

Contenido de nitrógeno y fósforo del suelo en bosques de Tierra del Fuego en función del clima, la topografía, la vegetación y la estructura forestal

Marie-Claire Aravena Acuña¹, Guillermo Martínez Pastur², Jimena E. Chaves², Juan M. Cellini³, Eduarda M. O. Silveira⁴, Julián Rodríguez-Souilla⁵, Axel von Müller⁶, Ludmila La Manna⁷, María V. Lencinas², Pablo L. Peri⁸

Palabras Clave: fertilidad del suelo, bosques patagónicos, contenido de carbono.

Introducción

En Tierra del Fuego cohabitan formaciones boscosas de tres especies del género *Nothofagus*: las deciduas *N. antarctica* (NA) y *N. pumilio* (NP), y la siempreverde *N. betuloides* que crece en estructuras puras o mixtas (MIX). Las propiedades físicas o químicas del suelo son factores clave en la distribución de las especies a nivel regional (Quesada et al. 2009), y a su vez, la composición de especies puede influir en el desarrollo pedogenético, modificando sus propiedades edáficas (Li et al. 2013). Estos bosques se distribuyen en un amplio rango de topografías, climas y suelos (Dreiss & Volin 2013), donde el nitrógeno (N) y el fósforo (P) del suelo son indispensables para el crecimiento y desarrollo de las comunidades boscosas. Estos nutrientes pueden provenir de la fijación que realizan las plantas o desde la roca madre, o a partir de la descomposición de la materia orgánica que llega al suelo. Son considerados los elementos más limitantes para el desarrollo de los bosques de *Nothofagus* (Diehl et al. 2003). Asimismo, las actividades humanas pueden modificar la disponibilidad de estos elementos en el ambiente (Enrich-Prast et al. 2018). Actualmente, la comprensión de las respuestas generales de las comunidades ecológicas a escala de paisaje a los cambios en el contenido de nutrientes es todavía muy limitada, pero se reconoce su importancia junto a la del carbono. El objetivo fue modelar el contenido total de N y P (0-30 cm) a partir de variables climáticas, topográficas, de vegetación, de estructura forestal y del contenido de carbono en el suelo para los bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego (Argentina).

Materiales y Métodos

Se usaron datos de nitrógeno y fósforo del suelo (ton.ha⁻¹, 0-30 cm de profundidad) provenientes de 728 rodales (95 de NA, 614 de NP, 19 de MIX) distribuidos en las áreas boscosas de Tierra del Fuego (Argentina). Se exploraron 32 variables escala regional con información, de clima (n=21), topografía (n=4), vegetación (n=2) y estructura forestal (n=3), provenientes de muestreos y relevamientos en terreno, y de imágenes satelitales (30x30 m). Además, se incluyó la capa del contenido de carbono (COS, ton.ha⁻¹) (Martínez Pastur et al. 2022) desarrollado para bosques patagónicos. El modelo de P contuvo como opción la variable de N modelado. Se utilizaron modelos de regresión lineal múltiple para identificar las mejores variables no correlacionadas que expliquen la variación en el contenido de N (CNS) y P (CPS). Se ajustaron funciones para cada nutriente y se evaluó el desempeño de éstas al modelar el conjunto de los tipos de bosque o cada tipo individualmente para realizar un modelo integrado. Los modelos finales (general e integrados) fueron evaluados por el ajuste (R²-aj.), el error estándar (EEE) y absoluto (EAM) de las estimaciones. Mediante un SIG se elaboraron los mapas finales, y se obtuvieron parámetros a escala de paisaje.

Resultados

Los modelos del CNS (Tabla 1) presentaron buenos ajustes (R²-aj. global de 92% e individuales entre 93% y 98%) e incluyeron en todos los casos el COS, destacando la estrecha relación existente entre ambos. El resto de las variables fueron climáticas (BIO1, BIO12, BIO15), de vegetación (PPN, NDVI) y de estructura forestal (AB, HD). Se observó un mejor ajuste de los modelos individuales (Tabla 3), particularmente en MIX, por lo que el modelo integral fue más adecuado

1 Laboratorio de Recursos Agroforestales (CADIC CONICET), Tierra del Fuego, Argentina. Contacto: marie.aravena@conicet.gov.ar.
 2 Laboratorio de Recursos Agroforestales (CADIC CONICET), Tierra del Fuego, Argentina.
 3 Laboratorio de Investigaciones en Maderas (LIMAD UNLP), Buenos Aires, Argentina.
 4 SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin, Madison WI, USA.
 5 Laboratorio de Recursos Agroforestales (CADIC CONICET), Tierra del Fuego, Argentina.
 6 Estación Experimental Agroforestal Esquel (INTA), Chubut, Argentina.
 7 Centro de Estudios Ambientales Integrados (CEAI UNPASJB CONICET), Chubut, Argentina.
 8 INTA - UNPA - CONICET, Santa Cruz, Argentina.

