

**UNIVERSIDAD SAN CARLOS DE GUATEMALA
CENTRO DE ESTUDIOS DE OCCIDENTE
DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE RECURSOS HÍDRICO**

**“DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE NITRÓGENO Y FÓSFORO COMO FUENTE DE
INGRESO DE NUTRIENTES AL LAGO DE ATITLÁN, SOLOLÁ”**

TESIS PRESENTADA POR

MIRIAM SOFÍA GÓMEZ PÉREZ

PREVIO A OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL
QUE LA ACREDITA COMO

**MAESTRO EN CIENCIAS
EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE RECURSOS HÍDRICOS**

ASESORA:

PhD. MARGARET DIX

Quetzaltenango, 2016

ÍNDICE GENERAL

Pág.

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.2. JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	6
1.3. OBJETIVOS.....	8
1.3.1 Objetivo general.....	8
1.3.2 Objetivos específicos.....	8
1.4. HIPÓTESIS.....	9
2. MARCO TEÓRICO	10
2.1 DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA	10
2.2 REGISTRO DE INVESTIGACIONES DE DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LAGOS DEL MUNDO.....	11
2.3 LOS NUTRIENTES, GENERALIDADES Y SU MODELADO	14
2.3.1 Aportes de nutrientes a los cuerpos de agua	14
2.3.2 Ciclos de los nutrientes	14
A. Ciclo del nitrógeno	14
A.1 Fijación de nitrógeno	16
A.2 Asimilación de amonio	18
A.3 Nitrificación.....	18
A.4 Desnitrificación.....	21
A.5 Amonificación.....	22
A.6 Amonificación de nitrato (trayecto asimilativo de nitrato).....	23
A.8. La importancia de nitrógeno en un cuerpo de agua.....	25
A.9 Efectos del proceso de nitrificación sobre salud humana	28
B. Ciclo del fósforo.....	28
B.1 Fósforo particulado.....	29
B.2 Fósforo inorgánico disuelto	30
B.3 Análisis químico	30
B.4 Fósforo y productividad.....	30
B.5 Efecto de metales en la distribución del fósforo	31
B.6 Efecto de ph en la solubilidad del fósforo.....	32
B.7 Efecto de absorción a material arcilloso en la disponibilidad del fósforo.....	32
B.8 Efecto de oxígeno en la solubilidad del fósforo.....	32
B.9 Fósforo en el sedimento.....	32
C. Razón N/P y la calidad de agua	33
3. MATERIALES Y MÉTODOS	34
3.1 DELIMITACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL SITIO DE INVESTIGACIÓN	34
3.1.1 Ubicación y localización geográfica del departamento de sololá.....	34
3.1.2 Demografía.....	34
3.1.3 Economía	34
3.1.4 Hidrografía	35
3.1.5 Zonas de vida	35

3.1.6 Áreas protegidas	36
3.2 UBICACIÓN Y LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DEL LAGO ATITLÁN	36
3.2.1 Extensión territorial	37
3.2.2 Precipitación pluvial	37
4. METODOLOGIA	38
4.1 DISEÑO DE INVESTIGACIÓN	38
4.2 SITIO DE MONITOREO.....	38
4.3 PARÁMETROS CLIMÁTICOS	39
4.4 RECIPIENTES DE RECOLECCIÓN PARA DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA.....	40
4.5 UBICACIÓN DE LOS DEPÓSITOS ATMOSFÉRICOS	40
4.6 LIMPIEZA DE CUBETAS (DEPÓSITO ATMOSFÉRICO).....	41
4.7 FRECUENCIA DE MONITOREO Y RECOLECCIÓN DE MUESTRAS	41
4.8 DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA HÚMEDA	42
4.9 DEPOSICIÓN SECA.....	42
4.9.1 Sin presencia de precipitación pluvial.....	42
4.9.2 Con presencia de precipitación pluvial	42
4.10 TRANSPORTE DE MUESTRAS	43
4.11 PROCESAMIENTO DE MUESTRAS (FILTRACIÓN Y ALMACENAMIENTO).....	43
a. Nitrógeno.....	44
b. Fósforo.....	45
4.12 ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE DATOS	46
4.13 CÁLCULOS PARA LA DETERMINAR LOS NUTRIENTES DEPOSITADOS: NITRÓGENO INORGÁNICO, NITRÓGENO INORGÁNICO DISUELTO (NID) Y ORTO FOSFATOS	46
5. RESULTADOS.....	48
5.1 “ESTACIÓN PILOTO” DE DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA	48
5.2 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO	48
5.3 PARÁMETROS CLIMÁTICOS	49
5.4 DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA.....	51
5.4.1 Deposición atmosférica, Orto fosfatos [$\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$]	51
5.4.2 Deposición atmosférica, Nitratos y Nitritos [$\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$]	53
5.4.3 Deposición atmosférica, Amonio [$\text{NH}_4^+ \text{- N}$]	55
5.4.4 Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)	57
5.5 INGRESO ESTIMADO DE NUTRIENTES POR DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA: NITRÓGENO INORGÁNICO Y FÓSFORO INORGÁNICO EN EL LAGO DE ATITLÁN, DURANTE EL PERIODO DE FEBRERO A SEPTIEMBRE 2014.	60
5.6 CARGA DE NUTRIENTES MENSUALMENTE POR DEPOSICION ATMOSFERICA AL LAGO DE ATILTAN, PERIODO DE FEBRERO A SEPTIEMBRE 2014.	64
6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	68
7. CONCLUSIONES.....	73
8. RECOMENDACIONES	75
9. BIBLIOGRAFÍA.....	76
10. ANEXOS.....	84

Índice de figuras

	Pág.
1. Reacciones bioquímicas que regulan la distribución de compuestos nitrogenados en agua.	15
2. Ciclo redox del nitrógeno.	16
3. Reacciones de asimilación de amonio.	18
4. Proceso de nitrificación.	19
5. Trayecto disimilativo de nitrato (denitrificación).	21
6. Disociación de amonio en agua.	22
7. Metabolismo de nitrógeno.	24
8. Zonas de vida de Holdridge, Republica de Guatemala.	35
9. Área protegida, departamento de Sololá.	36
10. Área experimental 2014.	38
11. Estación meteorológica Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano.	39
12. Ubicación, estación meteorológica Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano.	39
13. Depósitos atmosféricos.	40
14. Ubicación de depósitos atmosféricos.	40
15. Limpieza de depósitos atmosféricos.	41
16. Frascos Polietileno de Alta Densidad -HDPE.	41
17. Deposición atmosférica húmeda.	42
18. Deposición atmosférica seca.	43
19. Filtración de muestras de agua, deposición atmosférica.	43
20. Almacenamiento de muestras de agua, deposición atmosférica.	44
21. Amonio, deposición atmosférica.	44
22. Nitratos, deposición atmosférica.	45
23. Nitratos, deposición atmosférica.	45
24. Precipitación pluvial y temperatura, acumulados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014.	50
25. Deposición atmosférica, ortofosfatos [PO_4^{3-} - P] (FIS) mg/m^2 depositados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014.	52
26. Deposición atmosférica, nitratos y nitritos [NO_3^- -N + NO_2^- -N] mg/m^2 depositados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014.	54
27. Deposición atmosférica, amonio [NH_4^+ - N] mg/m^2 depositados semanalmente, periodo de abril a septiembre 2014.	56
28. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) (mg/m^2), depositada semanalmente, durante el periodo abril a septiembre 2014.	58
29. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) (mg/m^2) y su relación con precipitación pluvial (mm) depositado semanalmente, durante el periodo abril a septiembre 2014.	59
30. Ingreso estimado Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), depositado semanalmente al área superficial del lago Atitlán (kg), durante el periodo abril a septiembre 2014.	62
31. Deposición atmosférica, Fósforo Inorgánico Soluble (FIS), depositada semanalmente al área superficial del lago Atitlán (kg), durante el periodo febrero a septiembre 2014.	63
32. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), estimada para el lago de Atitlán, periodo de abril a septiembre 2014.	64
33. Deposición atmosférica, Fósforo Inorgánico Soluble (FIS) estimada para el lago de Atitlán, periodo de febrero a septiembre 2014.	65
34. Derivada de deposición atmosférica FIS y su relación con precipitación pluvial, periodo de abril a septiembre 2014.	66
35. Derivada de deposición atmosférica NID y su relación con precipitación pluvial, periodo de abril a septiembre 2014.	67

Índice de cuadros

	Pág.
1. Operacionalización de hipótesis	9
2. Clasificación de la deposición atmosférica	11
3. Estados de oxidación de compuestos nitrogenados	15
4. Lista parcial de microorganismos que fijan nitrógeno.	17
5. Nivel de eutrofización.....	31
6. Nivel de solubilidad.....	32
7. Ingreso de nutrientes vía deposición atmosférica en kg/km ² , estimado para el periodo de febrero a septiembre 2014.	60
8. Ingreso de nutrientes vía deposición atmosférica en el lago de Atitlán (kg/mes), estimado para el periodo de febrero a septiembre 2014.....	60
9. Deposición atmosférica de NID y FIS estimada para el Lago de Atitlán, periodo de febrero a septiembre 2014. .	69
10. Datos de nutrientes nitrógeno y fósforo vía deposición atmosférica húmeda y su comparación con Van Tuylen, entrada de los ríos San Francisco y Quiscab.....	70

Índice de anexos

	Pág.
1. Parámetros climáticos acumulados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014.....	84
2. Deposición atmosfera orto fosfatos [PO ₄ ⁻³ -P], acumulada semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014, área de colector.	85
3. Deposición atmosfera de nitratos y nitritos [NO ₃ ⁻ -N + NO ₂ ⁻ -N], periodo de febrero a septiembre 2014, área del colector.	86
4. Deposición atmosfera de amonio [NH ₄ ⁺ - N], periodo de abril a septiembre 2014, área del colector.	87
5. Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), periodo de abril a septiembre 2014, área del colector.	88
6. Ingreso estimado nitratos y nitritos [NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻] depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014	89
7. Ingreso estimado Amonio [NH ₄ ⁺] depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014.....	90
8. Ingreso estimado Nitrógeno Inorgánico Soluble (NID) depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014.....	91
9. Ingreso estimado Fósforo Inorgánico soluble (FIS) depositado semanalmente al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de febrero a septiembre 2014.	92
10. Derivada de deposición atmosférica FIS y su relación con precipitación pluvial, periodo de febrero a septiembre 2014.	93
11. Derivada de deposición atmosférica NID y su relación con precipitación pluvial, periodo febrero a septiembre 2014.	93

Resumen

Varios estudios han estimado la cantidad de nutrientes, nitrógeno y fósforo en el Lago de Atitlán y su relación con el ecosistema del lago. Estos estudios se han llevado a cabo en diferentes puntos y profundidades en el lago, así como en los ríos (especialmente las desembocaduras de los ríos San Francisco y Quiscab) y sus fluctuaciones estacionales. Sin embargo, la deposición atmosférica de nitrógeno y de fósforo no se ha estudiado, aunque varias fuentes sugieren que esta es una fuente nutriente importante para la superficie de un cuerpo de agua. Durante el periodo de febrero a septiembre 2014 datos fueron recolectados semanalmente, para estimar nitrógeno y fósforo derivados de la deposición atmosférica como fuente de ingreso de nutrientes al lago de Atitlán. Se estableció una estación de piloto con receptores diseñados para recoger la deposición atmosférica húmeda y seca. El nitrógeno y el fósforo fue medida y estimada para el área superficial del lago, para fósforo inorgánico soluble con 5,15 ton/año deposición húmeda y 3,06 ton/año deposición seca; para nitrógeno inorgánico disuelto con 66,4 ton/año en deposición húmeda y 29,9 ton/año en deposición seca. La precipitación pluvial estaba directamente relacionada con la fijación y transporte atmosférico del nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico soluble. La deposición atmosférica varía entre sitios y la observada para el lago de Atitlán puede ser mayor que en algunos países. Los resultados de este estudio ayudarán a entender las cargas de nutrientes depositados en los cuerpos de agua y proporcionar información básica para entender el estado trófico del lago de Atitlán y la importancia relativa de las diferentes fuentes de nutrientes.

Palabras Clave

Deposición atmosférica, nitrógeno, fósforo, Atitlán

Abstract

Several studies have estimated the quantity of the nutrients, nitrogen and phosphorus in Lake Atitlán and their relation to the lake ecosystem. These studies have been carried out at different points and depths in the lake as well as in rivers, especially the outlets of the rivers San Francisco and Quiscab together with their seasonal changes. Nevertheless, atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus has not been studied, although several sources suggest that this is an important nutrient source for the surface of a water body. Between February and September 2014, data were collected weekly to estimate nitrogen and phosphorus derived from atmospheric deposition as a source of nutrient input to Lake Atitlán. A pilot station with recipients designed to collect wet and dry atmospheric deposition was established. Nitrogen and phosphorus deposition was measured and the amount that would be deposited on the lake's surface area was estimated for inorganic soluble phosphorus as 5.15 metric tons, for dissolved inorganic nitrogen as 66.4 metric tons wet deposition and 22, 9 metric tons dry deposition. Rainfall was directly related to the fixation and atmospheric transport of dissolved inorganic nitrogen and inorganic soluble phosphorus. Atmospheric deposition varies between sites and that observed for Lake Atitlán may be greater than in some countries. The studies reported here will help to understand the nutrient loads deposited in water bodies and provide basic information for understanding the trophic state of Lake Atitlán and the relative importance of different nutrient sources.

Key Words

Atmospheric deposition, nitrogen, phosphorus, Atitlán.

1. Introducción

Una de las principales fuentes económicas del departamento de Sololá es el lago de Atitlán; para los habitantes de la cuenca, provenientes de diferentes grupos étnicos y nacionalidades, es fuente de agua, alimento, medio de transporte y lugar sagrado (CEA, 2015). Además, el lago de Atitlán es reconocido como uno de los más bellos del mundo y la cuenca fue declarada en 1997 como área protegida con reserva de uso múltiple cuenca del lago de Atitlán (RUMCLA), decreto 64-97 (Congreso de la Republica de Guatemala, 1997).

Debido a cambios demográficos, tales como la duplicación de la población, de 200,000 a 400,000 habitantes, en la última década combinada con el aumento del turismo, el Lago recibe una mayor cantidad de nutrientes provenientes de las descargas de aguas residuales, afluentes naturales, escurrimiento de campos agrícolas y *por deposición atmosférica*. Como consecuencia, en los últimos años, han aparecido florecimientos de cianobacteria. Esto ha alarmado a los pobladores y a la comunidad en general, además de causar una notable reducción de ingresos derivados del turismo, de la calidad de agua y el deterioro del ecosistema (CEA, 2015).

Una causa mayor de proliferación de cianobacterias y el predominio de éstas sobre otras especies en esteros, lagos y embalses ha sido el aumento del ingreso de los nutrientes necesarias por su crecimiento, principalmente por nitrógeno y fósforo que ingresan a los cuerpos de agua (Rolz et al., 2010).

En el año 2009 se crea el Centro de Estudios Atitlán, UVG Campus Altiplano, iniciando la medición rutinaria de factores físicos, químicos y biológicos relacionados a la salud ambiental del lago; transparencia del agua, temperatura, concentraciones de oxígeno disuelto, nutrientes (en especial nitrógeno y fósforo), niveles de clorofila *a* y abundancia de especies de fitoplancton, incluyendo cianobacterias. Estas, se han realizado a diferentes profundidades del lago y en afluentes naturales. En el área, no existen estudios de la determinación de estos nutrientes en forma de deposición atmosférica, que corresponde a una vía alterna de ingreso de nutrientes al lago y su cuenca.

Debido a lo anterior, el indicador principal en este estudio, fue determinar la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto por deposición atmosférica. La metodología utilizada ha cuantificada su concentración, frecuencia, maneras de deposición y proyectada su contribución al lago de Atitlán. Este estudio representa el primer hallazgo del ingreso de nutrientes, como una contribución potencial de la deposición atmosférica en un lago de Guatemala.

1.1. Planteamiento del problema

Los nutrientes fósforo y nitrógeno así como las proporciones relativas de ellos, son factores importantes en la vida del lago de Atitlán. El nitrógeno se puede encontrar en las proteínas de todos los seres vivos, luego excretado en los residuos; el fósforo se encuentra en el ADN, pared celular, y también es utilizado como fuente de energía para todos los organismos. (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013). En general se necesita de más carbón que de nitrógeno y de más nitrógeno que de fósforo P: N: C = 1: 15,5: 108 en una comunidad fitoplanctónica oceánica típica (Redfield, 1963).

Las plantas y otras formas de vida, normalmente necesitan elementos en forma de nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+) y fosfatos (PO_4^+) para poder absorberlos. Por esta razón son analizadas en el laboratorio para determinar su disponibilidad para las plantas, algas y cianobacterias. También se analiza nitrógeno total (TN) y fósforo total (PT) para conocer las concentraciones de todas las posibles fuentes de nitrógeno y fósforo en el agua, proveniente de fuentes vivas y muertas en la columna de agua (Dix et al., 2012).

En 1968/69 Weiss (1971) no detectó cianobacterias en el lago Atitlán. Sin embargo, en 1976, la cianobacteria, *Microcystis*, ya estaba presente. La densidad relativa de este género aumentó progresivamente entre las décadas 80 y 90 hasta llegar a una densidad relativa del 50% del total de organismos del fitoplancton en noviembre de 1992 y 1998 (Dix et al., 2003). Entre los años 2007 al 2009, empezaron a aparecer señales alarmantes del deterioro del ecosistema acuático con apariciones cada vez mayores de la cianobacteria filamentosa *Limnorphis robusta* entre octubre y diciembre. El florecimiento del 2009, llegó a cubrir el 40% de la superficie del lago, (CATHALAC/NASA/USAID, 2010), siendo la primera vez que esta especie había sido reportado a nivel mundial como responsable de un florecimiento (Rejmánková, Komárek, Dix, Komárková, & Girón, 2011) y fue asociado con un exceso del nutriente fósforo en comparación con el nitrógeno; confirmando lo reportado para otros lagos del mundo, según estudios realizados por Conley et al. (2009); Cabrera & Salazar (2009) y Schindler (2006). Además, su impacto fue notorio en la economía, turismo, pesca, la calidad de agua, la red trófica y el deterioro del ecosistema en el lago Atitlán (Dix, 2012).

Durante el 2012, varió la dominancia de los diferentes grupos del fitoplancton, en enero y febrero predominaron las diatomeas, especialmente *Aulacoseira granulata*; en abril, hubo altas densidades de *Dinobryon divergens*; y luego en mayo hasta julio, dominó el alga filamentosa verde *Mougeotia* sp. El resto del año, dominaron las cianobacterias, *Aphanizomenon* sp. y *Limnorphis robusta*. Estos se distribuyeron por todo el lago, formando acumulaciones densas en diferentes meses desde mayo hasta diciembre, provocando en las comunidades un estado de alerta continua. (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013).

El factor de transparencia permite determinar la claridad del agua según su profundidad, en el periodo del 2010 al 2012 se observó una marcada reducción en la transparencia del agua en el lago, principalmente durante los meses de diciembre a julio del 2012, con mayor materia

orgánica suspendida proveniente de los ríos, lo que sugiere, que probablemente el aumento en la densidad del plancton es resultado del *incremento de nutrientes disponibles (nitrógeno y fósforo)* en el lago (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013).

En junio del 2012, en el centro del lago se determinaron los valores máximos de nitratos entre 40 y 60 m con 135.1 µg/L, amonio a los 20 m con 6.3 µg/L y ortofosfatos a los 30 m con 13.6 µg/L (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013).

A raíz de los factores y problemáticas del *incremento de los nutrientes de nitrógeno y fósforo*; y su relación con el incremento de las poblaciones de cianobacteria y plancton, se determinó que dicho ingreso, se le atribuye a las aguas residuales, desembocaduras de ríos, drenajes, escorrentía de áreas de cultivo y *por deposición atmosférica* (Dix, 2012).

La deposición atmosférica, se refiere a las sustancias químicas acumuladas y trasferidas por la atmosfera a la superficie de la tierra y/o cuerpos de agua. En la cuenca de Atitlán no existen antecedentes, datos científicos o investigación que permitan determinar la contribución o estimación de los nutrientes que pueden ingresar al lago por esta vía; tampoco existe información del uso de tecnología para determinar los tipos de deposición atmosférica y los nutrientes de acumulación. Solo se deduce su aporte basado en el conocimiento de los ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo.

Al evaluar la deposición atmosférica, podría estimarse la cantidad específicamente de los nutrientes *nitrógeno y fósforo derivada de la deposición atmosférica y la carga de estos nutrientes en el lago Atitlán*. Además predecir si existe influencia con el desarrollo de los organismos fotosintéticos de interés en el lago y advertir aspectos secundarios de contaminación, tales como aplicación de abonos y quema de basura, entre otros, permitiendo estimar el impacto de la deposición atmosférica en el área.

1.2. Justificación de la investigación

Todos los organismos de nuestro planeta necesitan nitrógeno, pero menos del 1% de la totalidad de las especies biológicas cuentan con la capacidad de convertir el nitrógeno molecular ubicuo (N_2) en nitrógeno reactivo biodisponible (Nr). Debido a su escasez, el nitrógeno suele ser generalmente el nutriente limitante en las tierras de cultivo, bosques y superficies de pasto, así como en los ecosistemas. En principio, los humanos han logrado resolver el problema de la limitación de nitrógeno en las áreas de cultivo a través de la producción de fertilizantes nitrogenados.

La mayor parte del nitrógeno empleado en la producción de alimentos y la totalidad del nitrógeno reactivo producido por la quema de combustibles fósiles, se pierde en el medio ambiente. Una parte importante de la pérdida del nitrógeno reactivo se vierte en sistemas no controlados, incluidos los ecosistemas terrestres y acuáticos. Por lo tanto, no resulta sorprendente que la deposición de nitrógeno atmosférico haya incrementado considerablemente con la llegada de la era industrial y de la agricultura intensiva (Duce et al., 2009).

Las investigaciones en el lago Atitlán, han estado enfocadas a la determinación de las concentraciones de nitrógeno y fósforo, en especial sus formas solubles [$N-NO_3$], [$N-NH_4$] y [PO_4] a diferentes profundidades del lago, ríos y sus fluctuaciones a través de los años, pero no han realizado estudios sobre la deposición atmosférica de estos nutrientes que corresponde a una vía alterna de ingreso de nutrientes al Lago. Según Galloway et al. (2008), la deposición atmosférica constituye el proceso más importante a la hora de suministrar nitrógeno reactivo antropogénico a los ecosistemas terrestres y marinos.

La deposición atmosférica, puede medirse de dos formas, seca y húmeda. La deposición seca hace referencia a la absorción de nitrógeno y fósforo provenientes del polvo atmosférico, la deposición húmeda a la absorción de nitrógeno y fósforo atmosférico atrapado por la precipitación pluvial, ambas formas de deposición llegan y se mezclan en un cuerpo de agua o superficie terrestre.

El presente estudio trata de estimar la concentración de nitrógeno soluble y fósforo soluble atmosférico que ingresa al lago de Atitlán. Con esta información se espera poder predecir el impacto de este fenómeno sobre el cuerpo acuífero. Además se generará una base de datos e información científica de la deposición atmosférica de estos nutrientes en el área. Fue necesario establecer una estación piloto con tecnología adecuada y factible para coleccionar la deposición atmosférica, reconociéndola como la única investigación con esta temática en la región.

Los resultados obtenidos beneficiarán a la población, instancias públicas y privadas inmersas en los temas del manejo integral de la cuenca, monitoreo y calidad de agua del lago, teniendo el acceso a: 1) La tecnología generada, 2) base de datos, 3) utilización del modelo de interpretación y análisis de datos; que facilitarían la comprensión de la carga de nutrientes de este fenómeno a

los cuerpos de agua, 4) apoyar con información base para mejorar la comprensión del estado trófico del lago, 5) proporcionar información útil para la agricultura.

1.3. Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Determinar la contribución del nitrógeno soluble y fósforo soluble, derivada de la deposición atmosférica y la carga de estos nutrientes en el Lago Atitlán.

1.3.2 Objetivos específicos

- a) Estimar la cantidad promedio de nitrógeno inorgánico soluble y fósforo soluble atmosférico en forma de precipitación pluvial (líquida) y en forma de polvo en suspensión (sólida) y su proyección al área superficial del lago de Atitlán.
- b) Estimar la cantidad de nitrógeno en forma de nitrato y amonio depositada de la atmósfera en diferentes períodos y su proyección al área superficial del lago de Atitlán.
- c) Estimar la cantidad de fósforo soluble en forma de orto fosfatos depositada de la atmósfera en diferentes períodos y su proyección al área superficial del lago de Atitlán.
- d) Analizar la deposición atmosférica y su impacto a largo plazo en el lago de Atitlán.

1.4. Hipótesis de la investigación

a. Hipótesis alternativa: La deposición atmosférica de nitrógeno soluble y fósforo soluble será significativa como fuente de ingreso de nutrientes en el lago.

b. Hipótesis nula: La deposición atmosférica de nitrógeno soluble y fósforo soluble no será significativo como fuente de ingreso de nutrientes en el lago.

Cuadro 1. Operacionalización de hipótesis

Variable	Definición	Indicador (forma de medirla)	Pregunta	Instrumento de recopilación
Concentración de nitrógeno y fósforo soluble	Proporción o relación que hay entre la cantidad de soluto y la cantidad de disolvente, donde el soluto es la sustancia que se disuelve, el disolvente la sustancia que disuelve al soluto, y la disolución es el resultado de la mezcla homogénea de las dos anteriores. A menor proporción de soluto disuelto en el disolvente, menos concentrada está la disolución, y a mayor proporción más concentrada está.	Microgramos/Litro ($\mu\text{g/L}$)	¿Qué cantidad de nitrógeno y fósforo solubles entran al lago por deposición atmosférica?	Deposición húmeda y seca
				Georreferenciación de estación piloto
				Análisis de laboratorio de nitrógeno inorgánico soluble en forma de nitratos y amonio
				Análisis de laboratorio de fósforo soluble en forma de ortofosfatos

Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

2. Marco teórico

2.1 Deposición atmosférica

Deposición atmosférica se define como el proceso, por el cual, sustancias químicas, tales como partículas contaminantes y no tóxicas son transferidas de la atmósfera a una superficie (suelo, vegetación, agua, etc.) durante un periodo de tiempo determinado.

La deposición atmosférica es un aporte importante de sustancias al medio ambiente terrestre y a las aguas superficiales. Estas sustancias incluyen metales pesados, compuestos orgánicos como dioxinas, furanos y pesticidas organoclorados. Así la cuantificación de estas sustancias en deposición atmosférica es necesaria para la evaluación de los riesgos sobre el medio ambiente y la salud humana. (Congreso de la República de Guatemala, 1986)

A su vez se puede clasificar en tres categorías diferentes en función de cómo se realiza la etapa de muestreo:

- a. Deposición atmosférica seca: Son gases atmosféricos y partículas depositadas en la superficie de la tierra en ausencia de precipitaciones. Tiene lugar en un período de tiempo seco. En este caso las partículas se depositan por impacto directo y por sedimentación gravitacional. Los metales aparecen asociados en un porcentaje elevado a este tipo de partículas (Azimi et al., 2003).
- b. Deposición atmosférica húmeda: Son sustancias químicas incorporadas en pequeñas gotas y transferidas a la superficie terrestre en forma de lluvia, niebla o nieve, en períodos húmedos. En este caso para un muestreo se recoge agua de lluvia, las sustancias pueden estar disueltas o asociadas al arrastre de las gotas de lluvia (Motelay et al., 2005).
- c. Deposición atmosférica global: Tiene lugar siempre y cuando se alternan períodos secos y húmedos, y suele ser lo más habitual. La deposición atmosférica global se define como la suma de los procesos anteriores. Por lo tanto, se recoge en este proceso agua de lluvia y partículas sedimentables.

Las fuentes de emisión de los componentes de la deposición atmosférica pueden ser locales o distantes, y están ligadas a la actividad doméstica, tráfico vehicular, industrias y agricultura.

La deposición seca (polvo fugitivo) está originada por la erosión del suelo, construcciones, vertederos, fuentes biológicas (polen, esporas y residuos orgánicos) así como actividades agrícolas (roza y zafra) aumentan los niveles de partículas en suspensión en la atmósfera.

Cuadro 2. Clasificación de la deposición atmosférica

Tipo	Periodo de muestreo	Fracción recogida
Seca	Seco	Partículas sedimentables
Húmeda	Húmedo	Agua de lluvia con sustancias disueltas
Global	Seca y Húmedo	Partículas sedimentables y agua de lluvia con sustancias disueltas

Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

La importancia relativa de la deposición atmosférica atribuida a deposición seca o húmeda, en la literatura son muy diferentes. Algunos autores parecen estar de acuerdo en que la deposición atmosférica húmeda es más importante que la deposición atmosférica seca, tal y como demuestran los trabajos realizados por Garnaud et al. (1999) y Morselli et al. (2003). Otros autores como Galloway et al. (1982) establecen que la contribución de la deposición atmosférica seca varía entre el 30 y el 60 % de la deposición atmosférica total. Tasic & Kolundzija (2001) consideran que la variabilidad existente en la importancia relativa de cada tipo de deposición atmosférica se debe a varios factores de los que destacan dos: las condiciones meteorológicas en la etapa de muestreo y la distancia entre la fuente de emisión y el lugar de muestreo.

2.2 Registro de investigaciones de deposición atmosférica de nitrógeno y fósforo en lagos del mundo

La literatura reciente documenta una serie de impactos de la deposición atmosférica sobre los lagos del mundo. Desde 1970, la población mundial se ha incrementado en un 78%. Galloway et al. (2008) discuten el resultado de la transformación del ciclo de N y sus tendencias recientes. Según ellos; a consecuencia de la industria, el aumento poblacional y la deforestación, la totalidad de N circulando en la biósfera ha aumentado en más del 100%. La mayor parte del N está formada de NO_3 y NH_4 transportadas en la atmósfera y depositadas en ambientes acuáticas por deposición pluvial o deposición seca.

