

Ingreso de nitrógeno y fósforo al lago Atitlán (Guatemala) vía deposición atmosférica

Input of Nitrogen and Phosphorus to Lake Atitlán (Guatemala) via atmospheric deposition

Margaret A. Dix^{1*} , Sofía Gómez^{1,2}, Ovidio F. García-Oliva^{1,3} , Michael W. Dix¹ ,
Claudia S. Romero-Oliva¹ , Jorge Garcia-Polo¹ 

¹Centro de Estudios Atitlán, Universidad del Valle de Guatemala Campus Altiplano, Sololá, 7001 Guatemala,

²Centro Universitario de Occidente, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala,

³Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Max-Planck-Straße, Alemania.

*Autor al que se dirige la correspondencia: margaret.dix@gmail.com

Recibido: 16 de febrero 2021 / Revisión: 09 de junio 2021 / Aceptado: 02 de febrero 2022

Resumen

La deposición de nutrientes por vía atmosférica tiene graves impactos sobre la ecología de bosques y cuerpos de agua templados. Sin embargo, su importancia en cuerpos de agua neotropicales casi no ha sido estudiada. En este artículo se cuantifica la contribución de nitrógeno inorgánico disuelto (NID, $[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}]$) y fósforo inorgánico soluble (FIS, $[\text{PO}_4^{3-} \text{-P}]$) depositados en bulto sobre superficies húmedas por vía atmosférica hacia el lago Atitlán (Guatemala). Las cargas estimadas de NID y FIS consecuencia de la deposición atmosférica directa (depositada sobre la superficie del lago) fueron de 151.2 ton/año y 5.6 ton/año, respectivamente. Con estos resultados, se estima que el aporte de FIS por deposición atmosférica al lago Atitlán es comparable al de sus principales ríos tributarios, y de casi el doble para el ingreso de NID. Las estimaciones para el lago Atitlán son mayores que lo reportado para otros lagos. Nuestro estudio proporciona información básica para entender la eutrofización del lago Atitlán, enfatizado en la importancia de la deposición atmosférica como contribuyente al deterioro de este cuerpo de agua. Además, demuestra la necesidad de extender este tipo de estudio a otras cuencas neotropicales y la importancia de minimizar este impacto.

Palabras claves: eutrofización, contribución relativa de nutrientes, cuencas neotropicales

Abstract

Atmospheric nutrient deposition has serious impacts on the ecology of forests and temperate water bodies nevertheless its importance in Neotropical water bodies has hardly been studied. Here we quantify the contribution of bulk atmospheric deposition on wet surfaces of dissolved inorganic nitrogen (DIN, $[\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N}]$) and soluble inorganic phosphorus (SIP, $[\text{PO}_4^{3-} \text{-P}]$) into Lake Atitlán (Guatemala). The estimated NID and SIP loads from this direct deposition on the lake surface were respectively, 151.2 tons/year and 5.6 tons/year. With these results, we estimated that the SIP input from atmospheric deposition to Lake Atitlán is comparable to that from the lake's main tributary rivers, whereas for DIN entry this is almost twice as much. Estimates for Lake Atitlán are higher than those reported for many lakes. Our study provides basic information towards understanding the eutrophication of Lake Atitlán, emphasizes the importance of atmospheric deposition in this process and the need for additional studies to document the process in neotropical watersheds.

Keywords: eutrophication, nutrient relative contribution, neotropical watersheds



Introducción

La deposición atmosférica es la transferencia de gases, aerosoles y partículas presentes en la atmósfera (i.e. polvo, metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, dioxinas, furanos, sulfatos, nitrato [NO₃], amonio [NH₃] y fosfato [PO₄], entre otros) hacia ecosistemas, terrestres y acuáticos, por medio de lluvia (deposición húmeda), nieve, aerosoles o bien como polvo (deposición seca) (Amodio et al., 2014). La deposición atmosférica es una vía alterna potencialmente importante para el ingreso de nutrientes hacia los lagos, donde usualmente es estimado como una fracción del aporte de ríos y aguas residuales.

La deposición atmosférica de nitrógeno (N) y fósforo (P) en cuerpos de agua representa una fuente de ingreso no puntual de nutrientes difícil de controlar. No obstante, su estudio y monitoreo es de interés mundial, ya que influye en procesos ecológicos como de aumento en la eutrofización en lagos, disminución de la biodiversidad y acidificación del agua, entre otros (Baron et al., 2011; Porter et al., 2013). Un conocimiento de la contribución relativa de la deposición atmosférica de N y P y su comparación con otras fuentes podría indicar más precisamente la trascendencia que tiene en el balance de nutrientes de un ecosistema dulceacuícola y su rol en procesos de eutrofización.

Elser y colaboradores (2009) estimaron que, a nivel mundial, el N-reducido reactivo (i.e. subproductos de NO_x y NH_y) circulante ha aumentado en un 100 % como efecto del uso de combustibles fósiles derivados de la industria o la producción energética, las emisiones de actividades agrícolas y de animales de corral. Por su parte, Wang y colaboradores (2017) observaron que, a nivel mundial, entre los años 1850 y 2013, y según la región, la deposición global de N aumentó entre 1.7 y 7 veces, mientras que el aumento de P fue de entre 1.3 y 3.5 veces. Adicionalmente, Elser y colaboradores (2009) determinaron la importancia en la cuantificación del aporte de P mediante deposición atmosférica en 2,535 lagos templados (385 en Noruega, 1,668 en Suecia, y 482 en Colorado, EUA). En este estudio observaron que en los lagos con mayor deposición atmosférica de N existió un cambio en el régimen estequiométrico de la relación entre el nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT). Este cambio favoreció el crecimiento de fitoplancton, demostrado por una concomitante duplicación en la concentración de clorofila y carbono (Elser et al., 2009).

Se estima que la deposición atmosférica representa entre 8% (Kunimatsu & Sudo, 2006) y 75% (Hargan et al., 2011) de la carga total de P que ingresa a los cuerpos de agua. Por otra parte, en un estudio de 28,976 lagos de EUA, Baron y colaboradores (2011) determinaron que el ingreso de N por la vía atmosférica se diferenciaba con respecto al paisaje: en ecosistemas donde la cuenca tenía menor vegetación, existió una mayor sensibilidad a los aportes de N atmosférico, comparados con las cuencas con vegetación mejor conservada. El nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y el fósforo inorgánico disuelto (FIS) son las formas de N y P directamente disponibles y, por consiguiente, las más fácilmente aprovechadas por fitoplancton y macrófitas. El ingreso directo de NID y FIS sobre la superficie de un cuerpo de agua puede tener impactos casi inmediatos en las dinámicas del plancton, especialmente si el cuerpo de agua está estratificado.

