre las épocas previas y la actual, se dieron una serie de eventos que influyeron notablemente en la calidad ecológica de la ciénaga. Durante éste período la actividad antrópica en crecimiento, como la minería informal, sumado a eventos alternos al sistema pero que inciden sobre éste como lo fue el rompimiento del dique sobre el río Cauca en el 2010 y junto a tensores naturales como el extenso fenómeno del Niño en el 2015 incidieron

en la afectación de la calidad ecológica del sistema cenagoso de Ayapel (IDEAM, 2015; El Colombiano, 2016; Serna, 2016).

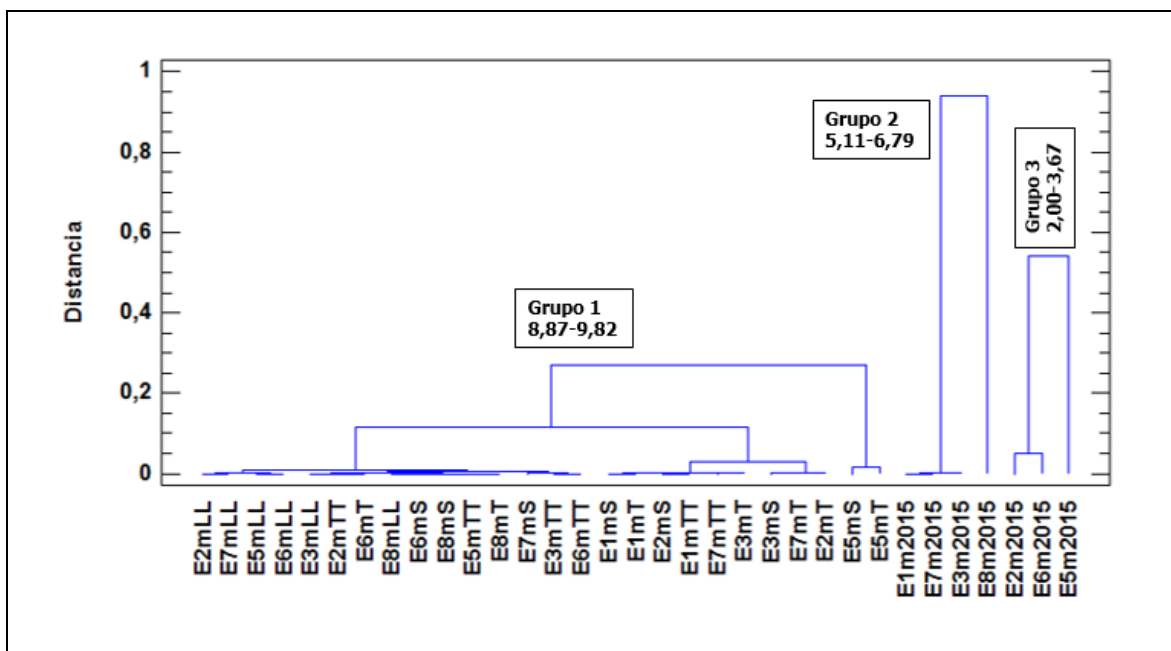


Figura 23. Análisis de agrupamiento del índice de calidad ecológico basado en las algas fitoplanctónicas.

Finalmente se analizó la relación del índice de calidad ecológica con las variables sometidas al modelo (Tabla 11). Las relaciones más fuertes se dieron entre las concentraciones de nitratos y la dureza total, indicando que son las variables más adecuadas para realizar los seguimientos a la calidad ecológica de la ciénaga. En segundo lugar, se observaron relaciones importantes también entre el índice y la transparencia, la conductividad y los ortofosfatos.

Las correlaciones significativas con el índice tales como la concentración de nitratos y ortofosfatos y la dureza total sugieren cargas importantes de nutrientes producto de la actividad agrícola que se da en el área de estudio (Aguilera-Díaz, 2009). Adicionalmente las correlaciones importantes también observadas de la conductividad y la transparencia sugieren aportes considerables de material disuelto producto tal vez de la actividad minera, aunque sin dejar de lado la naturaleza turbia que caracteriza al sistema.

En general se observaron correlaciones negativas entre las variables y el índice, indicando relaciones inversas; es decir altos valores de éstas inciden en la disminución de la calidad ecológica. Lo anterior corrobora la influencia que tuvo la mayor concentración de los nutrientes, así como de la conductividad en la disminución de la calidad ecológica de la época actual (m2015) en contraste con las demás épocas.

Tabla 11. Correlaciones de Pearson entre el índice de calidad ecológico y las variables ambientales incluidas en el modelo de análisis de correspondencia canónicas.

Variable	R	valor-p
Nitratos (NO ₃)	-0,9332	0, 000
Dureza total	-0,6744	0, 000
Transparenci Secchi	-0,5361	0,0011
Conductividad	-0,4373	0,0097
Ortofosfatos (PO ₄)	-0,3398	0,0493
Amonio (NH ₄)	0,1968	0,2646
Oxígeno disuelto	0,2554	0,1449
pH	0,2022	0,2515
Profundidad total	0,0797	0,6541
Redox	0,0318	0,8748

En la Tabla 12 se observan los rangos establecidos del índice y de los valores de las variables ambientales que tuvieron mayor correlación.

Tabla 12. Rangos de calidad ecológica

Calidad ecológica	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
	Bueno	Aceptable	Crítico
Índice	> 6,8	5,1-6,8	< 5,1
Nitratos (mg/l) *R vs índice -0,93 p: 0,00	< 5,2	5,2-6,9	> 6,9
Dureza (mg/l CaCO₃) *R vs índice -0,67 p: 0,00	< 24,5	24,5-30,0	> 30,0
Conductividad (µS/cm) *R vs índice -0,44 p: 0,00	< 55,9	55,9-108,6	> 108,6

En el biplot del CCA (Figura 24) se observa que el primer eje canónico (0,777) mostró en su área positiva una fuerte relación con los nitratos, la transparencia, los ortofosfatos, la dureza y la conductividad, mientras que en su parte negativa se observó una fuerte relación con el potencial redox. Por su parte, la porción positiva del segundo eje (0,174) se asoció al amonio y el pH. En el cuadrante I (relacionado con los nutrientes) se situaron todas las estaciones de la época actual, correspondientes a condiciones críticas y aceptables según los valores del ICE. Por su parte, las demás épocas se localizaron entre los cuadrantes II y III, asociados al amonio, redox, OD y profundidad máxima; correspondientes a una calidad buena de acuerdo al ICE.

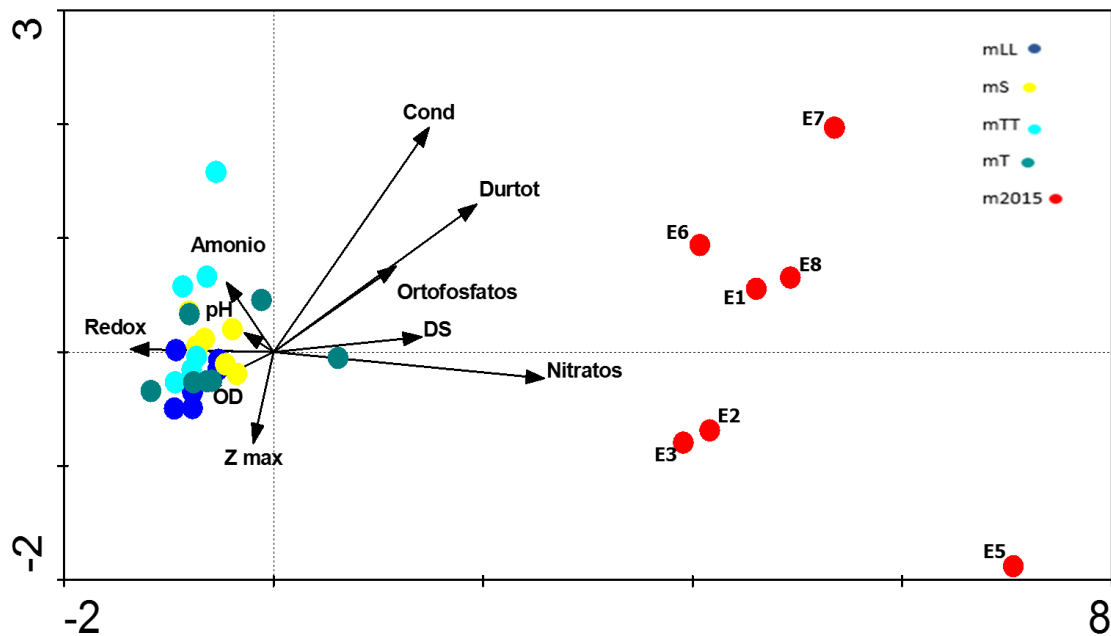


Figura 24. CCA biplot de los valores del ICE entre épocas y variables ambientales. Los puntos y colores representan las cinco épocas hidrológicas y las líneas negras simbolizan las variables ambientales.

8. DISCUSIÓN

De acuerdo a Neiff (1999) las planicies de inundación son áreas que se inundan periódicamente debido al sobre flujo lateral de los ríos o por precipitación directa sobre la cuenca de drenaje, dando como resultado un ambiente fisicoquímico cambiante y dinámico, en el que la hidrología y los flujos de materiales condicionan la estabilidad y la diversidad de las comunidades allí presentes. Según Ramírez y Viña (1998) las condiciones bióticas y abióticas de los sistemas cenagosos están estrechamente ligadas a los períodos climáticos. Esto se evidenció en el presente estudio pues se observaron fluctuaciones en variables físicas, químicas y bióticas. La transparencia Secchi, por ejemplo, fue menor en la época seca y de transición temprana, como consecuencia de la disminución de la profundidad total, además fueron épocas en las cuales se registró un mayor valor de la conductividad ($<100 \mu\text{S/cm}$) como producto, entre otros, de la resuspensión de partículas por la acción

del viento; teniendo en cuenta que ésta variable es particularmente sensible a los sólidos suspendidos en la columna de agua. La dinámica de los nutrientes también mostró influencias por la variación hidrológica, ya que las mayores concentraciones se dieron en épocas secas (bajo nivel) mientras que las menores fueron observadas en la época de lluvias (alto nivel), mostrando un efecto de dilución.

Respecto al biovolumen total los mayores valores se dieron durante la época seca, en tanto que se observó una disminución considerable en la época de lluvias y en la actual. El biovolumen es un factor potente para evaluar la ecología y los patrones de distribución de las comunidades fitoplanctónicas considerando el volumen de las formas dimensionales en combinación con el conteo al microscopio (Donato, 2001).