El aumento de la deposición atmosférica de N, como resultado de las actividades antropogénicas tales como la quema de combustibles fósiles y la aplicación de fertilizantes agrícolas, es un fenómeno mundial. La tasa global de N reactivo se ha duplicado durante el siglo pasado y ha llevado a un aumento la cantidad de N en la naturaleza (Galloway & Carenado, 2002). Mahowald (2011) señala la importancia de los aerosoles en proveer nutrientes que modifican los ciclos biogeoquímicos proveyendo N y P a la vegetación. Además en ecosistemas de agua dulce la deposición atmosférica puede conducir a la acidificación. El N también es un nutriente, que junto con el P regula el crecimiento del fitoplancton en los lagos (Wetzel, 2001).

En sistemas acuáticos, la limitación por N se puede esperar cuando la relación de N y P biodisponible posee una base de masa inferior a 7:1, que es la relación media de N y P en la demanda de nutrientes para el fitoplancton (Redfield, 1958). Por lo tanto, el aumento de las

fuentes atmosféricas de N o de P, y especialmente las formas inorgánicas, puede afectar a la relación N: P de los lagos y el equilibrio entre estos nutrientes limitantes.

En el lago Pirineos, España, en las últimas décadas, la deposición de N atmosférico está relacionado directamente con el aumento en la carga de P atmosférico, ambos como resultado de altas entradas a la atmósfera (Camarero & Catalán, 2012). Los hallazgos recientes indican que el aumento de la deposición atmosférica de N de origen humano, ha provocado cambios en el patrón de limitación de nutrientes ecológica en los lagos del hemisferio norte. En general, se ha pensado que la producción de fitoplancton en los lagos está limitada por P, pero hallazgos recientes sugieren que tanto el N o la luz pueden ser limitantes (Elser y otros 2009).

Boehme et al. (2012) comentan la pobre caracterización de la deposición del PO_4 y señalan la necesidad de documentarla para entender mejor el ciclo del P en sistemas acuáticos y su efecto potencial en el mundo. Deposición atmosférica puede contribuir a una porción significativa de fósforo reactivo soluble (PRS) para los ecosistemas lacustres de agua dulce. Diversos estudios estiman la proporción de la carga de P total para el Lago Victoria (Africa del Este) al 55% (Tamatamah et al., 2005), 25% Lago Tahoe (USA) (Zhang et al., 2002), 8% Lago Biwa (Japón) (Kunimatsu y Sudo 2006), representando alta variación y alta contribución en algunos casos.

La eco región del norte de lagos y bosques de Minnesota se caracteriza por su sensibilidad a la lluvia ácida y por lo general a una baja productividad. Cuatro lagos sensibles a los ácidos se estudiaron entre 1988-91, para determinar si el fitoplancton tenía deficiencia de N, P o ambos (N y P); y si el aporte de nutrientes a través de la deposición atmosférica podría aumentar la producción primaria. Los resultados indicaron que el enriquecimiento de N causa generalmente mayor respuesta de biomasa del fitoplancton que el P; aunque N y P en conjunto casi siempre produjeron el mayor efecto, esto sugiere una co-limitación por ambos nutrientes (Axler et al., 2011).

Baron et al. (2011) evaluaron las cargas críticas empíricas del N atmosférico, la deposición de nutrientes para el enriquecimiento y acidificación de los lagos sensibles estadounidenses, concluyendo que la carga crítica de nutrientes de enriquecimiento para los lagos occidentales varió de 1,0 a 3,0 kg de N/ha/año, en una cuenca con una vegetación inexistente en un terreno complejo, dominado por el deshielo. La carga crítica de nutrientes de enriquecimiento para los lagos del noreste osciló desde 3,5 hasta 6,0 kg de N/ha/año. Demostraron que el enriquecimiento de nutrientes y la acidificación de la carga crítica del nitrógeno fueron de origen atmosférico.

Elser et al. (2003), demostraron que el aumento en la relación N: P (estequiométricos) y nutrientes limitantes en lagos de Noruega, Suecia y Colorado, Estados Unidos es impulsado por la deposición atmosférica del N, dando como resultado un cambio en los patrones de limitación de nutrientes ecológicos. Además indicaron que las actividades humanas han duplicado la cantidad de N atmosférico que circula en la biosfera y señalan que el continuar con la amplificación antropogénico del ciclo del N, alterará aún más los procesos ecológicos, como los

ciclos biogeoquímicos, dinámica trófica y la diversidad biológica en los lagos del mundo, incluso en los lagos lejos de la perturbación humana directa.

Elser et al. (2009) indican que los nutrientes limitantes (N y P) y la limitación de nutrientes del fitoplancton en los lagos alpinos de las montañas rocosas de Colorado (EE.UU.), demuestran niveles elevados ($> 6 \text{ kg N/ha/año}$) o bajos ($< 2 \text{ kg N/ha/año}$) de deposición de N atmosférico. Las relaciones nitrógeno total y fósforo total (NT:PT) fueron mayores. Las concentraciones de clorofila y carbono (C) fueron 2 a 2.5 veces mayor en sitios de alta deposición comparándose con los lagos de baja deposición, mientras que los lagos de alta deposición también obtuvieron mayor C: N y C: P (pero no N: P). Esto se suma a la evidencia acumulada, la deposición de nitrógeno sostenida puede tener efectos importantes en las comunidades de fitoplancton del lago y las redes alimenticias a base de plancton, por cambio de la naturaleza cuantitativa y cualitativa de la limitación de nutrientes.

Bergström et al. (2006; 2008) copilaron datos químicos y biomasa de fitoplancton (PB) (clorofila a) de los lagos improductivos en 42 regiones diferentes de Europa y América del Norte, y los compararon con los datos de N inorgánico de deposición atmosférica sobre estas regiones. Demostraron que el aumento de la deposición de N inorgánico en grandes áreas de Europa y América del Norte ha causado elevadas concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), las concentraciones de N inorgánico elevados dieron lugar a la eutrofización y el aumento de la biomasa de fitoplancton. La eutrofización causada por la deposición de N inorgánico indica que el rendimiento de biomasa de fitoplancton en la mayoría de los lagos fue limitado por N en su estado natural. Sugieren que la limitación de P, contempla esencialmente los lagos donde se ha cambiado el equilibrio entre N y P debido al aumento antropogénico de N.

Bergstrom et al. (2005) en una revisión de datos químicos y la biomasa de fitoplancton (clorofila a) de 3.907 lagos suecos poco productivos, con una evaluación de los efectos de deposición del N atmosférico concluyeron que los lagos con mayor deposición de N, el P es limitado durante el verano; y hay alta biomasa de fitoplancton, en comparación con lagos donde la concentración de N depositado es menor. Por lo tanto, los Lagos suecos improductivos revelan que el aumento de entrada de N en su estado atmosférico y el exceso de N pueden causar eutrofización con mayor biomasa de fitoplancton.

Estudios de Wolfe et al. (2003) indican que tasas modestas o concentraciones relativamente bajas de la deposición de N antropogénico son totalmente capaces de inducir cambios biológicos y biogeoquímicos en ecosistemas relativamente prístinos tales como las Montañas Rocosas de EE.UU.

Jassby et al. (1994) explican que la deposición atmosférica de N y P proporciona la mayor parte del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y nitrógeno total (NT) en la carga de nutrientes anual de Lago Tahoe, California, y contribuyen cantidades significativas de fósforo reactivo soluble (PRS) y carga total de fósforo (PT). La mayoría de NID probablemente se origina fuera

del drenaje de la cuenca en las zonas urbanas y agrícolas al sur-oeste. En este caso, los patrones espaciales de deposición PRS difieren de los de NID y sugieren una fuente terrestre dentro de la cuenca, como los lixiviados del polvo u otras partículas transportados por el viento. Debido a la deposición atmosférica de nitrógeno, el N: P (molar) combinadas está por encima de la relación de 16 y de conformidad con un cambio observado desde colimitación por N hasta una persistente P limitante en el lago

2.3 Los nutrientes, generalidades y su modelado

2.3.1 Aportes de nutrientes a los cuerpos de agua

Las entradas de los nutrientes pueden provenir del aporte pluvial por aguas subterráneas y atmósfera.

- a) Aporte pluvial: Los ríos transportan una carga de materia soluble y particulada que provienen de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan. Existe una fuerte correlación entre las cargas de nitrógeno y fósforo total en los ríos, con el uso de la tierra y especialmente con las prácticas agrícola.

Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido aumentando de forma paralela al incremento de poblaciones humanas en sus cuencas, como resultado tanto de las aguas residuales provenientes de los aportes humanos, animales y al aumento de la aplicación de fertilizantes en las tierras de cultivo, por lo consiguiente la lixiviación al río.

- b) La entrada proveniente de las aguas subterráneas es generalmente desconocida y variable, por lo consiguiente, no se suele tener en cuenta.
- c) La entrada atmosférica es importante principalmente para el nitrógeno. Por el aire pueden llegar aportes, tanto en forma de partículas en suspensión como de especies químicas presentes en forma gaseosa, que se disuelven en el agua en contacto con esta. El nitrógeno además de esta deposición atmosférica hay que tenerle en cuenta la fijación biológica de compuestos nitrogenados. Las formas gaseosas de fósforo y el silicio tienen un papel casi insignificante en el medio natural, pues no han sido encontradas en cantidades significativas.

2.3.2 Ciclos de los nutrientes

A. Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es un elemento biogénico que encontramos incorporado en moléculas orgánicas que desempeñan funciones vitales para toda célula. Este elemento es un constituyente básico de aminoácidos, ácidos nucleicos, azúcares aminadas y los polímeros que estas moléculas forman. El N existe en la naturaleza en varias formas químicas y se presentan en diferentes estados de oxidación.

Cuadro 3. Estados de oxidación de compuestos nitrogenados

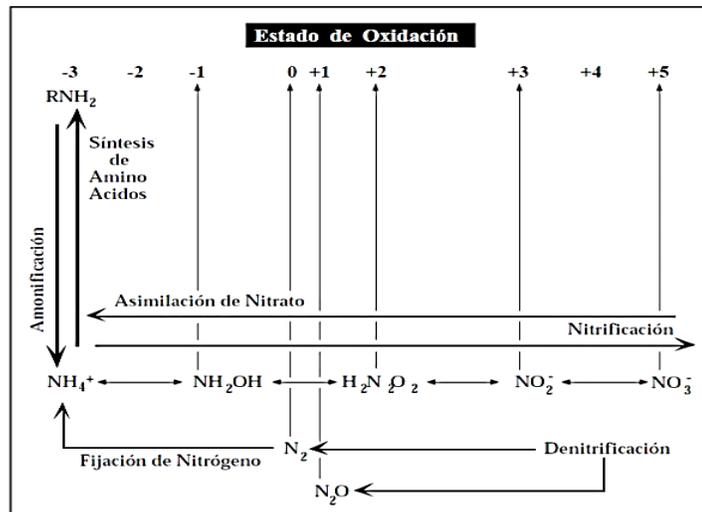
Compuesto	Formulación	Estado de oxidación
Nitrógeno orgánico	(R-NH ₂)	-3
Amonio	(NH ₃)	-3
Nitrógeno gaseoso	(N ₂)	0
Óxido nitroso	(N ₂ O)	+1
Óxido de nitrógeno	(NO)	+2
Nitrito	(NO ₂ ⁻)	+3
Dióxido de nitrógeno	(NO ₂)	+4
Nitrato	(NO ₃)	+5

Fuente: Modificado de Brock, Madigan, Martinko & Parker (1994).

En términos termodinámicos, el nitrógeno gaseoso (N₂) es la forma más estable del nitrógeno. Las otras formas químicas del nitrógeno revierten a N₂ bajo condiciones de equilibrio, esto explica el hecho que el nitrógeno molecular es el principal depósito de nitrógeno para los organismos vivos.

No obstante, muy pocos organismos tienen la capacidad para fijar el nitrógeno gaseoso. Solo un grupo reducido de cianobacterias, eubacterias (fototróficas y heterotróficas) y arqueobacterias exhibe dicha capacidad. El reciclaje del nitrógeno depende entonces de las transformaciones químicas de compuestos nitrogenados más disponibles, a través de reacciones de óxido-reducción. El conjunto de esas transformaciones integran el ciclo biogeoquímico de nitrógeno.

Figura 1. Reacciones bioquímicas que regulan la distribución de compuestos nitrogenados en agua.



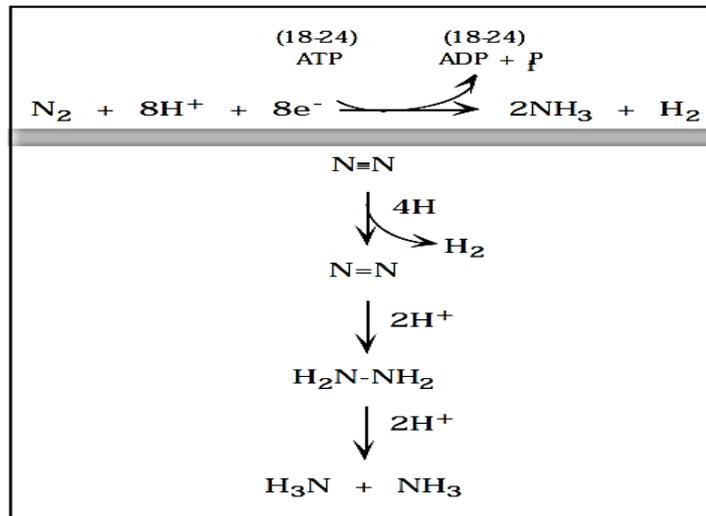
Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

Los procesos de transformación química que intervienen en el ciclo de nitrógeno son varios: (1) fijación (reducción) de nitrógeno molecular a amonio, (2) asimilación de amonio, (3) nitrificación, (4) reducción disimilativa de nitrato (denitrificación), (5) reducción asimilativa de nitrato y (6) amonificación.

A.1 Fijación de nitrógeno

La fijación de nitrógeno puede ser resumida utilizando las siguientes reacciones:

Figura 2. Ciclo redox del nitrógeno



Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos, (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

Este proceso demanda una gran inversión de energía (18 - 24 ATP), dada la estabilidad del triple enlace N=N, que hace del nitrógeno gaseoso una molécula extremadamente inerte. La reducción del nitrógeno molecular a amonio es catalizada por un complejo enzimático conocido como nitrogenasa. Este complejo catalítico consiste de dos unidades proteicas diferentes conocidas como: Dinitrogenasa y reductasa de denitrogenasa.

A.1.1 Microorganismos que fijan nitrógeno molecular

La reducción biológica de nitrógeno molecular es llevada a cabo únicamente por microorganismos procariontes. Entre las bacterias, la actividad de fijación de nitrógeno se encuentra distribuida entre eubacterias, arqueobacterias entre heterótrofos y autótrofos.

Cuadro 4. Lista parcial de microorganismos que fijan nitrógeno

Aerobios y Anaerobios facultativos de vida libre		
Quimiororganotrofos	Fototrofos	Quimiolitotrofos
Eubacterias:	Cyanobacterias:	Eubacterias:
Azotobacter spp.	Anabaena	Alcaligenes
Klebsiella	Nostoc	Thiobacillus **
Beijerinckya	Synechococcus	
Bacillus polymixa	Gloecapsa	
Mycobacterium flavum	Dermocarpa	
Azospirillum lipoferum	Xenococcus	
Citrobacter freundii	Myxoscina	
Methylotrofos **	Pleurocapsa	
Azomonas	Oscillatoria	
Derxia	Calothrix	
Chromobacterium	Microcoleus	
	Nodularia	
	Phormidium	
	Prochlorales	
Anaerobios de vida libre		
Quimiororganotrofos	Fototrofos	Quimiolitotrofos
Eubacterias:	Eubacterias:	Arquebacterias
Clostridium spp.	Chomatium	Metanosarcina
Desulfovibrio	Chlorobium	Metanococcus
Desulfotomaculum	Rhodospirillum	
	Rhodopseudomonas	
	Rhodomicrobium	
	Rhodopila	
	Rhodobacter	
	Heliobacterium	
	Heliobacillus	
	Thiocapsa	
Simbiontes en:		
Plantas Leguminosas	Plantas No Leguminosas	
Eubacterias:	Cianobacterias	Eubacterias:
Rhizobium	Anabaena	Frankia (Actinomiceto)
Bradyrhizobium	Nostoc	

* Incluye otras cianobacterias: ** llevado a cabo solo por algunas especies de Brock et al. (1994); Atlas & Bartha (2005) y Capone et al. (1997).

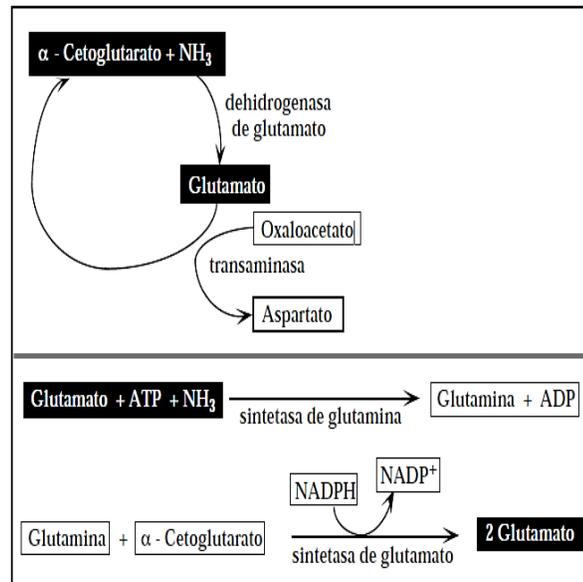
A.1.2 Fijación abiótica del nitrógeno gaseoso

La mayor parte de la fijación del nitrógeno molecular es de naturaleza biológica. No obstante, en la atmósfera terrestre también se lleva a cabo la fijación abiótica del nitrógeno molecular mediante electrificación y reducción fotoquímica. A diferencia de la fijación de origen biológico, donde el amonio es el producto principal, en la fijación fotoquímica el nitrato es el producto principal. En este tipo de fijación de alta energía el nitrógeno y el oxígeno se combinan en la atmósfera para formar nitrato. Este último es arrastrado por la lluvia a la superficie terrestre y a los cuerpos acuáticos en forma de ácido nítrico (H_2NO_3).

A.2. Asimilación de amonio

La asimilación del amonio al protoplasma celular es mediada por varias enzimas.

Figura 3. Reacciones de asimilación de amonio



Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

Una de las enzimas más utilizada en la asimilación del amonio es la deshidrogenasa de ácido glutámico. Esta enzima cataliza la incorporación reductiva de amonio al ácido acetoglutárico para formar ácido glutámico.

El grupo amino que presenta el ácido glutámico puede ser transferido a otras moléculas orgánicas mediante transaminasas. De esta forma se originan otros aminoácidos, purinas y pirimidinas. La asimilación de amonio a moléculas orgánicas puede ser mediada por otras dehidrogenasas de aminoácidos y por la sintetasa de glutamina. Esta última cataliza la adición de amonio al ácido glutámico para formar glutamina. En una reacción subsiguiente, la enzima sintetasa de ácido glutámico cataliza al transferirla del grupo amida de la glutamina al ácido acetoglutárico, formándose dos moléculas de ácido glutámico.

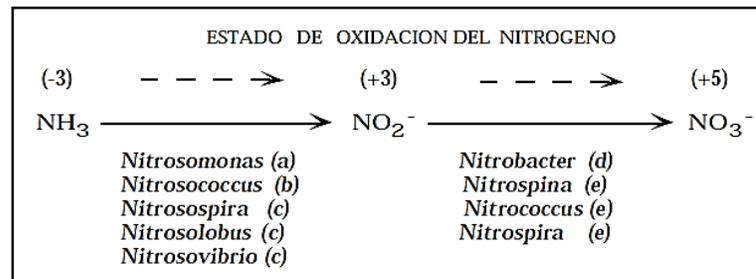
A.3 Nitrificación

El proceso de nitrificación consiste en la oxidación de amonio bajo condiciones estrictamente aeróbicas. En ambientes con un potencial redox alto, el amonio puede ser oxidado a óxidos de nitrógeno y a nitrato. Sin embargo, siendo el amonio un compuesto estable, se requieren agentes oxidantes fuertes o agentes catalíticos para efectuar su oxidación. En la naturaleza contamos con un grupo de bacterias aerobias estrictas que poseen los agentes catalíticos (ej. enzimas) apropiados para efectuar dicha reacción de oxidación, estas bacterias se conocen con el nombre de bacterias nitrificantes.

La oxidación de amonio por estas bacterias se observa en suelos con buen drenaje, a un pH neutral o en cuerpos de agua con un alto contenido de oxígeno disuelto y un pH neutral (condiciones de anoxia o una alta acidez inhiben la actividad catalítica de estas bacterias).

El proceso de nitrificación ocurre en dos etapas; comienza con la oxidación del amonio a nitritos, seguido de la oxidación del nitrito a nitrato. En cada una de estas etapas intervienen diferentes poblaciones de bacterias quimiolitotróficas (Figura 4). La oxidación de amonio (NH₃) a nitrito (NO₂⁻) es mediada principalmente por bacterias del género *Nitrosomonas*, mientras que en la oxidación de nitrito (NO₂⁻) a nitrato (NO₃⁻) intervienen frecuentemente bacterias del género *Nitrobacter*. No se conoce hasta el presente de ninguna bacteria quimiolitotrófica que pueda oxidar el amonio directamente a nitrato. Aunque existen algunas bacterias quimioorganotróficas y algunos hongos que pueden oxidar el amonio directamente a nitrato, la magnitud de dicha actividad se considera de escasa importancia ecológica.

Figura 4. Proceso de nitrificación

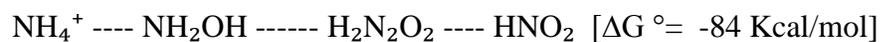


Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos, (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

Hábitat natural de bacterias nitrificantes: (a) Suelo, alcantarillado, agua dulce, ambiente marino, (b) agua dulce, ambiente marino, (c) suelo, (d) suelo, agua dulce, ambiente marino, (e) ambiente marino.

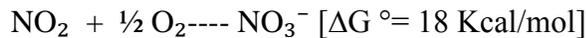
La fase inicial de la nitrificación envuelve los siguientes eventos de oxidación; donde los productos intermediarios son oxidados rápidamente, encontrándose en muy bajas concentraciones en ambientes naturales. La energía liberada durante esta fase del proceso de nitrificación es utilizada por *Nitrosomonas* y otras bacterias quimiolitotróficas (Fig. 5) para la reducción de CO₂ a través el ciclo Calvin-Benson.

Estas bacterias son mesofílicas, con una tolerancia amplia a variaciones en temperatura (1-37°C) y crecen óptimamente a un pH cercano a la neutralidad. La segunda etapa del proceso de nitrificación conlleva la oxidación directa del nitrito a nitrato:



En esta etapa, se genera menos energía en comparación con la primera etapa. Bacterias quimiolitotróficas del género *Nitrobacter* y otros tres géneros bacterianos (Figura 4) son

responsables de catalizar esta fase del proceso de nitrificación. *Nitrobacter* en particular exhibe una menor tolerancia a bajas temperaturas y a niveles altos de pH, en comparación con bacterias del género *Nitrosomonas*:



A.3.1. Distribución de bacterias nitrificantes

Las bacterias quimilitotróficas nitrificantes están distribuidas ampliamente en suelos y cuerpos de agua dulce y salada, aunque sus densidades por lo general son bajas. Estas alcanzan densidades altas en hábitats que presentan altas concentraciones de amonio, en particular en lugares donde se lleva a cabo un proceso de descomposición de proteínas (amonificación) extenso.

En cuerpos de agua interiores como lagos, ríos y quebradas que reciben descargas no tratadas e inclusive tratadas de alcantarillado sanitario, encontramos concentraciones altas de amonio que pueden sostener el crecimiento de las bacterias nitrificantes. Sin embargo, dado que la oxidación biológica de amonio requiere de oxígeno, observamos que el amonio tiende a acumularse en hábitats anaerobios, incluyendo el hipolimnio de cuerpos de agua estratificados. En lagos estratificados, las bacterias nitrificantes se pueden desarrollar bien en la región del termocline donde convergen amonio y oxígeno.

A.3.2 Factores abióticos que afectan el proceso de nitrificación

A.3.2.1 Oxígeno: El proceso de nitrificación se puede registrar en ambientes acuáticos naturales con concentraciones de oxígeno disuelto mayor de 0.3 mg/L. Por debajo de esa concentración, la razón de difusión del oxígeno a las bacterias no es suficiente para sostener el proceso de nitrificación.

A.3.2.2 Materia orgánica disuelta: La presencia de altas concentraciones de materia orgánica disuelta puede inhibir de forma indirecta a las bacterias nitrificantes. Los heterotrofos aerobios y anerobios facultativos al oxidar la materia orgánica compiten con las bacterias nitrificantes por el oxígeno disuelto disponible.

Los heterotrofos presentan en términos generales una mayor afinidad por el oxígeno que las bacterias nitrificantes [$K_s(\text{O}_2)$ heterotrofos $< K_s(\text{O}_2)$ bacterias nitrificantes]. Sin embargo, es común observar que el proceso de nitrificación es limitado en ambientes acuáticos con una alta concentración de material orgánico húmico disuelto y un pH alcalino o neutral.

A.3.2.3 pH: El proceso de nitrificación es afectado por el pH, se han reportado diferentes valores de pH óptimo para el proceso de nitrificación (se observa una tendencia marcada cuando disminuye el pH, la razón de nitrificación también disminuye) (Shammas & Rehaili, 1986).

A.3.2.4 Metales: Aun cuando metales como cobre, mercurio y cromo tienen un efecto inhibitorio sobre cultivos puros de bacterias nitrificantes, dicho efecto se reduce significativamente en escenarios naturales y plantas de tratamientos. Para que un metal genere los

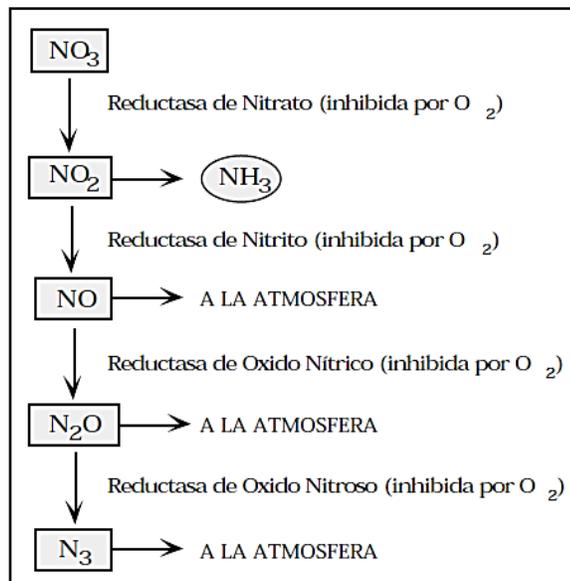
mismos niveles inhibitorios reportados para cultivos puros de bacterias nitrificantes en sistemas de tratamiento de aguas usadas, se requiere aumentar su concentración entre 10 y 100 veces.

A.4 Desnitrificación

La desnitrificación es un proceso de respiración anaerobia, donde el nitrato es utilizado como aceptador alternativo de electrones en lugar de oxígeno, reduciéndose a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) o nitrógeno molecular (N_2) (Figura 5).

Dado que los compuestos nitrogenados son gases poco solubles, no se incorporan al material celular, sino que escapan a la atmósfera. Este proceso, también conocido como trayecto disimilativo de nitrato, es llevado a cabo exclusivamente por eubacterias. Los siguientes géneros bacterianos contienen especies que demuestran la habilidad de llevar a cabo el proceso de desnitrificación: *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Spirillum*, *Hypomicrobium*, *Achromobacter*, *Moraxella*, *Paracoccus*, *Alcaligenes* y *Aquifex*. Este último género corresponde a bacterias hipertermofílicas y quimiolitotróficas obligadas.

Figura 5. Trayecto disimilativo de nitrato (Desnitrificación)



Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

Hay algunas bacterias (ej. *Clostridium*) que no reducen nitrato, pero sí pueden reducir de nitrito a amonio. Este puede representar un mecanismo de detoxificación, dado que el nitrito puede ser tóxico bajo condiciones ácidas.

El retorno del nitrógeno a la atmósfera mediante el proceso de desnitrificación completa el ciclo biogeoquímico del nitrógeno. El proceso de desnitrificación es utilizado bajo condiciones controladas en sistemas de tratamiento terciario de aguas usadas, para reducir la concentración de nitrógeno en los efluentes.

A.4.1 Factores abióticos que afectan el proceso de desnitrificación

A.4.1.1 Oxígeno: La síntesis de las enzimas que participan en el proceso de desnitrificación es reprimida por la presencia de oxígeno. El grado de represión del oxígeno varía de una especie bacteriana a otra y varía con la concentración de oxígeno. La información acumulada hasta el presente indica que el oxígeno no afecta la actividad de las reductasas, sino su síntesis. Por otro lado, el proceso de nitrificación puede ser también afectado por determinadas sustancias orgánicas disueltas en el agua. Específicamente, Rice & Panchol (1972, 1973) han reportado que las taninas y sus productos de descomposición inhiben la oxidación aeróbica de amonio a nitrato.

A.4.1.2 pH: El pH del ambiente aparentemente afecta la naturaleza y concentración del producto final en el proceso de desnitrificación. En estudios realizados con una flora bacteriana mixta se encontró que la reducción de nitrato a óxido nitroso es más abundante a valores de $\text{pH} < 7$ (Paniter, 1977).

A.4.1.3 Temperatura: El rango de temperaturas a los cuales se produce la desnitrificación es amplio, según lo revela el hecho de que se han aislado bacterias psicrófilas, mesófilas y termófilas que llevan a cabo dicho proceso. No obstante, en cada uno de estos grupos observamos que la reducción disimilativa de nitrato opera dentro de un rango definido de temperaturas (Shammas & Rehaili, 1986).

