



Ecosistemas

ISSN: 1132-6344

revistaecosistemas@aeet.org

Asociación Española de Ecología

Terrestre

España

Ochoa-Hueso, R.

El ciclo del nitrógeno y el hombre: De lo esencial a lo excesivo

Ecosistemas, vol. 26, núm. 1, enero-abril, 2017, pp. 1-3

Asociación Española de Ecología Terrestre

Alicante, España

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54050575001>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

# El ciclo del nitrógeno y el hombre: De lo esencial a lo excesivo

R. Ochoa-Hueso<sup>1,\*</sup>

(1) Universidad Autónoma de Madrid, Departamento de Ecología, Calle Darwin, 2, 28049, Madrid, España.

\* Autor de correspondencia: R. Ochoa-Hueso [[rochoahueso@gmail.com](mailto:rochoahueso@gmail.com)]

> Recibido el 28 de marzo de 2017 - Aceptado el 30 de marzo de 2017

Ochoa-Hueso, R. 2017. El ciclo del nitrógeno y el hombre: De lo esencial a lo excesivo. *Ecosistemas* 26(1):1-3. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.01

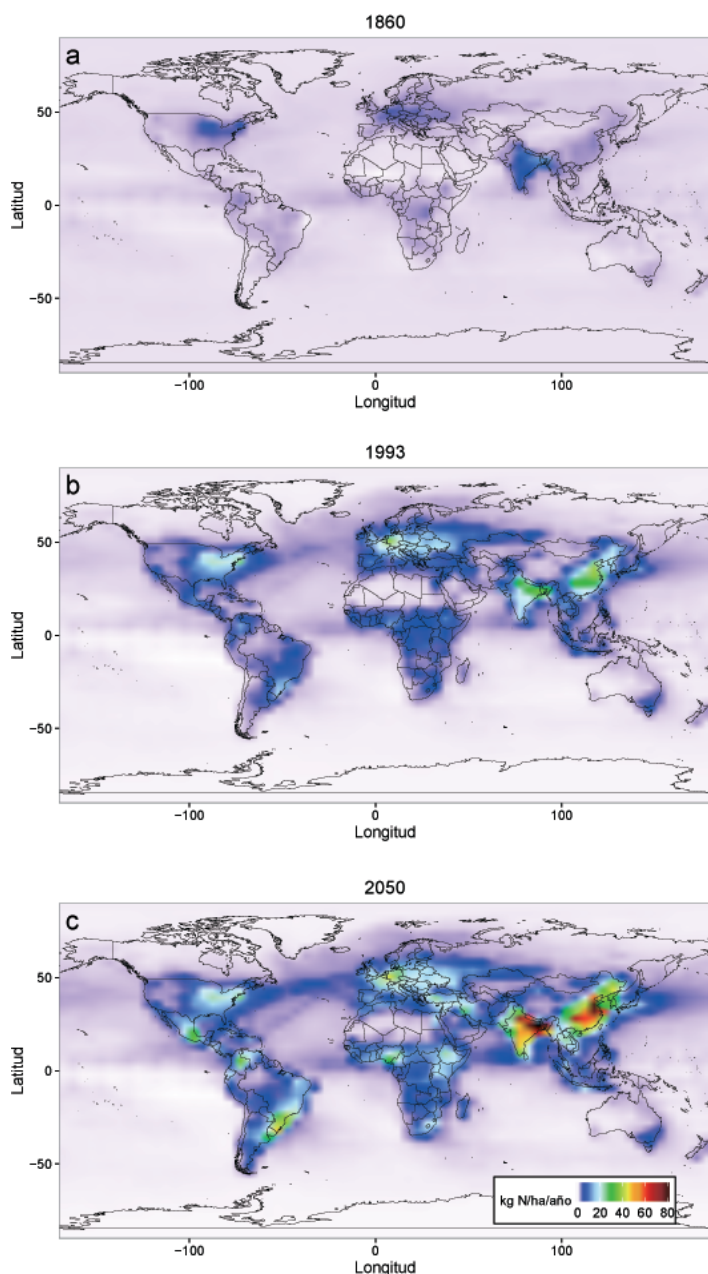
Ni nosotros ni cualquier otra forma de vida conocida podríamos vivir sin el nitrógeno (N) que forma parte de nuestros aminoácidos y ácidos nucleicos y, sin embargo, la contaminación por N es un factor clave en la degradación de muchos ecosistemas terrestres y acuáticos y una de las principales causas de la actual pérdida de biodiversidad a escala global (Sala et al. 2000). El presente monográfico, titulado "Alteraciones antropogénicas del ciclo del nitrógeno y sus consecuencias para los ecosistemas", aborda la problemática de la contaminación por N desde una perspectiva amplia que permitirá al lector entender cómo un nutriente esencial para la vida y muy frecuentemente limitante de la productividad a escala global (LeBauer y Treseder 2008) ha llegado a suponer un grave problema medioambiental y de salud pública (Bobbink et al. 2010). Una problemática íntimamente ligada a la quema de combustibles fósiles y que, por tanto, nace con la revolución industrial (siglo XIX, sobre todo), y que a partir de mediados del siglo XX se vio acrecentada con la revolución verde y el uso sistemático de fertilizantes nitrogenados sintéticos cuyo fin es aumentar la producción de las tierras agrícolas (Fig. 1). Un problema que, además, seguirá vigente en el futuro, sobre todo en países en vías de desarrollo con legislaciones medioambientales poco elaboradas y/o efectivas tales como China o la India (Fig. 1c).

