

Repensando el papel del nitrógeno y fósforo en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos¹

H. Dail Laughinghouse IV, Ashley Smyth, Karl Havens y Thomas Frazer²

Históricamente, las agencias ambientales han buscado mejorar la calidad del agua de los lagos y ríos de agua dulce mediante el manejo de un solo nutriente. El fósforo era el nutriente principal de preocupación en los sistemas de agua dulce y el nitrógeno estaba regulado en los sistemas costeros y estuarios. Investigaciones recientes indican que debemos reducir tanto el fósforo como el nitrógeno para revertir los síntomas de eutrofización en todos los sistemas acuáticos.

Los nutrientes son elementos químicos que influyen en la productividad de todos los ecosistemas. El nitrógeno y el fósforo son dos nutrientes esenciales para el crecimiento y la supervivencia de las plantas y los animales, pero muchas veces se encuentran en cantidades bajas en los sistemas naturales. La adición intencional (fuente puntual) y no intencional (fuente no puntual) de nutrientes en los sistemas acuáticos es un artefacto de las actividades humanas y puede afectar la calidad del agua de estos ecosistemas. Esta publicación contiene información para el público general, estudiantes, científicos y las agencias ambientales interesadas en comprender cómo el nitrógeno y el fósforo afectan los recursos hídricos.

El exceso de nutrientes y los efectos perjudiciales de la eutrofización

Nutrientes son esenciales para todos los seres vivos, pero el exceso de nutrientes puede ser perjudicial. Tanto el nitrógeno como el fósforo son aplicados regularmente a través de fertilizantes para aumentar el rendimiento de los cultivos necesarios para alimentar a las poblaciones humanas. Los fertilizantes también se utilizan ampliamente en paisajismo residencial y comercial. Las preocupaciones ambientales surgen cuando el nitrógeno y el fósforo se filtran en las aguas subterráneas o se escurren durante las lluvias a los arroyos, ríos, lagos y estuarios. El exceso de nutrientes en los sistemas acuáticos puede estimular el crecimiento de plantas y algas. En otras palabras, estos nutrientes continúan sirviendo como fertilizantes una vez que llegan al agua porque pueden alimentar a la flora acuática. El aumento de nutrientes y la consiguiente proliferación de plantas y algas en los sistemas acuáticos es un proceso llamado de eutrofización.

Las concentraciones de nutrientes en lagos, ríos y estuarios varían bastante y dependen en gran medida de la geología local y las condiciones del suelo. Las aguas con bajo contenido de nutrientes y bajas cantidades de algas se denominan sistemas oligotróficos. Las aguas ricas en nutrientes

1. Este documento es SGEF190s, uno de una serie del Departamento de Ciencias del Suelo y del Agua, Extensión UF/IFAS. Fecha de publicación abril 2022. Visite el sitio web de EDIS en <https://edis.ifas.ufl.edu> para obtener la versión compatible actualmente de esta publicación.

2. H. Dail Laughinghouse IV, profesor asistente, Departamento de Agronomía, Centro de Investigación y Educación de Fort Lauderdale; Ashley Smyth, profesora asistente, Departamento de Ciencias del Suelo y el Agua, Centro Tropical de Investigación y Educación; Karl Havens, director, Florida Sea Grant [fallecido]; y Thomas Frazer, profesor de la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad del Sur de Florida [autor anterior]; UF/IFAS Extensión, Gainesville, FL 32611.

con cantidades correspondientemente altas de algas se denominan sistemas eutróficos, mientras que las aguas con niveles intermedios de nutrientes se conocen como sistemas mesotróficos. El aumento de la carga de nutrientes a los lagos y estuarios puede provocar una transición de un estado oligotrófico a un estado eutrófico.