A.5 Amonificación

El proceso de amonificación consiste en la generación de amonio como producto principal en la descomposición de materia orgánica nitrogenada (ej. proteínas, bases nitrogenadas, urea, etc.). Dicho proceso es llevado a cabo por muchos microorganismos, así como también por plantas y animales. Enzimas conocidas como de aminasas son las responsables del transferencia del nitrógeno de moléculas orgánicas a otras moléculas orgánicas. La descomposición de la materia orgánica nitrogenada se produce bajo condiciones aerobias y anaerobias.

A.5.1 Efecto de factores abióticos sobre la amonificación

El amonio en agua existe principalmente como el ión amonio (NH_4^+) y como hidróxido de amonio (NH_4OH). Este último es altamente tóxico para muchos organismos, especialmente para los peces. Las proporciones de NH_3 a NH_4OH en ambientes acuáticos son determinadas por el efecto que ejercen el pH y la temperatura sobre su razón de disociación.

Figura 6. Disociación de amonio en agua.



Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos, (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

El ion amonio se absorbe fuertemente a material particulado y coloidal, especialmente en cuerpos de agua alcalinos, que contienen altas concentraciones de materia orgánica disuelta de naturaleza húmica. Aunque el NH_4^+ constituye una buena fuente de nitrógeno para las plantas, muchas algas y macrófitas localizadas en ambientes eutróficos crecen mucho mejor a expensas de nitrato, aun cuando se requiere que el nitrato sea reducido posteriormente a amonio.

A.5.2 Distribución del amonio en las aguas

La distribución del amonio en cuerpos de agua dulce puede variar a lo largo del tiempo y espacio, dependiendo de la productividad del cuerpo de agua y la magnitud de los aportes alocótonos (foráneos) de materia orgánica. Aun cuando es difícil establecer generalizaciones absolutas, es común encontrar que los niveles de amonio son bajos en cuerpos de agua oligotróficos y en la cima trofogenica de la mayor parte de los cuerpos acuáticos. El amonio tiende a aumentar en la zona del hipolimnio de lagos estratificados con la entrada de altas cantidades de materia orgánica. La acumulación del amonio en dicha zona se acelera cuando el hipolimnio se torna anóxico.

Bajo condiciones anaeróbicas la nitrificación se reduce y puede cesar cuando el potencial redox alcanza valores menores a 0.4 V. Al mismo tiempo, con el desarrollo de condiciones anóxicas desaparece la microzona oxidada en la interfase de agua y sedimentos. Esto ocasiona que la capacidad de absorción de los sedimentos se reduzca significativamente y como resultado se produce una liberación del amonio atrapado en los sedimentos.

A.6 Amonificación de nitrato (Trayecto asimilativo de nitrato)

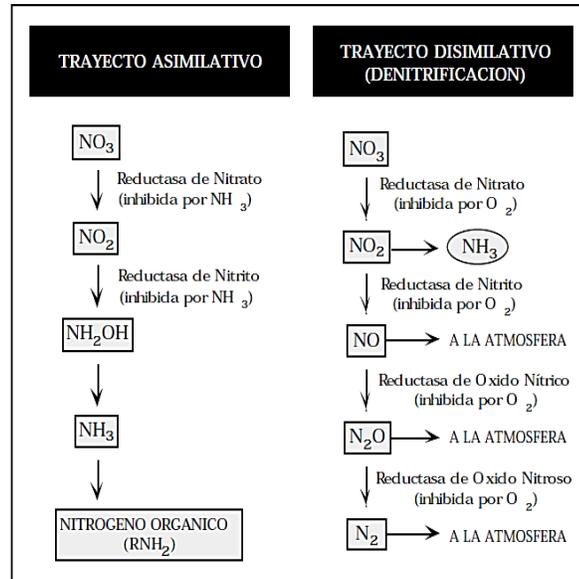
El nitrato (NO_3^-) es asimilado, cuando el mismo es reducido para utilizarse como nutriente. Dicho proceso de reducción es conocido como metabolismo asimilativo. Es importante enfatizar que el metabolismo asimilativo de nitrato es muy diferente al proceso de desnitrificación, donde el nitrato es utilizado como aceptador final de electrones en un proceso dirigido a generar energía (respiración anaerobia). Nos referimos al proceso de desnitrificación como un trayecto disimilativo, mientras que el proceso de amonificación de nitrato es un trayecto asimilativo. La figura 8, presenta una comparación entre ambos trayectos reductivos de nitrato.

A diferencia del proceso de denitrificación, que resulta en la pérdida de nitrógeno de ambientes naturales, la amonificación de nitrato, tiene como producto principal al amonio. Este es posteriormente incorporado al material celular mediante reacciones de asimilación. Las reductasas de nitrato que intervienen en el trayecto asimilativo son proteínas solubles que no son afectadas por el oxígeno, mientras que su contraparte en el trayecto disimilativo son proteínas ligadas a la membrana citoplasmática cuya síntesis es reprimida por oxígeno.

El trayecto asimilativo de nitrato es llevado a cabo por plantas, hongos y algunas bacterias, mientras que la desnitrificación es un proceso que llevan cabo sólo bacterias. La amonificación de nitrato que se observa en el trayecto disimilativo es llevada a cabo por organismos

fermentativos que utilizan los electrones del co-enzimo NADH para reducir nitrito en lugar de reducir a un compuesto orgánico, por lo tanto, no es un caso de respiración aerobia.

Figura 7. Metabolismo de nitrógeno



Fuente: Manual de laboratorio, ecología de microorganismos, (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

A.6.1 Entrada de nitrógeno a ambientes naturales

Generalmente, la entrada de nitrógeno proveniente de fuentes atmosféricas a cuerpos acuáticos ha sido considerada menor a la aportación proveniente de escorrentías terrestres. No obstante, esa percepción ha ido cambiando según se han magnificado los aportes de nitrógeno derivados de la contaminación atmosférica. En algunas corrientes alpinas oligotróficas que transcurren a lo largo de cuencas de granito, una fuente principal del nitrógeno son las formas de precipitación (lluvia, nieve, granizo) que se producen en el área (Likens, Bormann, Pierce, Eaton, & Johnson, 1997). La cantidad de nitrógeno que aportan las diferentes formas de precipitación varía con las condiciones meteorológicas, la localización del hábitat con respecto a las fuentes de contaminación industrial y el patrón de vientos imperantes. El nitrógeno puede entrar a un ambiente natural en las siguientes formas: N_2 , HNO_3 , y NH_4^+ disueltos; como NH_4^+ adherido a materia particulada y como materia orgánica disuelta o adherida a materia particulada.

Otras fuentes de entrada del nitrógeno a ambientes naturales son: La fijación biológica de nitrógeno, los aportes provenientes de escorrentías terrestres y aguas subterráneas. Estos últimos cargan el nitrógeno proveniente de fuentes de contaminación (efluentes industriales y domésticos), fertilizantes nitrogenados y otros compuestos nitrogenados (ej. pesticidas, excremento de animales) que son utilizados o se generan en suelos dedicados a la agricultura y la ganadería.

A.6.2 Pérdida de nitrógeno en ambientes naturales

En adición a la pérdida de nitrógeno que acarrea el proceso de desnitrificación, se pueden producir pérdidas de nitrógeno en ambientes naturales como resultado de los procesos de nitrificación y amonificación. En ambientes acuáticos la sedimentación también genera una pérdida de nitrógeno orgánico e inorgánico para las formas de vida que viven en la columna de agua.

A.7 Reciclaje de nitrógeno: Consideraciones ambientales, deposición de nitrógeno y liberación de gases del efecto invernadero

Probablemente antes de la presente era de industrialización existía un balance entre la cantidad de nitrógeno fijado biológicamente y el retorno del nitrógeno molecular mediante el proceso de desnitrificación. Dicho escenario cambió dramáticamente una vez los seres humanos desarrollamos la capacidad de reducir el N_2 industrialmente, utilizando presiones altas (cientos de atmósferas) y temperaturas elevadas ($> 500^\circ C$).

La producción industrial anual de nitrógeno inorgánico reducido (NH_3 y NO_3^-) excede los 50 millones de toneladas, una cantidad extra de sustrato que difícilmente las bacterias denitrificantes pueden metabolizar en el mismo lapso de tiempo. Estudios recientes revelan que muchas áreas de bosque en Europa aparentemente están saturándose de nitrógeno (Sullivan, 1987). Es motivo de preocupación el enriquecimiento nitrógeno en áreas boscosas que al mismo tiempo experimentan cambios climáticos notables, como es el aumento en calentamiento. El reciclaje del nitrógeno en dichas áreas se puede alterar como resultado de un aumento en la actividad de mineralización y nitrificación en suelos que se tornan más cálidos. El aumento en la deposición de nitrógeno tiene como consecuencias: (1) un aumento en las emisiones de N_2O provenientes de suelos en áreas boscosas y (2) una posible reducción en asimilación de metano (CH_4). Esto genera, a su vez, un aumento en la concentración de gases en la atmósfera que causan el efecto invernadero.

A.8. La importancia de nitrógeno en un cuerpo de agua

En el ambiente pelágico, el crecimiento del fitoplancton es de gran importancia, porque provee la base de la cadena alimenticia que culmina en los organismos superiores, como los peces. Este crecimiento depende de la fotosíntesis requiere de ciertos elementos para su desarrollo, como el bióxido de carbono disuelto y otros macronutrientes que son tomados directamente del agua por los organismos. Para ello utilizan la energía solar, que es captada por el fitoplancton y convertida en energía biológica almacenada en forma de compuestos orgánicos de gran potencial energético (ejemplo los carbohidratos). Estos serán consumidos a su vez por los subsecuentes miembros en la cadena y también por el mismo fitoplancton, los cuales al romper estos compuestos a otros más simples, obtienen la energía necesaria para el proceso de la respiración. El crecimiento y la distribución del fitoplancton están controlados por varios factores, tanto físicos (luz, temperatura, corrientes), como biológicos (índices de crecimiento, interacciones entre especies) y químicos (disponibilidad de nutrientes o de sustancias promotoras del crecimiento).

Para un buen desarrollo de las especies fitoplanctónicas es necesario un abastecimiento suficiente de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes (silicio, hierro, etc.) y ahora se sabe que la

participación de otros organismos como las bacterias y otros organismos planctónicos son importantes en la regeneración de nutrientes (Riley & Chester, 1971). La mayoría de los esfuerzos para entender la dinámica de las poblaciones fitoplanctónicas se ha enfocado al papel de los nutrientes, las variaciones fisiológicas a corto plazo, o la disponibilidad de la luz en el control en la productividad en lagos y océanos. En los cuerpos de agua, la disponibilidad de nutrientes es generalmente adecuada para soportar la producción, aunque la importancia relativa de las diferentes fuentes de nutrientes no está muy clara. Cuando los cuerpos de agua son generalmente turbios y ricos en nutrientes, la disponibilidad de luz puede ser el factor más importante en el control de la productividad.

El ciclo de nitrógeno, es mucho más complejo que el ciclo del fósforo, porque presenta diversos cambios en el estado de oxidación, su depósito no es de tipo sedimentario (es gaseoso), sus sales son altamente solubles y sólo es estable termodinámicamente en sus formas de nitrógeno molecular (N₂), nitratos en condiciones óxicas y amoniacal en condiciones anóxicas. Se puede encontrar en el medio de diferentes formas: Disuelto utilizable por el fitoplancton y disuelto no utilizable por el fitoplancton, formas orgánicas disueltas complejas y nitrógeno orgánico particulado, que forma parte de la materia viva y muerta.

Los importantes aportes de nitrógeno a los ecosistemas acuáticos son suministrados por las aguas superficiales y corrientes subterráneas, la fijación microbiana del nitrógeno atmosférico en el agua, los sedimentos, los depósitos húmedos y secos de la atmósfera en la superficie expuesta de los dominios acuáticos (Klapper, 1991).

Fuentes de nitrógeno por el fitoplancton: Aunque al principio se pensó que la única fuente de nitrógeno para el fitoplancton eran las formas inorgánicas (Arnold, Oleson, & Williams, 1953) y (Droop, 1995), con el tiempo se ha ido comprobando que éste es capaz de utilizar formas orgánicas disueltas como la urea, el ácido úrico o los aminoácidos (Odum, 1972; Odum, & Copeland, 1972; Wheeler, North, Littler & Stephens, 1997-1974; McCarthy, 1997).

La utilización de las formas inorgánicas implica un primer paso de absorción y posteriormente la transformación de las diferentes especies hasta integrarlas en la matriz orgánica de la célula. No obstante desde el punto de vista del costo energético hay diferencias claras entre la utilización de las formas oxidadas (nitratos y nitritos) y el amonio. Los nitratos y los nitritos deben ser reducidos previamente a amonio (por medio del nitrato y nitrito reductasa) (Hattori & Myres, 1996-1967) y el amonio es convertido en glucosamato (por medio del glucosamato deshidrogenasa). Estas diferencias hacen que el amonio sea utilizado preferencialmente frente al nitrito y nitrato, de hecho por la misma causa también sucede igual con la urea (McCarthy & Whitledge, 1972; McCarthy, 1972). A partir de una concentración ambiental de amonio de 0,5-1,0 $\mu\text{mol/l}$, la absorción del nitrato y nitrito se ve inhibida parcialmente y se da, por tanto, una utilización preferencial del amonio (Glibert, Goldman, 1981; Glibert, 1982; Glibert & McCarthy, 1984).

La velocidad de la absorción de las especies de nitrógeno puede presentar dos tipos de limitaciones. En el primer tipo (hasta alcanzar el máximo de velocidad de los pasos internos), cuando las concentraciones de nutrientes ambientales son bajas, la velocidad está condicionada por las concentraciones externas. En el segundo tipo, cuando la concentración externa es elevada, son los pasos internos los que limitan la velocidad de absorción.

En condiciones de no limitación, la velocidad de absorción aumenta de acuerdo con la concentración externa del nutriente, hasta que la velocidad de absorción iguala a la de reducción nitrato a nitrito. En células deficientes de nitrógeno, que tienen vacíos los acúmulos internos, el amonio es incorporado a velocidades altas (absorción en tromba) conforme aumenta la concentración exterior hasta que se llenan los acúmulos. Al alcanzar una velocidad máxima, la absorción se estabiliza independientemente de la concentración exterior. Esta velocidad está limitada por el mecanismo de incorporación a las macromoléculas o la síntesis de algún(os) aminoácidos. Por lo que respecta al nitrógeno orgánico, algunas formas pueden ser absorbidas directamente por el fitoplancton (Bermann, Chava, Kaplan, & Wynne, 1991; Bermann, Chava, 1999).

En los ecosistemas de agua dulce, las cianobacterias son consideradas como las fijadoras del 78% del nitrógeno total (Mague, T., Mague, F., Holm-Hansen, O. 1997). En los marinos, las cianobacterias están muy extendidas, por lo tanto, la fijación del nitrógeno es posible y podría implicar una importante entrada global de nitrógeno. Ésta es una cuestión de gran importancia porque los océanos representan el 71 % de la superficie de la tierra y en ellos el crecimiento del fitoplancton está a menudo limitado por el nitrógeno. (Bergström, Blomqvist, & Jansson, 2005)

Nitrógeno orgánico es reconvertido en amonio principalmente por bacterias. Las bacterias se pueden encontrar flotando libremente en la columna de agua, o adheridas a la materia orgánica o inorgánica suspendida. Las especies aeróbicas utilizan la materia orgánica disuelta y suspendida como alimento y satisfacen sus requerimientos de energía con su oxidación a dióxido de carbono, utilizando el oxígeno disuelto en el agua. Los procesos respiratorios de las bacterias son mucho más rápidos que los del fitoplancton. Si la materia orgánica a la que están adheridas contiene más nitrógeno o fósforo del que requieren, el exceso es liberado en forma de amonio o iones fosfato (Bergström, Jonsson, & Jansson, 2008). Cuando el alimento se termina, las bacterias mueren y se descomponen rápidamente aportando amonio y fosfato al medio.

Dependiendo de la complejidad estructural de la materia orgánica, la amonificación podrá ser una simple reacción de desaminación o una serie compleja de pasos metabólicos que implican a numerosas enzimas hidrolíticas y los polímeros que contienen N acaban fraccionándose totalmente dando lugar a sus unidades monoméricas solubles (Herbert, 1999). Las bacterias heterótrofas son las responsables de este proceso. Utilizan compuestos orgánicos de plantas muertas o materia animal como fuente de carbono, y liberan NH_3 y NH_4^+ . La amonificación es simplemente la liberación de amonio durante el catabolismo de materiales biológicos que contienen nitrógeno.

En ecosistemas de agua poco profundos (<50 m) el reciclaje bentónico puede aportar entre el 20-80% de los requerimientos de N del fitoplancton. Sin embargo, no todo el amonio producido durante la desaminación de N orgánico en sedimentos estará disponible para los productores primarios, sino que una proporción, que variará dependiendo de las características físico químicas del sedimento, se oxidará a nitrato en la zona óxica superficial (nitrificación) (Herbert, 1999; Bergström, 2010)

A.9. Efectos del proceso de nitrificación sobre salud humana

La presencia de altas concentraciones de nitrito y nitrato en los depósitos de agua potable (aguas subterráneas, aguas superficiales) plantean un serio problema de salud pública. El nitrito es tóxico para los humanos, dado que se combina con la hemoglobina bloqueando el intercambio normal de gases con oxígeno. En adición los nitritos pueden reaccionar con compuestos aminados para formar nitrosaminas carcinogénicas. Bajo condiciones acidas el nitrito se convierte en ácido nitroso, el cual, es un reconocido agente mutagénico. Aunque el nitrato no es altamente tóxico por sí solo, el mismo puede ser reducido a nitrito por la flora microbiana del tracto gastrointestinal de infantes, causando el síndrome de bebé azul ("blue baby"). La reducción de nitrato a nitrito no se produce normalmente en adultos, dado el bajo pH que se registra en su tracto gastrointestinal. (Fuentes & Massol Deyá, 2002).

B. Ciclo del fósforo

El fósforo es un elemento vital para todos los organismos, porque forma parte del ADN, ARN, fosfolípidos, ATP y C-AMP. Los compuestos fosforados como el ATP juegan un papel muy importante en la fotosíntesis y otros procesos en las plantas. La absorción y conversión a compuestos fosforados ocurre aún en la oscuridad. A concentraciones mayores a $10 \mu\text{g PL}^{-1}$ el índice de crecimiento de muchas especies de fitoplancton es independiente a la concentración de fosfatos. Sin embargo, si la concentración decrece debajo de este nivel crítico, la división celular se encuentra cada vez más inhibida y se producen células deficientes en fósforo y eventualmente la fotosíntesis se detiene, (Riley & Chester, 1971).

Taft, Taylor, & McCarthy (1975) mencionan que existen tres ciclos del fósforo en las aguas naturales. Uno es un ciclo anual, el fitoplancton incorpora a sus células fósforo disuelto y se hunde como células viables o biodetritus a capas más profundas, donde la autólisis y la actividad bacteriana remineralizan el fósforo orgánico a ortofosfato devuelto a la capa eufótica por mezcla vertical. El segundo ciclo, ocurre completamente en la capa eufótica, donde el zooplancton consume al fitoplancton y remineraliza ortofostato con la ayuda de las bacterias intestinales. El tercer ciclo, es un estado estacionario que se mantiene entre el fósforo contenido tanto en bacterias como en fitoplancton y el fósforo disuelto.

Cuando el fitoplancton y las bacterias mueren, el fósforo orgánico de sus tejidos se convierte rápidamente a fosfato por medio de las fosfatasas en las células. La mayor parte del fitoplancton es consumido por animales, así estos obtienen el fósforo que requieren. El material no asimilado se pierde en las heces fecales que contienen cantidades apreciables de fosfatos orgánicos además

de ortofosfatos. La hidrólisis de estos materiales se alcanza rápidamente gracias a la acción de fosforilasas, con el fósforo inorgánico pasa rápidamente al agua junto con otros compuestos orgánicos fosfatados no descompuestos.

En estuarios y dominios de agua cerrados se pueden encontrar altas concentraciones de nutrientes como resultado de las descargas urbanas o efluentes que contienen detergentes ricos en polifosfatos. Estas concentraciones pueden ser aumentadas por nitratos y fosfatos introducidos por los aportes de tierras de cultivos con proceso de fertilizantes. Estas condiciones pueden llevar a proliferaciones de fitoplancton que al morir y descomponer por acción bacteriana produce una deficiencia de oxígeno disuelto en la columna de agua.

Existen dos consideraciones básicas sobre el consumo de nutrientes por el fitoplancton. La primera contempla que a bajas concentraciones de nutrientes, el índice de consumo es dependiente de la concentración, y la segunda que la producción total del fitoplancton es directamente proporcional a la concentración inicial del nutriente limitante e independiente al índice de crecimiento del fitoplancton (Parsons, Takahashi, & Hargrave, 1977).

Los tipos de modelos biogeoquímicos actualmente en uso son diversos y van desde planteamientos simples hasta complejas investigaciones multidisciplinarias con muchos componentes. No obstante, generalmente todos contienen un componente biológico de nivel bajo en la cadena trófica (usualmente fitoplancton representado por la clorofila), al menos un nutriente que es requerido para el crecimiento y consumo de nutrientes, y un segundo nivel trófico (zooplancton o bacterias) para regenerar los nutrientes y consumir la biomasa fitoplanctónica (Gregg & Conkright, 2002).

Al contrario a las numerosas formas de nitrógeno en ecosistemas acuáticos, la única forma significativa de fósforo inorgánico es el ortofosfato (PO_4^{-3}). Una proporción elevada (>90%) del fósforo en lagos está unida a materia orgánica formando por fosfatos orgánicos y constituyentes celulares en la materia particulada viva o asociado en varias formas a materiales inorgánicos y materia orgánica particulada muerta.

El fósforo inorgánico y orgánico ha sido separado en varias formas o fracciones. Dichas fracciones no guardan relación con el metabolismo del fósforo. La fracción más importante, a la luz de las actividades metabólicas que se producen en un lago, es el contenido de fósforo total en agua no filtrada, que consiste en el fósforo en suspensión en materia particulada y el fósforo en forma disuelta. Ambas fracciones se subdividen, a su vez, en varias fracciones:

B.1 Fósforo particulado

B.1.1 Fósforo en organismos

- a. Ácidos nucleicos (ADN y ARN) - éstos no están envueltos en un reciclaje rápido de fósforo.
- b. Fósfo – proteínas.

- c. Nucleótidos fosfatados - ADP y ATP ligados a los procesos de respiración y asimilación de CO₂.

B.1.2 Fase mineral de rocas y suelos: Apatita $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{X}$ (ej. Hidroxy Apatita y Fluoro Apatita, esta última es la principal fuente mineral en material ígneo). Estas representan fases mixtas, donde el fósforo se absorbe a complejos inorgánicos, tales como: Arcillas, hidróxidos férricos y carbonatos.

B.1.3 Fósforo absorbido a materia orgánica particulada muerta o asociaciones macro orgánicas.

B.2 Fósforo inorgánico disuelto

1. Ortofosfato.
2. Polifosfatos - principalmente originados de detergentes sintéticos.
3. Coloides orgánicos o fósforo combinado a coloides adsorbidos.

B.3 Análisis químico

Los análisis químicos están centrados alrededor de la reactividad del fósforo en el molibdato y los cambios en reactividad de las formas complejas de fósforo durante hidrólisis enzimática y ácida, según éstas son convertidas a ortofosfato. Análisis químicos detallados reconocen ocho formas de fósforo, cada una se diferencia a base de la reactividad con molibdato, facilidad de hidrólisis y tamaño de las partículas. No obstante, hoy día se han establecido cuatro categorías operacionales para simplificar el análisis del fósforo. Las categorías son las siguientes:

1. Fósforo soluble reactivo.
2. Fósforo soluble no-reactivo.
3. Fósforo particulado reactivo.
4. Fósforo particulado no-reactivo.

Estas categorías no necesariamente corresponden a las especies químicas de compuestos de fosfato o a su rol en el reciclaje biótico de fósforo. De hecho, la mayoría de los datos publicados sobre concentraciones de fósforo en aguas frescas es reportada como: Fósforo-total y como fósforo inorgánico soluble (orto-fosfatos).

En algunos estudios más sofisticados se presentan los datos de fósforo en términos de otras cuatro categorías:

1. Fósforo soluble.
2. Fósforo suspendido soluble en ácido (sestónico) [ej. fosfato férrico, fosfato de calcio].
3. Fósforo orgánico soluble y fósforo coloidal.
4. Fósforo orgánico suspendido (sestónico).

B.4 Fósforo y productividad

Estudios detallados de la productividad de lagos y su relación con fósforo y nitrógeno Vollenweider (1968) ha demostrado, por varios criterios, que la cantidad de fósforo total aumenta

la productividad del lago. Aunque hay sus excepciones, esto demuestra un principio general que es útil cuando se aplica a estudios de eutrofización.

Cuadro 5. Nivel de eutrofización

Nivel de productividad	Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)
Ultra - Oligotrófico	< 5
Oligo - Mesotrófico	5 – 10
Meso - Eutrófico	10 – 30
Eutrófico	30 – 100
Hiper - Eutrófico	> 100

Fuente: * Datos tomados de Wetzel R. (1981).

a. Fósforo orgánico

La separación del fósforo total en fracciones inorgánica y orgánica en un gran número de lagos, indica que la mayoría del fósforo total está en la fase orgánica.

El fósforo orgánico total se encuentra distribuido de la siguiente forma:

1. 70% - dentro de material orgánico particulado (sestónico).
2. 30% - fósforo disuelto y fósforo orgánico coloidal.

Los trabajos de Regler (1964) demuestran que los datos de investigadores pioneros, quienes emplearon métodos de centrifugación y filtración a través de papel, menoscababa el rol y la calidad de fósforo orgánico sestónico. El fósforo orgánico soluble incluye una fracción grande de fósforo coloidal. Este último se revela rápidamente en las zonas epilimnéticas de utilización. La razón de fósforo inorgánico soluble a otras formas de fósforo es de 1:20 (<5%). El porcentaje de fósforo total en forma de ortofosfato es considerablemente bajo (<5%) en la mayoría de los cuerpos de agua naturales.

b. Fósforo inorgánico

La disponibilidad de las formas inorgánicas de fósforo para sostener la productividad en orden descendente es la siguiente: Ortofosfato > pirofosfato > trifosfato > aniones polifosfatos mayores. Estas formas químicas del fósforo forman complejos quelados y sales insolubles cuando se asocian con iones de metales. El grado de formación de complejos y quelados, entre los fosfatos inorgánicos y los iones de metales en cuerpos de aguas naturales dependerán del: pH y de la presencia de otros ligandos (SO_4), carbohidratos, fluoruro y especies orgánicas.

B.5 Efecto de metales en la distribución del fósforo

Dado que la concentración de ortofosfatos [PO_4^{-3}] es usualmente baja, la formación de complejos con cationes mayores tendrá poco efecto en la distribución de iones de metales, pero sí tiene un efecto marcado en la distribución de fosfato. Iones de metales tales como: Fe_3^+ , Mn^+ , Zn^+ , Cu_2^+ , Ca^+ ; están presentes en concentraciones comparables o más bajas que las concentraciones de fosfatos inorgánicos. Para dichos iones la formación de complejos puede afectar significativamente la distribución del ión metálico, la distribución de fosfato o ambos. La

solubilidad de complejos, como el de Fe PO_4 es mínima a pH 6, pero aumenta según el pH aumenta. La concentración de calcio afecta la formación de hidroxyapatita ($\text{Ca}_5 (\text{OH}) (\text{PO}_4)^3$). El cuadro 6 presenta el efecto de aumentos en la concentración de calcio en la solubilidad de fósforo.

Cuadro 6. Nivel de Solubilidad

Concentración de calcio (mg/L)	Efecto en la solubilidad de fósforo a pH 7
40	Se reduce solubilidad de fósforo a 10 $\mu\text{g/L}$
100	Se reduce la solubilidad de fósforo a 1 $\mu\text{g/L}$

Fuente: * Datos tomados de Wetzel R. (1981).

B.6 Efecto de pH en la solubilidad del fósforo

La elevación del pH en aguas conteniendo concentraciones típicas de calcio conduce a la formación de apatita. Al mismo tiempo el aumento en pH promueve la formación de carbonato de calcio, el cual co-precipita el fosfato con el carbonato.

B.7 Efecto de absorción a material arcilloso en la disponibilidad del fósforo

Es bien conocida la absorción de fosfatos y polifosfatos a superficies inanimadas, particularmente a minerales arcillosos mediante ligamiento de los aniones a zonas cargadas positivamente en la arcilla y la substitución de fosfatos por silicatos presentes en la estructura arcillosa. En general, se observa que una alta absorción a arcillas (“clays”) es favorecida por pH bajos (pH 5-6).

B.8 Efecto de oxígeno en la solubilidad del fósforo

En lagos oligotróficos con curvas de oxígeno ortograsas se observa poca variación en el contenido de fósforo a lo largo del perfil de profundidad. Los metales oxidados, tales como el hierro y los cationes mayores, particularmente calcio, pueden inducir la precipitación de fósforo. Lagos que exhiben una curva derogada de oxígeno durante los períodos de estratificación, demuestran una mayor variabilidad vertical en la distribución de fósforo. Observaciones comunes demuestran un marcado incremento en el contenido de fósforo en el hipolimnio bajo, especialmente durante las fases tardías de estratificación termal. Mucho del aumento hipolimnético es fósforo soluble cerca de los sedimentos. El fósforo sestónico es altamente variable con la profundidad. El hipolimnio fluctúa ampliamente con oscilaciones en poblaciones de plancton mientras que en el metalimnio e hipolimnio varía con: Sedimentación de plancton, razón de descomposición por profundidad, densidad de bacterias y otro tipo de plancton en la profundidad.