(Figura 1). El CNS para los bosques de Tierra del Fuego varió entre 0,51 y 18,39 ton.ha⁻¹ de N, sumando un total de 4,9 mill de ton de N. En este caso, la media para las formaciones boscosas de *Nothofagus* fue de 6,81±2,05 ton.ha⁻¹ mostrando diferencias entre tipos de bosque (NA>NP>MIX). En términos espaciales se observó un mayor CNS al norte de la Isla, asociado principalmente a NA. Los modelos de CPS (Tabla 2) presentaron ajustes inferiores a CNS (R²-aj. global de 70% e individuales entre 71% y 86%) e incluyeron menor cantidad de variables. Los mejores modelos fueron aquellos que se ajustaron con CNS junto a variables climáticas (BIO4, BIO12, BIO16) y de estructura forestal (HD), excepto MIX que consideró el COS y SLOPE. Se observó un mejor ajuste de los modelos individuales (Tabla 3), particularmente para NA y MIX, por lo que el modelo integral fue el más adecuado (Figura 1). El CPS para los bosques de Tierra del Fuego varía entre 0,01 y 0,21 ton.ha⁻¹, sumando un total de 0,07 mill de ton de P. La media de las formaciones boscosas de *Nothofagus* fue de 0,10±0,05 ton.ha⁻¹ mostrando diferencias entre tipos de bosque (NP>N-B>NA). En términos espaciales, se observa una mayor CPS asociado a las formaciones de *N. pumilio* cercanas a los cuerpos de agua (Lago Fagnano).

Tabla 1. Modelos de regresión lineal del contenido de nitrógeno del suelo (CNS, ton.ha⁻¹) para el conjunto de especies (GLOBAL) o individualmente (NA: *Nothofagus antarctica*, NP: *N. pumilio*, MIX: mixtos). R²-aj. = coeficiente de ajuste, F: test de Fisher, T: estadístico de ajuste para la variable, p: probabilidad, EEE: error estándar de la estimación, EAM: error absoluto medio (ver variables en el texto).

CNS GLOBAL	0.0354235* <u>COS</u> + 0.224559* <u>BIO15</u> - 0.00281924* <u>PPN</u> R ² -aj. = 92,1% F(p) = 2824,9(<0,01) EEE = 2,8 T(p) COS = 22,2(<0,01) EAM = 2,1 BIO15 = 9,7(<0,01) PPN = -4,6(<0,01)
CNS NA	0.0610033* <u>COS</u> + 3.3065* <u>BIO1</u> - 0.939747* <u>BIO15</u> R ² -aj. = 98,0% F(p) = 1579,0(<0,01) EEE = 1,4 T(p) COS = 15,0(<0,01) EAM = 1,1 BIO1 = 7,4(<0,01) BIO15 = -8,0(<0,01)
CNS NP	0.106466* <u>HD</u> + 0.0312037* <u>AB</u> + 0.0376064* <u>COS</u> - 0.00890734* <u>BIO12</u> + 2.40688* <u>NDVI</u> R ² -aj. = 92,9% F(p) = 1609,8(<0,01) EEE = 2,6 T(p) HD = 3,9(<0,01) EAM = 1,9 AB = 4,2(<0,01) COS = 23,1(<0,01) BIO12 = -6,3(<0,01) NDVI = 3,7(<0,01)
CNS MIX	0.0682924* <u>HD</u> + 0.0174538* <u>COS</u> R ² -aj. = 95,8% F(p) = 208,9(<0,01) EEE = 1,9 T(p) HD = 2,2(0,04) EAM = 0,9 COS = 7,1(<0,01)

Tabla 2. Modelos de regresión lineal del contenido de fósforo del suelo (CPS, ton.ha⁻¹) para el conjunto de especies (global) o individual (NA: *Nothofagus antarctica*, NP: *N. pumilio*, MIX: mixtos). R²-aj. = coeficiente de ajuste, F: test de Fisher, T: estadístico de ajuste para la variable, p: probabilidad, EEE: error estándar de la estimación, EAM: error absoluto medio (ver variables en el texto).

