

Dinámica estacional de la limitación de nutrientes en la laguna Alalay

Danny Rejas^{1,*}, Carla E. Fernández¹

¹Unidad de Limnología Recursos Acuáticos, Facultad de Ciencias y Tecnología, Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia

*danny.rejas@gmail.com

Resumen

Con el fin de proporcionar información útil para la gestión y restauración de la laguna Alalay, nos propusimos determinar la dinámica estacional de la limitación de nutrientes para el crecimiento fitoplanctónico. Realizamos 12 ensayos con adiciones selectivas de nitrógeno (N) y fósforo (P) entre febrero de 2019 y noviembre de 2020. Durante la mayor parte del período de estudio observamos que el N fue el principal nutriente limitante, lo que es consistente con lo encontrado en otros cuerpos de agua eutróficos o hipereutróficos como la laguna Alalay. Al final de período de estudio (septiembre y noviembre de 2020) el P limitó el crecimiento fitoplanctónico. Para entender el mecanismo que ocasiona este cambio es necesario estudiar la composición de ensamblaje fitoplanctónico y la relación N:P de la carga de nutrientes.

Palabras clave: *Fitoplancton, Nitrógeno, Fósforo, Tasa de crecimiento.*

Abstract

In order to provide useful information for the management and restoration of laguna Alalay, we set out to determine the seasonal dynamics of nutrient limitation for phytoplankton growth. We conducted 12 trials with selective additions of nitrogen (N) and phosphorous (P) between February 2019 and November 2020. During most of the study period, we observed that N was the main limiting nutrient, which is consistent with findings in other eutrophic or hypereutrophic water bodies. At the end of the study period (September and November 2020), P limited phytoplankton growth. To understand the mechanism that causes this change, it is necessary to study the composition of the phytoplankton assemblage and the N:P ratio of the nutrient load.

Key words: *Phytoplankton, Nitrogen, Phosphorus, Growth rate.*

1. Introducción

La eutrofización es un proceso ecológico natural de envejecimiento de los cuerpos de agua, en el cual la producción de materia orgánica se va incrementando lentamente debido al enriquecimiento con nutrientes (Bhagowati & Ahamad, 2019). Este proceso puede ser fuertemente acelerado por la actividad humana como resultado de los vertidos agrícolas, urbanos e industriales (Moss, Madgwick, & Phillips, 1997), cuando esto sucede nos referimos al proceso como eutrofización antropogénica (Le Moal et al., 2019), la cual ocurre en una escala de tiempo mucho menor, y tiene por lo tanto efectos ecológicos y sociales que preocupan a la sociedad (Le Moal et al., 2019).

La eutrofización antropogénica es una amenaza para ecosistemas lacustres a nivel global, la excesiva

descarga de fósforo (P) y nitrógeno (N) conduce a una elevada productividad primaria (Van der Does et al., 1992), acumulación de grandes cantidades de materia orgánica cuya descomposición bacteriana ocasiona el descenso de los niveles de oxígeno y puede causar mortandades masivas de peces (Scheffer, 1998). Otras consecuencias de la eutrofización pueden ser descenso de la biodiversidad, explosiones de fitoplancton (especialmente cianobacterias) que vuelven el agua turbia, le dan mal olor, sabor y provocan la pérdida de vegetación litoral (Gulati & van Donk, 2002; Scheffer, Houser, Meijer, Moss, & Jeppesen, 1993).

Durante las últimas décadas este proceso ha sido muy estudiado, actualmente existe una amplia gama de herramientas de restauración de la calidad de aguas y ecosistemas que varían desde medidas externas para reducir la entrada de nutrientes, hasta medidas

internas diseñadas para retener los nutrientes en los sedimentos o extraerlos de los ecosistemas (Jilbert, Couture, Huser, & Salonen, 2020). La mayoría de estas medidas se enfocan en elementos específicos (N, P o ambos) y la selección más adecuada debe basarse en un entendimiento científico de los procesos que ocurren en los cuerpos de agua y su respuesta a las acciones de restauración. En este sentido, determinar la identidad del nutriente que limita la producción primaria y las variaciones estacionales de la misma se convierte en un insumo indispensable para predecir y mitigar los efectos de la descarga antropogénica de nutrientes (Elser et al., 2007).