El ingreso de nutrientes a un lago vía deposición atmosférica es significativo. Por ejemplo, en el lago Victoria (Uganda, Tanzania y Kenia) la deposición atmosférica constituye el 55% de la carga de fósforo (Tamatah et al., 2005). Son escasas las referencias para nuestra región. Para el Lago Maracaibo, Venezuela (Morales et al., 2001) observaron que el ingreso de nitrógeno por precipitación era el 24% de lo aportado por los ríos, mientras que la entrada del fósforo por precipitación era baja, cerca del 3% del total. Por otra parte, en los lagos de las montañas Rocosas (Estados Unidos de América [EUA]) la deposición atmosférica constituye el 54% de la carga de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Benedict et al., 2013). La deposición atmosférica como posible fuente importante de nutrientes a lagos de alta montaña fue discutida por Catalán y Donato-Rendón (2016). A pesar de su importancia, en la actualidad no existen estudios de deposición atmosférica para ecosistemas dulceacuícolas de Centroamérica.

Los lagos guatemaltecos presentan un proceso de deterioro acelerado. Castañeda (1995) señala como las principales causas de este deterioro el inadecuado manejo de la cuenca -deforestación, mal uso de fertilizantes, malas prácticas culturales- así como la entrada directa de desechos domésticos e industriales. Estas malas prácticas aceleran la eutrofización y favorecen la formación de florecimientos de cianobacterias en los lagos Amatitlán (Basterrechea, 1986) y Atilán (Flores-Anderson et al., 2020; Rejmankova et al., 2011; Romero-Oliva et al., 2014). Específicamente, la cuenca del lago Atilán ha experimentado una disminución

de la cobertura forestal, crecimiento poblacional y del turismo, aumento en el ingreso de aguas residuales sin tratamiento, así como mayor escurrimiento y traslado de nutrientes de campos agrícolas (Dix et al., 2003), acelerando el deterioro de su lago. Los principales ríos tributarios del lago Atitlán son el San Francisco y el Quiscab, de carácter permanente, los cuales drenan el 54% del área terrestre de la cuenca. Otros ríos intermitentes drenan alrededor del 30% del área de la cuenca, los cuales representan un menor aporte de nutrientes por escurrimiento (Chandra et al., 2014).

Se desconoce el aporte atmosférico de nutrientes y su impacto en las dinámicas y ecología del lago Atitlán. Las emisiones volcánicas y las actividades antropogénicas como las rozas, los incendios forestales y las quemaduras de la caña de azúcar, representan fuentes adicionales de N y P atmosférico que podrían influir en el proceso de eutrofización del lago. Nuestro estudio constituye el primero en la región centroamericana en cuantificar el aporte de la deposición atmosférica directa de N y P solubles como una fuente de nutrientes hacia un cuerpo de agua dulce acuática, en este caso el lago Atitlán. Específicamente, estudiamos la contribución relativa de NID (sumatoria de amonio $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ y especies oxigenadas de nitrógeno, nitritos y nitratos $[\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}]$) y FIS (ortofosfato $[\text{PO}_4^{3-}\text{-P}]$) derivados de la deposición atmosférica directa.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

La cuenca del lago Atitlán ($14^\circ 70' \text{ N}$, $91^\circ 19' \text{ W}$) es endorreica con un área superficial de 547 km^2 , de los cuales 420 km^2 corresponde a superficie terrestre (Reyes Morales et al., 2018). Cuenta con una cobertura forestal del 35% (147 km^2), con bosques de coníferas, mixtos, latifoliados y secos dentro de una región predominantemente agrícola, con cultivos de maíz, hortalizas y café (Dix et al., 2003). La densidad poblacional estimada es de $482 \text{ personas/km}^2$ (Instituto Nacional de Estadística [INE], 2012). La precipitación anual promedio es $1,406 \text{ milímetros (mm)}$ (promedio de las estaciones San Lucas Tolimán y Santiago Atitlán entre 2010 y 2014 (Instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología [Insivumeh], 2016). La región presenta dos temporadas climáticas, la seca de noviembre a abril y la lluviosa de mayo a octubre, con una interrupción (canícula o veranillo) en julio.

El lago Atitlán ($1,562 \text{ m}$ sobre el nivel del mar [msnm]) con un volumen de 25.5 km^3 , es el lago con mayor volumen de la región centroamericana. Su área superficial es de 127 km^2 , su profundidad máxima de 327 m , con un promedio de 202 m (Reyes Morales et al., 2018). Ha sido considerado un lago oligotrófico (Brezonik & Fox, 1974; Weiss, 1971), pero demuestra un cambio reciente hacia meso-oligotrófico debido a una eutrofización acelerada (Chandra et al., 2014).

Recolección y manejo de muestras

Una estación de recolección de datos fue establecida a $2,356 \text{ msnm}$ ($14^\circ 47' 25.10'' \text{ N}$, $91^\circ 11' 8.09'' \text{ W}$) para cuantificar la deposición atmosférica en bulto de NID y FIS en superficies húmedas. La deposición en bulto se definió como la recolección en un recipiente abierto sin influencia de la vegetación. Representa tanto la deposición seca como la húmeda. La estación se ubica a 5.28 km en línea recta de la superficie del lago. Se seleccionó tomar muestras en este sitio por su accesibilidad, seguridad y la posibilidad de obtener datos meteorológicos confiables y continuos. Se consideró probable que la magnitud de la deposición medida no diferiría significativamente de la del espejo del agua por la gran extensión de este. Para obtener las muestras se utilizaron cubetas plásticas, cilíndricas, de 16 L de capacidad, 50 cm de altura y 588 cm^2 de área de recolección. Las cubetas fueron de color blanco para facilitar la reflexión de la luz y así evitar la evaporación asociada con el aumento de la temperatura en los recipientes. Se colocó 2 L de agua desmineralizada en la cubeta para recolectar la deposición atmosférica en superficie húmeda. Para evitar el ingreso de material indeseado que contaminase la muestra, los recipientes fueron colocados a 3 m de altura, en un techo libre y alejado de la vegetación. Por 8 meses (de febrero a septiembre del 2014, total de 33 muestras) se recolectó semanalmente muestras de la deposición en bulto acumulada sobre superficies húmedas por medio de un colector continuamente abierto (Jassby et al., 1994).

