

UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES



Universidad Veracruzana

EL PAPEL DE LA FORMA Y CONCENTRACIÓN DEL NITRÓGENO
INORGÁNICO EN UN PERFIL VERTICAL EN DOS TIEMPOS DEL DÍA
SOBRE LA POBLACIÓN DE *Cylindrospermopsis raciborskii*

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO
DE MAESTRA EN ECOLOGÍA TROPICAL

PRESENTA

DANIELA HERNÁNDEZ MEZA

Comité tutorial:

M. en C. Laura O. Dávalos Orozco
Dr. Owen T. Lind
Dra. Martha Beatriz Rendón López

XALAPA, VERACRUZ

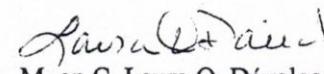
2018

DECLARACIÓN

El trabajo de investigación titulado “El papel de la forma y concentración del nitrógeno inorgánico en un perfil vertical en dos tiempos del día sobre la población de *Cylindrospermopsis raciborskii*”, cuyos resultados se encuentran contenidos en esta tesis, fue realizado por Daniela Hernández Meza, como estudiante de la Maestría en Ecología Tropical, en el período Septiembre 2012-Diciembre 2013 bajo la dirección de M. en C. Laura O. Dávalos Orozco de la Universidad Veracruzana.

La investigación reportada en esta tesis no han sido utilizadas anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizados para tales fines en el futuro.


Daniela Hernández Meza
Nombre del estudiante


M. en C. Laura O. Dávalos Orozco
Nombre del tutor-director

®2018

Daniela Hernández Meza

Derechos Reservados

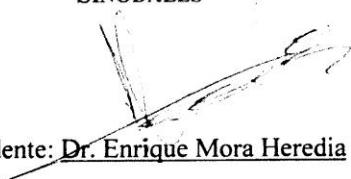
ACTA DE APROBACIÓN

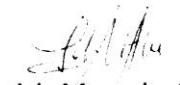
ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS

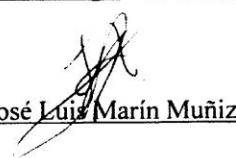
El presente documento titulado "*El papel de la forma y concentración del nitrógeno inorgánico en un perfil vertical en dos tiempos del día sobre la población de Cylindrospermopsis raciborskii*" realizado por la Biol. **Daniela Hernández Meza**, ha sido aprobado y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de **Maestra en Ecología Tropical**.


Tutor-Director: M. en C. Laura O. Dávalos Orozco

SINODALES


Presidente: Dr. Enrique Mora Heredia


Secretario: Dra. Leticia Margarita Cano Asseleih


Vocal: Dr. José Luis Marín Muñiz

DEDICATORIA

A mi mamá, que siempre ha sido mi compañera, por su amor incondicional.

A mi hermano, quien me acompañó en los momentos más difíciles durante el tiempo de la maestría.

A mi gran familia de San Julián, que siempre me hacen sentir especial y que siempre me hicieron olvidarme del estrés, especialmente a mis tíos Ángela y Chinto, Sandra y José Luis, Togo, Javi y pily.

A Doña Ale, quien ha sido muy importante en mi vida y que se convirtió en una segunda madre. A mi familia Xalapeña, quienes me adoptaron y con los que viví momentos inolvidables: Ale, Rodolfo, Toño, Ile y Doña Maty.

A mis amigos de toda la vida: Liliana, Chea, Jessica, Yliana, Roka y Saya.

A Nelsy, Gabina y Narda, con quienes compartí buenos momentos durante la maestría. Muy en especial a Nelsy, porque nunca dejó de recordarme que tenía un asunto pendiente, llamado tesis.

A Enrique Mora, por su amistad y apoyo. Por todos los buenos y malos momentos compartidos.

A mis amigas y compañeras en lo que se llamaba Citrito: Lolita, Elo y Dra. Lety, por su amistad, cariño y apoyo.

A Jaky, Anna, Luisa y Sofy, quienes han sido importantes en mi vida en los últimos 4 años.

A Víctor y Yao, por su amistad y apoyo.

Al M. en C. Roberto Ramírez Villa, por su apoyo.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a la M. en C. Laura Dávalos Orozco, por haberme aceptado a formar parte de su equipo de trabajo en el Laboratorio de Limnología de CITRO. Por sus consejos, críticas y comentarios para mi trabajo de investigación y para mi formación. Muy en especial quiero agradecer su apoyo y espera para la culminación de esta tesis.

Agradezco al Dr. Owen T. Lind por sus enseñanzas en campo y en laboratorio, por su ejemplo, dedicación, sus enseñanzas y sabiduría y por el tiempo invertido en la formación de los que formamos el equipo de trabajo del laboratorio de limnología de CITRO. Por sus observaciones y comentarios para la mejora de esta tesis.

Agradezco a la Dra. Martha Beatriz Rendón López, por su apoyo, comentarios y consejos para la mejora de mi trabajo de investigación.

A la universidad de Baylor en Texas y al Laboratorio de Limnología del Centro de Investigación de Sistemas Acuáticos y embalses (CRASR), por el apoyo recibido para esta investigación, las salidas de campo, el equipo y los reactivos.

Al Dr. Enrique Mora Heredia por su apoyo en las salidas de campo y las actividades en el laboratorio, por compartir su experiencia conmigo.

A la Universidad Veracruzana y al Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO) por aceptarme como estudiante de maestría en su programa de posgrado.

Al CONACYT por el otorgamiento de la beca de posgrado.

A Dra. Leticia Cano, Dr. Enrique Mora y Dr. José Luis Marín por los valiosos comentarios realizados para enriquecer y mejorar este trabajo.

RESUMEN

Los lagos tropicales suelen ser sistemas muy eficientes en la producción de biomasa fitoplanctónica, esta producción es regulada por un nutriente en específico, en el caso de los lagos tropicales se ha determinado al nitrógeno como el nutriente limitante. *Cylindrospermopsis raciborskii* es una cianobacteria de origen tropical y subtropical, cuya morfología consiste en filamentos encadenados conocidos como tricomas, desarrolla heteroquistes (estructura especializada en fijar nitrógeno). El objetivo del presente estudio es determinar el papel que tiene el nitrógeno inorgánico en sus formas de amonio y nitrato sobre la población de *C. raciborskii*. El sitio de colecta es el Lago de Catemaco, en el punto más profundo, frente la isla de Agaltepec, en donde se ha medido una profundidad máxima de 19 metros. Las muestras se tomaron en octubre de 2012 (muestreo exploratorio), marzo, abril y mayo 2013 (época de secas), junio, julio y octubre 2013 (época de lluvias), se efectuaron dos muestreos en el día, se colectaron muestras a 1, 6, 11 y 16.5 metros de profundidad. Se midieron parámetros *in situ* (temperatura, oxígeno disuelto, pH, visibilidad de disco de Secchi). Las muestras colectadas, sirvieron para la determinación analítica de amonio, nitrato, nitrógeno total, fósforo total y clorofila *a*. Se tomaron muestras para la observación de *C. raciborskii*, para la determinación de la abundancia, tipos de morfes y biovolumen de los tricomas, presencia y volumen de heteroquistes, utilizando la cámara de Palmer-Malone. Los resultados muestran que la abundancia de *C. raciborskii*, es homogénea en el periodo de estudio, constante en las dos épocas, en las cuatro profundidades analizadas del perfil vertical, y en los dos tiempos de análisis, así mismo, se encontró que *C. raciborskii* presenta tres morfes diferentes (lineal, circular y helicoidal), lo que confiere a esta cianobacteria una característica polimórfica. Al analizar la dinámica del nitrógeno inorgánico en sus formas de amonio y nitrato, se encontró que el amonio es la forma más abundante, en cuanto a la dinámica vertical está determinada tanto por la profundidad como por la hora, encontrándose más abundante por la mañana y a mayor profundidad. Se observó que los meses que presentaron las mayores concentraciones de amonio, coinciden con los meses de las mayores abundancias de *C. raciborskii*, por lo tanto, se determina que la forma preferida de nitrógeno inorgánico para *C. raciborskii* es el amonio.

INDICE

DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
RESUMEN	vi
INDICE	vii
INDICE DE FIGURAS	ix
INDICE DE TABLAS	xi
1 INTRODUCCIÓN	1
2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	2
2.1 Características generales de las cianobacterias	2
2.2 Factores que determinan el desarrollo de cianobacterias	4
2.2.1 Nutrientes	4
a) Fósforo	6
b) Nitrógeno	7
2.2.2 Luz	8
2.2.3 Temperatura	9
2.2.4 Fijación biológica por cianobacterias	9
2.3 Desarrollo de crecimientos masivos de cianobacterias (blooms)	10
2.4 Toxinas de las cianobacterias	11
2.5 Estado del conocimiento de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	13
2.6 Lagos de México	16
2.6.1 Lago de Catemaco	17
3 RELEVANCIA DE LA INVESTIGACIÓN	21
4 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	23
5 HIPÓTESIS	23
6 OBJETIVOS	24
6.1 General	24
6.2 Específicos	24
7 AREA DE COLECTA	25
8 MATERIALES Y MÉTODOS	28
8.1 Muestreo	28
8.1.1 Punto de muestreo	28
8.2 Comportamiento climático del periodo de estudio	29
8.3 Material y equipo de muestreo	30
8.4 Colección y conservación de muestras	31
8.5 Análisis químicos	33
8.5.1 Amonio	33
8.5.2 Nitrato	36
8.5.3 Nitrógeno Total	38
8.5.4 Fósforo Total	38
8.6 Análisis biológicos	39
8.6.1 Clorofila a	39
8.6.2 Abundancia, morfes y volumen de tricomas de <i>C. raciborskii</i>	40
8.6.3 Presencia y volumen de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i>	42
8.7 Análisis estadístico	43

9	RESULTADOS	44
9.1	Caracterización de la columna de agua	44
9.1.1	Temperatura del agua.....	44
9.1.2	Oxígeno disuelto	46
9.1.3	Potencial de Hidrógeno	48
9.2	Ánálisis químicos.....	49
9.2.1	Amonio.....	49
9.2.2	Nitrato.....	51
9.2.3	Nitrógeno inorgánico	52
9.2.4	Nitrógeno total	53
9.2.5	Fósforo total.....	55
9.3	Ánálisis biológicos.....	56
9.3.1	Clorofila <i>a</i>	56
9.3.2	Abundancia de <i>C. raciborskii</i>	57
a)	Abundancia total.....	57
b)	Abundancia de morfes lineales.....	59
c)	Abundancia de morfes circulares.....	61
d)	Abundancia de morfe helicoidal	63
9.3.3	Biovolumen de tricomas de <i>C. raciborskii</i>	67
a)	Biovolumen de morfes lineales.....	67
b)	Biovolumen de morfes circulares	67
c)	Biovolumen de morfe helicoidal	68
9.3.4	Presencia y abundancia de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i>	69
a)	Volumen de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i>	73
9.4	Análisis estadístico.....	74
9.4.1	Correlaciones de los parámetros <i>in situ</i> y la abundancia de <i>C. raciborskii</i>	74
9.4.2	Correlación de nutrientes y abundancia de <i>C. raciborskii</i>	76
9.4.3	Correlación entre nitrógeno inorgánico y abundancia de heteroquistes	79
9.4.4	Regresión lineal de clorofila <i>a</i> y abundancia de <i>C. raciborskii</i>	81
9.4.5	Regresión lineal de los parámetros <i>in situ</i> y abundancia de <i>C. raciborskii</i>	82
9.4.6	Regresión lineal de nutrientes y abundancia de <i>C. raciborskii</i>	83
10	DISCUSIÓN	86
11	CONCLUSIÓN.....	101
12	REFERENCIAS.....	103
13	ANEXOS	113

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del Lago de Catemaco, Veracruz, México	26
Figura 2. Precipitación media anual y precipitación mensual acumulada.	30
Figura 3. Muestras de amonio fijadas en campo.	34
Figura 4. Elaboración de curva estándar para la determinación de amonio.	35
Figura 5. Elaboración de curva estándar y muestras para la determinación de nitrato.....	37
Figura 6. Tricomas de <i>C. raciborskii</i>	41
Figura 7. Perfil de temperatura en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	46
Figura 8. Perfil de Oxígeno disuelto en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	48
Figura 9. Perfil de pH en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	49
Figura 10. Perfil de amonio en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	50
Figura 11. Perfil de nitrato en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	52
Figura 12. Perfil de nitrógeno inorgánico en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	53
Figura 13. Perfil de nitrógeno total en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	54
Figura 14. Perfil de fósforo total en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	56
Figura 15. Concentración de clorofila <i>a</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.	57
Figura 16. Abundancia total de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual..	58
Figura 17. Tricomas observados de <i>C. raciborskii</i>	59
Figura 18. Abundancia de morfes lineales de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	60
Figura 19. Tricomas de <i>C. raciborskii</i> de morfe lineal.....	61
Figura 20. Abundancia de morfes circulares de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	62
Figura 21. Tricomas de <i>C. raciborskii</i> de morfe circular.	63
Figura 22. Abundancia de morfes helicoidal de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	64
Figura 23. Tricomas de <i>C. raciborskii</i> de morfe helicoidal.....	65
Figura 24. Porcentajes de morfes de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.....	65

Figura 25. Abundancia de morfes de <i>C. raciborskii</i> por mes, en el Lago de Catemaco	66
Figura 26. Abundancia de morfes de <i>C. raciborskii</i> por mes, en el Lago de Catemaco	66
Figura 27. Abundancia mensual de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i> en el Lago de Catemaco.	
.....	71
Figura 28. Heteroquistes de <i>C. raciborskii</i>	71
Figura 29. Regresión lineal de la clorofila <i>a</i> y la abundancia de <i>C. raciborskii</i>	82
Figura 30. Regresión lineal de los parámetros <i>in situ</i> y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i> .	
.....	83
Figura 31. Regresión lineal de las formas de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	84
Figura 32. Regresión lineal Nitrógeno y Fósforo total y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	85

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Grupos principales de toxinas de cianobacterias y sus fuentes.	12
Tabla 2 ..Principales lagos de México).....	16
Tabla 3. Abundancia de <i>C. raciborskii</i> reportada en la literatura.	25
Tabla 4. Equipo de campo.	30
Tabla 5. Material para la colecta de muestras en campo.	31
Tabla 6. Técnicas utilizadas para los análisis en laboratorio.	32
Tabla 7. Equipo de laboratorio.	33
Tabla 8. Valor mensual del coeficiente (r^2) de la curva estándar de amonio.	35
Tabla 9. Valor mensual del coeficiente (r^2) de la curva estándar de nitrato.	37
Tabla 10. Mediciones de disco Secchi y profundidad máxima en el Lago de Catemaco....	44
Tabla 11. Mediciones de temperatura en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.....	45
Tabla 12. Mediciones de oxígeno disuelto en un perfil vertical en el Lago de Catemaco..	47
Tabla 13. Mediciones de pH en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.	48
Tabla 14. Concentraciones de amonio en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.....	50
Tabla 15. Concentraciones de nitrato en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.	51
Tabla 16. Concentraciones de nitrógeno inorgánico en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.	53
Tabla 17. Concentración de nitrógeno total en un perfil vertical en el Lago de Catemaco..	54
Tabla 18. Concentración de fósforo total en un perfil vertical en el Lago de Catemaco..	55
Tabla 19. Concentración de clorofila <i>a</i> en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.....	57
Tabla 20. Abundancia total de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco..	58
Tabla 21. Abundancia de morfes lineales de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.	60
Tabla 22. Abundancia de morfes circulares de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	62
Tabla 23. Abundancia de morfe helicoidal de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	64

Tabla 24. Biovolumen de morfes lineales de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	67
Tabla 25. Biovolumen de morfes circulares de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	68
Tabla 26. Biovolumen de morfe helicoidal de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	69
Tabla 27. Abundancia total de heteroquistes encontrados de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	70
Tabla 28. Abundancia de heteroquistes en morfes circulares de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	72
Tabla 29. Abundancia de heteroquistes morfes helicoidal de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	72
Tabla 30. Volumen promedio de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i> en un perfil vertical del Lago de Catemaco.....	73
Tabla 31. Correlación entre la profundidad de disco Secchi y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i> en las dos épocas de estudio.....	74
Tabla 32. Correlación entre los parámetros <i>in situ</i> (pH, temperatura y oxígeno disuelto) y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	75
Tabla 33. Correlación entre el amonio y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	76
Tabla 34. Correlación entre el nitrato y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	77
Tabla 35. Correlación entre el nitrógeno total y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	78
Tabla 36. Correlación entre el fósforo total y la abundancia total de <i>C. raciborskii</i>	79
Tabla 37. Correlación entre el amonio y la abundancia de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i> .80	
Tabla 38. Correlación entre el nitrato y la abundancia de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i> . .81	
Tabla 39. Abundancias mayores de <i>C. raciborskii</i> en las dos época (secas y lluvias) y los dos tiempos de análisis	96
Tabla 40. Distribución de tricomas helicoidales y circulares de <i>C. raciborskii</i> , en las dos épocas.....	99

1 INTRODUCCIÓN

La comprensión de la dinámica que ocurre en los sistemas lacustres requiere un análisis de la fisiología y la bioquímica de los organismos que los habitan, así mismo requiere la integración de los parámetros ambientales y las variables fisicoquímicas que los afectan (Wetzel, 1981). En este sentido, los ciclos biogeoquímicos son un factor importante y determinan en gran medida el estado de salud de los ecosistemas lacustres.

Se sabe que uno de los nutrientes de mayor abundancia en los sistemas acuáticos es el nitrógeno. Por lo general, el nitrógeno se encuentra orgánicamente como urea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), aminoácidos, aminas, proteínas y compuestos húmicos, y en forma inorgánica como amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y como nitrógeno atmosférico (N_2). Desde hace años, el incremento de compuestos orgánicos e inorgánicos del nitrógeno a los lagos, ha alterado el ciclo normal de este elemento (Wetzel, 1981).

El presente estudio tiene como finalidad comprender el papel que juega el nitrógeno inorgánico en sus formas de amonio y nitrato, así como el nitrógeno total, sobre la población de *Cylindrospermopsis raciborskii*, una cianobacteria filamentosa, en un perfil vertical, empleando como modelo el lago de Catemaco, en dos tiempos de análisis (mañana y tarde), y comparando las diferencias entre la temporada de secas y la de lluvias. Se determinó estudiar a *C. raciborskii*, dado que es la especie que domina el fitoplancton durante el ciclo anual en el lago de Catemaco.

2 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Características generales de las cianobacterias

Las cianobacterias, cianoficeas o “algas verde-azules”, son los organismos procariontes, aeróbicos y fotoautótrofos, más antiguos del planeta, cuyo principal modo de obtención de energía, es la fotosíntesis (Mur *et al.*, 1999; Roset *et al.*, 2001). La clorofila *a* es su pigmento fotosintético primario y las ficoliproteínas sus pigmentos auxiliares; aún cuando su color primordial es el verde-azul, algunas son capaces de producir ficoeritrina de color rojo que les confiere un color rojo o marrón (Campos *et al.*, 2005).

Se les ha considerado a las cianobacterias entre los organismos más primitivos de la Tierra. Su origen data del período Pre-cámbrico, hace 2700 millones de años, aproximadamente (Bonilla y Aubriot, 2009), estos microorganismos quizá fueron los principales productores primarios de ese periodo, y los primeros organismos capaces de liberar oxígeno en la atmósfera (Mur *et al.*, 1999; Bonilla y Aubriot, 2009).

Las cianobacterias poseen características tanto de las bacterias (ausencia de membrana nuclear, pared celular procariota) y de las algas (morfología y aparato fotosintético). Se les puede encontrar en formas unicelulares y, multicelulares, aunque la mayoría son filamentosas (Pérez *et al.*, 2008). Su tamaño celular varía desde los 2 hasta los 20 µm de diámetro, su reproducción es asexual mediante la formación de hormogonios, endosporas o exosporas o por propagación vegetativa a través de la fragmentación de sus colonias o filamentos; algunas tienen la capacidad de desarrollar acinetos (células especializadas que proveen resistencia a ciertas condiciones del medio) y heteroquistes o heterocistos (células especializadas para fijar nitrógeno atmosférico) (Vergara, 2002).

Taxonómicamente se les ha agrupado en cinco ordenes: Chroococcales, Oscillatoriiales, Pleurocapsales, Nostocales y Stigonematales. El orden de las Chroococcales se caracteriza por ser unicelulares o llegar a formar colonias, talo fijo o libre; el orden Pleurocapsales son agregados filamentosos, presentan multiplicación por endosporas; orden

Oscillatoriales, presentan un talo filamento; orden Nostocales, presentan un talo filamento, no está ramificado o con falsas ramificaciones, algunas tienen heteroquiste presente o ausente; y orden Stigonematales, presentan un talo filamento con ramificaciones verdaderas (Mur *et al.*, 1999; Aguilera y Echenique, 2011). De acuerdo con Hoffmann *et al.*, (2005), la clasificación de las cianobacterias está en constante cambio, debido a la innovación continua de técnicas y métodos de clasificación, lo que conlleva a una adaptación del sistema de clasificación de las cianobacterias.

Se les puede encontrar tanto en el suelo como en el agua, en sistemas acuáticos marinos y continentales, así como también en ecosistemas semi-acuáticos o terrestres (Bonilla y Aubriot, 2009), en los ambientes acuáticos, se les puede encontrar en sistemas de agua salada, salobre, dulce, en manantiales e incluso en lugares donde otras algas no podrían subsistir (Mur *et al.*, 1999).

Entre sus habilidades ecofisiológicas de adaptación sobresalen, la capacidad de crecimiento en rangos extremos de temperatura, tolerancia a lugares congelados, desarrollo en ambientes con diferentes grados de salinidad, la adaptación ante exposiciones de radiación solar elevada o poca disponibilidad de luz (Vincent, 2002; Campos *et al.*, 2005). Su capacidad de adaptación en ecosistemas terrestres, puede abarcar sustratos volcánicos, ceniza, arena del desierto y rocas, en donde la capacidad de sobrevivencia ante temperaturas altas y bajas es su principal medio de subsistencia (Mur *et al.*, 1999).

En los sistemas dulceacuícolas, prefieren condiciones con un pH entre 6 y 9, una temperatura que oscila entre 15 y 30°C y sus nutrientes esenciales son el nitrógeno y el fósforo (Roset *et al.*, 2001). Aunque también son capaces de colonizar ambientes de agua dulce con altas concentraciones de cloruro de sodio.

Para llevar a cabo sus procesos vitales, las cianobacterias sólo requieren de agua, dióxido de carbono, sustancias inorgánicas y luz (Mur *et al.*, 1999). Aunque se sabe, que en algunos casos, son capaces de sobrevivir en lugares totalmente oscuros.

Las cianobacterias se les identifica como indicadoras de cambios en las condiciones ambientales, así como de estrés ambiental, gracias a sus características ecofisiológicas, lo que les ha permitido colonizar diversos ambientes (Dobal *et al.*, 2011).

2.2 Factores que determinan el desarrollo de cianobacterias

La distribución y el crecimiento del fitoplancton y las cianobacterias, están determinados por factores físicos, químicos y biológicos. El desarrollo y la dominancia de las cianobacterias en ecosistemas acuáticos de agua dulce, se ha vinculado fuertemente con la alta competitividad por el nitrógeno y el fósforo, y sobre los demás miembros del fitoplancton, además de las diferencias de los requerimientos de luz, la competencia por el CO₂, la flotabilidad, la tolerancia a altas temperaturas y su habilidad de almacenamiento de nutrientes (Downing *et al.*, 2001). Sin embargo, el conocimiento y el entendimiento de la dominancia de las cianobacterias en ecosistemas acuáticos, resulta controversial, debido a los diferentes factores que intervienen en su dominancia, como la dinámica ecológica entre un ecosistema y otro que es totalmente distinta.

2.2.1 Nutrientes

Los ecosistemas acuáticos se consideran complejos debido a que están regidos por diversos factores: los flujos de energía, la luz, la producción primaria, el metabolismo de los organismos, la circulación del agua, los efectos del clima, así como también la presencia de organismos indicadores de las condiciones del ecosistema (Reynolds y Elliott, 2012). Es así que los ecosistemas acuáticos están determinados por procesos físicos, químicos y biológicos que los hacen poseer características únicas. Desde la perspectiva biogeoquímica, diversos estudios sugieren que los ecosistemas de agua dulce tropicales están regidos por el nitrógeno, haciendo que este elemento sea considerado

como el limitante, a diferencia de los ecosistemas templados y ecosistemas marinos tropicales, donde el fósforo es quien representa este papel (Downing *et al.*, 1999).

Para que la vida fitoplanctónica se desarrolle se requiere de la incorporación de nutrientes inorgánicos en una proporción casi igual a la que se presenta en la célula, lo que se determinaría como una correspondencia entre lo que la célula del organismo requiere y lo que se puede obtener del ambiente circundante, una correspondencia negativa puede resultar en la limitación del crecimiento por la falta de uno o más de estos elementos (Aubriot *et al.*, 2009).

Uno de los factores más importantes que regula el crecimiento del fitoplancton, incluyendo a las cianobacterias, y que está directamente relacionado al fenómeno de la eutrofización, es la disponibilidad de nutrientes en el ambiente, principalmente nitrógeno y fósforo (Reynolds, 2006).

De acuerdo con Schindler (1977) y Carpenter *et al.*, (1998) la dinámica del nitrógeno y el fósforo, considerados como macronutrientes ha sido muy estudiada, debido a que su disponibilidad es uno de los factores de control más importantes para la producción primaria. Se ha considerado al nitrógeno como el elemento limitante en ecosistemas terrestres y marinos (Vitousek y Howarth, 1991; Howarth y Marino, 2006) y al fósforo como el nutriente limitante en los lagos templados (Schindler, 1977). En el caso de los lagos tropicales, de acuerdo con Lewis (2002), el elemento limitante es el nitrógeno, en base a indicadores tales como, la persistencia de cantidades significativas de fósforo reactivo soluble en períodos prolongados, cuando el nitrógeno inorgánico está reducido y la presencia de cianobacterias heteroquísticas.

Aun cuando el fósforo comúnmente ha sido considerado como el elemento limitante para el desarrollo de las comunidades algales en los ecosistemas acuáticos continentales, a través del tiempo se ha determinado que el nitrógeno también puede ser el elemento limitante, así mismo el sílice y el fierro son elementos que también pueden influir en el

crecimiento y la abundancia de las algas, pero con menor relevancia (Camargo y Alonso, 2007).

Dada la importancia de los macronutrientes tales como nitrógeno y fósforo, aún en la actualidad hay una necesidad de entender mejor la conexión que existe entre estos elementos y su proporción N:P como un mecanismo importante en las floraciones de cianobacterias (Weyhenmeyer *et al.*, 2007; Nõges *et al.*, 2008). El papel que desempeña la proporción N:P en la composición de las comunidades y en el control de los productores primarios es especialmente importante en ambientes acuáticos, ya que muchos fijadores de nitrógeno (cianobacterias) son capaces de producir toxinas que afectan negativamente a la calidad del agua y a niveles tróficos superiores (Huisman *et al.*, 2005).

Tanto el fósforo y el nitrógeno son elementos determinantes para el desarrollo de los organismos fitoplanctónicos y la producción primaria (Carpenter *et al.*, 1998). El fósforo ha sido considerado el nutriente más importante en el control del fitoplancton de los lagos de latitudes altas, pero para el caso de regiones tropicales, sin embargo, se ha sugerido que el nitrógeno es el elemento limitante más que el fósforo (Vincent *et al.*, 1984, Ramos-Higuera *et al.*, 2008).

Sin embargo, dados los constantes cambios generados por las actividades antropogénicas y las características propias de cada ecosistema, se sugiere que el estado actual del conocimiento sobre el nutriente limitante hace complejo el entendimiento de la función real del nitrógeno y el fósforo en cada ecosistema (Elser *et al.*, 2007).

a) Fósforo

El fósforo es un componente esencial del metabolismo celular debido a que sus enlaces actúan como acumuladores y liberadores de energía para las reacciones enzimáticas (ATP, adenosín trifosfato), además de ser esencial en la estructura del ADN y las membranas celulares (Aubriot *et al.*, 2009). Los altos requerimientos de fosfato por el fitoplancton combinado con un suministro ambiental restringido en relación a otros nutrientes, indica

que el fósforo es el elemento limitante del crecimiento fitoplanctónico en ambientes límnicos, sobre todo en lagos templados (Schindler, 1977; Wetzel, 1981).

Dada la importancia del fósforo en ecosistemas templados, la concentración total de este elemento (TP) ha sido empleada como un índice de la calidad del agua y del estado trófico de los ecosistemas acuáticos (de Vicente y Cruz-Pizarro, 2003). Si bien la cantidad de fósforo total en la columna de agua está en función de los aportes alóctonos (aunque no necesariamente), de los procesos sedimentarios y las tasas de liberación de los sedimentos, los conocimientos sobre su identificación y cuantificación deben considerarse como medidas para el control de calidad de las aguas (de Vicente y Cruz-Pizarro, 2003). Gunkel (2003), considera que la acumulación de fósforo en los sedimentos, debe verse como un proceso de interés en la eutrofización de los lagos, dado que éste es liberado de los sedimentos por medio de reacciones de óxido-reducción, por procesos de mezcla o por los burbujeos por la producción de metano mediante la metanogénesis por bacterias.

Para algunas especies de cianobacterias, como es el caso de *Anabaena*, el fósforo juega un papel importante, tanto para su crecimiento como para la producción de toxinas (Rapala *et al.*, 1997).

b) Nitrógeno

El nitrógeno tiene como fuente principal el nitrógeno atmosférico y se considera que regresa al medio a través de la descomposición de la materia orgánica; su química es de las más complejas porque se puede encontrar en varios estados por la actividad de ciertos microorganismos (Roldán y Ramírez, 2008).

El nitrógeno en los ecosistemas acuáticos, de forma inorgánica es comúnmente encontrado en forma de amonio, nitrato y nitrito, como producto de la descomposición de la materia orgánica, aportes de escurrimiento de la cuenca y por la fijación de algunos organismos (Camargo y Alonso, 2007).

De acuerdo con de Tezanos-Pinto y Litchman (2010), en condiciones de bajas concentraciones de nitrógeno sobre el fósforo y la limitación del nitrógeno, hace evidente la dominancia de los fijadores de nitrógeno atmosférico. Por tanto, el incremento de los fijadores de nitrógeno repercute en la estructura comunitaria de los productores primarios y el ciclo de los nutrientes.

2.2.2 Luz

La radiación solar tiene un importante mecanismo de control en los ecosistemas de agua dulce y los procesos que ahí se desarrollan. En el caso de los lagos, la energía que regula las transformaciones, proviene de la energía solar, la cual se emplea para la fotosíntesis de forma autóctona (dentro del lago) y de forma alóctona (a través de los ríos y arroyos que llegan al lago a través de la cuenca, llevada como materia orgánica en distintas formas (Wetzel, 1981).

La luz posee una incidencia directa sobre el metabolismo de los organismos fitoplanctónicos, un aumento en la intensidad luminosa también aumenta la actividad fotosintética, lo que genera una dependencia entre estas variables (de León, 2002; Rosso y Giannuzzi, 2011). De este modo, se genera un incremento de la biomasa de determinadas especies (Ramírez *et al.*, 2004). Para el caso de las cianobacterias, la máxima intensidad luminosa que es beneficiosa para su desarrollo se alcanza en los meses de primavera y verano (Pineda, 2009).

En algunas ocasiones, cuando ocurre una floración, las cianobacterias se acumulan en la superficie de la columna de agua, produciendo un efecto de sombra, limitando el crecimiento de otras especies fitoplanctónicas al impedir el paso de la luz hacia las capas inferiores (de León, 2002). Esto genera un efecto de sombreadamiento en la superficie del espejo de agua.

Las cianobacterias tienen la facultad de dominar el fitoplancton gracias a su capacidad para adaptarse a bajas y/o altas intensidades de luz, así como también acceder a

condiciones de luz favorables para su desarrollo, gracias a la habilidad de regular su posición en la columna de agua (Aubriot *et al.*, 2009). Son capaces de emplear rangos de luz que otros organismos no son capaces de emplear.