El biovolumen total del fitoplancton presentó variaciones temporales y sus valores medios oscilaron entre 0,10 y 3,98 mm³/l, valores que según Margalef (1993) son bajos. El establecimiento de las diferentes comunidades acuáticas en las ciénagas depende de las condiciones hidrológicas, de la presencia de corrientes, del efecto del viento, de las condiciones ambientales y de las complejas relaciones dentro y entre los ensamblajes fitoplanctónicos y zooplanctónicos (Jaramillo y Aguirre, 2012); donde éste último ejerce un control sobre la biomasa del fitoplancton como producto del pastoreo, además de tener una influencia importante en la disponibilidad de nutrientes y en la dinámica del ecosistema (García-Jurado et al., 2011).

El crecimiento del fitoplancton está estrechamente relacionado con el enriquecimiento por nutrientes (Margalef, 1993) ; no obstante, en el presente estudio se observó que las épocas con mayores biovolúmenes estuvieron relacionadas con el oxígeno disuelto, el potencial redox y la profundidad máxima, y por el contrario la época (m2015) que presentó las mayores concentraciones de nutrientes fue también la época asociada a los menores biovolúmenes. Al respecto la Ley de "Tolerancia de Shelford" señala que la existencia y prosperidad de un organismo depende del carácter completo de un conjunto de condiciones (nutrientes, luz, temperatura, pH, alcalinidad, entre otros) es decir no solo la escasez de algo constituye un factor limitante, sino también el exceso (Odum, 1973). Es así

como los mayores valores de nutrientes, de conductividad y de dureza total encontrados en la época actual podrían estar actuando como factores limitantes en el biovolumen. Sandgren (1988); Reynolds (1984); Reynolds (1997) y Reynolds (2006) argumentan que la ausencia de un organismo puede deberse a la deficiencia o al exceso cualitativo o cuantitativo con respecto a uno o cualquiera de diversos factores que se acerquen tal vez a los límites de tolerancia del organismo en cuestión. Por eso algunos organismos frente a concentraciones altas de un nutriente desaparecen y surgen otros más aptos para las nuevas condiciones, lo que demuestra que otros factores, además de los nutrientes, pueden controlar, de forma importante, la densidad de algas de un lago y los diferentes tipos de taxones presentes en el ensamblaje.

El ensamblaje fitoplanctónico de las épocas previas (mLL, mS y mTT) estuvo dominado principalmente por la especie *Cylindrospermopsis raciborskii*, especie que también fue reportada por Jaramillo y Aguirre (2012) representando casi el 70% de la densidad total del fitoplancton en un estudio que evaluó la variación temporal del plancton en la ciénaga de Ayapel. Según Mur et al. (1999) *C. raciborskii* posee bajas tasas de crecimiento, sin embargo, sus poblaciones se ven compensadas por la baja herbivoría por parte del zooplancton y la alta capacidad de suspensión que presentan debido a la presencia de aerótopos, lo que hace que las pérdidas por sedimentación sean muy bajas y que sus poblaciones sean estables una vez que éstas se establecen. Ésta especie pertenece al **GFBM III**, tiene pequeñas formas filamentosas y pertenece a la división Cyanoprocariota, responde rápidamente a los cambios ambientales y puede multiplicarse especialmente en situaciones de estrés ambiental que en el caso del complejo de Ayapel son promovidas por las perturbaciones naturales de estiaje y llenado del sistema; esta facultad o estrategia ecológica les confiere cierta ventaja en un sistema de pulso de nivel como el de Ayapel (Hernández-Atilano et al., 2008). Mientras que en dichas épocas se observó una presencia constante y dominante de *C. raciborskii*, en la época de transición (mT) se observaron variaciones del ensamblaje fitoplanctónico donde las mayores

abundancias fueron representadas por la especie *Aulacoseira granulata* y *Peridinium* sp., pertenecientes a los **GFBM VI y V**, respectivamente; no obstante, la presencia de *Cylindrospermopsis* continuó a pesar de sus bajas densidades. Las especies del género *Aulacoseira* presentan un alto grado de variabilidad morfológica intraespecífica que está asociado con su capacidad de adaptación a diversas condiciones hidráulicas, gracias a lo cual pueden encontrarse tanto en ambientes lóticos como lénticos, pero preferiblemente someros. Pueden ser abundantes en lagunas de inundación (ciénagas) particularmente durante la época de llenado, cuando se resuspenden desde el sedimento (O'Farrell et al., 2001). Respecto a los dinoflagelados, éstos no requieren turbulencia para permanecer en las capas superficiales de la columna de agua debido a su movilidad, lo cual facilita la captación de nutrientes en la columna de agua a la vez que disminuye la pérdida por sedimentación; además debido a su relativamente gran tamaño, son menos vulnerables a la herbivoría. Finalmente, la posibilidad de formar quistes permite que éstas algas resistan condiciones ambientales desfavorables (Oda y Bicudo, 2006).

En relación a la época actual (m2015) la composición de la comunidad fitoplanctónica tuvo grandes variaciones con respecto a las épocas previas, además de la notable disminución del biovolumen. Para ésta época el género *Trachelomonas* sp. (**GFBM V**) tuvo las mayores densidades, mientras que *C. raciborskii* ya no fue encontrada. De acuerdo a Reynolds et al. (2002) los euglénidos, representados particularmente por el género *Trachelomonas*, pueden ser encontrados en las comunidades asociadas al fondo de lagos someros y aireados, los cuales aparecen ocasionalmente en aguas abiertas. Por su parte Kruk et al. (2010) argumentan que la capacidad de algunas especies de éste grupo puede beneficiarse de la mixotrofia y la fagotrofia implica una manera de tolerar condiciones de baja disponibilidad de nutrientes disueltos. Otros aspectos que pueden favorecer la incidencia de los euglénidos según Urszula y Wydrzycka, (1996) es la presencia de hierro en el medio acuático, así como de sustancias orgánicas y húmicas.

La variación temporal en la disponibilidad de los recursos resulta en cambios en la distribución temporal y la dominancia alternada de diferentes GFBM, representando cambios en la composición y estructura del fitoplancton (Pacheco et al., 2010). La clasificación funcional basada en la morfología es útil para definir y entender la dinámica de los grupos de especies del fitoplancton en relación a las variaciones ambientales (Kruk y Segura, 2012). El abordaje del ensamblaje fitoplanctónico de la ciénaga de Ayapel desde la clasificación funcional mostró una presencia relativamente continua de los GFBM, en las épocas previas, y una dinámica hidrológica que influye principalmente en la biomasa de cada grupo más que en la ausencia o presencia de éstos. Adicionalmente se evidenció la transformación del escenario ambiental que se ha dado en los últimos años. Condiciones como la baja transparencia, una columna de agua somera y el estado meso a eutrófico de la ciénaga que sugiere disponibilidad de nutrientes, favorecieron la presencia de uno u otro GFBM en las diferentes épocas, cada una caracterizada por una condición particular.

La mínima presencia del **GFBM II**, caracterizado por incluir pequeños flagelados de estructura silíceo, se debe a que es un grupo que se ve favorecido ante condiciones de alta transparencia, bajas concentraciones de fósforo soluble reactivo y temperaturas alrededor de los 22°C (Kruk y Segura, 2012), condiciones que claramente no se dan en el sistema pues por el contrario éste se caracteriza, como ya ha sido mencionado, por bajas transparencias, altas concentraciones de nutrientes y una temperatura media alrededor de los 31°C.

Los **GFBM III** y **IV** fueron grupos comunes en las épocas previas (mLL, mS, mTT) (Figura 25). El **GFBM III** cuya principal característica es que comprende organismos filamentosos y con aerótopos, estuvo representado principalmente por *C. raciborskii*, una cianobacteria heterocitada y cuya estrategia ecológica es producir un número importante de descendientes de pequeño tamaño, característica de los estrategias *r*. Según Margalef (1983), los organismos fitoplanctónicos en los sistemas tropicales son más estrategias *r* que *k*; lo cual corresponde a una estrategia de

adaptación a la vida planctónica estrechamente relacionada con la turbiedad y la concentración de nutrientes, como en el caso de Ayapel. La dominancia del **GFBM III** también fue reportado por Bortolini et al. (2016) para un lago de inundación aislado en la planicie de inundación del Alto Paraná, donde la época de menor conectividad, la condición eutrófica y una columna de agua más estable favoreció su dominancia; Izaguirre et al. (2012) también reportó para lagos en la llanura de la Pampa Argentina la dominancia del **GFBM III** bajo condiciones de turbidez y mayores valores de nitrógeno total. La presencia de rasgos, tales como una mayor DLM, baja velocidad de sedimentación, aerótopos y tolerancia a limitaciones de luz (Kruk y Segura, 2012) fueron atributos probablemente decisivos para el éxito del **GFBM III** bajo éstas condiciones (Bortolini et al., 2016). La respuesta de la comunidad frente a las limitaciones por luz, se refleja en organismos pequeños y altas relaciones S/V, como se evidenció para el fitoplancton del **GFBM III**, aspectos que les confiere mejor adaptación. Estos rasgos morfológicos en la comunidad sugieren que el ajuste más eficiente para la captación de luz, corresponde a formas muy alargadas y filamentos cilíndricos que aumenten la capacidad para coleccionar luz. El aumento en la longitud puede mantenerse bajo una intensidad de luz pobre, mientras que la S/V permanezca alta, con el fin de optimizar la captación de luz por una unidad de biomasa (O'Farrell et al., 2007).

En relación al **GFBM IV**, el cual se caracteriza por incluir organismos de tamaño mediano y ausencia de rasgos especializados, fue un grupo diverso que estuvo conformado principalmente por cyanophyceas y chlorophyceas; es un grupo ampliamente distribuido y ha sido registrado en lagos con diferentes condiciones ambientales (Izaguirre et al., 2012). Este hecho se debe a la agrupación de diferentes grupos de fitoplancton, tales como chlorophyceas y zygnematophyceas, las cuales exhiben un gran número de especies.