La laguna Alalay ha sufrido un acelerado proceso de eutrofización antrópica a partir de la década de 1980 y se han desarrollado acciones de restauración con poco éxito a partir de la década de 1990 (Ayala, Acosta, Mooij, Rejas, & Van Damme, 2007). Para encarar futuras acciones de restauración será necesario un profundo conocimiento del funcionamiento del ecosistema, siendo la limitación del crecimiento algal uno de los importantes procesos a tomar en cuenta. Por lo anteriormente mencionado realizamos este estudio con el objetivo de determinar la dinámica estacional de la limitación de nutrientes inorgánicos para el desarrollo fitoplanctónico en la Laguna Alalay.

2. Métodos

La laguna Alalay está ubicada al sudeste de la ciudad de Cochabamba (Bolivia; 17°23'43" Sur y 66°09'35" Oeste; Fig. 1), a 2.558 m.s.n.m. Su superficie varía entre 2 y 2,3 Km², con un perímetro aproximado de 8.121 m y un volumen máximo de agua cercano a 3.000.000 m³. Fue construida con la finalidad de regular las crecidas del río Rocha, sin embargo, en la actualidad el objetivo de las autoridades locales es recuperar este sistema para fines de recreación y conservación. La Laguna Alalay forma parte del sistema hídrico del Valle Central de Cochabamba y pertenece a las cuencas del río Rocha - Maylanco y Santiviáñez, ambas integran el sistema de Cuencas del río Caine - Grande. Se encuentra emplazada en un área de formación geológica post-glacial, conformada por una depresión con suelos residuales en su sector medio, compuesta por suelos coluviales y escombros de roca en sus laderas y macizos rocosos en los costados este y oeste (Figura 1).

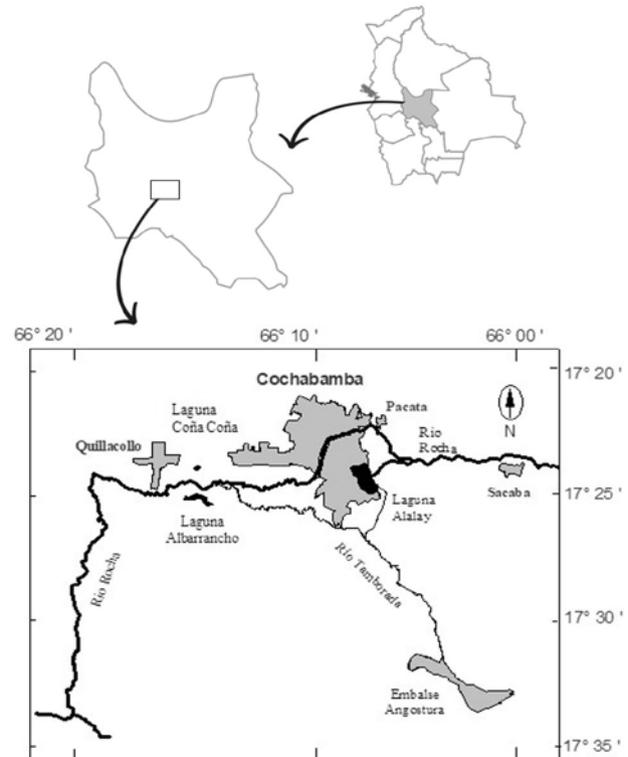


Figura 1. Localización de la Laguna Alalay en Bolivia y Cochabamba, mostrando parte de la cuenca del Río Rocha.

El clima es tropical semiárido, caracterizado por dos épocas bien definidas; una época seca (entre mayo y octubre) y otra lluviosa (entre noviembre y abril). La precipitación promedio anual es de 450 mm y la temperatura media anual es de 18 ° C. Sus afluentes son: i) el río Rocha, cuyas aguas en época de lluvias están desviados por el túnel del Abra; ii) la represa Angostura (principalmente durante la época seca); y iii) las aguas de escorrentía de una serie de canales pluviales (activos e inactivos) construidos para el drenaje de aguas de lluvia de la zona colindante.