2.2.3 Temperatura

Se ha considerado a la temperatura como el segundo factor determinante después de los nutrientes, para la presencia de cianobacterias, sin embargo, el rango de temperatura para la presencia de cianobacterias es muy amplio, dada su tolerancia y adaptabilidad (Fabre *et al.*, 2010). De acuerdo con Reynolds (2006) el rango de temperatura óptima para el crecimiento máximo de las cianobacterias oscila entre los 20 y 25°C. Sin embargo, se sabe que las cianobacterias son capaces de habitar ambientes con temperaturas muy bajas o muy altas.

Un efecto relacionado con la temperatura es la estratificación de la columna de agua, el cual es evidente cuando las capas superficiales presentan un incremento de temperatura y se forma un gradiente vertical de densidad (de León, 2002).

2.2.4 Fijación biológica por cianobacterias

La fijación biológica de nitrógeno se considera una característica importante y un factor de desarrollo para las cianobacterias. De este modo, la luz será un factor determinante en las relaciones N:P bajas, sobre los organismos fijadores de nitrógeno, influyendo en su éxito sobre el resto de la comunidad fitoplanctónica (de Tezano y Litchman, 2010). Se considera que la fijación de nitrógeno es un proceso altamente costoso, que depende principalmente de la luz, por ejemplo: bajo condiciones de incremento de luz, las tasas de fijación se incrementan (Agawin *et al.*, 2007).

La fijación de nitrógeno por las cianobacterias, generalmente ocurre cuando las tasas de nitrógeno inorgánico disuelto en el epilimnio y en el hipolimnio son deficientes (Aubriot *et al.*, 2009).

De acuerdo con Scott y McCarthy (2010), en los lagos templados la fijación biológica por las cianobacterias está restringida a los meses de verano, cuando el agua del lago se calienta y la biomasa algal se incrementa, lo que genera una mayor demanda de nutrientes y un déficit de nitrógeno inorgánico.

2.3 Desarrollo de crecimientos masivos de cianobacterias (blooms)

Se denomina crecimiento masivo, floraciones o “blooms algales” al aumento significativo en el promedio de la biomasa fitoplanctónica, que puede estar dado por dos o una sola especie dominante sobre el resto de la comunidad fitoplanctónica (Pérez *et al.*, 2008). El desarrollo de estas floraciones de cianobacterias se presenta generalmente en aguas con altos contenidos de nitrógeno y fósforo (de León, 2002).

Generalmente, las floraciones de cianobacterias se presentan en primavera y otoño, cuando los factores ambientales que promueven su crecimiento están presentes: niveles altos de nutrientes (fósforo y nitrógeno), temperatura del agua entre 15 y 30°C, potencial de hidrógeno entre 6 y 9, viento ausente o moderado, que permite la calma en la superficie del agua (González *et al.* 2001). Estas floraciones pueden presentarse en lapsos de horas o días, mientras las condiciones del ambiente circundante permanecen constantes (Pérez *et al.*, 2008).

Algunas floraciones de cianobacterias son fácilmente visibles en la superficie del agua, debido a que forman capas espesas de color verde flúor, tales como algunas especies de los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia* (de León, 2002).

Durante las floraciones o al término de estas, algunas cianobacterias son capaces de producir toxinas que llegan a provocar envenenamiento por ingestión de aguas contaminadas por toxinas o la muerte de organismos acuáticos. Es así como, las floraciones de cianobacterias llegan a producir impactos ambientales, de salud y económicos. En los cuerpos de agua donde llegan a desarrollarse, dichos impactos se

traducen en una disminución de la calidad del agua, pérdida de la biota y de espacios recreativos en ecosistemas límnicos de todo el mundo (Downing *et al.*, 2001, Fabre *et al.*, 2010).

2.4 Toxinas de las cianobacterias

Las toxinas de las cianobacterias son metabolitos secundarios, de los cuales algunos pueden ser tóxicos para otros organismos, su nombre genérico es cianotoxinas (Brena y Bonilla 2009). La toxicidad de estos metabolitos es un rasgo ecofisiológico que resulta en efectos negativos que pueden causar problemas sobre la salud de la fauna. Sin embargo, la producción de toxinas puede ser un simple mecanismo sobre el estrés ambiental o estar vinculada a aquellos metabolitos que producen mal olor y sabor en las aguas (Paerl y Millie, 1996).

La capacidad de producir toxinas es una de las características que definen a las cianobacterias, sin embargo, aún dentro de una misma especie pueden existir cepas productoras y no productoras de estas toxinas (Roset *et al.*, 2001).

Las toxinas de las cianobacterias se agrupan de acuerdo a las propiedades toxicológicas (Tabla 1) en: neurotoxinas (sinapsis nerviosa), hepatotoxinas (lesiones hepáticas y efectos cancerígenos), dermatotoxinas y citotoxinas (irritaciones sobre tejidos expuestos), y endotoxinas (lesiones en tejidos expuestos) (Roset *et al.*, 2001; Codd *et al.*, 2005).

Tabla 1. Grupos principales de toxinas de cianobacterias y sus fuentes (Codd *et al.*, 2005).

Toxina	Efecto	Géneros	Variantes
Microcistina	Efectos tumorales	<i>Microcystis, Anabaena, Nostoc, Anabaenopsis, Planktothrix, Oscillatoria, Hapalosiphon</i>	71
Nodularina	Efectos tumorales, cancerígeno	<i>Nodularia, Theonella</i>	9
Cilindrospermopsina	Lesiones en hígado (también en riñones, bazo, pulmones, intestino)	<i>Cylindrospermopsis, Aphanizomenon, Umezakia,</i>	3
Anatoxina-a (incluyendo a homoanatoxina)	Bloqueadores neuromusculares	<i>Anabaena, Oscillatoria, Phormidium, Aphanizomenon</i>	5
Anatoxin-a (s)	Inhibe la acetilcolinesterasa	<i>Anabaena</i>	1
Saxitosinas	Bloqueadores de canales de sodio	<i>Aphanizomenon, Anabaena, Lyngbya, Cylindrospermopsis, Planktothrix</i>	20
Lingbiatoxina-a	Agentes inflamatorios	<i>Lyngbya, Oscillatoria</i>	1
Apliciatoxinas	Agentes inflamatorios	<i>Lyngbya, Oscillatoria</i>	2
Lipopolisarida	Agentes inflamatorios, irritantes gastrointestinales	<i>Lyngbya</i>	Varios

Las toxinas evidentemente son un peligro para la salud de humanos y de animales, que se ve reflejado en algunos casos en el fallo en sus órganos vitales o muerte, dependiendo de las concentraciones de toxinas libres en el medio ambiente. Sin embargo, la lista de géneros toxigénicos no determinan a ciencia cierta, que produzcan toxinas, dado que pueden darse floraciones pero que sean tóxicas o no, dependerá de las condiciones del medio (Codd *et al.*, 2005).

2.5 Estado del conocimiento de *Cylindrospermopsis raciborskii*

Cylindrospermopsis raciborskii fue identificada por primera vez como *Anabaena raciborskii* en Java, Indonesia por Woloszynka (1912), y fue clasificada como una especie tropical, sus tricomas presentaban una forma recta y en espiral. Más tarde Seenayya y Subba Raju (1972), determinaron un nuevo género denominado *Cylindrospermopsis*, dadas las características morfológicas y la presencia de heteroquistes terminales.

C. raciborskii es una especie perteneciente al orden Nostocales, descrita como una cianobacteria de origen tropical y subtropical (Wiedner *et al.*, 2007). *C. raciborskii* puede llegar a desarrollar células vegetativas denominadas heteroquistes (estructura especializada para fijar nitrógeno) y aquinetos o acinetos y ha sido considerada como una cianobacteria altamente adaptable a climas templados (Padisák, 1997; Komárek y Komárkova, 2003; Briand *et al.*, 2004).

A pesar de que la presencia de *C. raciborskii* inicialmente estaba vinculada con ecosistemas tropicales y subtropicales, su distribución se ha ampliado por todo el mundo, incluyendo lagos y embalses del Norte de Europa, Nueva Zelanda, Sudáfrica, América del Norte y América del Sur (Vidal y Kruk, 2008). De este modo la especie ha despertado el interés científico, al reportarse su presencia en países templados, lo que le ha conferido la definición de especie invasora (Briand *et al.*, 2004). De acuerdo con Padisák (1997), la ecología de esta cianobacteria y su alta afinidad con el fosfato, así como la capacidad de fijar nitrógeno, han sido factores clave en el éxito de *C. raciborskii* en todo el mundo.

Los principales factores para la presencia de *C. raciborskii*, están vinculados con cuerpos de agua donde las temperaturas oscilan entre los 18 y 28°C, valores de potencial de hidrógeno entre 7 y 9.6, y donde la relación N:P es entre 4 hasta 25 (Saker *et al.*, 2003).

Se considera a *C. raciborskii* como una cianobacteria capaz de sobrevivir a bajas cantidades de fosfato, así como también a fuentes bajas de nitrógeno, lo que la hace altamente competitiva (Briand *et al.*, 2002). La capacidad de poblar diversas regiones y la propagación exitosa e invasiva de *C. raciborskii*, se ha vinculado con la alta tolerancia a niveles bajos de luz y la temperatura, así como la competitividad frente a otros grupos del fitoplancton (Vidal y Kruk, 2008).

El análisis de los datos de calidad del agua de algunos embalses en Australia, Brasil y Europa, han revelado una correlación entre la proliferación de *C. raciborskii* y factores como: la temperatura, la estratificación vertical del agua, y nutrientes como el fosfato, amonio, nitrato y hierro (Bouvy *et al.*, 1999; McGregor y Fabbro, 2000). Briand *et al.*, 2004), en un estudio realizado con diez cepas de diferentes países (Australia, Brasil, Francia, Alemania, Hungría, México y Senegal) tratadas a diferentes temperaturas e intensidades de luz, encontraron que los patrones de crecimiento fueron similares tanto en las cepas tropicales como templadas, en un rango de temperaturas de 20 a 35 °C e intensidades de luz de 30 a 400 $\mu\text{mol fotones m}^{-2}\text{s}^{-1}$), con tasas de crecimiento máximas alrededor de 30 °C y 80 $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, ellos concluyeron que *C. raciborskii* tiene la capacidad de colonizar en diferentes latitudes, debido a su capacidad por tolerar rangos amplios de condiciones climáticas.

Burford *et al.*, (2006), en un estudio efectuado en el embalse North Pine, Australia mediante el análisis de datos *in situ* de la calidad del agua y sobre el papel de la fijación de nitrógeno como un mecanismo de la abundancia de *C. raciborskii*, concluyeron que *C. raciborskii* fue dominante en verano más que otras poblaciones algales. Así mismo, encontraron que era poco probable que la fijación de nitrógeno en el embalse, fuera una razón de dominancia de *C. raciborskii*, motivo que se ha sugerido en lagos y embalses de

otras partes del mundo. Antenucci *et al.*, (2005) determinaron que el dominio de *C. raciborskii* en este mismo embalse, es debido a su capacidad para competir por el fosfato y por la luz.

Kenesi *et al.*, (2009), en un estudio efectuado en el Lago Balaton, Hungría, determinaron que los efectos de la combinación de las formas de nitrógeno (amonio y nitrato) en diferentes proporciones, así como la fijación de N₂ en condiciones de limitación, son factores que influyen en el éxito de la especie.

Aubriot *et al.*, (2009), determinaron que el éxito de esta especie en lagos de Uruguay, está dado por la adaptabilidad de esta cianobacteria a las tasas de disponibilidad del fosfato, y que es capaz de adaptarse a diferentes rangos más que de cualquier otro nutriente.

De acuerdo con Schembri *et al.*, (2001), algunas cepas de *C. raciborskii* son capaces de producir cilindrospermopsina, compuesto tóxico que puede causar daño en el hígado y los riñones humanos, así como la anatoxina-a y saxitoxina, estos dos compuestos actúan como neurotoxinas paralizantes de moluscos bivalvos. Sin embargo, después de efectuar un análisis para 13 cepas de diversas regiones de Australia, estos autores determinaron que algunas cepas de *C. raciborskii* pueden ser tóxicas y otras no, sugiriendo que no existe relación entre el origen geográfico y la producción de toxinas.

Según Dyble *et al.*, (2006), se desconoce a ciencia cierta cuáles son los factores ambientales que inducen en la producción de toxinas, pues ciertas cepas de *C. raciborskii* no son genéticamente capaces de producir toxinas. Por lo tanto, la toxicidad de una floración de *C. raciborskii* debe estar influenciada por una proporción relativa de cepas tóxicas o no tóxicas. Así mismo, en su estudio, determinaron que los efectos de la intensidad de la luz sobre la producción de cilindrospermopsina en *C. raciborskii* es un factor crucial en la producción de toxinas durante una floración. Los primeros datos de toxicidad de *C. raciborskii* hacia mamíferos, fue documentado por Hawkins *et al.*, (1985), de material obtenido en Palm Island, Australia.

2.6 Lagos de México

La vida de un cuerpo de agua es corta, y está determinada por los cambios y transformaciones en las condiciones tanto climáticas como geológicas que lo rodean. A lo largo del tiempo, el papel que han desempeñado los cuerpos de agua, como los lagos para el desarrollo de la sociedad en México, ha sido muy importante, dado que sus aguas han servido para el desarrollo de actividades, la obtención de alimento, así como también como parte del entorno y el equilibrio ecológico (de la Lanza y García, 2002). La importancia de estos cuerpos de agua, radica en los servicios ambientales derivados de su presencia dentro de su zona de influencia, así como de las necesidades propias de las poblaciones aledañas que se satisfacen por la presencia de los mismos.

Según datos de la CONAGUA (2013), el mayor número de lagos de la República mexicana se localizan en la región hidrológica administrativa VIII (Lerma-Santiago-Pacífico). De estos lagos, el más grande de México es el lago de Chapala, con una extensión de 1,116 km², una profundidad promedio que oscila entre los 4 y 6 metros. Por su extensión, los principales lagos de México son: Chapala, Cuitzeo, Pátzcuaro, Yuriria, Catemaco, Tequesquitengo y Nabor Carrillo (Tabla 2).

Tabla 2 ..Principales lagos de México (CONAGUA, 2013).

Lago	Área (km ²)	Capacidad de almacenamiento (Mm ³)	Región hidrológica	Estado
Chapala	1116	8126	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Jalisco-Michoacán
Cuítzeo	306	920*	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Michoacán
Pátzcuaro	97	550*	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Michoacán
Yuriria	80	188	VIII Lerma-Santiago-Pacífico	Guanajuato
Catemaco	75	454	X Golfo Centro	Veracruz
Tequesquitengo	8	160*	IV Balsas	Morelos
Nabor Carrillo	10	12*	XIII Aguas del Valle de México	México

*Volumen medio almacenado. Fuente: CONAGUA. Subdirección General Técnica 2010.

2.6.1 Lago de Catemaco

El Lago de Catemaco por su extensión ocupa el décimo lugar en México, su importancia proviene de la actividad pesquera, lo que lo ha colocado como el lago natural más productivo de México. La producción pesquera está compuesta principalmente por mojarra tilapia (*Tilapia aurea*), topote (*Dorosoma c. f. mexicana*) y tegogolos (*Pomacea*) (Pérez-Rojas y Torres-Orozco, 1992; Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002). El lago recibe agua de los arroyos Agrio, La Margarita, Ahuacapan, Pozolapan y Cuetzalapa, así como los aportes de un efluente artificial llamado Río Grande de Catemaco (Vázquez *et al.*, 2004).

La cuenca que rodea al lago de Catemaco, ha sufrido un acelerado proceso de deterioro ambiental, la tala inmoderada de los bosques ha convertido la selva tropical en agroecosistemas de baja diversidad. La pérdida de cubierta vegetal en esta zona de gran precipitación, ha provocado el acarreo de materiales alóctonos al lago (Tavera y Castillo, 2000; Komárková y Tavera, 2003).

Aun cuando los estudios limnológicos detallados son escasos, el Lago de Catemaco ha sido objeto de estudios con un interés limnológico, son pocos los trabajos publicados al respecto (Pérez-Rojas y Torres-Orozco, 1992).

Rivera (1976), investigó la producción pesquera del Lago de Catemaco, en donde determinó que el lago tenía un área superficial de 7,500 hectáreas y una profundidad máxima de 22.5 m.

Pérez-Rojas y Torres-Orozco en 1992, describieron la forma y las dimensiones del Lago de Catemaco. De acuerdo a sus resultados, la profundidad máxima del lago es de 22 metros y corresponde con una fosa localizada entre la isla Agaltepec y la ribera noroccidental. Otras áreas profundas se localizan al sureste y suroeste del lago. Ellos determinaron que la cubeta lacustre tiene semejanza con un plato, en donde la

profundidad media es de 11 metros, con una superficie de 7 254 hectáreas y un volumen aproximado de 551.52 Mm³.

De acuerdo con Torres-Orozco *et al.*, 1996, el lago de Catemaco, muestra una estructura polimictica producto de la acción conjunta del clima y la morfometría, la combinación de una gran superficie y una baja profundidad permite que la acción del viento mantenga al cuerpo de agua en una condición de mezcla continua.

En un estudio efectuado por Pérez (1994), sobre la concentración de los nutrientes esenciales (fósforo total, ortofosfatos, amonio, nitratos y nitritos) en el Lago de Catemaco y sus variaciones a través de un ciclo anual, se encontraron altas concentraciones de fósforo total en los meses de mayo y diciembre con 300.7 µg/l, relacionadas con la temperatura ambiental cercana a los 30 °C; los ortofosfatos mostraron una concentración baja de mayo a septiembre con valores entre 79.1 y 110.8 µg/l; en cuanto al amonio, las máximas concentraciones estaban entre los meses de octubre a mayo, con valores promedio entre 144 y 200 µg/l, en general los valores más bajos se observaban en la superficie. Sus resultados mostraron que la variación espacio-temporal de los nutrientes estaba influenciada por diversos factores biológicos y climáticos, y que la distribución de los nutrientes estaba determinada por los aportes alóctonos y por la velocidad del reciclamiento de estos.

Pérez-Rojas *et al.*, (1994), efectuaron un estudio sobre la composición de los sedimentos del Lago de Catemaco, junto con la determinación de la concentración de la materia orgánica y carbonatos presentes en los mismos. En su estudio, encontraron que los sedimentos son ricos en materia orgánica (incrementada hacia las zonas más profundas del lago alcanzando concentraciones de hasta 32% y pobres en carbonatos). De acuerdo con las concentraciones de materia orgánica de los sedimentos y la abundante composición de materia inorgánica biogénica, ellos caracterizaron al lago de Catemaco como un sistema eutrófico.

Calderón *et al.*, (2001), en un estudio de plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos acuáticos del lago de Catemaco, identificaron los plaguicidas (dieldrín, pp'-DDE, pp'DDD y α -HCH), sin embargo, a pesar de que se encontraron en las tres muestras empleadas (sedimentos, tegogolos y topote) sus concentraciones estaban por debajo de los niveles de toxicidad. El topote (*Dorosoma petenense*) mostró una mayor concentración de estos plaguicidas.

Suárez *et al.*, (1986), en un estudio efectuado en el lago de Catemaco sobre fitoplancton, determinaron que el 95% del total de los individuos que analizaron, correspondían a las Cyanophyta, lo que las hacía el grupo más dominante en todo el lago.

Tavera (1996), registró en el fitoplancton del lago de Catemaco 17 especies y variedades del grupo Cyanophyta, 22 de Chlorophyta y 8 de diatomeas, por tanto, determinó que la diversidad de la comunidad fitoplanctónica no era alta. Entre las Cyanophytas destacaron por su abundancia dos especies del género *Cylindrospermopsis* (*C. catemaco* y *C. philippinensis*) seguidas por *Pseudanabaena limnetica*, *Planktolyngbya circumcreta* y *Aphanocapsa delicatissima*. Las Chlorophytas estuvieron representadas por *Closteriopsis acicularis* y *Ankistrodesmus falcatus*, además de cinco formas de *Pediastrum* y cinco de *Scenedesmus*.

Komárková-Legnerová y Tavera (1996), determinaron que en el lago de Catemaco se pueden encontrar diferentes especies de cianobacterias, entre las que destacan *Aphanothece comassi*, *Cylindrospermopsis catemaco*, *Cylindrospermopsis philippinensis*, *Planktolyngbya regularis*, *P. circumcreta* y *Chroococcus microscopicus*.

En 2003, Komárková y Tavera, determinaron que la biomasa fitoplanctónica del lago de Catemaco estaba altamente representada por *C. philippinensis* y *C. Catemaco*. Estos autores determinaron que las características limnológicas del lago (poca profundidad, la constante mezcla de la columna de agua y su carácter eutrófico), determinaban en gran medida el dominio característico de *Cylindrospermopsis spp.* en el lago.

Mora (2015), en un estudio sobre la composición del fitoplancton y relaciones especies-áreas de cinco sistemas lacustres en Los Tuxtlas, determinó que el Lago de Catemaco presentó la mayor riqueza de especies y las mayores abundancias de los cinco lagos estudiados, así mismo determinó que *C. raciborskii* fue dominante sobre la comunidad de fitoplancton en el lago durante el periodo de estudio.

Lind *et al.*, (2016), determinaron para el Lago de Catemaco una floración persistente de *C. raciborskii* con una abundancia media total de 3.9×10^8 tricomasl⁻¹ para la temporada de lluvias y de 4.6×10^8 tricomasl⁻¹ para la estación lluviosa, los tricomas observados presentaban morfotipos rectos y en espiral, así mismo, determinaron que la abundancia relativa de la forma del tricoma varió con la temporada de secas y de lluvias, pero la abundancia total de los tricomas no varió.

Sandoval (2016), en su estudio sobre la tasa de fijación de nitrógeno en el Lago de Catemaco, determinó que la tasa de fijación de nitrógeno es mayor cuando la concentración de nitrógeno en el agua es menor, que esta tasa de fijación es mayor en temporada de secas que en lluvias, así mismo, determinó que existe una distribución homogénea en biomasa de *C. raciborskii* y en la densidad de heteroquistes en las dos temporadas de análisis.

Torres-Orozco y Zanatta (1998), en un estudio realizado en el lago de Catemaco, sobre la comunidad zooplanctónica, determinaron que el zooplancton incluía al menos 31 formas distintas, entre las que destacaban 14 especies de rotíferos, 3 de copépodos, 5 de cladóceros y 1 ostrácodo, además de protozoarios, principalmente vorticélidos y ciliados.

Gutiérrez (2014), en un estudio sobre la diversidad de zooplancton en tres lagos tropicales y su relación con el uso del suelo en Los Tuxtlas, determinó que en el Lago de Catemaco existen 9 taxones, de los cuales, los valores más altos de biomasa se observan en el periodo de lluvias.

3 RELEVANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

La importancia de éste estudio radica en conocer más sobre la dinámica que juega el nitrógeno inorgánico en los lagos tropicales volcánicos y sobre la población de *C. raciborskii*, cianobacteria filamentosa y fijadora de nitrógeno.

El nitrógeno es un elemento muy importante para todos los organismos vivos, es uno de los principales elementos del protoplasma celular, y junto con el fósforo, el carbono y el hidrógeno, constituye un importante nutriente en las aguas dulces (Wetzel, 1981). En muchos lagos tropicales el aporte de nitrógeno alóctono (por el uso inadecuado de suelos), el aporte atmosférico por fuentes naturales y la contaminación, han alterado severamente el ciclo de este elemento en el agua, modificando así la cadena trófica y la prestación de servicios ambientales.

Las concentraciones de nitrógeno y fósforo que están disponibles en los ecosistemas, desempeñan un papel importante en las actividades que ahí se desarrollan, en el caso de los ecosistemas de agua dulce, el crecimiento, la reproducción, así como la actividad fotosintética de la comunidad fitoplanctónica dependen de la disponibilidad y el suministro tanto de nitrógeno como de fósforo. En algunos casos, se ha considerado que cantidades elevadas de estos elementos han provocado cambios significativos sobre la diversidad biológica y los servicios ambientales de ecosistemas acuáticos (Elser *et al.*, 2007).

Es importante considerar que los lagos tropicales suelen ser sistemas muy eficientes en la producción de biomasa fitoplanctónica, lo cual se traduce en la transferencia de energía a través de la cadena alimenticia, esta producción es regulada por un nutriente, siguiendo la ley de Liebig, la cual estipula que “el crecimiento no está determinado por el total de los recursos con los que se dispone, sino por el recurso más escaso” (Liebig, 1840). En este caso, puede ser el nitrógeno, por lo cual, su estudio es completamente relevante para mantener y/o mejorar la salud del ecosistema. En este sentido, se considera que la

dominancia de *C. raciborskii* está favorecida por la dinámica del nitrógeno y su habilidad de fijar nitrógeno del aire cuando este es escaso en el lago.

Estudiar la dinámica del nitrógeno inorgánico que se presenta en un ecosistema con presencia de cianobacterias fijadoras de nitrógeno, resulta ser una posibilidad para la comprensión de los mecanismos que controlan la abundancia de estos organismos, a fin de tener una visión más amplia del funcionamiento de ecosistemas terrestres y acuáticos, en los cuales se llevan a cabo procesos donde las tasas de disponibilidad, consumo de nitrógeno y fósforo están cambiando rápidamente debido a las actividades humanas (de Tezanos-pinto y Litchman, 2010).

Los resultados obtenidos de esta investigación incrementarán los conocimientos sobre la ecología de *C. raciborskii*, cianobacteria que se ha caracterizado en los últimos años por dominar ecosistemas en todo el mundo, con una amplia gama de características adaptativas (Briand *et al.*, 2004).

4 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es el papel del nitrógeno inorgánico sobre la población de *C. raciborskii*?

5 HIPÓTESIS

H1: La abundancia de la población de *C. raciborskii* está determinada por la forma del nitrógeno inorgánico.

H2: La abundancia de la población de *C. raciborskii* está determinada por la concentración del nitrógeno inorgánico.

H3: La abundancia de la población *C. raciborskii* está determinada por la estación del año.

H4: La dinámica vertical del amonio y el nitrato estará determinada por la profundidad y la hora.

6 OBJETIVOS

6.1 General

Determinar el papel del nitrógeno inorgánico sobre la población de *C. raciborskii*.

6.2 Específicos

Medir las concentraciones de nitrato, amonio, nitrógeno total y fósforo total en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporada de secas y lluvias.

Medir *in situ*, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y penetración de la luz en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporada de secas y lluvias.

Determinar la abundancia de la población de *C. raciborskii* en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporadas de secas y lluvias.

Determinar los tipos de morfes de *C. raciborskii* en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporadas de secas y lluvias.

Analizar la presencia de heteroquistes en *C. raciborskii* en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporadas de secas y lluvias.

Determinar la variación del volumen de heteroquistes como indicador de fijación de nitrógeno de *C. raciborskii* en un perfil vertical en dos tiempos del día en el lago de Catemaco en temporadas de secas y lluvias.

7 AREA DE COLECTA

Para el presente estudio, se seleccionó el lago de Catemaco como área de colecta, cuya comunidad del fitoplancton está dominada por *C. raciborskii*. La población de *C. raciborskii* en Catemaco, no forma blooms, sino que se encuentra presente durante todo el año (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia de *C. raciborskii* reportada en la literatura.

Lago y/o embalse	Tricomas (l^{-1})	Referencia
Catemaco	4.4×10^8	Reporte interno-CITRO-limnología
Catemaco	2.2×10^8	Tavera y Castillo, 2000
Embalse Fitzroy, Australia	1.2×10^8	Bormans <i>et al.</i> , 2005
Lemon, USA	6.5×10^7	Jones y Sauter, 2005
Presa Soloman, Australia	5.6×10^6	Saker <i>et al.</i> , 1999
Embalse Fitzroy, Australia	2.13×10^6	Fabbro y Duivenvoorden, 1996
Newmans, USA	1.2×10^5	Chapman y Schelske, 1997
Waahi, Nueva Zelanda	2.3×10^4	Wood y Stirling, 2003

El lago de Catemaco se ubica en el municipio del mismo nombre, al sureste del estado de Veracruz, en el centro de la Sierra de Los Tuxtlas, cercano a las faldas del volcán San Martín Tuxtla y la Sierra de Santa Marta. Se encuentra en las coordenadas $18^\circ 21'$ y $18^\circ 27'$ de Latitud Norte y $95^\circ 01'$ y $95^\circ 07'$ de Longitud Oeste, a 332 metros sobre el nivel del mar, posee una extensión de 7, 254 ha (Pérez-Rojas y Torres-Orozco, 1992). Su profundidad promedio es de 7.5 m y tiene una profundidad máxima de 22 m, se le considera uno de los lagos más productivos de México. De acuerdo con la extensión que tiene el lago de Catemaco, ocupa el décimo lugar entre los lagos de México (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002).



Figura 1. Ubicación geográfica del Lago de Catemaco, Veracruz, México

La cuenca donde se localiza el Lago de Catemaco está delimitada por un área de 322.2 Km², en donde se observa un relieve accidentado con presencia de ríos y arroyos localizados alrededor del lago (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002). El clima característico de la región es húmedo cálido, con una precipitación promedio anual de 1935.3 mm, tienen una precipitación máxima de 445.9 mm en el mes de septiembre y una precipitación mínima en el mes de marzo de 25.6 mm. La temperatura promedio es de 24.1°C, pero llega a oscilar entre 16.2 y 34.3 °C (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002).

Con respecto a las temperaturas del agua del lago, se presentan altas durante la mayor parte del año pudiendo favorecer a la formación de la estratificación, manteniendo una columna de agua inestable, que genera una homogeneización constante de sus aguas (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002).

De acuerdo con Tavera (1996), en los últimos años, se ha observado disminución de la penetración de la luz en el agua del lago, con valores de profundidad del disco de Secchi, de 0.47 metros en septiembre de 1994 y de 0.3 metros para agosto de 1995. En lo que respecta al oxígeno disuelto, está presente en toda la columna de agua, lo que favorece la

degradación de la materia orgánica, por su parte el pH presenta valores entre 8.2 y 9.2 (Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002).

De acuerdo con Torres- Orozco *et al.*, (1996), las aguas de Catemaco se clasifican como blandas, por su dureza. En cuanto a su alcalinidad, está mayormente representada por la presencia de bicarbonatos los cuales oscilan entre 35 y 80 mg l⁻¹ (Torres- Orozco y Pérez-Rojas, 2002).

Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), clasificaron el Lago de Catemaco como un sistema eutrófico, de acuerdo con las concentraciones de amonio, nitrato, fósforo total. En su estudio anual de 1992-1993, ellos encontraron que las concentraciones de amonio oscilaron entre 85 y 200 µg l⁻¹, el nitrato tuvo un promedio de 488 mg l⁻¹ y el fósforo total un promedio de 222 µg l⁻¹.

8 MATERIALES Y MÉTODOS

8.1 Muestreo

En octubre de 2012 se efectuó un primer muestreo exploratorio para definir la logística de muestreo, así como completar el entrenamiento para la colecta, preservación y análisis de muestras. Posteriormente se efectuaron muestreos en los meses de marzo, abril y mayo de 2013 representativos de la temporada de secas y en los meses de junio, julio y octubre de 2013 representativos de la temporada de lluvias. En un periodo de 24 horas, se tomaron muestras en dos tiempos, el primero entre las 8:00-9:00 am, el segundo entre las 4:00-5:00 pm.

La determinación de dos tomas de muestras por día, partió del hecho que en estos periodos del día existe diferente actividad fotosintética y requerimiento de nitrógeno por parte de *C. raciborskii* debido a la diferencia de la intensidad de la luz solar.

8.1.1 Punto de muestreo

Se establecieron cuatro profundidades de muestreo distribuidas en la columna de agua (1, 6, 11 y 16.5 m) en la zona más profunda del lago, frente a la isla de Agaltepec ($18^{\circ} 24' 67''$ N y $95^{\circ} 05' 83''$ O).

8.2 Comportamiento climático del periodo de estudio

En la región de los Tuxtlas el tipo de clima predominante es el cálido húmedo, el cual se caracteriza por tener una temperatura media anual entre 22° y 26°C con precipitaciones de 2000 a 4000 mm anuales (INEGI, 2005). En la Figura 2, se muestra la distribución de la precipitación en la región de Los Tuxtlas.