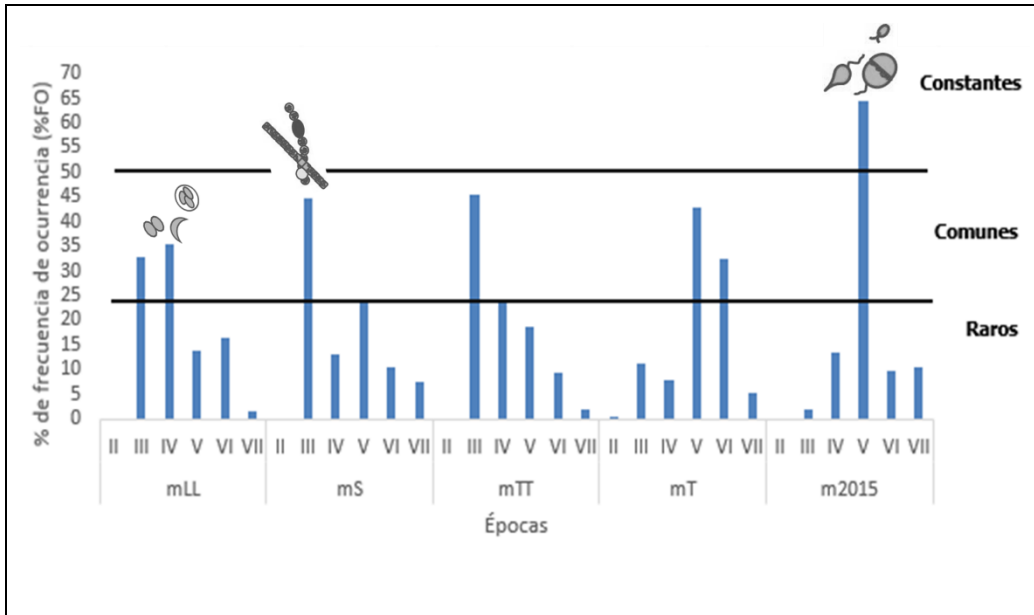


Figura 25. Frecuencia de ocurrencia de los GFBM de acuerdo a Dajoz (2005). Constante: >50%; comunes: 25-50%; raros: <25%

El **GFBM V** (flagelados unicelulares de tamaño medio a grande) de acuerdo a su baja frecuencia de ocurrencia durante las épocas previas fue clasificado como un grupo raro, solamente para las épocas de transición y actual fue clasificado como común y constante, respectivamente (Figura 25). Es así como se observa la transición en la composición del ensamblaje fitoplanctónico de la ciénaga, pues es claro que para la época actual la frecuencia del grupo que antes predominaba es mínima, dando paso a la predominancia del GFBM V. Lo anterior sugiere entonces que las condiciones ambientales del complejo cenagoso no solo han tenido una transformación, sino que además el rango ambiental de las especies del **GFBM III** que en épocas previas dominaban el sistema ha cambiado, dando paso así a otros grupos con diferente espectro de tolerancia y con otras estrategias de supervivencia. Esta situación se vuelve de particular interés teniendo en cuenta que los organismos del **GFBM III** tienen características que les confiere mayor tolerancia frente a condiciones ambientales estresantes y/o exigentes, corroborando así que la calidad ecológica del ecosistema ha cambiado. Según Padisák (1992) cuando el grado de cualquier parámetro ambiental excede la capacidad de adaptación morfológica de una sola población, se da lugar al reemplazo de las especies ofreciendo una mayor

adaptación a un nivel de organización más alto. En este caso, la plasticidad morfológica se entiende a nivel de ensamblaje. Los ambientes acuáticos dinámicos soportan una gran diversidad de tamaños y formas diferentes de especies presentes en el ensamblaje o como propágulos "listos para desarrollarse" a medida que cambian los modelos ambientales.

Modesto-Iregui et al., (2002) reportaron en lagos cálidos de la región amazónica la predominancia de especies del género *Trachelomonas* con células de mayor tamaño, aparato locomotor y favorecidas por la temperatura del agua más cálida en comparación con otros lagos comprendidos en el mismo estudio. Tales características morfológicas les confiere una ventaja competitiva en dicho medio por la posibilidad de regular la posición vertical y disminuir el consumo por herbívoros (Reynolds, 1997). *Trachelomonas* sp., presenta una estrategia ecológica primariamente adquisitiva; son identificadas como especies de estrategia k , crecen de forma relativamente lenta como consecuencia de una relación S/V modesta. La amplitud del área superficial influye en la distancia que deben recorrer los metabolitos dentro de la célula para la asimilación, lo que se traduce en la disminución de las tasas de renovación para estos organismos (Reynolds, 1997).

La predominancia del **GFBM V** en la época (m2015) mostró a su vez variaciones importantes a nivel espacial, ya que los mayores biovolúmenes fueron observados en las estaciones donde la transparencia fue mayor como lo fueron la E5 y E6, así como en las estaciones con mayor profundidad total como lo fue la E2; lo cual tiene sentido ya que debido a la baja área proyectada de éstos organismos se produce también un alto requerimiento de luz (Reynolds, 1997). Lo anterior coincide además con lo reportado por O'Farrell et al. (2007), quienes encontraron una prevalencia de formas flageladas y grandes en un ambiente bien iluminado; por su parte Bortolini et al. (2016) encontró en el lago Osmar, en la planicie de inundación del río Paraná que el **GFBM V** estuvo relacionado principalmente con la distribución de la luz, de los ortofosfatos y con el nivel del agua.

Los **GFBM VI** (organismos no flagelados con estructura silíceo) y **VII** (colonias grandes mucilaginosas) mostraron una frecuencia de ocurrencia rara (<25%) (Figura 25) en casi todas las épocas hidrológicas, ambos grupos han sido correlacionados con niveles de pH relativamente bajos y concentraciones de oxígeno disuelto importantes (Bortolini et al., 2016); adicionalmente se ha reportado la presencia del **GFBM VI** en lagos turbios someros (Izaguirre et al., 2012) y asociado con altas concentraciones de nitratos (Mihaljevic et al., 2015). De acuerdo a Pacheco et al. (2010) el GFBM **VII** incluye especies que pueden ser típicas de ambientes tanto ricos como pobres en nutrientes, y por lo tanto el uso potencial de éste GFBM para clasificar las condiciones de un ecosistema son limitadas y requieren evaluaciones más profundas; éste grupo puede mostrar una sensibilidad relativamente baja para detectar ciertos aspectos funcionales del fitoplancton que pueden ser relevantes.

La disminución de los rasgos morfológicos (DLM y relación S/V) observada durante la época actual indica una respuesta funcional a las condiciones particulares del sistema; teniendo en cuenta que durante el 2015 se presentó un marcado fenómeno ENSO o de El Niño (fenómeno de variabilidad climática) el cual se extendió hasta principios del 2016, ocasionando una disminución de las lluvias en las regiones Andina y Caribe, así como un aumento de las temperaturas (IDEAM, 2015). La variabilidad morfológica ha sido reportada también por Morabito et al. (2007) en un lago estacional, encontrando que las variaciones geométricas aumentan a medida que las condiciones ambientales son más favorables y que por el contrario, gracias a su plasticidad morfológica, las algas se tornan más pequeñas o constreñidas ante una alta intensidad lumínica y temperatura.

El "monitoreo biológico" es un instrumento centrado en el uso de los atributos estructurales y/o funcionales de los individuos, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas (Hart, 1994). Dichos atributos, mediante un sistema de bioindicación pueden ser traducidos en un índice o valor indicador de una condición ecológica, permitiendo así una evaluación más adecuada de los ecosistemas considerando la

variabilidad climática, edáfica, geomorfológica y biológica que ocurre dentro de las regiones tropicales (Forero et al., 2014).

El índice de calidad ecológico (ICE) aplicado para el complejo cenagoso evidenció cambios tanto de la estructura del ensamblaje del fitoplancton como de las características ambientales de éste, pues como ya fue mencionado en la época actual (m2015) se dio un cambio considerable de la calidad ecológica pasando de buena a aceptable o crítica. Entre los diferentes factores que se podrían mencionar para explicar la variación de la calidad ecológica, en primer lugar sería pertinente anotar que lo observado en la época actual puede ser una consecuencia de diferentes eventos que ocurrieron en el lapso de tiempo (2008-2014), si bien éste estudio no contempla varios factores climáticos, físicos y químicos que evidencian este cambio, el hecho de comparar la abundancia y distribución de las morfoespecies del fitoplancton en respuesta a un grupo de variables ambientales en algunos segmentos de la franja temporal en la que la ciénaga ha estado sujeta a alteraciones antrópicas importantes es relevante.

Según el POT del municipio de Ayapel, la pesca en la región se realiza durante todos los meses del año, convirtiéndola en una actividad netamente extractiva y permanente (Serna, 2016), la agricultura ocupa una alta proporción de los suelos aledaños a la ciénaga particularmente para cultivos transitorios de arroz y maíz (Aguilera, 2011), la ganadería es la actividad económica más rentable en la zona ya que el 80% del suelo del municipio está cultivado por pastos aprovechables para el ganado (Rueda, 2005).

Adicionalmente, la minería aurífera se convirtió en una actividad ascendente sin ningún tipo de control, este hecho ha sido divulgado exponiendo el riesgo en el que se encuentra el ecosistema (El Colombiano, 2016). Según Gaviria (2006), la minería ocupaba el cuarto lugar entre las actividades económicas más importantes de la región, luego de la pesca, la agricultura y la ganadería. En la actualidad, ésta actividad tiende a generar la primera opción como fuente de ingresos para gran

parte de la población; sin embargo es una situación que requiere de una mejor exploración y aproximación.

Entre otros factores importantes que vale la pena mencionar y que están relacionados con los cambios que amortigua el ecosistema se encontró el desbordamiento del río Cauca producto de la ola invernal del 2010, el cual alteró el pulso hidrológico de la ciénaga (CEPAL, 2012), también el reciente fenómeno del Niño en el 2015 que afectó particularmente al municipio de Córdoba por la intensa sequía (El Universal, 2015). Al respecto existe una importante influencia de los cambios que se presentan en el clima sobre los ecosistemas continentales, algunos de ellos producto del incremento de temperatura, que repercuten en la escorrentía de los ríos (Cochrane et al., 2009). Los cambios en el uso de la tierra generan también impactos que se evidencian en la carga de sedimentos, los flujos hídricos y otros fenómenos físico-químicos relacionados. Los resultados de estos procesos son complejos y se hacen sentir en la composición de las comunidades biológicas y en la producción y estacionalidad del plancton.

Se ha documentado en la parte media del río Paraná (Argentina) que los cambios del fitoplancton inducidos por eventos hidroclimáticos extremos (El Niño y La Niña), estuvieron asociados a las mayores concentraciones de nitratos, amonio, fósforo soluble y conductividad relacionados a su vez con el mayor biovolumen durante la sequía como producto de una no dilución (Devercelli, 2010), lo que en el presente estudio no se observó, probablemente por la presencia en la columna de agua de compuestos que estarían inhibiendo el óptimo desarrollo del fitoplancton.