Para cada recolección, las muestras fueron trasladadas a frascos de polietileno de alta densidad y transportadas directamente hacia el laboratorio. Los receptores, así como los frascos y la cristalería utilizada, fueron lavados con 0.1 mol/L de ácido clorhídrico (HCl) y a continuación enjuagados tres veces con agua desmineralizada. El procedimiento de lavado y triple enjuague fue repetido antes y después de cada reco-

lección de muestra. Paralelamente a la toma de muestras para la determinación de nutrientes, se obtuvieron datos de las condiciones meteorológicas: temperatura, precipitación y velocidad y dirección del viento a cada hora durante todo el período de estudio a través de una estación meteorológica total ubicada a 2,341 msnm (14° 47' 20.29" N, 91° 10' 59.38" W), a 209 m lineales de la estación de deposición atmosférica, dentro del campus Altiplano de la UVG (Sololá, Guatemala).

Procesamiento de las muestras y análisis químicos

Las muestras fueron procesadas el día de la recolecta y cada muestra fue filtrada manualmente con jeringa y filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/F, poro de 0.7 μm y diámetro de 25 mm). Las muestras filtradas fueron refrigeradas a 4 °C, para luego analizarlas y cuantificar NID (suma de amonio, nitritos y nitratos) y FIS, dentro de un lapso no mayor a 48 horas. Finalmente, se congeló una alícuota de 120 mL de muestra sin filtrar para futuros análisis. No fue posible la medición de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para las muestras correspondientes a febrero y marzo.

Las concentraciones de amonio, nitratos y ortofosfato de las muestras recolectadas fueron determinadas por medio de espectrofotometría UV-visible. La concentración de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) fue obtenida por medio del método de azul de indofenol con límite de detección de 3 $\mu\text{g/L}$ (Liddicoat et al., 1975; Solórzano, 1969). Las especies oxigenadas de nitrógeno, nitratos y nitritos ($\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$), fueron determinadas por el método de reducción por hidracina con límite de detección de 2 $\mu\text{g/L}$ (Eaton, 2005; Kamphake et al., 1967), el cual convierte los nitratos a nitritos. Debido a las bajas concentraciones de nitritos, en este estudio se reporta el resultado final como como nitratos. La concentración de NID fue calculada como la sumatoria de amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y nitratos y nitritos ($\text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$). Se cuantificó la concentración de ortofosfatos ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) a través del método de ácido ascórbico con límite de detección de 1 $\mu\text{g/L}$ (Murphy & Riley, 1962), lo cual correspondió a FIS. La deposición atmosférica de nutrientes (nutrientes depositados por unidad de área) fue calculada utilizando:

$$m = \frac{C \times V}{1000 \times A} \quad (1)$$

ecuación que permite la conversión de $\mu\text{g/L}$ a kg/km^2 . m es la deposición semanal de nutrientes por unidad de área (kg/km^2), C es la concentración del nutriente de interés ($\mu\text{g/L}$), V es el volumen de agua recolectada (L) y A es el área de recolección del depósito (cm^2). Se calculó el promedio mensual en kg/km^2 , utilizando el promedio observado durante los meses completos de colecta. Para proyectar la deposición atmosférica de nutrientes hacia la superficie del lago, se multiplicó el valor de m por área del lago Atitlán ($A_{\text{lago}} = 127 \text{ km}^2$) utilizando:

$$m_{\text{Tot}} = m_{\text{anual}} \times A_{\text{lago}} \quad (2)$$

Análisis de información estadístico

Los datos obtenidos fueron analizados para normalidad (prueba de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Si las distribuciones no fueron normales ni con varianza homogénea se aplicó una transformación logarítmica. Las variables meteorológicas fueron comparadas con los valores de deposición atmosférica por medio de un análisis de correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson). Se aceptó un límite de significancia del 95% ($p < .05$), exceptuando el análisis de correlación lineal en donde un límite de 99% ($p < .01$) fue aceptado. Todos los análisis estadísticos y gráficas fueron realizados por medio del software R (R CoreTeam, 2017).

Resultados

La Figura 1 muestra las observaciones obtenidas de la estación meteorológica. Durante el periodo de estudio, del 12 de febrero al 29 de septiembre del 2014, se registró una temperatura promedio de 14.8 °C (mínima 9 °C en febrero y máxima 16.3 °C en julio) y humedad relativa diaria promedio de 78.6% (65.2% mínima en julio y 92.2% máxima en mayo). Durante el periodo de estudio, la época seca se prolongó hasta abril, siendo calurosa con lluvias ligeras. La época lluviosa se extendió desde el 28 de abril hasta el fin del periodo de estudio. La precipitación acumulada fue de 1,457 mm y la máxima precipitación semanal fue de 356.2 mm en la semana del 1 al 7 de junio. Durante el 15 de julio al 26 de agosto se experimentaron las mayores tempera-

turas (> 15.5 °C), periodo de canícula o veranillo, con disminución de la precipitación (34 días consecutivos con precipitaciones menores a 1 mm diario).

En la Tabla 1 se presenta la deposición atmosférica mensual estimada de nitratos, amonio, NID y FIS en kg/km² durante febrero a septiembre del 2014. El amonio (NH₄⁺-N) presentó los valores más altos de deposición, seguido de los nitratos y finalmente el FIS. El NID -la suma de amonio y nitratos- presentó las mayores concentraciones. La mayor deposición mensual ocurrió en septiembre (NH₄⁺-N 188.0 kg/km²; NO₃⁻-N 47.4 kg/km²; FIS 18.7 kg/km²), siendo estas cifras casi el doble de lo observado para deposición de NH₄⁺-N en abril con 96.8 kg/km². Para NO₃⁻-N el segundo mes fue mayo con 35.9 kg/km² y para el FIS las cantidades depositadas fueron mucho menor en otros meses. Las mayores concentraciones para la deposición atmosférica en superficie húmeda de todo el estudio ocurrieron en septiembre (Figura 2). Las estimaciones anuales de deposición atmosférica sobre la superficie del lago