En casos extremos de eutrofización, las algas microscópicas que crecen en la columna de agua alcanzan densidades tan altas que reducen la luz disponible para las plantas enraizadas que viven en el fondo. Este efecto de sombreado puede hacer que las plantas mueran, lo que resulta en la pérdida de un hábitat importante para los peces y otros organismos. La pérdida de plantas puede comprometer la integridad ecológica y económica de lagos, ríos y estuarios. Una mayor producción de algas también puede conducir a un aumento en la frecuencia y duración de los períodos de baja concentración de oxígeno disuelto conocidos como eventos hipóxicos, que pueden causar más daño al sistema. Las floraciones de algas pueden provocar hipoxia porque, cuando las algas mueren, las bacterias las descomponen. El proceso de descomposición consume oxígeno del agua, lo que da como resultado áreas de bajo nivel de oxígeno e hipoxia.

Los sistemas acuáticos ricos en nutrientes a veces se vuelven dominados por especies nocivas de algas planctónicas (i.e., flotante) que proliferan masivamente, decolorando el agua y, a veces, formando espuma superficial. Este fenómeno se llama “floración”. Algunas de estas especies de algas (especialmente las algas verdeazuladas [cianobacterias]) producen compuestos tóxicos que pueden afectar negativamente a las plantas y los animales, incluidos los humanos. Ya que las floraciones de algas pueden tener estas consecuencias negativas, estos eventos se denominan “floraciones de algas nocivas (FAN)” (HAB, por su sigla en inglés). Sin embargo, no todas las floraciones son planctónicas y ocurren en la columna de agua. Hay cada vez más informaciones de floraciones de algas sobre los sedimentos, o floraciones bénticas, en todo el mundo (Wood et al. 2020). Además, las HAB de aguas continentales frecuentan estar dominadas por cianobacterias, mientras que las HAB costeras están dominadas por dinoflagelados, diatomeas, pelagofitas, haptófitas y rafidófitas.

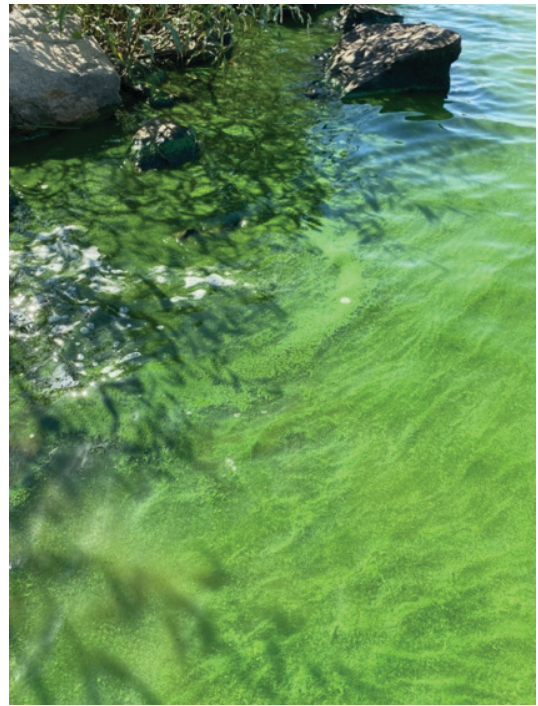


Figura 1. Imagen aérea de una floración de cianobacterias (algas verdeazuladas) en un lago.

Credits: H. Dail Laughinghouse, UF/IFAS

¿Se debe controlar uno o ambos nutrientes?

Durante muchos años, las condiciones eutróficas en los sistemas de agua dulce continentales se han atribuido más a los aportes excesivos de fósforo que de nitrógeno. Estudios más recientes sugieren que tanto el nitrógeno como el fósforo son importantes (Conley et al. 2009; Lewis et al. 2011; Paerl et al. 2016) y que mejorar la calidad del agua en ciertos lagos y estuarios que han sufrido eutrofización antropogénica requiere mitigar ambos nutrientes.