De esto se desprende que la contaminación por N ha ido de la mano del progreso de las sociedades humanas modernas. Tampoco se le escapará al lector que el desarrollo tecnológico derivado de la industrialización y el aumento de la producción de alimentos nos han llevado a muchos a poder disfrutar de una sociedad que se ha definido como "del bienestar". Partiendo de esta premisa, este monográfico pretende demostrar que hemos pasado, tal y como reza el título de este editorial, de lo esencial a lo excesivo y que, por tanto, es hora de buscar nuevas estrategias que nos permitan seguir avanzando hacia un futuro más justo, pero también más "bajo en N", que no comprometa la integridad y buen funcionamiento de nuestros ecosistemas. Convencidos de que dicho futuro "bajo en N" sólo es posible a través del entendimiento de cómo las actividades humanas han alterado el ciclo del N, los autores de los distintos artículos del presente monográfico, el primero editado en castellano sobre este tema, nos llevan en un apasionante viaje que va desde la monitorización, modelización y estudio de los impactos de un exceso de N en ecosistemas terrestres y acuáticos, hasta la propuesta de estrategias concretas de mitigación. Un trabajo que cobra, además, especial relevancia en el contexto

de la península ibérica, lo que lo distingue de otras monografías ya disponibles como, por ejemplo, la de Fowler et al. (2013).

Sin embargo, antes de abordar cómo las actividades humanas alteran el ciclo del N y sus consecuencias, es imprescindible entender cómo funciona el ciclo del N de forma natural y cuáles son los orígenes de dicha alteración, tarea que en el presente volumen ha corrido a cargo de García-Velázquez y Gallardo (2017). García-Velázquez y Gallardo (2017) definen el ciclo del N en base a tres propiedades clave: (1) la riqueza atmosférica de N, (2) las bajas concentraciones de N en las rocas y minerales que forman el suelo, y (3) la alta movilidad del N. García-Velázquez y Gallardo (2017) reconocen, además, al reservorio atmosférico como la principal fuente de la alteración del ciclo del N. Junto con las fracciones inorgánicas de N reactivo que contaminan los ecosistemas ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), existe también un componente orgánico que a menudo ha sido obviado, pero que podría suponer hasta un 30% de la deposición total de N a escala global (Izquieta-Rojano y Elustondo 2017). Este N orgánico, además de alterar el balance de nutrientes de los ecosistemas, la formación de partículas y el transporte a larga distancia de compuestos nitrogenados, puede llegar a causar graves enfermedades en el ser humano y es, por tanto, de gran relevancia desde el punto de vista de la salud pública. En su artículo de revisión, Izquieta-Rojano y Elustondo (2017) destacan cómo en una sola muestra recogida para evaluar la contaminación atmosférica pueden llegar a identificarse más de dos mil compuestos orgánicos nitrogenados diferentes, lo que da una idea de la magnitud y complejidad del problema.