De acuerdo con las normales climatológicas del Servicio Meteorológico Nacional, se considera que, aun cuando se registran lluvias durante todo el año, en la región de Los Tuxtlas, se pueden identificar dos períodos, uno de secas que abarca de marzo a mayo, y uno de lluvias que va de junio a febrero (smn.cna.gob.mx/). En la Figura 2, se muestra la precipitación acumulada mensual para los años 2012 y 2013, considerando la información disponible en la base de datos de la red de estaciones agroclimatológicas del INIFAP (clima.inifap.gob.mx/redinifap/). En esta gráfica se aprecia una mayor actividad de lluvias para el año 2013 durante la época de secas, en comparación con la precipitación media anual y del 2012 siendo estos dos últimos muy similares; por otra parte, durante el período de lluvias, la sequía intraestival (canícula), se presentó en el mes de julio (CONAGUA, 2014), registrando un déficit de precipitación con respecto a la precipitación media anual, mientras que en el resto del período los valores de precipitación son superiores al año 2013 exceptuando al final de la temporada; en lo que respecta al año 2012, la actividad de lluvias se encontró todo el período prácticamente por debajo de la precipitación media anual y de lo reportado en 2013.

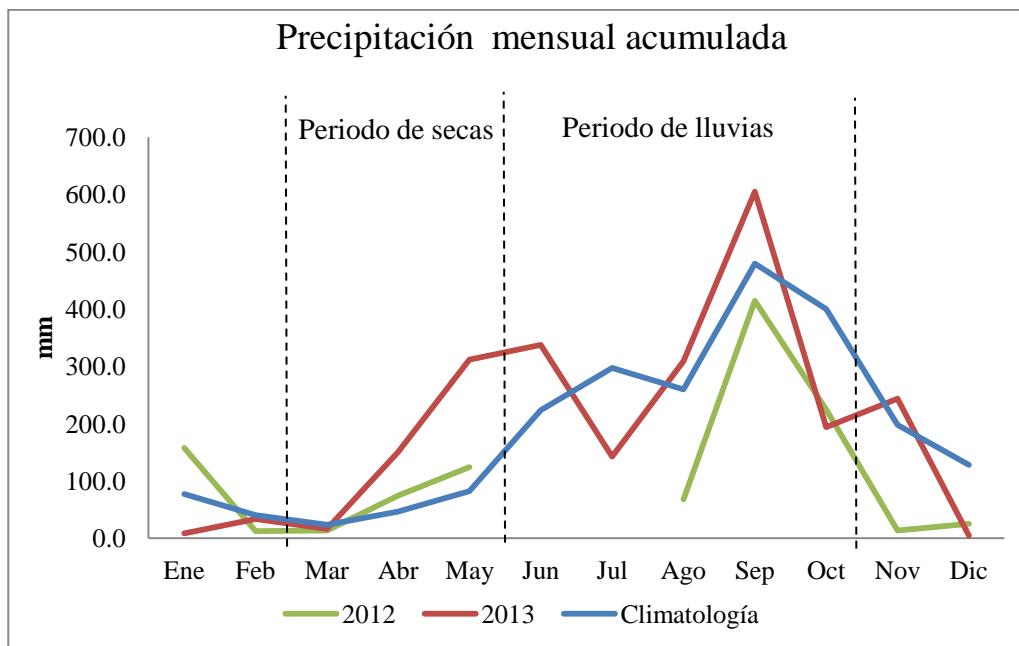


Figura 2. Precipitación media anual y precipitación mensual acumulada. Registrada para la estación en Los Tuxtlas Ver., en los años 2012 y 2013. Tomado de: <http://smn.cna.gob.mx/> y <http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/>.

8.3 Material y equipo de muestreo

En campo se realizó la medición de las variables *in situ* y la toma de muestras con los siguientes equipos (Tabla 4).

Tabla 4. Equipo de campo.

Equipo	Parámetro
GPS-GARMIN	Ubicación del punto de muestreo
Muestreador tipo Kemmerer	Muestra a profundidad deseada
Disco Secchi	Transparencia
Sonda multiparamétrica YSI 6600 V2	Temperatura y oxígeno disuelto
Potenciómetro Accumet AP Series Handhel	pH

Para la colecta de muestras en campo se empleó el siguiente material (Tabla 5)

Tabla 5. Material para la colecta de muestras en campo.

Material	Muestra
Tubos de centrífuga de plástico de 50 ml	Determinación de amonio
Tubos de centrífuga de plástico de 15 ml	Conteo celular
Botellas colapsables de 1 l	Transporte de muestras para la determinación de nitratos, nitrógeno total, fósforo total y clorofila <i>a</i>

La información obtenida en los muestreos se registró en hojas de campo, especificando la hora de inicio y la hora de término en los dos tiempos (mañana y tarde). Se registró información sobre las condiciones del tiempo (la presencia de viento, nubosidad o soleado, presencia o ausencia de lluvia), así como también la presencia de eventos de lluvia en Catemaco anteriores del muestreo.

8.4 Colección y conservación de muestras

Se tomaron mediciones *in situ* como parte de la caracterización físico-química de la columna de agua, los perfiles de temperatura y oxígeno disuelto realizados a cada metro de profundidad; el pH se midió en cada una de las profundidades de muestreo (1, 6, 11 y 16.5 m). En cada uno de los muestreos se midió la visibilidad del disco Secchi. Se colectaron muestras de agua para el análisis químico de nitrato, amonio, nitrógeno total, fósforo total, clorofila *a*, así como también para determinación de atributos de *C. raciborskii*.

Las muestras de agua fueron tomadas utilizando un muestreador Kemmerer a 1, 6, 11 y 16.5 m de profundidad, las cuales fueron empleadas para la determinación analítica de las formas de nitrógeno: nitrato y amonio, nitrógeno total y fósforo total. Las muestras para la determinación de amonio, fueron fijadas en campo, dado que el amonio es un compuesto

que se volatiliza rápidamente, por tanto, las muestras se fijaron y guardaron en una hielera de unicel, a fin de evitar la luz, de acuerdo con el método de fenolhipoclorito (Lind 1985).

Las muestras para la determinación de nitratos y clorofila *a*, fueron transportadas en botellas colapsables de plástico de 1 l de capacidad, transportadas en hielo y conservadas en refrigeración para su análisis al día siguiente. En el caso de las muestras para la determinación de nitrógeno total y fósforo total, una vez llegando al Laboratorio de Limnología y Manejo de Cuencas (CITRO-UV) en Xalapa, se tomaron 50 ml de muestra y se colocaron en un tubo de centrífuga de plástico para congelarse y ser enviados al laboratorio de Limnología del Center for Reservoir and Aquatic Systems Research (CRASR), de la Universidad de Baylor, en donde se efectuaron estos análisis.

Las muestras para conteos y mediciones de *C. raciborskii*, fueron fijadas en campo con una solución de lugol y resguardadas hasta su análisis. La Tabla 6 especifica las técnicas empleadas para los análisis efectuados.

Tabla 6. Técnicas utilizadas para los análisis en laboratorio.

Análisis	Técnica
Amonio	Método fenolhipoclorito (Lind, 1985) y (APHA, 1995).
Nitrato	Método simplificado de reducción de Cadmio (Lind, 1985).
Nitrógeno Total	Método Nitrógeno total Kjeldahl (APHA, 1995) (CRASR-Universidad de Baylor).
Fósforo Total	Oxidación ácida con persulfato (APHA, 1995). (CRASR-Universidad de Baylor).
Clorofila <i>a</i>	Método tricromático (Lind, 1985) y (APHA, 1995).
Abundancia, morfe y biovolumen, presencia y volumen de heteroquistes de <i>C. raciborskii</i>	Cámara Palmer–Maloney (APHA, 1995). Analizador de imágenes- Image-Pro Plus 6.1.

Para llevar a cabo los análisis arriba mencionados, se empleó el equipo que se menciona en la (Tabla 7).

Tabla 7. Equipo de laboratorio.

Equipo	Análisis
Espectofotómetro (Thermo Helyos)	Determinaciones químicas de amonio, nitrato y clorofila <i>a</i> .
Bomba de vacío- GAST-Benton harbor, MI. Modelo 00A-P104-AA. 115 volts.	Filtrado de muestras para clorofila <i>a</i> .
Equipo de filtrado (soporte del filtro con embudo, matráz kitasato, pinzas)	Filtrado de muestras para clorofila <i>a</i> .
Centrífuga –IEC Clinical centrifuge	Sedimentación de muestras de clorofila <i>a</i> .
Microscopio epifluorescente-Nikon eclipse 80i	Determinación de la abundancia de <i>C. raciborskii</i> .
Cámara Palmer-Malone (APHA, 1995)	Determinación de la abundancia de <i>C. raciborskii</i> .
Cámara Nikon D7000	Fotografías de muestras de abundancia de <i>C. raciborskii</i> .

8.5 Análisis químicos

8.5.1 Amonio

El amonio es el principal producto de la descomposición de la materia orgánica realizada por las bacterias heterótrofas, a partir tanto de las proteínas como de otros compuestos orgánicos nitrogenados (Wetzel, 1981). Se estima que el amonio normalmente se encuentra en cantidades (menores a 1 mg l^{-1}) en aguas bien oxigenadas, pero puede llegar a alcanzar los $5 \text{ a } 10 \text{ mg l}^{-1}$ en el hipolimnio anaeróbico en un lago eutrófico (Lind, 1985).

Para la determinación de amonio se siguió el método de fenolhipoclorito, especificado en Lind (1985).

Se colectaron 25 ml de muestra en un tubo de centrífuga de plástico, a cada una de las profundidades (1, 6, 11 y 16.5 m) por duplicado. Cada una de las muestras fue fijada en campo, es decir, se añadió 1 ml de reactivo de fenol. Posteriormente se agregó 1 ml de reactivo catalizador de nitroprusiato, por último, se agregaron 2.5 ml de reactivo oxidante. En cada adición de los reactivos la mezcla se agitó vigorosamente (Figura 3). Posterior los tubos fueron colocados en hielo y cubiertos de la luz, para permitir que el color indicador azul (derivado de la reacción) pudiera desarrollarse. El color azul de las muestras era estable durante un máximo de 24 horas, por lo que las mediciones se realizaron inmediatamente después de llegar al Laboratorio de Limnología y Manejo de Cuencas (CITRO-UV) en Xalapa.



Figura 3. Muestras de amonio fijadas en campo.
Fotografía tomada por: Daniela Hernández Meza.

La Tabla 8, muestra las concentraciones utilizadas para la preparación de la curva estándar para amonio. La medición de amonio se realizó en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 640 nm.

Tabla 8. Valor mensual del coeficiente (r^2) de la curva estándar de amonio.

Mes	Valor de r^2	Mes	Valor de r^2
Octubre 2012	0.990	Junio 2013	0.999
Marzo 2013	0.995	Julio 2013	0.975
Abril 2013	0.994	Octubre 2013	0.991
Mayo 2013	0.995		

El cálculo de las concentraciones de amonio de las muestras y su duplicado se efectuó de acuerdo con los valores a partir de la curva estándar y el valor del coeficiente (r^2) obtenido para cada uno de los meses de análisis. La r^2 , es un coeficiente que se emplea para determinar la confiabilidad de la curva estándar y el cálculo de concentraciones, en este caso el amonio. Puede adquirir valores entre 0 y 1, y entre más próximo se encuentre al 1, mayor grado de confiabilidad otorga (Tabla 8). Valores por debajo de 0.9 no son aceptables en los protocolos de calidad del Laboratorio de Limnología y Manejo de Cuencas (CITRO-UV).



Figura 4. Elaboración de curva estándar para la determinación de amonio.
Fotografía tomada por: Daniela Hernández Meza.

8.5.2 Nitrato

El nitrato es el producto final de la descomposición de la materia orgánica. Las bacterias nitrificantes (*Nitrosomas*) son capaces de oxidar el amonio a nitrito (Wetzel, 1981), posteriormente el nitrito es oxidado y se convierte a nitrato con ayuda de las bacterias del género (*Nitrobacter*). A este proceso se le denomina nitrificación. Aún cuando el nitrato por lo general se presenta en bajas concentraciones en algunas aguas naturales, es a menudo la forma inorgánica más abundante del nitrógeno (Lind, 1985). De acuerdo con Wetzel (1981), las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato oscilan desde 0 hasta 10 mg l⁻¹ en aguas no contaminadas.

Se considera que altas concentraciones de nitrato (mayores a 20 mg l⁻¹) pueden ser peligrosas para la salud de mamíferos, considerando que el nitrato se reduce a nitrito en el sistema digestivo de estos, posteriormente los nitritos son capaces de oxidar la hemoglobina para producir metahemoglobinemia, y es aquí en donde la hemoglobina es incapaz de transportar oxígeno (Lind, 1985).

El método empleado para la determinación de nitrato es el método de reducción de cadmio simplificado (Lind, 1985).

Para ello se colocaron 30 ml de agua filtrada mediante filtros Whatman 934-AH 47 mm de diámetro, para las profundidades de 1, 6, 11 y 16.5 m en tubos de cultivo de vidrio, con su respectivo duplicado. Se agregó el contenido de un sobre Hach de NitraVer VI (Na₂SO₄, KH₂PO₄, K₂O₇S₂, MgSO₄.7H₂O, Cd estabilizado, ácido 1,2-ciclohexanodiatetraacético, sal trisódica), para después agitar durante 3 minutos. Se dejó reposar la muestra por 30 segundos y se decantaron 25 ml de esta muestra a un tubo de cultivo de vidrio limpio, se añadió el contenido de un sobre Hach de NitriVer III (KH₂PO₄, K₂O₇S₂, C₆H₇NNaO₃S, (HO)₂C₁₀H₄(SO₃Na)₂*2H₂O, ácido 1,2-ciclohexanodiatetraacético, sal trisodica), se tapó y se agitó durante 30 segundos. Se dejó reposar la muestra 10 minutos (la absorbancia fue leída antes de haber transcurrido 20 minutos) (Figura 5) (ANEXO 1 y 2).



Figura 5. Elaboración de curva estándar y muestras para la determinación de nitrato.
Fotografía tomada por: Daniela Hernández Meza.

Se realizó la curva estándar para nitrato con rangos entre $5 \mu\text{g l}^{-1}$ como detección inferior y $500 \mu\text{g l}^{-1}$ como detección superior, utilizando un total de siete puntos (Figura 5). Para la lectura de las absorbancias de nitrato, el espectrofotómetro se ajustó a 500 nm. La determinación de las concentraciones de nitrato de las muestras y su duplicado se efectuó de acuerdo con los valores a partir de las curvas mensuales estándar (Tabla 9). Valores por debajo de 0.9 no son aceptables en los protocolos de calidad del Laboratorio de Limnología y Manejo de Cuencas (CITRO-UV).

Tabla 9. Valor mensual del coeficiente (r^2) de la curva estándar de nitrato.

Mes	Valor de r^2	Mes	Valor de r^2
Octubre 2012	0.986	Junio 2013	0.981
Marzo 2013	0.982	Julio 2013	0.981
Abril 2013	0.980	Octubre 2013	0.966
Mayo 2013	0.961		

8.5.3 Nitrógeno Total

El nitrógeno es uno de los principales elementos del protoplasma celular de los organismos, junto con el fósforo, el carbono y el hidrógeno, constituyen un importante nutriente en las aguas dulces (Wetzel, 1981). Su importancia en el agua radica en que forma parte fundamental de las proteínas, las cuales constituyen la base estructural de los seres vivos.

En el estudio de las aguas naturales y de consumo, se ha hecho necesaria la determinación de la cantidad de nitrógeno total (TN), que es la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacial, y el nitrato (SEMARNAT, 2001).

Para la determinación del nitrógeno total, las muestras de agua fueron enviadas al Laboratorio Analítico del Center for Reservoir and Aquatic Systems Research, de la Universidad de Baylor (CRASR por sus siglas en inglés) en donde se siguió la metodología establecida en (APHA, 1995), mediante el Método Nitrógeno Total Kjeldahl, siguiendo los protocolos de control de calidad establecidos por el laboratorio.

8.5.4 Fósforo Total

El fósforo es considerado un elemento esencial para el crecimiento de los organismos y como almacén de energía en forma de ATP, puede ser un nutriente limitante en la productividad primaria fitoplanctónica de algunos cuerpos de agua (Reynolds, 1984; APHA, 1995). Se le puede encontrar en aguas naturales y en aguas residuales en forma de fosfatos, los cuales pueden ser clasificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta y polifosfatos) y fosfatos ligados orgánicamente (APHA, 1995).

Existen cuatro categorías operativas para la determinación del fósforo: fósforo soluble reactivo, fósforo soluble no reactivo, fósforo particulado reactivo y fósforo particulado no

reactivo; sin embargo, la mayoría de los datos sobre el fósforo de las aguas dulces se refieren al fósforo total y al fósforo inorgánico soluble (ortofosfato) (Wetzel, 1981).

Para la determinación analítica del fósforo total, las muestras de agua fueron enviadas al (CRASR), en donde se siguió la metodología establecida en (APHA, 1995). Mediante el método de digestión de persulfato y siguiendo los protocolos de control de calidad establecidos por el laboratorio.

8.6 Análisis biológicos

8.6.1 Clorofila *a*

La clorofila *a* es el pigmento fotosintético primario de todos los organismos fotosintetizadores que desprenden oxígeno, y está presente en todas las algas (Wetzel, 1981) y plantas superiores. Para la determinación de la clorofila *a*, se siguió la metodología para estimar la concentración del pigmento en un volumen de agua, de acuerdo con (Lind, 1985).

Se filtró una muestra y su réplica por cada una de las profundidades, un volumen aproximado de 250 y 450 ml de agua, a través de filtros Whatman 934-AH 47 mm de diámetro (0.8 μm de apertura nominal de poro) y se mantenían en congelación, hasta su procesamiento. La congelación ayuda la ruptura de células y liberación de clorofila, permitiendo extracciones y mediciones más exactas (Lind, comunicación personal).

Procesamiento de los filtros:

Se retiró cada filtro del congelador y se colocó en un tubo de vidrio para ser procesado por un taladro triturador de tejidos, añadiendo de 3 a 4 ml de acetona alcalina. Una vez triturado por completo el filtro, se transfirió el contenido a un tubo de centrifuga limpio, y se lavó con 2 a 3 ml de acetona alcalina. Se trituró el filtro a fin de obtener en su totalidad los residuos triturados. Se cubrió el tubo de centrífuga con papel aluminio a fin de impedir

el paso de la luz y se mantuvo en refrigeración (4° a 5°C) en un lapso no mayor a 24 horas. Antes de las 24 horas, se retiró cada tubo del refrigerador con el contenido de los filtros y se centrifugó a 6000 rpm. Posteriormente se decantó el líquido sobrenadante a una pipeta graduada de 10 ml, se anotó el volumen extraído por muestra y se ajustó a 10 ml con acetona alcalina. Se cubrió de nuevo los tubos con papel aluminio a fin de evitar la luz directa. Se leyeron las absorbancias en el espectrofotómetro en un cuarto oscuro. El espectrofotómetro se ajustó con el método tricromático para clorofilas y el blanco con el que se hacia el ajuste era acetona pura. Las absorbancias medidas fueron 750, 665, 664, 645 y 630 nm. A fin de corregir la turbidez en los cálculos, fue necesario restar la absorbancia a 750 nm a cada una de las otras absorbancias.

Fórmula para calcular la clorofila *a* en µg de pigmento por m³ de agua del lago:

$$= \frac{C \times \text{Volumen extraído (ml)}}{\text{litros de agua filtrada} \times \text{longitud de la trayectoria (cm)}}$$

Donde:

$$C = 11.6 (\text{abs } 665 \text{ nm} - \text{abs } 740 \text{ nm}) - 1.31 (\text{abs } 645 \text{ nm} - \text{abs } 750 \text{ nm}) - 0.14 (\text{ab s630 nm} - \text{abs } 750 \text{ nm})$$

Volumen extraído = volumen (ml) después de haber centrifugado

Litros de agua filtrada = volumen (l) de toda la muestra de agua que se filtraron para procesar

Longitud de la trayectoria de la celda del espectrofotómetro (cm) = 1

8.6.2 Abundancia, morfes y volumen de tricosas de *C. raciborskii*

De las muestras de agua preservadas en lugol se efectuaron conteos en la cámara de Palmer–Maloney (APHA, 1995) de los tricosas de *C. raciborskii*, con ayuda del Microscopio Epifluorescente NIKON a 40x, para determinar el número de tricosas (filamento) y el morfe (rectos, circulares y helicoidales), así mismo se observó y se contó la presencia de heteroquistes (Figura 6).

La cámara Palmer-Maloney, tiene un diámetro de 17.9 mm, una profundidad de 0.4 mm, con una capacidad de 1 ml. Se colocó la muestra por cada uno de los canales de la cámara y se dejó sedimentar por 4-5 min.

Los conteos de tricomas (nombre que se le da al filamento de una cianobacteria) y de morfes se hicieron para cada una de las profundidades de muestreo. Para cada profundidad contaron entre 35 y 40 campos, para tener un número representativo de campos; se contó el número de tricomas por campo y se especificó el tipo de morfe: lineal, circular y helicoidal.

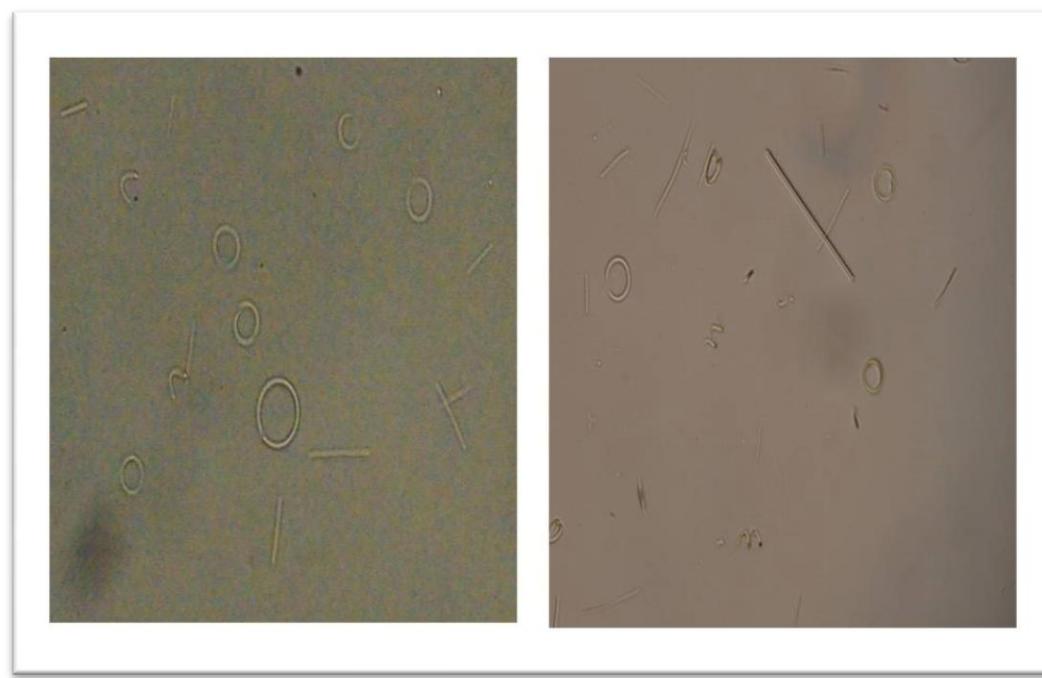


Figura 6. Tricomas de *C. raciborskii*.

Fotografías tomadas con Cámara Nikon D7000 en microscopio Epifluorescente Nikon eclipse 80i. Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

A partir de las observaciones en microscopio, se tomaron fotografías con una cámara Nikon D7000, de cada uno de los campos y se procedió a la determinación de las medidas de largo y ancho de los tricomas de *C. raciborskii* mediante el software de procesamiento de imágenes Image-Pro Plus 6.1. Posteriormente, se procedió a la determinación del biovolumen de los tricomas y la presencia y medida de heteroquistes (APHA, 1995).

Para calcular el número de tricomas por mililitro se empleó la siguiente fórmula:

$$\text{No/ml} = \frac{\underline{C \times 1000 \text{ mm}^3}}{A \times D \times F}$$

Donde:

C = número de organismos contados

A = área del campo, mm^2

D = profundidad del campo (profundidad de Palmer-Maloney) mm

F = número de campos contados

La estimación de volumen medio, empleó los datos obtenidos de las medidas de largo y ancho de los organismos, considerando la siguiente fórmula:

$$V = \pi r^2 L$$

Donde:

$\pi = 3.1416$

r^2 = promedio del ancho de los organismos contados, divido entre dos y multiplicado al cuadrado

L = promedio del largo de los organismos contados.

8.6.3 Presencia y volumen de heteroquistes de *C. raciborskii*

De las observaciones en microscopio con la cámara de Palmer-Maloney se determinó el número de heteroquistes presentes en los tricomas, en los campos observados en cada una de las profundidades de muestreo (1, 6, 11 y 16.5 m) en los dos períodos de muestreo (mañana y tarde). También se calculó el volumen de los heteroquistes encontrados.

Para calcular el volumen del heteroquiste encontrado se empleó la siguiente fórmula:

$$V = 1/3\pi r^2 h$$

Donde:

$$\pi = 3.1416$$

r^2 = la mitad de la medida del ancho del heteroquiste al cuadrado (μm)

h = altura del heteroquiste o cono (μm)

8.7 Análisis estadístico

Se efectuaron correlaciones entre los atributos de *C. raciborskii* (abundancia, morfes y heteroquistes) y los parámetros *in situ* y los nutrientes determinados.

9 RESULTADOS

9.1 Caracterización de la columna de agua

La profundidad máxima en el punto de muestreo osciló entre los 18 y 19 metros; abril, mayo y junio, fueron los meses que tuvieron la profundidad mínima (18 metros), Julio y octubre 2012 y 2013 , fueron los meses que tuvieron la profundidad máxima (19 metros) (Tabla 10).

En lo que respecta a la profundidad del disco Secchi, en la época de secas tuvo un rango anual entre los 55 y 65 cm, la profundidad mínima se midió en el mes de abril, por la tarde y la profundidad máxima en marzo (tarde) y mayo (mañana y tarde). La época de lluvias tuvo un rango anual entre los 50 y 70 cm, la profundidad mínima se midió en junio y la profundidad máxima en octubre, en ambos casos por la mañana (Tabla 10).

Tabla 10. Mediciones de disco Secchi y profundidad máxima en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), Zmax= profundidad máxima.

Parámetro	Octubre 2012 am pm		Marzo 2013 am pm		Abril 2013 am pm		Mayo 2013 am pm		Junio 2013 am pm		Julio 2013 am pm		Octubre 2013 am pm	
Zmax (m)	19.0	19.0	18.5	18.5	18.0	18.0	18.0	18.0	18.0	18.0	18.5	18.5	19.0	19.0
Disco Secchi (cm)	55.0	52.0	60.0	65.0	57.0	55.0	65.0	65.0	52.0	50.0	60.0	65.0	70.0	55.0

9.1.1 Temperatura del agua

La temperatura del agua, en la época de secas mostró un rango entre 21.9 y 28 °C, la temperatura mínima se midió en marzo y la máxima en mayo. Para la época de lluvias la temperatura tuvo un rango entre los 25.1 y 30.5 °C (Tabla 11). Con respecto a los valores registrados en el mes de octubre de 2012, se observa la presencia de una termoclinia entre los 6 y 7 metros de profundidad, en el muestreo de la mañana con una temperatura de 27.3 °C a los 6 metros y 26.2 °C a los 7 metros (Figura 7).

Tabla 11. Mediciones de temperatura en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), f=fondo, z=profundidad.

z(m)	Temperatura (°C)											
	Octubre 2012		Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Junio 2013		Julio 2013	
	am	pm										
0	27.7	29.0	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	29.4	30.5	28.4	28.8
1	27.7	27.6	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	29.5	30.5	28.4	28.8
2	27.7	26.9	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	29.4	29.5	28.4	28.8
3	27.7	26.7	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	29.4	29.4	28.4	28.8
4	27.7	26.6	21.9	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	29.4	29.3	28.4	28.8
5	27.6	26.3	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	28.8	29.0	28.4	28.5
6	27.3	26.2	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	28.0	28.4	28.8	28.4	28.5
7	26.2	26.2	22.0	22.3	25.0	25.4	27.6	27.9	28.2	28.7	28.4	28.5
8	26.1	26.1	22.0	22.3	25.0	25.3	27.5	27.8	28.1	28.6	28.4	28.4
9	26.1	26.1	22.0	22.3	25.0	25.3	27.4	27.8	28.0	28.4	28.4	27.2
10	26.0	26.1	22.0	22.3	24.9	25.3	27.4	27.8	28.0	28.2	28.4	28.3
11	26.0	26.0	22.0	22.3	24.8	25.3	27.3	27.7	28.0	28.0	28.4	28.3
12	26.0	26.0	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.7	27.9	28.0	28.4	28.3
13	26.0	26.0	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.7	27.9	27.9	28.4	28.2
14	26.0	26.0	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.7	27.9	27.9	28.4	28.1
15	26.0	25.1	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.7	27.9	27.9	28.4	28.1
16	26.0	25.1	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.6	27.8	27.6	28.3	28.1
17	25.9	25.1	21.9	22.3	24.7	25.3	27.3	27.6	27.8	27.6	28.2	28.1
18	25.9	25.1	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
19	f	f										

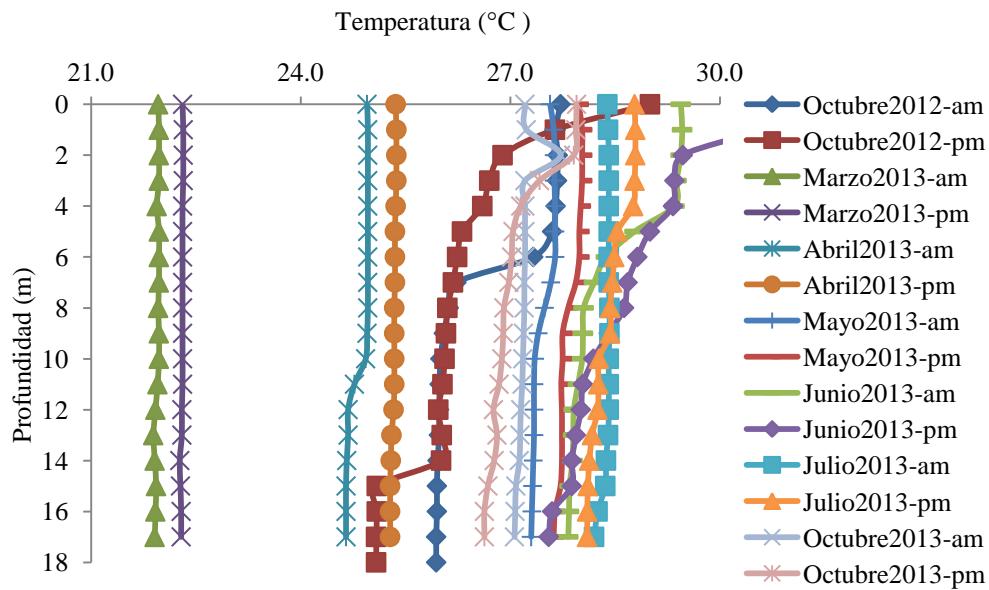


Figura 7. Perfil de temperatura en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.1.2 Oxígeno disuelto

En la Tabla 12 se muestran las concentraciones de oxígeno disuelto, para la época de secas se midieron concentraciones entre 5.5 y 9.5 mg l^{-1} . Para la época de lluvias concentraciones entre 0.5 y 11 mg l^{-1} (Tabla 12). Se encontró una columna de agua oxigenada, con las menores concentraciones en octubre de 2012 (0.5 mg l^{-1}) y junio (1.1 mg l^{-1}) a los 17 metros de profundidad (Figura 8).