B.9 Fósforo en el sedimento

El intercambio del fósforo entre sedimentos y la columna de agua es el componente mayor del ciclo de fósforo en cuerpos de agua naturales. Hay poca correlación entre la cantidad de fósforo en los sedimentos y la productividad de la columna de agua. Son de importancia en el intercambio factores físicos, químicos y metabólicos, tales como capacidad de los sedimentos para retener fósforo, condiciones particulares de la columna de agua y biota de los sedimentos.

Estos factores alteran el equilibrio de intercambio y el transporte de fósforo de vuelta a los sedimentos. Es importante el establecimiento de una microzona oxidada para los intercambios químicos, especialmente de fósforo en los sedimentos. El factor crítico es la ausencia de oxígeno y la capacidad del sedimento para retener el fósforo. Sedimentos calcáreos (ricos en CaCO_3) tienen menor capacidad para absorber fósforo inorgánico y fósforo total que los sedimentos no calcáreos. Ello implica que la absorción del fósforo a CaCO_3 es menos importante que la formación de complejos de hierro - fósforo.

La razón de intercambio de absorción a liberación de los sedimentos a aguas intersticiales, puede ser tan rápido como unos pocos minutos. La razón de transferencia depende del estado de oxidación de la microzona.

C. Razón N/P y la calidad de agua

Se considera que las concentraciones de fósforo que se reciben de los aportes de aguas de alcantarillado y de escorrentías terrestres son adecuadas para el crecimiento del fitoplancton. En cambio, el nitrógeno resulta escaso en dichos ambientes debido a: (1) La razón de nitrógeno a fósforo en aguas de alcantarillados y en aguas producto de otras escorrentías es baja y (2) la regeneración de fósforo es más rápida que la regeneración de amonio a partir de la descomposición de materia orgánica (amonificación).

En consecuencia, se piensa que la entrada de fósforo a un ecosistema acuático provoca que el nitrógeno se convierta en nutriente limitante (Redfield, Ketchum, & Richards, 1963). Sin embargo, bajo condiciones de limitación de N, la fertilización con fósforo puede provocar el sobre crecimiento de cianobacterias que fijan nitrógeno y que afectan la calidad del agua.

La relación entre el nitrógeno y el fósforo, proporciona una idea de la disponibilidad de estos nutrientes para los organismos. En el agua generalmente esta razón molar es de 15:1 (Wetzel R. , 1981), sin embargo, para algunos organismos como las macrofitas, el desarrollo óptimo se alcanza con una relación N/P de 30:1, mientras que para el plancton 16:1 (De Casa Blanca, Launger & Marinho Serrano, 1997).

Por otra parte, Vollenweider (1968) propuso que para los lagos tropicales, la relación nitrógeno total (NT) a fósforo total (PT) para el fitoplancton es de 9:1. De esta forma, los lagos/embalses con relaciones de nitrógeno a fósforo superiores a un valor de 9 fueron considerados potencialmente limitados por fósforo, mientras que aquéllos cuya razón era inferior a 9 eran limitados por nitrógeno. La mayoría de los cuerpos de agua dulce se encuentran limitados por fósforo. Cuando los niveles de nitrógeno y fósforo son relativamente altos (eutrofia), sobrepasando los niveles considerados tradicionalmente como limitantes, otros factores tales como la luz, o el CO_2 pueden ser limitantes.

3. Materiales y métodos

3.1 Delimitación espacial y temporal del sitio de investigación

3.1.1 Ubicación y localización geográfica del departamento de Sololá

El departamento de Sololá pertenece a la región VI o región Sur-occidental, su cabecera departamental está ubicada a 2,113.50 metros sobre el nivel del mar (msnm) a una distancia de 140 kilómetros de la ciudad capital de Guatemala (Quiñonez & Odette, 2008). La región tiene una extensión territorial de 12,230 kilómetros cuadrados (equivalentes al 11% del territorio nacional), y Sololá posee con una extensión de 1,061 kilómetros cuadrados, con límites departamentales: Al norte con Totonicapán y Quiché, al sur con Suchitepéquez, al este con Chimaltenango; y al oeste Suchitepéquez y Quetzaltenango. Se ubica a una latitud 14°46'26" y longitud 91°11'15" su clima varía según su topografía y su precipitación pluvial promedio de 2895.9 milímetros (Pineda, Ventura, & Camey, 2012).

3.1.2 Demografía

La cuenca del lago sustenta una población multiétnica, la cual se ha duplicado de 200,000 personas hasta más de 400,000 en la última década (INE, 2009). Esta población depende de las dinámicas del ecosistema de la cuenca para garantizar la provisión de agua para consumo y producción alimenticia, representa atractivo turístico, fuente de pesca, medio de transporte, sus bosques para producción de leña y para estabilizar las pendientes, entre otros (Dix et al., 2012). En base a datos del centro de salud de Sololá (2009) se establece una población de 107,402, sin embargo, con base a los datos proyectados del INE para el 2010; se estimó que en el municipio de Sololá tienen 843.69 personas por kilómetro cuadrado, o sea una densidad por encima del promedio departamental proyectado para el 2010 de 399.68 hab/km² y del promedio nacional 132.97 hab/km² para este mismo período. La población de Sololá es mayoritariamente rural el 89% vive en esta zona y únicamente el 11% en el área urbana.

3.1.3 Economía

Una de las principales fuentes de la economía de este departamento es el lago de Atitlán, porque aparte de ser un centro turístico de gran importancia, sirve como medio de comunicación social y comercial entre los pueblos de la ribera, y a su vez, surte a los habitantes de alimento (pescado, cangrejos y especies especies) y de especies vegetales como el tul, que se utiliza para la elaboración de artículos artesanales. Además fabrican tejidos típicos, productos de madera, cuero y adornos de otros materiales de la zona.

Los productos agrícolas juegan un papel importante: Los habitantes cultivan café (como cultivo principal), banano, maíz blanco y amarillo, zanahoria, papa, cebolla, repollo, aguacate, tomate, frijol negro, entre otros (Pineda et al., 2012).

3.1.4 Hidrografía

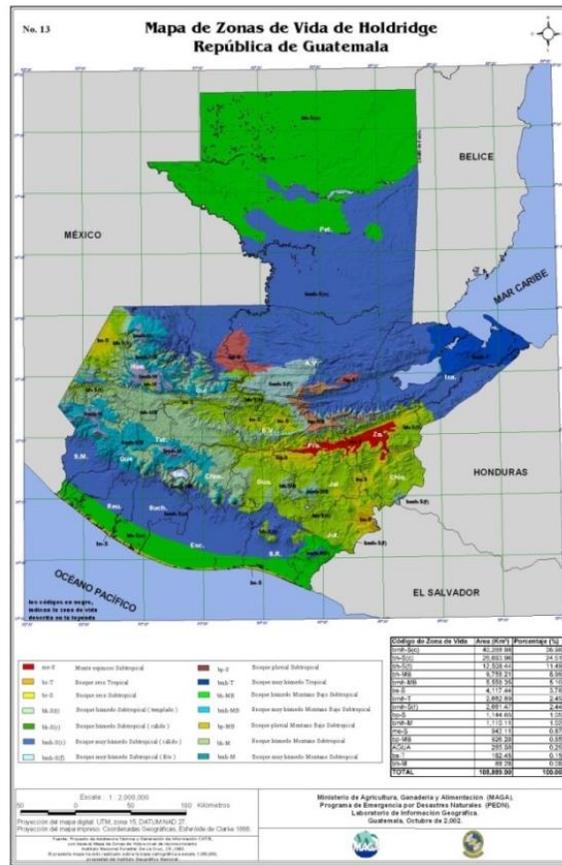
El accidente hidrográfico más importante en Sololá lo constituye las tres cuencas; lago de Atitlán con un área de 517 Km², río Nahualate con 468 Km² y río Madre Vieja con 119 Km², adicionalmente varios ríos que abastecen a la población, río Coyolate, río Mocá, río Quiscab, río Panajachel, río Cutzán, río Sepelá, entre otros (Pineda et al., 2012).

3.1.5 Zonas de vida

Zona de vida es una unidad climática natural que agrupan diferentes asociaciones correspondientes a determinados ámbitos de temperatura, precipitación y humedad. A pesar de ser un departamento totalmente montañoso, en Sololá pueden apreciarse dos zonas basado en el sistema de clasificación de Holdridge (Dix, Fortin, & Medinilla, 2003):

1. Bosque Húmedo Montano Bajo, bh-MB
2. Bosque Muy Húmedo Montano Bajo, bmh-MB

Figura 8. Zonas de vida de Holdridge, Republica de Guatemala



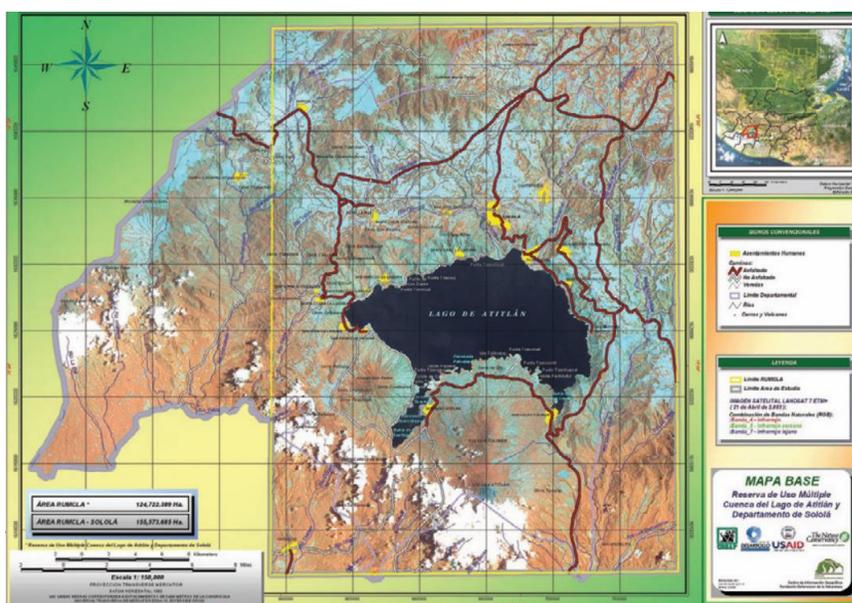
Fuente: Mapas de Guatemala, MAGA, 2011.

3.1.6 Áreas protegidas

Dentro de las zonas declaradas como áreas protegidas, con fines de restauración y desarrollo social y cultural, (Hernandez, 2013) están:

1. La Cuenca del lago de Atitlán, con una superficie de 62,500 hectáreas, administradas por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP).
2. Volcán de Atitlán, volcán San Pedro, volcán Tolimán administrado por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP).

Figura 9. Área protegida, departamento de Sololá



Fuente: Mapa área protegida, plan maestro RUMCLA, 2006.

3.2 Ubicación y localización geográfica del lago Atitlán

El lago de Atitlán es uno de los principales lagos de Guatemala y se encuentra ubicado en el departamento de Sololá, a 1,562 metros sobre el nivel del mar (msnm), es de origen volcánico y se ubica dentro de una caldera de aproximadamente 85,000 años de edad. El lago está dominado por tres volcanes, al sur oeste el volcán San Pedro, (de 60,000 años de edad) y al sur por los volcanes Tolimán y Atitlán (de 30,000 a 40,000 años de edad) con elevaciones de 2,995 m, 3,558 m y 3,587 m respectivamente. Al norte las montañas más antiguas, como la divisora de María Tecún, tienen una edad de 11 millones de años y elevaciones hasta 3,403 m. Más cerca al lago de oeste al norte, se encuentra los restos de los volcanes Paquisís, Tecolote y San Marcos con edades cerca de un millón de años (Dix, Fortin, & Medinilla, 2003).

La cadena volcánica de Atitlán alberga una gran parte de la biodiversidad de Guatemala, tanto de paisajes únicos y ecosistemas diversos como de especies. Incluye poblaciones de especies endémicas y de distribución restringida. Así mismo, un gran número de especies presentes en el área, tanto animales como vegetales se encuentran en las listas: Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, apéndice 1 (CITES 1), y en

la Lista Roja de fauna y flora, Consejo Nacional de Áreas Protegidas 2001 (Dix, Fortin, & Medinilla, 2003).

3.2.1 Extensión territorial

La cuenca tiene una extensión de 541 Km² y forma parte del área protegida, legalmente declarada en 1955 y recategorizada en 1997 (Congreso de la República de Guatemala, 1986) “Reserva de Usos Múltiples de la Cuenca del lago de Atitlán” (RUMCLA) (Hasdet, Secaira, Cardona, Medinilla, & Leiva, 2004). El volumen de agua es de 24 Km³, con la profundidad máxima de 327 m y la profundidad promedio de 188 m. La mayoría del agua recibida proviene de la precipitación pluvial y de dos ríos permanentes principales San Francisco y Quiscab, ambos situados en el norte del lago, respectivamente al este y oeste de Panajachel (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013).

El lago posee 127 Km² de área superficial, ocupa un poco menos de la mitad de la caldera. Las paredes de la parte norte de la caldera (grandes pendientes) se sumergen a una profundidad máxima de aproximadamente 327 m cerca del centro, formando el lago más profundo de Centro América (Unidos por el Lago de Atitlán, 2013).

3.2.2 Precipitación pluvial

Durante el año 2009 el promedio anual de precipitación pluvial en el Tablón fue de 1182mm y en Santiago Atitlán de 1170.5mm. Y para el año 2010 fue notable la intensidad de las tormentas tropicales, en especial la tormenta Agatha durante el mes de mayo, causando un gran impacto en la zona. En Santiago Atitlán, la precipitación anual fue 2,633.5 mm, valor record para este sitio desde 1980 (INSIVUMEH, 2010); como resultado para el mes de agosto del 2010, el nivel de superficie del agua lacustre había subido por lo menos 2.75 m (Datos CEA-UVG 2010), causando inundaciones en cultivos e infraestructura cercana a las orillas.

El año 2011 presentó precipitación constante; pero no alcanzó los niveles del 2010 con 1,668.8 mm/añal (INSIVUMEH, 2010). La depresión 12 E ocurrida en octubre del 2011 dejó 238.7 mm de lluvia en El Tablón, Sololá (Datos CEA-UVG 2011). Siguiendo con la estación de Santiago Atitlán como punto de referencia, la precipitación anual alcanzó los 2,037 mm, el segundo mayor registro para el lago en los últimos 20 años (Dix, 2012). En el 2012, la precipitación anual tuvo un patrón similar a la mayoría de años, alcanzando los 1,120 mm en Santiago Atitlán, en general, la precipitación fue menor comparada con los tres años anteriores. (Dix, 2012).

4. METODOLOGIA

4.1 Diseño de investigación

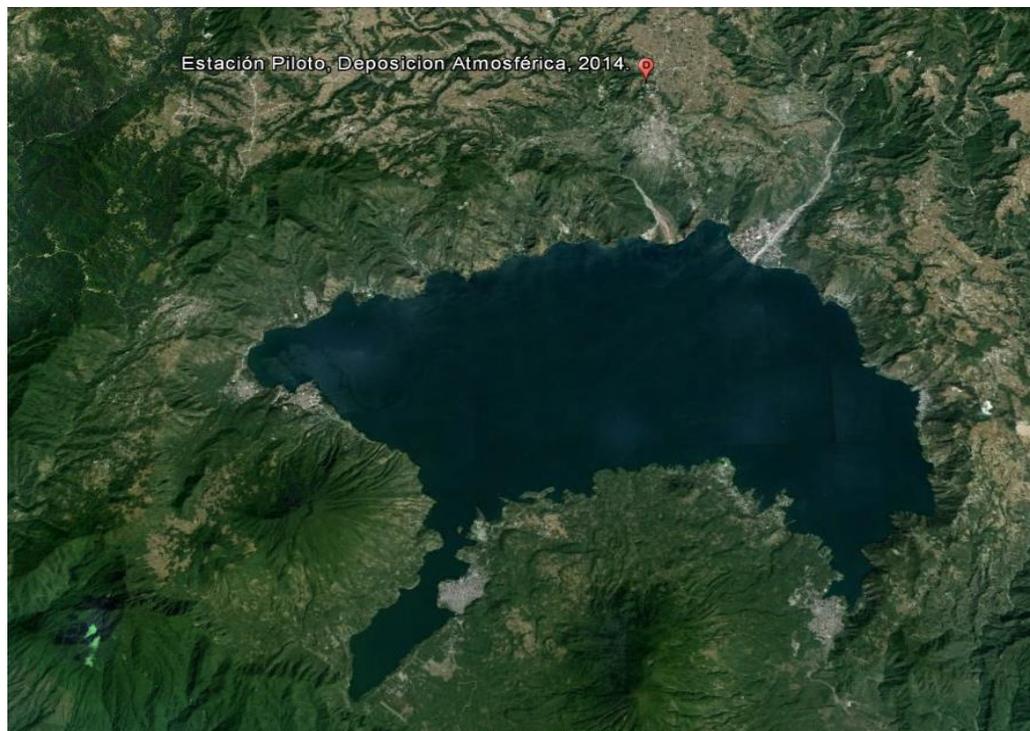
Para cumplir con los objetivos de esta investigación, se utilizó un diseño experimental mixto (cualitativo y cuantitativo) basado en la observación, predicción, probabilidades, recolección de datos y análisis químicos de muestras de agua, provenientes de la deposición atmosférica, en el periodo de febrero a septiembre 2014.

Se estableció una “*estación piloto*” de deposición atmosférica en el área, con el objetivo de iniciar y crear una base de datos que permitan la comprensión y análisis de la deposición de nitrógeno y fósforo en dos vías (deposición húmeda y deposición seca); estimando el ingreso de nutrientes al lago de Atitlán. Representa en el área la primera investigación que permite el análisis de este fenómeno.

4.2 Sitio de monitoreo

La “estación piloto” establecida durante el mes de febrero 2014 se ubica en la Universidad del Valle de Guatemala, Campus Altiplano, aldea El Tablón, departamento de Sololá a 2,356 metros sobre el nivel del mar (msnm), con coordenadas geográficas de latitud 14°4'25.10"N y longitud 91°11'8.09"O.

Figura 10. Área experimental 2014



Fuente: Google Earth ©; Datos 2014.

4.3 Parámetros climáticos

Se obtuvo información de parámetros climáticos acumulados semanalmente (temperatura, precipitación pluvial, velocidad del viento y humedad relativa) por medio de la estación meteorológica ubicada en la Universidad el Valle de Guatemala campus Altiplano, a 2,341 metros sobre el nivel mar (msnm), con una latitud de $14^{\circ}47'20.29''\text{N}$, longitud $91^{\circ}10'59.38''\text{O}$ y 209 metros lineales de la estación piloto.

Figura 11. Estación meteorológica Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano.



Fuente: Base de datos propios, 2014.

Figura 12. Ubicación, estación meteorológica Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano



Fuente: Google Earth ©; Datos 2014.

4.4 Recipientes de recolección para deposición atmosférica

Se colocaron dos cubetas plásticas con capacidad de 16 litros y 13.68 centímetros de radio cada una, color blanco para la deposición atmosférica húmeda, color azul para la deposición seca; se utilizaron colores claros, para facilitar la reflexión de la luz evitando la absorción de calor y la elevación de temperatura en los depósitos, causando la evaporación forzada y cambios en la composición química de las muestras.

Figura 13. Depósitos atmosféricos



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.5 Ubicación de los depósitos atmosféricos

Las cubetas se ubicaron en una terraza o techo (aproximadamente de 3 metros de altura), libres de obstáculos, para facilitar la deposición atmosférica seca y húmeda, evitando la contaminación o manipulación de las muestras por diversos agentes antropológicos, asegurando la calidad química de las muestras y minimizando el error experimental.

Figura 14. Ubicación de depósitos atmosféricos



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.6 Limpieza de cubetas (depósito atmosférico)

Las cubetas se lavaron internamente con agua desmineralizada, antes y después de cada recolección de muestras, evitando la contaminación y alteración química de las muestras.

Figura 15. Limpieza de depósitos atmosféricos



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.7 Frecuencia de monitoreo y recolección de muestras

Las muestras se recolectaron semanalmente, para obtener una frecuencia estándar de unidad de tiempo y cantidad de deposición atmosférica (seca y húmeda).

Se utilizaron frascos de polietileno de alta densidad -HDPE- (siglas en inglés), para la recolección, almacenamiento y transporte. Estos fueron sometidos previamente al triple lavado en Centro de Análisis, Monitoreo de Ambiente y Desarrollo del Lago Atitlán (CEA-UVGA), con una solución 0.1 N de ácido clorhídrico (HCl) y luego con agua desmineralizada.

Figura 16. Frascos Polietileno de Alta Densidad -HDPE



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.8 Deposición atmosférica húmeda

Este depósito consistió en la recolección de partículas en época seca y pluvial, acumulando partículas disueltas en las gotas de lluvia o bien asociados a las partículas arrastradas por la lluvia o viento.

Para proyectar la deposición atmosférica en un cuerpo de agua, se aplicó 2,000 mililitros de agua desmineralizada, como base en el depósito. Semanalmente se midió el volumen de agua para determinar la cantidad de precipitación pluvial caída y/o evaporada. Y finalmente se recolecto una muestra representativa de 1000 mililitros de agua para su filtración y análisis químico en laboratorio; el resto de agua del depósito fue desechada y la cubeta lavada después de cada recolección de agua semanal.

Figura 17. Deposición atmosférica húmeda



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.9 Deposición seca

Este depósito consistió en la recolección de gases y partículas atmosféricas asociadas al arrastre principalmente por el viento. Para proyectar la deposición atmosférica neta que puede acumularse en un área determinada, se realizó lo siguiente:

- 4.9.1 Sin presencia de precipitación pluvial:** No se aplicó agua desmineralizada, como base en el depósito. Para coleccionar las partículas se aplicó 1,000 mililitros de agua desmineralizada para remover el polvo atmosférico adherido y depositado, para su posterior filtración y análisis químico en laboratorio.
- 4.9.2 Con presencia de precipitación pluvial:** No se aplicó agua desmineralizada, como base en el depósito, coleccionando polvo atmosférico más la cantidad de agua pluvial caída (menos el agua potencialmente evaporada) durante un tiempo establecido. Luego para posterior filtración y análisis químico en laboratorio.

Figura 18. Deposición atmosférica seca



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.10 Transporte de muestras

Después de ser colectadas las muestras se transportaron hacia el laboratorio en frascos debidamente rotulados por tipo de deposición atmosférica y fecha, dentro de una hielera para mantener la naturaleza química de la muestras.

4.11 Procesamiento de muestras (filtración y almacenamiento)

Se filtraron 120 ml de agua el mismo día de colecta, utilizando un filtro con mesh 1.2 μm , 25 mm diámetro GF/F (Whatman®), para realizar lecturas de nitrógeno y fósforo inorgánico soluble y otros.

Figura 19. Filtración de muestras de agua, deposición atmosférica



Fuente: Base de datos propios, 2014.

Las muestras se almacenaron bajo refrigeración a 4°C hasta su procesamiento y análisis, en el laboratorio del Centro de Análisis, Monitoreo de Ambiente y Desarrollo del Lago Atitlán (CEA,

UVGA). Después de 48 horas, se extraen muestras de 120 ml y son sometidas al congelamiento a -20°C para la conservación química y futuras lecturas.

Figura 20. Almacenamiento de muestras de agua, deposición atmosférica



Fuente: Base de datos propios, 2014.

Se analizaron las muestras de agua en ambas deposiciones, determinando la concentración de fósforo reactivo soluble en forma de orto fosfatos $[\text{PO}_4^{-3}\text{-P}]$, nitrógeno inorgánico soluble en forma de amoníaco $[\text{NH}_4^+ \text{- N}]$ y nitrato + nitrito $[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}]$.

A. Nitrógeno

A.1 Amonio

Para determinar la concentración de amonio $[\text{NH}_4^+ \text{- N}]$, se usó el método de indofenol con límite de detección de 3 microgramos por litro de agua ($3 \mu\text{g/L}$) o 0.03 miligramos por metro cuadrado (0.03mg/m^2) (Liddicoat *et al.* 1975; Solorzano 1969). Las lecturas se obtuvieron por medio del espectrofotómetro Spectroquant, Pharo 300.

Figura 21. Amonio, deposición atmosférica



Fuente: Base de datos propios, 2014.

A.2 Nitratos

Para nitrato más nitrito [NO_3^- -N + NO_2^- -N], el método de hidrazina con límite de detección de 2 microgramos por litro de agua ($2 \mu\text{g/L}$) o 0.02 miligramos por metro cuadrado (0.02 mg/m^2) (Eaton et al., 2005; Kamphake et al., 1967). Las lecturas se obtuvieron por medio del espectrofotómetro Spectroquant, Pharo 300.

Figura 22. Nitratos, deposición atmosférica



Fuente: Base de datos propios, 2014.

B. Fósforo

Para ortofosfato [PO_4^{3-} - P], se usó el método de ácido ascórbico con límite de detección de 1 microgramo por litro de agua ($1 \mu\text{g/L}$) o 0.01 miligramos por metro cuadrado (0.01 mg/m^2) (Murphy & Riley, 1962). Las lecturas se obtuvieron por medio del espectrofotómetro Spectroquant, Pharo 300.

Figura 23. Nitratos, deposición atmosférica



Fuente: Base de datos propios, 2014.

4.12 Análisis e interpretación de datos

En todos los casos, se aplicó la prueba de calidad con el uso de duplicados y la técnica de Hiron para coleccionar el rendimiento del análisis al agregar una cantidad conocida al azar con 20% de las muestras y determinar su recuperación.

Los datos obtenidos, se analizaron semanalmente para deposición atmosférica (húmeda y seca), efectuando la conversión de datos básicos a datos de deposición atmosférica real, así determinado la cantidad promedio de nitrógeno inorgánico soluble y fósforo soluble depositado. Además se proyectó el ingreso de nutrientes al lago de Atilán por esta vía.

4.13 Cálculos para la determinar los nutrientes depositados: Nitrógeno inorgánico, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) y Orto fosfatos

a. Área del colector

El área del depósito atmosférico se determinó utilizando la circunferencia superior del colector, con la siguiente formula:

Radio del colector:

$$r = [c/2\pi]$$

$$r = [86/2\pi]$$

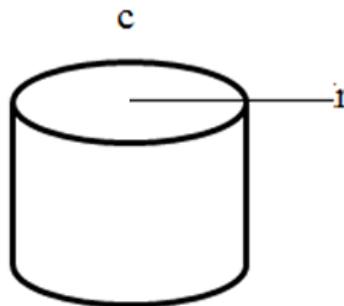
$$r = 13.68 \text{ cm}$$

Area del colector:

$$A = \pi r^2$$

$$A = \pi(13.68)^2$$

$$A = 587.92 \text{ cm}^2$$



b. Peso depositado del nutriente

Se utilizaron los datos básicos de la concentración de ambas deposiciones, efectuando una relación de concentración de microgramos por litro ($\mu\text{g/L}$) a la cantidad de agua o partículas depositadas, obteniendo el peso del nutriente acumulado en microgramos (μg).

Formula:

El peso depositado del nutriente (P_n) = (Datos básico de concentración ($\mu\text{g/L}$) / 1000 ml * volumen final de agua acumulada en el depósito)

Ejemplo:

$$\text{Peso depositado del nutriente } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = [64.17/1000] * 48$$

$$\text{Peso depositado del nutriente } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = 3.08 \mu\text{g}.$$

c. Deposición atmosférica en $\mu\text{g}/\text{m}^2$

Al obtener la concentración del nutriente acumulado por la cantidad de agua o partículas depositadas, se proyectó en microgramos por metro cuadrado ($\mu\text{g}/\text{m}^2$), utilizando la siguiente formula:

$$\text{Deposición atmosférica (DA) } \mu\text{g}/\text{m}^2 = [\text{Pn} * 10000] / \text{área}$$

Ejemplo:

$$\text{DA } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = [3.08 * 10000] / 587.92$$

$$\text{DA } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = 52.38 \mu\text{g}/\text{m}^2$$

d. Deposición atmosférica en mg/m^2

De acuerdo a la acumulación del nutriente depositado en microgramo por metro cuadrado ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) se convirtió a miligramos por metro cuadrado (mg/m^2) como lectura final, utilizando la siguiente formula:

$$\text{Deposición atmosférica (DA) } \text{mg}/\text{m}^2 = [\text{DA } \mu\text{g}/\text{m}^2 / 1000]$$

Ejemplo:

$$\text{DA } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = [52.38/1000]$$

$$\text{DA } [\text{PO}_4^- - \text{P}] = 0.05 \text{ mg}/\text{m}^2$$

e. Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ y mg/m^2)

Solo aplica para las concentraciones de nitratos y amonio, obteniendo la sumatoria de ambas.

$$\text{NID} = [\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}] + [\text{NH}_4^+ - \text{N}]$$

Ejemplo:

$$\text{NID} = 9084.07 [\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}] + 4294.00 [\text{NH}_4^+ - \text{N}]$$

$$\text{NID} = 13378.07 \mu\text{g}/\text{m}^2$$

$$\text{NID} = 1337.07/1000 = 13.38 \text{ mg}/\text{m}^2$$

f. Estimación de nutrientes/área del lago (kg/km^2)

Utilizando la formulación:

$$\text{Estimado de nutriente} = [(\text{mg}/\text{m}^2) * 0.001/1] * 100000 = \text{gr}/\text{km}^2 = \text{kg}/\text{km}^2$$

Ejemplo:

$$\text{Estimado de NID} = [(13.38 \text{ mg}/\text{m}^2 * 0.001/1) * 1000000] = 13380 \text{ gr}/\text{km}^2 = 13.38 \text{ kg}/\text{km}^2$$

$$\text{Estimado el nutriente para el área superficial del lago} = [(\text{gr}/\text{km}^2) * 137 (\text{área superficial de lago}) / 1000] = \text{kg}/\text{km}^2$$

$$\text{Estimado de NID} = (13380 \text{ gr}/\text{km}^2 * 127 \text{ km}^2) / 1000 \text{ kg} = 1699 \text{ kg}$$

5. Resultados

5.1 “Estación piloto” de deposición atmosférica

La estación piloto se consideró como un modelo de trabajo para la cuenca del lago de Atitlán. La estación proporcionó:

1. El inicio y generación de una base de datos para la deposición atmosférica de nitrógeno y fósforo en el área de Sololá.
2. Metodología y confiabilidad del análisis químico de las muestras, determinando la concentración y carga de los nutrientes, nitrógeno (nitratos y amonio) y fósforo (orto fosfatos) por deposición atmosférica.
3. La generación de tecnología adecuada, factible y de bajo costo para la recopilación de información sobre la deposición atmosférica seca y húmeda.
4. Reestructuración de la metodología y la estabilización de lecturas en cada deposición (seca o húmeda) tomando en cuenta otros parámetros de medición para entender el fenómeno de deposición atmosférica, ejemplo: lecturas estándar de agua desmineralizada, precipitación pluvial, viento y diluciones de muestras.
5. El establecimiento de un mecanismo para la recopilación y análisis de datos atmosféricos.