El enfoque histórico sobre el fósforo está respaldado por una gran cantidad de investigaciones realizadas en la década de 1970, principalmente en Canadá y otras regiones templadas (Schindler et al. 1971, 2008; Chow-Fraser et al. 1994). Las intensas floraciones de algas fueron estimuladas por adiciones experimentales de grandes cantidades de fósforo a los lagos canadienses pobres en nutrientes, mientras que las adiciones sustanciales de nitrógeno no tuvieron tal efecto. Los investigadores se centraron en el papel del fósforo porque está mucho menos disponible que el nitrógeno para las plantas y los animales en el entorno de agua dulce y, por lo tanto, se considera un factor más importante que limita el crecimiento. De hecho, ciertas especies de cianobacterias pueden obtener el nitrógeno que necesitan de la atmósfera a través del proceso químico de fijación de nitrógeno, creando así teóricamente una fuente de nitrógeno casi ilimitada para estos ecosistemas acuáticos.

Al presente sabemos que la investigación de los lagos templados puede no aplicarse a los lagos subtropicales y tropicales o a los estuarios y las aguas costeras. Por ejemplo, los lagos subtropicales frecuentan tener floraciones de especies de cianobacterias que no fijan nitrógeno atmosférico; sin embargo, la fijación de nitrógeno puede ser realizada por bacterias asociadas con las algas (Cook et al. 2020). El crecimiento de estas algas se ve estimulado principalmente por los aportes de nitrógeno de los ríos, arroyos y tierras, incluidos los nutrientes de los fertilizantes y otros contaminantes orgánicos (Harris y Smith 2017). Un género que forma floraciones, *Microcystis*, puede producir (ciano) toxinas que perjudican a los animales acuáticos y pueden dañar a las personas que beben o se recrean en agua que tiene una floración tóxica. Estas algas pueden comenzar a crecer en los sedimentos del fondo del lago, que son ricos en fósforo acumulado. A medida que ascienden a través de la columna de agua, absorben nitrógeno y pueden alcanzar niveles de floración cuando llegan a la superficie. El simple control de fósforo externo puede tener un impacto limitado en *Microcystis*, dependiendo de las reservas internas de fósforo en el ecosistema.



Figura 2. Floración de cianobacterias en un lago en Havana, FL. Credits: H. Dail Laughinghouse, UF/IFAS

La producción primaria en los sistemas costeros y estuarios está limitada por el nitrógeno, lo que significa que aportes adicionales de nitrógeno, no de fósforo, causarían eutrofización (Howarth y Marino 2006). Para comprender mejor el papel del nitrógeno en el crecimiento de algas en los sistemas costeros, los oceanógrafos realizaron un estudio similar al trabajo en los lagos canadienses. Esta

vez agregaron nitrógeno y fósforo a las aguas costeras. A diferencia del estudio del lago de agua dulce, la adición de fósforo no tuvo efecto sobre el crecimiento de algas; más bien, el nitrógeno fue el nutriente que tuvo el mayor efecto sobre el crecimiento de las algas (Oviatt et al. 1995). Los investigadores han identificado varios factores que hacen que el nitrógeno sea más importante para el crecimiento de algas y la eutrofización en los sistemas costeros que en los lagos. Por ejemplo, aunque la fijación de nitrógeno ocurre en las áreas costeras, hay menos fijadores de nitrógeno y las tasas de fijación de nitrógeno son bajas. Además, las áreas costeras no solo reciben aportes de nutrientes de la tierra sino también del océano. Los aportes de nutrientes del océano pueden ser grandes, particularmente para el fósforo, porque el fósforo es muy abundante en el océano en comparación con el nitrógeno.

El océano seguido está limitado por nitrógeno en lugar de fósforo porque hay procesos naturales que ocurren allí que eliminan permanentemente el nitrógeno, pero no hay procesos correspondientes que eliminen permanentemente el fósforo. Por ejemplo, la desnitrificación es un proceso natural realizado por microorganismos que ocurre principalmente en los sedimentos que convierten el nitrógeno inorgánico en nitrógeno gaseoso, eliminando permanentemente el nitrógeno del ecosistema acuático. La salinidad del océano también ayuda a contribuir a la limitación de nitrógeno. La salinidad provoca la liberación de fósforo que, de lo contrario, se almacenaría en los sedimentos, lo que hace que haya más fósforo disponible en el agua y que el nitrógeno sea el nutriente limitante. Por lo tanto, en los sistemas costeros las algas responden principalmente al nitrógeno proveniente por la escorrentía terrestre de las actividades humanas, como la aplicación de fertilizantes y las aguas residuales. En exceso, estos aportes pueden estimular la proliferación de algas, sin embargo, estas floraciones son especies diferentes a las que crecen en los sistemas de agua dulce.