Como ya se ha mencionado, el aumento de la contaminación por N provoca una pérdida sistemática de biodiversidad, así como la disrupción de una gran cantidad de interacciones ecológicas que aseguran el buen funcionamiento de los ecosistemas, tanto terrestres como acuáticos (Eugercios Silva et al. 2017; Ochoa-Hueso 2017). Esta pérdida de biodiversidad afecta a todos los niveles tróficos y grupos biológicos, lo que a su vez puede afectar a la funcionalidad de los ecosistemas y a su capacidad para mantener el suministro de servicios clave de los que nuestras sociedades dependen (Ochoa-Hueso 2017). Por otro lado, la contaminación por N lleva a mayores niveles de disponibilidad de este nutriente en muestras de suelo y agua, contaminación masiva de cursos de agua y acuíferos debido a la exportación de N procedente de cuencas contaminadas y explotaciones agrícolas, y acidificación del medio (Eugercios Silva et al. 2017; Ochoa-Hueso 2017).



**Figura 1.** Deposición de nitrógeno inorgánico total ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y$ ) a nivel global según Dentener et al. (2006) para los años (a) 1860, (b) 1993 y (c) 2050.

**Figure 1.** Inorganic nitrogen deposition ( $\text{NO}_x + \text{NH}_y$ ) at global scale for the years (a) 1860, (b) 1993 and (c) 2050. Redrawn from Dentener et al. (2006).

La contaminación de las aguas por nitratos es, al igual que en el caso del N orgánico, origen de patologías como la enfermedad del “bebé azul”. Según los datos recopilados por Eugercios Silva et al. (2017), en España aproximadamente el 25% de las masas de agua subterránea existentes están afectadas por la contaminación difusa por nitratos procedentes de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, lo que demuestra que es un problema generalizado.

Con el fin de evaluar las tendencias en la contaminación por N es necesario contar con redes de monitorización con series de datos largas (Ávila y Aguilhaume 2017), mientras que las consecuencias de la contaminación por N sobre los ecosistemas pueden evaluarse a través de estudios en condiciones controladas de campo, invernadero o jardín común añadiendo cantidades conocidas de N o usando gradientes existentes de contaminación por N (Ochoa-Hueso 2017). En cuanto a la contaminación atmosférica, estas redes de monitorización se han implementado de manera particularmente efectiva en el centro y norte de Europa, mientras que en otras zonas están muy poco o nada desarrolladas (Ávila y Aguilhaume 2017). En el caso particular de España, no existen estudios a escala nacional y actualmente sólo disponemos de análisis

de las tendencias en algunas estaciones individuales en puntos concretos del territorio, sobre todo en Cataluña, recogidas en este volumen por Ávila y Aguilhaume (2017). A nivel europeo, los datos muestran cómo, si bien las emisiones y deposición de azufre han disminuido de forma consistente desde los años 90 tras el Convenio de Ginebra, la respuesta no ha sido homogénea para el N. Por ejemplo, según los datos mostrados por Ávila y Aguilhaume (2017), en España las emisiones de  $\text{NH}_3$  muestran una pauta de constante aumento, mientras que las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  tuvieron un punto de inflexión en 2005, momento a partir del cual empezaron a disminuir.