Tabla 12. Mediciones de oxígeno disuelto en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), f= fondo, z=profundidad.

z(m)	Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)		Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)											
	Octubre 2012		Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Junio 2013		Julio 2013			
	am	pm	am	pm										
	0	6.4	8.6	9.2	9.5	8.0	8.7	8.4	8.4	9.8	11.0	8.0	9.1	
1	6.6	9.4	9.0	9.5	7.9	8.6	7.8	7.6	9.8	10.9	7.8	9.1	8.0	9.9
2	6.7	7.6	8.9	9.5	7.8	8.5	7.3	7.4	9.8	10.1	7.7	9.1	7.7	10.0
3	6.8	6.5	8.9	9.5	7.7	8.5	7.1	7.2	9.7	9.6	7.7	9.1	7.5	9.5
4	7.0	5.9	8.9	9.5	7.6	8.4	6.9	7.2	9.6	9.1	7.6	9.0	7.3	8.9
5	6.9	4.7	8.8	9.5	7.6	8.2	6.8	7.0	6.5	8.2	7.6	8.5	7.2	7.9
6	6.3	4.1	8.8	9.5	7.5	8.0	6.7	6.9	5.4	7.7	7.6	8.1	7.2	7.5
7	3.9	3.8	8.8	9.5	7.5	8.0	6.7	6.8	5.4	7.0	7.6	7.9	7.4	7.3
8	3.6	3.6	8.7	9.5	7.4	8.0	6.4	6.4	5.1	6.9	7.5	7.7	7.2	7.3
9	3.1	3.1	8.7	9.5	7.4	7.9	6.2	5.9	5.0	6.7	7.5	7.6	6.9	7.1
10	2.8	2.8	8.7	9.5	7.4	7.9	6.0	5.9	5.0	6.7	7.5	5.8	6.8	7.0
11	2.6	2.6	8.5	9.3	7.3	7.8	6.0	5.7	4.5	6.6	7.5	5.3	6.7	7.0
12	2.5	2.4	8.3	9.3	7.3	8.0	5.9	5.7	4.5	6.5	7.4	5.1	6.7	6.7
13	2.4	2.2	8.3	9.1	7.3	7.9	5.9	5.7	4.4	5.3	7.3	4.9	6.7	6.4
14	2.2	2.0	8.1	9.0	7.2	7.9	5.9	5.7	4.3	5.0	7.0	4.7	6.5	6.2
15	2.1	1.4	8.2	8.9	7.2	7.8	5.8	5.7	4.2	5.0	6.7	4.6	6.5	6.3
16	2.1	1.0	8.2	8.8	7.2	7.8	5.8	5.5	4.1	1.6	4.7	4.5	6.4	5.8
17	2.0	0.5	8.1	8.7	7.1	7.8	5.8	5.5	3.8	1.1	3.7	4.4	6.3	4.9
18	2.0	0.5	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f	f
19	f	f												

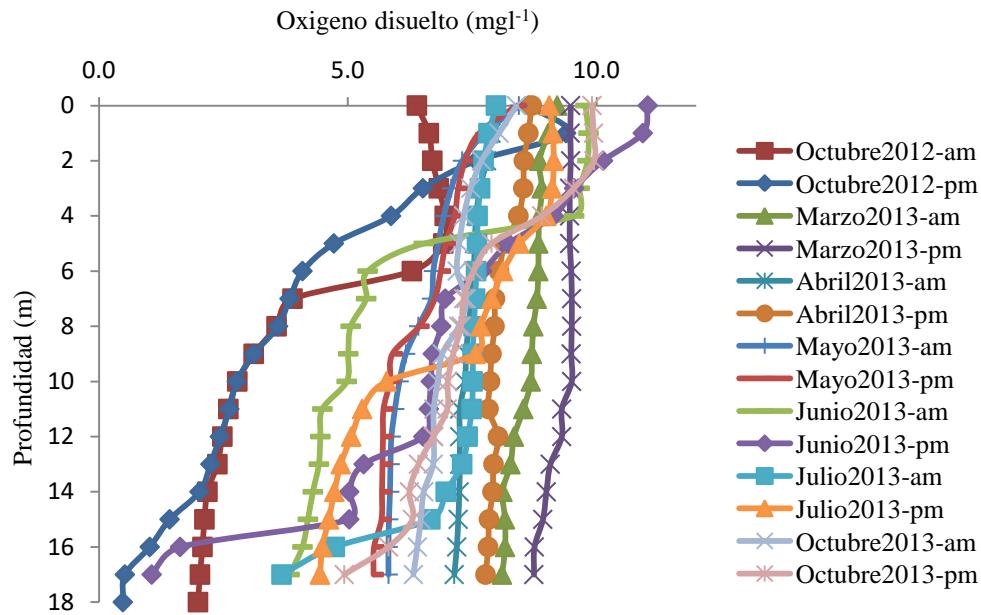


Figura 8. Perfil de Oxígeno disuelto en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.1.3 Potencial de Hidrógeno

En la Tabla 13, se muestran los valores de potencial hidrógeno. Para la época de secas se midió un pH entre 7.1 y 8.7, el mínimo se midió en mayo por la mañana (1 metro) y el máximo en marzo por la tarde (1 metro). La época de lluvias tuvo un rango entre 6.3 y 8.4, el mínimo se midió en octubre 2012 en la mañana (11 metros) y el máximo en junio y octubre 2012 por la tarde, ambos a 1 metro de profundidad (Figura 9).

Tabla 13. Mediciones de pH en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.
Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012		Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Junio 2013		Julio 2013		Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	8.2	8.4	8.6	8.7	8.0	8.0	7.1	7.5	7.9	8.4	7.4	7.5	7.2	7.9
6	6.4	6.8	8.3	8.2	8.0	7.6	7.2	7.6	7.4	7.8	7.3	7.4	7.0	7.1
11	6.3	6.5	7.8	8.2	8.0	8.0	7.2	7.5	7.2	7.7	7.4	7.3	7.0	7.1
16.5	6.4	6.4	7.7	8.0	8.1	7.8	7.3	7.4	7.2	7.5	7.4	7.3	7.2	7.2

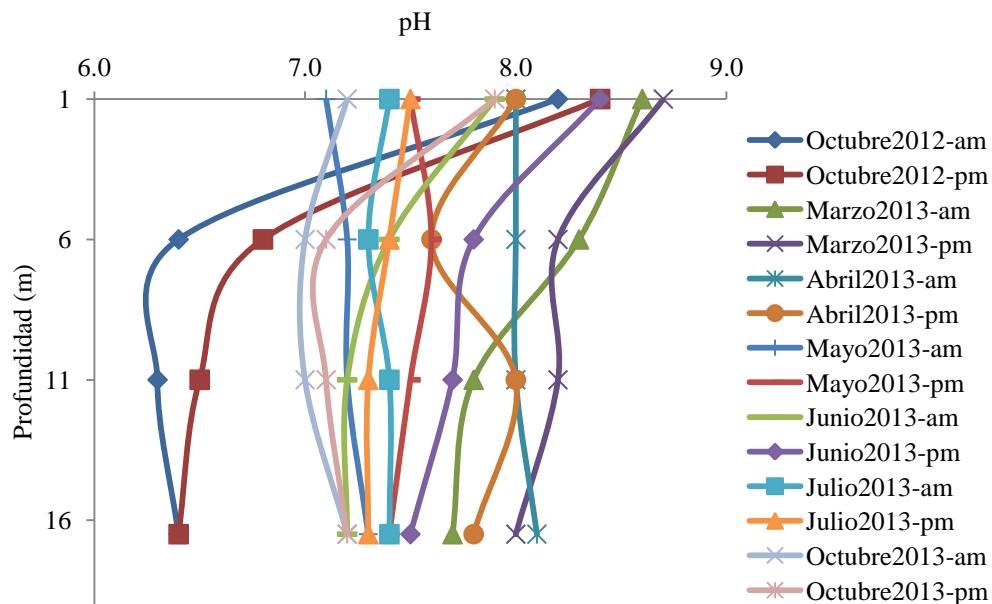


Figura 9. Perfil de pH en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.2 Análisis químicos

9.2.1 Amonio

En la Tabla 14 se muestran las concentraciones de amonio. Para la época de secas, las concentraciones tuvieron un rango anual entre 13 y 249.1 μgl^{-1} , la concentración más baja se midió en mayo por la mañana 1 metro de profundidad, las concentraciones más altas se midieron en marzo (176.7 μgl^{-1}) y abril (249.1 μgl^{-1}) a 11 y 16.5 metros de profundidad, respectivamente (Figura 10).

Para la época de lluvias, las concentraciones tuvieron un rango anual entre 9.6 y 109.4 μgl^{-1} , la concentración más baja se midió en junio por la tarde a 1 metro de profundidad, la concentración más alta se midió en octubre 2013 en la mañana a 16.5 metros de profundidad (Figura 10).

Tabla 14. Concentraciones de amonio en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=2, nm=no medido, z=profundidad.

z(m)	Amonio		Amonio		Amonio		Amonio		Amonio		Amonio	
	N-NH ₃		N-NH ₃		N-NH ₃		N-NH ₃		N-NH ₃		N-NH ₃	
	(μg l ⁻¹)		(μg l ⁻¹)		(μg l ⁻¹)		(μg l ⁻¹)		(μg l ⁻¹)		(μg l ⁻¹)	
	Octubre	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Octubre	Octubre	Julio	Junio	Marzo	Octubre
	2012	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013	2013
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	nm	nm	136.4	34.0	123.0	40.2	13.0	49.8	20.1	9.6	52.9	32.3
6	nm	nm	143.8	28.5	171.8	37.1	14.4	40.1	32.8	16.0	58.5	44.8
11	nm	nm	176.7	30.5	169.4	51.8	22.4	46.6	46.5	22.8	58.1	25.2
16.5	nm	nm	100.8	37.1	249.1	54.2	31.4	48.4	63.1	43.7	72.1	47.3
											109.4	99.5

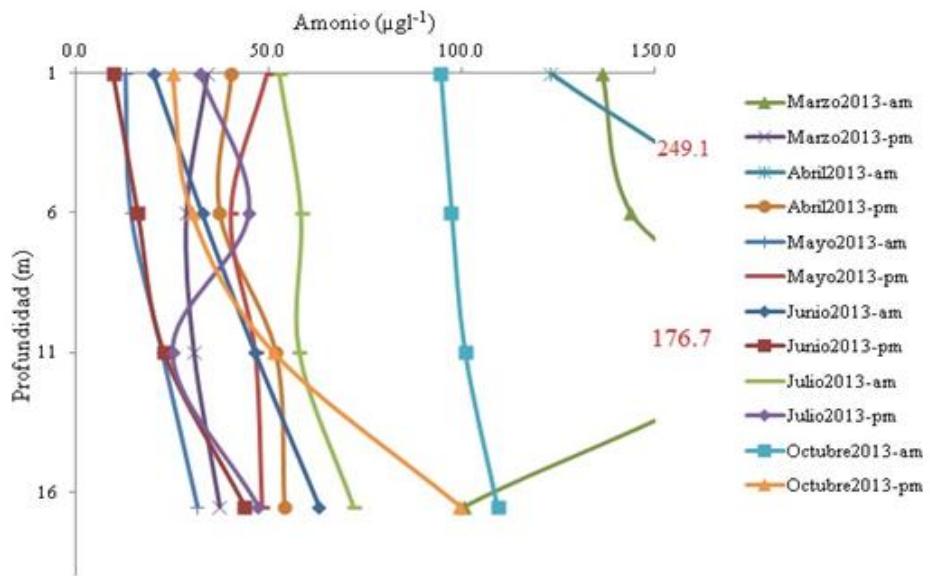


Figura 10. Perfil de amonio en el Lago de Catemaco en un ciclo anual. Marzo y abril, en la mañana, tuvieron concentraciones más altas en todo el ciclo anual, por arriba de los 150 $\mu\text{g l}^{-1}$ del gráfico, por ese motivo, se especifican en rojo las concentraciones más altas que se encontraron en estos dos meses. Marzo a los 11 metros tuvo una concentración de 176.7 $\mu\text{g l}^{-1}$. El mes de abril, tuvo una máxima concentración a los 16.5 metros de 249.1 $\mu\text{g l}^{-1}$.

9.2.2 Nitrato

La Tabla 15 muestra las concentraciones de nitrato. La época de secas tuvo un rango anual de concentraciones entre 2.0 y 105.7 μgl^{-1} , la mínima concentración se encontró en abril tanto en la mañana como en la tarde, la máxima concentración en mayo por la tarde a los 11 metros de profundidad. Para el caso de la época de lluvias se midieron concentraciones en un rango anual entre 3.3 y 27.7, tanto la mínima como la máxima concentración, se midieron en octubre de 2012 por la mañana, a 1 metro y 6 metros de profundidad, respectivamente (Figura 11).

Tabla 15. Concentraciones de nitrato en un perfil vertical en el Lago de Catemaco.
Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=2, nm=no medido,
z=profundidad.

z(m)	Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})		Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})		Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})		Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})		Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})		Nitrato N-NO ₃ (μgl^{-1})			
	Octubre 2012	Marzo 2013	Abril 2013	Mayo 2013	Junio 2013	Julio 2013	Octubre 2013	am	pm	am	pm	am	pm	
1	3.3	15.5	5.3	2.6	4.9	5.9	19.3	14.3	8.4	6.8	13.5	14.1	13.9	17.9
6	27.7	16.6	4.8	7.4	3.0	2.0	14.9	13.7	5.8	3.7	19.6	23.3	11.3	11.9
11	21.0	21.0	6.9	4.8	2.0	4.9	24.3	105.7	8.4	6.8	17.1	15.9	17.2	16.6
16.5	24.4	nm	16.9	12.2	2.0	2.0	15.6	93.3	6.8	12.0	17.1	12.1	13.2	15.9

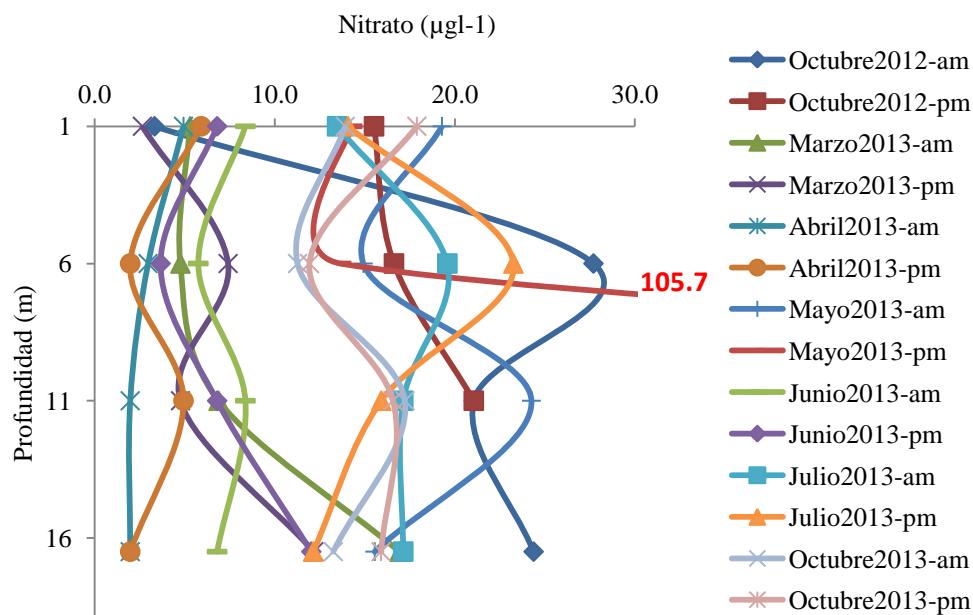


Figura 11. Perfil de nitrato en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.
 (El mes de mayo en la tarde, tuvo las concentraciones más altas de todo el ciclo anual, por arriba de los $30 \mu\text{gl}^{-1}$ del gráfico, por ese motivo, se especifican en rojo la concentración más alta que se encontró en este mes a los 11 metros de $105.7 \mu\text{gl}^{-1}$).

9.2.3 Nitrógeno inorgánico

El nitrógeno inorgánico considerado como la suma del amonio (N-NH_3) y el nitrato (N-NO_3), tuvo un rango anual de concentraciones entre 29.3 y $251.1 \mu\text{gl}^{-1}$ en la época de secas, la mínima concentración se encontró en mayo por la mañana a 6 metros de profundidad, la máxima concentración se encontró en abril por la mañana a 16.5 metros de profundidad. Para la época de lluvias, se encontraron concentraciones en un rango anual entre 16.4 y $122.6 \mu\text{gl}^{-1}$, la mínima concentración se encontró en junio por la tarde a 1 metro de profundidad, la máxima concentración se encontró en octubre de 2013 por la mañana a 16.5 metros de profundidad (Tabla 16).

Tabla 16. Concentraciones de nitrógeno inorgánico en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=2, nm=no medido, z=profundidad.

z(m)	Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Marzo 2013		Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Abril 2013		Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Mayo 2013		Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Junio 2013		Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Julio 2013		Nitrógeno inorgánico (μgl^{-1}) ($\text{NH}_3 + \text{NO}_3$) Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
	1	141.7	36.6	127.9	46.1	32.3	64.1	28.5	16.4	66.4	46.4	108.4
6	148.6	35.9	174.8	39.1	29.3	53.8	38.6	19.7	78.1	68.1	108.7	42
11	183.6	35.3	171.4	56.7	46.7	152.3	54.9	29.6	75.2	41.1	118.1	67.9
16.5	117.7	49.3	251.1	56.2	47	141.7	69.9	55.7	89.2	59.4	122.6	115.4

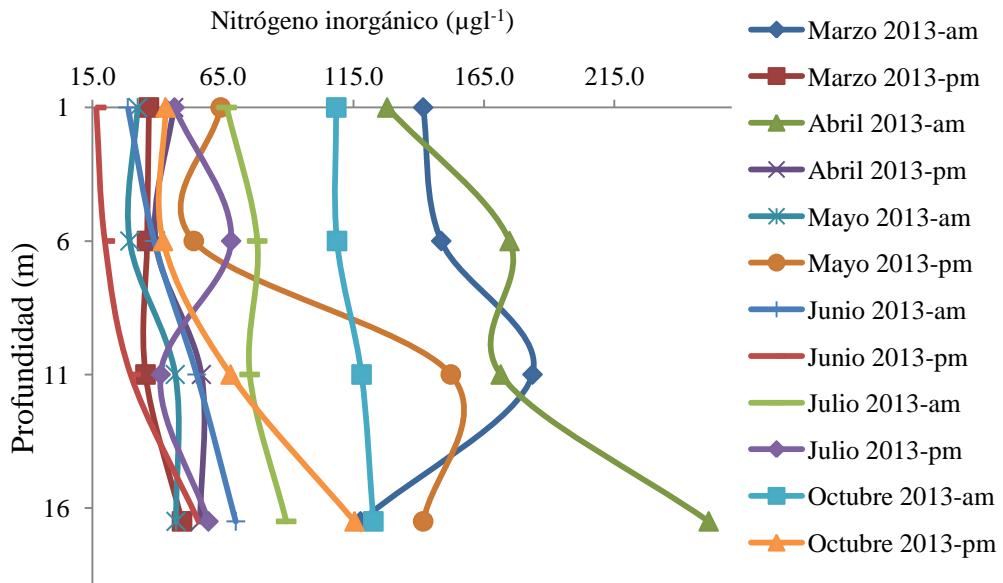


Figura 12. Perfil de nitrógeno inorgánico en el Lago de Catemaco en un ciclo anual. El nitrógeno inorgánico es la suma del amonio (N-NH_3) y el nitrato (N-NO_3).

9.2.4 Nitrógeno total

En la Tabla 17 se muestran las concentraciones de nitrógeno total. Para la época de secas, se midieron concentraciones en un rango anual entre 914 y $1810 \mu\text{gl}^{-1}$, la mínima concentración se midió en marzo por la tarde a los 11 metros de profundidad, la máxima concentración se midió en marzo por la tarde a 1 metro de profundidad. Para la época de

lluvias, se midieron concentraciones en un rango anual entre 1023 y 1783 μgl^{-1} , la mínima concentración se midió en octubre de 2013 por la tarde a 11 metros de profundidad y la máxima concentración se midió en julio por la mañana a los 16.5 metros de profundidad (Figura 13).

Tabla 17. Concentración de nitrógeno total en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=1, n=2, nm=no medido, z=profundidad.

z(m)	Nitrógeno total (μgl^{-1}) Octubre 2012		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Marzo 2013		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Abril 2013		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Mayo 2013		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Junio 2013		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Julio 2013		Nitrógeno total (μgl^{-1}) Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	nm	nm	960	1810	1413	1263	1313	1283	1203	1373	1433	1283	1183	1163
6	nm	nm	nm	937	1273	1333	1343	1258	1223	1133	1513	1403	1123	1063
11	nm	nm	978	914	1463	1343	1083	1203	1543	1293	1693	1093	1033	1023
16.5	nm	nm	924	1240	1333	1353	1243	1123	1703	nm	1783	1473	1593	1153

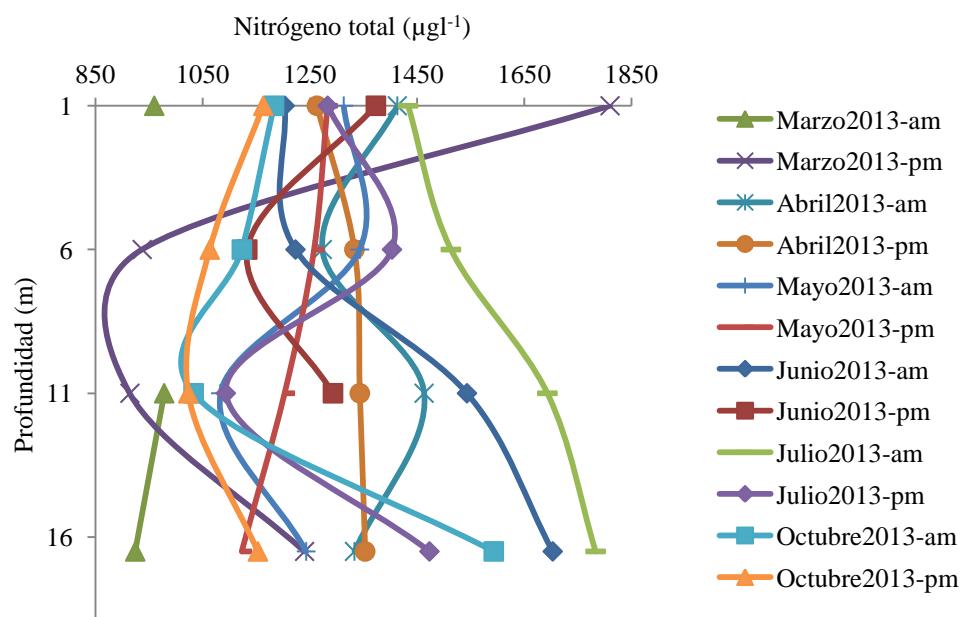


Figura 13. Perfil de nitrógeno total en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.2.5 Fósforo total

En la Tabla 18, se muestran las concentraciones de fósforo total. Para la época de secas, se encontraron concentraciones en un rango anual entre 33.9 y $62.6 \mu\text{gl}^{-1}$, la mínima concentración se midió en mayo por la mañana a 1 metro de profundidad y la máxima concentración se midió en abril por la tarde a 16.5 metros de profundidad. En lo que respecta a la época de lluvias, se encontraron concentraciones en un rango anual entre 28.7 y $58.5 \mu\text{gl}^{-1}$, la mínima concentración se midió en junio por la tarde a 1 metro de profundidad, la máxima concentración se midió en junio por la mañana a 16.5 metros de profundidad (Figura 14).

Tabla 18. Concentración de fósforo total en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=1, nm=no medido, z=profundidad.

z(m)	Fósforo total (μgl^{-1}) Octubre 2012		Fósforo total (μgl^{-1}) Marzo 2013		Fósforo total (μgl^{-1}) Abril 2013		Fósforo total (μgl^{-1}) Mayo 2013		Fósforo total (μgl^{-1}) Junio 2013		Fósforo total (μgl^{-1}) Julio 2013		Fósforo total (μgl^{-1}) Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	nm	nm	35.8	nm	38.5	44.4	33.9	59.2	29.6	28.7	33.3	31.2	31.9	30.8
6	nm	nm	35.7	34.7	34.6	49.6	37.8	47.3	31.6	34.4	35.1	35.5	31.5	34.2
11	nm	nm	37.7	43.9	54.6	54.6	36.8	49.0	38.0	40.6	47.7	35.1	34.1	34.4
16.5	nm	nm	35.8	44.8	56.1	62.6	44.6	61.2	58.5	nm	56.5	46.0	40.3	33.9

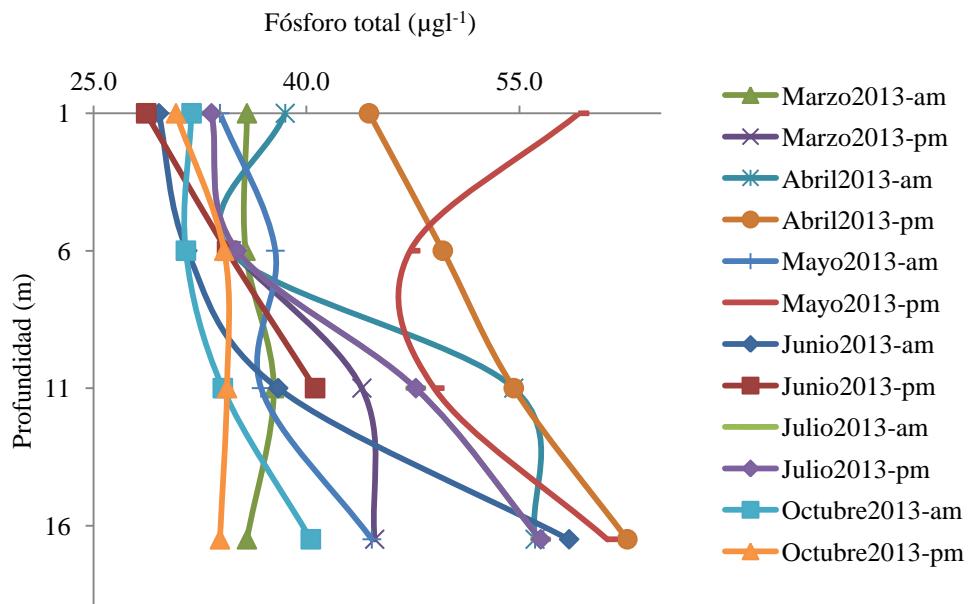


Figura 14. Perfil de fósforo total en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.3 Análisis biológicos

9.3.1 Clorofila *a*

Para la clorofila *a*, en la época de secas se encontraron concentraciones en un rango anual entre 42.9 y $78.4 \mu\text{gl}^{-1}$, la mínima concentración se midió en mayo por la mañana a 11 metros de profundidad y la máxima concentración se midió en abril por la tarde a 11 metros de profundidad. Para la época de lluvias, las concentraciones tuvieron un rango anual entre 26.0 y $68.4 \mu\text{gl}^{-1}$ la mínima concentración se midió en octubre de 2012 por la tarde a 16.5 metros de profundidad y la máxima concentración se midió en junio por la mañana a 11 metros de profundidad (Tabla 19) (Figura 15).

Tabla 19. Concentración de clorofila *a* en un perfil vertical en el Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=2, nm=no medido, z=profundidad.

z(m)	Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Octubre 2012		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Marzo 2013		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Abril 2013		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Mayo 2013		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Junio 2013		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Julio 2013		Clorofila <i>a</i> (μgl^{-1}) Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	36.5	26.5	64.3	65.0	70.0	62.6	47.1	50.0	57.0	67.4	42.3	48.8	54.7	39.0
6	29.6	40.3	61.8	58.8	74.5	65.4	55.2	52.4	66.4	57.9	59.5	62.2	54.7	52.6
11	30.8	29.9	64.0	60.3	70.1	78.4	42.9	60.4	68.4	57.4	67.5	52.6	36.0	47.8
16.5	30.8	26.0	65.8	63.5	61.3	75.0	54.0	53.7	61.4	60.4	55.3	46.5	53.3	55.8

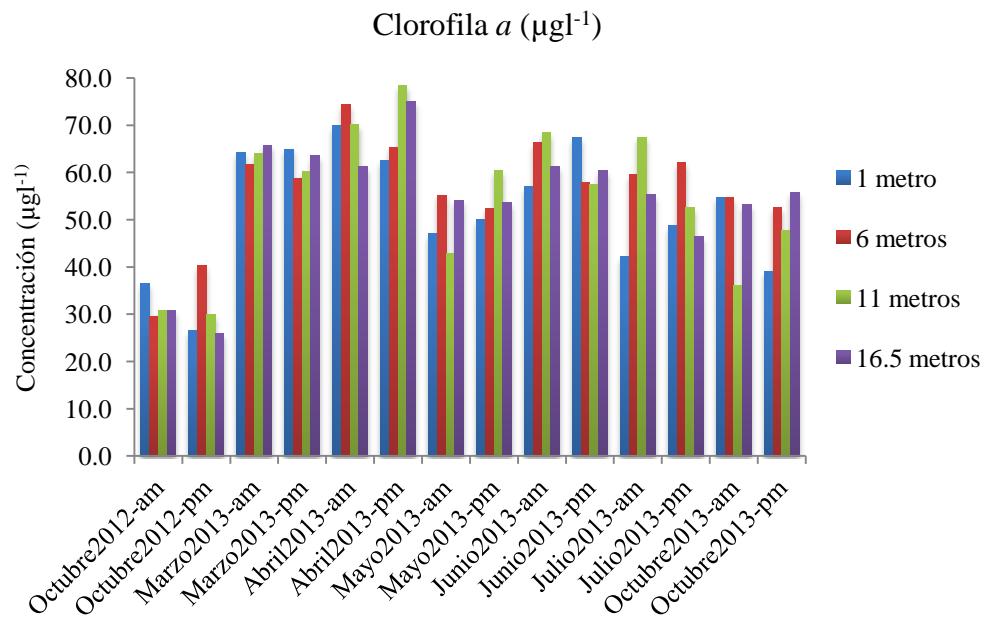


Figura 15. Concentración de clorofila *a* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

9.3.2 Abundancia de *C. raciborskii*

a) Abundancia total

En la Tabla 20, se muestran las abundancias totales de los tricomas de *C. raciborskii*, para la época de secas se encontraron abundancias en un rango anual entre 0.6×10^8 y 4.1×10^8 tricomas l^{-1} , la menor abundancia se observó en mayo por la mañana a las 11 metros de profundidad, la mayor abundancia se observó en marzo por la tarde a los 11 metros de

profundidad. Para la época de lluvias, se encontraron abundancias en un rango anual entre 0.9×10^8 y 3.2×10^8 tricomas l^{-1} , la menor abundancia se observó en junio por la tarde a los 11 metros de profundidad y la mayor abundancia en junio por la tarde a los 6 metros de profundidad (Figura 16).

Tabla 20. Abundancia total de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), abundancias expresadas $\times 10^8$, z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012 (Tricomas l^{-1})		Marzo 2013 (Tricomas l^{-1})		Abril 2013 (Tricomas l^{-1})		Mayo 2013 (Tricomas l^{-1})		Junio 2013 (Tricomas l^{-1})		Julio 2013 (Tricomas l^{-1})		Octubre 2013 (Tricomas l^{-1})	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	1.7	1.8	3.2	2.6	2.7	3.0	2.0	2.3	2.2	2.0	3.0	1.9	1.6	2.5
6	2.0	2.0	3.4	3.1	2.1	3.2	2.0	1.9	1.6	3.2	2.0	2.2	2.3	2.4
11	1.3	1.8	2.6	4.1	2.2	2.5	0.6	2.5	1.8	0.9	2.1	1.3	2.6	1.8
16.5	1.3	1.4	2.0	2.7	1.7	3.0	0.8	2.4	1.1	1.3	2.1	2.2	2.1	2.0
Media	1.6	1.8	2.8	3.1	2.2	2.9	1.4	2.3	1.7	1.9	2.3	1.9	2.2	2.2
Desviación estándar	0.3	0.3	0.6	0.7	0.4	0.3	0.7	0.3	0.5	1.0	0.5	0.4	0.4	0.3
Coeficiente de variación	21.6	14.4	22.6	21.9	18.9	10.2	54.9	11.6	27.3	54.5	20.4	22.3	19.5	15.2

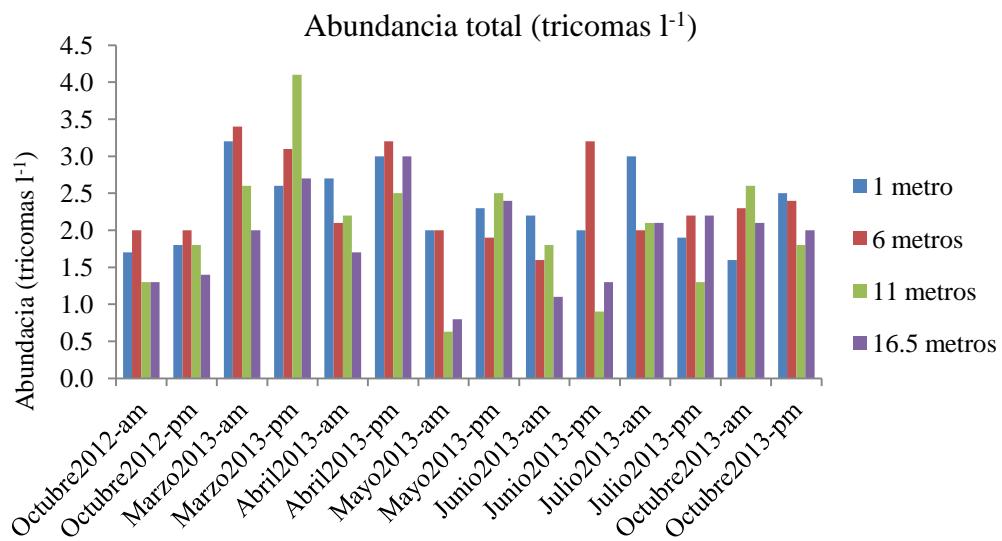


Figura 16. Abundancia total de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual. Abundancias expresadas $\times 10^8$.