5.2 Determinación de nitrógeno y fósforo

a) Lectura básica

Se obtuvieron datos semanalmente para la deposición atmosférica húmeda y seca, durante el periodo de febrero a septiembre del 2014, procesando las muestras colectadas en el laboratorio, determinando la concentración en microgramos por litro ($\mu\text{g/L}$) de los nutrientes fósforo soluble en forma de orto fosfato ($\text{PO}_4^{-3} - \text{P}$), nitrógeno inorgánico soluble, en forma de nitratos y nitritos ($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$); y amoníaco ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$), como datos básicos. Para amonio se inició a recopilar información en el mes de abril, 2014.

b) Lectura de deposición atmosférica

Los datos básicos de concentración fueron convertidos a valores de deposición atmosférica real, utilizando el área de superficie de colecta, la cantidad de agua y/o polvo depositado (húmeda y seca) durante el tiempo establecido. Luego el valor fue convertido de microgramos por litro ($\mu\text{g/L}$) a microgramos de peso del nutriente (μg) depositada en el área de superficie del recolector, y luego los microgramos de peso (μg) a microgramos por metro cuadrado ($\mu\text{g/m}^2$) y finalmente a miligramos depositado por metro cuadrado de superficie (mg/m^2).

c) Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)

Se obtuvo sumando las concentraciones de nitratos ($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$) y amoníaco ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$) en miligramos por metro cuadrado (mg/m^2) de cada deposición atmosférica, húmeda y seca.

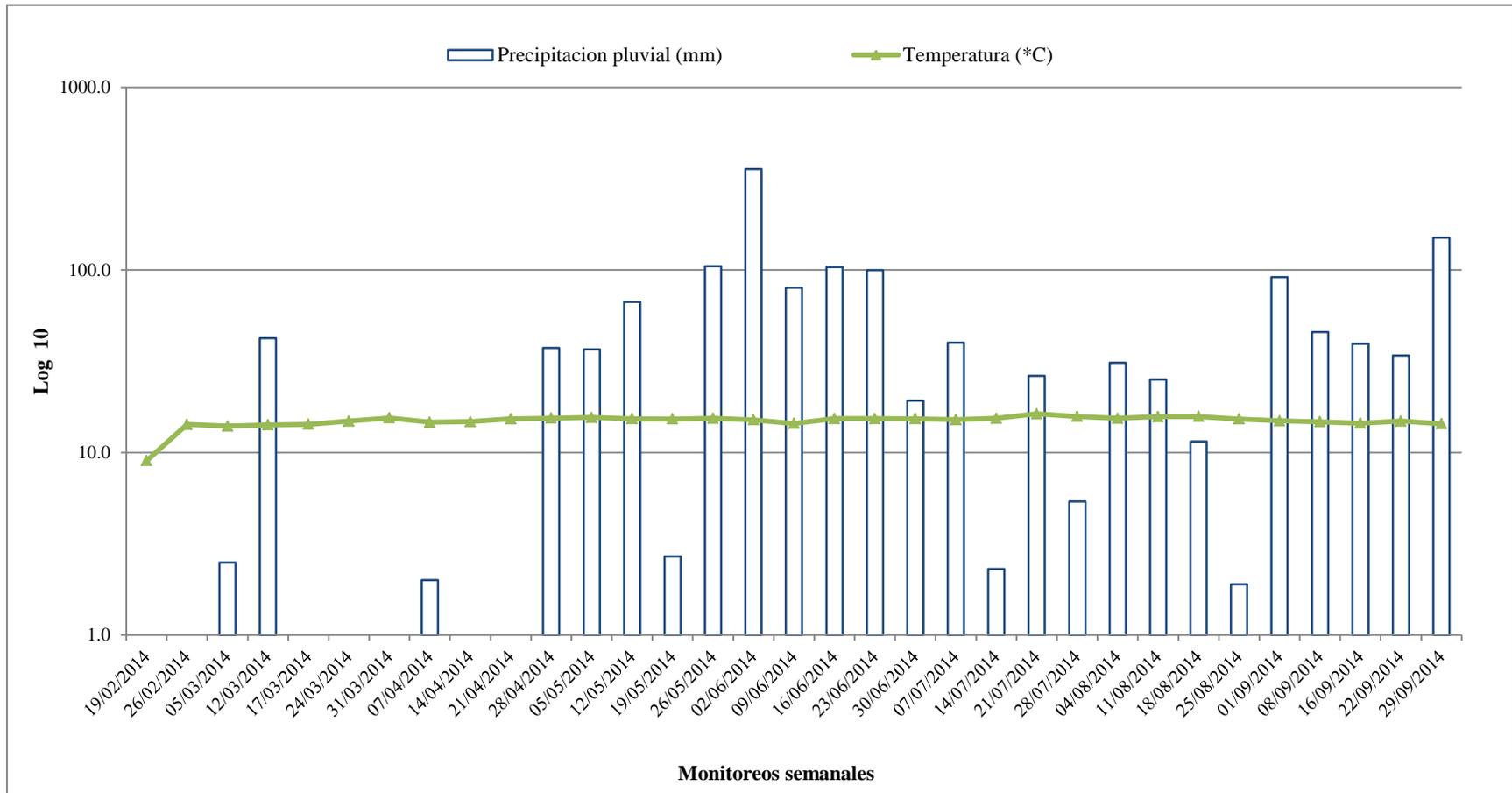
5.3 Parámetros climáticos

Se colectaron parámetros climáticos durante el periodo de investigación (febrero a septiembre 2014), con el objetivo de relacionarlos con las cantidades de nutrientes en deposición atmosférica. En la fig. 24 (anexo 1) se observan los valores de precipitación pluvial, humedad relativa y temperatura promedio, acumulados por semana.

Durante los meses de febrero a septiembre 2014, se registró una temperatura promedio absoluta de 14.9 °C y humedad relativa promedio de 78.55%. Además se observaron algunas lluvias durante el 5 de marzo al 21 de abril, no significativas en el área, prevaleciendo un periodo de sequía y verano caluroso. Durante el periodo del 28 de abril al 29 de septiembre, se presentaron lluvias más frecuentes hasta el final del estudio, con una precipitación acumulada de 1457 mm.

Durante todo el mes de julio hasta al 6 de agosto, se registró en algunas zonas de la región, la segunda canícula del año, según boletines climáticos por el Instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorológica e Hidrografía (INSIVUMEH, 2014). La estación meteorológica ubicada en UVG-Altiplano indicó variabilidad de precipitación pluvial en ese periodo, registrando 2.3 mm de lluvia acumulada por semana, con el valor más bajo durante las semanas del 14 al 28 de julio y 25 de agosto.

Figura 24. Precipitación pluvial y temperatura, acumulados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

5.4 Deposición atmosférica

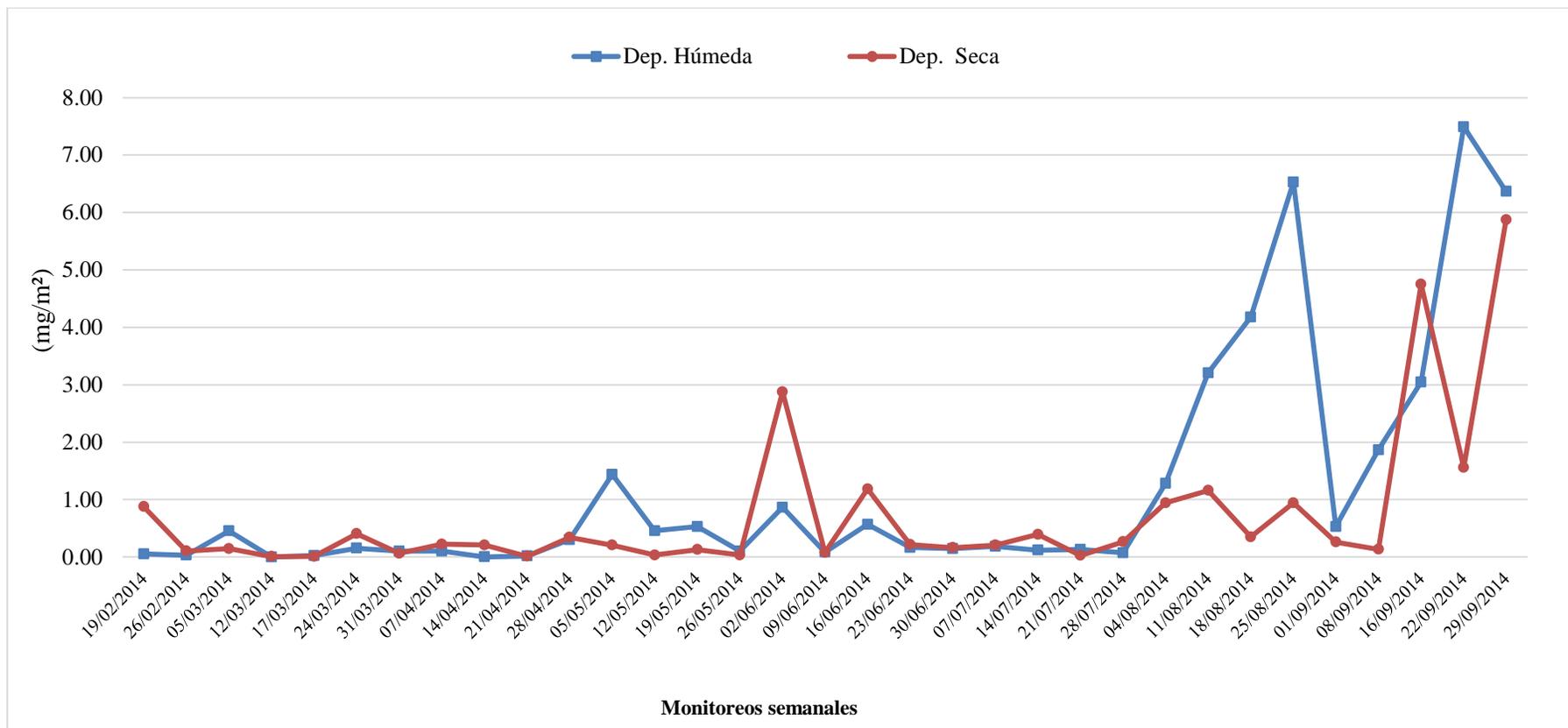
5.4.1 Deposición atmosférica, orto fosfatos [$\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$] (FIS)

La fig. 25, anexo 2 y cuadro 7 muestran los valores de deposición de orto fosfatos en mg/m^2 y $\text{kg}/\text{mes}/\text{lago}$, colectadas durante el periodo febrero a septiembre 2014.

En ambas deposiciones se observaron concentraciones bajo del límite de detección ($0.01\text{mg}/\text{m}^2$) durante las fechas 12, 17 de marzo y 21 abril. En la deposición húmeda se denota picos de mayor deposición del 5 de mayo, 2 y 16 de junio, 4 de agosto hasta el 25 de agosto y de nuevo, del 8 al 29 de septiembre con un aumento notable con valores hasta $7.49\text{mg}/\text{m}^2$. Sin embargo, el 19 de febrero, 2 ,16 junio y 16 de septiembre la deposición seca fue mayor a la húmeda, con un rango de $4.75\text{mg}/\text{m}^2$. Para la deposición seca se observaron valores mayores de $1\text{mg}/\text{m}^2$ en las fechas 2 y 16 de junio, 11 de agosto y 16 al 29 de septiembre.

El total acumulado de ortofosfatos (FIS) de febrero a septiembre fue de $40.59\text{mg}/\text{m}^2$ en la deposición húmeda y $24.17\text{mg}/\text{m}^2$ en deposición seca; con un promedio acumulado por semana de $1.23\text{mg}/\text{m}^2$ en la húmeda y $0.73\text{mg}/\text{m}^2$ para la seca; y el promedio de deposición diaria fue de $0.15\text{mg}/\text{m}^2$ para la húmeda y $0.09\text{mg}/\text{m}^2$ para la seca. La mayoría de deposición de orto fosfatos solubles proviene por las lluvias, según registros (anexo 1).

Figura 25. Deposición atmosférica, ortofosfatos [PO₄⁻³ - P] (FIS) mg/m² depositados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.4.2 Deposición atmosférica, nitratos y nitritos [NO_3^- -N + NO_2^- -N]

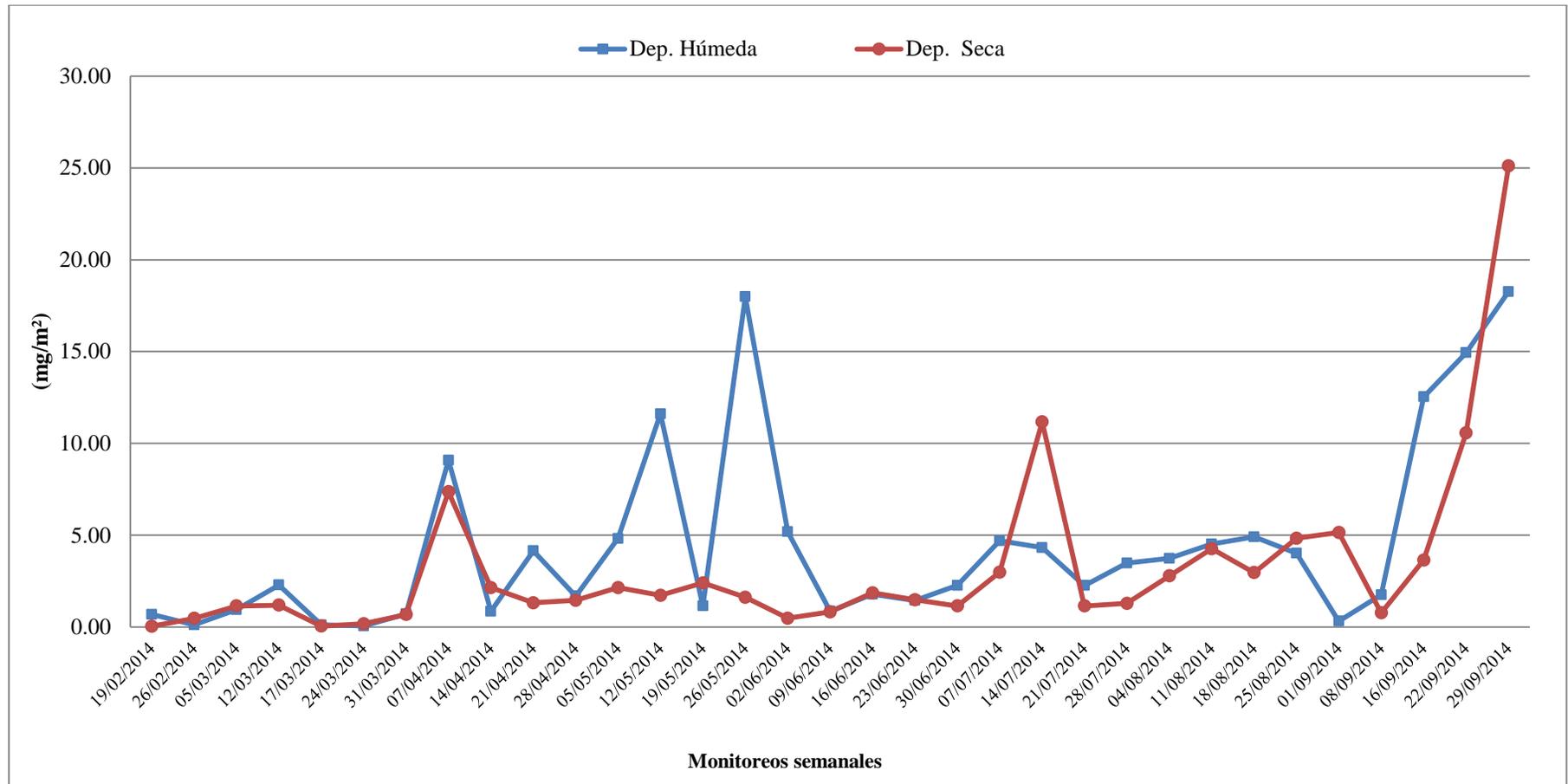
En la fig. 26, anexo 3 y cuadro 7 se observan la concentración de nitratos [NO_3^- -N + NO_2^- -N] en mg/m^2 y $\text{kg}/\text{mes}/\text{lago}$, obtenidos en la deposición húmeda y seca durante el periodo de febrero a septiembre 2014.

En las fechas 7 de abril, 12 y 26 de mayo, 16 al 26 de septiembre, se registraron concentraciones mayores en la deposición húmeda con rangos de 9.08 hasta 18.26 mg/m^2 . En general la deposición húmeda fue superior a la deposición seca, excepto las fechas 14 de julio, 1 y 29 de septiembre con un rango de 5.15 a 25.10 mg/m^2 .

Los valores máximos registrados para las deposiciones fueron el 29 de septiembre con 18.26 mg/m^2 para la deposición húmeda y para la deposición seca con 25.10 mg/m^2 fecha que coincide con la primera semana de precipitación pluvial mayor a 100 mm/semana (anexo 1).

El total acumulado de nitratos y nitritos de febrero a septiembre fue de 147.46 mg/m^2 en la deposición húmeda y 106.30 mg/m^2 en deposición seca; con un promedio acumulado por semana de 4.47 mg/m^2 en la húmeda y 3.22 mg/m^2 para seca; y el promedio de deposición diaria fue de 0.56 mg/m^2 para la húmeda y 0.40 mg/m^2 para la seca.

Figura 26. Deposición atmosférica, nitratos y nitritos $[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}] \text{ mg/m}^2$ depositados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.4.3 Deposición atmosférica, amonio [NH_4^+ - N]

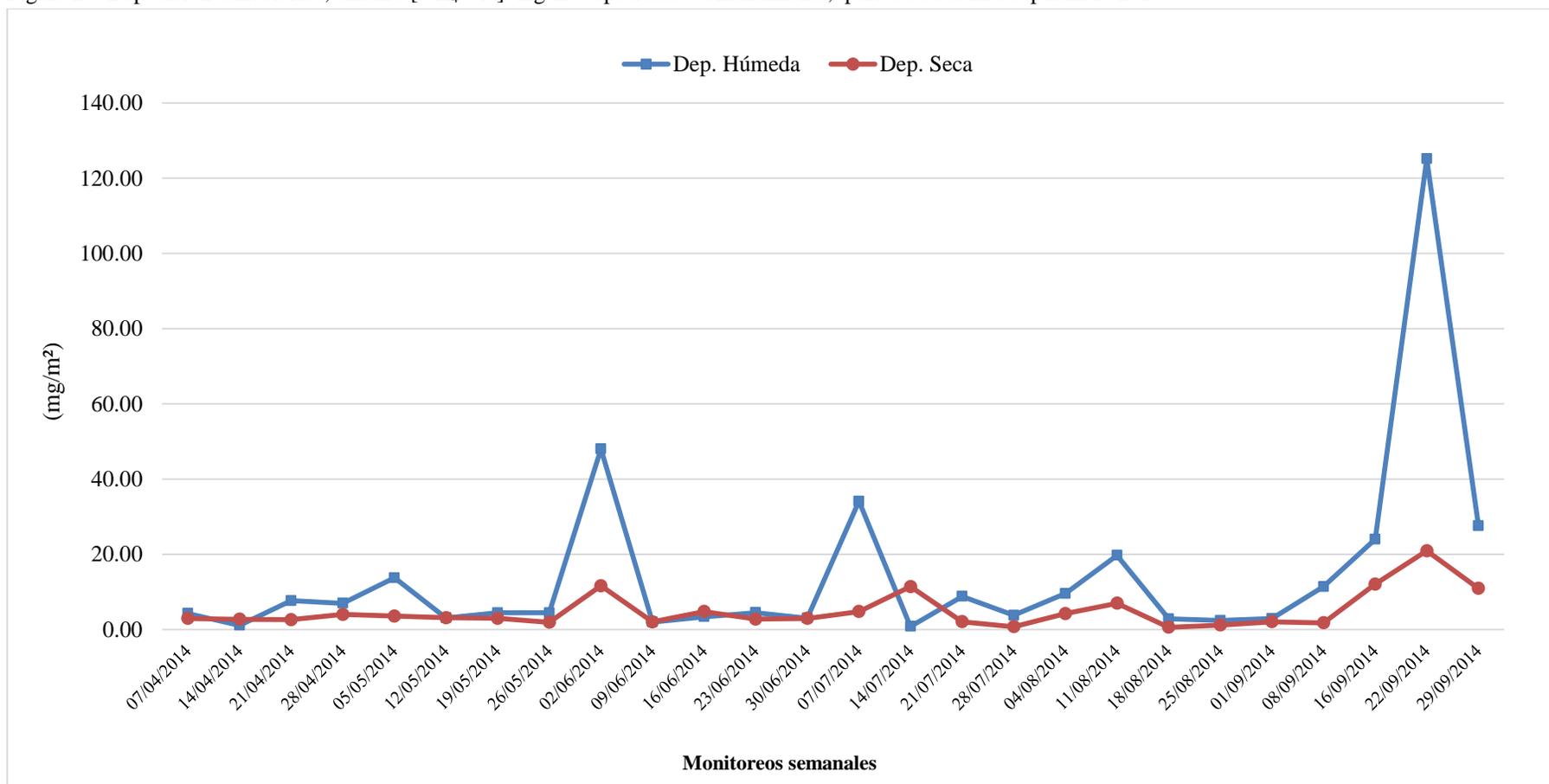
En la fig. 27, anexo 4 y cuadro 7 se observan los valores de concentración de amonio [NH_4^+ - N] en mg/m^2 y $\text{kg}/\text{mes}/\text{lago}$, obtenidos en la deposición húmeda y seca, acumulados semanalmente obtenidos del periodo de abril a septiembre 2014.

Durante las fecha 12 al 26 de mayo, 9 al 30 de junio, 18 de agosto al 1 de septiembre, se observaron concentraciones menores con rangos de 2.02 a 4.50 mg/m^2 para la deposición húmeda y con rangos de 0.62 a 3.15 mg/m^2 para la deposición seca. De igual manera se denotan los valores con mayor concentración en las fechas 5 de mayo, 2 de junio, 7 de julio, 11 de agosto y del 8 de septiembre en adelante con rangos de 11.44 a 125.16 mg/m^2 para la deposición húmeda y en fechas 2 de junio, 14 de julio, 16 al 29 de septiembre con rangos de 11.41 a 20.94 mg/m^2 para la deposición seca.

Los valores máximos registrados para ambas deposiciones fueron el 22 de septiembre con 125.16 mg/m^2 para la deposición húmeda y 20.94 mg/m^2 para la deposición seca.

El total acumulado de amonio de abril a septiembre fue de 380.19 mg/m^2 en la deposición húmeda y 128.14 mg/m^2 en deposición seca; con un promedio acumulado por semana de 14.62 mg/m^2 en la húmeda y 4.93 mg/m^2 para seca; y el promedio de deposición diaria fue de 1.83 mg/m^2 para la húmeda y 0.62 mg/m^2 para la seca.

Figura 27. Deposición atmosférica, amonio $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]$ mg/m^2 depositados semanalmente, periodo de abril a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.4.4 Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)

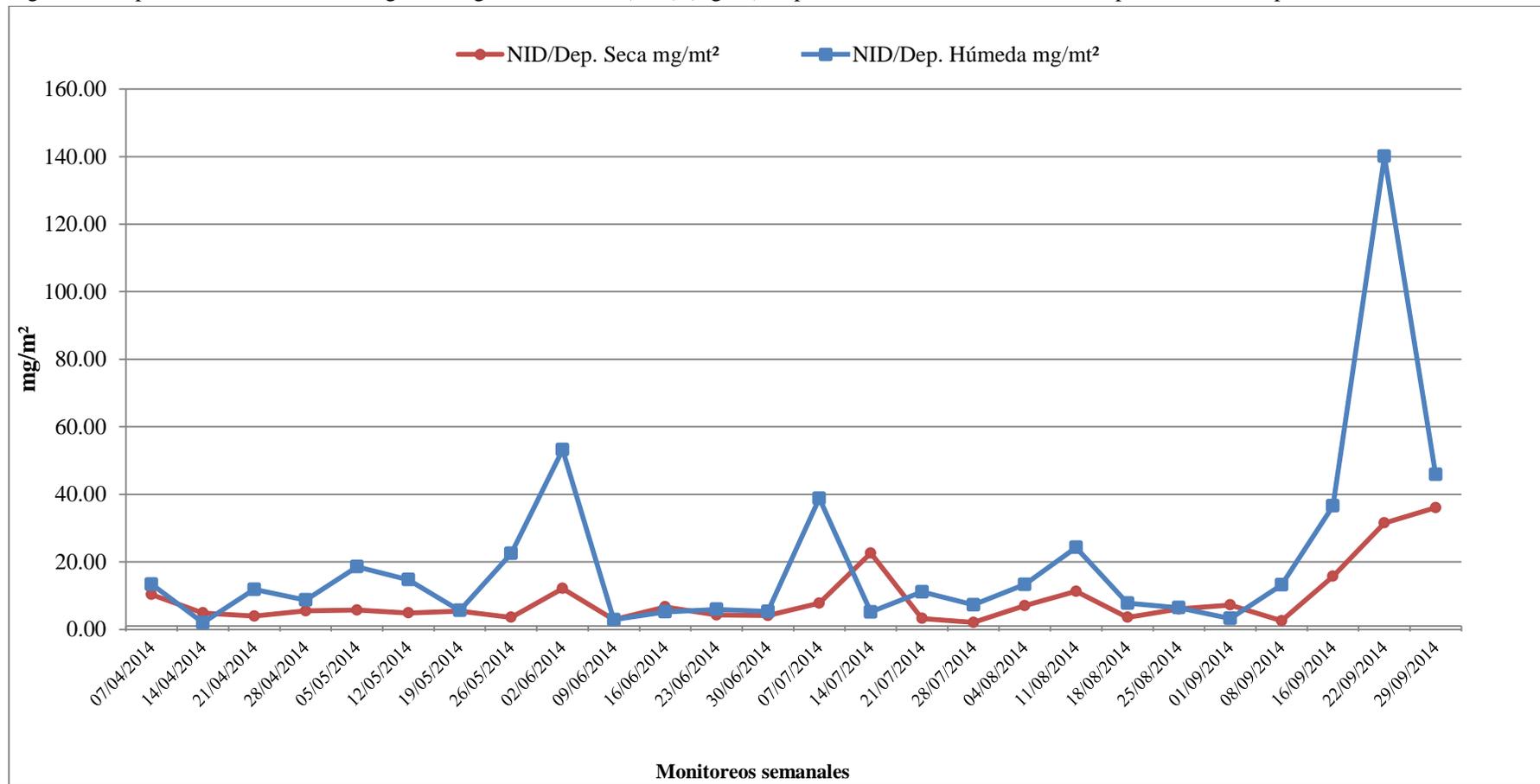
La fig. 28, anexo 5 y cuadro 7 describe las concentraciones de Nitrógeno Inorgánico Disuelto, obtenido de la suma de las concentraciones de nitratos ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$) y amoníaco ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$) en $\mu\text{g}/\text{m}^2$ y mg/m^2 depositadas semanalmente durante el periodo de abril a septiembre 2014.

El Nitrogeno Inorganico Disuelto (NDI) en la deposición húmeda demostró altas concentraciones en las fechas 2 de junio, 7 de julio, 11 de agosto, 16 al 29 de septiembre con rangos desde 24.27 hasta 140.09 mg/m^2 , sin embargo para el 14 de julio la deposición seca fue mayor a la deposición húmeda con 22.58 mg/m^2 . En general, la deposición atmosférica húmeda fue superior a la deposición seca.

El total acumulado de Nitrogeno Inorganico Disuelto (NID) de abril a septiembre fue de 522.76 mg/m^2 en la deposición húmeda y 230.70 mg/m^2 en deposición seca; con un promedio acumulado por semana de 20.11 mg/m^2 en la húmeda y 8.87 mg/m^2 para la seca. El promedio de deposición diaria fue de 2.51 mg/m^2 para la húmeda y 1.11 mg/m^2 para la seca.