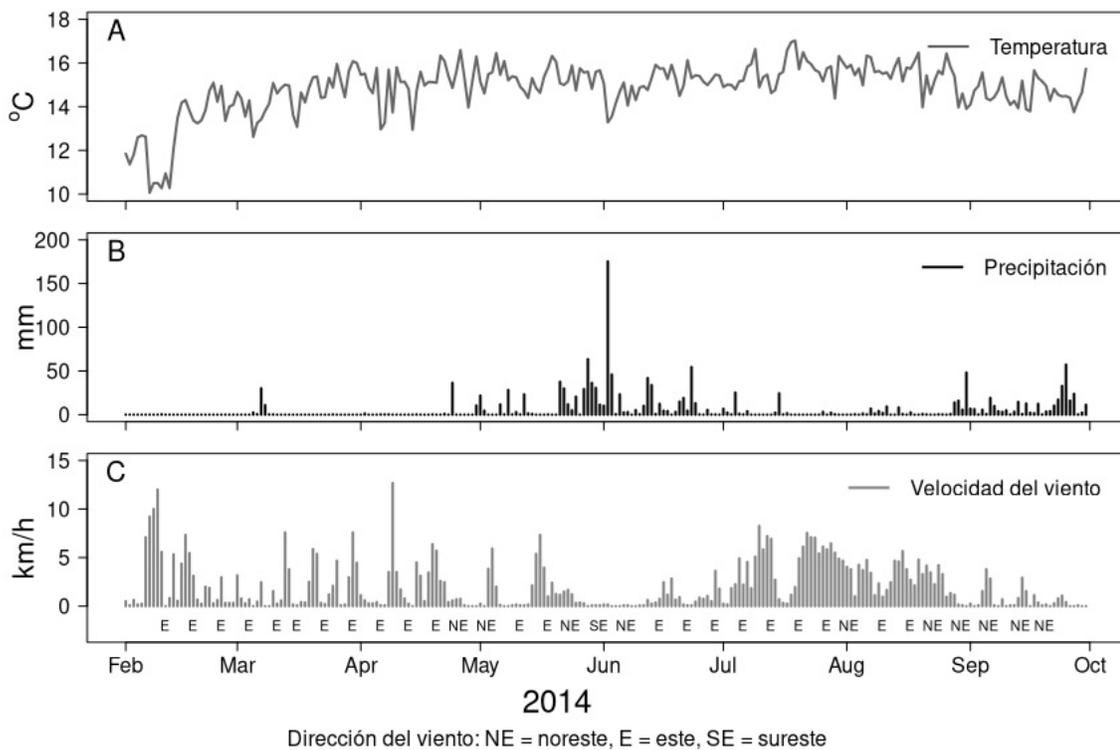
Atitlán fueron 151.2 ton/año de NID para la deposición en superficie húmeda. En el caso del FIS se estimó un total de 5.6 ton/año para la deposición en superficies húmedas.

En la Tabla 1 se muestran las razones de masa entre NID/FIS y amonio/nitratos (NH₄⁺/NO₃⁻) depositadas en el lago Atitlán durante el período de estudio. Las razones NID/FIS, excedieron a 100 en junio, mientras que las razones más bajas fueron en agosto (8.7) y septiembre (12.6). Durante todo el estudio los promedios para deposiciones de la razón NID/FIS fueron 54.1 (± 38.2) en superficie húmeda. Las máximas razones de NH₄⁺/NO₃⁻ fueron 8.4 en abril y 3.9 en septiembre. Para los demás meses, la razón fue < 2.1, con un promedio de 3.3 (± 2.6) para la deposición en superficie húmeda (Tabla 1).

La distribución de los datos de cada variable de deposición de nutrientes no fue normal (prueba de Shapiro-Wilks, *p* > 0.1 en todos los casos). Por lo tanto, se aplicó una transformación logarítmica con lo

Figura 1

Variables meteorológicas en la cuenca del lago Atitlán. Temperatura (A), precipitación (B) y velocidad y dirección del viento (C) en el periodo de febrero a septiembre 2014. Estación meteorológica de la Universidad del Valle de Guatemala, campus Altiplano



que se obtuvo distribuciones log-normales ($p < .01$, en todos los casos), con varianzas homogéneas entre tratamientos (prueba de Levene, $p < .01$). En la Tabla 2 se presentan los resultados del análisis de coeficiente de correlación de Pearson (r) entre la deposición atmosférica observada y las variables meteorológicas. Las variables NID y FIS ($r = .56, p < .001$) presentaron correlaciones significativas positivas. Para las variables meteorológicas, solo fue significativa la correlación entre deposición FIS y la dirección del viento donde se obtuvo una correlación negativa ($r = -.57, p < .001$).

Discusión

En septiembre se presentaron las mayores concentraciones de deposición atmosférica en superficie húmeda en los nutrientes medidos, seguido por el mes de abril para $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y los meses de mayo y junio para $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (Tabla 1). Este comportamiento observado en mayo/junio y septiembre coincide con los meses de fertilización química de las cosechas (Cifuentes et al.,

2014). Es importante señalar que desde mayo hasta octubre las aguas del lago Atitlán exhiben una fuerte estratificación térmica (Dix et al., 2012). Por esta razón, la deposición atmosférica directa de nutrientes en la superficie del lago representa una renovación inmediata de la disponibilidad de los nutrientes necesarios para el crecimiento de fitoplancton y macrófitas. Consecuentemente, podría favorecerse un aumento en la eutrofización cultural inducida por actividades humanas. Al depender de las relaciones estequiométricas entre los nutrientes en las aguas superficiales, el aporte de la deposición atmosférica podría estimular el crecimiento de cianobacterias y favorecer su florecimiento.

Las mayores razones $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ observada en abril y septiembre, 8.4 y 3.9 respectivamente (Tabla 1), sugieren que el nitrógeno podría provenir de actividades agrícolas intensas durante estos meses, similar a lo reportado por Ponette-González y colaboradores (2016). La liberación de nitrógeno al ambiente podría estar relacionada con el uso de fertilizantes ricos en Nitrógeno (N) tales como urea (NH_2CONH_2). Los cambios en las relaciones de NID/FIS en junio

Tabla 1

Deposición atmosférica de nutrientes (kg/km^2) y razones de NID/FIS y $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ estimada en el lago Atitlán, Guatemala

Meses 2014	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	NID	FIS	NID/FIS	$\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$
Febrero	nd	1.7	nd	0.5	nd	nd
Marzo	nd	11.2	nd	0.5	nd	nd
Abril	96.8	11.5	108.3	1.6	69.6	8.4
Mayo	60.0	35.9	95.9	1.9	49.2	1.7
Junio	55.2	27.0	82.2	0.8	105.1	2.1
Julio	23.0	13.8	36.8	0.5	79.7	1.7
Agosto	27.9	13.7	41.6	4.8	8.7	2.0
Septiembre	188.0	47.4	235.5	18.7	12.6	3.9
Promedio	75.2	20.3	100.0 (± 72.3)	3.7 (± 6.3)	54.1 (± 38.2)	3.3 (± 2.6)
Estimado anual	902	243	1200	44		

Nota. Periodo de febrero a septiembre 2014. Nutrientes: amonio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), nitratos ($\text{NO}_3^-\text{-N}$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y fósforo inorgánico soluble (FIS) en superficie húmeda, y las razones NID/FIS y $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ (nd = no determinado. μ = promedio y entre paréntesis su desviación estándar). El estimado anual es el promedio de los meses estudiados multiplicado por 12

(mayores a 100), comparada con agosto y septiembre (8.7 y 12.6. respectivamente), sugieren que el nutriente limitante para el crecimiento de fitoplancton aportado por deposición atmosférica varía de mes a mes. Específicamente, sugiere que en el lago Atitlán en junio, el nutriente limitante podría ser el fósforo (P) mientras que para agosto y septiembre sería el N. Los resultados anteriores concuerdan con los obtenidos por Martínez (2018), quien observó en agosto de 2014 un aumento rápido del biovolumen de cianobacterias fijadoras de N atmosférico,

primero *Limnoraphis robusta* (Paracutty) Komarek et al. seguida en septiembre por *Aphanizomenon* sp. Rejmankova y colaboradores (2011) demostraron este proceso para *L. robusta* y el fenómeno fue discutido ampliamente por Paerl y colaboradores (2001) para otros géneros.