Figura 17. Tricomas observados de *C. raciborskii*. Secas (13 de marzo 2013 y 25 mayo 2013), lluvias (18 julio 2013 y 13 octubre 2013). Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

b) Abundancia de morfes lineales

En la Tabla 21, se muestran las abundancias de los tricomas con morfe lineal de *C. raciborskii*. En la época de secas se encontraron abundancias en un rango anual entre 0.2×10^8 y 2.6×10^8 tricomas l^{-1} , la menor abundancia se observó en mayo por la mañana a los 11 metros de profundidad, la mayor abundancia se observó en marzo por la tarde a 1 metro de profundidad. Para la época de lluvias, se encontró una abundancia entre 0.5×10^8 y 2.0×10^8 tricomas l^{-1} , la menor abundancia se observó en los meses de junio y julio, por la tarde y a los 11 metros de profundidad en ambos meses, la mayor abundancia se observó en junio por la tarde a los 6 metros de profundidad (Figura 18).

Tabla 21. Abundancia de morfes lineales de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), abundancias están expresadas $\times 10^8$, z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012 (Tricomas l ⁻¹)		Marzo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Abril 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Mayo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Junio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Julio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Octubre 2013 (Tricomas l ⁻¹)		
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	
	1	1.2	1.3	1.9	1.7	1.6	1.8	1.0	1.3	1.3	1.2	1.7	0.8	0.9	1.5
6	1.3	1.2	2.1	1.8	1.4	2.0	1.0	1.1	0.8	2.0	1.0	1.0	1.5	1.4	
11	0.6	1.0	1.6	2.6	1.3	0.8	0.2	1.4	1.0	0.5	1.1	0.5	1.7	1.0	
16.5	0.6	0.7	1.1	1.8	1.0	1.8	0.4	1.5	0.6	0.7	1.1	1.1	1.3	1.3	
Media	0.9	1.0	1.7	2.0	1.3	1.6	0.6	1.3	0.9	1.1	1.2	0.9	1.3	1.3	
Desviación estándar	0.4	0.3	0.4	0.4	0.3	0.5	0.4	0.2	0.3	0.7	0.3	0.3	0.4	0.2	
Coeficiente de variación	40.0	26.9	26.0	21.2	18.9	33.9	69.6	12.9	37.4	65.1	26.1	31.1	29.1	16.6	

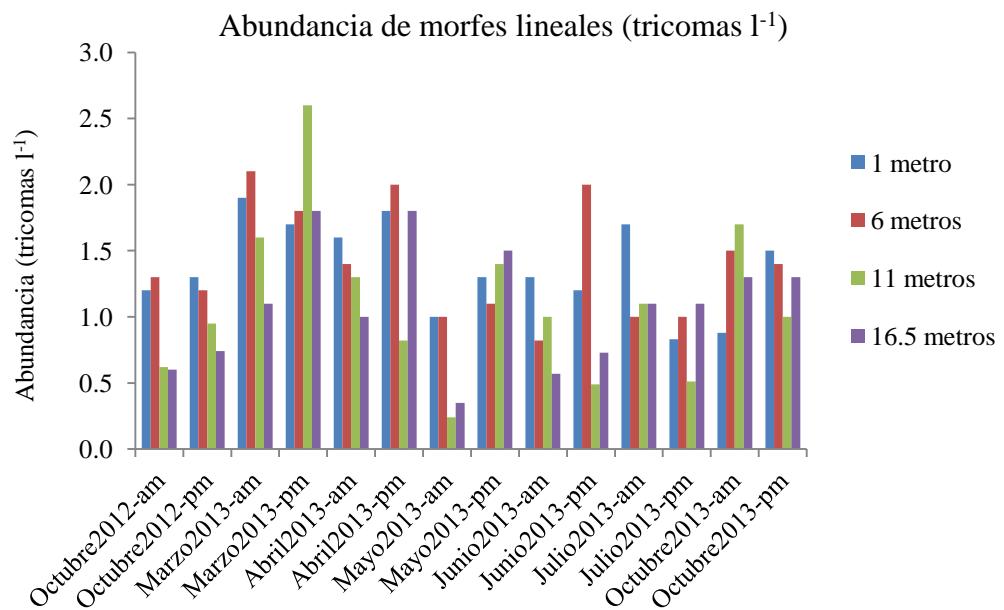


Figura 18. Abundancia de morfes lineales de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

Abundancias expresadas $\times 10^8$.

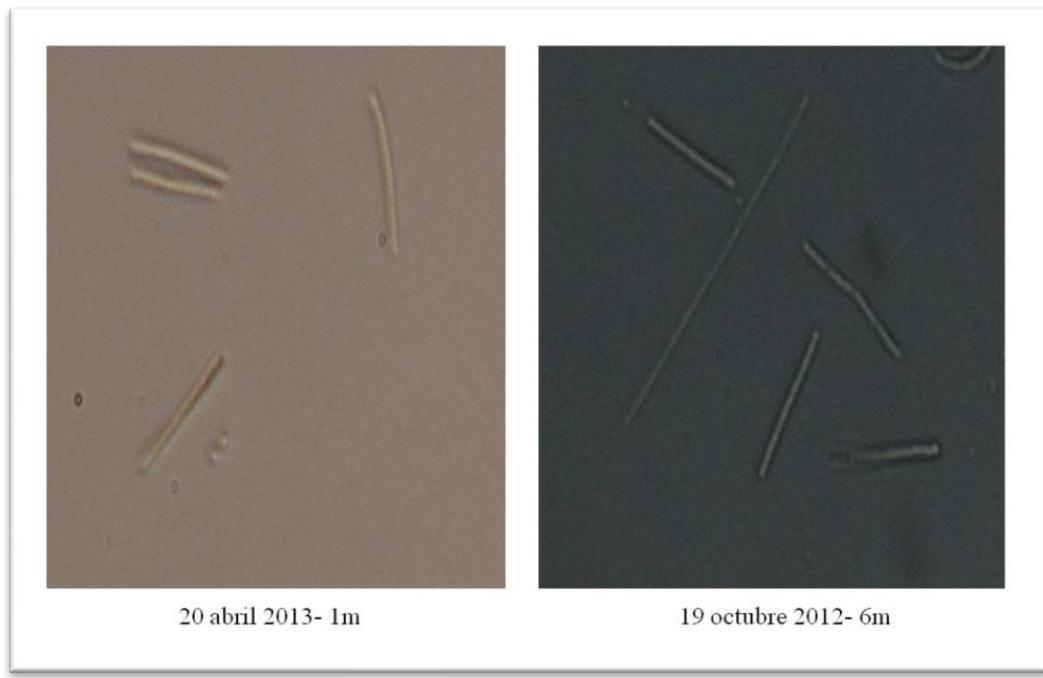


Figura 19. Tricomas de *C. raciborskii* de morfe lineal.
Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

c) Abundancia de morfes circulares

En la Tabla 22, se muestran las abundancias de los tricomas con morfe circular de *C. raciborskii*. En la época de secas, se observó una abundancia en un rango anual entre 0.2×10^8 y 0.6×10^8 tricomas m^{-3} , la menor abundancia se observó en mayo por la mañana a los 11 metros de profundidad y la mayor abundancia se observó en los meses de abril y mayo por la mañana en ambos meses, en abril a 1 metros de profundidad y en mayo a 1 y 6 metros de profundidad. Para la época de lluvias se observó una abundancia entre 0.1×10^8 y 0.8×10^8 tricomas m^{-3} , la menor abundancia se observó en octubre 2012 por la mañana a 1 metro de profundidad, la mayor abundancia se observó en julio por la mañana a 1 metro de profundidad (Figura 20).

Tabla 22. Abundancia de morfes circulares de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), abundancias están expresadas $\times 10^8$, z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012 (Tricomas l ⁻¹)		Marzo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Abril 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Mayo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Junio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Julio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Octubre 2013 (Tricomas l ⁻¹)	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	0.1	0.2	0.4	0.5	0.6	0.5	0.6	0.5	0.6	0.5	0.8	0.5	0.4	0.6
6	0.4	0.4	0.5	0.5	0.3	0.5	0.6	0.4	0.5	0.5	0.6	0.8	0.5	0.5
11	0.3	0.4	0.4	0.5	0.5	0.3	0.2	0.5	0.5	0.3	0.6	0.3	0.5	0.4
16.5	0.3	0.3	0.4	0.3	0.3	0.6	0.3	0.5	0.4	0.3	0.6	0.3	0.4	0.4
Media	0.3	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.4	0.5
Desviación estándar	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.0	0.1
Coeficiente de variación	38.3	47.1	20.4	22.5	25.5	20.4	63.4	13.3	20.4	54.0	13.6	21.9	11.8	12.8

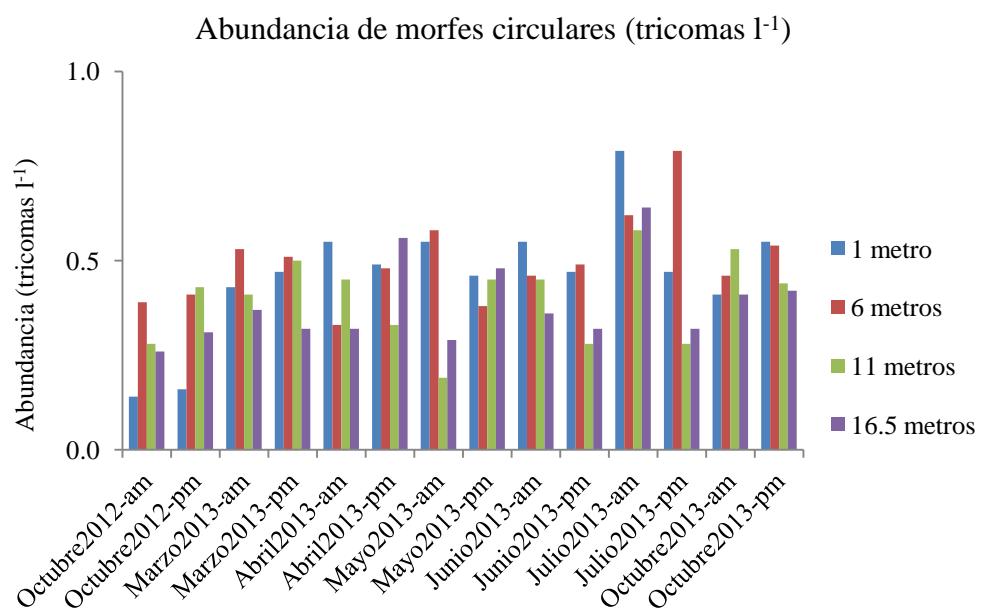


Figura 20. Abundancia de morfes circulares de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual. Abundancias expresadas $\times 10^8$.

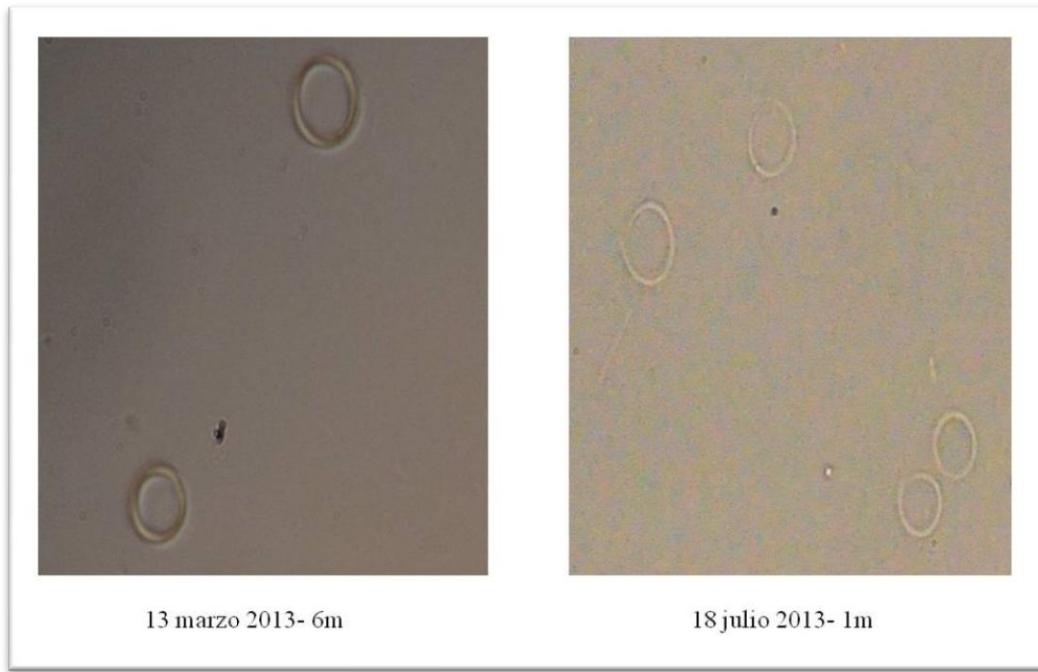


Figura 21. Tricomas de *C. raciborskii* de morfe circular.
Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

d) Abundancia de morfe helicoidal

Con respecto al morfe helicoidal, para la época de secas, se encontró una abundancia en un rango anual entre 0.2×10^8 y 0.9×10^8 tricomasl $^{-1}$, la menor abundancia se observó en mayo por la mañana a 11 y 16.5 metros de profundidad, la mayor abundancia se observó en marzo por la mañana a 1 metro de profundidad. Para la época de lluvias, se encontró una abundancia en un rango anual entre 0.2×10^8 y 0.5×10^8 tricomasl $^{-1}$, la menor abundancia se observó en junio, en la mañana los 16.5 metros y por la tarde a 11 y 16.5 metros de profundidad, la mayor abundancia se observó en los meses de junio y julio, en junio por la tarde a 6 metros de profundidad y julio en la mañana a 1 metro de profundidad (Tabla 23) (Figura 22).

Tabla 23. Abundancia de morfe helicoidal de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), abundancias están expresadas x108, z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012 (Tricomas l ⁻¹)		Marzo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Abril 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Mayo 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Junio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Julio 2013 (Tricomas l ⁻¹)		Octubre 2013 (Tricomas l ⁻¹)	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	0.3	0.4	0.9	0.4	0.6	0.7	0.4	0.6	0.4	0.4	0.5	0.4	0.4	0.4
6	0.4	0.3	0.8	0.8	0.3	0.7	0.4	0.4	0.3	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
11	0.4	0.4	0.5	0.9	0.4	0.4	0.2	0.6	0.3	0.2	0.4	0.3	0.4	0.3
16.5	0.4	0.3	0.5	0.5	0.3	0.6	0.2	0.5	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.3
Media	0.4	0.3	0.6	0.6	0.4	0.5	0.3	0.5	0.2	0.3	0.4	0.3	0.3	0.3
Desviación estándar	0.0	0.0	0.2	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
Coeficiente de variación	13.6	0.0	30.4	44.1	25.5	32.5	23.1	26.5	42.6	51.6	20.4	29.5	0.0	15.4

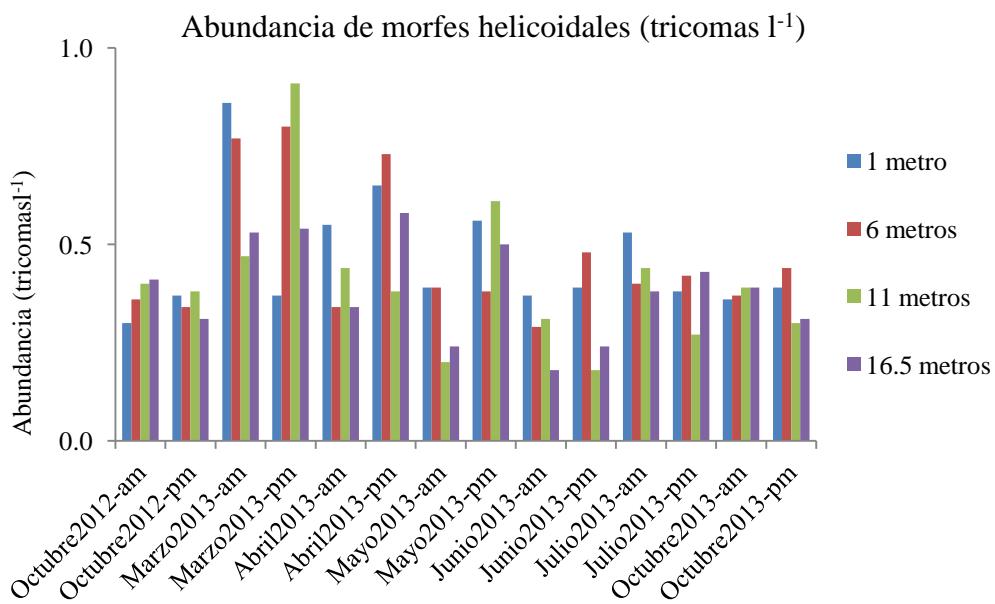


Figura 22. Abundancia de morfes helicoidal de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual. Abundancias expresadas x10⁸.



Figura 23. Tricomas de *C. raciborskii* de morfe helicoidal.
Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

De las abundancias por morfes, se encontró que en todo el periodo de estudio el morfe más abundante es el lineal, seguido del circular y por último el helicoidal, en ambos tiempos del día.

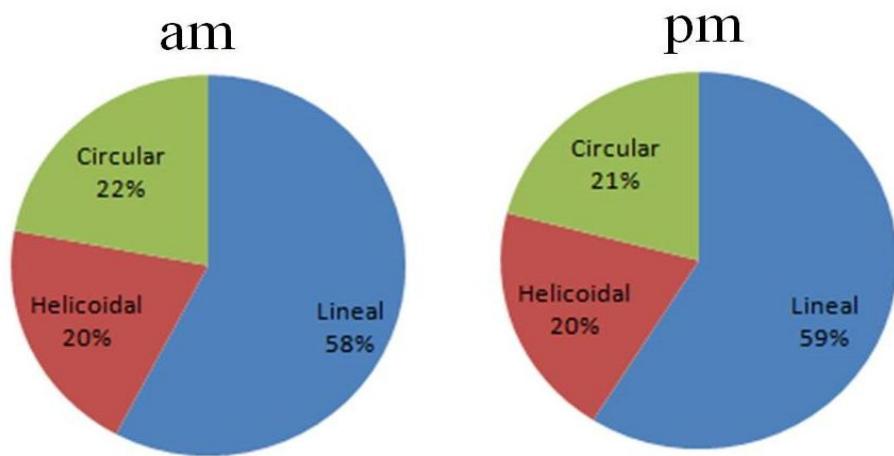


Figura 24. Porcentajes de morfes de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco en un ciclo anual.

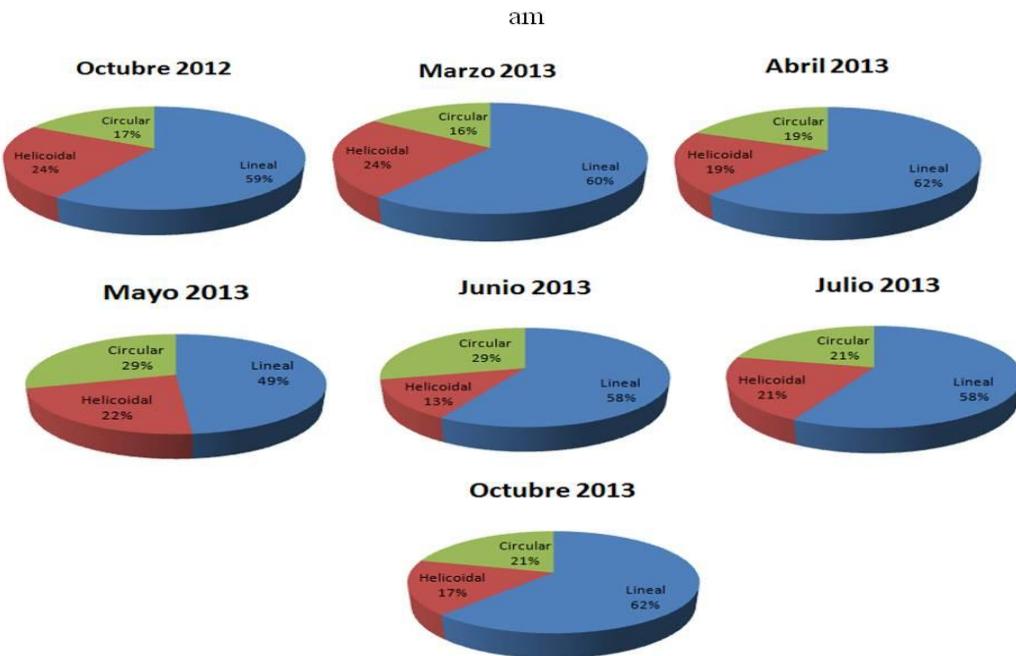


Figura 25. Abundancia de morfes de *C. raciborskii* por mes, en el Lago de Catemaco (am).

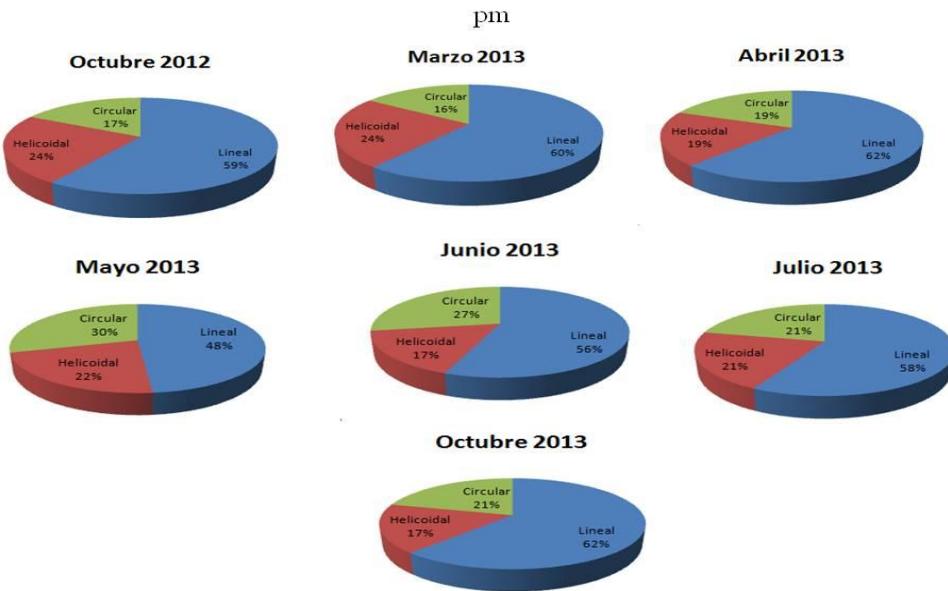


Figura 26. Abundancia de morfes de *C. raciborskii* por mes, en el Lago de Catemaco (pm).

9.3.3 Biovolumen de tricomas de *C. raciborskii*

a) Biovolumen de morfes lineales

En la Tabla 24, se muestran los biovolúmenes de tricomas con morfe lineal medidos durante los meses de estudio.

Tabla 24. Biovolumen de morfes lineales de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), n=número de organismos medidos, tri=tricoma, z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Marzo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Abril 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Mayo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)			
	am		pm		am		pm		am		pm		am		pm	
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	50	29.5	59	48.9	62	48.0	109	86.3	67	34.0	69	47.3	47	55.7	49	48.0
6	80	24.0	62	51.9	78	50.3	88	76.7	74	45.6	73	53.4	43	35.5	32	69.2
11	37	27.6	45	66.2	67	54.9	116	41.2	54	45.6	45	66.7	20	62.8	64	41.5
16.5	42	36.1	50	31.8	33	52.0	103	38.9	58	35.8	85	34.3	14	31.2	59	53.0
z (m)	Junio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Julio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Octubre 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)							
	am		pm		am		pm		am		pm					
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	83	27.9	75	34.2	67	35.0	49	40.1	44	46.1	66	43.1				
6	61	46.9	97	45.5	48	46.5	60	32.4	66	51.7	62	49.0				
11	69	55.0	39	39.6	63	46.3	44	33.7	60	43.5	60	33.1				
16.5	35	52.3	55	48.7	62	42.2	50	38.2	67	40.6	66	40.2				

b) Biovolumen de morfes circulares

La Tabla 25 muestra los biovolúmenes de tricomas con morfe circular, que fueron medidos, durante el periodo de estudio.

Tabla 25. Biovolumen de morfes circulares de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), n=número de organismos medidos, tri=tricoma, z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Marzo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Abril 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Mayo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)			
	am		pm		am		pm		am		pm		am		pm	
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	11	35.3	12	71.0	16	55.6	19	58.5	20	57.3	19	72.9	31	70.6	19	54.1
6	27	33.4	22	65.3	78	71.5	21	52.6	19	56.4	33	80.4	24	62.1	17	59.1
11	10	37.9	31	53.7	20	55.0	24	64.6	28	73.2	28	63.0	16	93.2	13	66.1
16.5	21	41.8	17	62.8	14	63.8	7	62.8	24	49.2	31	65.0	19	57.7	19	67.0
z (m)	Junio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Julio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Octubre 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)							
	am		pm		am		pm		am		pm					
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	30	46.4	20	56.5	33	63.1	34	70.9	15	57.1	18	58.9				
6	21	78.9	32	63.0	26	80.5	31	55.0	19	65.6	24	63.3				
11	12	72.3	10	48.2	31	72.3	31	49.3	30	71.2	20	64.3				
16.5	22	64.6	16	53.4	30	66.5	36	64.6	19	51.9	21	61.8				

c) Biovolumen de morfe helicoidal

En la Tabla 26 se muestra el Biovolumen de los tricomas medidos con morfe helicoidal, para los meses de estudio.

Tabla 26. Biovolumen de morfe helicoidal de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), n=número de organismos medidos, z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Marzo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Abril 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Mayo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)			
	am		pm		am		pm		am		pm		am		pm	
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	16	29.6	16	48.9	28	46.3	30	65.1	19	44.1	37	75.0	21	52.2	26	47.9
6	20	25.1	10	65.3	34	61.6	34	56.4	21	40.8	20	60.9	16	48.6	18	69.2
11	20	42.3	24	56.3	24	59.1	35	50.7	20	76.7	29	50.8	11	83.5	20	66.8
16.5	18	35.6	20	50.1	20	43.4	30	52.6	20	48.8	23	50.9	12	67.3	23	50.0
z (m)	Junio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Julio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)				Octubre 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{tri}$)							
	am		pm		am		pm		am		pm					
	n		n		n		n		n		n		n		n	
1	18	30.8	20	55.1	14	52.5	21	50.3	13	42.4	15	52.1				
6	19	69.4	22	37.4	17	51.0	15	48.8	16	64.3	11	68.9				
11	6	65.0	7	42.7	16	49.5	18	39.6	22	58.0	18	41.3				
16.5	10	39.0	11	46.3	17	52.7	25	42.6	21	43.3	8	58.7				

9.3.4 Presencia y abundancia de heteroquistes de *C. raciborskii*

La

muestra el número de heteroquistes encontrados, durante el periodo de estudio, encontrándose un total de 109 heteroquistes. Para la época de secas se observó el mayor número de heteroquistes, con un total de 77 heteroquistes y para la época de lluvias, se observaron 32 heteroquistes.

Tabla 27. Abundancia total de heteroquistes encontrados de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00), n= número total de organismos observados, h= número de heteroquistes encontrados, z=profundidad.

z(m)	Octubre 2012				Marzo 2013				Abril 2013			
	am		pm		am		pm		am		pm	
	n	h	n	h	n	h	n	h	n	h	n	h
1	1077	0	1139	0	2107	9	1821	0	1713	7	1878	7
6	1283	0	1271	0	2178	4	1983	5	1407	1	2035	8
11	827	0	1117	1	1672	4	2592	4	1654	1	1622	2
16.5	811	0	862	0	1303	5	1912	4	1460	2	1879	1
Total heteroquistes				1		22		13		11		18
z(m)	Mayo 2013				Junio 2013				Julio 2013			
	am		pm		am		pm		am		pm	
	n	h	n	h	n	h	n	h	n	h	n	h
1	1298	0	1559	5	1404	1	1297	2	1885	0	1223	3
6	1275	1	1214	2	998	0	2064	0	1300	1	1400	3
11	483	1	1579	3	1126	0	608	1	1330	2	921	2
16.5	559	1	1548	0	706	0	823	0	1337	1	1389	0
Total heteroquistes		3		10		1		3		4		8
z(m)	Octubre 2013											
	am		pm									
	n	h	n	h								
1	1049	5	1584	0								
6	1456	1	1511	2								
11	1647	0	1116	1								
16.5	1349	3	1284	3								
Total heteroquistes		9		6								

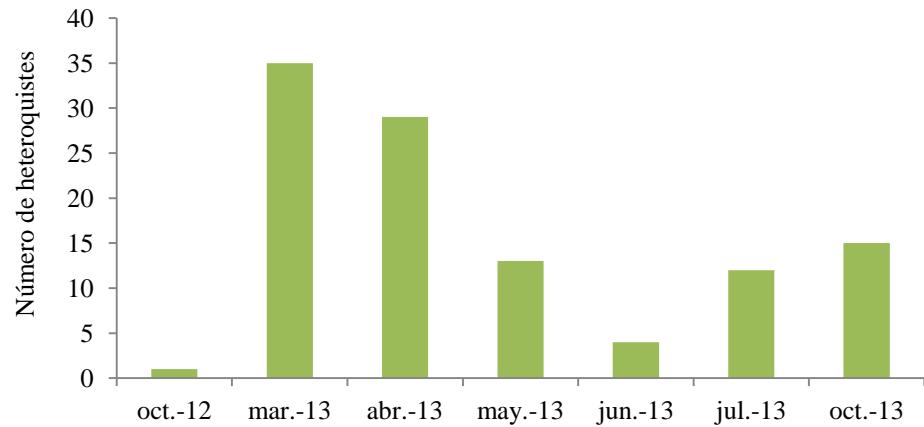


Figura 27. Abundancia mensual de heteroquistes de *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco.

De los heteroquistes encontrados, se observó que estos sólo se presentan en los morfes circular y helicoidal de *C. raciborskii*. Los heteroquistes nunca se observaron en morfes lineales de *C. raciborskii*.

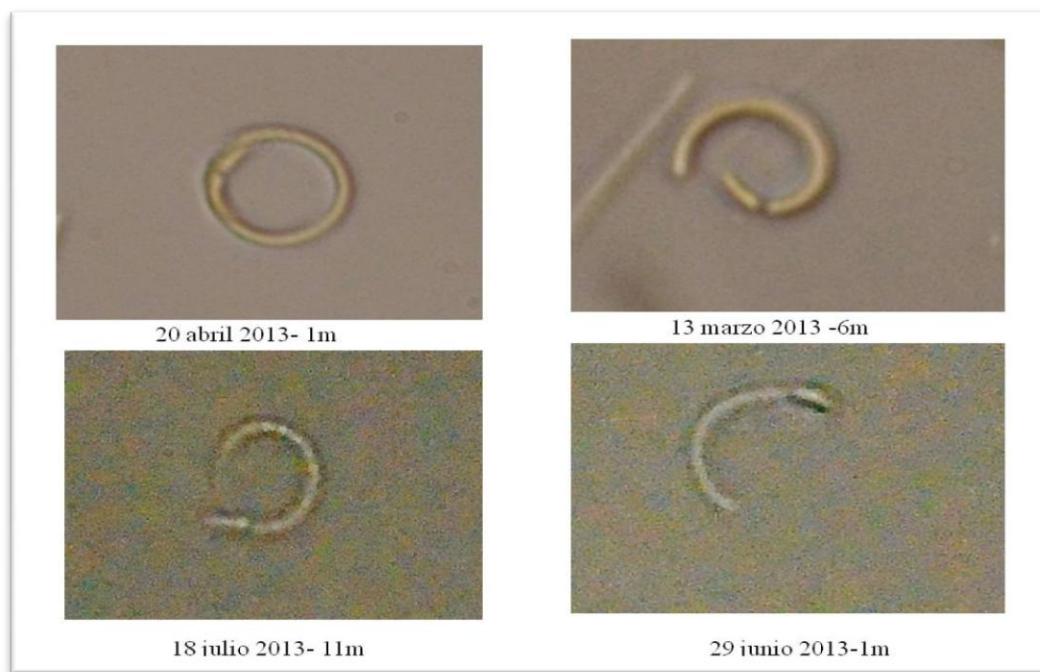


Figura 28. Heteroquistes de *C. raciborskii*.
Fotografías tomadas por: Daniela Hernández Meza.