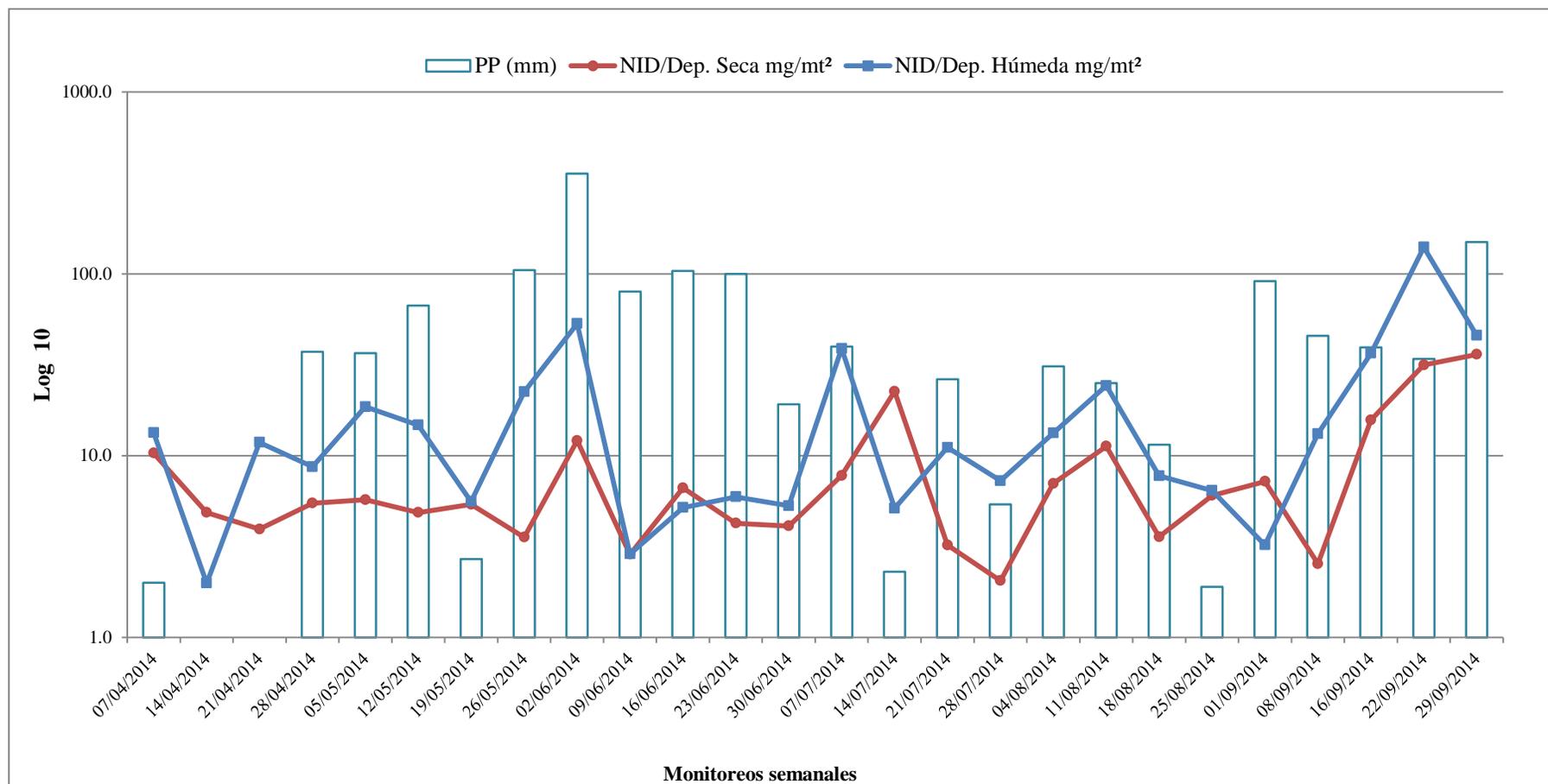
La fig. 29 indica la cantidad de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (mg/m^2) depositada por área y su relación con la precipitación pluvial demostrando un patrón de comportamiento en la deposición atmosférica. La cantidad de NID aparentemente disminuye cuando existe un periodo marcado y/o prolongado de precipitación pluvial y viceversa, cuando existe un periodo seco la cantidad de NID aumenta considerablemente, hasta que vuelva otra frecuencia de precipitación pluvial (anexo 1).

Figura 28. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) (mg/m²), depositada semanalmente, durante el periodo abril a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Figura 29. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) (mg/m^2) y su relación con precipitación pluvial (mm) depositado semanalmente, durante el periodo abril a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.5 Ingreso estimado de nutrientes por deposición atmosférica: Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) y Fósforo Inorgánico Soluble (FIS) en el lago de Atitlán, durante el periodo de febrero a septiembre 2014

Se estimó la cantidad de los nutrientes (NID o FIS) que ingresan al área superficial del lago, proveniente de la deposición atmosférica, si se asume que las vías de ingreso son: La precipitación pluvial y las partículas sedimentadas arrastradas por viento.

Cuadro 7. Ingreso de Nutrientes vía deposición atmosférica en kg/km², estimado para el periodo de febrero a septiembre 2014

Mes	Nitrógeno [NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻]		Amonio [NH ₄ ⁻]		Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)		Fósforo Inorgánico Soluble (FIS)	
	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca
Febrero	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.08	0.98
Marzo	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0.73	0.63
Abril	15.77	12.27	20.11	12.35	35.88	24.62	0.42	0.79
Mayo	35.54	7.88	25.80	11.67	61.35	19.55	2.52	0.40
Junio	11.53	5.78	60.98	24.20	72.52	29.98	1.83	4.51
Julio	14.75	16.58	47.57	19.05	62.33	35.62	0.51	0.89
Agosto	17.17	14.83	34.59	13.08	51.77	27.91	15.20	3.39
Septiembre	47.80	45.23	191.14	47.79	238.93	93.02	19.30	12.57
Total	143	103	380	128	523	231	41	24
Promedio/mes	24	17	63	21	87	38	5	3

Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

nd= no determinada

El cuadro 8, anexos 8 y 9, indican la deposición atmosférica húmeda y seca de los nutrientes proyectados para el área del lago de Atitlán.

Cuadro 8. Ingreso de Nutrientes vía deposición atmosférica en el lago de Atitlán (kg/mes), estimado para el periodo de febrero a septiembre 2014

Mes	Nitrógeno [NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻]		Amonio [NH ₄ ⁻]		Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)		Fósforo Inorgánico Soluble (FIS)	
	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca
Febrero	nd	nd	nd	nd	nd	nd	11	125
Marzo	nd	nd	nd	nd	nd	nd	93	80
Abril	2003	1558	2554	1569	4557	3127	54	100
Mayo	4514	1001	3277	1482	7791	2483	320	51
Junio	1465	734	7745	3074	9210	3807	232	573
Julio	1874	2106	6041	2419	7916	4524	65	113
Agosto	2181	1883	4393	1661	6575	3545	1930	431
Septiembre	6071	5744	24274	6070	30344	11814	2451	1597
Total	18107	13025	48284	16274	66394	29299	5155	3069
Promedio/mes	3018	2171	8047	2712	11066	4883	644	384

Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

nd= no determinada

a. Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)

La fig. 30 y cuadro 8, indican el ingreso del NID por área superficial del lago de Atitlán (127 km²) durante el periodo de abril a septiembre, con un total de acumulación de 66,393 kg para la deposición húmeda y 29,299 kg para la deposición seca, el promedio de deposición semanal fue de 2,554 kg para la húmeda y 1,127 kg para la seca; la deposición diaria fue 319 kg para la húmeda y 141kg para la seca. En general la deposición húmeda fue superior a la deposición seca.

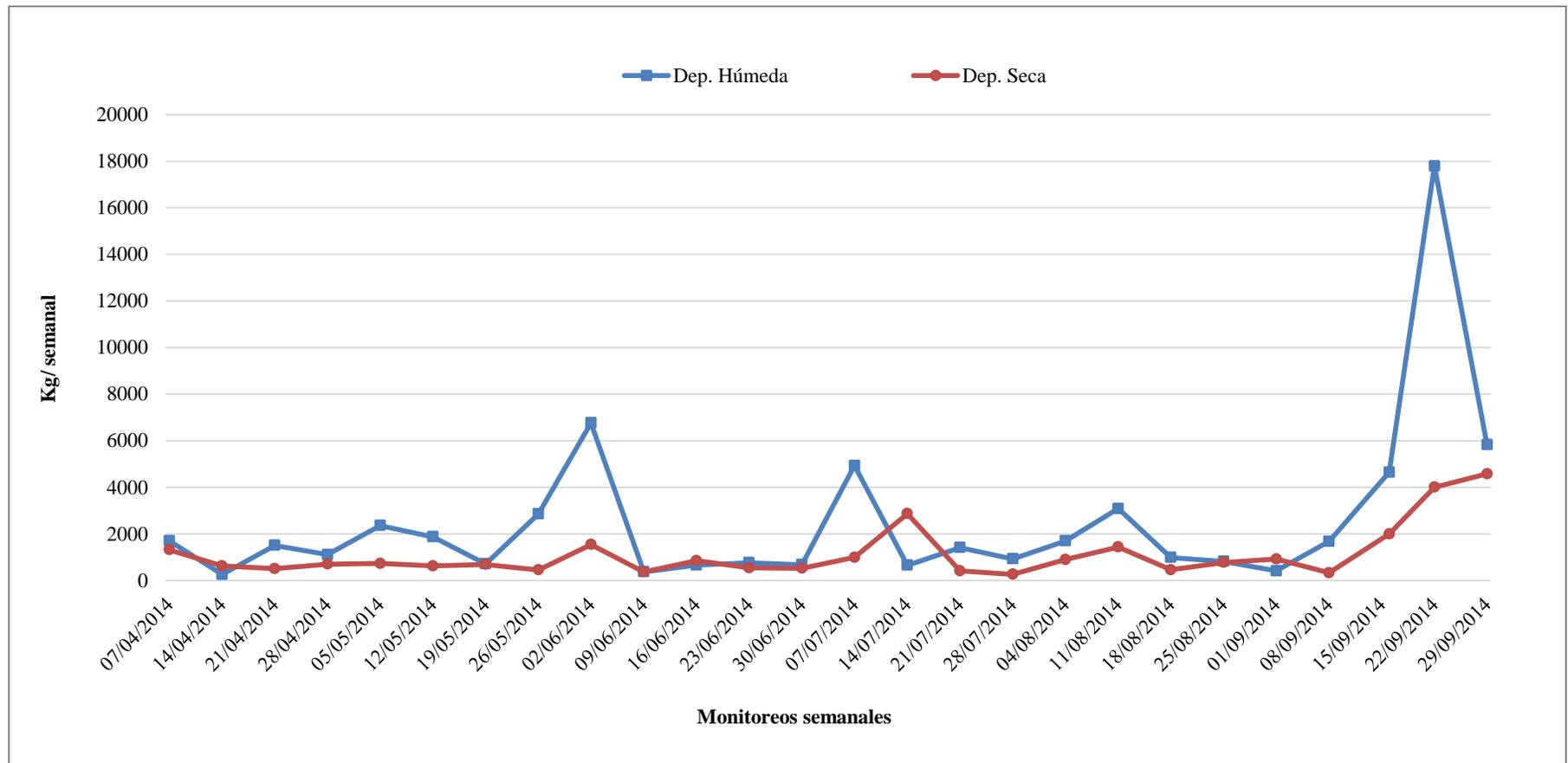
Las épocas de mayor deposición para el año 2014, fueron las fechas del 5 y 26 de mayo, 2 de junio, 7 de julio, 11 de agosto, 16 al 29 de septiembre con rangos de 2,358 a 17,791 kg para la deposición húmeda (excepto el 14 de abril, 16 de junio, 14 de julio y 1 de septiembre la deposición seca fue superior a la húmeda) y en fechas 14 de julio, 22 al 29 de septiembre con rangos de 2,868 a 4,576kg para la deposición seca.

b. Fosforo Inorgánico Soluble (FIS)

La fig. 31 y el cuadro 8, indican el ingreso de FIS por área superficial del lago de Atitlán (127 km²) durante el periodo de febrero a septiembre, con un total acumulación de 5,155 kg en la deposición húmeda y 3,069 kg en la deposición seca, el promedio de deposición semanal de 156 kg para la húmeda y 93 kg para la seca; la deposición diaria fue de 20 kg para la húmeda y 12 kg para la seca. En general, la deposición húmeda fue superior a la deposición seca.

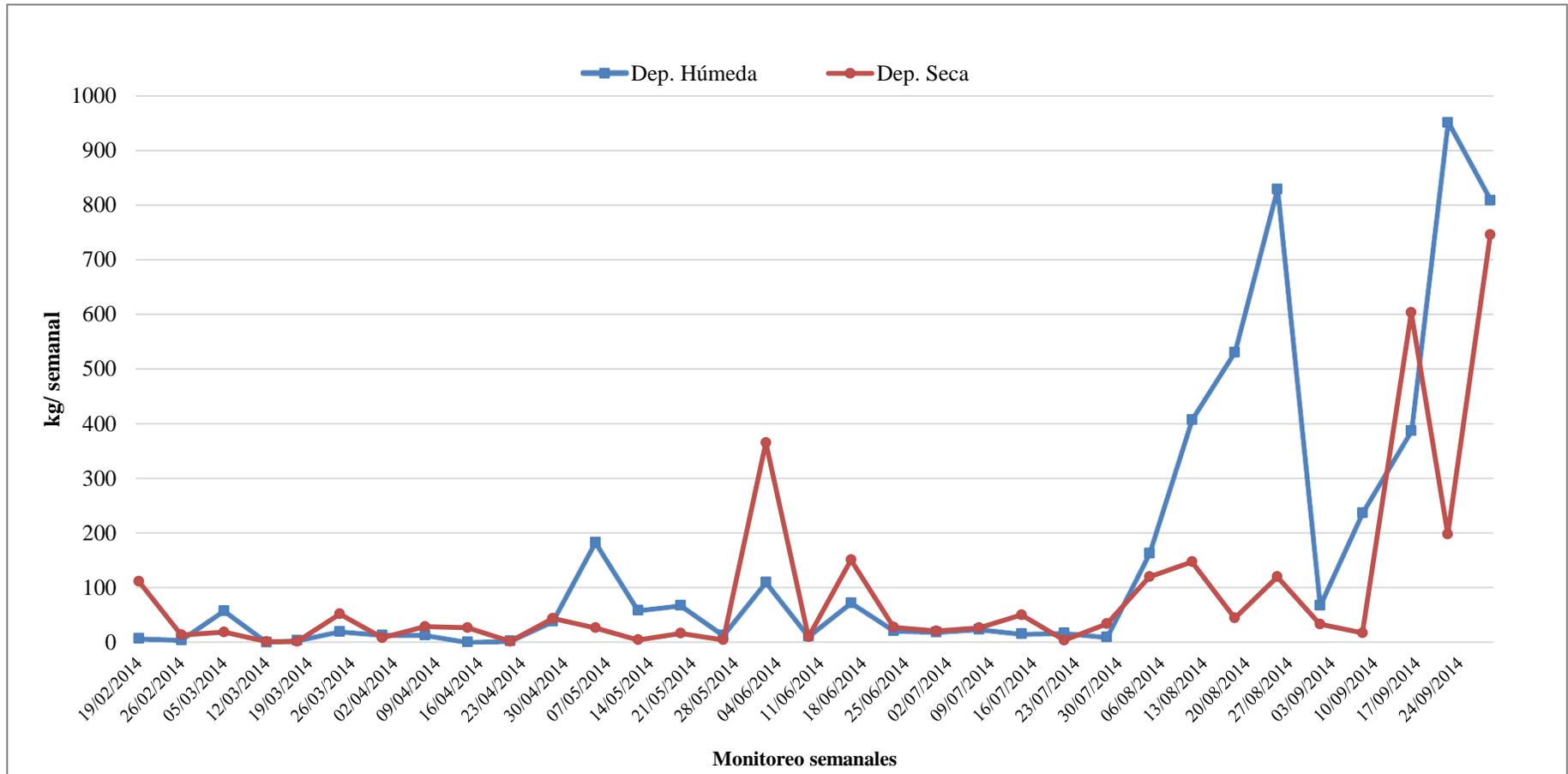
Las épocas de mayor deposición para el año 2014, fueron del 11 al 25 de agosto, 22 al 29 de septiembre con rangos de 407 a 829 kg para la deposición húmeda; y del 16 al 29 de septiembre con rangos de 603 a 746 kg para la deposición seca.

Figura 30. Ingreso estimado Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), depositado semanalmente al área superficial del lago Atitlán (kg), durante el periodo abril a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Figura 31. Deposición atmosférica, Fósforo Inorgánico Soluble (FIS), depositada semanalmente al área superficial del lago Atitlán (kg), durante el periodo febrero a septiembre 2014



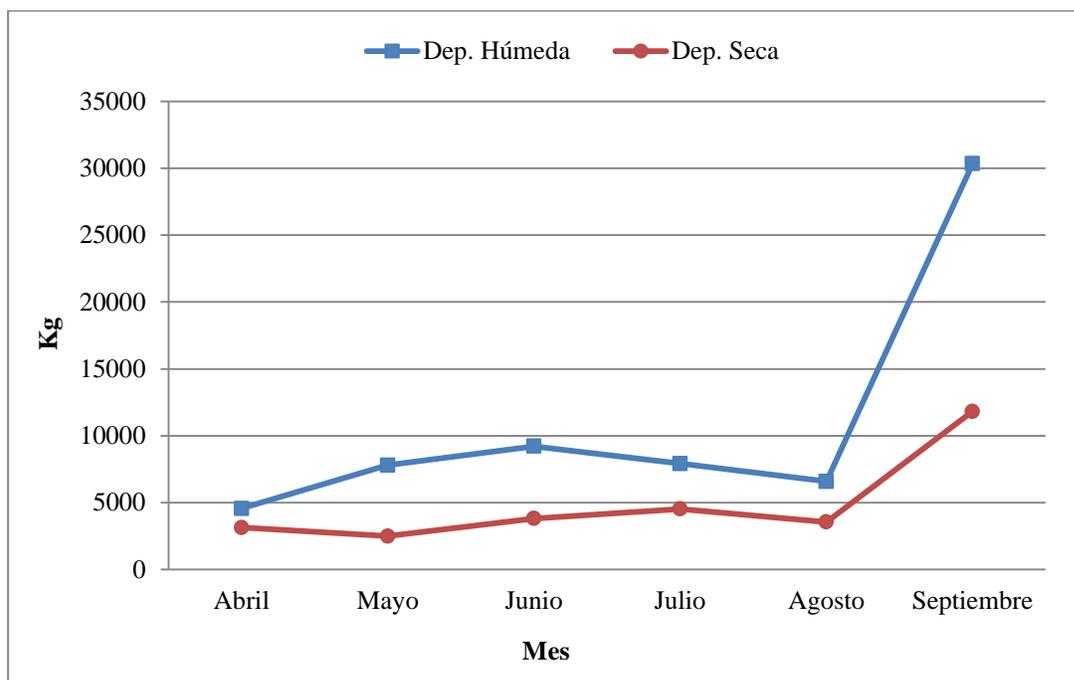
Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.6 Carga de nutrientes mensualmente por deposición atmosférica al Lago de Atitlán, periodo de febrero a septiembre 2014

a. Nitrogeno Inorganico Disuelto (NID)

La fig. 32 y cuadro 8, indican que el ingreso estimado de NID al lago de Atitlán fue mayor en los meses de agosto (dep. húmeda 6,575 kg y dep. seca 3,545 kg) y septiembre (dep. húmeda 30,344 y dep. seca 11,814 kg). La deposición húmeda fue superior a la deposición seca.

Figura 32. Deposición atmosférica, Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID), estimada para el lago de Atitlán, periodo de abril a septiembre 2014

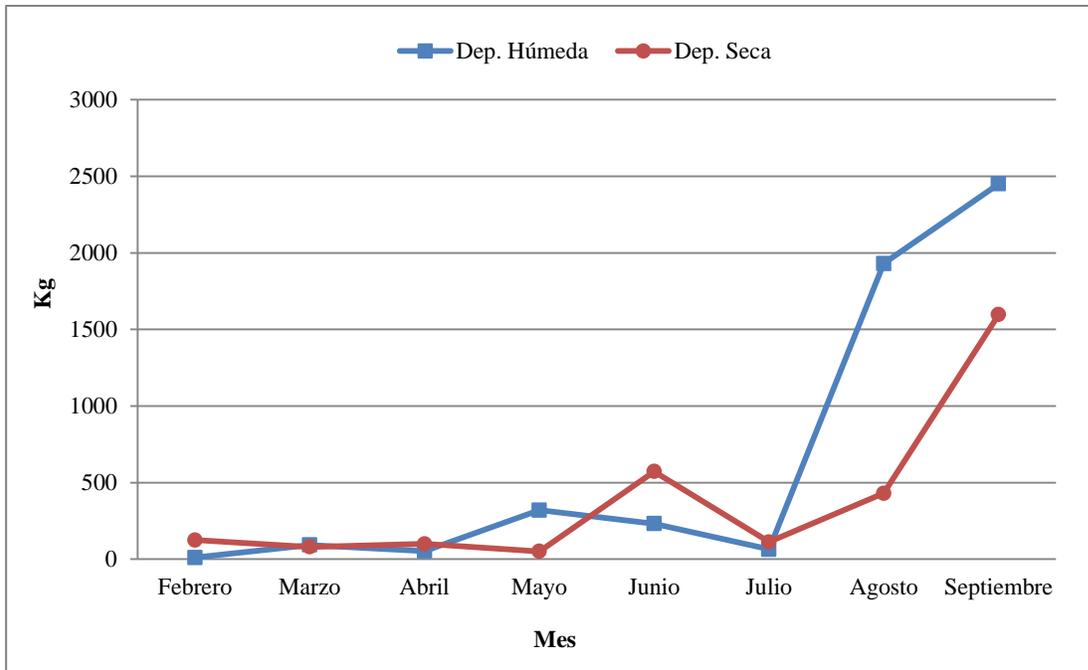


Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

b. Fósforo Inorgánico Soluble (FIS)

La fig. 33 y cuadro 8, indican el ingreso de FIS al lago de Atitlán estimado durante el periodo de febrero a septiembre. Se observan los picos de deposición, en los meses de agosto (1,930 kg) y septiembre (2,451kg) para la deposición húmeda y en los meses de junio (573 kg) y septiembre (1,597 kg) para la deposición seca.

Figura 33. Deposición atmosférica, Fósforo Inorgánico Soluble (FIS) estimada para el lago de Atitlán, periodo de febrero a septiembre 2014

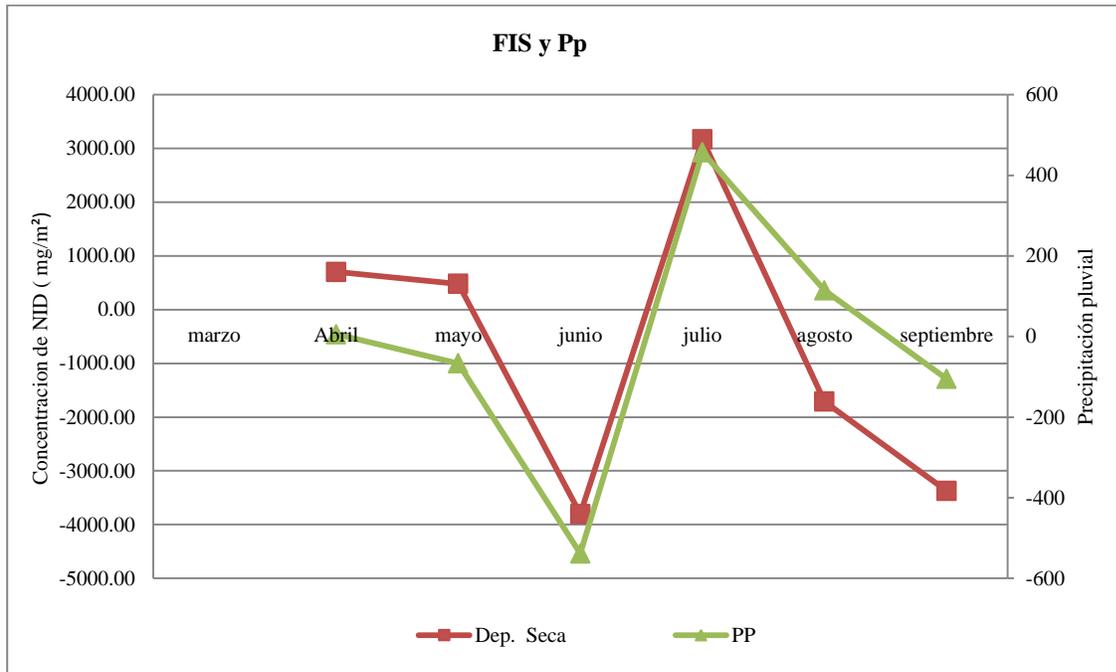


Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

5.7 Comparación de precipitación acumulada y nutrientes FIS y NID en $\mu\text{g}/\text{m}^2$, 2014.

En la fig. 34 y anexo 10 se observa la precipitación pluvial acumulada entre los meses adyacentes y la deposición observada de FIS en $\mu\text{g}/\text{m}^2$, periodo de abril a septiembre 2014.

Figura 34. Derivada de deposición atmosférica FIS y su relación con precipitación pluvial, periodo de abril a septiembre 2014

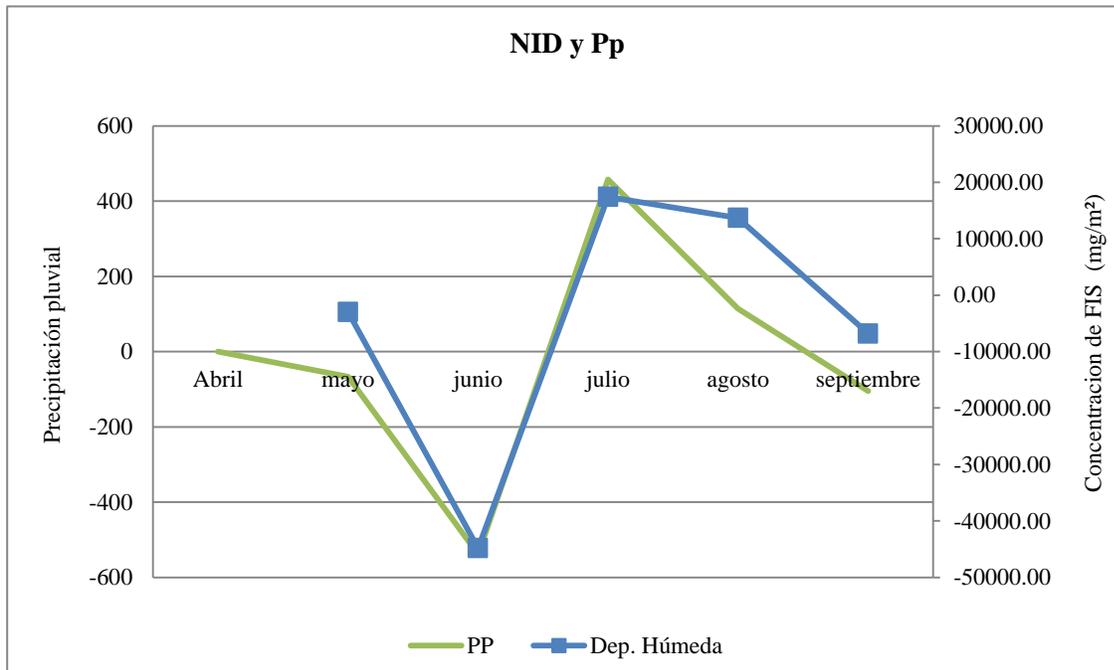


Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Se observa que las concentraciones en la deposición seca siguen de cerca los cambios de precipitación pluvial, es decir, cuando la precipitación pluvial varía (positivamente o negativamente) se observa que la deposición atmosférica cambia en la misma dirección, expresando una relación en el flujo de movimiento.

En la fig. 35 y anexo 11 se observan la precipitación pluvial acumulada entre los meses adyacentes y la deposición observada de NID en $\mu\text{g}/\text{m}^2$, periodo marzo a septiembre 2014.

Figura 35. Derivada de deposición atmosférica NID y su relación con precipitación pluvial, periodo de abril a septiembre 2014



Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Se observa que las concentraciones en la deposición húmeda siguen de cerca los cambios de precipitación pluvial, es decir, cuando la precipitación pluvial varía (positivamente o negativamente) se observa que la deposición atmosférica cambia en la misma dirección, expresando una relación en el flujo de movimiento.

6. Análisis y discusión de resultados

La deposición atmosférica hace referencia al transporte y acumulación de sustancias químicas derivadas de la atmósfera hacia la superficie del suelo o cuerpo de agua, a través de precipitación pluvial y viento. La importancia relevante del estudio fue estimar la concentración promedio de los nutrientes “*fósforo inorgánico soluble y nitrógeno inorgánico soluble*” depositada por esta vía y la carga de estos nutrientes depositados en el Lago Atitlán.

Primero se generó la metodología de campo, con la adecuación de los depósitos recolectores; segundo los tipos de deposición atmosférica a evaluar; tercero la frecuencia de recolección de muestras; cuarto los métodos de análisis químicos en laboratorio; y quinto el sistema de registro básico de deposición atmosférica.

Los recipientes utilizados en el estudio fueron sencillos, adecuados al área y factibles al estimar la concentración de nutrientes (P y N) por deposición atmosférica en una superficie húmeda o seca, además este se asemeja a los métodos y recipientes utilizados en otros países, ejemplo, Timothy et al. (2009) utilizaron un equipo flotante de muestreo, que consiste básicamente en dos cubetas sobre un marco de madera con cámaras de aire, con el fin de recolectar muestras de agua y estimar la deposición atmosférica en aguas continentales; Ramírez (2010) y Bootsma et al. (2009) utilizaron dos cubetas, una de ellas equipada con una cubierta unida a brazos secundarios automatizados para la lluvia, sobre un soporte de 1,5 m por encima del suelo (colector de lluvia automático Andersen), colectando muestras de agua y estimando nutrientes por vía atmosférica.

Los registros atmosféricos fueron semanales a través de deposición global (húmeda y seca) proyectados al área del colector > peso del nutriente en $\mu\text{g}/\text{m}^2$ > cantidad depositada por agua o partículas en mg/m^2 > estimación de nutrientes en kg/km^2 > estimación de nutriente por área superficial del lago en kg, obteniendo de esta forma las cantidades depositadas de FIS (en forma de orto fosfatos) y NID (en forma de nitratos-nitritos y amonio) durante un periodo de 9 meses.

Se observaron diferentes picos de concentración de *Orto fosfatos* correspondientes a los meses de mayo, junio, agosto y septiembre (ver anexo 9, cuadro 8, figuras 25, 31 y 33) con un aumento notable hasta $7.49 \text{ mg}/\text{m}^2$ para la deposición húmeda (951 kg/lago); y en el mes de septiembre con un aumento de $5.87 \text{ mg}/\text{m}^2$ para la seca (74 kg/lago). El promedio acumulado semanal fue $1.23 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{húmeda}$ (156 kg/lago) y $0.73 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{seca}$ (93 kg/lago).