CPS GLOBAL	0.00812562* <u>HD</u> + 0.00833205* <u>CNS</u> - 0.000885286* <u>BIO16</u> R ² -aj. = 70,3% F(p) = 574,58 (<0,01) EEE = 0,08 T(p) HD = 12,8(<0,01) EAM = 0,06 N = 10,1(<0,01) BIO16 = -8,4(<0,01)
CPS NA	0.0026018* <u>CNS</u> + 0.00692245* <u>BIO4</u> R ² -aj. = 83,5% F(p) = 238,6(<0,01) EEE = 0,02 T(p) N = 3,5(<0,01) EAM = 0,01 BIO4 = 2,8(<0,01)
CPS NP	0.00840194* <u>CNS</u> + 0.094582* <u>BIO4</u> - 0.000500307* <u>BIO12</u> R ² -aj. = 71,4% F(p) = 512,9(<0,01) EEE = 0,09 T(p) N = 8,2(<0,01) EAM = 0,06 BIO4 = 8,9(<0,01) BIO12 = -7,8(<0,01)
CPS MIX	-0.0014144* <u>HD</u> + 0.000239921* <u>COS</u> + 0.000873535* <u>SLOPE</u> R ² -aj. = 86,7% F(p) = 39,9(<0,01) EEE = 0,02 T(p) HD = -2,4(0,02) EAM = 0,01 COS = 5,3(<0,01) SLOPE = 2,1(0,04)

Tabla 3. Autovalidación del modelo del contenido de nitrógeno (CNS) y de fósforo (CPS) en el suelo (ton.ha⁻¹). EEE: error estándar de la estimación, EAM: error absoluto de la estimación.

MODELO	CNS (ton.ha ⁻¹ 30 cm)	GLOBAL		INDIVIDUAL		CPS (ton.ha ⁻¹ 30 cm)	GLOBAL		INDIVIDUAL	
		EEE	EAM	EEE	EAM		EEE	EAM	EEE	EAM
Total	9,30	-0,02	2,14	0,00	1,82	0,12	0,00	0,06	0,00	0,06
NA	10,25	0,72	1,97	0,01	1,14	0,05	-0,01	0,03	0,00	0,02
NP	9,27	0,01	2,08	0,00	1,96	0,14	0,00	0,07	0,00	0,07
MIX	5,45	-4,72	4,72	-0,03	0,91	0,05	-0,02	0,06	0,00	0,02

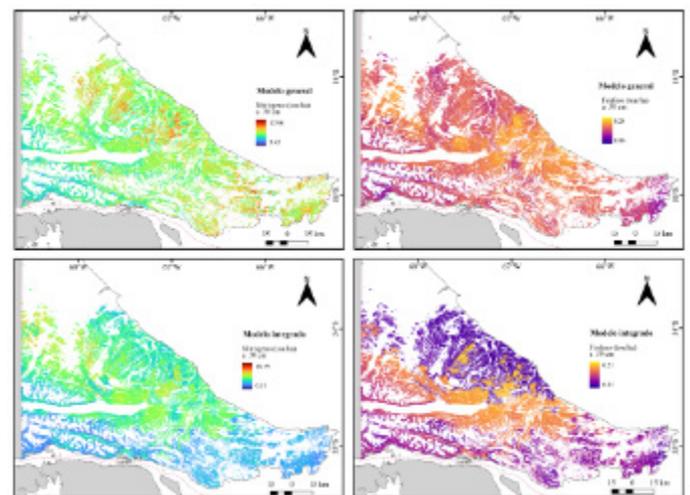


Figura 1. Mapas del contenido de nitrógeno (izquierda) y fósforo del suelo (derecha) (ton.ha⁻¹) en los primeros 30 cm del suelo. En la parte superior, modelo global aplicado a los bosques de *Nothofagus* y en la parte inferior, modelos individuales de los tipos de bosque integrados en un solo mapa para todos los bosques.