El mayor número de heteroquistes observados, se encontraron en el morfe circular (79 heteroquistes), equivalente a 72.5% del total de heteroquistes observados, seguido del morfe helicoidal (30 heteroquistes), equivalente a 27.5% del total de heteroquistes observados. De los heteroquistes en los morfes circulares, las mayores abundancias se presentaron en los meses de marzo y abril, con 21 y 24 heteroquistes respectivamente. Para el mes de marzo, el mayor número de heteroquistes se observó en la mañana y para el mes de abril, el mayor número de heteroquistes se observó en la tarde (Tabla 28).

Tabla 28. Abundancia de heteroquistes en morfes circulares de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) y tarde (4:00 pm), z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012		Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Junio 2013		Julio 2013		Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	0	0	7	0	5	7	0	5	0	2	0	2	5	0
6	0	0	0	3	0	8	1	1	0	0	1	3	0	1
11	0	0	2	3	1	0	1	3	0	0	1	2	0	0
16.5	0	0	3	3	2	1	1	0	0	0	0	0	3	2
Total	0	0	12	9	8	16	3	9	0	2	2	7	8	3

En cuanto a los heteroquistes en los morfes helicoidales, las mayores abundancias también se observaron en los meses de marzo y abril, con 14 y 5 heteroquistes, respectivamente. En ambos casos, el mayor número de heteroquistes, se observó en la mañana (Tabla 29).

Tabla 29. Abundancia de heteroquistes morfes helicoidal de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) y tarde (4:00 pm), z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012		Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Junio 2013		Julio 2013		Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	0	0	2	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0
6	0	0	4	2	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1
11	0	1	2	1	0	2	0	0	0	1	1	0	0	1
16.5	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Total	0	1	10	4	3	2	0	1	1	1	2	1	1	3

a) Volumen de heteroquistes de *C. raciborskii*

En la Tabla 30 se muestran los volúmenes promedio de los heteroquistes observados. Se encontró que los volúmenes promedio de los heteroquistes, son mayores en la época de lluvias que en la de secas.

Tabla 30. Volumen promedio de heteroquistes de *C. raciborskii* en un perfil vertical del Lago de Catemaco. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), n=número de heteroquistes encontrados, v=volumen promedio de heteroquistes encontrados, ne=no se encontró heteroquiste, z=profundidad.

z (m)	Octubre 2012 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)				Marzo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)				Abril 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)				Mayo 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)			
	am		pm		am		pm		am		pm		am		pm	
	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v
1	ne	-	ne	-	9	1.75	ne	-	7	2.79	7	2.07	ne	-	5	1.04
6	ne	-	ne	-	4	1.09	5	1.91	1	3.29	8	1.42	1	2.70	2	2.11
11	ne	-	1	0.68	4	2.23	4	2.43	1	1.80	2	1.48	1	3.60	3	2.05
16.5	ne	-	ne	-	5	3.12	4	1.92	2	1.45	2	1.38	1	3.20	ne	-
Media				0.68		2.05		2.08		2.33		1.59		3.17		1.73
Desviación						0.85		0.30		0.85		0.32		0.45		0.60
z (m)	Junio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)				Julio 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)				Octubre 2013 ($\mu\text{m}^3/\text{org}$)							
	am		pm		am		pm		am		pm					
	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v
1	1	3.89	2	2.04	ne	-	3	1.80	5	1.43	ne	-				
6	ne	-	ne	-	1	3.15	3	2.18	1	1.41	2	2.66				
11	ne	-	1	3.28	2	2.51	2	1.80	ne	-	1	2.21				
16.5	ne	-	ne	-	1	1.93	ne	-	3	1.75	3	1.64				
Media		3.89		2.66		2.53		1.93		1.53		2.17				
Desviación				0.88		0.61		0.22		0.19		0.51				

9.4 Análisis estadístico

9.4.1 Correlaciones de los parámetros *in situ* y la abundancia de *C. raciborskii*

En la Tabla 31 se muestra la correlación entre la profundidad de disco Secchi y la abundancia de *C. raciborskii* para las dos épocas de estudio (secas y lluvias) y para ambos periodos de tiempo (mañana y tarde). La época de secas abarca los meses de marzo, abril y mayo, la época de lluvias abarca los meses de junio, julio y octubre 2012 y 2013. Se encontró que existe correlación negativa alta entre la época de secas y la abundancia total de *C. raciborskii*, particularmente en la mañana, con una correlación de -0.7.

Tabla 31. Correlación entre la profundidad de disco Secchi y la abundancia total de *C. raciborskii* en las dos épocas de estudio (secas y lluvias), AC=abundancia de *C. raciborskii*, prom=promedio. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am		
	Secas	Lluvias
	Secchi (prom)	Secchi (prom)
AC (prom.)	-0.7	0.8
pm		
	Secas	Lluvias
	Secchi (prom)	Secchi (prom)
AC (prom.)	0.0	0.1

En las correlaciones entre el pH y la abundancia total de *C. raciborskii*. Para la época de secas, se encontró que los meses de abril y mayo, presentan las mayores correlaciones negativas, tanto en la mañana como en la tarde, con correlaciones de -0.8 y -0.6 en la mañana y de -0.7 y -0.8 en la tarde. La época de lluvias sólo mostró una correlación negativa alta en el mes de octubre de 2013 de -0.8. Las correlaciones más altas se observaron en la época de secas (Tabla 32).

Tabla 32. Correlación entre los parámetros *in situ* (pH, temperatura y oxígeno disuelto) y la abundancia total de *C. raciborskii*. AC=abundancia de *C. raciborskii*, pH=Potencial de Hidrógeno. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am			
	pH	Temperatura	Oxígeno Disuelto
ACoct12	0.3	0.9	0.9
ACmar13	0.9	1.0	0.9
ACabr13	-0.8	0.8	0.9
ACmay13	-0.6	1.0	0.9
ACjun13	0.8	0.8	0.8
ACJul13	0.4	0.2	0.4
ACOct13	-0.8	-0.2	-0.7
pm			
	pH	Temperatura	Oxígeno Disuelto
ACoct12	0.3	0.6	0.5
ACmar13	-0.3	0.1	0.2
ACabr13	-0.7	0.0	0.3
ACmay13	-0.8	-0.7	-0.5
ACjun13	0.3	0.4	0.4
ACJul13	0.2	0.1	0.2
ACOct13	0.6	0.8	0.7

En las correlaciones entre la temperatura del agua y la abundancia total de *C. raciborskii*, para la época de secas, se encontró que los meses de marzo y mayo, mostraron correlaciones perfectas 1 y 1, respectivamente por la mañana, por la tarde marzo mostró una correlación baja de 0.1 y mayo una correlación negativa alta de -0.7, abril. Para la época de lluvias, las correlaciones fueron positivas, a excepción de octubre 2013, que mostró una correlación negativa de -0.2 (Tabla 32). Las correlaciones entre el oxígeno disuelto y la abundancia de *C. raciborskii*, para la época de secas, las correlaciones fueron positivas altas para marzo, abril y mayo de 0.9, 0.9 y 0.9, respectivamente en la mañana, por la tarde las correlaciones fueron positivas bajas para marzo y abril de 0.2 y 0.3, el mes de mayo mostró una correlación negativa de -0.5. En lo que respecta a la época de lluvias, las correlaciones fueron positivas, a excepción de octubre 2013 por la mañana de -0.7 (Tabla 32).

9.4.2 Correlación de nutrientes y abundancia de *C. raciborskii*

En la Tabla 33, se muestran las correlaciones entre las concentraciones de amonio y la abundancia de *C. raciborskii*, para cada uno de los meses de estudio. En lo que respecta a la época de secas, se encontró que los meses de abril y mayo presentaron los valores más altos de correlación negativas en la mañana de -0.968 y -0.829, por la tarde marzo y abril mostraron las mayores correlaciones negativas de -0.588 y -0.626, mayo mostró una correlación positiva alta de 0.811. Para la época de lluvias, junio mostró la mayor correlación negativa por la mañana de -0.884, por otro lado, julio y octubre mostraron las correlaciones más altas por la tarde de 0.941 y -0.645, respectivamente. Lo anterior indica que la abundancia de *C. raciborskii* se correlaciona negativamente con la concentración de amonio en el agua, sobre todo en el periodo de la mañana. En cambio, se observa que la correlación entre el amonio y la abundancia de *C. raciborskii* por la tarde, muestra una tendencia positiva. La mayor correlación negativa observada entre el amonio y la abundancia de *C. raciborskii*, se observa en el mes de abril.

Tabla 33. Correlación entre el amonio y la abundancia total de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), AC=abundancia de *C. raciborskii*, AM=amonio. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am						
	AMmar13	AMabr13	AMmay13	AMjun13	AMJul13	AMOct13
ACmar13	0.421	-0.816	-0.98	-0.915	-0.837	-0.936
ACabr13	0.452	-0.968	-0.823	-0.91	-0.929	-0.896
ACmay13	-0.115	-0.589	-0.829	-0.826	-0.557	-0.739
ACjun13	0.584	-0.981	-0.817	-0.884	-0.96	-0.902
ACJul13	-0.072	-0.668	-0.501	-0.681	-0.568	-0.565
ACOct13	0.535	0.332	0.329	0.5	0.215	0.316
pm						
	AMmar13	AMabr13	AMmay13	AMjun13	AMJul13	AMOct13
ACmar13	-0.588	0.314	-0.259	-0.059	-0.634	-0.089
ACabr13	0.061	-0.626	-0.368	-0.097	0.81	-0.137
ACmay13	0.554	0.83	0.811	0.414	-0.535	0.497
ACjun13	-0.525	-0.9	-0.727	-0.516	0.472	-0.586
ACJul13	0.285	-0.344	-0.258	0.225	0.941	0.187
ACOct13	-0.124	-0.896	-0.174	-0.646	0.275	-0.645

La Tabla 34 muestra las correlaciones entre las concentraciones de nitrato y la abundancia total de *C. raciborskii*, para cada uno de los meses de estudio. En lo que respecta a la época de secas, se encontró que marzo y abril muestran los valores más altos de correlación de -0.917 y 0.858, respectivamente en la mañana; para la tarde mayo mostró la mayor correlación 0.783. Para la época de lluvias, julio presentó la mayor correlación negativa de -0.926 por la mañana, para la tarde, junio presentó la correlación más alta de -0.692.

Tabla 34. Correlación entre el nitrato y la abundancia total de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), AC=abundancia de *C. raciborskii*, NI=nitrato. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am							
	NIoct12	NImar13	NIabr13	NImay13	NIjun13	NIjul13	NIoct13
ACoct12	-0.027	-0.662	0.564	-0.507	-0.509	0.239	-0.725
ACmar13	-0.28	-0.917	0.678	-0.083	-0.115	0.013	-0.356
ACabr13	-0.85	-0.774	0.858	0.416	0.605	-0.671	0.201
ACmay13	-0.36	-0.588	0.815	-0.494	-0.295	-0.125	-0.698
ACjun13	-0.787	-0.824	0.772	0.522	0.635	-0.603	0.299
ACjul13	-0.985	-0.311	0.899	0.175	0.611	-0.926	0.075
ACoct13	0.77	0.009	-0.838	0.327	-0.192	0.744	0.364
pm							
	NIoct12	NImar13	NIabr13	NImay13	NIjun13	NIjul13	NIoct13
ACoct12	NA	-0.658	0.225	-0.62	-0.999	0.838	-0.443
ACmar13	NA	-0.242	0.189	0.545	-0.301	0.237	-0.05
ACabr13	NA	0.299	-0.523	-0.744	-0.15	0.369	-0.538
ACmay13	NA	-0.032	0.474	0.783	0.667	-0.855	0.837
ACjun13	NA	-0.082	-0.352	-0.87	-0.692	0.812	-0.743
ACjul13	NA	0.571	-0.682	-0.496	0.144	0.174	-0.492
ACoct13	NA	-0.348	0.091	-0.981	-0.471	0.36	-0.2

Por lo tanto, *C. raciborskii* se correlaciona negativamente con la concentración de amonio, estos valores son más altos en los meses de la época de secas, y van disminuyendo conforme se regulariza la temporada de lluvias. Así mismo, las correlaciones son más altas en la mañana que las observadas en la tarde; las correlaciones altas observadas para la tarde son positivas, en cambio las correlaciones altas encontradas en la mañana son negativas. Para el caso del nitrato y la abundancia de *C. raciborskii*, sí

se observan correlaciones, tanto positivas como negativas en ambos periodos (mañana y tarde).

La Tabla 35 muestra las correlaciones entre las concentraciones de nitrógeno total y la abundancia total de *C. raciborskii*, en cada uno de los meses de estudio. En la época de secas, se encontró que marzo y mayo mostraron las correlaciones más altas, marzo de -0.711 en la tarde y mayo de 0.891, en la mañana. Para la época de lluvias, julio mostró correlaciones altas, tanto en la mañana como en la tarde de -0.646 y 0.978, respectivamente.

Tabla 35. Correlación entre el nitrógeno total y la abundancia total de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), AC=abundancia de *C. raciborskii*, NT=nitrógeno total. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am		NTmar13	NTabr13	NTmay13	NTjun13	NTjul13	NToct13
ACmar13	NA	-0.188	0.544	-0.978	-0.931	-0.71	
ACabr13	NA	0.479	0.176	-0.76	-0.836	-0.635	
ACmay13	NA	-0.462	0.891	-0.916	-0.91	-0.239	
ACjun13	NA	0.543	0.058	-0.731	-0.793	-0.735	
ACjul13	NA	0.405	0.312	-0.503	-0.646	-0.098	
ACoct13	NA	0.052	-0.652	0.423	0.55	-0.31	
pm							
ACmar13	NTmar13	0.453	-0.064	NA	-0.787	-0.922	
ACabr13	0.262	-0.219	0.238	NA	0.859	0.509	
ACmay13	0.166	0.093	-0.512	NA	-0.488	0.088	
ACjun13	-0.026	-0.246	0.615	NA	0.455	-0.006	
ACjul13	0.197	0	-0.083	NA	0.978	0.585	
ACoct13	0.579	-0.741	0.746	NA	0.394	0.468	

En la Tabla 36, se muestra las correlaciones entre las concentraciones de fósforo total y la abundancia total de *C. raciborskii*. Para la época de secas, abril tuvo correlaciones negativas tanto en la mañana como en la tarde de -0.565 y -0.222, mayo mostró la correlación más alta para la tarde de 0.435. En lo que respecta a la época de lluvias, en junio se encontró la mayor correlación en la mañana de -0.867 y en octubre 2013, una

correlación de -0.671 por la tarde. Se observa que en ambos tiempos (mañana y tarde) se presentan correlaciones negativas, sin embargo, son más representativas en la mañana y se encuentran representadas con los valores más altos en los meses de lluvias.

Tabla 36. Correlación entre el fósforo total y la abundancia total de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), AC=abundancia de *C. raciborskii*, FT=fósforo total. Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am						
	FTmar13	FTabr13	FTmay13	FTjun13	FTjul13	FToct13
ACmar13	-0.24	-0.942	-0.791	-0.941	-0.979	-0.896
ACabr13	0.046	-0.565	-0.949	-0.838	-0.798	-0.523
ACmay13	-0.703	-0.97	-0.513	-0.675	-0.887	-0.989
ACjun13	0.185	-0.518	-0.979	-0.867	-0.776	-0.459
ACjul13	-0.257	-0.36	-0.61	-0.434	-0.522	-0.382
ACoct13	0.688	0.417	0.237	0.158	0.404	0.491
pm						
	FTmar13	FTabr13	FTmay13	FTjun13	FTjul13	FToct13
ACmar13	NA	0.131	-0.726	NA	-0.199	0.605
ACabr13	NA	-0.222	0.192	NA	0.112	-0.239
ACmay13	NA	0.429	0.435	NA	0.223	-0.058
ACjun13	NA	-0.547	-0.373	NA	-0.327	-0.093
ACjul13	NA	0.091	0.352	NA	0.42	-0.097
ACoct13	NA	-0.76	0.114	NA	-0.491	-0.671

9.4.3 Correlación entre nitrógeno inorgánico y abundancia de heteroquistes

Para el caso del amonio y la abundancia de heteroquistes, en la Tabla 37 se muestran los valores de correlación. Para la época de secas, se observaron correlaciones negativas en marzo y abril, tanto en la mañana como en la tarde, pero los valores más altos se observaron en abril de -0.580 y -0.999 mañana y tarde, respectivamente. En lo que respecta a la época de lluvias, en junio se observaron correlaciones altas tanto en la mañana como en la tarde, -0.741 y -0.637, respectivamente, en octubre 2013 se observó una correlación alta positiva de 0.768. Aunque en ambos tiempos (mañana y tarde), se observan correlaciones, éstas son negativas en la mañana y por la tarde se presentan

correlaciones en ambos sentidos (positiva y negativa). En el caso del mes de abril, en ambos tiempos, persiste una correlación negativa alta.

Tabla 37. Correlación entre el amonio y la abundancia de heteroquistes de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), HET=abundancia de heteroquistes, AM=amonio, Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am		AMmar13	AMabr13	AMmay13	AMjun13	AMjul13	AMoct13
HETmar13		-0.242	-0.552	-0.419	-0.608	-0.44	-0.464
HETabr13		-0.212	-0.580	-0.448	-0.633	-0.471	-0.494
HETmay13		0.065	0.706	0.574	0.741	0.609	0.625
HETjun13		-0.065	-0.706	-0.574	-0.741	-0.609	-0.625
HETjul13		0.528	0.362	0.453	0.584	0.259	0.405
HETOCT13		-0.611	-0.204	-0.161	-0.35	-0.079	-0.16
pm		AMmar13	AMabr13	AMmay13	AMjun13	AMjul13	AMoct13
HETmar13		-0.392	0.245	-0.716	0.474	0.4	0.373
HETabr13		-0.533	-0.999	-0.466	-0.833	0.082	-0.862
HETmay13		-0.284	-0.525	0.252	-0.886	-0.725	-0.827
HETjun13		0.085	-0.218	0.611	-0.637	-0.746	-0.543
HETjul13		-0.725	-0.869	-0.379	-0.984	-0.395	-0.998
HETOCT13		0.248	0.418	-0.322	0.833	0.798	0.768

En la Tabla 38, se muestran los valores de correlación entre el nitrato y la abundancia de heteroquistes. En la época de secas, en abril se observó una correlación alta positiva de 0.898 en la mañana y una correlación alta en marzo de 0.628 por la tarde. Para la época de lluvias, la correlación más alta se observó en julio de 0.637, por la tarde.

Tabla 38. Correlación entre el nitrato y la abundancia de heteroquistes de *C. raciborskii*. Tiempo de muestreo: mañana (8:00 am) tarde (4:00 pm), HET=abundancia de heteroquistes, NI=nitrato, Nivel de significancia $\alpha=0.05$.

am		NIoct12	NImar13	NIabr13	NImay13	NIjun13	NIjul13	NIoct13
HEToct12	NA							
	-0.948	-0.183	0.886	0.031	0.514	-0.912	-0.04	
	-0.954	-0.217	0.898	0.046	0.522	-0.91	-0.033	
	0.968	0.372	-0.939	-0.12	-0.547	0.883	0	
	-0.968	-0.372	0.939	0.12	0.547	-0.883	0	
	0.664	0.115	-0.866	0.474	0	0.585	0.548	
	-0.753	0.151	0.739	-0.298	0.241	-0.78	-0.287	
pm								
HEToct12	NIoct12	NImar13	NIabr13	NImay13	NIjun13	NIjul13	NIoct13	
	NA	-0.315	0.399	0.658	-0.102	-0.061	0.264	
	NA	0.628	-0.787	0.384	-0.067	0.491	-0.754	
	NA	-0.513	0.118	-0.97	-0.801	0.674	-0.395	
	NA	-0.981	0.894	-0.489	-0.533	0.043	0.455	
	NA	-0.864	0.972	-0.252	-0.159	-0.353	0.764	
	NA	-0.822	0.458	-0.753	-0.924	0.637	-0.182	
HETmar13	NA	0.982	-0.94	0.377	0.469	0.037	-0.534	

9.4.4 Regresión lineal de clorofila *a* y abundancia de *C. raciborskii*

En la Figura 29, se muestran los valores obtenidos de la regresión lineal entre la clorofila *a* y la abundancia total de *C. raciborskii*, para la época de secas y de lluvias. Para la época de secas, se observa una relación con tendencia negativa con una $r^2= 0.4417$ y para la época de lluvias se observa una tendencia ligeramente positiva pero con una $r^2=0.154$.

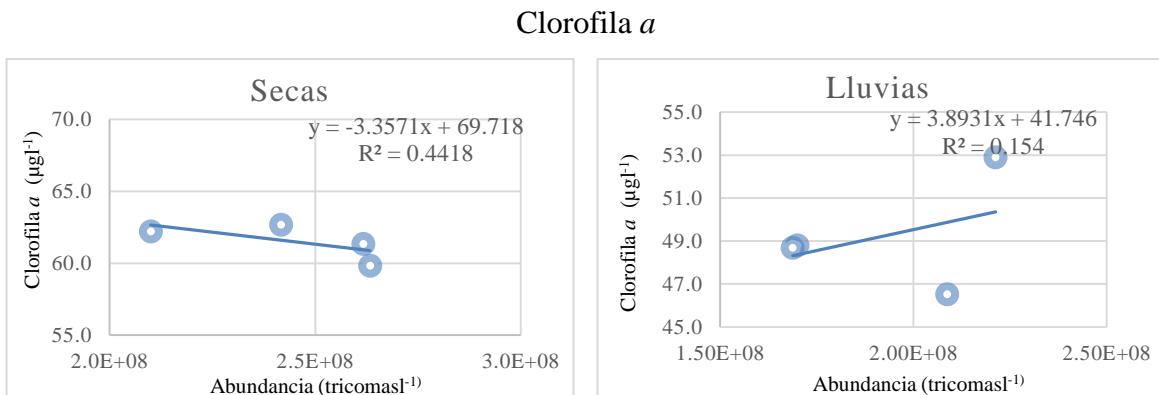


Figura 29. Regresión lineal de la clorofila *a* y la abundancia de *C. raciborskii*.

9.4.5 Regresión lineal de los parámetros *in situ* y abundancia de *C. raciborskii*

En la Figura 30, se muestran los valores obtenidos de la regresión lineal de los parámetros *in situ* (Temperatura, oxígeno disuelto y pH) y la abundancia total de *C. raciborskii*, para la época de secas y de lluvias. De los tres parámetros analizados, se encontraron valores de relación positiva, esta relación se observa más alta para la época de secas, sin embargo, la temperatura muestra la relación positiva más alta para la época de secas, con una $r^2=0.8824$ para la época de secas.

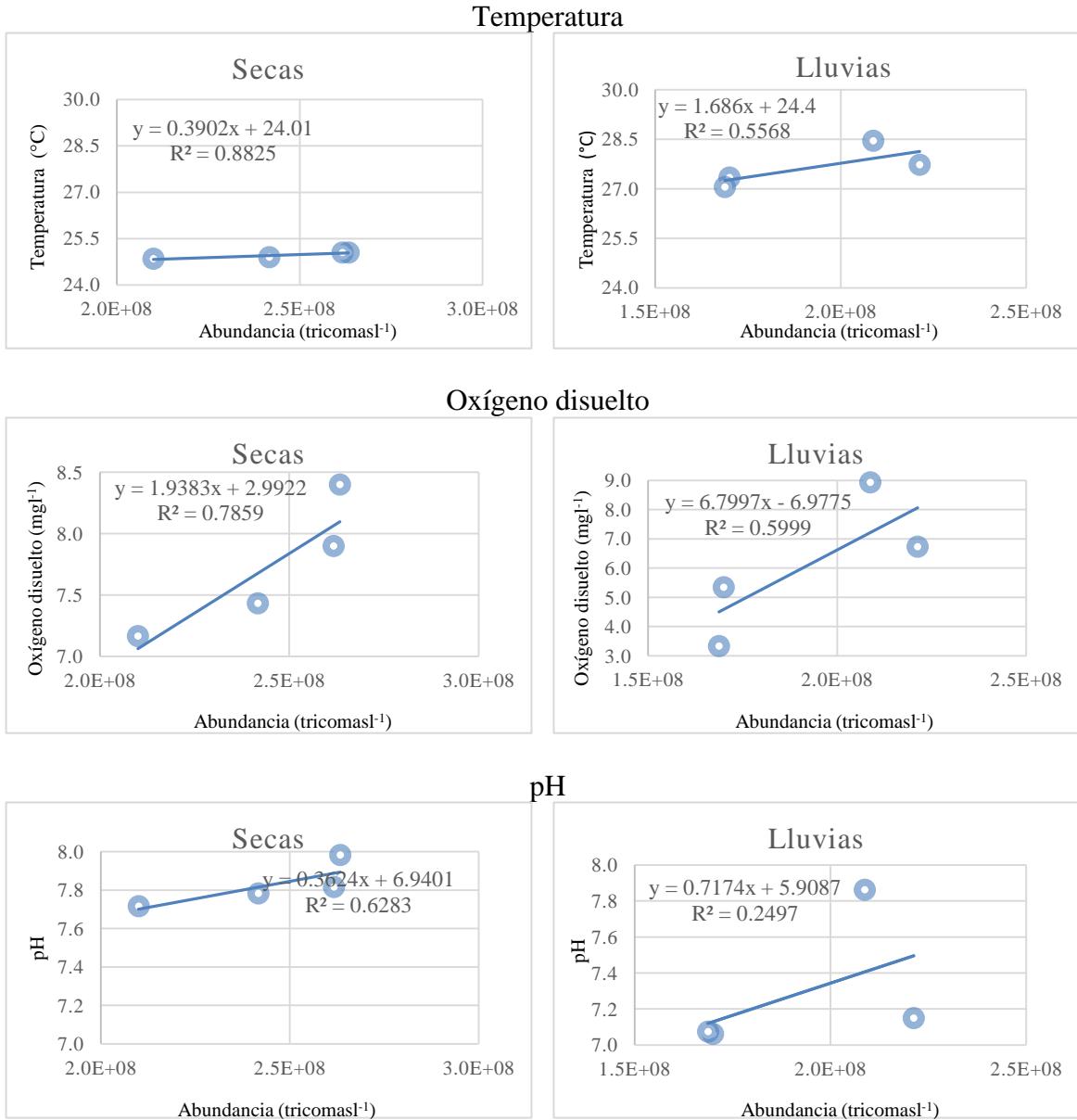


Figura 30. Regresión lineal de los parámetros *in situ* y la abundancia total de *C. raciborskii*.

9.4.6 Regresión lineal de nutrientes y abundancia de *C. raciborskii*

En la Figura 31 se muestran los valores obtenidos de la regresión lineal de los parámetros más de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) y la abundancia total de *C. raciborskii*, para la época de secas y de lluvias. Se encontraron valores de relación negativa para

ambos casos, sin embargo, el amonio muestra la relación más alta para la época de secas, con una $r^2 = 0.8129$ para la época de secas y una $r^2 = 0.5097$ para la época de lluvias.

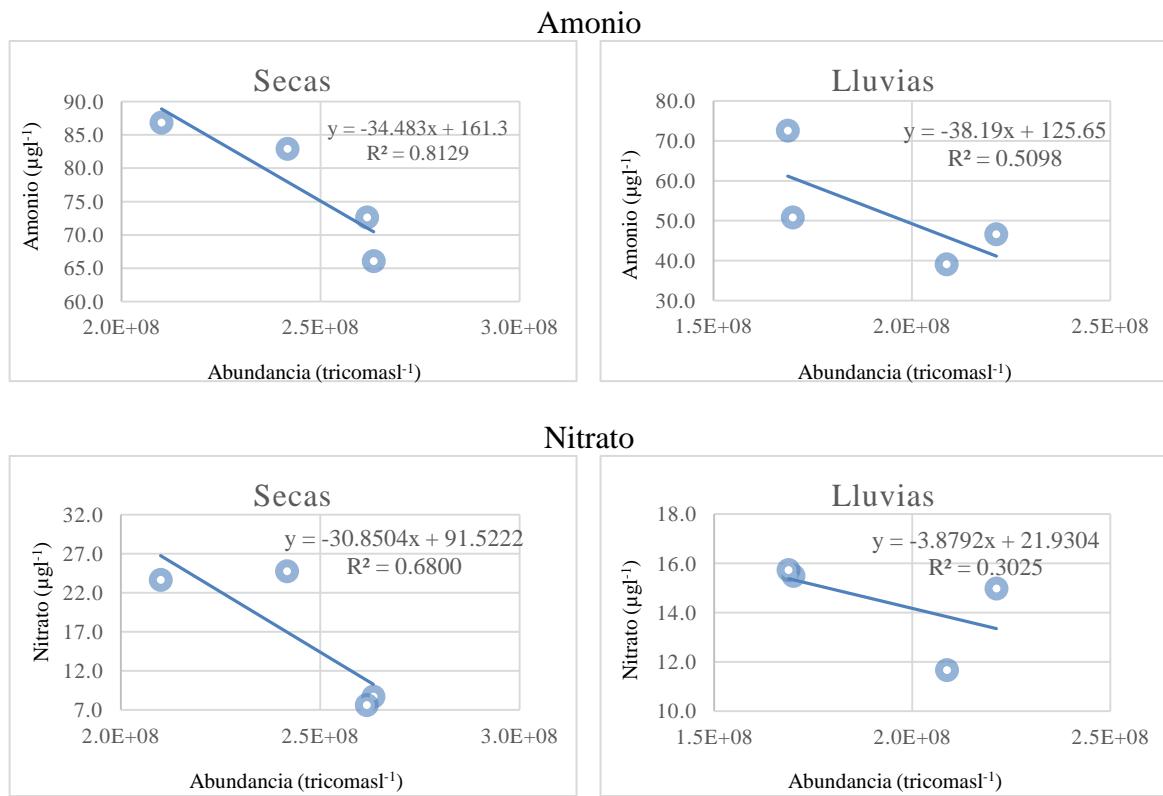


Figura 31. Regresión lineal de las formas de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) y la abundancia total de *C. raciborskii*.

En la Figura 32 se muestran los valores obtenidos de la regresión lineal entre el nitrógeno total y el fósforo total y la abundancia total de *C. raciborskii*. El fósforo total muestra la mayor relación, los valores de relación observados son negativos en ambos casos con $r^2 = 0.5761$ para la época de secas y una $r^2 = 0.8200$ para la época de lluvias.