Además de las redes de monitorización, se pueden usar bioindicadores para evaluar la posible influencia de la contaminación por N sobre los ecosistemas. Estos bioindicadores se definen como grupos biológicos con potencial para indicar la presencia de fuentes de contaminación a través de cambios sistemáticos en la riqueza de sus comunidades, típicamente empobrecidas, en la dominancia de grupos funcionales, o en su fisiología. Las criptógamas (musgos y líquenes) son, por sus características morfo-funcionales, organismos altamente sensibles al incremento de N en el medio, por lo que se han venido empleando desde mediados del siglo XIX como bioindicadores de este tipo de contaminación (Varela et al. 2017). En este monográfico, Varela et al. (2017) hacen un resumen de los principales efectos de la deposición de N sobre las criptógamas y revisan su potencial como bioindicadores. En su artículo, Varela et al. (2017) ejemplifican, además, el uso de bioindicadores a través de un caso práctico en que evalúan el potencial de una especie de musgo como bioindicador de contaminación por N en los alrededores de una fábrica de alúmina-aluminio en el noroeste de la península ibérica.

Una alternativa y/o complemento a las redes de monitorización (equipadas con colectores de muestras químicas o a través del uso de bioindicadores) es el uso de herramientas informáticas, empleando para ello modelos calibrados que permiten obtener estimas para la deposición de N para un territorio determinado. En España hay dos modelos disponibles, EMEP y CHIMERE, mientras que a nivel global el más usado es el de Dentener et al. (2006) (Fig. 1). En este monográfico, García-Gómez et al. (2017) evalúan el riesgo de los efectos por depósito de N atmosférico en los ecosistemas terrestres de la Red de Parques Nacionales de la España peninsular usando para ello datos de modelización y cargas críticas establecidas para los distintos tipos de ecosistemas. Estos autores destacan cómo la biodiversidad en los Parques de mayor altitud media puede estar amenazada por procesos de eutrofización, mientras que los hábitats más amenazados serían los prados naturales, por lo que concluyen que las redes de monitorización del depósito atmosférico en España deberían ampliarse, sobre todo, hacia las zonas alpinas y de montaña. Además del uso previamente mencionado, los modelos también pueden usarse para simular los posibles efectos futuros de la deposición crónica de N. En este número, Blanco et al. (2017) investigan los efectos de la deposición de N atmosférico sobre la productividad de dos bosques mixtos de pino silvestre y haya en Navarra, usando para ello el modelo ecológico FORECAST. Los resultados de Blanco et al. (2017) indican que, dadas las entradas prácticamente nulas de N por fijación biológica, el aumento de la productividad de estos bosques es dependiente de la deposición de N. Sin embargo, Blanco et al. (2017) también advierten que estos bosques podrían saturarse a partir de  $20\text{--}25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , valores muy similares a los valores más altos estimados para la deposición de N en España (García-Gómez et al. 2017).

Finalmente, en un artículo con un enfoque más práctico, Romero-Gómez y Suárez-Rey (2017) emplean un Análisis de Ciclo de Vida para evaluar el efecto de diferentes dosis de fertilización nitrogenada en diferentes sistemas de producción del cultivo de lechuga y de escarola sobre las emisiones a la atmósfera de  $\text{N}_2\text{O}$ , un potente gas de efecto invernadero. Para estos cultivos, Romero-Gómez y Suárez-Rey (2017) proponen que un sistema de acolchado con agrotexil y una fertilización con el 50% de la dosis óptima recomendada sería la mejor opción teniendo en cuenta la combinación de criterios ambientales (menor emisión de  $\text{N}_2\text{O}$ ) y comerciales (producción).

El presente monográfico hace un repaso exhaustivo del origen y posibles consecuencias de un aumento de la contaminación por N en ecosistemas terrestres y acuáticos, haciendo especial énfasis en la problemática concreta de España. La información presentada sugiere que, a partir del entendimiento de una problemática ambiental grave como la contaminación por N y a través de la búsqueda activa de soluciones, es posible llegar a un equilibrio entre el desarrollo de las sociedades humanas y la conservación de los ecosistemas de modo que la trayectoria histórica trazada sea, como en muchos otros casos, pasar de lo esencial a lo excesivo para, finalmente, asentarnos en lo social y ecológicamente responsable.