Realizamos 12 ensayos entre febrero de 2019 y noviembre de 2020 para determinar las variaciones temporales de la respuesta de las tasas de crecimiento fitoplanctónico a las adiciones de N y P. No realizamos ensayos en noviembre de 2019 (debido a problemas de orden civil) y durante el año 2020 sólo llevamos a cabo 3 ensayos debido a la pandemia de COVID-19. Durante el período de estudio medimos en campo o tomamos muestras para medir algunas variables ambientales: profundidad, transparencia, oxígeno disuelto, pH, temperatura, conductividad, sólidos totales, sólidos suspendidos y concentración de clorofila-*a*.

Cada ensayo se llevó a cabo con un diseño factorial completo de adición de nutrientes, con cuatro tratamientos: 1) adición de nitrógeno y fósforo (NP), 2) adición de fósforo (P), 3) adición de nitrógeno (N), y 4) un tratamiento de control. Cada tratamiento contó con 3 repeticiones, haciendo un total de 12 unidades experimentales.

Tomamos agua de la zona pelágica de la laguna Alalay con un cilindro muestreador que permite extraer una muestra integrada de toda la columna de agua. Tamizamos el agua a través de una malla Nitex de 200 μm para eliminar el meso y macrozooplancton y la trasladamos inmediatamente al laboratorio de la ULRA-UMSS. Para los ensayos utilizamos botellas de policarbonato de 300 ml que recibieron N (como NH_4Cl) y/o P (como KH_2PO_4), incrementando las concentraciones naturales en 140 μM de N y en 28 μM de P. Las botellas de control no recibieron adiciones de N o P. Una vez aplicados los nutrientes las botellas fueron llenadas con el agua tomada de la laguna, misma que contenía las concentraciones de algas y nutrientes presentes en la laguna, pero de la cual los depredadores habían sido excluidos mediante el tamizado. Incubamos las botellas bajo luz artificial en laboratorio por 24 – 48 h.

Determinamos la concentración de clorofila-*a* (*Chl-a*) al inicio y final de los ensayos mediante mediciones de clorofila *in vivo* con un fluorómetro (Aquafluor

fluorometer, Turner Designs). Para transformar estas lecturas de clorofila *in vivo* en concentraciones de *Chl-a*, cuantificamos la concentración de *Chl-a* en un subconjunto de 10 muestras mediante filtración de 150 – 200 ml de agua de la laguna a través de filtros GF/F, extracción con etanol y lectura en fluorómetro previamente calibrado con soluciones estándar de *Chl-a*. Construimos una curva de calibración mediante un análisis de regresión relacionando las lecturas de clorofila *in vivo* con la concentración de *Chl-a* (Rejas & Muylaert, 2010).

Calculamos las tasas de crecimiento fitoplanctónico diarias (μ) mediante la fórmula: $\mu = \ln(Chl_t / Chl_0) / t$, donde Chl_0 y Chl_t son concentración de *Chl-a* inicial y final, respectivamente, y t el tiempo de incubación en días (Galford & Sterner, 2000). Comparamos las medias de las tasas de crecimiento entre tratamientos mediante análisis de varianza (ANOVA). Cuando las diferencias fueron estadísticamente significativas empleamos el test post-hoc de Tukey para determinar qué tratamientos presentaban diferencias. Realizamos los análisis estadísticos con el programa R v4.1.2 (R Core Team, 2021).