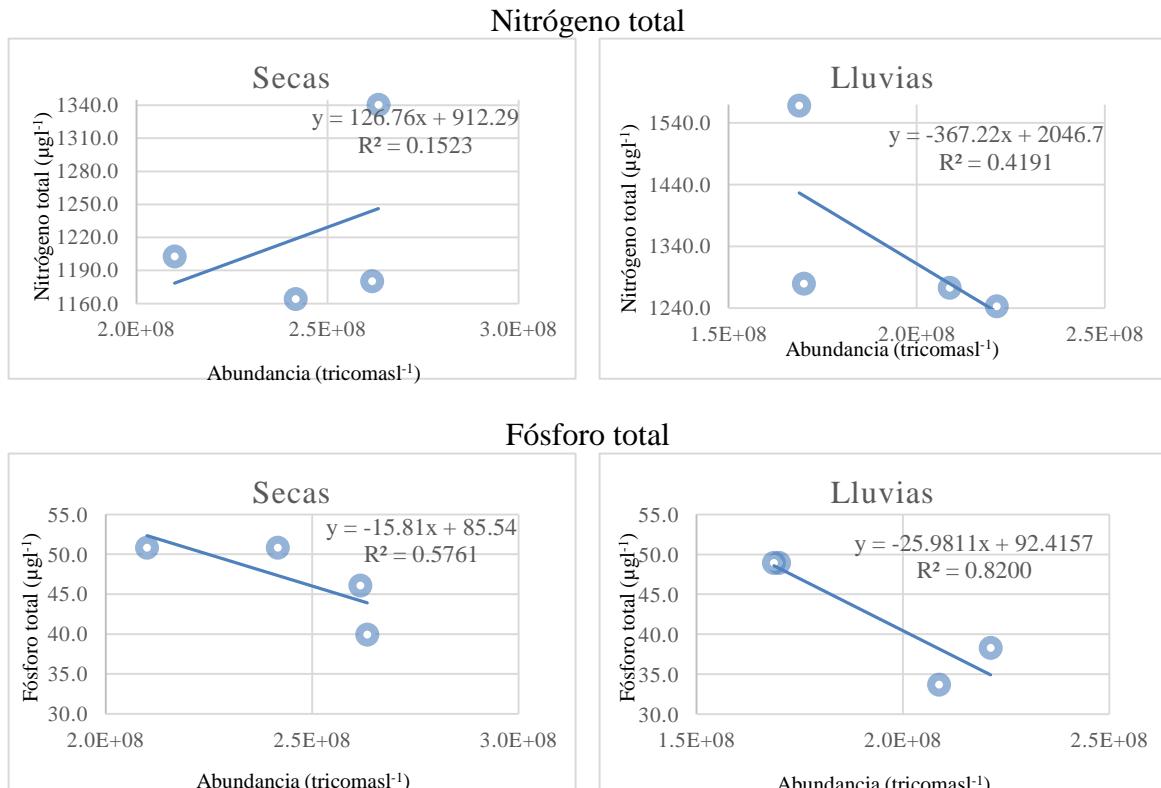


Figura 32. Regresión lineal Nitrógeno y Fósforo total y la abundancia total de *C. raciborskii*.

10 DISCUSIÓN

Analizar la dinámica del nitrógeno inorgánico en este estudio nos ayuda a avanzar en el entendimiento del funcionamiento de ecosistemas lacustres tropicales; partiendo del conocimiento que se tiene sobre la importancia del nitrógeno como elemento limitante en la productividad del fitoplancton en ecosistemas tropicales y templados. Por otro lado, estudiar la cianobacteria *C. raciborskii* y su relación con el nitrógeno, resulta de gran importancia considerando que esta cianobacteria produce toxinas, es polimórfica y produce heteroquistes, estructura especializada en fijar nitrógeno atmosférico.

En cuanto a la temperatura del agua, en la época de secas mostró un rango entre 21.9 y 28 °C, para la época de lluvias la temperatura tuvo un rango entre los 25.1 y 30.5 °C. La temperatura se observó muy homogénea en toda la columna de agua, pero con una máxima superficial de 30.5 °C en junio, y una mínima de 21.9 °C en marzo a los 17 metros de profundidad. A pesar de que se observaron temperaturas muy similares en la columna de agua, se registró estratificación térmica diurna en el mes de octubre de 2012 entre los 6 y 7 m de profundidad con temperaturas de 27.3 y 26.2 °C, respectivamente. El resto de los meses, la temperatura es homogénea, indicando mezcla constante, característico de lagos polimicticos cálidos, con circulación constante, de acuerdo con la clasificación de Wetzel (1981). La circulación constante observada en este estudio, coincide con lo reportado por Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), en su estudio anual (1992-1993), y determinan que el Lago de Catemaco, presenta circulación casi constante. Al igual que este estudio, reportan un evento de estratificación que se presenta en el mes de octubre, el resto del año la temperatura en la columna de agua es homogénea. Tavera y Castillo (2000) reportan temperaturas del agua entre los años 1993 y 1995, en un rango entre 26.9 y 29.5 °C. Komárkova y Tavera (2003) reportaron temperaturas del agua del Lago de Catemaco en un rango entre 27.0 y 28.9 °C. SEMARNAT (2012) en su reporte que abarca del año 1990 a 2006 sobre el Lago de Catemaco, muestran temperaturas del agua en un rango que va de 25 a 32.1 °C. Mora (2015) en su estudio determina que el lago de Catemaco muestra circulación constante con un periodo de estatificación térmica en octubre de 2012.

Para el oxígeno disuelto, en la época de secas se midieron concentraciones entre 5.5 y 9.5 mg l^{-1} , para la época de lluvias concentraciones entre 0.5 y 11 mg l^{-1} . En relación con el oxígeno disuelto se observa que el lago se mantiene oxigenado en toda la columna de agua en los dos periodos de tiempo y durante todo el estudio, salvo los meses de octubre de 2012 y junio 2013, en donde se midieron concentraciones bajas de oxígeno, en octubre de 2012 a partir de los 16 metros de 1.0 mg l^{-1} y en junio a partir de los 16 metros de 1.6 mg l^{-1} . Torres-Orozco y Pérez-Rojas, 2002, en su estudio anual de 1992-1993 para el Lago de Catemaco, reportan en junio concentraciones bajas, para el resto del periodo de estudio reportan una columna de agua oxigenada. Las concentraciones de oxígeno medidas en este estudio van de 0.5 a 11 mg l^{-1} en la columna de agua. Se encontró que los contenidos de oxígeno disuelto en los estratos más profundos, en los meses de la época de lluvias (junio, julio y octubre 2012 y 2013) son menores, que los observados para los meses de la época de secas (marzo, abril y mayo). Tavera y Castillo (2000) reportan para el Lago de Catemaco, entre 1993 y 1995 concentraciones entre 6.7 y 8.5 mg l^{-1} . De acuerdo con Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), en la temporada húmeda del año, se arrastran grandes cantidades de materia orgánica hacia al lago, lo que provoca un agotamiento de oxígeno producto de la descomposición de dicha materia orgánica, sin embargo, en este estudio el impacto de la cuenca, no fue considerado. Por otro lado, SEMARNAT (2012), en su reporte de los años 1990 a 2006 para el Lago de Catemaco, muestra concentraciones de oxígeno entre 6.7 y 9 mg l^{-1} . Mora (2015), en su estudio menciona que el lago de Catemaco muestra una columna de agua oxigenada. La distribución vertical del oxígeno encontrada en este estudio, es característica de los lagos eutróficos, en donde el contenido de oxígeno en el hipolimnion es agotado, debido a los procesos oxidativos de la materia orgánica; por lo que la visualización del perfil vertical del oxígeno genera una curva clinograda, en donde el hipolimnion tiende a ser anaerobio (Wetzel, 1981).

Con respecto al pH, este presentó poca variabilidad en todo el periodo de estudio, tanto en las dos épocas, como en los dos tiempos de análisis (mañana y tarde). En la época de secas se observó un pH entre 7.1 y 8.7. Para la época de lluvias, el pH osciló entre 6.3 y 8.4, aunque para octubre 2012, se observó una mayor variabilidad, con superficie alcalina

y estratos más profundos ácidos. En general, el pH muestra una tendencia alcalina, lo que concuerda con lo reportado por Komárkova y Tavera (2003), Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002) y SEMARNAT (2012). Sin embargo, los valores de pH encontrados en este estudio son menores a los reportados por Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), en su estudio anual de 1992-1993, el cual fluctúa entre 8.2 y 9.2 y en este estudio fluctúa entre 6.3 y 8.7. SEMARNAT (2012), en el periodo de 1990 a 2006, reportan un pH entre 7.2 y 8.6 para el Lago de Catemaco. A pesar de ser muy contantes temporalmente los valores de pH, la distribución vertical observada en Catemaco, muestra que en la superficie se encuentran los valores más altos y en el fondo los más bajos. De acuerdo con Wetzel (1981), un aumento de pH en la zona trofogénica (superficie) es generado como producto de la mayor intensidad de la fotosíntesis con respecto a la respiración y una disminución de CO₂, en cambio, en la zona trofolítica (fondo) por efecto de la degradación de la materia orgánica, la nitrificación del amonio y la oxidación de sulfuros, se genera CO₂ por la respiración y una disminución de pH.

Con respecto a la penetración de la luz (medida a través de la profundidad del disco de Secchi) osciló entre 55 y 65 cm en la época de secas y entre 50 y 70 cm en la época de lluvias. La profundidad de disco de Secchi encontrada en este estudio, concuerda con lo reportado por Lind y Dávalos (2006) en el reporte interno sobre el Lago de Catemaco, donde se encontró una profundidad de disco de Secchi entre 50 y 65 cm. Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), reportan una profundidad de disco de Secchi de 1.6 metros en mayo de 1992 y de 60 cm en mayo de 1993; en su análisis establecen que, la disminución de la transparencia del agua en el Lago de Catemaco, es quizás un proceso acelerado de eutrofización. Sandoval (2016), reporta para el Lago de Catemaco una profundidad de disco de Secchi promedio de 50 cm para la época seca y de 52 cm para la época lluviosa. De acuerdo con Wetzel (1981), la disminución de la penetración de luz, medida a través de la profundidad de disco de Secchi está relacionada con un incremento de la materia particulada en suspensión, sobre todo en lagos muy productivos.

De las formas medidas de nitrógeno inorgánico, el amonio fue la más abundante. Sus concentraciones se encontraron más altas en la época de secas entre 13 y 249.1 μgl^{-1} . Para la época de lluvias, se encontraron las concentraciones más bajas entre 9.6 y 109.4 μgl^{-1} . Las menores concentraciones de amonio en la época de lluvias, coinciden con lo encontrado por Lind *et al.*, (1992) para el Lago de Chapala; Pérez (1994 No publicado) y Sandoval (2016) para el Lago de Catemaco, posiblemente debido a que, en la época de lluvias, las concentraciones de nutrientes, como el amonio se encuentran diluidas, debido a que los aportes de agua de lluvia provocan una dilución de las aguas superficiales. En un estudio anual de 1992-1993, Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), reportan concentraciones entre 85 y 200 μgl^{-1} , concentraciones de amonio similares a las encontradas en este estudio. Por su parte Komárkova y Tavera (2003), con datos de 1993 para el Lago de Catemaco, encontraron que las concentraciones de amonio eran mayores en la época de secas que la época de lluvias, con concentraciones entre 154 y 158 μgl^{-1} para secas y 140 y 142 μgl^{-1} para lluvias, lo cual coincide con este trabajo, en donde se observa que las concentraciones bajas están relacionadas probablemente con la dilución por el agua de lluvias. Sandoval (2016), para septiembre 2014 reporta una concentración de amonio de 81.55 μgl^{-1} , para 2015 (mayo y septiembre), reporta concentraciones de entre 28.31 y 61.42 μgl^{-1} para el mes de la época seca y entre 4.7 y 22.2 μgl^{-1} para el mes de la época de lluvias, lo cual coincide con este estudio, en donde las concentraciones más bajas se observan en la época de lluvias. Tanto en la época de secas, como en la de lluvias y entre la medida de la mañana y la tarde, se observó que los contenidos más altos de amonio se presentaban en los estratos más profundos, a los 11 y 16.5 metros de profundidad. Igualmente, Pérez (1994 No publicado) en el Lago de Catemaco, encontró que las concentraciones más altas se observaban en aguas profundas, debido a que en las capas más profundas y cerca de los sedimentos, existe una gran cantidad de amonio que se acumula producto de la descomposición de la materia orgánica. Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), también reportaron que las concentraciones más altas de amonio en el Lago de Catemaco, se encontraban en las aguas del fondo. Wetzel (1981), menciona que la acumulación de amonio, se ve incrementada en gran medida hacia las zonas profundas, especialmente, cuando hay bajas concentraciones de oxígeno. Como se observa en este

estudio en el mes de junio, las mayores concentraciones de amonio se encuentran en el fondo de 63 y $43.7 \mu\text{gl}^{-1}$ en la mañana y en la tarde, respectivamente, coincidiendo con las mediciones más bajas de oxígeno de 3.8 y 1.1 en la mañana y la tarde, ya que durante la noche se efectúa la degradación de materia orgánica, por tanto, al medir la concentración de amonio en la mañana después de este proceso, el fondo mostró mayores concentraciones. Lo encontrado coincide con Wetzel (1981), que establece que, en condiciones anóxicas en el hipolimnio, se libera amonio de los sedimentos. SEMARNAT (2012), en un periodo que va de 1990 a 2006, reporta concentraciones de amonio para el Lago de Catemaco, que van de 30 a $720 \mu\text{gl}^{-1}$, la mayor concentración reportada corresponde al año 1995. Sin embargo, de estos datos se desconoce la época de muestreo, el momento del día y el punto de muestreo. Wetzel (1981) indica que el amonio es el principal producto de la descomposición de la materia orgánica. Considera que el amonio en aguas dulces es variable, tanto espacial como estacionalmente en función de la cantidad de descomposición de la materia orgánica y de los niveles de productividad dentro de un mismo lago.

En lo que respecta al nitrato, las concentraciones durante las dos épocas (secas y lluvias) y los dos tiempos de muestreo (mañana y tarde), son muy similares, a diferencia del amonio. Las concentraciones de nitrato encontradas en este estudio para la época de secas mostraron un rango entre 2.0 y $105.7 \mu\text{gl}^{-1}$ para la época de lluvias un rango entre 3.3 y $27.7 \mu\text{gl}^{-1}$. Pérez (1994 No publicado) reporta para el Lago de Catemaco concentraciones entre 248 y $310 \mu\text{gl}^{-1}$ en un ciclo anual. Komárkova y Tavera (2003) reportan concentraciones de nitrato entre 30 y $35 \mu\text{gl}^{-1}$ para la estación seca y entre 45 y $52 \mu\text{gl}^{-1}$ para la estación lluviosa. Sin embargo, Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), reportaron en un ciclo anual de 1992-1993 para el Lago de Catemaco concentraciones en un rango entre 230 y $840 \mu\text{gl}^{-1}$ de nitrato, rango mucho más elevado, que el medido en este estudio. SEMARNAT (2012), reporta para el Lago de Catemaco en el periodo que va de 1990 a 2006, concentraciones de nitrato en un rango entre 10 y $390 \mu\text{gl}^{-1}$. Con respecto al nitrato, las concentraciones encontradas en este estudio son más bajas que el amonio, tanto temporalmente (épocas) como espacialmente (columna del agua) y con poca variación en

las concentraciones. Lo encontrado, concuerda con lo reportado por Pérez (1994) para el Lago de Catemaco, quién encontró que las concentraciones de nitrato son uniformes en toda la columna de agua, pero menores que las de amonio así mismo, determinó que las concentraciones bajas de nitrato eran debidas a que el contenido de amonio era más alto. Por otro lado, Komárkova y Tavera (2003) también muestran que las concentraciones de nitrato son menores que las de amonio en las dos épocas de análisis (secas y lluvias) y con poca variación de concentraciones, para el amonio reportan concentraciones entre 154 y 158 $\mu\text{g l}^{-1}$ para la época de secas y entre 140 y 142 $\mu\text{g l}^{-1}$ para la época de lluvias, en el caso del nitrato reportan concentraciones entre 30 y 35 $\mu\text{g l}^{-1}$ en época de secas y entre 45 y 52 $\mu\text{g l}^{-1}$ para la época de lluvias, concentraciones más altas que las encontradas en este estudio. Sandoval (2016), reporta concentraciones de nitrato de 27.7 $\mu\text{g l}^{-1}$ para septiembre 2014, para 2015 (mayo y septiembre) concentraciones entre 22.2 y 42.7 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el mes de la época seca y entre 47.2 y 65.9 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el mes de la época de lluvias, concentraciones más altas que las encontradas en este estudio.

Con respecto al nitrógeno inorgánico, como la suma del amonio y el nitrato medidos, para la época de secas tuvo una concentración entre 29.3 y 251.1 $\mu\text{g l}^{-1}$ para la época de lluvias entre 16.4 y 122.6 $\mu\text{g l}^{-1}$, estas concentraciones se observan menores para la época de lluvias. Sandoval (2016), reporta para el Lago de Catemaco concentraciones entre 86.22 y 109.25 $\mu\text{g l}^{-1}$ para septiembre 2014, para 2015 (mayo y septiembre) concentraciones entre 50.52 y 104.08 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el mes de la época secas y entre 54.30 y 88.16 $\mu\text{g l}^{-1}$ para el mes de la época de lluvias, estas concentraciones se observan dentro del rango de las encontradas en el presente estudio, pero más altas en la época de lluvias lo que difiere con lo observado en este estudio en donde las concentraciones más altas se observan en la época seca. Lind *et al.*, (2016), reportan para el Lago de Catemaco un promedio de concentraciones de nitrógeno inorgánico total de 230 $\mu\text{g l}^{-1}$ para enero 2005, de 630 $\mu\text{g l}^{-1}$ para julio 2005 y de 900 $\mu\text{g l}^{-1}$ para de septiembre 2005, estas concentraciones son más altas que las encontradas en este estudio.

El nitrógeno total en la época de secas, se encontró en un rango de concentraciones entre 914 y 1810 μgl^{-1} . En la época de lluvias, se encontraron concentraciones entre 1023 y 1783 μgl^{-1} . Estas concentraciones de nitrógeno total son elevadas en la columna de agua y se presentan muy homogéneas, así mismo se observa que son mayores a las reportadas por Komárkova y Tavera (2003), quienes reportaron concentraciones de nitrógeno total para el Lago de Catemaco entre 268 y 291 μgl^{-1} para la época seca y entre 330 y 580 μgl^{-1} para la época lluviosa. Estos autores coinciden en que las concentraciones más altas tienden a presentarse en la época de lluvias, como lo encontrado en este estudio, en donde los contenidos más altos de nitrógeno total, se observan en los meses de la época de lluvias. Los contenidos de nitrógeno total encontrados en este estudio, se muestran parecidos a los reportados por Dávalos *et al.*, (2013) para el Lago de Chapala en 2011-2013, quienes reportan concentraciones entre 1030 y 3290 μgl^{-1} . Sandoval (2016), reporta para el Lago de Catemaco una concentración de 54.63 μgl^{-1} para septiembre 2014, para 2015 (mayo y septiembre) concentraciones entre 865.5 y 1305 μgl^{-1} para el mes de la época secas y entre 1410 y 1740 μgl^{-1} para el mes de la época de lluvias, estas concentraciones son similares a las encontradas en este estudio. El contenido de nitrógeno total encontrado en este estudio, coincide con la clasificación de productividad en lagos y el contenido nitrógeno orgánico total, que lo ubican en el orden eutrófico con concentraciones entre 700 y 1000 μgl^{-1} de nitrógeno orgánico (Wetzel, 1981).

Para el fósforo total, en la época de secas se encontró un rango entre 33.9 y 62.6 μgl^{-1} . En la época de lluvias, las concentraciones fluctuaron entre 28.7 y 58.5 μgl^{-1} , lo que demuestra que las concentraciones de fósforo total son similares en las dos épocas y los dos tiempos de muestreo (mañana y tarde). Los valores de fósforo total encontrados en este estudio son inferiores a los reportados por Pérez (1994) para el Lago de Catemaco, con concentraciones de fósforo total entre 126.60 y 300.70 μgl^{-1} . Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002), en un ciclo anual de 1992-1993, reportan valores mayores que los encontrados en este estudio, ellos reportan un rango entre 126 y 300 μgl^{-1} . Dávalos *et al.*, (2013) para el Lago de Chapala encontraron en 2011-2013, concentraciones entre 1822 y 670 μgl^{-1} . Lind *et al.*, (2016) para el Lago de Catemaco reportan concentraciones de 200

μgl^{-1} para enero y $1210 \mu\text{gl}^{-1}$ para septiembre 2005 , para julio 2006 concentraciones de $650 \mu\text{gl}^{-1}$ esta concentraciones son mayores a las encontradas en este estudio. Por otro lado, Sandoval (2016), reporta para el Lago de Catemaco una concentración de fósforo total de $40.40 \mu\text{gl}^{-1}$ para septiembre 2014, para 2015 (mayo y septiembre) concentraciones entre 28.9 y $42.93 \mu\text{gl}^{-1}$ para el mes de la época secas y entre 36.5 y $41.1 \mu\text{gl}^{-1}$ para el mes de la época de lluvias, estas concentraciones son similares a las encontradas en este estudio. Las concentraciones de fósforo total encontradas en este estudio, son mucho más bajas que las reportadas en la mayoría de los estudios para el Lago de Catemaco, y para otros lagos mexicanos, como el caso del lago de Chapala. Sin embargo, los contenidos más altos, generalmente se observan en la zona más profunda. Por otro lado, el contenido de fósforo total encontrado en este estudio, coincide con la clasificación de productividad en lagos y los contenidos de fósforo total, que lo ubican en el orden eutrófico con concentraciones entre 30 y $100 \mu\text{gl}^{-1}$ de fósforo total (Wetzel, 1981). El fósforo es un elemento que se ha estudiado extensivamente en la limnología, sin embargo, la gran mayoría de esos estudios son reportados para sistemas templados (Wetzel, 1981)..

Para la clorofila *a* se encontraron concentraciones entre 42.9 y $78.4 \mu\text{gl}^{-1}$ en la época de secas y entre 26.0 y $68.4 \mu\text{gl}^{-1}$ en la época de lluvias. En general, se observa que las concentraciones más altas se presentaron en el mes de abril, durante todo el estudio. Por otro lado, octubre 2012, mostró las concentraciones más bajas de clorofila *a*, para todo el periodo de estudio. Torres-Orozco y Pérez-Rojas (2002) reportan una concentración de clorofila *a* para el Lago de Catemaco, de $40 \mu\text{gl}^{-1}$. Komárkova y Tavera (2003) reportan para mayo y agosto de 1993, concentraciones de clorofila *a* entre 29.7 y $69.0 \mu\text{gl}^{-1}$. Lind y Dávalos (2006) reportan concentraciones de clorofila *a* en 2005 y 2006, para el Lago de Catemaco entre 36.8 y $99.7 \mu\text{gl}^{-1}$. Lind *et al.*, (2016) reportan para el Lago de Catemaco un promedio de concentraciones de clorofila *a* de $88.3 \mu\text{gl}^{-1}$ para mayo 2004, $53 \mu\text{gl}^{-1}$ y $65.8 \mu\text{gl}^{-1}$ para enero y septiembre 2005, respectivamente y de $89.4 \mu\text{gl}^{-1}$ para julio 2006. Por otro lado, Sandoval (2016), reporta para el Lago de Catemaco concentraciones de clorofila *a* de $50.7 \mu\text{gl}^{-1}$ para septiembre 2014, para 2015 (mayo y septiembre) concentraciones entre 53.77 y $59.38 \mu\text{gl}^{-1}$ para el mes de la época seca y entre 52.39 y

$59.23 \mu\text{g l}^{-1}$ para el mes de la época de lluvias, estas concentraciones son similares a las encontradas en este estudio. Las concentraciones de clorofila *a* encontradas en este estudio, concuerda con las concentraciones reportadas en otros estudios para el Lago de Catemaco.

Respecto a la abundancia de *C. raciborskii*, se encontró que es similar en las dos épocas (secas y lluvias), así como también en los dos tiempos de muestreo (mañana y tarde). Para la época de secas se observó una abundancia entre 0.6×10^8 y 4.1×10^8 tricomas l^{-1} , para la época de entre 1.1×10^8 y 3.2×10^8 tricomas l^{-1} . Marzo fue el mes que presentó las mayores abundancias de *C. raciborskii*, tanto en la mañana como en la tarde. En la mañana, la mayor abundancia fue de 3.4×10^8 tricomas l^{-1} y en la tarde de 4.1×10^8 tricomas l^{-1} . De acuerdo con Lind y Dávalos (2006), la abundancia promedio anual de *C. raciborskii* encontrada en el Lago de Catemaco es de 4.4×10^8 tricomas l^{-1} . Bittencourt-Oliveira *et al.* (2011), reportan una de las abundancias más altas de *C. raciborskii*, de 5.3×10^7 tricomas l^{-1} , en un embalse brasileño. Bormans *et al.* (2005), para el embalse Fitzroy, Australia, reportan una abundancia de 1.2×10^8 tricomas l^{-1} . Mohamed (2007), reportó para un estanque de agua dulce en Sohag, Egipto una densidad máxima de *C. raciborskii* de 2.9×10^6 tricomas l^{-1} . Sin embargo, estas abundancias son menores, que las encontradas en el lago de Catemaco, es así que las abundancias encontradas en este estudio se observan mayores que las reportadas como niveles más altos, en la literatura. Estos datos de abundancia, llaman la atención, dado que se ha comprobado que esta especie es altamente tóxica en lagos y embalses de muchos países de todo el mundo. Komárek & Komárková (2003) señalan que *C. raciborskii* posee una alta producción de compuestos tóxicos, lo que la hace una especie que requiere estudios complejos y minuciosos, y la coloca entre las cianobacterias más importantes ecológicamente, dada su complejidad de adaptación en diversos hábitats con diferentes características. Aunque la abundancia de *C. raciborskii*, encontrada en el Lago de Catemaco, se mantuvo prácticamente constante a lo largo del periodo de estudio, se considera que la época seca es la más favorable para una mayor abundancia de esta cianobacteria, dado que marzo mostró la mayor abundancia, seguida del mes de abril, con abundancias de 3.4×10^8

tricomas L^{-1} y 3.2×10^8 tricomas L^{-1} respectivamente. Contrariamente a lo que encontraron Bittencourt-Oliveira *et al.*, (2011), para el embalse Mundaú en Brasil, en donde la mayor abundancia se presentaba en la época de lluvias. Mora (2015), en su estudio sobre ecosistemas lacustres de Los Tuxtlas, en Veracruz, determinó que *C. raciborskii* es la especie dominante en el Lago de Catemaco, sobre la comunidad fitoplanctónica. Lind *et al.*, (2016), reportan para el Lago de Catemaco una abundancia media total de *C. raciborskii* de 3.9×10^8 tricomas L^{-1} para la temporada de lluvias y de 4.6×10^8 tricomas L^{-1} para la temporada de secas con una media de 4.4×10^8 tricomas L^{-1} , ellos determinaron que *C. raciborskii* es la especie que domina el fitoplancton en todos los sitios y estaciones de muestreo, la mayor abundancia representada para la época seca coincide con lo encontrado en el presente estudio, en donde las mayores abundancias se encontraron en los meses de la época seca. Por otro lado, Sandoval (2016), reporta abundancias de *C. raciborskii* para el Lago para 2015 (mayo y septiembre) entre 1.2×10^8 y 4.3×10^8 tricomas L^{-1} para el mes de la época seca y abundancias entre 1.5×10^7 y 2.3×10^7 tricomas L^{-1} para el mes de la época de lluvias, estas abundancias son relativamente menores a las encontradas en este estudio, pero coincide en que las abundancias más altas se presentan en la época de secas. Con respecto a la abundancia de *C. raciborskii*, observadas en el plano vertical en las 4 profundidades de muestreo, se apreció que tanto en la época de secas y la de lluvias, la población mostraba una mayor concentración en tres de las cuatro profundidades, es decir, 1, 6 y 11 metros. A los 16.5 metros de profundidad siempre se encontraron las abundancias menores, excepto julio, que mostró abundancias mayores en dos estratos, 6 y 16.5 metros de profundidad. En este estudio, la población de *C. raciborskii*, se mantuvo prácticamente constante a lo largo de las dos épocas de análisis y a lo largo de la columna de agua, lo que lleva a suponer que *C. raciborskii* es persistente en el Lago de Catemaco, durante todo el año, aunque se desconocen con exactitud los factores que determinan esta permanencia a lo largo del tiempo y el espacio. En tanto que, de acuerdo con los análisis de correlación entre *C. raciborskii* y las dos formas de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato), se encontró que existe una mayor afinidad entre *C. raciborskii* y el amonio, considerando que las correlaciones negativas observadas de las dos formas inorgánicas fueron mayores para el

amonio. Así mismo, en el análisis de regresión lineal con las dos formas de nitrógeno inorgánico, la mayor relación observada se encontró para el amonio, y en la época de secas. Se observa un patrón que muestra que a mayor población de *C. raciborskii* menor es la concentración de amonio en el agua, por lo tanto, en este estudio la forma más importante para *C. raciborskii* es el amonio, lo cual coincide con lo reportado por Briand *et al.*, (2002), quienes determinan que el amonio es la fuente de nitrógeno inorgánico más utilizada por *C. raciborskii*. Así mismo, Kenesi *et al.*, (2009), afirman que el crecimiento de *C. raciborskii* parece estar asociado a altos niveles de nitrógeno total y amonio.

Tabla 39. Abundancias mayores de *C. raciborskii* en las dos épocas (secas y lluvias) y los dos tiempos de análisis (mañana y tarde), abundancias expresadas $\times 10^8$, z=profundidad.

Z (m)	SECAS						LLUVIAS							
	Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Octubre 2012		Junio 2013		Julio 2013		Octubre 2013	
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1			2.7		2.0				2.2		3.0			2.5
6	3.4			3.2	2.0		2.0	2.0		3.2		2.2		
11		4.1				2.5						2.6		
16.5												2.2		

Al correlacionar la temperatura del agua con la abundancia de *C. raciborskii*, se observaron correlaciones mayoritariamente positivas tanto en la mañana como en la tarde, con excepción de los meses de mayo y octubre de 2013, que mostraron correlaciones negativas, en el caso de octubre de 2013 coincidiendo con tres de los meses que mostraron las mayores abundancias de tricomas (2.6×10^8 tricomas l^{-1}). Esto concuerda con lo encontrado por Yamamoto *et al.*, (2013), en un estanque en el norte de Taiwan, ellos determinaron que la temperatura del agua tuvo una influencia más directa en la dinámica estacional de *C. raciborskii*, que las concentraciones de nutrientes, haciendo evidente que esta especie prefiere altas temperaturas. Igualmente, Padisák (1997), determina que las altas temperaturas están estrechamente relacionadas con las floraciones de *C. raciborskii*. Briand *et al.*, (2002), consideran que en zonas tropicales de Australia y Brasil, se han observado poblaciones constantes de *C. raciborskii*, mientras que en lugares con climas

templados las proliferaciones de *C. raciborskii* se presentan en los períodos más cálidos en forma de blooms. En otro estudio, Briand *et al.*, (2004), en base a análisis experimentales, determinaron que *C. raciborskii*, mostró crecimientos óptimos a 30° C, independientemente del origen de las cepas empleadas para los análisis. Por lo encontrado en este estudio, se puede decir, que la abundancia de *C. raciborskii* está estrechamente relacionada con su afinidad por el amonio y las temperaturas altas, dado que, cuando se observaron las concentraciones más altas de amonio en el agua (marzo, abril y octubre 2013), también se encontraron las abundancias más altas 3.4×10^8 , 3.2×10^8 y 2.6×10^8 tricomas l⁻¹ respectivamente. Así mismo, para el mes de octubre de 2013, que mostró correlación entre la temperatura y la abundancia *C. raciborskii*. Briand *et al.*, (2004), en su estudio concluyeron que *C. raciborskii* debería ser clasificada como una especie tropical con alta tolerancia a la temperatura, ellos consideraron que *C. raciborskii* es capaz de dominar la comunidad de fitoplancton, dado que tiene una ventaja selectiva sobre las especies autóctonas. Lo anterior probablemente la coloque como una especie con florecimientos más frecuentes en áreas templadas en los próximos años, debido al calentamiento global.