Si bien hay unos casos en lagos templados donde el control solo del fósforo revirtió los síntomas de eutrofización, también hay casos en los que la reducción del fósforo en el río arriba dejó altos niveles de nitrógeno en el agua, sin ser utilizados por las algas del lago. Cuando transportado río abajo, este nitrógeno estimuló la proliferación nociva de algas en los estuarios. En esencia, el problema se trasladó del ecosistema acuático continental a la zona costera. Por lo tanto, el control de nitrógeno y fósforo puede ayudar a controlar la proliferación de algas tóxicas en algunas aguas continentales y reducir la exportación de nitrógeno a los ecosistemas río abajo que son sensibles al exceso de nitrógeno.

Tradicionalmente, los esfuerzos para controlar la eutrofización se han centrado en gestionar el N o el P. Sin embargo, en muchos casos, la producción primaria está limitada por ambos nutrientes (Paerl et al. 2016). Para muchos lagos, las agencias reguladoras sugirieron programas de reducción de P para prevenir la eutrofización, pero incluso después de las reducciones, no se lograron los objetivos de calidad del agua (Conley et al. 2009). Cuando los reguladores gestionaron las entradas de P, pero no de N, la proporción de N aumentó en relación al P. Los cambios en la proporción pueden afectar la composición de la comunidad de algas, incluso cambiar a especies productoras de toxinas (Gobler et al. 2016). También hay consecuencias para el ecosistema al cambiar las proporciones de nutrientes. El crecimiento de diferentes especies puede afectar la luz, el oxígeno y el pH, lo que afecta las transformaciones en los sedimentos y la columna de agua (Glibert et al. 2011). Las estrategias de eliminación de un solo nutriente cambian la proporción de nutrientes, lo que puede cambiar las condiciones ambientales. Por lo tanto, las estrategias de reducción de un solo nutriente pueden tener consecuencias no deseadas para los ecosistemas acuáticos.

El cuerpo científico actual sugiere que es prudente implementar estrategias de control de nutrientes que limiten tanto el nitrógeno como el fósforo para manejar de manera más efectiva la eutrofización de lagos y estuarios. Este enfoque debe sopesarse cuidadosamente considerando tanto los costos como los beneficios porque el control del nitrógeno puede ser considerablemente más costoso que el control de solo el fósforo.