En los meses de abril, mayo y septiembre se registraron concentraciones altas de *nitratos y nitritos*, (ver anexo 6, cuadro 8 y figura 26) en la deposición húmeda con un aumento notable de $18.26 \text{ mg}/\text{m}^2$ (2319 kg/lago); y en los meses de julio y septiembre con $25.10 \text{ mg}/\text{m}^2$ (3188 kg/lago) en deposición seca, obteniendo un promedio acumulado semanal de $5.48 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{húmeda}$ (696 kg/lago) y $3.94 \text{ mg}/\text{m}^2/\text{seca}$ (501 kg/lago).

Las concentraciones altas de *amonio* (ver anexo 7, cuadro 8 y figura 27), se registraron en ambas deposiciones durante el mes de septiembre con 125.16 mg/m²/húmeda (15895 kg/lago) y 20.94 mg/m²/seca (2660 kg/lago), con un promedio acumulado semanal de 14.62 mg/m²/húmeda (1857 kg/lago) y 4.93 mg/m²/seca (626 kg/lago).

Para obtener *Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID)*, (ver anexos 5 y 8, figuras 28, 30 y 32) se sumó las concentraciones de nitratos-nitritos y amonio, obteniendo concentración altas en la deposición húmeda, correspondiente a los meses de junio, julio, agosto y septiembre con aumento hasta 140.09 mg/m² (17791kg/lago) y en deposición seca en el mes de septiembre con 36.03 mg/m² (4576kg/lago), con promedio acumulado semanal de 20.11 mg/m²/húmeda (2554 kg/lago) y 8.87 mg/m²/seca (1127 kg/lago).

Con los datos básicos de deposición atmosférica (ver cuadro 7 y figura 28), fue de interés conocer la razón de deposición de NID y FIS (durante el periodo de febrero a septiembre) y su proyección de carga de nutrientes al lago de Atitlán.

Las cantidades acumuladas de NID para el área superficial del lago, durante el periodo de abril a septiembre (6 meses) fueron 66,393 kg/húmeda y 29,299kg/seca, con un promedio mensual de 11,066 kg/húmeda y 4,883 kg/seca. Las cantidades promedio acumuladas de FIS durante el periodo de febrero a septiembre (9 meses) fueron 5,155 kg/húmeda y 3,069 kg/seca, con un promedio acumulado por mes de 644 kg/húmeda y 384 kg/seca. La carga de ingreso de nutrientes por vía atmosférica en la superficie del lago, está claramente demostrada y está misma podría contribuir directamente al crecimiento de las comunidades de fitoplancton y la estructura de las redes alimenticias, por cambio cuantitativa y cualitativa en las concentraciones relativas de los nutrientes N y P como limitantes.

Cuadro 9. Deposición atmosférica de NID y FIS estimada para el Lago de Atitlán, periodo de febrero a septiembre 2014

Deposición atmosférica estimada para la superficie del Lago de Atitlán				
Mes	Nitrógeno Inorgánico Soluble (NID) kg		Fosforo Inorgánico Soluble (FIS) kg	
	Dep. Húmeda	Dep. Seca	Dep. Húmeda	Dep. Seca
Febrero	nd	nd	11	125
Marzo	nd	nd	93	80
Abril	4557	3127	54	100
Mayo	7791	2483	320	51
Junio	9210	3807	232	573
Julio	7916	4524	65	113
Agosto	6575	3545	1930	431
Septiembre	30344	11814	2451	1597
Total	66393	29299	5155	3069
Promedio/mensual	11066	4883	644	384

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Los picos de NID registrados luego de épocas de sequías o canículas (21/4/15, 19/05/15, 14/07/15 y 25/08/15), pueden estar influenciados por la precipitación pluvial, es decir, que cuando caen las primeras lluvias después de una época seca, las concentraciones depositadas de nutrientes aumentan considerablemente; y en periodos prolongados de lluvia disminuye la carga de nutrientes.

Cuadro 10. Datos de nutrientes Nitrógeno y Fósforo vía deposición atmosférica húmeda y su comparación con Van Tuylen, entrada de los ríos San Francisco y Quiscab

Estudios	Fósforo Ton/año	Nitrógeno Ton/año
Van Tuylen et al. 2015	6.05	75.2
Deposición atmosférica húmeda 2014	5.15	66.4

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Van Tuylen et al. (2015) (cuadro 9) midieron la cantidad de nutrientes N y P en las desembocaduras de los ríos San Francisco y Quiscab durante el periodo de enero a noviembre 2014. La sumatoria de la cantidad de ingreso de los nutrientes de los dos ríos principales hacia el lago de Atitlán fue 6.05 ton/año/FIS y 75.2 ton/año/NID. Por otro lado, Chandra et al. (2014) obtuvieron 25 ton/año/fósforo total y 160 ton/año/nitrógeno total; según ellos la carga de ingreso de nutrientes aumenta en época lluviosa, y hay mayor carga de nitratos que de orto fosfato. Al comparar la carga de ingreso de nutrientes por deposición atmosférica de febrero a septiembre 2014 (9 meses) del presente estudio se observa para NID 66.4 ton/año y para orto fosfatos 5.15 ton/año. Esto sugiere que la deposición atmosférica podría tener en el mismo rango de ingreso por éstos dos ríos para el año 2014. Es de notar que Chandra et al. (2014) reportan nitrógeno y fosforo total, el cual no fue medido en el presente estudio. Es importante seguir acumulando información sobre las vías de entradas de nutrientes hacia el lago para demostrar su importancia relativa y medidas de mitigación posibles.

Al comparar concentraciones NID depositadas en el lago Atitlán, con investigaciones de deposición atmosférica en lagos sensibles de Estados Unidos (Baron et al., 2011) las cantidades de NID oscilan en los lagos occidentales desde 100 a 300 kg/km²/año (1,0 a 3,0 kg/ha/año) y en el noreste desde 350 a 600 kg/km²/año (3,5 a 6,0 kg/ha/año). En Lagos Alpinos, Colorado (Esler et. al., 2009) oscilan desde 200 a 600 kg/km²/año (2,0 a 6,0 kg/ha/año). La deposición atmosférica para Atitlán, oscila para nitrógeno desde 461(seca) a 1,046 (húmeda) kg/km²/año. Lo anterior indica, que la deposición de nitrógeno varía entre sitios e inclusive para Guatemala puede superar la de otros países.

Phoenix et al. (2006) estimaron la deposición de nitrógeno global del periodo 1990 al 2050, explicando que las altas tasas de nitrógeno representan un problema global y amenaza para la biodiversidad del planeta; en América Central para 1990 se estimó 100-200 kg/km²/año (1-2 kg/ha/año) y para el año 2050 proyectaron una máxima de 500- 1000 kg/km²/año (5-10 kg/ha/año). Al comparar los registros y concentraciones estimadas de deposición atmosférica

para el lago de Atitlán (ver cuadros 7 y 8), ya hemos alcanzado dicha proyección en 25 años, es preocupante la velocidad del incremento y su efecto de contaminación.

Según Boehme et al. (2012) no hay tendencias generales de distribución geográfica o la estacionalidad de deposición del fósforo en un lago. En el lago Victoria en África Occidental, Tamatamah et al. (2005) estimaron fósforo reactivo soluble con 0.65 y 0.80 kg/ha/año; en el lago de Atitlán encontramos rangos de 0.24 kg/ha/año/seca a 0.40 kg/ha/año/húmeda, es decir que hemos alcanzado la mitad de su rango en dos años.

En algunos lagos del mundo se reportan altas concentraciones de P en periodos de verano y primavera por vía atmosférica, incluyendo a los lagos: Simcoe en Canadá (Brown et al., 2011), South Central Ontario, Canadá (Hargan et al., 2011), y el lago Taihu en China (Li et al., 2011), el lago Victoria en África oriental (Tamatamah et al., 2005), Japón (T. Kunimatsu y Sudo, 2006) y el lago Michigan en los Estados Unidos (Eisenreich et al., 1977).

Baker (2011) explica que las condiciones climáticas son un factor principal para la movilización de fósforo dentro de la atmósfera y pueden proporcionar fluctuaciones significativas en los niveles de fósforo similar a la descarga en ríos. Otros estudios han evidenciado que actividades estacionales relacionados con la agricultura (polvo) contribuyen a la liberación de fósforo y su disponibilidad en la atmósfera (Anderson y Downing, 2006).

Las cantidades de nutrientes por deposición atmosférica son indicadores de contaminación atmosférica, tanto para lagos con población cercana como aquellos alejados de la perturbación humana, han impactado directamente en el ciclo de nutrientes. Matson et al. (2002) señalan que el ciclo del nitrógeno está siendo alterado por la actividad humana y con su influencia se han registrado deposiciones de 1000 a 4000 kg/km²/año (10 a 40 kg/ha/año).

Para el lago de Atitlán, los resultados reportados representan información clave para entender el comportamiento de fósforo inorgánico soluble, así como el nitrógeno inorgánico soluble y sus efectos potenciales, en el modelo de nutrientes para la cuenca. También da pauta para entender mejor la productividad del fitoplancton e indicar efectos potenciales sobre la limitación de crecimiento del fitoplancton por fósforo o nitrógeno.

La composición química del agua por deposición tiene una estrecha relación con las condiciones meteorológicas desarrolladas durante los periodos de muestreo. Las concentraciones altas fueron más frecuentes en la deposición húmeda que en la deposición seca. Se evidenció que la precipitación pluvial tiene relación directa en la fijación y transporte de los nutrientes NID y FIS atmosférico.

La deposición atmosférica estimada para la superficie del lago de Atitlán, sugiere que si las concentraciones de nutrientes se incrementan en un periodo muy corto de tiempo; y a esto se le añade las otras vías de ingreso (por ríos, escurrimientos, contaminación y crecimiento

poblacional) alrededor del lago podría impactar su ecosistema acuático acumulando los nutrientes y alterando su ciclo natural. Por lo tanto, es necesario iniciar acciones como el ordenamiento territorial, minimizar la contaminación atmosférica, regulación en productos químicos y conservación de suelos en la agricultura, conservación y protección de áreas boscosas, minimizar la contaminación de ríos y cuenca, previniendo la entrada de aguas negras sin tratamiento adecuado hacia el lago. Además de sensibilizar a la población de los impactos futuros en el área.

7. Conclusiones

- A través de la metodología utilizada, los análisis químicos y tipos de deposición se evidenció el ingreso de nutrientes al lago de Atitlán por vía atmosférica estimando su cantidad promedio semanal y mensual.
- El establecimiento de la estación piloto, demostró la factibilidad para la medición y estimación de concentraciones de nutrientes provenientes por vía atmosférica, que podrían coadyuvar a otros estudios enfocados en N y P en el lago de Atitlán.
- La estación piloto permitió la primera medición de ingreso de nutrientes N y P, por vía atmosférica, estabilización de lecturas y un modelo de análisis para la cuenca de Atitlán. Por lo tanto, se acepta la hipótesis alternativa la deposición atmosférica de N y P, es significativo como fuente de ingreso de nutrientes en el lago.
- Basado en las observaciones de deposición atmosférica, se estima que las cantidades de NID depositado por esta vía en el lago Atitlán oscilan de 461 a 1,045 kg/km²/año (4.61kg/ha/año)(seca) (10.45 kg/ha/año) (húmeda).
- Basado en las observaciones de deposición atmosférica, se estima que las cantidades de FIS depositado por esta vía en el Lago Atitlán oscilan de 24.17 a 40.58 kg/km²/año (0.32kg/ha/año)(seca) (0.53 kg/ha/año) (húmeda).
- Se evidenció que la precipitación pluvial tiene relación directa en la fijación y transporte de los nutrientes N y P atmosférico.
- Las cantidades de nutrientes que ingresan por vía atmosférica, pueden ser indicadores de contaminación atmosférica. Las estimaciones para el lago de Atitlán durante el 2014 alcanzaron concentraciones de 4.61 kg/ha/año/seca y 10.45 kg/ha/año/húmeda para NID y 0.32kg/ha/año/seca a 0.53 kg/ha/año/húmeda, es decir, que si las concentraciones de nutrientes se incrementan desmedidamente a largo plazo por esta vía, el impacto posible para el lago de Atitlán es el cambio de su ecosistema e inclusive su propia recirculación natural de los nutrientes, además de coadyuvar al florecimiento de cianobacterias.
- Al comparar los resultados de deposición atmosférica con otros estudios. Es relativamente proporcional con los resultados de Van Tuylen et al. (2015) para los ingresos de los mismos nutrientes por los ríos principales, San Fransisco y Quiscab, es por ello, la necesidad de continuar con el estudio e incluir otros parámetros para facilitar su comparación y comprensión de nutrientes que ingresan al lago de Atitlán.

- Esta investigación es la única en su temática y aplicada en un lago de Guatemala, en algunas literaturas la deposición atmosférica es considerada como un factor de ingreso de nutrientes a un cuerpo de agua, pero no se ha medido; con esta metodología y base de datos se evidencia la cantidad e ingreso de nutrientes por esta vía.

8. Recomendaciones

- Se sugiere continuar con la estación piloto e incluir nuevos parámetros de medición como nitrógeno total y fósforo total, para futuras comparaciones con otros estudios en el área.
- Para nuevas investigaciones y/o continuación, se sugiere utilizar pantallas o mallas en los depósitos recolectores para evitar el ingreso de insectos, ramas, hojas entre otros, que puedan contaminar e influir en el análisis químico de muestras, obteniendo así tasas de deposición más precisas.
- Las cubetas utilizadas son recursos de bajo costo, que permiten mediciones aceptables de nutrientes. Se sugiere establecer más centros de monitoreo y ampliar el área de estudio, para cuantificar y facilitar la comprensión del ingreso de los nutrientes por esta vía.
- Promover a las autoridades locales el uso adecuado y autorización de fertilizantes nitrogenados alrededor del lago y su cuenca, debido a su alta volatilidad en los suelos; y transportada vía atmosférica hasta depositarse en un cuerpo de agua.
- Promover a las autoridades locales el uso adecuado de suelos y la implementación de cultivos, debido a su alta contaminación química en litorales de ríos y su cuenca.
- Se sugiere que las autoridades locales promuevan la política y normativas de contaminación atmosférica para la cuenca de Atitlán, así minimizar la concentración de nutrientes atmosféricos responsables del deterioro del ecosistema acuático y su red trófica (normativas de tráfico pesado y vehículos, industria, manejo de desechos sólidos y aguas residuales).
- Se sugiere realizar programas de concientización ambiental integrados y hacer énfasis en la contaminación atmosférica que afronta el lago y su cuenca, además de su problemática en un futuro.

9. Bibliografía

- A. Duce, R., N. Galloway, J., & S. Liss, P. (2009). Los impactos de la deposición atmosférica sobre el océano en los ecosistemas marinos y en el clima. *Boletín de la OMM* 58 (1), 61-66.
- Abell, J., Özkundakci, D., & Hamilton, D. (2010). Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: Implications for eutrophication control. *Ecosystems* 13(7), 966-977. Obtenido de DOI: 10.1007/s10021-010-9367-9
- Aldana Quiñonez, Ingrid Odette. (2008). *Diagnostico socioeconómico, potencialidades productivas y propuestas de inversión, Departamento de Solola*. Guatemala: Universidad San Carlos de Guatemala, Ciencias Economicas. Vol. 8.
- Anderson, K.A. & Downing, J.A. (2006). Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorus and silicon in an agricultural region. *Water, Air, and Soil Pollution* 176: 351– 374.
- Arnold, P., Oleson, J., & Williams, J. (1953). El efecto de la arginina en la nutrición de *Chlorella vulgaris*. *American Journal of Botany* 40 (3), 100-104.
- Atlas, R., & Bartha, R. (2005). *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental*. Madrid España: Pearson Educación S.A Quinta Edición.
- Axler, R., Charles, R., & Tikkanen, C. (2011). Phytoplankton : nutrient deficiency in relation to atmospheric deposition of nitrogen in northern Minnesota, acid-sensitive lakes . *Canadiense, Pesca y Ciencias acuaticas* 51(6), 1281-1296.
- Azimi, S., Ludwig, A., Thévenot, D., & Colin, J. (2003). Trace metal determination in total atmospheric deposition in rural and urban areas. *Science of the Total environment* 308 (1-3), 247-256.
- Baron, J., Driscoll, C., Stoddard, J., & Richer, E. (2011). Empirical Critical Loads of Atmospheric Nitrogen Deposition for Nutrient Enrichment and Acidification of Sensitive US Lakes. *Bio Science* 61 (8), 602-613.
- Baker, D. 2011. Final Report: Part 1 Trends in Bioavailable Phosphorus Loading at River Monitoring Stations. U.S. EPA, Heidelberg University.
- Bergström, A., Blomqvist, P., & Jansson, M. (2005). Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lake. *Limnology Oceanography* 50 (3), 987–994.
- Bergström, A., Jonsson, A., & Jansson, M. (2008). Phytoplankton responses to nitrogen and phosphorus enrichment in unproductive Swedish lakes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Aquatic Biology* 4, 55–64.
- Bergström, A.K. (2010). The use of TN: TP and DIN: TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquat. Science* 72, 277–281.

- Bergström, A.-k., & Jansson, M. (2006). Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology* 12 (4), 635-643.
- Bergstrom, A.-K., Blomqvist, P., & Jansson, M. (2005). Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology Oceanography* 50 (3), 987-994.
- Bergström, A.-K., Jonsson, A., & Jansson, M. (2008). Phytoplankton responses to nitrogen and phosphorus enrichment in unproductive Swedish lakes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Aquatic Biology* 4, 55-64.
- Bergström, Ann-Kristin. (2010). The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Science* 72, 277-281.
- Bermann, T., Chava, S., Kaplan, B., & Wynne, D. (1991). Dissolved organic substrates as phosphorus and nitrogen sources for axenic batch cultures of freshwater green algae. *Phycologia* 30, 339-345.
- Bermann, T.; Chava, S. (1999). Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. *Journal of plankton research* 21 (8), 1423-1437.
- Boehme, J., Schulhauser, R., & Bejankiwar, R. (2012). Atmospheric Deposition of Phosphorus to Freshwater Lakes. *Great Lakes Regional Office, International Joint Commission, 100 Ouellette Avenue, Windsor, ON N9A 6T3*, 1-25.
- Brock, T., Madigan, M., Martinko, J., & Parker, J. (1994). *Biology of microorganisms*. Prentice Hall, Nueva Jersey, EE.UU. 7 edición.
- Brown, L.J., Taleban, V., Gharabaghi, B. & Weiss, L. (2011). Seasonal and spatial distribution patterns of atmospheric phosphorus deposition to Lake Simcoe, ON. *Journal of Great Lakes Research* 37: 15–25.
- Cabrera, D., & Salazar, C. (2009). *Evaluación de la relación entre las densidades poblacionales de cianobacterias y las concentraciones de los parametros fisico-quimico nitratos y fosfatos en el lago de Amatitlan Mayo-Octubre*. Guatemala, Facultad de Ciencias y Farmacia, Escuela de Biología, Universidad San Carlos de Gutamala.
- Chandra, S., Rejmánková, E., Dix, M., Giron, N., Mosquera, V., Sandoval, K., Oakley, S., Caires, A., Brantley, A., Carlson, E., Ochaeta, G. (2014). *Estado del Lago Atitlán, informe 2014*. Unidos por el Lago Atitlán, Universidad de Nevada Reno, Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID).
- Camarero, L., & Catalán, J. (2012). Atmospheric phosphorus deposition may cause lakes to revert from phosphorus limitation back to nitrogen limitation. *Nature Communications* 3 (1118), 1-2.
- Capone, D., Zehr, J., Paer, H., Bergman, B., & Carpenter, E. (1997). Trichodesmium, a globally significant marine cyanobacterium. *Science* 276, 1221-1229.
- CATHALAC/NASA/USAID. (2010). *Imágenes del florecimiento de la cianobacteria en el Lago de Atitlán*. Obtenido de www.cathalac.org

- Centro de Estudios Atitlán . (2015). *Universidad del Valle de Guatemala Altiplano*. Recuperado el 15 de Febrero de 2014, de Justificación: <http://www.cea-atitlan.org.gt/>
- Cifuentes, Rolando., Cristina Sierra., Luis andres arevalo., Carlos Beteta., Herrera, Emerson., Alvarez, María Renée (2014). Milpa del departamento de Sololá visto desde la experiencia de los productores de maíz de la región. *Revista UVG* 27, 11-20.
- Congreso de la Republica de Guatemala. (1986). *Decreto Ley 68-86, Ley de Areas Protegidas, articulo 14*. Guatemala: Congreso de la Republica de Guatemala.
- Congreso de la República de Guatemala. (1986). *Decreto número 68-86. Ley de protección y mejoramiento del medio ambiente Título III, De los sistemas y elementos ambientales, Capítulo I, Del sistema atmosférico, articulo 14*. Guatemala: Congreso de la República de Guatemala.
- Congreso de la Republica de Guatemala. (1997). *Decreto 64-97, Ley que declara area protegida y Reserva de uso múltiple Cuenca del Lago de Atitlán*. Guatemala: Centro de Acción Legal - Ambiental y Social de Guatemala (CALAS).
- Conley, D., Pearl, H., Howarth, R., Boesch, D., Seitzinger, S., Havens, K., Linkens , G. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323, 1014-1015.
- De CasaBlanca, M., Launger, T., & Marinho Serrano, E. (1997). Seasonal changes of nutrients in water and sediment in a Mediterranean lagoon with shellfishfarming activity (Thau Lagoon, France). *Marine Science*, 905-916.
- Dix, M., Dix , M., Orozco, M., Cabrera, D., & Toledo , A. (2012). *Centro de Estudios Atitlán, Centro de Estudios Atitlán Laboratorio de Análisis y Monitoreo. Estado físico, químico y biológico del Lago Atitlán, octubre 2009 a diciembre 2010*. Guatemala: Universidad del Valle de Guatemala.
- Dix, M., Dix, M., Orozco, M., Cabrera, D., Bocel, E., Toledo, A., & Symonds, E. (2012). *Centro de Estudios Atitlán, Centro de Estudios Atitlán Laboratorio de Análisis y Monitoreo. El Lago de Atitlán, Guatemala: su estado ecológico*. Guatemala: Universidad del Valle de Guatemala.
- Dix, Margaret, Fortin, I., & Medinilla, O. (2003). Diagnostico ecologico-social y plan preliminar de conservación del área de Atitlán. Guatemala: The Nature Conservancy, Programa Guatemala, Acuerdo Cooperativo USAID – TNC, #EDG-A-00-01-00023-00.
- Droop, M. (1995). Algunos protistas en el supralitoral. *Biol Reino Unido* (34), 233-245.
- Eaton A.D. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater 1 st ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Eisenreich, S.J., Emmling, P.J. & Beeton, A.M. (1977). Atmospheric loading of phosphorus and other chemicals to Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 3: 291–304.
- Elser, J. J., Andersen, T., Baron, J. S., Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Hessen, D. O. (2009). Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. *Science* 326, 835-337.

- Elser, J., Andersen, T., Baron, J., Bergstrom, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Hessen, D. (2003). Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. *Geobiology* 1, 153-168.
- Esler, J., Kyle, M., Steger, L., Nydick, K., & Baron, J. (2009). Nutrient availability nutrient limitation and phytoplankton by a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Ecology* 90 (11), 3062-3073.
- Fuentes , F., & Massol Deyá, A. (2002). *Manual de laboratorio, ecología de microorganismos*. Universidad de Puerto Rico.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Zuccong, C., Frenney, J., Suttuon, M. (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320, 889-892.
- Galloway, J. N.; Carenado, E.B. (2002). Reactive nitrogen and the world: Two hundred years of change. *AMBIO: Un diario del Medio Humano* 31 (2), 64–71.
- Galloway, J., Thornton, J., & Norton, S. (1982). Trace-metals in atmospheric deposition: A review and assessment. *Atmospheric Environment*, 16 (7), 1677-1700.
- Galloway, J., Townsend, A., Erisman, J., Bekunda, M., Martinelli, L., Seitzinger, S., & Sutton, M. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science* 320, 889-892.
- Garnaud, S., Mouchel, J., Chebbo, G., & Thévenot, D. (1999). Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: Comparison with urban runoff. *Science of the Total Environment*, 235 (1-3), 235-245.
- Glibert, P., & McCarthy, J. (1984). Uptake and assimilation of ammonium and nitrate by phytoplankton: indices of nutritional status for natural assemblages. J. Plankton. *Journal Plankton Research* 6, 667-697.
- Glibert, P.M. (1982). Regional studies of daily, seasonal and size fraction variability in ammonium remineralisation. *Marine Biology* 70, 209-222.
- Glibert, P.M; Goldman, J.C. (1981). Rapid ammonium uptake by marine phytoplankton. *Marine Biology* 2, 25-31.
- Gregg, W., & Conkright, M. (2002). Decadal changes in global ocean chlorophyll. *Geophysical Research Letters* 29, 1730.
- Guatemala, tu suelo sagrado*. (s.f.). Recuperado el 5 de septiembre de 2014, de http://www.aquiguatemala.net/datos_solola.html
- Hasdet, J., Secaira, E., Cardona, J., Medinilla, O., & Leiva, X. (2004). *Plan de manejo "Reserva natural privada Milán y anexos"*. Guatemala: Serviprensa, S.A.
- Hattori, A., & Myres, J. (1996-1967). *Plant Physiology and Plant Cell Physiol.*
- Hargan, K.E., Paterson, A.M. & Dillon, Peter J. (2011). A total phosphorus budget for the Lake of the Woods and the Rainy River catchment. *Journal of Great Lakes Research* 37: 753– 763.

- Herbert, R. (1999). Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology* 23., 563 - 590.
- Hernandez, R. (2013). *Departamento de Sololá*. Recuperado el 5 de Octubre de 2014, de <http://issuu.com/ricardodaniel12/docs/solola>
- INE, Instituto Nacional de Estadística. (2009). *Demografía de Solola*. Obtenido de www.ine.gob.gt
- INSIVUMEH, Instituto de sismología, vulconología, meteorología e hidrología. (2014). *Boletín climático 09 y 10 2014*. Guatemala: Departamento de investigación y servicios climáticos.
- INSIVUMEH, I. d. (2014). *Boletín climático 03, 04, 09, 10 y 11 -2014*. Guatemala: Departamento de servicios de investigaciones climáticas.
- INSIVUMEH, Instituto de Vulconología, Meteorología e Hidrología . (2012). *Estadísticas climatológicas*. Guatemala.
- Jassby, A. D., Reuter, J. E., Axler, R. P., Goldman, C. R., & Hackley, S. H. (1994). Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). *Water Resources research* 30 (7), 2207-2216.
- Kamphake J., SA Hannah, JM Cohen (1967) automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Res. 1:205-216*
- Klapper, H. (1991). Control of eutrophication in Inland Waters; Ellis Horwood Limited. England, Reino Unido: Chichester, West Sussex.
- Kunimatsu T. and Sud M. (2006) Long-term fluctuation and regional variation of nutrient loads from the atmosphere to lakes *Water Science & Technology* Vol 53 No 2 pp 53–61
- Li, Y., Acharya, K., Stone, M.C., Yu, Z., Young, M.H., Shafer, D.S. (2011). Spatiotemporal patterns in nutrient loads, nutrient concentrations, and algal biomass in Lake Taihu, China. *Lake and Reservoir Management* 27: 298–309.
- Liddicoat MI, S Tibbits, El Butler (1975) the determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography* 20:131-132
- Likens, G., Bormann, F., Pierce, R., Eaton, J., & Johnson, N. (1997). *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*. New York: Springer-Verlang.
- Mague, T., Mague, F., & Holm-Hansen, O. (1997). Fisiología y composición química del fitoplancton fijadoras de nitrógeno en el centro del Océano Pacífico Norte. *Biología Marina* 41 (3), 21-227. Obtenido de doi:10.1594/PANGAEA.818433
- Mahowald, N. (2011). Aerosol indirect effect. *Science* 234: 794-796.
- Matson, P., Lohse, K., & Hall., S. (2002). The Globalization of Nitrogen Deposition: Consequences for Terrestrial Ecosystems. *Ambio* 31(2), 113-119.
- McCarthy, J. (1997). Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay 1, Nutrient availability and phytoplankton preferences. *Limnology Oceanography* 22, 996-1011.

- McCarthy, J., & Whitley, T. (1972). Nitrogen excretion by anchovy (*Engraulis mordax* and *E. ringens*) and jack mackerel (*Trachurus symmetricus*). *Fish. Bull. U.S.*, 70: 3.
- McCarthy, J.J. (1972). The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. *Limnology Oceanography* 17, 738-748.
- Ministerio de Agricultura de Ganadería. (2011). *Mapas de Guatemala*. Recuperado el 25 de septiembre de 2014, de <http://web.maga.gob.gt/mapas/>
- Morselli, L., Olivieri, P., Brusori, B., & Passarini, F. (2003). Soluble and insoluble fractions of heavy metals in wet and dry atmospheric depositions in Bologna, Italy. *Environmental Pollution* 124 (3), 457-469.
- Motelay Massei, A., Ollivon, D., Tiphagne, K., & Garban, B. (2005). Atmospheric bulk deposition of trace metals to the Seine river Basin, France: Concentrations, sources and evolution from 1988 to 2001 in Paris. *Water, Air, and Soil Pollution*, 164 (1-4), 119-135.
- Murphy J. & Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27:31-36
- Odum, H. (1972). Químicos con los modelos de circuitos de energía. En Cambio de Química de los Océanos. *Nobel Simposio* 20, 223-259.
- Odum, H.T; Copeland, B.J. (1972). Clasificación funcional del sistema ecológico de la costa de los Estados Unidos. En Marco Ambiental de la Costa Estuarios Plain. *Sociedad Geológica de América Memoir* 133, 9-28.
- Parsons, T., Takahashi, M., & Hargrave, B. (1977). *Biological oceanographic processes*. Estados Unidos: second edition, Pergamon Press, Oxford.
- Phoenix, G. K., Hicks, W., Cinderby, S., Kuylenstierna, J., Stock, W., Dentener, F., Ineson, P. (2006). Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. *Global Change Biology* 12(3), 470-476.
- Pineda, I., Ventura, E., & Camey de Noarck, O. (2012). *Estudio de potencial económico y propuesta de mercado territorial del departamento de Sololá*. (U. R. Instituto de Investigaciones Económicas y Sociales (IDIES), Ed.) Guatemala: Serviprensa, SA.
- Ramírez Lara Evangelina (2012) Evaluación de la calidad del aire a través del estudio de deposición atmosférica, Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Químicas.
- Redfield, A. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 46, 205-221.
- Redfield, A., Ketchum, B., & Richards, F. (1963). The influence of organisms on the composition of sea water. In: Hill, M.N., ed. *The Sea*. Wiley, NY, 26-77.
- Regler, F. (1964). Entwicklung der werkstoffdurchstrahlung mit Röntgenstrahlen. 111-120.