3. Resultados

La profundidad de la laguna varió entre 72 y 220 cm, la menor profundidad fue registrada en septiembre de 2020 (72 - 150 cm) mientras que la mayor profundidad

Tabla 1

*Parámetros fisicoquímicos del agua (Prof. = profundidad; Trans. = transparencia, OD = Oxígeno disuelto, T = temperatura, Cond. = conductividad, ST = sólidos totales, y SS = Sólidos suspendidos) y concentración de clorofila-a (Chl-a) en la laguna Alalay durante el periodo de estudio. *La fecha de toma de medición de los parámetros fisicoquímicos no coincide con el inicio del ensayo.*

Fecha	Prof. (cm)	Transp. (cm)	OD (mg l^{-1})	pH	T ($^{\circ}\text{C}$)	Cond. ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	ST (mg l^{-1})	SS (mg l^{-1})	Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)
05/02/2019	130-185	5,5-16,2	2,1-2,9	9,0-9,1	18,4-19,2	1390-2330	1240-1781	89-213	1037
25/02/2019	120-200	13,0-14,0	1,7-3,5	9,0-9,1	20,7-22,1	2160-2170	1519-1545	57-68	816
14/03/2019*	165-220	14,5-16,5	2,1-4,1	9,0-9,8	19,8-23,7	2050-2900	1511-1528	50-61	1249
20/05/2019	145-180	7,5-12,5	6,4-6,7	9,1-9,2	14,7-16,7	2240-2340	1805-1872	112-158	1535
16/07/2019	105-160	13,0-18,0	3,6-6,5	9,2-9,3	13,1-14,6	2360-2410	1880-1996	147-190	918
13/08/2019	102-152	12,5-16,0	6,3-7,9	9,3-9,3	16,3-18,6	2380-2610	2004-2072	105-129	1299
17/09/2019	100-140	11,5-14,5	5,8-7,2	9,3-9,4	15,3-15,5	2710-2840	2162-2207	112-127	1295
15/10/2019	80-150	11,0-14,0	4,7-11,6	8,9-9,3	16,5-22,0	3180-3530	2433-2505	102-148	1103
10/12/2019	107-182	10-12,75	1,1-2,0	9,5-9,5	19,4-20,4	3186-3790	2937-2968	180-190	1530
18/02/2020	72-150	14,0-18,0	1,5-1,7	9,7-9,7	21,3-22,2	3400-3430	2614-2666	168-183	1026
29/09/2020	80-110	9,5-12,5	2,4-2,5	9,5-9,6	15,6-21,8	4720-4730	3973-4353	401-426	1919
05/11/2020	80	5,5-6,0	2,5-3,5	9,6-9,7	14,2-23,5	2200-6480	5144-6573	679-1373	2163

se observó en marzo de 2019 con 165-220 cm. La transparencia del agua fue extremadamente baja durante todo el periodo de estudio, variando entre 5 y 18 cm. El oxígeno disuelto mostró valores por debajo de 3 mg l⁻¹, excepto entre mayo y septiembre de 2019 cuando se observó valores ligeramente superiores, en coincidencia con temperaturas bajas. Los valores de sólidos totales (1240 – 6573 mg l⁻¹), sólidos suspendidos (50 -1373 mg l⁻¹) y clorofila (816 – 2163 µg l⁻¹) fueron extremadamente altos durante todo el período de estudio, pero alcanzaron los valores máximos en septiembre y noviembre de 2020, al final del período de estudio (Tabla 1).

Encontramos efectos significativos de la adición de nutrientes en ocho de los doce ensayos realizados.

El N incrementó significativamente de las tasas de crecimiento fitoplanctónico en los ensayos desde febrero hasta agosto de 2019 (valores de $p < 0,05$). En los ensayos realizados entre septiembre y diciembre de 2019 (17SEP19, 15OCT19 y 10DIC19) las diferencias no fueron estadísticamente significativas ($p > 0,05$), sin embargo, también observamos una tendencia a mayor crecimiento en los tratamientos con adición de N. En febrero de 2020 (18FEB20) nuevamente el N limitó significativamente el crecimiento fitoplanctónico ($p < 0,01$). En los ensayos realizados a finales del año 2020 observamos un cambio de patrón, siendo el P el nutriente que incrementó significativamente (valores de $p < 0,001$) las tasas de crecimiento fitoplanctónico, tanto en el ensayo de septiembre (29SEP20) como en el de noviembre (5NOV20) (Figura 2, Tabla 2).