Como ya ha sido mencionado la minería aurífera en la ciénaga de Ayapel es un fenómeno creciente que está modificando notablemente el paisaje, además de poner en riesgo los servicios ecosistémicos y la productividad del sistema, las actividades mineras originan condiciones ambientales extremas en los sistemas acuáticos porque tienden a producir altas concentraciones de metales pesados (Salusso y Moraña, 2015). Los mismos autores encontraron en un río afectado por minería,

bajos valores de densidad de individuos, diversidad y riqueza de especies, así como un predominio de dinoflagelados.

Lo anterior podría sugerir que el cambio observado en la estructura biológica de la ciénaga, sea el resultado del disturbio asociado a la actividad minera; sin embargo la dinámica y los efectos a nivel ecosistémico de ésta actividad económica en el área de estudio no se encuentran bien documentados. Otro probable indicador de esta situación es la ausencia de cianobacterias, las cuales pese a sus estrategias adaptativas no fueron importantes en términos de biomasa en la época actual. Al respecto Martín et al. (2004) a través de ensayos de laboratorio, concluyeron que altas concentraciones de metales pesados son tóxicas para las algas limitando su crecimiento y que además las cianobacterias son particularmente sensibles, por lo que para subsistir, deben adoptar estrategias para aislarse del medio como el desarrollo de una capa mucilaginosa. De este modo se podría dejar abierto el interrogante que este grupo que ocasionalmente fue representativo en los escenarios previos podría estar presentando particular sensibilidad a las condiciones ambientales y antrópicas de los años recientes.

Hasta el momento no hay registros de estudios realizados en la ciénaga que aborden la acumulación de metales pesados en los primeros eslabones de la red trófica; sin embargo, diferentes estudios han evidenciado la presencia de metales en el sistema. Un estudio realizado por la CVS y la Universidad de Antioquia, (1990) registró alta incidencia de la minería sobre los sólidos disueltos y suspendidos en los afluentes de la ciénaga, a la vez que encontraron altas concentraciones de arsénico y mercurio en el agua (Ramírez y Viña,1998). Marrugo et al. (2007) y Rúa Cardona et al. (2013) evidencian presencia de mercurio en humanos, peces y plantas acuáticas del complejo cenagoso. Conocer la acumulación del Hg y otros metales en la comunidad fitoplanctónica podría ser de gran valor para evaluar la productividad del sistema, teniendo en cuenta que los metales pesados también tienen un efecto inhibitor en la actividad fotosintética acarreando grandes implicaciones en la estabilidad de las

redes tróficas, los ciclos biogeoquímicos, el secuestro de carbono y la producción de oxígeno (Salusso y Moraña, 2015).

9. CONCLUSIONES

La clasificación morfofuncional fue una herramienta útil para evaluar los cambios en la ciénaga de Ayapel. En las épocas previas se observó que las condiciones ambientales del ecosistema favorecieron la predominancia del **GFBM III** y de los demás grupos, aunque en una menor proporción. En contraste la predominancia del **GFBM V** durante la época actual es el efecto de diferentes eventos que evidencian cambios en la estructura biológica incidiendo en la dinámica del sistema y por lo tanto en la productividad.

La identificación de rasgos comunes bajo un rango de condiciones ambientales puede mejorar la capacidad de generalizar resultados, encontrando patrones comunes útiles también en la predicción de cambios en el fitoplancton (Izaguirre et al., 2012).

El índice de calidad ecológico (ICE) mostró una buena calidad durante todas las épocas previas. Por el contrario, la crítica calidad encontrada para la época actual evidencia, al igual que con la morfología funcional, la entrada de factores tanto naturales como antrópicos al área de estudio que ponen en riesgo el buen funcionamiento del ecosistema, así como los servicios ambientales que provee; no obstante, los pocos organismos presentes han sabido responder a través de sus adaptaciones morfológicas.

La alta correlación observada entre el ICE y los nitratos permite deducir que son los aportes de éste, provenientes de los diferentes usos del suelo, los que inciden en la disminución de la calidad ecológica de la ciénaga. Dicha correlación hace de los nitratos una variable de particular interés por ser la más adecuadas para realizar los seguimientos a la calidad ecológica de la ciénaga.

Se acepta la hipótesis planteada, ya que tanto la morfología funcional del fitoplancton como el índice de calidad ecológica evidenciaron cambios en el complejo cenagoso de Ayapel, y que además fueron dos metodologías complementarias ya que la crítica calidad ecológica observada en la época actual coincide con el bajo biovolumen observado y con la predominancia del **GFBM V** el cual responde fácilmente al estrés ambiental debido a sus diferentes adaptaciones como mixotrofia, movilidad, entre otros.

Se concluye que el diagnóstico ambiental de la ciénaga de Ayapel en base a la morfología funcional y al índice de calidad ecológica es el de un ecosistema en detrimento cuyos factores ambientales y antrópicos indujo cambios en la composición y rasgos morfológicos del ensamblaje fitoplanctónico, para el cual los aportes de nutrientes no propician el óptimo desarrollo de éste. Es importante resaltar que probablemente existan otras variables no consideradas en el presente estudio que estén incidiendo mucho más en dicho diagnóstico, tales como los metales pesados, los sólidos disueltos y suspendidos producto de la intensa actividad minera que en la actualidad se da en el área de estudio, entre otros.

10. RECOMENDACIONES

Para próximos estudios se recomienda incluir, no solo en el monitoreo sino también en una fase experimental, la medición de variables asociadas a la actividad minera, así como plaguicidas y fertilizantes con el fin de lograr una aproximación más detallada y completa de todos los factores que están incidiendo en la afectación de la ciénaga de Ayapel y particularmente del fitoplancton.

Aunque la clasificación morfo-funcional no requiera de un alto grado de resolución taxonómica, esta no puede ser menos importante, pues el estrecho vínculo entre las

especies y sus rasgos es la base para una correcta inclusión de las especies en un grupo funcional (Padisák et al., 2009).

El empleo de la morfología funcional puede ser un enfoque bastante valioso y útil para el biomonitoreo ambiental.

Se recomienda hacer el seguimiento de la entrada de las diferentes formas de nitrógeno al sistema ya que podría ser una de las primeras medidas de mitigación para recuperar la calidad ecológica de la ciénaga.

Implementar programas de restauración en la Ciénaga es también una medida oportuna para lograr la recuperación del ecosistema, así como continuar con el monitoreo de la misma y bajo los mismos protocolos.

11. ANEXOS

Anexo 1. Registro de las variables físicas y químicas en las siete estaciones durante las diferentes épocas hidrológicas.

Época hidrológica	fecha	Estacion	Prof. total (m)	DS (m)	Cond (µS/cm)	Dur (mg/l CaCO ₃)	OD (mg/l)	R edox (mV)	pH	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)
lluvias (mLL)	sep/2004	1	5,7	0,57	23,7	17	4,81	184	7,3	0,5	0,1	0,14
		2	5,4	0,52	31,5	17	7,6	129	7,3	0,6	0,11	0,11
		3	2,53	0,2	18,6	17	3,3	160	7,1	0,5	0,05	0,18
		4	0,92	0,1	21,8	17	4,51	172	8,22	0,4	0,06	0,17
		5	2,8	0,18	46,5	17	5,01	170	7,6	0,6	0,09	0,23
		6	5,3	0,48	33,46	17	7,6	132	7,62	0,8	0,08	0,18
		7	4,8	0,25	48,4	17	4,32	131	7,7	0,9	0,17	0,24
		8	3,6	0,7	41	10	4,81	208	7	0,5	0,18	0,12
	nov/2004	1	5,9	0,87	31,5	10	7,6	170	7,3	0,3	0,13	0,11
		2	3,16	0,62	18,6	10	3,3	221	6,55	0,2	0,17	0,11
		3	3,7	0,99	53,6	10	4,51	187	7	0,4	0,19	0,09
		4	3,5	0,3	46,5	10	5,01	170	7,6	0,4	0,15	0,14
		5	5,7	0,72	33,46	10	7,6	132	7,62	0,3	0,19	0,12
		6	3	0,28	48,4	10	4,32	131	7,7	1,4	0,15	0,18
		7	3,2	0,41	49,3	18	7,6	237	7,63	0,8	0,03	0,14
		8	4	0,31	86	15	5,7	271	7,1	0,49	0,03	0,15
seca (mS)	feb/2005	1	1,5	0,32	42,4	30	7,15	247	7,17	0,58	0,04	0,54
		2	1,8	0,15	56,4	24	7,46	254	7,27	1,54	0,06	0,18
		3	3,3	0,33	46	20	5,7	235	7,38	0,66	0,03	0,18
		4	1,2	0,1	63,4	18	6,38	265	7,15	1,43	0,25	0,54
		5	3,6	0,22	82,9	22	7,15	245	7,55	0,7	0,2	0,25
		6	2,8	0,27	49,55	18	7,6	176	8,34	0,7	0,27	0,22
		7	0,6	0,08	17,3	16	6,8	192,5	1,86	1,5	0,34	0,57
		8	1,2	0,12	82	10	5	237	6,79	1,9	0,42	0,52
	mar/2005	1	0,3	0,04	46,1	25	7,46	256	6,78	1,6	0,48	0,86
		2	2,6	0,23	49,75	22	5,7	195,5	8,28	1,1	0,15	0,26
		3	0,98	0,08	52,4	23	6,61	256	6,85	0,7	0,24	0,28
		4	0,6	0,3	39,7				6,05			
		5	2,31	0,28	45,5				6,86			
		6	0,46	0,13	38,6				6,6			
		7	2,6	0,28	143,5	38	3,5	227	7,72	0,7	0,31	0,26
		8	3,4	0,32	55,95	20	6,8	315	7,34	0,26	0,2	1,11
transición temprana (mTT)	abr/2005	1	0,42	0,28	72,9	17	5,32	210	6,75	1	0,33	0,22
		2	1,6	0,06	46,7	18	8,6	186	8,1	1,3	0,31	0,51
		3	0,54	0,4	82	20	5,5	163	7,03	2,8	1,43	2,57
		4	3,35	0,35	56,95	21	7	138	7,38	0,27	0,21	1,15
		5	5,5	0,95	87,8	27	3,5	259	6,49	0,5	0,11	0,15
		6	4,8	0,57	56,9	25	5,49	219	6,37	0,9	0,19	0,14
		7	3,2	0,32	57,1	13	5,03	269	6,96	0,5	0,17	0,23
		8	3	0,1	38,8	15	4,3	140	7,7	1,1	0,11	0,17
transición (mT)	jun/2005	1	2,3	0,28	69,1	25	5,32	262	6,4	0,5	0,18	0,23
		2	4,6	0,48	63,3	25	5,52	174	7,36	1,9	0,19	0,17
		3	4	0,34	88,5	26	4	262	6,31	2,4	0,17	0,19
		4	3	0,64	45				6,95	0,006	0,065	0,005
		5	2,89	0,25	42,6				6,8	0,004	0,029	0,011
		6	4	0,26	36				7	0,004	0,021	0,002
		7	2,1	0,63	18,8				6,46	0,060	0,152	0,001
		8	3,1	0,37	24,2				7,02	0,050	0,092	0,002
	ago/2007	1	4,1	0,26	37				7,46	0,005	0,092	0,008
		2	4		19,47				6,42			
		3	5,8		30,17				6,78			
		4	3,5		45,87				6,82			
		5	4,66	0,38	168	70	4,4		6,96	10	0,2	
		6	4,67	0,32	96,9	50	5,85		7,02	10		
		7	2,27	0,27	79,3	60	6,1		6,83	10	0,2	0,25
		8	3,07	1,11	44,9	50	4,08		6,58	10		
actual (m2015)	sep/2015	1	1,97	1,8	116,5	50	5,24		6,85		0,2	
		2	1,9	0,43	170,3	60	6,49		7,19	10	0,2	
		3	4,3	0,32	136,3	50	5,12		6,9	10		
		4	1,7		114,6	20	3,13		6,5	10	0,2	0,25
		5	4,9	0,25	78,5	20	8,11		6,9	10		0,25
		6	1,6	0,27	50,1	10	6,79		6,7	10		0,25
		7	2,5		26,4	20	4,55		6,3	10		
		8	1,6		107,8	40	3,51		6,7	10		
	dic/2015	1	1,4		167,4	50	5,03		6,9	10		
		2	4,1		117,3	30	5,31		6,9	10		
		3	1,98	0,37	118,8	40	3,71		6,9	0,6	0,19	1,4
		4	4,9	0,25	91,2	40	7,07		7,4	0,6	0,07	0,8
		5	1,9	0,22	69,4	20	6,14		7	0,7	0,1	1,2
		6	3,1	1,09	43,7	10	3,19		6,7	<0,3	0,05	0,9
		7	1,78	0,8	101,5	30	2,19		7,1	0,5	0,07	1
		8	1,53	0,88	208,3	60	1,72		7,1	0,5	0,06	1