Investigaciones anteriores sobre los mayores tributarios del lago Atitlán (van Tuylen et al., 2015) reportaron en el 2014 un aporte anual de 85.1 ton/año de NID y 8.0 ton/año de FIS de los ríos San Francisco

Figura 2

Ingreso mensual estimado de nutrientes (A) NID y (B) FIS (ton./año) vía deposición atmosférica al lago Atitlán, Guatemala

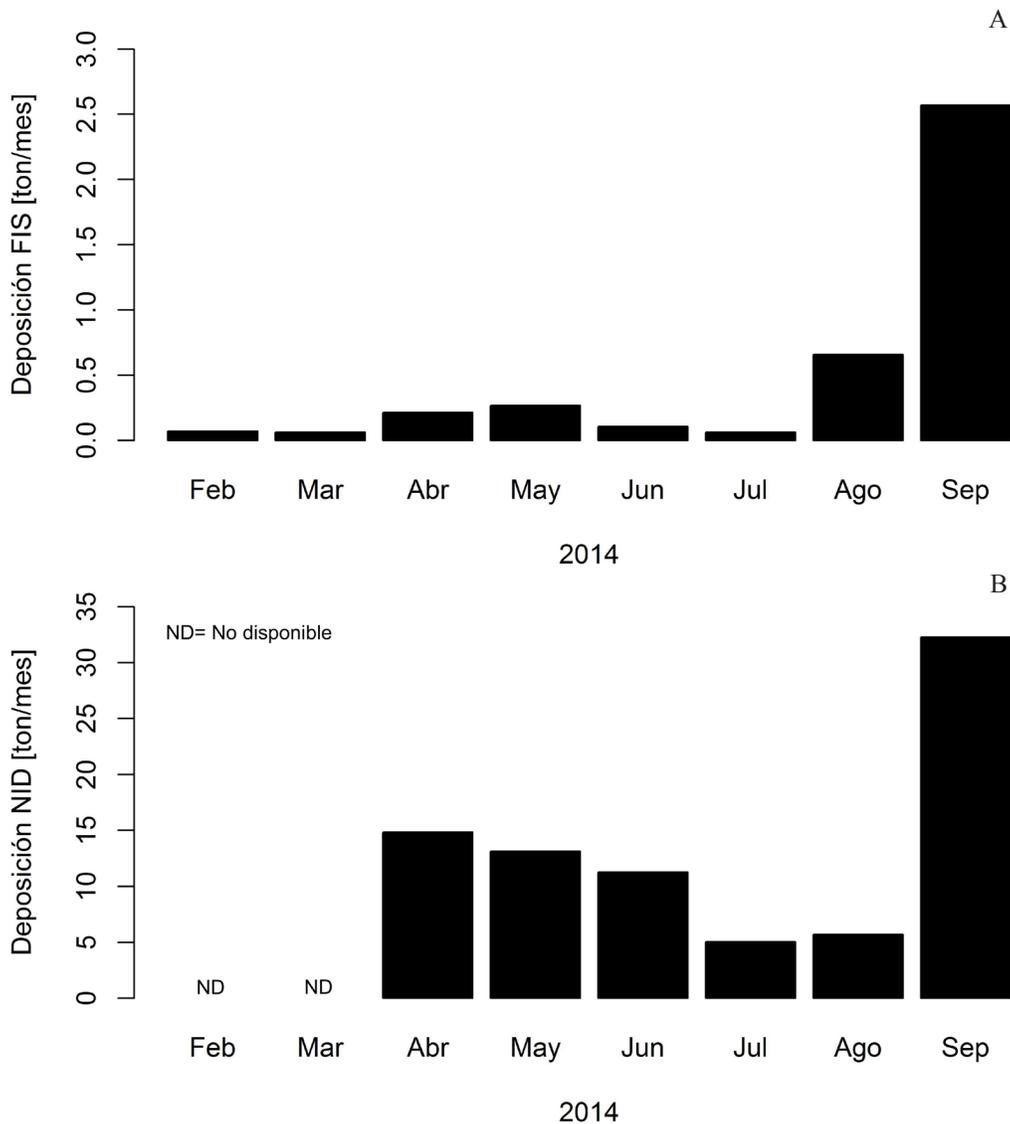


Tabla 2

Coefficiente de correlación de Pearson (r) de transformaciones logarítmicas de deposición atmosférica de nutrientes y variables meteorológicas en el lago Atitlán, Sololá, Guatemala

Parámetro	NID	FIS	T° C	Veloc. viento	Dir. viento
FIS	0.56**				
T° C	-0.1	-0.18			
Velocidad viento	-0.34	-0.18	0.19		
Dirección viento	-0.46	-0.57***	-0.17	-0.024	
Lluvia	0.33	0.26	0.01	-0.59***	-0.25

Nota. niveles de significancia: ** $p < .01$, *** $p < .001$. Veloc. = Velocidad, Dir. = Dirección. Periodo de febrero a septiembre del 2014

y Quiscab. En comparación, tomando la carga de ingreso de nutrientes por deposición atmosférica directa desde febrero hasta septiembre de 2014 (los ocho meses del presente estudio) se estima que el ingreso de NID por la vía atmosférica es aproximadamente dos veces mayor (152.4 ton/año) y similar para FIS (5.6 ton/año) al ingreso reportado por los ríos San Francisco y Quiscab. El aporte significativo de nutrientes provenientes de la deposición atmosférica directa podría contribuir con el acelerado proceso de eutrofización cultural que el lago evidencia y consecuentemente con el aumento en florecimientos de cianobacterias reportados (García-Oliva, 2018).