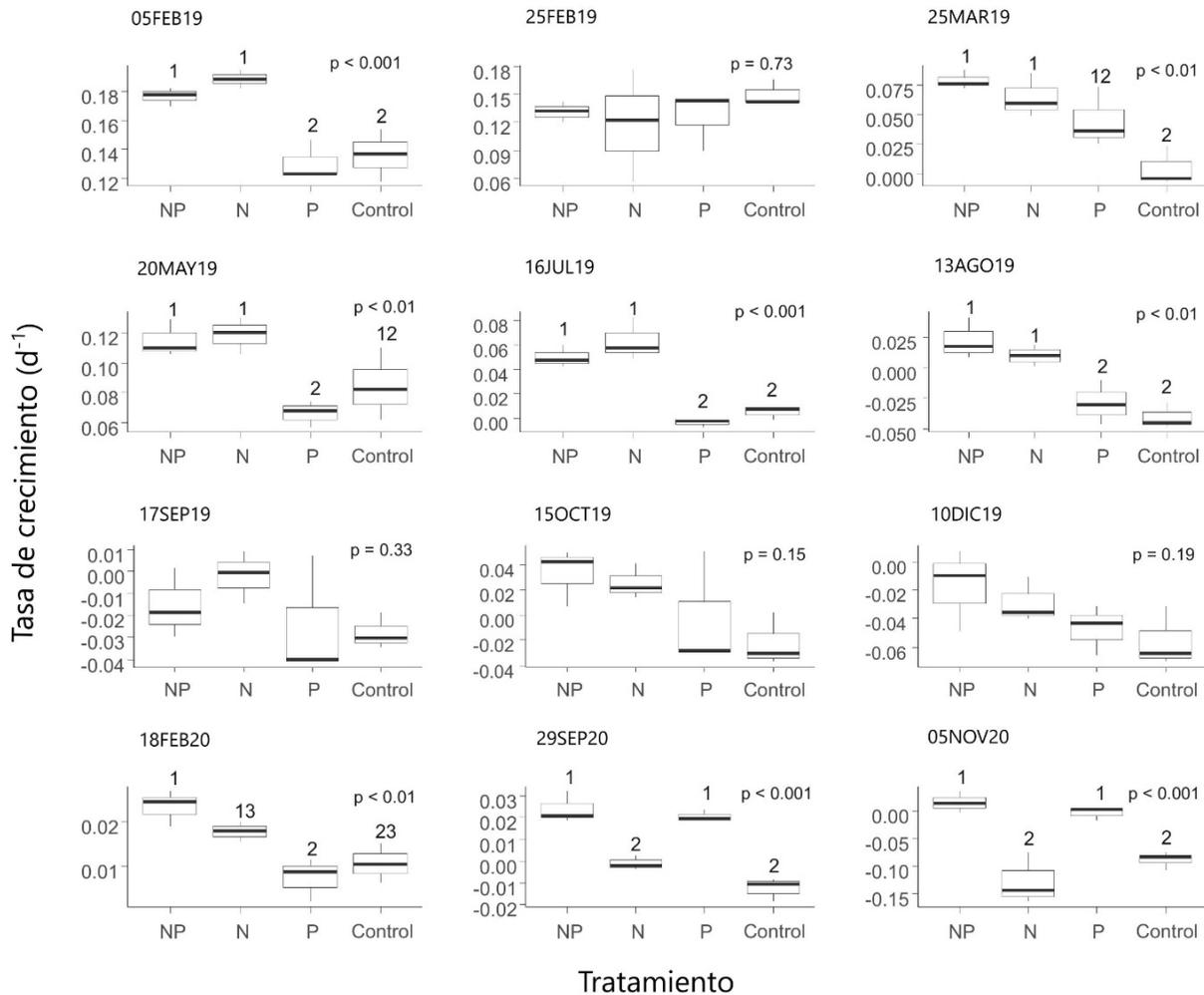


Figura 2. Tasa de crecimiento neto del fitoplancton en los tratamientos con distinta adición de nutrientes. Números diferentes sobre las barras de error indican diferencias significativas entre tratamientos (prueba de Scheffé).