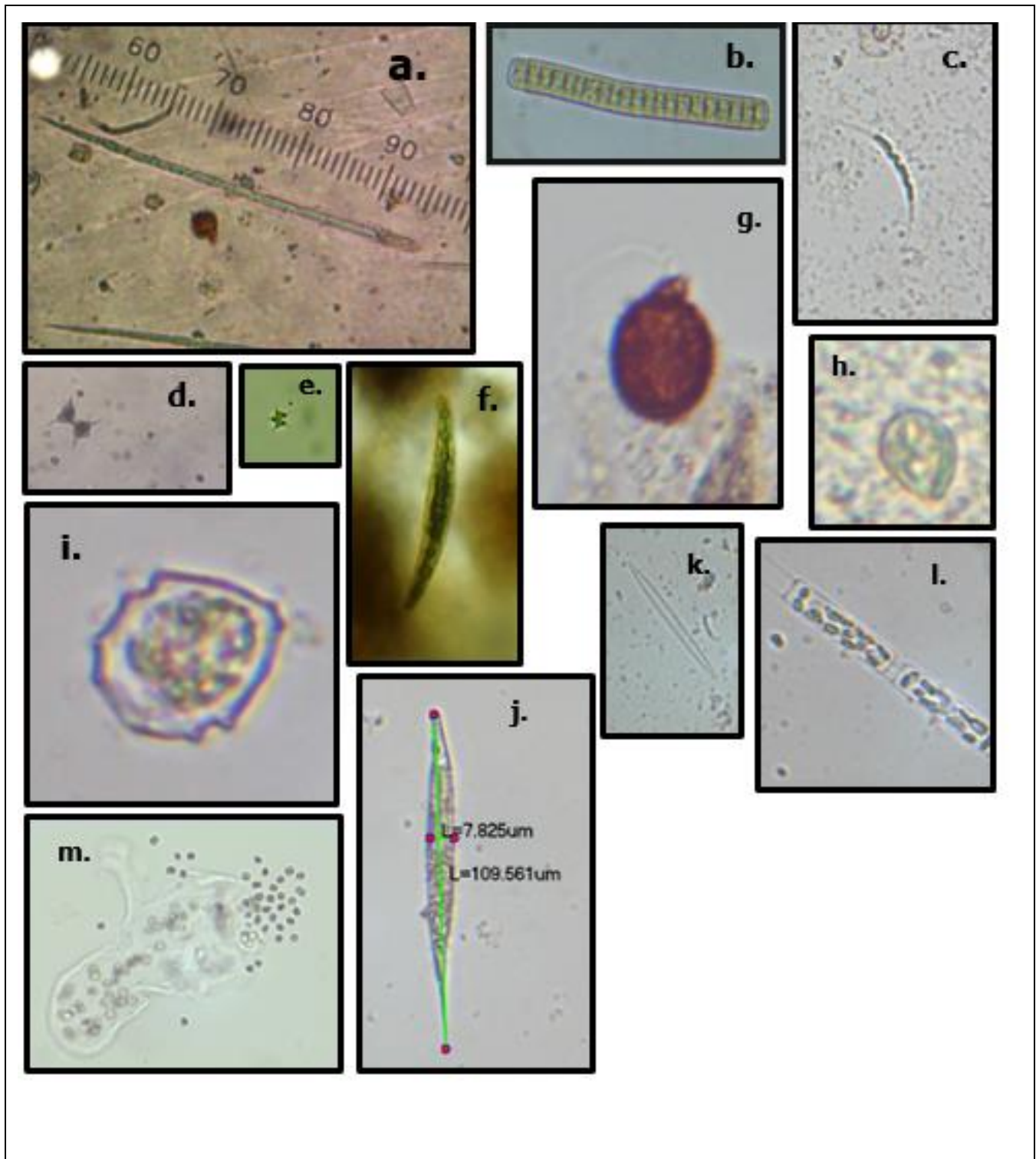
Anexo 2. Clasificación taxonómica de los organismos registrados en los escenarios previos y el actual.

Division	Orden	Familia	morfotipo	
Bacillariophyta	Cocconeidales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium</i> sp.	
		Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i> sp.	
	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira</i> sp.	
			<i>Aulacoseira</i> granulata	
	Stephanodiscales	Stephanodisceae	<i>Cyclotella</i> sp.	
	Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i> sp.	
		Gomphonemataceae	<i>Encyonema</i> sp.	
			<i>Gomphonema</i> sp.	
	Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i> sp.	
	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i> sp.1	
			<i>Fragilaria</i> sp.2	
			<i>Synedra</i> cf. ulna	
	Naviculales	Naviculaceae	<i>Gyrosigma</i> cf.	
			<i>Navicula</i> sp.	
		Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i> sp.	
			<i>Pinnularia</i> cf. episcopalis	
	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia</i> sp.	
			<i>Nitzschia</i> cf. acicularis	
	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i> sp.	
	Cyanophyta	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Lyngbya</i> cf. limnetica
<i>Oscillatoria</i> sp.				
<i>Oscillatoria</i> cf. Limnetica				
Nostocales		Aphanizomenonaceae	<i>Cylindrospermopsis</i> raciborskii	
		Nostocaceae	<i>Anabaena</i> sp.	
			<i>Anabaena</i> cf. fertilissima	
Synechococcales		Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa</i> aff. elachista	
			<i>Merismopedia</i> sp.	
			<i>Merismopedia</i> minina	
			Leptolyngbyaceae	<i>Planctolyngbya</i> sp.
			Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i> sp.
			Coelosphaeriaceae	<i>Coelosphaerium</i> naegelianium
			Chroococcales	Chroococcaceae
Chlorophyta		Sphaeropleales	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus</i> sp.
				<i>Scenedesmus</i> brasiliensis
	<i>Coelastrum</i> cf. microporum			

			<i>Crucigenia</i> sp.
			<i>Elakatothrix americana</i>
		Hydrodictyceae	<i>Pediastrum</i> sp.
			<i>Pediastrum tetras</i>
			<i>Tetraedron gracile</i>
			<i>Tetraedron minimum</i>
		Selenastraceae	<i>Ankistrodesmus</i> sp.
			<i>Ankistrodesmus</i> cf. <i>bernardii</i>
			<i>Ankistrodesmus</i> cf. <i>falcatus</i>
			<i>Kirchneriella obesa</i>
			<i>Monoraphidium</i> sp.
			<i>Monoraphidium contortum</i>
		Radiococcaceae	<i>Gloeocystis gigas</i>
	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i> cf.
			<i>Staurastrum leptocladum</i>
			<i>Cosmarium</i> sp.
		Closteriaceae	<i>Closterium acutum</i>
			<i>Closterium setaceum</i>
			<i>Closterium</i> sp.
	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Closteriopsis</i> sp.
			<i>Dictyosphaerium</i> cf.
		Oocystaceae	<i>Nephrochlamys</i> sp.
			<i>Oocystis</i> sp.
	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia</i> sp.
Cryptophyta	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i> sp.
			<i>Cryptomonas</i> cf. <i>brasiliensis</i>
Euglenophyta	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena</i> sp.
			<i>Euglena oxyuris</i>
			<i>Strombomonas</i> sp.
			<i>Trachelomona</i> sp.
			<i>Trachelomonas</i> cf. <i>ecrea</i>
			<i>Trachelomonas volvocina</i>
		Phacaceae	<i>Phacus</i> cf. <i>longicauda</i>
			<i>Phacus pleuronectes</i>
			<i>Phacus hamatus</i>
Pyrrophyta	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i> sp.
			<i>Peridinium</i> cf. <i>incospicuum</i>
			<i>Peridinium</i> cf. <i>volzii</i>
			<i>Peridinium</i> cf. <i>bipes</i>
Chrysophyta	Mischococcales	Centrtractaceae	<i>Centrtractus belanophorus</i>

	Chromulinales	Dinobryaceae	<i>Dinobryon</i> sp.
	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas</i> cf.