## Agradecimientos

Estoy profundamente agradecido a Susana Rodríguez-Echeverría y Luis Cayuela por darme la oportunidad de editar este monográfico y por sus magníficas y siempre oportunas sugerencias. Igualmente agradecido estoy a Leyre Jiménez-Eguizábal de la Asociación Española de Ecología Terrestre por su buen hacer como editora adjunta de Revista Ecosistemas. Vayan también mis más sinceros agradecimientos a todos los autores de los distintos artículos del monográfico por su esfuerzo y compromiso con el trabajo bien hecho; espero que, al final del viaje, el recorrido y el resultado os hayan merecido la pena. Finalmente, quiero agradecer a todos los revisores que, con su trabajo anónimo, han contribuido enormemente a mejorar la calidad final de todos y cada uno de los artículos. Mi trabajo está financiado con un contrato Juan de la Cierva-Incorporación (IJC1-2014-21252) del Ministerio de Economía y Competitividad.

## Referencias

- Ávila, A., Aguillaume, L. 2017. Monitorización y tendencias de la deposición de N en España, incluyendo polvo sahariano. *Ecosistemas* 26(1): 16-24. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.04.
- Blanco, J.A., San Emeterio, L., González de Andrés, E., Bosco Imbert, J., Larrainzar, E., Peralta, J., Lo, Y.-H., Castillo, F.J. 2017. ¿Están los bosques mixtos pirenaicos de pino silvestre y haya en el camino hacia la saturación por nitrógeno? *Ecosistemas* 26(1): 66-78. Doi.:10.7818/ECOS.2017.26-1.08
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., et al. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Dentener, F., Drevet, J., Lamarque, J.F., Bey, I., Eickhout, B., Fiore, A.M., Hauglustaine, D., et al. 2006. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation. *Global Biogeochemical Cycles* 20: GB4003.
- Eugercios Silva, A.R., Álvarez-Cobelas, M., Montero González, E. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas* 26(1): 37-44. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.06
- Fowler, D., Pyle, J.A., Raven, J.A., Sutton, M.A. 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century: introduction. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368: 20130165.
- García-Gómez, H., González-Fernández, I., Vivanco, M.G., Calvete-Sogo, H., Bermejo-Bermejo, V., Valiño, F., Rábago, I., Alonso, R. 2017. Depósito atmosférico de nitrógeno en España y evaluación del riesgo de efectos en los hábitats terrestres de la Red de Parques Nacionales. *Ecosistemas* 26(1): 55-65. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.08
- García-Velázquez, L., Gallardo, A. 2017. El ciclo global del nitrógeno. Una visión para el ecólogo terrestre. *Ecosistemas* 26(1): 4-6. Doi.:10.7818/ECOS.2017.26-1.02
- Izquieta-Rojano, S., Elustondo, D. 2017. Importancia de la deposición de nitrógeno orgánico en el ciclo del N a nivel global. *Ecosistemas* 26(1): 7-15. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.03
- LeBauer, D.S., Treseder, K.K. 2008. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology* 89: 371-9.
- Ochoa-Hueso, R. 2017. Consecuencias de la deposición de nitrógeno sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas terrestres: Una aproximación general desde la ecología de ecosistemas. *Ecosistemas* 26(1): 25-36. Doi.:10.7818/ECOS.2017.26-1.05
- Romero-Gámez, M., Suárez-Rey, E.M. 2017. Emisión de N<sub>2</sub>O en cultivos hortícolas y estrategias de mitigación. *Ecosistemas* 26(1): 79-85. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.10
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Varela, Z., Aranda, S.C., Estébanez Pérez, B., Medina, N.G., Boquete, M.T. 2017. Empleo de criptógamas como herramienta ecológica de biomonitorización del depósito de nitrógeno en la península ibérica. *Ecosistemas* 26(1): 45-54. Doi.: 10.7818/ECOS.2017.26-1.07