- Rejmánková, E., Komárek, J., Dix, M., Komárková, J., & Girón, N. (2011). Cyanobacterial Blooms in Lake Atitlán, Guatemala. *Science Direct, Limnologia 41*, 296-302. Obtenido de DOI:10.1016/j.limno.2010.12.003
- Riley, J., & Chester, R. (1971). Introduction to marine chemistry. *Academic Press*, 465.
- Rolz Asturias, Carlos; Castellanos, Edwin; Dix, Margaret. (2010). Empleo de modelos empíricos para estimar la cantidad de Cianobacterias presentes en el fitoplacton del Lago de Atitlán. *Revista de la Universidad del Valle de Guatemala, No. 22*, Pág. 66-71.
- Schindler, D. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography 51*, 356,363.
- Shammas, N., & Rehaili, A. (1986). *Tertiary filtration of wastewater for use in irrigation. Symposium on the effect of water quality on the human health and agriculture in the G.C.C states Al-Khobar. Saudi Arabia.*
- Solórzano, L. (1969) Determinación de amoníaco en aguas naturales por el método de la fenol hipoclorito, *Limnology and Oceanography 14*: 799-801
- Sullivan, S. (1987). "Guarding the Monarch's Kingdom", *International Wildlife 17*, 4-11.
- Taft, J., Taylor, W., & McCarthy, J. (1975). Uptake and release of phosphorus by phytoplankton in the Chesapeake Bay Estuary, USA. *Marine Biology 33*, 21-32.
- Tamatamah, R.A., Hecky, Robert E. & Duthie, H. (2005). The atmospheric deposition of phosphorus in Lake Victoria (East Africa). *Biogeochemistry 73*: 325–344.
- Tasic, M., & Kolundzija, B. (2001). Contribution to the methodology of dry deposition measurements. *Fresenius Environmental Bulletin, 10 (3)*, 305-309.
- Timothy W. Blake and John A. Downing (2009) Measuring atmospheric nutrient deposition to inland waters evaluation of direct methods. *Limnology and Oceanography 7(9)* 638-647
- Unidos por el Lago de Atitlán. (2013). *Informe del Estado del Lago Atitlán*. Guatemala: Universidad del Valle de Guatemala, Universidad de Nevada-Reno, Universidad Rafael Landívar, Universidad de California-Davis e Instituto de Investigación de los Desiertos.
- Van Tuylen, S., Dix, M., García, J., Bocel, J., Ajcalón, H., López, D., Chumil, V. (2015). Evaluación del efecto de la calidad del agua sobre la distribución espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad ecológica de dos ríos de la Cuenca del Lago Atitlán, Sololá. PROYECTO FODECYT NO. 02-2013, pág. 38
- Vollenweider, R. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factoring eutrophication. *Technical Report DAS/CS 1/68.27.*, 250.
- Weiss, C. (1971). Water quality investigations in Guatemala. En *Lake Atitlán 1968-1970* Guatemala: University of North Carolina y ERIS. Pág. 175
- Wetzel, R. (1981). *Limnología*. Barcelona-España: Ediciones Omega, S. A.

- Wetzel, R. (2001). *Limnology, Lake and River Ecosystems*. California: Academic Press Science and Technology Company, Third Edition.
- Wheeler, P., North, B., & Stephens, G. (1974). Amino acid uptake by marine phytoplankters. *Limnology and Oceanography* 19, 325-352.
- Wheeler, P., North, B., Littler, M., & Stephens, G. (1997). Uptake of glycine by natural phytoplankton communities. *Limnology and Oceanography* 22 (5), 900-910.
- Wolfe, A., Van Gorp, A., & Baron, J. (2003). Recent ecological and biogeochemical changes in alpine lakes of Rocky Mountain National Park (Colorado, USA): a response to anthropogenic nitrogen deposition. *Geobiology*, 153-168.

10. Anexos

Anexo 1. Parámetros climáticos acumulados semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014

Fecha	Precipitación pluvial	Humedad relativa	Velocidad del viento	Temperatura promedio
	mm	HR %	km/h	C°
19/02/2014	0.0	68.6	5	9.0
26/02/2014	0.0	75.2	3	14.2
05/03/2014	2.5	78.7	3	13.9
12/03/2014	42.3	85.6	2	14.2
17/03/2014	0.0	81.1	4	14.3
24/03/2014	0.0	69.2	4	14.8
31/03/2014	0.0	67.6	5	15.4
07/04/2014	2.0	86.3	3	14.6
14/04/2014	0.0	66.7	5	14.7
21/04/2014	0.0	72.1	5	15.3
28/04/2014	37.3	83.0	2	15.4
05/05/2014	36.7	86.1	4	15.5
12/05/2014	66.8	92.2	2	15.3
19/05/2014	2.7	79.0	4	15.2
26/05/2014	104.9	86.3	3	15.4
02/06/2014	356.2	89.9	2	15.1
09/06/2014	80.0	92.1	2	14.4
16/06/2014	103.6	83.8	3	15.3
23/06/2014	99.8	83.7	3	15.3
30/06/2014	19.2	75.3	3	15.3
07/07/2014	39.9	74.6	4	15.1
14/07/2014	2.3	66.5	6	15.4
21/07/2014	26.3	71.1	3	16.3
28/07/2014	5.4	65.2	7	15.7
04/08/2014	31.0	68.4	5	15.4
11/08/2014	25.1	75.7	4	15.7
18/08/2014	11.5	69.4	4	15.7
25/08/2014	1.9	71.1	4	15.3
01/09/2014	91.2	86.3	3	14.9
08/09/2014	45.6	82.6	4	14.7
16/09/2014	39.4	86.0	3	14.4
22/09/2014	34.0	85.1	2	14.9
29/09/2014	149.8	87.8	3	14.4
Promedio/semanal	58.2	78.75	3.6	19.4

Fuente: Base de datos propios, UVGA 2014.

Anexo 2. Deposición atmosférica de ortofosfatos [$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$], acumulada semanalmente, periodo de febrero a septiembre 2014, área de colector

Fecha	Peso del nutriente		Cantidad depositada			
	[$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$] μg		[$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$] $\mu\text{g}/\text{m}^2$		[$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$] mg/m^2	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
19/02/2014	3.08	51.57	52.38	877.21	0.05	0.88
26/02/2014	1.79	6.09	30.41	103.63	0.03	0.10
05/03/2014	26.63	8.55	452.96	145.43	0.45	0.15
12/03/2014	0.05	0.45	0.80	7.67	0.00	0.01
17/03/2014	1.47	0.61	24.97	10.36	0.02	0.01
24/03/2014	8.97	23.88	152.49	406.23	0.15	0.41
31/03/2014	5.97	3.69	101.47	62.83	0.10	0.06
07/04/2014	6.02	13.16	102.45	223.80	0.10	0.22
14/04/2014	0.09	12.21	1.53	207.62	0.00	0.21
21/04/2014	1.00	0.72	16.99	12.30	0.02	0.01
28/04/2014	17.66	20.11	300.40	341.97	0.30	0.34
05/05/2014	84.48	12.10	1436.94	205.77	1.44	0.21
12/05/2014	26.89	1.98	457.36	33.65	0.46	0.03
19/05/2014	31.08	7.51	528.71	127.81	0.53	0.13
26/05/2014	5.91	1.98	100.55	33.72	0.10	0.03
02/06/2014	50.77	169.03	863.57	2875.10	0.86	2.88
09/06/2014	5.01	4.49	85.22	76.40	0.09	0.08
16/06/2014	33.34	69.70	567.08	1185.51	0.57	1.19
23/06/2014	9.72	12.62	165.39	214.70	0.17	0.21
30/06/2014	8.52	9.48	144.90	161.26	0.14	0.16
07/07/2014	10.87	12.15	184.87	206.74	0.18	0.21
14/07/2014	7.00	23.09	119.09	392.80	0.12	0.39
21/07/2014	7.74	1.56	131.72	26.46	0.13	0.03
28/07/2014	4.28	15.55	72.87	264.56	0.07	0.26
04/08/2014	75.30	55.38	1280.75	941.90	1.28	0.94
11/08/2014	188.51	68.06	3206.37	1157.59	3.21	1.16
18/08/2014	245.62	20.50	4177.80	348.65	4.18	0.35
25/08/2014	383.93	55.38	6530.35	941.90	6.53	0.94
01/09/2014	31.13	15.24	529.47	259.28	0.53	0.26
08/09/2014	109.64	7.86	1864.90	133.67	1.86	0.13
16/09/2014	179.10	279.31	3046.33	4750.80	3.05	4.75
22/09/2014	440.41	91.46	7490.92	1555.66	7.49	1.56
29/09/2014	374.27	345.34	6366.05	5873.95	6.37	5.87
Total acumulado	2386.25	1420.82	40588.0	24166.93	40.59	24.17
Promedio/semana	72.31	43.06	1229.94	732.33	1.23	0.73
Promedio/día	9.04	5.38	153.74	91.54	0.15	0.09

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 3. Deposición atmosférica de nitratos y nitritos $[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}]$, periodo de febrero a septiembre 2014, área del colector

Fecha	Peso del nutriente		Cantidad depositada			
	$[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}] \mu\text{g}$		$[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}] \mu\text{g}/\text{m}^2$		$[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}] \text{mg}/\text{m}^2$	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
19/02/2014	40.46	2.28	688.16	38.71	0.69	0.04
26/02/2014	6.47	27.47	110.05	467.17	0.11	0.47
05/03/2014	55.06	67.12	936.51	1141.64	0.94	1.14
12/03/2014	134.29	70.02	2284.10	1190.92	2.28	1.19
17/03/2014	6.51	2.59	110.70	44.02	0.11	0.04
24/03/2014	3.16	10.30	53.67	175.16	0.05	0.18
31/03/2014	41.64	39.88	708.21	678.31	0.71	0.68
07/04/2014	534.07	432.64	9084.07	7358.82	9.08	7.36
14/04/2014	50.06	125.97	851.44	2142.60	0.85	2.14
21/04/2014	244.04	77.24	4150.85	1313.86	4.15	1.31
28/04/2014	99.14	85.41	1686.28	1452.70	1.69	1.45
05/05/2014	282.99	126.07	4813.37	2144.34	4.81	2.14
12/05/2014	682.36	100.98	11606.33	1717.62	11.61	1.72
19/05/2014	66.99	141.03	1139.52	2398.75	1.14	2.40
26/05/2014	1057.33	95.19	17984.30	1619.17	17.98	1.62
02/06/2014	304.83	27.89	5184.86	474.44	5.18	0.47
09/06/2014	50.54	48.18	859.70	819.53	0.86	0.82
16/06/2014	104.54	108.94	1778.06	1852.99	1.78	1.85
23/06/2014	84.95	87.20	1444.91	1483.27	1.44	1.48
30/06/2014	133.16	67.37	2264.85	1145.94	2.26	1.15
07/07/2014	276.20	175.53	4697.90	2985.58	4.70	2.99
14/07/2014	254.20	656.60	4323.64	11168.22	4.32	11.17
21/07/2014	132.60	67.27	2255.45	1144.18	2.26	1.14
28/07/2014	204.34	75.44	3475.61	1283.20	3.48	1.28
04/08/2014	219.52	163.56	3733.84	2781.97	3.73	2.78
11/08/2014	265.58	250.48	4517.24	4260.38	4.52	4.26
18/08/2014	288.42	173.90	4905.85	2957.90	4.91	2.96
25/08/2014	236.04	283.93	4014.86	4829.46	4.01	4.83
01/09/2014	18.63	302.62	316.89	5147.25	0.32	5.15
08/09/2014	102.90	45.03	1750.29	765.97	1.75	0.77
16/09/2014	736.82	214.42	12532.73	3647.10	12.53	3.65
22/09/2014	878.14	621.08	14936.35	10564.08	14.94	10.56
29/09/2014	1073.76	1475.88	18263.66	25103.34	18.26	25.10
Total acumulado	8669.72	6249.51	147464.25	106298.61	147.46	106.30
Promedio/semana	262.72	189.38	4468.61	3221.17	4.47	3.22
Promedio/día	32.84	23.67	558.58	402.65	0.56	0.40

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 4. Deposición atmosférica de amonio $[\text{NH}_4^+ - \text{N}]$, periodo de abril a septiembre 2014, área del colector

Fecha de colecta	Peso del nutriente		Cantidad depositada			
	$[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \mu\text{g}$		$[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \mu\text{g}/\text{m}^2$		$[\text{NH}_4^+ - \text{N}] \text{mg}/\text{m}^2$	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
07/04/2014	252.45	174.46	4294.00	2967.40	4.29	2.97
14/04/2014	66.90	160.39	1137.97	2728.17	1.14	2.73
21/04/2014	450.97	154.66	7670.56	2630.55	7.67	2.63
28/04/2014	412.04	236.64	7008.42	4025.02	7.01	4.03
05/05/2014	808.67	210.31	13754.76	3577.16	13.75	3.58
12/05/2014	183.39	185.15	3119.32	3149.32	3.12	3.15
19/05/2014	262.13	176.40	4458.62	3000.45	4.46	3.00
26/05/2014	262.81	114.15	4470.22	1941.66	4.47	1.94
02/06/2014	2823.22	683.87	48020.55	11631.99	48.02	11.63
09/06/2014	118.58	120.53	2016.96	2050.08	2.02	2.05
16/06/2014	200.26	282.12	3406.25	4798.68	3.41	4.80
23/06/2014	264.36	162.66	4496.56	2766.75	4.50	2.77
30/06/2014	178.78	173.86	3040.82	2957.27	3.04	2.96
07/07/2014	2006.09	281.39	34121.84	4786.27	34.12	4.79
14/07/2014	48.08	670.88	817.87	11411.07	0.82	11.41
21/07/2014	519.14	122.24	8830.05	2079.19	8.83	2.08
28/07/2014	223.4	45.4	3799.67	771.55	3.80	0.77
04/08/2014	563.5	249.5	9584.56	4243.54	9.58	4.24
11/08/2014	1161.1	411.6	19748.81	7000.60	19.75	7.00
18/08/2014	167.3	36.5	2845.17	621.29	2.85	0.62
25/08/2014	141.9	71.2	2412.81	1211.64	2.41	1.21
01/09/2014	171.27	121.86	2913.14	2072.65	2.91	2.07
08/09/2014	672.54	104.45	11439.30	1776.56	11.44	1.78
16/09/2014	1413.36	709.58	24040.07	12069.28	24.04	12.07
22/09/2014	7358.19	1231.29	125156.30	20943.20	125.16	20.94
29/09/2014	1621.88	642.63	27586.75	10930.62	27.59	10.93
Total acumulado	22352.21	7533.72	380191.36	128141.95	380.19	128.14
Promedio/semana	859.70	289.76	14622.74	4928.54	14.62	4.93
Promedio/día	107.46	36.22	1827.84	616.07	1.83	0.62

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 5. Nitrógeno inorgánico disuelto (NID), periodo de abril a septiembre 2014, área del colector

	Depositada		NID		Depositada		NID	
	Dep. Húmeda	Dep. Húmeda	Dep. Húmeda		Dep. Seca	Dep. Seca	Dep. Seca	
Fecha	[NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻] µg/m ²	[NH ₄ ⁻] µg/m ²	µg/m ²	mg/m ²	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻ µg/m ²	[NH ₄ ⁻] µg/m ²	µg/m ²	mg/m ²
07/04/2014	9084.07	4294.00	13378.07	13.38	7358.82	2967.40	10326.21	10.33
14/04/2014	851.44	1137.97	1989.41	1.99	2142.60	2728.17	4870.77	4.87
21/04/2014	4150.85	7670.56	11821.41	11.82	1313.86	2630.55	3944.42	3.94
28/04/2014	1686.28	7008.42	8694.70	8.69	1452.70	4025.02	5477.72	5.48
05/05/2014	4813.37	13754.76	18568.13	18.57	2144.34	3577.16	5721.50	5.72
12/05/2014	11606.33	3119.32	14725.65	14.73	1717.62	3149.32	4866.95	4.87
19/05/2014	1139.52	4458.62	5598.15	5.60	2398.75	3000.45	5399.20	5.40
26/05/2014	17984.30	4470.22	22454.51	22.45	1619.17	1941.66	3560.83	3.56
02/06/2014	5184.86	48020.55	53205.42	53.21	474.44	11631.99	12106.43	12.11
09/06/2014	859.70	2016.96	2876.66	2.88	819.53	2050.08	2869.62	2.87
16/06/2014	1778.06	3406.25	5184.31	5.18	1852.99	4798.68	6651.66	6.65
23/06/2014	1444.91	4496.56	5941.47	5.94	1483.27	2766.75	4250.02	4.25
30/06/2014	2264.85	3040.82	5305.67	5.31	1145.94	2957.27	4103.21	4.10
07/07/2014	4697.90	34121.84	38819.74	38.82	2985.58	4786.27	7771.85	7.77
14/07/2014	4323.64	817.87	5141.51	5.14	11168.22	11411.07	22579.29	22.58
21/07/2014	2255.45	8830.05	11085.50	11.09	1144.18	2079.19	3223.37	3.22
28/07/2014	3475.61	3799.67	7275.29	7.28	1283.20	771.55	2054.75	2.05
04/08/2014	3733.84	9584.56	13318.40	13.32	2781.97	4243.54	7025.51	7.03
11/08/2014	4517.24	19748.81	24266.04	24.27	4260.38	7000.60	11260.98	11.26
18/08/2014	4905.85	2845.17	7751.02	7.75	2957.90	621.29	3579.19	3.58
25/08/2014	4014.86	2412.81	6427.66	6.43	4829.46	1211.64	6041.10	6.04
01/09/2014	316.89	2913.14	3230.03	3.23	5147.25	2072.65	7219.90	7.22
08/09/2014	1750.29	11439.30	13189.59	13.19	765.97	1776.56	2542.53	2.54
16/09/2014	12532.73	24040.07	36572.80	36.57	3647.10	12069.28	15716.38	15.72
22/09/2014	14936.35	125156.30	140092.65	140.09	10564.08	20943.20	31507.28	31.51
29/09/2014	18263.66	27586.75	45850.41	45.85	25103.34	10930.62	36033.95	36.03
Total acumulado	142572.84	380191.36	522764.20	522.76	102562.69	128141.95	230704.64	230.70
Promedio/semana	5483.57	14622.74	20106.32	20.11	3944.72	4928.54	8873.26	8.87
Promedio/día	685.45	1827.84	2513.29	2.51	493.09	616.07	1109.16	1.11

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 6. Ingreso estimado nitratos y nitritos $[\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-]$ depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014

Fecha	Dep. Húmeda			Dep. Seca		
	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg
07/04/2014	9.08	9084	1154	7.36	7359	935
14/04/2014	0.85	851	108	2.14	2143	272
21/04/2014	4.15	4151	527	1.31	1314	167
28/04/2014	1.69	1686	214	1.45	1453	184
05/05/2014	4.81	4813	611	2.14	2144	272
12/05/2014	11.61	11606	1474	1.72	1718	218
19/05/2014	1.14	1140	145	2.40	2399	305
26/05/2014	17.98	17984	2284	1.62	1619	206
02/06/2014	5.18	5185	658	0.47	474	60
09/06/2014	0.86	860	109	0.82	820	104
16/06/2014	1.78	1778	226	1.85	1853	235
23/06/2014	1.44	1445	184	1.48	1483	188
30/06/2014	2.26	2265	288	1.15	1146	146
07/07/2014	4.70	4698	597	2.99	2986	379
14/07/2014	4.32	4324	549	11.17	11168	1418
21/07/2014	2.26	2255	286	1.14	1144	145
28/07/2014	3.48	3476	441	1.28	1283	163
04/08/2014	3.73	3734	474	2.78	2782	353
11/08/2014	4.52	4517	574	4.26	4260	541
18/08/2014	4.91	4906	623	2.96	2958	376
25/08/2014	4.01	4015	510	4.83	4829	613
01/09/2014	0.32	317	40	5.15	5147	654
08/09/2014	1.75	1750	222	0.77	766	97
16/09/2014	12.53	12533	1592	3.65	3647	463
22/09/2014	14.94	14936	1897	10.56	10564	1342
29/09/2014	18.26	18264	2319	25.10	25103	3188
Total acumulado	142.57	142573	18107	102.56	102563	13025
Promedio/semana	5.48	5484	696	3.94	3945	501
Promedio/día	0.69	685	87	0.49	493	63

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 7. Ingreso estimado Amonio [NH₄⁻] depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014

Fecha	Dep. Húmeda			Dep. Seca		
	mg/mt ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg	g/mt ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg
07/04/2014	4.29	4294	545	2.97	2967	377
14/04/2014	1.14	1138	145	2.73	2728	346
21/04/2014	7.67	7671	974	2.63	2631	334
28/04/2014	7.01	7008	890	4.03	4025	511
05/05/2014	13.75	13755	1747	3.58	3577	454
12/05/2014	3.12	3119	396	3.15	3149	400
19/05/2014	4.46	4459	566	3.00	3000	381
26/05/2014	4.47	4470	568	1.94	1942	247
02/06/2014	48.02	48021	6099	11.63	11632	1477
09/06/2014	2.02	2017	256	2.05	2050	260
16/06/2014	3.41	3406	433	4.80	4799	609
23/06/2014	4.50	4497	571	2.77	2767	351
30/06/2014	3.04	3041	386	2.96	2957	376
07/07/2014	34.12	34122	4333	4.79	4786	608
14/07/2014	0.82	818	104	11.41	11411	1449
21/07/2014	8.83	8830	1121	2.08	2079	264
28/07/2014	3.80	3800	483	0.77	772	98
04/08/2014	9.58	9585	1217	4.24	4244	539
11/08/2014	19.75	19749	2508	7.00	7001	889
18/08/2014	2.85	2845	361	0.62	621	79
25/08/2014	2.41	2413	306	1.21	1212	154
01/09/2014	2.91	2913	370	2.07	2073	263
08/09/2014	11.44	11439	1453	1.78	1777	226
16/09/2014	24.04	24040	3053	12.07	12069	1533
22/09/2014	125.16	125156	15895	20.94	20943	2660
29/09/2014	27.59	27587	3504	10.93	10931	1388
Total acumulado	380.19	380191	48284	128.14	128142	16274
Promedio/semana	14.62	14623	1857	4.93	4929	626
Promedio/día	1.83	1828	232	0.62	616	78

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 8. Ingreso estimado Nitrógeno Inorgánico Soluble (NID) depositado semanalmente, al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de abril a septiembre 2014

Fecha	Dep. Húmeda			Dep. Seca		
	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg
07/04/2014	13.38	13380	1699	10.33	10330	1312
14/04/2014	1.99	1990	253	4.87	4870	618
21/04/2014	11.82	11820	1501	3.94	3940	500
28/04/2014	8.69	8690	1104	5.48	5480	696
05/05/2014	18.57	18570	2358	5.72	5720	726
12/05/2014	14.73	14730	1871	4.87	4870	618
19/05/2014	5.6	5600	711	5.4	5400	686
26/05/2014	22.45	22450	2851	3.56	3560	452
02/06/2014	53.21	53210	6758	12.11	12110	1538
09/06/2014	2.88	2880	366	2.87	2870	364
16/06/2014	5.18	5180	658	6.65	6650	845
23/06/2014	5.94	5940	754	4.25	4250	540
30/06/2014	5.31	5310	674	4.1	4100	521
07/07/2014	38.82	38820	4930	7.77	7770	987
14/07/2014	5.14	5140	653	22.58	22580	2868
21/07/2014	11.09	11090	1408	3.22	3220	409
28/07/2014	7.28	7280	925	2.05	2050	260
04/08/2014	13.32	13320	1692	7.03	7030	893
11/08/2014	24.27	24270	3082	11.26	11260	1430
18/08/2014	7.75	7750	984	3.58	3580	455
25/08/2014	6.43	6430	817	6.04	6040	767
01/09/2014	3.23	3230	410	7.22	7220	917
08/09/2014	13.19	13190	1675	2.54	2540	323
16/09/2014	36.57	36570	4644	15.72	15720	1996
22/09/2014	140.09	140090	17791	31.51	31510	4002
29/09/2014	45.85	45850	5823	36.03	36030	4576
Total acumulado	522.78	522780	66393	230.7	230700	29299
Promedio/semana	20.11	20107	2554	8.87	8873	1127
Promedio/día	2.51	2513	319	1.11	1109	141

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 9. Ingreso estimado Fósforo Inorgánico soluble (FIS) depositado semanalmente al área superficial del lago de Atitlán (Kg), periodo de febrero a septiembre 2014

Fecha	Dep. Húmeda			Dep. Seca		
	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg	mg/m ²	gr/km ²	Proyección para el área del lago kg
19/02/2014	0.05	52.38	7	0.88	877.21	111
26/02/2014	0.03	30.41	4	0.10	103.63	13
05/03/2014	0.45	452.96	58	0.15	145.43	18
12/03/2014	0.00	0.80	0	0.01	7.67	1
17/03/2014	0.02	24.97	3	0.01	10.36	1
24/03/2014	0.15	152.49	19	0.41	406.23	52
31/03/2014	0.10	101.47	13	0.06	62.83	8
07/04/2014	0.10	102.45	13	0.22	223.80	28
14/04/2014	0.00	1.53	0	0.21	207.62	26
21/04/2014	0.02	16.99	2	0.01	12.30	2
28/04/2014	0.30	300.40	38	0.34	341.97	43
05/05/2014	1.44	1436.94	182	0.21	205.77	26
12/05/2014	0.46	457.36	58	0.03	33.65	4
19/05/2014	0.53	528.71	67	0.13	127.81	16
26/05/2014	0.10	100.55	13	0.03	33.72	4
02/06/2014	0.86	863.57	110	2.88	2875.10	365
09/06/2014	0.09	85.22	11	0.08	76.40	10
16/06/2014	0.57	567.08	72	1.19	1185.51	151
23/06/2014	0.17	165.39	21	0.21	214.70	27
30/06/2014	0.14	144.90	18	0.16	161.26	20
07/07/2014	0.18	184.87	23	0.21	206.74	26
14/07/2014	0.12	119.09	15	0.39	392.80	50
21/07/2014	0.13	131.72	17	0.03	26.46	3
28/07/2014	0.07	72.87	9	0.26	264.56	34
04/08/2014	1.28	1280.75	163	0.94	941.90	120
11/08/2014	3.21	3206.37	407	1.16	1157.59	147
18/08/2014	4.18	4177.80	531	0.35	348.65	44
25/08/2014	6.53	6530.35	829	0.94	941.90	120
01/09/2014	0.53	529.47	67	0.26	259.28	33
08/09/2014	1.86	1864.90	237	0.13	133.67	17
16/09/2014	3.05	3046.33	387	4.75	4750.80	603
22/09/2014	7.49	7490.92	951	1.56	1555.66	198
29/09/2014	6.37	6366.05	808	5.87	5873.95	746
Total acumulado	40.59	40588	5155	24.17	24167	3069
Promedio/semana	1.23	1230	156	0.73	732	93
Promedio/día	0.15	154	20	0.09	92	12

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 10. Derivada de deposición atmosférica FIS y su relación con precipitación pluvial, periodo de febrero a septiembre 2014

FIS y Pp en $\mu\text{g}/\text{m}^2$

Meses	Base de datos			Acumulados			DERIVADA		
	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca
Marzo	44.8	714	1551	44.8	714	1551	-	-	-
Abril	39.3	523	849	84.1	1237	2399	5.5	191.18	702.02
Mayo	106.2	2423	367	190.3	3660	2766	-66.9	-1900.17	481.28
Junio	644.7	1616	4171	835	5276	6937	-538.5	806.58	-3803.49
Julio	187.5	746	1002	1022.5	6022	7939	457.2	870.45	3168.77
Agosto	73	8738	2713	1095.5	14760	10652	114.5	-7991.82	-1710.73
Septiembre	178.1	11971	6086	1273.6	26731	16737	-105.1	-3233.26	-3372.94

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.

Anexo 11. Derivada de deposición atmosférica NID y su relación con precipitación pluvial, periodo febrero a septiembre 2014

NID y Pp en $\mu\text{g}/\text{m}^2$

Meses	Base de datos			Acumulados			DERIVADA		
	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca	PP	Dep. Húmeda	Dep. Seca
Marzo	39.3	35884	24619	39.30	35883.60	24619.13			
Abril	106.2	38892	15988	145.5	74775.52	40606.77	-66.9	-3008.33	8631.48
Mayo	644.7	83721	25189	790.2	158496.42	65795.31	-538.5	-44828.97	-9200.90
Junio	187.5	66294	41928	977.7	224790.31	107723.06	457.2	17427.01	-16739.20
Julio	73	52611	23920	1050.7	277401.05	131643.49	114.5	13683.14	18007.31
Agosto	178.1	59420	31520	1228.8	336821.13	163163.41	-105.1	-6809.34	-7599.48

Fuente: Base de datos propios, CEA-UVGA 2014.