Anexo 3. Registro fotográfico de los organismos más dominantes por grupo morfo funcional.



GFBM III: a. *Cylindrospermopsis* sp., b. *Oscillatoria* sp. **GFBM IV:** c. *Monoraphidium* sp., d. *Staurastrum* sp., e. *Tetraedrom* cf., f. *Closterium* sp. **GFBM V:** g. *Trachelomonas* sp., h. *Cryptomonas* sp., i. *Peridinium* sp., j. *Euglena* sp. **GFBM VI:** k. *Fragilaria* sp., l. *Aulacoseira* sp. **GFBM VII:** m. *Aphanocapsa* cf.

Anexo 4. Puntajes re-escalados para cada estación obtenidos a partir de la regresión lineal.

Estación	Score	Puntuación
E1m2015	4,3874	3,700
E2m2015	4,9043	3,081
E3m2015	3,7453	4,468
E5m2015	6,6442	1,000
E6m2015	5,1132	2,831
E7m2015	4,9219	3,060
E8m2015	4,1945	3,930
E1mLL	-0,8608	9,978
E2mLL	-0,8769	9,997
E3mLL	-0,7860	9,888
E5mLL	-0,8645	9,982
E6mLL	-0,8351	9,947
E7mLL	-0,8795	10,000
E8mLL	-0,8313	9,942
E1mS	-0,4969	9,542
E2mS	-0,6685	9,748
E3mS	-0,6716	9,751
E5mS	-0,5988	9,664
E6mS	-0,8263	9,936
E7mS	-0,7498	9,845
E8mS	-0,8173	9,926
E1mTT	-0,5490	9,605
E2mTT	-0,6869	9,770
E3mTT	-0,7483	9,843
E5mTT	-0,8193	9,928
E6mTT	-0,6613	9,739
E7mTT	-0,7445	9,838
E1mT	-0,5384	9,592
E2mT	-0,6744	9,755
E3mT	-0,7815	9,883
E5mT	-0,4176	9,447
E6mT	-0,6823	9,764
E7mT	-0,6648	9,743
E8mT	-0,7173	9,806

Anexo 5. Valores de óptimos y de tolerancia para los morfotipos encontrados durante todas las épocas hidrológicas.

Morfotipo	Optimo	Tolerancia
<i>Achnantidium</i> sp.	2,355	1,131
<i>Anabaena</i> sp1.	3,744	0,777
<i>Anabaena</i> cf. fertilissima	9,819	0,081
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	4,468	0,611
<i>Ankistrodesmus</i> cf. bernardii	9,854	0,155
<i>Ankistrodesmus</i> cf. falcatus	9,751	0,008
<i>Aphanocapsa</i> aff elachista	1,735	1,472
<i>Aulacoseira</i> sp.	3,210	0,777
<i>Aulacoseira</i> granulata	9,811	0,097
<i>Closteriopsis</i> sp.	9,755	0,611
<i>Centrtractus</i> belanophorus	7,063	3,368
<i>Cosmarium</i> sp.	9,813	0,102
<i>Closterium</i> acutum	9,743	0,611
<i>Closterium</i> setaceum	9,923	0,091
<i>Closterium</i> sp.	9,878	0,094
<i>Coelosphaerium</i> naegelianium	9,792	0,115
<i>Coelastrum</i> cf. microporum	9,812	0,085
<i>Cyclotella</i> sp.	9,821	0,138
<i>Cylindrospermopsis</i> raciborskii	9,814	0,077
<i>Cymbella</i> sp.	9,867	0,135
<i>Chroococcus</i> sp.	3,234	0,730
Cianofita 1	2,414	1,302
<i>Cocconeis</i> sp.	3,060	0,611
<i>Crucigenia</i> sp	5,580	3,892
<i>Cryptomonas</i> sp.	9,726	0,541
<i>Cryptomonas</i> cf brasiliensis	9,796	0,075
<i>Dinobryon</i> sp.	9,818	0,093
<i>Dictiosphaerium</i> cf.	3,087	0,980
<i>Elakatotrix</i> americana	9,743	0,611
<i>Encyonema</i> sp.	2,831	0,611
<i>Euglena</i> sp.	1,155	2,326
<i>Euglena</i> oxyuris	9,787	0,131
<i>Eunotia</i> sp.	9,346	1,893
<i>Fragillaria</i> sp.1	9,781	0,401
<i>Fragillaria</i> sp2.	9,801	0,128

<i>Gloeocystis gigas</i>	9,751	0,008
<i>Gomphonema</i> sp.	9,456	1,424
<i>Gyrosygma</i> cf.	3,700	0,611
<i>Hyaloraphidium contortum</i>	9,778	0,165
<i>Kirchneriella obesa</i>	9,850	0,096
<i>Lyngbya</i> cf. limnetica	9,805	0,114
<i>Mallomonas</i> cf.	8,762	2,616
<i>Melosira</i> sp.	4,352	0,380
<i>Merismopedia</i> sp.	1,000	0,611
<i>Merismopedia minina</i>	9,803	0,166
<i>Monoraphidium</i> sp.	3,081	0,611
<i>Monoraphidium contortum</i>	9,800	0,050
<i>Mougeotia</i> sp	2,831	0,611
<i>Navicula</i> sp.	9,602	1,108
<i>Nephrochlamys</i> sp.	3,907	0,583
<i>Nitzchia</i> sp.	3,128	0,354
<i>Nitzschia</i> cf. acicularis	9,877	0,084
<i>Oocystis</i> sp.	3,081	0,611
<i>Oscillatoria</i> sp.	9,765	0,183
<i>Oscillatoria</i> cf. Limnetica	9,763	0,051
<i>Pediastrum</i> sp.	2,831	0,611
<i>Pediastrum tetras</i>	9,743	0,611
<i>Peridinium</i> sp.	2,193	2,150
<i>Peridinium</i> cf. inconspicuum	9,786	0,055
<i>Peridinium</i> cf. volzii	9,760	0,049
<i>Peridinium</i> cf. bipes	9,783	0,145
<i>Phacus</i> cf. longicauda	9,810	0,144
<i>Phacus pleuronectes</i>	9,716	0,136
<i>Phacus hamatus</i>	9,746	0,008
<i>Pinnularia</i> sp.	3,244	0,467
<i>Pinnularia</i> cf. episcopalis	9,790	0,088
<i>Plancktolynbya</i> sp.	1,355	1,472
<i>Pseudanabaena</i> sp.	2,875	0,162
<i>Scenedesmus</i> sp.	3,242	0,521
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>	9,806	0,096
<i>Staurastrum</i> cf.	1,878	1,295
<i>Staurastrum leptocladum</i>	9,825	0,091
<i>Strombomonas</i> sp.	8,448	2,840

<i>Synedra</i> cf. <i>ulna</i>	9,798	0,105
<i>Trachellomona</i> sp.	3,058	1,014
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>ecrea</i>	9,737	0,131
<i>Trachelomonas</i> <i>volvocina</i>	9,775	0,058
<i>Tetraedrom</i> <i>gracile</i>	9,918	0,102
<i>Tetraedrom</i> <i>minimun</i>	9,748	0,611

Anexo 6. Registro de los morfotipos encontrados en el m2015.

<i>Trachellomonas</i> sp.
<i>Strombomonas</i> sp.
<i>Euglena</i> sp.
<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Mallomonas</i> cf.
<i>Peridinium</i> sp.
<i>Pediastrum</i> sp.
<i>Nephrochlamys</i> sp.
<i>Staurastrum</i> cf.
<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Mougeotia</i> sp.
<i>Monoraphidium</i> sp.
<i>Cosmarium aff exiguum</i>
<i>Ankistrodesmus</i> sp.
<i>Oocystis</i> sp.
<i>Crucigenia</i> sp.
<i>Merismopedia</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.
<i>Plancktolynbya</i> sp.
<i>Pseudanabaena</i> sp.
<i>Anabaena</i> sp.
<i>Aphanocapsa aff elachista</i>
<i>Aphanizomenon</i> cf.
<i>Oscillatoria</i> sp.
<i>Cocconeis</i> sp.
<i>Melosira</i> sp.
<i>Fragillaria</i> sp.
<i>Nitzchia</i> sp.
<i>Navicula</i> sp.
<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Gyrosygma</i> cf.
<i>Encyonema</i> sp.
<i>Achnantidium</i> sp.
<i>Pinnularia</i> sp.
<i>Aulacoseira</i> sp.
<i>Dictiosphaerium</i> cf.
<i>Eunotia</i> sp.
<i>Crucigenia</i> sp.

Anexo 7. Registro de los morfotipos encontrados en el mLL

<i>Merismopedia minina</i>
<i>Coelosphaerium naegelianium</i>
<i>Anabaena cf. fertilissima</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Oscillatoria</i> sp.
<i>Lyngbya cf. limnetica</i>
<i>Euglena oxyuris</i>
<i>Phacus cf. longicauda</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Fragilaria</i> sp.1
<i>Fragilaria</i> sp.2
<i>Synedra cf. ulna</i>
<i>Navicula</i> sp.
<i>Pinnularia cf. episcopalis</i>
<i>Cymbella</i> sp.
<i>Gomphonema</i> sp.
<i>Nitzschia cf. acicularis</i>
<i>Cyclotella</i> sp.
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>
<i>Ankistrodesmus cf. bernardii</i>
<i>Hyaloraphidium contortum</i>
<i>Cosmarium</i> sp.
<i>Closterium setaceum</i>
<i>Closterium</i> sp.
<i>Tetraedrom gracile</i>
<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Centrtractus belanophorus</i>
<i>Peridinium cf. bipes</i>
<i>Cryptomonas</i> sp.