Discusión

La productividad y dinámica de los ecosistemas está condicionada por la disponibilidad de nutrientes. Los mapas de CNS y CPS muestran cómo los distintos tipos de bosque de *Nothofagus* se logran diferenciar a partir de las concentraciones de estos elementos en el suelo. La dinámica del N en suelos forestales está controlada por procesos biológicos de organismos del suelo que vinculan los ciclos del N y C (Högberg et al. 2000), siendo el COS una fuente de N (Wang et al. 2009), lo que coincide con nuestros resultados. En cuanto al mayor CNS evidenciado para NA, se asocia al uso y manejo del bosque donde se genera una mayor cantidad de sotobosque y donde existen aportes de formas inorgánicas de N (NO₃ y NH₄) cuya dinámica está influida por la actividad ganadera (Bahamonde et al. 2017). En cuanto a P, se reconoce su disponibilidad en menores cantidades en los ecosistemas forestales (Zavišić et al. 2018) pues su disponibilidad depende en gran parte del material originario (Besteiro & Descalzo 2021), en este caso, asociado a nódulos paleógenos de la cuenca austral, al norte de la Isla (Oliveiro et al. 1998). Esto podría explicar el mayor CPS observado en *N. pumilio*, asociado a latitudes altas (Oliveiro et al. 1998) y la permanencia de materia orgánica (Zavišić et al. 2018) de lenta descomposición. Nuestros resultados indican que las variables climáticas son el aspecto principal que define los contenidos de estos nutrientes (p. ej. precipitación para el lavado del P del material parental o la temperatura para la descomposición de la materia orgánica y liberación de N). Asimismo, se destaca la relación entre CNS y CPS con la calidad de sitio (HD) y ocupación (AB) de los rodales, siendo la primera vez que se vincula a estos nutrientes con variables de productividad de los rodales. Finalmente, se señala la necesidad de conocer el stock de estos nutrientes, asociados a diferentes tipos de bosques, para entender los diferentes requerimientos de las especies y cuantificar las modificaciones que surjan producto de actividades antrópicas, así como para poder modelar la productividad de los rodales en el paisaje.

Bibliografía Citada

Bahamonde H, Gargaglione V, Peri PL. 2017. Sheep feces decomposition and nutrient release across an environmental gradient in Southern Patagonia. *Ecol. Austral* 27: 18-28.
 Besteiro SI, Descalzo AIB. 2021. Contenidos de nitrógeno y fósforo del suelo ante un cambio de cobertura y condi-

ción topográfica. *RIA. Rev. Inv. Agrop.* 47(2): 285-292.
 Diehl P, Mazzarino MJ, Funes F, Fontenla S, Gobbi M, Ferrari J. 2003. Nutrient conservation strategies in native Andean-Patagonian forests. *J. Veg. Sci.* 14: 63-70.
 Dreiss LM, Volin J. 2013. Influence of leaf phenology and site nitrogen on invasive species establishment in temperate deciduous forest understories. *For. Ecol. Manage.* 296: 1-8.
 Enrich-Prast A, Gaxiola A, Santoro AL, Durán J, Rodríguez A, Marotta H. 2018. Ciclos biogeoquímicos y cambios globales. Biogeochemical cycles and global changes. En: Marquet PA, Valladares F, Magro S, Gaxiola A, Enrich-Prast A (Eds.). *Cambio Global: Una mirada desde Iberoamérica*, pp. 111-125. Madrid, España.
 Högberg P, Bengtsson G, Berggren D, Högberg M, Nilsson I, Nohrstedt H, Sjöberg M. 2000. How are the nitrogen dynamics of forest soils affected. Effects of nitrogen deposition on forest ecosystems. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5067: 29-52.
 Martínez Pastur G, Aravena Acuña, MC, Silveira E, Von Müller, A, La Manna, L, González-Polo M, Chaves JE, Cellini JM, Lencinas MV, Radeloff V, Pidgeon A, Peri, P. 2022. Mapping soil organic carbon in Patagonian Forests based on climate, topography and vegetation metrics from satellite imagery. *Remote Sensing* 14(22): 5702.
 Li Y, Yang F, Ou Y, Zhang D, Liu J, Chu G, Zhang Y, Otieno D, Zhou G. 2013. Changes in forest soil properties in different successional stages in lower tropical China. *PLOS one* 8: e81359.
 Olivero EB, Castro LL, Scasso RA, Fazio AM, Miretzky P. 1998. Fosfatos marinos del Paleógeno de la Isla Grande de Tierra del Fuego. *Rev. Asoc. Geol. Argent.* 53(2): 239-246.
 Quesada CA, Lloyd J, Schwarz M, Baker TR, Phillips OL, Patiño S, Czimczik C, Hodnett MG, Herrera R. 2009. Regional and large-scale patterns in Amazon Forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosci. Discuss.* 6: 3993-4057.
 Wang Y, Zhang X, Huang C. 2009. Spatial variability of soil total nitrogen and soil total phosphorus under different land uses in a small watershed on the Loess Plateau, China. *Geoderma* 150(1-2): 141-149.
 Zavišić A, Yang N, Marhan S, Kandeler E, Polle A. 2018. Forest soil phosphorus resources and fertilization affect ectomycorrhizal community composition, beech P uptake efficiency, and photosynthesis. *Front. Plant Sci.* 9: e463.