Tabla 2.

Resultados de los ANOVAs testando los efectos de los tratamientos (N, P, NP y control) en las tasas de crecimiento fitoplanctónico. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Fuente de variación	gl	SC	MC	F	p	
05FEB19						
Tratamiento	3	0,008	0,003	17,86	< 0,001	***
Residuos	8	0,001	0,000			
25FEB19						
Tratamiento	3	0,002	0,001	0,44	0,73	n.s.
Residuos	8	0,010	0,001			
25MAR19						
Tratamiento	3	0,009	0,003	9,70	< 0,01	**
Residuos	8	0,003	0,000			
20MAY19						
Tratamiento	3	0,006	0,002	7,86	< 0,01	**
Residuos	8	0,002	0,000			
16JUL19						
Tratamiento	3	0,010	0,003	30,69	< 0,001	***
Residuos	8	0,001	0,000			
13AGO19						
Tratamiento	3	0,008	0,003	13,46	< 0,01	**
Residuos	8	0,002	0,000			
17SEP19						
Tratamiento	3	0,001	0,000	1,34	0,33	n.s.
Residuos	8	0,002	0,000			
15OCT19						
Tratamiento	3	0,006	0,002	2,38	0,15	n.s.
Residuos	8	0,007	0,001			
10DIC19						
Tratamiento	3	0,003	0,003	2,04	0,19	n.s.
Residuos	8	0,004	0,000			
18FEB20						
Tratamiento	3	0,000	0,000	9,78	< 0,01	**
Residuos	8	0,000	0,000			
29SEP20						
Tratamiento	3	0,003	0,001	38,48	< 0,001	***
Residuos	8	0,000	0,000			
05NOV20						
Tratamiento	3	0,042	0,014	18,33	< 0,001	***
Residuos	8	0,006	0,001			

4. Discusión

En ambientes acuáticos naturales no perturbados el P es frecuentemente el nutriente inorgánico que limita el crecimiento fitoplanctónico debido a que es relativamente escaso en la naturaleza, siendo la proporción de P en relación al N (relación N:P) en el agua de 28 (promedio para ríos; Hecky & Kilham, 1988) inferior a la encontrada en la composición elemental de las algas, en las que la relación N:P varía entre 5 (Healey, 1973) y 16 (Redfield, 1963). Sin embargo, se ha establecido claramente un cambio de limitación por P hacia limitación por N a medida que los cuerpos de agua incrementan su productividad, por lo que en cuerpos de agua sometidos a contaminación antrópica el N suele ser el principal nutriente limitante (Sterner, 2008). La Laguna Alalay ha sido caracterizada como un cuerpo de agua hiper-eutrófico desde hace más de dos décadas (Ayala, Acosta, Mooij, Rejas, & Van Damme, 2007; Campero et al., 2020; Maldonado & Goitia, 1993; Van Damme, Romero, & Goitia, 1998), por lo que los resultados de nuestros ensayos mostrando que el N es el principal nutriente que limita el crecimiento fitoplanctónico en la laguna Alalay concuerdan con lo expuesto anteriormente. Todos los ensayos realizados entre febrero de 2019 y febrero de 2020 mostraron una respuesta positiva a la adición de N, en algunos casos la respuesta fue leve y las diferencias no fueron significativas, pero el patrón se mantuvo constante a lo largo de todo ese período de tiempo.