Con respecto al efecto de las variables atmosféricas en el proceso de deposición atmosférica de nutrientes, se obtuvo una correlación negativa ($r = -.57$, $p < .001$) entre la dirección del viento y la deposición en superficie húmeda de FIS. Lo anterior implica una mayor deposición de FIS cuando el viento sopla desde el noreste. Se ha sugerido que mucho del P presente en partículas grandes es depositado cerca de su origen, bajo un régimen pseudo-difusivo (Tipping et al., 2014), mientras que las partículas más finas tienden a difundirse a escala global (e.g. polvo del desierto del Sahara) (Mahowald et al., 2008). Estos procesos de transporte son controlados principalmente por la dinámica atmosférica. Por ejemplo, en el mar Mediterráneo, la deposición de FIS proveniente de incendios forestales (un fenómeno local) se espera mayor que el aporte del polvo del Sahara (un fenómeno global), a pesar que, para la región, se consideraba que el transporte dominante de FIS era un fenómeno a escala global (Richon

et al., 2018). En contraste, en Panamá, Gross et al., (2016) encontraron que durante la época lluviosa hubo un aumento en fósforo soluble con un ingreso de 88 (± 31) g-P/ha/mes derivada del transporte de fósforo a larga distancia. En este sentido, es necesario el estudio sistemático del transporte atmosférico de P generado localmente en el área de la cuenca del lago Atitlán, considerando el uso del suelo, las prácticas culturales, la relación con las variables meteorológicas y el origen del material depositado.

Phoenix y colaboradores (2006) proyectaron los valores de deposición atmosférica global de N en el período entre 1990 al 2050, explicando que las tasas altas de deposición representan un problema global y amenaza para la biodiversidad del planeta. Para América Central, los mismos autores estimaron que el aumento de NID oscilará entre 400 a 800 kg/km²/año durante este periodo. Nuestros resultados de deposición atmosférica de NID (aproximadamente 1200 kg/km²/año), de 1.5 a 2 veces el valor estimado por Phoenix y colaboradores (2006), sugieren un avance acelerado de la contaminación por N disuelto de origen atmosférico en esta región.

La deposición atmosférica en lagos varía globalmente. En los lagos sensibles de EUA (Baron et al., 2011), las cantidades de deposición atmosférica de NID oscilan ampliamente; en los lagos occidentales desde 100 a 300 kg/km²/año y desde 350 hasta 600 kg/km²/año. En lagos alpinos de Colorado (Elser et al., 2009), los valores oscilan entre 200 y 600 kg/km²/año en el noreste. La deposición atmosférica de NID para el lago Atitlán supera

a los valores reportados para lagos templados (Baron et al., 2011; Elser et al., 2009). Las cantidades de nutrientes por deposición atmosférica indican contaminación atmosférica, tanto para lagos con población cercana y alejada. Matson y colaboradores (1999) señalaron que el ciclo del N está siendo alterado por la actividad humana y sugirieron que los ecosistemas tropicales de agua dulce son más sensibles a los ingresos de N que sus contrapartes templadas, lo que subraya la necesidad de más estudios en estas regiones.

No hay tendencias generales de distribución geográfica o estacionalidad de deposición del P en un lago. En el lago Victoria (África Oriental) Tamatamah y colaboradores (2005) estimaron que la deposición de FIS oscila entre 0.65 y 0.80 kg/ha/año, mientras que para el lago Atitlán la deposición es de alrededor 0.44 kg/ha/año (Tabla 1). En algunos lagos del mundo reportaron diferencias estacionales, en donde altas deposiciones atmosféricas de P fueron observadas en verano y primavera –i.e. lago Simcoe, Canadá (Brown et al., 2011), lago Taihu, China (Li et al., 2011), lagos de Japón (Kunimatsu & Sudo, 2006), el lago Victoria en África oriental (Tamatamah et al., 2005) y lagos en Michigan, EUA (Eisenreich et al., 1977). Según Baker (2011), las condiciones climáticas son un factor principal para la movilización del P dentro de la atmósfera, evidenciando fluctuaciones significativas en sus concentraciones, similares a los observados en la descarga de este nutriente por medio de ríos. Las actividades estacionales relacionadas con la agricultura (polvo) contribuyen con la liberación de fósforo, aumentando su disponibilidad en la atmósfera (Anderson & Downing, 2006); por ejemplo, en Borneo, 7.9 kg/ha/año de FIS y 8.5 kg/ha/año de NID atmosférico, asociados con la quema de biomasa (Ponette-González et al., 2016). En la presente investigación se observó una relación positiva entre las épocas de fertilización de las cosechas, tanto en los niveles de NID (abril a junio y septiembre) como en el FIS (septiembre) depositados. Las quemaduras de biomasa relacionadas con actividades agrícolas en Atitlán son mayores en marzo y abril.

En Latinoamérica, la deposición atmosférica y su influencia sobre los bosques regionales han sido estudiadas por Ponette-González y colaboradores (2010) y Hofhansl y colaboradores (2011), entre otros. El NID atmosférico contribuye significativamente al ciclo de nutrientes de los bosques, en donde entre el 23% y el 73% de lo depositado en bulto es absorbido

por la vegetación y un porcentaje relativamente pequeño es liberado por escurrimiento (Ponette-González et al., 2010). De manera similar, en el suroeste de Costa Rica, Hofhansl y colaboradores (2011) encontraron una retención neta de NH_4^+ y NO_3^- por la bóveda. Estas observaciones subrayan dos aspectos importantes del impacto de la deposición atmosférica sobre los ecosistemas acuáticos: (1) la importancia de la calidad de la cobertura vegetal en controlar el ingreso de nutrientes por escurrimiento; y (2) la necesidad de considerar la contribución de la deposición por vía atmosférica que ocurre en aguas abiertas continentales como lagos y reservorios. Además, enfatiza la importancia de controlar el ingreso de nutrientes de otras fuentes hacia los cuerpos de agua susceptibles a eutrofización antropogénica: reducir o eliminar la entrada de aguas residuales no tratadas y lograr un uso racional de abonos basado en las necesidades del suelo.

Al ser la deposición atmosférica de nutrientes un fenómeno no puntual difícil de controlar, el estudio sistemático del origen, difusión, distribución y efectos de la deposición atmosférica de N y P en los cuerpos de agua es un reto por vencer necesario para proponer planes de manejo de los recursos. El estudio de deposición atmosférica puede realizarse, utilizando los recipientes y la metodología propuestos en esta investigación. Nuestros equipos y metodología son comparables a los utilizados por Blake y Downing (2009), quienes concluyeron que estos equipos sencillos pueden proporcionar resultados igualmente precisos que muestreadores automatizados más complejos. Sin embargo, para próximos estudios es de suma importancia lograr diferenciar entre “wet deposition” o “dry deposition” para lograr identificar posibles fuentes de contaminación para el lago. Además, se recomienda investigar diversos sitios en la cuenca.