Anexo 8. Registro de los morfotipos encontrados en el mS

<i>Merismopedia minina</i>
<i>Coelosphaerium naegelianium</i>
<i>Anabaena cf. fertilissima</i>
<i>Oscillatoria sp.</i>
<i>Oscillatoria cf. Limnetica</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Lyngbya cf. limnetica</i>
<i>Euglena oxyuris</i>
<i>Phacus cf. longicauda</i>
<i>Phacus pleuronectes</i>
<i>Strombomonas cf. gibberosa</i>
<i>Trachelomonas cf. ecrea</i>
<i>Trachelomonas volvocina</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Fragilaria sp.2</i>
<i>Fragilaria sp.1</i>
<i>Synedra cf. ulna</i>
<i>Navicula sp.</i>
<i>Pinnularia cf. episcopalis</i>
<i>Cymbella sp.</i>
<i>Gomphonema sp.</i>
<i>Eunotia sp.</i>
<i>Nitzschia cf. acicularis</i>
<i>Cyclotella sp.</i>
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>
<i>Coelastrum cf. microporum</i>
<i>Crucigenia sp.</i>
<i>Ankistrodesmus cf. bernardii</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>
<i>Hyaloraphidium contortum</i>
<i>Cosmarium sp.</i>
<i>Closterium setaceum</i>
<i>Closterium sp.</i>
<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Kirchneriella obesa</i>
<i>Tetraedrom minimun</i>
<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Centritractus belanophorus</i>

<i>Peridinium</i> cf. <i>bipes</i>
<i>Peridinium</i> cf. <i>incospicum</i>
<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>brasiliensis</i>
<i>Dinobryon</i> sp.

Anexo 9. Registro de los morfotipos encontrados en el mT

<i>Merismopedia minina</i>
<i>Coelosphaerium naegelianium</i>
<i>Anabaena cf. fertilissima</i>
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Oscillatoria sp.</i>
<i>Lyngbya cf. limnetica</i>
<i>Euglena oxyuris</i>
<i>Phacus cf. longicauda</i>
<i>Phacus pleuronectes</i>
<i>Strombomonas cf. gibberosa</i>
<i>Trachelomonas cf. ecrea</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Fragilaria sp.2</i>
<i>Fragilaria sp.1</i>
<i>Synedra cf. ulna</i>
<i>Navicula sp.</i>
<i>Pinnularia cf. episcopalis</i>
<i>Cymbella sp.</i>
<i>Gomphonema sp.</i>
<i>Eunotia sp.</i>
<i>Nitzschia cf. acicularis</i>
<i>Cyclotella sp.</i>
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>
<i>Coelastrum cf. microporum</i>
<i>Crucigenia sp.</i>
<i>Ankistrodesmus cf. bernardii</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>
<i>Hyaloraphidium contortum</i>
<i>Cosmarium sp.</i>
<i>Closterium setaceum</i>
<i>Closterium sp.</i>
<i>Tetraedrom gracile</i>
<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Xanthidium sp.</i>
<i>Centrtractus belanophorus</i>
<i>Peridinium cf. bipes</i>
<i>Cryptomonas sp.</i>

Anexo 10. Registro de los morfotipos encontrados en mTT

<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
<i>Lyngbya cf. limnetica</i>
<i>Merismopedia minina</i>
<i>Coelosphaerium naegelianium</i>
<i>Anabaena cf. fertilissima</i>
<i>Oscillatoria cf. Limnetica</i>
<i>Oscillatoria sp.</i>
<i>Euglena oxyuris</i>
<i>Trachelomonas volvocina</i>
<i>Trachelomonas cf. ecrea</i>
<i>Phacus cf. longicauda</i>
<i>Phacus pleuronectes</i>
<i>Phacus hamatus</i>
<i>Strombomonas cf. gibberosa</i>
<i>Ankistrodesmus cf. falcatus</i>
<i>Ankistrodesmus cf. bernardii</i>
<i>Monoraphidium contortum</i>
<i>Elakatotrix americana X cel</i>
<i>Pediastrum tetras</i>
<i>Scenedesmus brasiliensis</i>
<i>Coelastrum cf. microporum</i>
<i>Cosmarium sp.</i>
<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Closterium acutum</i>
<i>Closterium setaceum</i>
<i>Hyaloraphidium contortum</i>
<i>Kirchneriella obesa</i>
<i>Closteriopsis sp.</i>
<i>Gloeocystis gigas</i>
<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Fragilaria sp2.</i>
<i>Fragilaria sp1.</i>
<i>Synedra cf. ulna</i>
<i>Pinnularia cf. episcopalis</i>
<i>Cymbella sp.</i>
<i>Gomphonema sp.</i>
<i>Navicula sp.</i>
<i>Nitzschia cf. acicularis</i>
<i>Eunotia sp.</i>
<i>Peridinium cf. volzii</i>

<i>Peridinium cf. incospicum</i>
<i>Dinobryon sp.</i>
<i>Mallomonas sp.</i>
<i>Cryptomonas cf brasiliensis</i>
<i>Cryptomonas sp.</i>
<i>Centrtractus belanophorus</i>

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Aziz, N.E., Gharib, S.M. & Dorghamam, M. 2006. The interaction between phytoplankton and zooplankton in a Lake-Sea connection, Alexandria, Egypt. *International Journal of Oceans and Oceanography*, 1, p.151–165.
- Aguilera, M., 2011. La Economía de las Ciénagas del Caribe Colombiano.
- Aguilera Díaz, M.M., 2009. Ciénaga De Ayapel: Riqueza En Biodiversidad Y Recursos Hídricos. Documentos de trabajo sobre economía regional, (112), p.74.
- Aguirre, N.J. et al., 2005. Análisis de la relación río-ciénaga y su efecto sobre la producción pesquera en el sistema cenagoso de Ayapel, Colombia. Informe final del proyecto COLCIENCIAS,
- Balvanera, P. & Cotler, H., 2007. Acercamientos al estudio de los servicios ecosistémicos. *Gaceta ecológica*, 84–85(Special issue), pp.8–15.
- Bortolini, J.C., Moresco, G.A., Magro de Paula, A.C., Jati, S. y Rodrigues, L.C. 2016. Functional approach based on morphology as a model of phytoplankton variability in a subtropical floodplain lake: a long-term study. *Hydrobiologia*, 767(1), pp.151–163.
- Burns, C.W. y Galbraith, L.M., 2007. Relating planktonic microbial food web structure in lentic freshwater ecosystems to water quality and land use. *Journal of Plankton Research*, 29, pp.127–139.
- Carney, E., 2009. Relative influence of lake age and watershed land use on trophic state and water quality of artificial lakes in Kansas. *Lake and Reservoir Management*, 25, pp.199–207.
- Carpenter, S.R. et al., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8, pp.559–568.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J.P. y Fabian, D. 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: A Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*, 11, pp.362–369.
- Cochrane, K., De Young, C., Soto, D. y Bahri, T. 2009. Climate change implications for fisheries and aquaculture: overview of current scientific knowledge. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*.
- Colombiano, E., 2016. S.O.S para salvar 160Km² de la ciénaga de Ayapel. Available at: <http://www.elcolombiano.com/colombia/sos-para-salvar-160-km2-de-la-cienaga-de-ayapel-FE5042263>.
- Colorado, J.J., Herrera, J. & Acosta Espitia, E., 2002. Plan Básico de Ordenamiento Territorial San Jerónimo de Ayapel 2002-2012 Tomo I,
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal), 2012. Valoración de

- daños y pérdidas. Ola invernal en Colombia 2010-2011, Bogotá: Misión BID - Cepal.
- CVS - Universidad de Antioquia, 1990. Estudio de impacto ambiental por minería en la Ciénaga de Ayapel. Montería,
- Dajoz, R., 2005. Principios de Ecología., Artmed, Porto Alegre.
- Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná river (Argentina). *Hydrobiologia*, 639(1), pp.5–19.
- Donato, J., 2001. Fitoplancton de los Lagos Andinos del Norte de Sudamérica. *Rev. Acad. Colomb. de Cienc. Exact. Fís. Nat. Colección Jorge Álvarez Lleras.*, 19, p.20–27.
- Dow, C.S. & Swoboda, U., 2000. Cyanotoxins. In: *Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space*, Kluwer Academic, The Netherlands.
- Ferber, L., Levine, S. Lini, A. y Livingston, G. 2004. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? *Freshwater Biology*, 49, pp.690–708.
- Forero, L.C., Longo, M., Ramírez, J.J. y Chalar, G. 2014. Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), pp.233–247.
- García-Jurado, F., Jiménez-Gómez, F. & Guerrero, F., 2011. Effects of a dry period on the limnological characteristics of a Mediterranean high mountain lake. , 30(1), pp.5–16.
- Gaviria, A., 2006. Una Mirada Jurídica al fenómeno del desecamiento de la Ciénaga de Ayapel, Colombia. Available at: <http://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>.
- Graham, L.E. & Wilcox, L.W., 2000. *Algae*, Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes.*, Chichester (United Kingdom): John Wiley & Sons.
- Haase, R. & Nolte, U., 2008a. The invertebrate species index (ISI) for streams in southeast Queensland, Australia. *Ecological Indicators*, 8, pp.599–613.
- Hamm, C.E., Merkel, R., Springer, O., Jurkojc, P., Maier, C., Prechtel, K. y Smetacek, V. 2003. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature*, 421(841–843).
- Hart, D.D., 1994. Building a Stronger Partnership between Ecological Research and Biological Monitoring. *Journal of the North American Benthological Society*, 13,

pp.110–116.

Havens, K.E., 1991. The importance of rotiferan and crustacean zooplankton as grazers of algal productivity in a freshwater estuary. *Archiv für Hydrobiologie*, 122, pp.1–22.

Hernández-Atilano, Aguirre, N.J., Palacio-Baena, J.A., Ramírez-Restrepo, J.J., Duque-Escobar, S., Guisande-González, C., Aranguren, N. y Mogollón, M., 2012. RASGOS MORFOLÓGICOS DEL FITOPLANCTON EN SEIS SISTEMAS LENÍTICOS DE LAS REGIONES AMAZÓNICA, ANDINA Y CARIBE DE COLOMBIA. *Actualidades Biológicas*, 34(96), pp.67–83.

Hernández-Atilano, E., 2011. Respuesta morfológica y pigmentaria del fitoplancton en seis sistemas leníticos de las regiones Caribe, Andina y Amazónica de Colombia. Universidad de Antioquia.

Hernández-Atilano, E., Aguirre, N.J., Palacio, J.A. y Ramírez-Restrepo, J.J., 2008. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA ASOCIACIÓN FITOPLANCTÓNICA EN DIFERENTES MOMENTOS DEL PULSO HIDROLÓGICO EN LA CIÉNAGA DE AYAPEL (CÓRDOBA), COLOMBIA. *Actualidades Biológicas*, 30(88), pp.67–81.

Hernández - Atilano, E., 2006. ESTRUCTURA DE LA AGREMIACIÓN FITOPLANCTÓNICA EN LA CIÉNAGA DE AYAPEL EN DIFERENTES PERÍODOS DEL PULSO HIDROLÓGICO. Universidad de Antioquia.

Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U. y Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35(2), pp.403–424.

Hily, C., 1991. Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest? *Marine Ecology*, 69, p.203–210.