Por el contrario, los ensayos realizados a fin de 2020 (29SEP20 y 5 NOV20) mostraron una respuesta significativa a la adición de P, mientras que la adición de N no causó respuesta alguna. Este cambio en la identidad del nutriente limitante podría deberse a un cambio en la composición del ensamblaje fitoplanctónico. Por ejemplo, las condiciones de limitación de N en general conducen a una dominancia de cianobacterias, las cuales se encuentran en ventaja competitiva debido a su capacidad de fijar N atmosférico e incorporarlo a su biomasa. Al incrementarse la fijación de N, el P puede limitar el desarrollo del fitoplancton. De igual manera, un cambio en la proporción de la carga de nutrientes, es decir en la relación N:P también puede resultar en cambios en la identidad del nutriente limitante. De acuerdo a Guildford & Hecky (2000) en cuerpos de agua con una relación TN:TP < 20 (molar) el

crecimiento fitoplanctónico estará limitado por el N, mientras que cuando la relación TN:TP > 50 (molar) el nutriente limitante será el P. Para obtener una mejor comprensión de la dinámica de la limitación de nutrientes en la laguna Alalay, es necesario estudiar la composición del fitoplancton y la relación de la carga N:P. Aun así, nuestros resultados permiten concluir que en las actuales condiciones el crecimiento fitoplanctónico en la Laguna Alalay está limitado principalmente por N.

Agradecimientos

Melina Campero, Mirtha Rivero y María F. Pericón participaron en la toma de muestras y medición de variables ambientales. El grupo de guardia municipal encargado de la laguna colaboró durante los muestreos.

5. Referencias bibliográficas

- Ayala, R., Acosta, F., Mooij, W. M., Rejas, D., & van Damme, P. A. (2007). Management of Laguna Alalay: A case study of lake restoration in Andean valleys in Bolivia. *Aquatic Ecology*, 41(4), 621–630. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9123-1>
- Bhagowati, B., & Ahamad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 19(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>
- Campero, M., Fernández, C. E., Rejas, D., Acosta, F., Rivero, M., & Castellón, D. (2020). Distintos escenarios de entrada de nutrientes para el control de la biomasa algal en la laguna Alalay. *Revista de Ciencias y Tecnología*, 1(11), 23–28.
- Elser, J. J., Bracken, M. E. S., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10(12), 1135–1142. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2007.01113.X>
- Galford, A. E., & Sterner, R. W. (2000). Correlations and seasonal patterns in grazing and potential phytoplankton growth. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(5), 2996–3000.
- Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship?. *Limnology and oceanography*, 45(6), 1213–1223.
- Gulati, R. D., & van Donk, E. (2002). Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Ecological Restoration of Aquatic and Semi-Aquatic Ecosystems in the Netherlands (NW Europe)*, 73–106.
- Healey, F. P. (1973). Inorganic nutrient uptake and deficiency in algae. *CRC Critical Reviews in Microbiology*, 3(1), 69–113.
- Hecky, R. E., & Kilham, P. (1988). Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33(4part2), 796–822. <https://doi.org/10.4319/LO.1988.33.4PART2.0796>
- Jilbert, T., Couture, R. M., Huser, B. J., & Salonen, K. (2020). Preface: Restoration of eutrophic lakes: current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 847(21), 4343–4357. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04457-x>
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., ... Pinay, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, 651, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Maldonado, M., & Goitia, E. (1993). Bases limnológicas para la recuperación de la laguna Alalay (Cochabamba). *Publicaciones Facultad de Ciencias y Tecnología. Universidad Mayor de San Simón. Serie Científica*, 3, 1–35.
- Moss, B., Madgwick, J., & Phillips, G. (1997). *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*.
- Redfield, A. C. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. *The Sea*, 2, 26–77.
- Rejas, D., & Muylaert, K. (2010). Bottom-up and top-down control of phytoplankton growth in an Amazonian várzea lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 176(3). <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0176-0225>

- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes* (Vol. 22). Springer Science & Business Media.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8), 275–279.
- Sturner, R. W. (2008). *Review Paper On the Phosphorus Limitation Paradigm for Lakes*. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811068>
- Van Damme, P. A., Romero, A. M., & Goitia, E. (1998). Estrategias para la recuperación y la conservación de la laguna Alalay (Cochabamba, Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 3, 59–72.
- Van der Does, J., Verstraelen, P., Boers, P., Van Roestel, J., Roijackers, R., & Moser, G. (1992). Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. *Hydrobiologia*, 233(1), 197–210.