En este estudio se ha demostrado que la deposición atmosférica es una fuente significativa de ingreso de nutrientes, anteriormente no cuantificada, al lago Atitlán. Las contribuciones anuales estimadas de deposición directa de NID y FIS por vía atmosférica hacia el lago durante el 2014 fueron de 151 ton/año y 5.6 ton/año, respectivamente. La contribución de NID por deposición atmosférica fue mayor que la contribución de los principales ríos afluentes, mientras que la contribución del FIS fue similar. Finalmente, se enfatiza la necesidad de estudios más exhaustivos de la dinámica de la deposición atmosférica, variables meteorológicas y uso del suelo.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado parcialmente por la UVG y durante una parte del 2014 por USAID (AID-520-A-12-00001). Se agradece a D. Coroxón López y H. Ajcalón por su apoyo en el muestreo y análisis químico de muestras, a E. de León y P. Javier (UVG Campus Altiplano) por brindar información relacionada a los periodos de fertilización de los cultivos cercanos a la estación de deposición atmosférica. Este trabajo fue presentado como tesis de maestría por S.G. (Ciencia y Tecnología del Recurso Hídrico, CUNOC, 2015).

Contribución de los autores

Coordinación, elaboración y revisión del Documento: todos los autores
 Diseño de la recolección de datos o del trabajo en campo: MA Dix, S Gomez, MW Dix
 Recolección o contribución de datos o realización del trabajo de campo: MA Dix, S Gomez, OF García-Oliva, MW Dix
 Limpieza, sistematización, análisis o visualización de datos: todos los autores
 Participación en análisis de datos, estructura y en la escritura del documento: todos los autores.

Referencias

- Amodio, M., Catino, S., Dambruoso, P. R., de Gennaro, G., Di Gilio, A., Giungato, P., Laiola, E., Marzocca, A., Mazzone, A., Sardaro, A., & Tutino, M. (2014). Atmospheric deposition: Sampling procedures, analytical methods, and main recent findings from the scientific literature. *Advances in Meteorology*, Artículo 161730. <https://doi.org/10.1155/2014/161730>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9172-4>
- Baker, D. (2011). *Final Report: Part 1 trends in bioavailable phosphorus loading at River Monitoring Stations*. Heidelberg University.
- 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. *BioScience*, 61(8), 602-613. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.8.6>
- Basterrechea, M. (1986). Limnological characteristics of Lake Amatitlán, Guatemala. *Revista Brasileira de Biologia*, 46, 461-468.
- Benedict, K. B., Chen, X., Sullivan, A. P., Li, Y., Day, D., Prenni, A. J., Levin, E. J. T., Kreidenweiss, S. M., Malm, W. C., Schichtel, B. A., & Collett, J. L. J. (2013). Atmospheric concentrations and deposition of reactive nitrogen in Grand Teton National Park. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(20), 11875-11887. <https://doi.org/10.1002/2013JD020394>
- Blake, T. W., & Downing, J. A. (2009). Measuring atmospheric nutrient deposition to inland waters evaluation of direct methods. *Limnology and Oceanography*, 7(9), 638-647. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.638>
- Brezonik, P. L., & Fox J. L. (1974). The limnology of selected Guatemalan lakes. *Hydrobiology*, 45, 467-487. <https://doi.org/10.1007/BF00012032>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2011.01.004>
- Castañeda, C. (1995). *Sistemas lacustres de Guatemala: Recursos que mueren*. Editorial Universitaria.
- Catalán, J., & Donato Rondon, J. C. (2016). Perspectives for an integrated understanding of tropical and temperate high-mountain lakes. *Journal of Limnology*, 75(S1), 215-234. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1372>
- Chandra, S., Rejmánková, E., Dix, M., Giron, N., Mosquera, V., Sandoval, K., & Ochaeta, G. (2014). *Estado del Lago Atilán, informe 2014*. Universidad de Nevada Reno.
- Cifuentes, R., Sierra, C., Arévalo L. A., Beteta C., Herrera E. & Álvarez, M. R. (2014). El sistema milpa del departamento de Sololá visto desde la experiencia y vivencia de los productores de maíz de la región. *Revista Universidad del Valle de Guatemala*, 27, 11-30.
- Dix, M. A., Dix, M. W., Orozco, M., Cabrera, D., Bocel, B., Toledo, A., & Symonds, E. (2012). El Lago Atilán: Su estado ecológico octubre 2009-

- diciembre 2011. *Revista Universidad del Valle de Guatemala*, 24, 35-50.
- Dix, M. A., Fortín, I., Medinilla, O., & Ríos, L. (Eds.). (2003). *Diagnóstico ecológico-social en la Cuenca de Atitlán*. Universidad del Valle de Guatemala/The Nature Conservancy.
- Eaton A. D. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.
- 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(3-4), 291-304. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(77\)72261-0](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(77)72261-0)
- Elsler, J. J., Andersen, T., Baron, J. S., Bergström, A. K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K. R., Steger, L., & Hessen, D. O. (2009). Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science*, 326(5954), 835-337. <https://doi.org/10.1126/science.1176199>.
- Flores-Anderson, A. I., Griffin, R., Dix, M., Romero-Oliva, C. S., Ochaeta, G., Skinner-Alvarado, J., Ramirez Moran, M. V., Hernández, B., Cherringon, E., Page, B., & Barreno, F. (2020). Hyperspectral satellite remote sensing of water quality in Lake Atitlán, Guatemala. *Frontiers in Environmental Science*, 8, Artículo 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00007>.
- García-Oliva, O. (2018). *Clasificadores binarios como modelos predictivos de florecimientos de cianobacteria en el lago de Atitlán* [Tesis de maestría no publicada]. Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Gross, A., Turner, B. L., Goren, T., Berry, A., & Angert, A. (2016). Tracing the sources of atmospheric phosphorus deposition to a tropical rain forest in Panama using stable oxygen isotopes. *Environmental Science and Technology* 50(3), 1147-1156. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04936>
- 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.
- Hofhansl, F., Wanek, W., Drage, S., Huber, W., Weissenhofer, A., & Richter, A. (2011). Topography strongly affects atmospheric deposition and canopy exchange processes in different types of wet lowland rainforest, Southwest Costa Rica. *Biogeochemistry*, 106(3), 371-396. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9517-3>
- Instituto Nacional de Estadística. (2012). *Caracterización República de Guatemala*. Gobierno de Guatemala.
- Instituto de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. (2016). *Boletín Climático 2016-03, 2016-04, 2016-09, 2016-10 y 2016-11 (2016)*. Departamento de Servicios de Investigaciones Climáticas.
- Jassby, A. D., Reuter, J. E., Axler, A. P., Goldman, C. R., & Hackley, V. S. (1994). Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in the annual nutrient load of Lake Tahoe (California-Nevada). *Water Resources Research*, 30(7), 2207-3316. <https://doi.org/10.1029/94WR00754>
- Kamphake, J., Hannah, S. A., & Cohen, J. M. (1967). Automated analysis for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research*, 1(3), 205-216. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(67\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(67)90011-5)
- Kunimatsu, T., & Sudo, M. (2006). Long-term fluctuation and regional variation of nutrient loads from the atmosphere to lakes. *Water, Science & Technology*, 53(2), 53-61 <https://doi.org/10.2166/wst.2006.038>
- 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(4), 298-309. <https://doi.org/10.1080/07438141.2011.610560>
- Liddicoat, M. I., Tibbits, S., & Butler, E. (1975). The determination of ammonia in seawater. *Limnology and Oceanography*, 20(1), 131-132. <https://doi.org/10.4319/lo.1975.20.1.0131>
- Mahowald, N., Jickells, T. D., Baker, A. R., Artaxo, P., Benitez-Nelson, C. R., Bergametti, G., Bond, T. C., Ying, C., Cohen, D. D., Barak, H., Kubilay, N., Losno, R., Luo, C., Maenhaut, W., McGee, K. A., Okin, G. S., Siefert, R. L., & Tsukuda, S. (2008). Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts.