Referencias

- Chow-Fraser, P., D. O. Trew, D. Findlay, and M. Stainton. 1994. "A Test of Hypotheses to Explain the Sigmoidal Relationship between Total Phosphorus and Chlorophyll *a* Concentrations in Canadian Lakes." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51 (9): 2052–2065. <https://doi.org/10.1139/f94-208>
- Conley, D. J., H. W. Paerl, R. W. Howarth, D. F. Boesch, S. P. Seitzinger, K. E. Havens, C. Lancelot, and G. E. Likens. 2009. "Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus." *Science* 323 (5917): 1014–1015. <https://doi.org/10.1126/science.1167755>
- Cook, K. V., C. Li, H. Cai, L. R. Krumholz, K. D. Hambright, H. W. Paerl, M. M. Steffen, A. E. Wilson, M. A. Burford, H. Grossart, D. P. Hamilton, H. Jiang, A. Sukenik, D. Latour, E. I. Meyer, J. Padisák, B. Qin, R. M. Zamor, and G. Zhu. 2020. "The Global *Microcystis* Interactome." *Limnology and Oceanography* 65 (S1): S194–S207. <https://doi.org/10.1002/lno.11361>
- Glibert, P. M., D. Fullerton, J. M. Burkholder, J. C. Cornwell, and T. M. Kana. 2011. "Ecological Stoichiometry, Biogeochemical Cycling, Invasive Species, and Aquatic Food Webs: San Francisco Estuary and Comparative Systems." *Reviews in Fisheries Science* 19 (4): 358–417. <https://doi.org/10.1080/10641262.2011.611916>
- Gobler, C. J., J. M. Burkholder, T. W. Davis, M. J. Harke, T. Johengen, C. A. Stow, and D. B. V. de Waal. 2016. "The Dual Role of Nitrogen Supply in Controlling the Growth and Toxicity of Cyanobacterial Blooms." *Harmful Algae* 54:87–97. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.010>
- Harris, T. D., and V. H. Smith. 2017. "Do Persistent Organic Pollutants Stimulate Cyanobacterial Blooms?" *Inland Waters* 6 (2): 124–130. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.887>
- Howarth, R. W., and R. Marino. 2006. "Nitrogen as the Limiting Nutrient for Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems: Evolving Views over Three Decades." *Limnology and Oceanography* 51 (1.2): 364–376. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0364
- Lewis, W. M., W. A. Wurtsbaugh, and H. W. Paerl. 2011. "Rationale for Control of Anthropogenic Nitrogen and Phosphorus to Reduce Eutrophication of Inland Waters." *Environmental Science & Technology* 45 (24): 10300–10305. <https://doi.org/10.1021/es202401p>
- Oviatt, C., P. Doering, B. Nowicki, L. Reed, J. Cole, and J. Frithsen. 1995. "An Ecosystem Level Experiment on Nutrient Limitation in Temperate Coastal Marine Environments." *Marine Ecology Progress Series* 116:171–179. <https://doi.org/10.3354/meps116171>
- Paerl, H. W., J. T. Scott, M. J. McCarthy, S. E. Newell, W. S. Gardner, K. E. Havens, D. K. Hoffman, S. W. Wilhelm, and W. A. Wurtsbaugh. 2016. "It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems." *Environmental Science & Technology* 50 (20): 10805–10813. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02575>

Schindler, D. W., F. A. J. Armstrong, S. K. Holmgren, and G. J. Brunskill. 1971. "Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Northwestern Ontario, by Addition of Phosphate and Nitrate." *Journal of the Fisheries Board of Canada* 28 (11): 1763–1782. <https://doi.org/10.1139/f71-261>

Schindler, D. W., R. E. Hecky, and D. L. Findlay. 2008. "Eutrophication of Lakes Cannot Be Controlled by Reducing Nitrogen Input: Results of a 37-Year Whole-Ecosystem Experiment." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105 (32): 11254–11258. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

Wood, S. A., L. T. Kelly, K. Bouma-Gregson, J. Humbert, H. D. Laughinghouse, J. Lazorchak, T. G. McAllister, A. McQueen, K. Pokrzywinski, J. Puddick, C. Quiblier, L. A. Reitz, K. G. Ryan, Y. Vadeboncoeur, A. Zastepa, and T. W. Davis. 2020. "Toxic Benthic Freshwater Cyanobacterial Proliferations: Challenges and Solutions for Enhancing Knowledge and Improving Monitoring and Mitigation." *Freshwater Biology* 65 (10): 1824–1842. <https://doi.org/10.1111/fwb.13532>

Lectura recomendada

Howarth, R., D. Anderson, J. Cloem, C. Elfring, C. Hopkinson, B. Lapointe, T. Malone, N. Marcus, K. McGlathery, A. Sharpley, and D. Walker. *Nutrient Pollution of Coastal Rivers, Bays, and Seas*. 2000. Vol. 7 of *Issues in Ecology*. Washington, D.C.: Ecological Society of America. Retrieved from https://ecoed.esa.org/r161/issues_in_ecology_issue_07_nutrient_pollution_of_coastal_rivers_bays_and_seas

Agradecimientos

Los autores agradecen a los profesores Mark Brenner (Departamento de Geología de la UF) y Edward Philips (Escuela de Conservación y Recursos Forestales de la UF/IFAS) por sus comentarios sustantivos y constructivos y a Dorothy Zimmerman (Florida Sea Grant) por su trabajo editorial que mejoró enormemente la claridad del mensaje presentado en una versión anterior de este documento.