Los tricomas encontrados en el Lago de Catemaco de *C. raciborskii* son polimórficos, dado que se encontraron morfes lineales, circulares y helicoidales. Los tricomas lineales fueron los más abundantes durante todo el estudio, seguidos de los circulares y por último los helicoidales, con porcentajes de 58, 22 y 20%, respectivamente. De los tricomas observados, los lineales fueron los más abundantes en las dos épocas (secas y lluvias), así como en los dos tiempos de análisis (mañana y tarde) en los 4 estratos muestrados (1, 6, 11 y 16.5 metros); los tricomas helicoidales fueron más abundantes en la época de secas, tanto en la mañana como en la tarde, con respecto a los circulares; los circulares fueron más abundantes en la época de lluvias, tanto en la mañana como en la tarde, con respecto a los helicoidales. Briand *et al.*, (2002), reportan para un estanque en el sur de París tricomas cilíndricos y rectos, los tricomas helicoidales estuvieron ausentes. Bittencourt-Oliveira *et al.*, (2012), determinan que *C. raciborskii* es una especie que prolifera en una diversidad de hábitats, con un alto grado de adaptabilidad ecofisiológica, así mismo,

puede llegar a presentar tricomas lineales, enrollados y sigmoidales en un mismo cuerpo de agua. Por otro lado, Bittencourt-Oliveira *et al.*, (2011) en el embalse Mundaú en el noreste de Brasil, encontraron un predominio de tricomas rectos, seguidos de tricomas en espiral, los tricomas rectos eran más abundantes en la época seca, cuando se presentó estratificación térmica, en cambio, los tricomas en espiral crecían favorablemente asociados a estratos con baja luminosidad y temperaturas más cálidas. Dvořák y Hašler (2007), reportaron para el río Morava en Olomouc, Republica Checa, la presencia de filamentos rectos o curvados de *C. raciborskii*, pero con ausencia de filamentos en forma helicoidal o en tornillo, como los que se han reportado en otros lugares. Kling (2009), reportó para el Río Assiniboine en Canadá, la presencia de *C. raciborskii* con tricomas rectos o ligeramente arqueados, los tricomas helicoidales fueron muy escasos. De acuerdo con, Komárek y Mares^ˇ (2012), *C. raciborskii* posee un ciclo de vida característico en donde pueden presentarse cambios en su morfología durante su crecimiento y desarrollo, incluyendo la presencia de heteroquistes y akinetos, por tanto, la morfología de esta especie resulta ser importante de estudiar y comprender. Lind *et al.*, (2016) reportan para el Lago de Catemaco, la presencia de tricomas rectos, circulares y helicoidales, estos últimos poco frecuentes y a diferentes proporciones de acuerdo a la época del año, así mismo determinaron que el tricoma más abundante fue el de morfotipo recto, lo reportado por ellos, coincide con lo encontrado en este estudio. Sandoval (2016) en su estudio en el Lago de Catemaco, encontró morfes lineales, circulares y helicoidales de *C. raciborskii*, el morfe más abundante fue el lineal, esto coincide con lo que se encontró en este estudio. La diferencia de morfes de *C. raciborskii* encontrada en el Lago de Catemaco, resulta ser de gran importancia dada la adaptabilidad de la especie, considerando que algunos morfes llegan a producir heteroquistes, estructura especializada para fijar nitrógeno del aire. Estos morfes, pueden llegar a ser susceptibles al pastoreo del zooplancton u otros herbívoros dentro del cuerpo de agua donde se encuentran.

Tabla 40. Distribución de tricomas helicoidales y circulares de *C. raciborskii*, en las dos épocas (secas y lluvias), dos tiempos del día (mañana y tarde), en las cuatro profundidades. Z= profundidad, H=tricoma helicoidal, C=tricoma circular.

Z (m)	SECAS								LLUVIAS							
	Marzo 2013		Abril 2013		Mayo 2013		Octubre 2013		Junio 2013		Julio 2013		Octubre 2013			
	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm	am	pm
1	H	C	H	H	C	H	H	H	C	C	C	C	C	C	C	C
6	H	H	H	H	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
11	H	H	C	H	H	H	H	C	C	C	C	C	C	C	C	C
16.5	H	H	H	H	C	H	H	H,C	C	C	C	C	C	C	C	C

De los tricomas de *C. raciborskii* observados, sólo los morfes helicoidales y circulares presentaron heteroquistes. Se encontró un total de 109 en 77, 925 tricomas observados, durante todo el estudio; de estos heteroquistes 70.6 % se observaron en la época de secas y 29.3% en la época de lluvias. El mayor número de heteroquistes estuvo presente en los tricomas circulares con un total de 72.5%, seguido de los tricomas en espiral con un total de 27.5 %. Se observó que la presencia de heteroquistes es variable en cada uno de los meses, encontrándose que marzo, fue el mes que mostró una mayor abundancia de heteroquistes, el mes que tuvo el menor número de heteroquistes fue octubre de 2012, con sólo 1 heteroquiste. En otros lagos y embalses del mundo, la presencia de heteroquistes en tricomas de *C. raciborskii* está vinculada con los tricomas lineales, en cambio en este estudio, los tricomas lineales, fueron los únicos en los que no se encontró presencia de ellos. Bouvy *et al.*, (1999) reportan presencia de heteroquistes en tricomas enrollados, en un embalse en Brasil. Lind *et al.*, (2016), para el Lago de Catemaco, encontraron que los heteroquistes sólo se observaron en los tricomas helicoidales de *C. raciborskii*, en donde la abundancia promedio en el lago varió del 14% en la estación lluviosa (julio) al 25% al final de la estación seca (mayo) con una media anual de 18%, la abundancia de heteroquistes encontrada en este estudio coincide con lo reportado por ellos, en donde la mayor abundancia es observada en la época de secas. Por otro lado, Sandoval (2016) en su estudio para el Lago de Catemaco encontró una baja presencia de heteroquistes, siendo ligeramente mayor en el mes de la época seca, lo cual coincide con este estudio; pero difiere en que los heteroquistes sólo se observaron en el morfe circular, en cambio en este estudio se observaron en el more circular y helicoidal. Dado que la abundancia de los

heteroquistes, es mayor en la época seca que en la de lluvias, es posible que los requerimientos de nitrógeno sean mayores en secas, considerando que en la época de lluvias con los aportes de la precipitación y la escorrentía hacia el lago, la entrada de nitrógeno en sus diferentes formas, es más abundante, por lo que la necesidad de producir heteroquiste para fijar nitrógeno en esta época se ve reducida. Por otro lado, se considera que el número de heteroquistes es reducido, con sólo 109, en todo el estudio. Este hecho podría estar vinculado, con la presencia de amonio en el agua, pues se considera que las cianobacterias fijadoras de nitrógeno tienen una alta afinidad con esta forma inorgánica de nitrógeno. Al analizar las correlaciones entre las dos formas de nitrógeno inorgánico (amonio y nitrato) con la abundancia de heteroquistes en este estudio, se observa que existe una mayor correlación entre el amonio y la abundancia de heteroquistes. Fabre *et al.*, (2010), consideran que aun cuando hay presencia de heteroquistes, la fijación de nitrógeno puede estar ausente, así mismo, consideran que *C. raciborskii* no fija nitrógeno en presencia de amonio, dado que este bloquea la actividad de la nitrogenasa, enzima empleada para fijar el nitrógeno atmosférico. Así mismo, ellos consideran que *C. raciborskii* posee una alta relación con el amonio, es decir, es la fuente de nitrógeno inorgánico más empleado por la cianobacteria. En las correlaciones efectuadas, se encontró que existe una mayor correlación entre la abundancia de *C. raciborskii* y el amonio, más que con el nitrato. Esta relación puede estar también vinculada con el hecho de que el nitrato es energéticamente más costoso asimilarlo por los organismos. Bouvy *et al.*, (2000), reportaron en algunos embalses brasileños, que *C. raciborskii* no presentaba heteroquistes cuando se encontraban concentraciones altas de amonio. Wetzel (1981) menciona que tanto la presencia de heteroquistes, como la fijación de nitrógeno por las cianobacterias, son inhibidores, cuando hay nitrógeno en sus formas de amonio y nitrato, ya que cuando ambas formas están presentes se impide la síntesis de la nitrogenasa.

11 CONCLUSIÓN

Al analizar el papel del nitrógeno inorgánico en sus formas amonio y nitrato, se encontró que el amonio es la forma más abundante. En cuanto a la dinámica vertical, se observó que para el amonio está determinado tanto por la profundidad como por la hora, ya que tiende a ser más abundante a mayor profundidad.

En las correlaciones efectuadas, se observó que existe una mayor correlación entre el amonio y la abundancia de *C. raciborskii*, más que con el nitrato; para el amonio, las correlaciones negativas más altas de -0.741 y -0.999, mañana y tarde, respectivamente, para el nitrato, se encontraron correlaciones positivas altas de 0.898 y 0.637, mañana y tarde, respectivamente. Por tanto, se puede considerar que concentraciones elevadas de amonio en la columna de agua, podrían determinar la abundancia de esta cianobacteria, dado que está empleando al amonio como la forma para su crecimiento. Se observó que los meses que presentaron las mayores concentraciones de amonio (marzo, abril y octubre 2013), coinciden con los meses de las mayores abundancias de *C. raciborskii* entonces, la forma preferida de nitrógeno inorgánico para *C. raciborskii* es el amonio, debido a que el nitrato es energéticamente más costoso asimilarlo.

La abundancia medida de *C. raciborskii*, es homogénea en el periodo de estudio, constante en las dos épocas (secas y lluvias), en las cuatro profundidades analizadas del perfil vertical, y en los dos tiempos de análisis (mañana y tarde). La ligera mayor abundancia de *C. raciborskii* en la superficie, se relaciona con lo encontrado en otros estudios, en donde las proliferaciones de *C. raciborskii* se vinculan con diversos factores, incluyendo temperaturas más altas y la disponibilidad de la luz. La literatura sobre la ecología *C. raciborskii* sugiere que la alta afinidad por el amonio, el fosfato, la luz y la temperatura, así como la capacidad de fijar nitrógeno, han sido factores clave en el éxito de *C. raciborskii* en lagos y embalses de todo el mundo. En este estudio, se encontró que la abundancia de *C. raciborskii* está relacionada con las máximas concentraciones de amonio, y en el caso de la abundancia en la superficie con la luz.

En este estudio, se encontró que *C. raciborskii* presenta tres morfotipos diferentes, lo que confiere a esta cianobacteria una característica polimórfica. Este hecho, resulta interesante para el Lago de Catemaco, dado que, en muchos estudios efectuados en lagos y embalses de otros países, es común encontrar tricomas con sólo uno o dos morfes, en este caso, se encontraron tricomas lineales, circulares y helicoidales. De tal modo que, la dinámica ecológica que muestra *C. raciborskii* en el Lago de Catemaco, de acuerdo a lo encontrado en este estudio resulta ser de gran interés para la ecología de las cianobacterias en ecosistemas tropicales.

12 REFERENCIAS

- Agawin, N. S. R., Rabouille, S. Veldhuis, M. J. W. Servatius, L. Hol, S. Van Overzee, H. M. J. y Huisman, J. 2007. Competition and facilitation between unicellular nitrogen-fixing cyanobacteria and nonnitrogen-fixing phytoplankton species. *Limnology and Oceanography*. 52(5):2233–2248.
- Aguilera, A. y Echenique, R. O. 2011. Consideraciones generales de cianobacteria: aspectos ecológicos y taxonómicos. En: Giannuzzi, L. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Departamento de salud ambiental. Ministerio de salud. Buenos Aires, Argentina. 160 pp.
- Antenucci, J., Ghanouani, A. Burford, M. y Romero, J. 2005. The long-term effect of artificial destratification on phytoplankton species composition in a sub-tropical reservoir. *Freshwater Biology*, 50. 1081–1093.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. United Book Press, Inc., Baltimore, Maryland. 1197 pp.
- Aubriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C. 2009. Cianobacterias: factores que regulan su crecimiento. En: Bonilla, S. (Edit). Cianobacterias planctónicas de Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe (PHI-LAC). PHI-VII-Documento Técnico N° 16. Universidad de la República. 96 pp.
- Bittencourt-Oliveira, M.C., Buch, B. Hereman, T.C. Arruda-Neto, J.D.T. Moura, A. N. y Zocchi, S.S. 2012. Effects of light intensity and temperature on *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) with straight and coiled trichomes: growth rate and morphology. *Brazilian Journal of Biology*. 72(2):343-351.
- Bittencourt-Oliveira, M.C., do Nascimento, M. A. Hereman, T. C. Wocyli, D. E. 2011. Increase in straight and coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) populations under conditions of thermal de-stratification in a shallow tropical reservoir. *Journal of Water Resource and Protection*. 3: 245-252.
- Bonilla, S. y Aubriot, L. 2009. Biología, floraciones y distribución de las cianobacterias. En: Bonilla, S. (Edit). Cianobacterias planctónicas de Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe (PHI-LAC). PHI-VII-Documento Técnico N° 16. Universidad de la República. 96 pp.
- Bormans, M., Ford, P. W. y Fabbro, L. 2005. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. *Journal of Plankton Research*. 27(1):61-70.

Bouvy, M., Falcão, D. Marinho, M. Pagano, M. Moura, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. Aquatic Microbial Ecology. 23:13-27.

Bouvy, M., Molica, R. de Oliveria, S. Marinho, M. y Beker, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. Aquatic Microbial Ecology. 20: 285-297.

Brena, B. y Bonilla, S. 2009. Producción de toxinas y otros metabolitos. En: Bonilla, S. (Edit). Cianobacterias planctónicas de Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Programa Hidrológico Internacional de la UNESCO para América Latina y el Caribe (PHI-LAC). PHI-VII-Documento Técnico N° 16. Universidad de la República. 96 pp.

Briand, J. F., Leboulanger, Ch. Humbert, J. F. Bernard, C. y Dufour, P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming?. Journal of Phycology 40: 231-238.

Briand, J. F., Robillot, C. Quiblier-Llobéras, C. Humbert, J. F. Couté, A. Bernanrd, C. 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. Water Research 36: 3183-3192.

Burford, M. A., Mcneale, K. L. y Mckenzie-Smith, F. J. 2006. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water Reservoir. Freshwater Biology 51, 2143-2153.

Calderón, V. H. E., González, E. R. y Durán, B. C. 2001. Plaguicidas organoclorados en sedimentos y organismos acuáticos del Lago de Catemaco, Veracruz, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 17 (1):23-30.

Camargo J. A., Alonso, A. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. Ecosistemas 16(2):98-110.

Campos, V., Lisperguer, S. Weckesser, J. Vera, A. Muñoz, D. 2005. Cianobacterias y riesgos potenciales de toxicidad en aguas continentales de Chile. Boletín Micológico 20, 73-81.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F. Correl, D. L. Howarth, R. W. Sharpley, A. N. Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8(3): 559-568.

Codd, G. A., Lindsay, J. Young, F. M. Morrison, L. F. y Metcalf, J. S. 2005. Harmful cianobacteria. *Froms mass mortalities to management measures.*pp 1-21 En: Huisman, J.,

Matthijs, H. C. P. and Visser, P. M. (Eds.). Harmful cyanobacteria. Aquatic Ecology Series, Vol 3. Springer. 543 p.

CONAGUA. 2013. Atlas del agua en México. Comisión Nacional del Agua, DF.

CONAGUA. 2014. Canícula en México. Caracterización, resumen 2013 y perspectiva 2014. Gerencia de Meteorología y Climatología. Subgerencia de Pronóstico a Mediano y Largo Plazo. Jefatura de Proyecto de Pronóstico Estacional. México, DF.

Dávalos, L. L., Lind, O. T. Velarde, G. Rojero, V. E. Thompson, J. Hernández, O. G. S. Sambrano, J. Martínez, C. K. Mora, H. E. 2013. Aportes de nutrientes de fuentes puntuales y difusas de la subcuenca del Lago de Chapala y su potencial para promover el crecimiento algal. En: Juárez, A. A. (coord.). Contaminación agrícola y erosión de la cuenca del Lago de Chapala. México.

De La Lanza, E. G. y García, C. J. L. 2002. Lagos y presas de México. AGT editor. D. F. México. 680 pp.

De León, L. 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. En: Perfil Ambiental de Uruguay 2002, Domínguez, A. y R. G. Prieto (edts). Nordan-Comunidad, Montevideo, 28-37 p.

De Tezanos-Pinto, P. y Litchman, E. 2010. Interactive effects of N:P ratios and light on nitrogen-fixer abundance. *Oikos* 119 (3):567-575.

De Vicente, I. y Cruz-Pizarro, L. 2003. Estudio de la carga externa e interna de fósforo y aplicación de modelos empíricos de eutrofización en las aguas de la Albufera de Adra. *Limnetica* 22 (1-2):165-181.

Dyble, J., Tester, P. A. y Litaker, R. W. 2006. Effects of light intensity on cylindrospermopsin production in the cyanobacterial HAB species *Cylindrospermopsis raciborskii*. *African Journal of Marine Science*. 28(2): 309-312.

Dobal, A. V., Loza, A. S. Lugoyo, G. G. M. 2011. Potencialidades de las cianobacterias planctónicas como bioindicadores de estrés ambiental en ecosistemas costeros. Serie Oceanológica N° 9.

Downing , J. A., McClain, M. Twilley R. Melack, J. M. Elsers, J. Rabalais, N. N. Lewis, Jr. W. M. Turners, R. E. Corredor, J. Soto, D. Yañez-Arancibia, A. Kopaska, A. y Howarth, R. W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical Aquatic Ecosystems: Current conditions and projected changes. *Biogeochemistry* 46: 109-148.

Downing, J. A., Watson, S. B. y McCauley E. 2001. Predicting cianobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*. 58:1905-1908.

Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Stanley, H. W., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J. B. y Smith, J. E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial Ecosystems. *Ecology Letters.* 10:1-8.

Fabre, A., Carballo, C. Hernández, E. Piriz, P. Bergamino, L. Mello, L. González, S. Pérez, G. León, J. G. Aubriot, L. Bonilla, S. y Kruk, C. 2010. El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5(1):112-125.

González, D. y Echenique, R. 2001. Toxicidad y producción de metabolitos volátiles en Cyanophyta o algas verde azuladas. *Acta Toxicológica Argentina.* 9(2):62-81.

Gunkel, G. 2003. Limnología de un lago tropical de alta montaña, en Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de biología Tropical* 51 (2):381-390.

Gutiérrez, Q. M. G. 2014. Contribución al estudio de la diversidad del zooplancton en tres lagos tropicales y su relación con el uso del suelo en Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana. Veracruz, México.

Hawkins, P. R., Runnegar, M. T. C. Jackson, A. R. B. Falconer, I. R. 1985 .Severe hepatotoxicity caused by the tropical cyanobacterium (blue-green alga) *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya and Subba Raju isolated from a domestic water supply reservoir. *Applied and Environmental Microbiology* 50(5):1292–1295.

Hoffmann, L., Komarek, J. Kastovsky, J. 2005 System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria): State in 2004. *Algological Studies.* 2005. 117:95-115.

Howarth, R. y Marino, R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography.* 51, 364-376.

Huisman, J. y Hulot F. D. 2005. Population dynamics of harmful cianobacteria. *Factors affecting species composition.* pp. 143-176. En: En: Huisman, J., Matthijs, H. C.P and Visser, P. M. (Eds.). *Harmful cyanobacteria. Aquatic Ecology Series,* Vol 3. Springer. 543 p.

INEGI. 2005. Marco Geoestadístico Nacional. Mapa de la Republica Mexicana-Climas. <http://www.cuentame.inegi.org.mx/>.

Kenesi, G., Shafik, H. M. Kovács, A. W. Herodek, S. Présing, M. 2009. Effect of nitrogen forma on growth, cell composition and N₂ fixation of *Cylindrospermopsis raciborskii* in phosphorus-limited chemostat cultures. *Hydrobiologia* 623:191-202.

Kling, H. J. 2009. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria): A brief historic overview and recent discovery in the Assiniboine River (Canada). *Fottea* 9(1):45-47.

Komárek, J. y Komárkova-Legnerová. J. 2003. Contribution to the knowledge of planctic cyanoprokaryotes from central México. *Preslia, Praha*. 74:207-233.

Komárek, J. y Mares, J. 2012. An update to modern taxonomy (2011) of freshwater planktic heterocytous cianobacteria. *Hydrobiologia* 698:327-351.

Komárkova-Legnerová, J. y Tavera, R. 1996. Cyanoprocayota (Cyanobacteria) in the phytoplankton of Lake Catemaco (Veracruz, México). *Algological Studies*. 83:403-422.

Komárkova-Legnerová, J. y Tavera, R. 2003. Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Hydrobiologia* 502:187-196.

Lewis, W. M. Jr. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verh. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 28:210-213

Liebig, J. V. 1840. Ley del mínimo de Liebig. <http://ecologiageneral2.wordpress.com/inicio/leyes-de-la-ecologia/>.

Lind, T. O. 1985. *Handbook of Common Methods in Limnology*. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa. USA.

Lind, T.O., Doyle, R. Vodopich, D. S. Trotter, B. G. Limón, J. G y Dávalos-Lind, L. 1992 Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnology & Oceanography* 37(3):549-565.

Lind, T. O. y Dávalos-Lind, L. 2006. Reporte interno. Programa de Limnología y Manejo de Cuencas. Center for Reservoir and Aquatic Systems Research de Baylor University (CRASR-BU) y Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana (CITRO-UV). Xalapa. Veracruz. México.

Lind, T. O., Dávalos-Lind, L. López, C. López, M. Dyble, B. J. 2016. Seasonal morphological variability in an in situ Cyanonacteria monoculture: example from a persistent *Cylindrospermopsis* bloom in Lake Catemaco, Veracruz, México. *Journal of Limnology*, 75(s1):66-80.

McGregor, G. B. y Fabbro, L. D. 2000. Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: Implications for monitoring and management. Lakes & Reservoirs: Research & Management 5(3):195-205.

Mohamed, Z. A. 2007. First reportof toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsismediterranea* (Cyanoprokaryota) in Egyptian freshwaters. FEMS Microbiology Ecology. 59:749-761.

Mora, H. E. 2015. Composición del fitoplancton y relaciones especies-área de cinco sistemas lacustres en Los Tuxtlas, Ver., México. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Tropicales. Universidad Veracruzana. Veracruz, México.

Mur, L. R., Skulberg, O. M., Utkilen, H. 1999. Cyanobacteria in the environment. Chapter 2. En: Chorus, I. y Bartram, J. (Edit). Toxic Cyanobacterua in Water: A Guide to Their Pulic Health Consequences Monitoring and Management. WHO. 1999 pp.

Nõges, T., Laugaste, R. Nõges, P. y Tõnno, I. 2008. Critical N:P ratio for cyanobacteria and N₂- fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe. Hydrobiologia. 599:77–86.

Padisák, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wołoszynska) Seenayya and Subba Raju, an expanding highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. Archiv fur Hydrobiologie. Supplementbund. Monographic Studies. 107, 563–593.

Paerl, H. W. y Millie, D. F. 1996. Physiological ecology of toxic aquatic cyanobacteria. Phycologia 35 (6):160-167.

Pérez, D. S., Soraci, A, L. y Tapia, M.O. 2008. Cianobacterias y cianotoxinas: rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. Analecta Veterinaria, 28 (1):48-56.

Pérez-Rojas, A. y Torres-Orozco, B. R. 1992. Geomorfología y batimetría del Lago de Catemaco, Veracruz, México. Anales del Instituto Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 19 (2):17-22.

Pérez- Rojas, A., Torres-Orozco, B. R. y Márquez-García, A. Z. 1994. Los sedimentos recientes del Lago de Catemaco, Veracruz, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México 20(1): 67-76.

Pérez, C. L. E. 1994. Variación espacio-temporal de los nutrientos en el Lago de Catemaco, Ver., A través de un ciclo anual. Proyecto Final. UAM-Iztapalapa (No publicado).

Pineda, M. R. M. 2009. Determinación de cianobacterias toxigénicas productoras de microcistinas por métodos moleculares y bioensayos. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México, D.F.

Ramírez, P., Martínez, E. Martínez, M. D. y Eslava, C. 2004. Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana. En: Rosas, I., Cravioto, A. y Ezcurra, E. (compiladores). Microbiología ambiental. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. 83-107 pp.

Ramos-Higuera, E., Alcocer, J. Ortega, M. E. y Camacho, A. 2008. Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en lago oligotrófico tropical. Hidrobiología 18(1):105-113.

Rapala, J., Sivonen, K. Lyra, C. y Niemelä, S.I. 1997. Variations of Microcystin, Cyanobacterial Hepatotoxins, in *Anabaena spp.* as a function of growth stimuli. Applied and Environmental Microbiology 63, 2206-2212.

Reynolds, C. S. 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University, London, 384 p.

Reynolds, C. S. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. 550 pp.

Reynolds, C. S. Y Elliott, J. A. 2012. Complexity and emergent properties in Aquatic Ecosystems: predictability of ecosystem responses. Freshwater Biology 57(1):74-90.

Rivera, T. R. 1976. Memorias del Simposio sobre Pesquerías en Aguas Continentales. Análisis de las pesquerías en la Laguna de Catemaco. Tomo 1: 245- 257. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. En: Pérez-Rojas, A. y Torres-Orozco, B. R. 1992. Geomorfología y batimetría del Lago de Catemaco, Veracruz, México. Anales del Instituto Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México. 19(2):17-22.

Roldan, P. G. y Ramirez, R. J. J. 2008. Fundamentos en limnología neotropical. Segunda edición. 440 pp.

Roset, J., Aguayo, S., Muñoz, M. J. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. Revista de Toxicología. 18:65-71.

Rosso, L. y Giannuzzi. 2011. Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. En: Giannuzzi, L. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. Departamento de salud ambiental. Ministerio de salud. Buenos Aires, Argentina. 160 pp.

Saker, M. L., Nogueira, G. I. C. y Vasconcelos, V. M. 2003. Distribution and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) in portuguese freshwaters. Limetica 22(3-4):129-136.

Sandoval, G. K. 2016. Tasa de fijación de nitrógeno en el Lago de Catemaco, Veracruz. Tesis de Maestría. Maestría en química bioorgánica. Universidad Veracruzana. Veracruz, México.

Schembri, M.A., Neilan, B. A. y Saint, C. P. 2001. Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. Environmental Toxicology 16(5):413–421.

Schidler, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Sciencie, New Series, Vol. 196, No 4275.260-262 pp.

Scott, J. T., McCarthy, M. J. 2010. Nitrogen fixation may not balance the nitrogen pool in lakes over timescales relevant to eutrophication management. Limnology and Oceanography. 55(3):1265-1270.

Seenayya, G. & Subba Raju, N . S. S. 1972. On the Ecology and systematic position of the alga known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) Elenk. and critical evaluaton of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. In: Desikachary, T. V. (Eds.). Taxonomy and Biology of Blue-green. Algae. University of Madras, India, pp. 52-57.

SEMARNAT. 2001. Normal Oficial Mexicana MX-AA-026-SCFI-200. Análisis de agua - determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba (CANCELADA NMEX-AA-026-1980).

SEMARNAT, 2012. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales (SNIARN). Base de datos estadísticos – BADESCNIARN. Calidad del agua en cuerpos de agua. Calidad del agua conforme a parámetros físicos, químicos y biológicos- Lago de Catemaco.

http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_AGUA04_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce.

Suárez, E., Segura, L. y Fernández, M. A. 1986. Diversidad y abundancia del plancton en la laguna de Catemaco, Veracruz, durante un ciclo anual. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México 13(3):313-316.

Tavera, R. L. 1996. Phytoplankton of the tropical Lake Catemaco. Ph. D. Thesis. Faculty of Biological Science. University Of South Bohemia. Czech Republic.

- Tavera, R. y Castillo, S. 2000. An eutrophication-induced shift in the composition frequency and abundance of the phytoplankton in Lake Catemaco, Veracruz, México. Aquatic Ecosystems of Mexico 103-117.
- Torres-Orozco, R. B., Jiménez-Sierra, C. y Pérez-Rojas, A. 1996. Some limnological features of three lakes from Mexican neotropics. Hydrobiologal. 341:91-99.
- Torres-Orozco, B. R. y Pérez-Rojas, A. 2002. El Lago de Catemaco. En: Lagos y Presas de México. De la Lanza, E. G. y García, C. J. L. (Comp.). AGT Editor. 213-251pp.
- Torres-Orozco, B. R. y Zanatta, S. A. 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, México. Revista de Biología Tropical. 46(2):103-114.
- Vázquez, H. G., Díaz-Pardo, E. Gutiérrez-Hernández, I. Doadrio, V. I. y de Sostoa, A. 2004. Los ríos y los lagos. En: Los Tuxtlas, El paisaje de La Sierra. Guevara, S., Lavorde, J. y Sánchez- Ríos, G. (Eds). Instituto de Ecología, A. C. y Unión Europea, Xalapa, Ver. 201-227pp.
- Vergara, D. 2002. La contaminación de aguas y proliferación de organismos productores de toxinas. Natura.10. 44-49. En: Pineda, M. R. S. 2009. Determinación de cianobacterias toxigénicas productoras de microcistinas por métodos moleculares y bioensayos. Tesis de maestría. Instituto politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. México. 101 pp.
- Vidal, L. y 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 (2):142-151.
- Vincent, W. F., Wurtsbaugh, W. Vincent, C. L. y Richerson, P. J. 1984. Seasonal dynamics of nutrien limitation in a tropical high-altitude lake (Lake Titicaca, Peru-Bolivia): Application of physiological bioassays. Limnol. Oceanogr., 29(3):540-552.
- Vincent, W. F. 2002. Cyanobacterial dominance in the polar regions. The Ecology of cyanobacteria. 321-340 pp.
- Vitousek, P.M. y Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea – how can it occur? Biogeochemistry, 13, 87– 115. En: Elser, J. J., Bracken, M. E. S. Cleland, E. E. Gruner, D. S. Stanley, H. W. Hillebrand, H. Ngai, J. T. Seabloom, E. W. Shurin, J. B. and Smith, J. E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial Ecosystems. Ecology Letters. 10:1-8.
- Wetzel, G. R. 1981. Limnología. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. 679 pp.

Weyhenmeyer, G. A., Jeppesen, E. Adrian, R. Arvola, L. Blenckner, T. Jankowski, T. Jennings, E. Nõges, P. Nõges, T. y Straile, D. 2007. Nitrate-depleted conditions on the increase in shallow northern European lakes. Limnology and Oceanography. 52(4):1346-1353.

Wiedner, C., Rücker, J. Weigert, B. 2007. *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Cylindrospermopsin* in Lakes on the Berlin area: Occurrence, Causes and Consequences. Kompetenzzentrum Wasser Berlin Publication Series. Volume 6.

Yamamoto, Y., Shian, F. Y Hsu, S. 2013. Seasonal variation in the net growth rate of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow artificial pond in northern Taiwan. Plankton & Benthos Researchs 8(2):68-73.

Páginas de internet consultadas:

<http://smn.cna.gob.mx/>

<http://clima.inifap.gob.mx/redinifap/>

http://www.catemaco.info/6a/san_andres/laguna_encantada.html, 2014

www.conabio.org.mx

www.conagua.gob.mx

Software empleados:

R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Image-Pro Plus 6.1. 2005. Media Cybernetics, Inc. USA.

13 ANEXOS

ANEXO 1:

Nitraver 6 Nitrate Reagent

Ficha de datos

Código del producto: 1412099

Datos de proveedor de la ficha de seguridad:

Compañía: HACH LANGE GmbH

Calle: Willstätterstr. 11

Población: D-40549 Düsseldorf

Teléfono: +49 (0)211 5288-383

Correo elect.: SDS@hach-lange.de

Página web: www.hach-lange.com

Departamento responsable: HACH LANGE S.L.U. Edif. Seminario; C/Larrauri, 1C-2^a Pl. E-48160 Derio/Bizkaia

Tel. +34 9 46573388, e-Mail: info@hach-lange.es

Composición e información sobre los componentes:

Nº CE	Nombre químico	Fórmula	Cantidad
231-820-9	Sodio sulfato	Na ₂ SO ₄	40-50%
236-308-9	Ácido 1,2-Ciclohexanodiaminatetraacético, sal Trisódica		20-30%
231-913-4	Potasio dihidrogenofosfato	KH ₂ PO ₄	10-20%
232-216-8	Potasio disulfato	K ₂ O ₇ S ₂	5-10%
231-298-2	Magnesio sulfato	MgSO ₄ .7H ₂ O	1-10%
231-152-8	Cadmio(estabilizado)	Cd	1-10%

ANEXO 2:

Nitriver3 Nitrite Reagent

Ficha de datos

Código del producto: 2107169

Datos de proveedor de la ficha de seguridad:

Compañía: HACH LANGE GmbH

Calle: Willstätterstr. 11

Población: D-40549 Düsseldorf

Teléfono: +49 (0)211 5288-383

Correo elect.: SDS@hach-lange.de

Página web: www.hach-lange.com

Departamento responsable: HACH LANGE S.L.U. Edif. Seminario; C/Larrauri, 1C-2^a Pl. E-48160 Derio/Bizkaia

Tel. +34 9 46573388, e-Mail: info@hach-lange.es

Composición e información sobre los componentes:

Nº CE	Nombre químico	Fórmula	Cantidad
231-913-4	Potasio dihidrogenofosfato	KH ₂ PO ₄	<80%
232-216-8	Potasio disulfato	K ₂ O ₇ S ₂	<9%