- Global Biogeochemical Cycles*, 22(4), 1-19. <https://doi.org/10.1029/2008GB003240>.
- Martínez Fausto, M. M. (2018). *Relación del fitoplancton y el zooplancton en los sitios de Santiago Atitlán y Centro, Weiss G del Lago de Atitlán durante los años 2013 y 2014* [Tesis de Licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala]. <https://biblioteca-farmacia.usac.edu.gt/Tesis/B286.pdf>
- Matson, P. A., McDowell, W. H., Townsend, A. R., & Vitousek, P. M. (1999). The globalization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry*, 46, 67-83. <https://doi.org/10.1023/A:1006152112852>
- Morales, J. A., Albornoz, A., Socorro, E., & Morillo, A. (2001). An estimation of the nitrogen and phosphorus loading by wet deposition over Lake Maracaibo, Venezuela. *Water, Air, and Soil Pollution*, 128(3), 207-221. <https://doi.org/10.1023/A:1010347913832>
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analítica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Newhall, C. G., Paull, C. K., Bradbury, J. P., Higuera-Gundy, A., Poppe, L. J., Self, S., & Ziegler, J. (1987). Recent geologic history of Lake Atitlán, a caldera lake in Western Guatemala. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 33, 81-107. [https://doi.org/10.1016/0377-0273\(87\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0377-0273(87)90055-2)
- Paerl, H. W., Fulton, R. S., Moisaner, P. H., Dyble, J. (2001). Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World*, 1, 76-113.
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01104.x>
- Ponette-González, A. G., Weathers, K. C., & Curran, L. M. (2010). Tropical land-cover change alters biogeochemical inputs to ecosystems in a Mexican montane landscape. *Ecological Applications*, 20, 1820-1837. <https://doi.org/10.1890/09-1125.1>
- Ponette-González, A. G., Curran, L. M., Pittman, A. L., Carlson, K. M., Steele, B. G., Ratnasari, D., Mujiman, Weathers, K. C. (2016). Biomass burning drives atmospheric nutrient redistribution within forested peatlands in Borneo. *Environmental Research Letters*, 11, Artículo 085003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/8/085063>
- Porter, E. M., Bowman, W. D., Clark, C. M., Compton, J. E., Pardo, L. H., & Soong, J. L. (2013). Interactive effects of anthropogenic nitrogen enrichment and climate change on terrestrial and aquatic biodiversity. *Biogeochemistry*, 114, 93-120. <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9803-3>
- R Core Team. (2017). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rejmankova, E., Komárek, J., Dix, M., Komárková, J., & Girón, N. (2011). Cyanobacterial blooms in Lake Atitlán, Guatemala. *Limnologia*, 41(4), 296-312. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.12.003>
- Reyes Morales, F., Ujpan, D., & Valiente, S. (2018). Batimetría y análisis morfométrico del lago de Atitlán (Guatemala). *Revista Científica*, 27(2), 48-58.
- Richon, C., Dutay, J. C., Dulac, F., Wang, R., & Balkanski, Y. (2018). Modeling the biogeochemical impact of atmospheric phosphate deposition from desert dust and combustion sources to the Mediterranean Sea. *Biogeosciences*, 15, 2499-2524. <https://www.biogeosciences-discuss.net/bg-2017-242/bg-2017-242.pdf>
- Romero-Oliva, C. S., Contardo-Jara, V., Block, T., & Pflugmacher, S. (2014). Accumulation of microcystin congeners in different aquatic plants and crops – A case study from Lake Amatitlán, Guatemala. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 102, 121-128. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.031>
- Solórzano, L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by the phenol hypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14(5), 799-801. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.5.0799>
- Tamatamah, R. A., Hecky, R. E., & Duthie, H. (2005). The atmospheric deposition of phosphorus in Lake Victoria (East Africa). *Biogeochemistry*, 73, 325-344. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0196-9>

- Tipping, E., Benham, S., Boyle, J. F., Crow, P., Davies, J., Fischer, U., Guyatt, H., Helliwell, R., Jackson-Blake, L., Lawlor, A. J., Monteith, D.T., Rowe, E. C. , & Toberman, H. (2014). Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater, *Environmental Science: Processes and Impacts*, *16*, 1608-1617. <http://dx.doi.org/10.1039/c3em00641g>
- 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). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología.
- Wang, R., Goll, D., Balskanski, Y., Haughlustaine, D., Boucher, D., Clais, P., Janssens, I., Penuelas, J., Guenet, B., Sardans, J., Bopp, L., Vulchard, N., Zhou, F., Bengang, L., Piao, S., Peng, S., Huang, Y., & Tao, S. (2017). Global forest carbon uptake due to nitrogen and phosphorus deposition from 1850 to 2100. *Global Change Biology*, *23*(11), 4854-4872. <https://doi.org/10.1111/gcb.13766>
- Weiss, C. M. (1971). *Water quality investigations in Guatemala. Lake Atitlán 1968-1970*. University of North Carolina y ERIS.