Huszar, V.L.M. & Caraco, N.F., 1998. The Relationship Between Phytoplankton Composition and Physical-Chemical Variable: A Comparison of Taxonomic and Morphological -Functional Descriptors in Six Temperate Lakes. *Freshwater Biology*, (40), pp.679–696.

Hutchinson, G.E., 1961. The paradox of the Plankton. *The American Naturalist*, 95(882), pp.137–145.

IDEAM, 2015. Fenómeno el Niño continúa. Available at: <http://www.ideam.gov.co>.

Izaguirre, I., Allende, L., Escaray, R., Bustingorry, J., Pérez, G. y Tell, G., 2012. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. *Hydrobiologia*, 698(1), pp.203–216.

Jaramillo, J.. & Aguirre, N., 2012. Spatio-temporal changes in plankton in the Ciénaga de Ayapel (Córdoba-Colombia), during the period of lower water level.

- Caldasia, 34(1), pp.213–226.
- Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittman, F., Schongart, J. y Parolin, P., 2010. Amazonian flood plain forest: ecophysiology, biodiversity and sustainable management (Ecological studies)., Springer.
- Junk, W.J. & Wantzen, K.M., 2004. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, pp.117–149.
- Junk, W.P., Bayley, P.B. & Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106, pp.110–127.
- Katsiapi, M., Mazaris, A.D., Charalampous, E. y Moustaka-Gouni, M., 2012. Watershed land use types as drivers of freshwater phytoplankton structure. Hydrobiologia, 698(1), pp.121–131.
- Kruk, C., Huszar, V., Peeters, E., Bonilla, S., Costa, L., LüRling, M., Reynolds, C. y Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. Freshwater Biology.
- Kruk, C., Peeters, E.T.H.M., Van Nes, E. H., Huszar, V. L. M., Costa, L. S. y Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. Limnology and Oceanography, 56(1), pp.110–118. Available at: http://www.aslo.org/lo/toc/vol_56/issue_1/0110.html.
- Kruk, C. & Segura, A.M., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. Hydrobiologia, 698(1), pp.191–202.
- Lasso, C.A., Gutiérrez, F. de P. & Morales-B, D., 2014. X. Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. S. E. R. H. y P. C. de C. I. I. de R. B. A. von H. (IAvH)., ed., Bogotá, D.C.
- Lehman, J.T., 1991. Selective herbivory and it's role in the evolution of phytoplankton growth strategies. In: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton, Cambridge University Press, Cambridge.
- Margalef, R., 1993. Limnología Omega., Barcelona (España).
- Marrugo, J., Lans, E. & Benítez, L., 2007. Finding of mercury in fish from the Ayapel mars, Cordoba, Colombia. MVZ, pp.878–886.
- Martín, G., Alcalá, E., Solá, C., Plazuelo, A., Burgos, M.D., Reyes, E. y Toja, J., 2004. Efecto de la contaminación minera sobre el perifiton del río Guadamar. Limnetica, 23(3–4), pp.315–330.

- Mazaris, A.D., Moustaka-Gouni, M., Michaloudi, E. y Bori, D., 2010. Biogeographical patterns of freshwater micro- and microorganisms: a comparison between phytoplankton, zooplankton and fish in the eastern Mediterranean. *Journal of Biogeography*, 37, pp.1341–1351.
- Mihaljevic, M., Stevic, F., Spoljaric, D. y Zuna pfeiffer, T., 2015. Spatial pattern of phytoplankton based on the Morphology- Based Functional approach along a river floodplain gradient. *River Research and Applications*, 31, pp.228–238.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G., 2000. *Wetlands*. Tercera ed., New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Modesto-Iregui, M., Guillot, G.M., Donato, J.C.R. y Ortegón, M.T. T., 2002. Dimensión fractal y relación área superficial/volumen de algas del fitoplancton de lagos colombianos. *Caldasia*, 24(1), pp.121–134.
- Morabito, G., Oggioni, A., Caravati, E. y Panzani, P., 2007. Seasonal morphological plasticity of phytoplankton in Lago Maggiore (N. Italy). *Hydrobiologia*, 578(1), pp.47–57.
- Mur, R.L., Skulberg, O.M. & Utkilen, H., 1999. Cyanobacteria in the Environment. En: I. Chorus. & J. Bartram (ed). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences*. In St. Edmundsbury Press, Bury St. Edmunds, Suffolk.
- Naselli-Flores, L., 2013. Morphological analysis of phytoplankton as a tool to assess ecological state of aquatic ecosystems: The case of Lake Arancio, Sicily, Italy. *Inland Waters*, 4(1), pp.15–26.
- Naselli-Flores, L., Padisák, J. & Albay, M., 2007. Shape and size in phytoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, 578, pp.157–161.
- Neiff, J.J., 1999. El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. , p.99.
- O'Farrell, I., Pinto, P.D.T. & Izaguirre, I., 2007. Phytoplankton morphological response to the underwater light conditions in a vegetated wetland. *Hydrobiologia*, 578(1), pp.65–77.
- O'Farrell, I., Tell, G. & Podlejski, A., 2001. Morphological variability of *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen (Bacillariophyceae) in the Lower Paraná River (Argentina). *Limnology*, 265–71.
- Oda, A.C.R. & Bicudo, C.E.M., 2006. Ecology of *Peridinium gatunense* and *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae) in a shallow, tropical, oligotrophic reservoir (IAG Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 18(2), pp.165–180.
- Odum, E.P., 1973. *Ecología* 3a edición., Ed. Interamericana, México.

- Officer, C.B., Smayda, T.J. & Mann, R., 1982. Benthic filter feeding: A natural eutrophication control. *Marine Ecology*, 9, p.203–210.
- Pacheco, J.P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira de Mello, F., García, S., Gelós, M., García-Rodríguez, F., 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. *Hydrobiologia*, 646, pp.187–197.
- Padisák, J., 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary)—a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*, 80, pp.217–230.
- Padisák, J., Crossetti, L.O. & Naselli-Flores, L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621(1), pp.1–19.
- Pickett, S.T.. & White, P.S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Academic Press.
- Ramírez, A. & Viña, G., 1998. *Limnología Colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis 1. ed.*, Publicación Bogotá: Panamericana.
- Ramírez, J.J., 2000. *Fitoplancton de agua dulce*, Editorial Universidad de Antioquia.
- Reynolds, C.S., 1980. Phytoplankton Assemblages and Their Periodicity in Stratifying Lake Systems. , 3(3), pp.141–159.
- Reynolds, C.S., 1984. *The Ecology of freshwater phytoplankton*.
- Reynolds, C.S., 2006. *The Ecology of phytoplankton.*, Cambridge University, Cambridge.
- Reynolds, C.S., 1987. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz. Z. Hydrol*, 49(2), pp.220–236.
- Reynolds, C.S. & Irish, A.E., 1997. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. *Hydrobiologia*, 349(1), pp.5–17.
- Reynolds, C.S.R. et al., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5), pp.417–428.
- Reynolds, C.S.R., 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*, Oldendorf/Luhe: Ecology Institute.
- Rajo, C. & Alvarez, M., 2003. Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages, Are there steady-state phytoplankton assemblages in the field? *Hydrobiologia*, 502, p.3.
- Roldan, G. & Ramírez, J.J., 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*, Editorial Universidad de Antioquia.

- Ross, J., 1979. *Prácticas de Ecología*, Barcelona: Ediciones Omega.
- Rúa Cardona, A., Flórez Molina, M. & Palacio, J.A., 2013. Variación espacial y temporal en los contenidos de mercurio, plomo, cromo y materia orgánica en sedimento del complejo de humedales de Ayapel, Córdoba, noroccidente colombiano. *Revista Facultad de Ingeniería*, (69), pp.244–255.
- Rueda, D., 2005. Caracterización sociocultural de la comunidad de la ciénaga de Ayapel.
- Salmaso, N., Naselli-Flores, L. & Padisák, J., 2015. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology. *Freshwater Biology*, 60, pp.603–619.
- Salmaso, N. & Padisák, J., 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578, pp.97–112.
- Salusso, M.M. & Moraña, L.B., 2015. Estructura y composición del fitoplancton de Mina Pirquitas, Jujuy, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3), pp.711–718.
- Sandgren, C.D. (ed. ., 1988. *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*, 1st ed., London: Chapman and Hall.
- Scheffer, M. Rinaldi, S., Gragnani, A., Mur, L., y Van Nes, E. H., 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, 78, pp.272–282.
- Serna, J.P., 2016. *Modelación Del Comportamiento Hidrosocial De La Ciénaga De Ayapel (Córdoba) Bajo Diferentes Escenarios De Cambio Climático* Juan Pablo Serna López.
- Sioli, H., 1984. *The Amazon. Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin.*, Boston.
- Sterner, R.W. & Elser, J.J., 2002. *Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere*, Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Stomp, M., Huisman, J., Mittelbach, G.G., Litchman, E. y Klausmeier, C.A. 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology*, 92, pp.2096–2107.
- Universal, El, 2015. Córdoba en emergencia por sequía. Available at: http://www.eluniversal.com.co/regional/cordoba/cordoba-en-emergencia-por-sequia-208454#cxrecs_s.
- Urszula, M. & Wydrzycka, B., 1996. Las especies de *Trachelomonas* (Algas: Euglenophyta) en tres lagunas volcánicas de Costa Rica. *Revista de Biología*

Tropical, 44(2), pp.477–484.

Utermohl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. Mitt. Int. Ver. Limnol, 9, pp.1–38.

Vanotte, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, pp.130–137.

Vidal, L. & Kruk, C., 2008. *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34_53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. Pan-American Journal of Aquatic Sciences., 3, pp.142–151.

Weijters, M.J., Janse, J. H., Alkemade, R., Verhoeven, J. T. A., 2009. Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. Aquatic Conservation, 19, pp.104–112.

Weithoff, G., 2003. The concepts of "plant functional types" and "functional diversity" in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? Freshwater Biology, 48, pp.1669–1675.

Welcomme, R.L., 1985. FAO Technical Paper, Rome.

Welcomme, R.L., 1979. The fisheries ecology of floodplain fisheries., London.

Wetzel, R.G., 1981. Limnología Omega, ed., Barcelona (España).

Wetzel, R.G., 2001. Limnology. 3rd ed., San Diego, CA, USA.: Academic Press.

Zapata, J., 2005. Dinámica hidrológica en la ciénaga de Ayapel: Modelación del balance hídrico y simulación hidrodinámica. Tesis de maestría no publicada. Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.

