

MARZO 2023

VOLUMEN 58 (1)

Boletín de la Sociedad Argentina de **BOTÁNICA**

Número Especial: Estados del conocimiento sobre
plantas no-nativas en áreas naturales protegidas de
Argentina y Chile



S Δ B
SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

ISSN 0373-580X Córdoba, Argentina



BOLETÍN DE LA SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Es el órgano de difusión de la Sociedad Argentina de Botánica encargado de editar trabajos científicos originales, revisiones y reseñas en todas las ramas de la biología vegetal y de los hongos. Se edita un volumen anual con cuatro entregas trimestrales. Los trabajos son sometidos a un sistema de arbitraje antes de ser aceptados. Las instrucciones a los autores pueden consultarse en las siguientes páginas en Internet. Authors instructions can be consulted on the following web pages: <http://www.botanicaargentina.org.ar> y <http://revistas.unc.edu.ar/index.php/BSAB>
El Boletín está incorporado al Núcleo Básico de revistas científicas argentinas y Scielo (Scientific Electronic Library On Line) y es citado en Science Citation Index Expanded, Current Contents (Agriculture, Biology & Environmental Sciences), Scopus, AGRICOLA, Index to American Botanical literature, Periódica, Latindex, Excerpta Botanica, The Kew Record of Taxonomic Literature, CAB (Center for Agriculture and Bioscience International), Biosis Previews, Biological Abstracts.

Directora

ANA MARÍA GONZALEZ. Inst. de Botánica del Nordeste, Corrientes. boletinsab@gmail.com

Vicedirector

DIEGO GUTIÉRREZ. Museo Argentino de Ciencias Nat. Bernardino Rivadavia, CABA. digutier@macn.gov.ar

Editores Asociados

GABRIEL BERNARDELLO. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina.

Briología: JUAN B. LARRAIN. Pontificia Univ. Católica de Valparaíso, Chile. GUILLERMO SUAREZ. Inst. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Ecología y Conservación: RAMIRO AGUILAR y MELISA GIORGIS. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina. NATALIA AGUIRRE. Grupo de Investigación en Biodiversidad y Recursos Naturales, Colombia. SILVIA LOMASCOLO. Inst. de Ecología Regional, Tucumán, Argentina. LIA MONTTI. Inst. Investigaciones Marinas y Costeras, Mar del Plata, Argentina. JUAN CARLOS MORENO SAIZ. Univ. Autónoma Madrid, España. KARINA L. SPEZIALE. INIBIOMA, San Carlos de Bariloche, Argentina.

Etnobotánica: NORMA I. HILGERT. Inst. de Biología Subtropical, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. MANUEL PARDO DE SANTAYANA. Univ. Autónoma de Madrid, España.

Ficología: SYLVIA BONILLA. Facultad de Ciencias, Univ. de la República, Montevideo, Uruguay.

Fisiología: FEDERICO MOLLARD. Univ. de Buenos Aires, Argentina.

Fitoquímica: MARÍA PAULA ZUNINO. Univ. Nacional de Córdoba, IMBIV, Córdoba, Argentina.

Genética y Evolución: PAOLA GAIERO. Fac. de Agronomía, Univ. de la República, Uruguay. VIVIANA SOLIS NEFFA. Inst. de Botánica del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Micología: LEOPOLDO IANONNE. Univ. de Buenos Aires, Bs. As., Argentina. MARIA VICTORIA VIGNALE. Inst. Biotecnología de Misiones (InBioMis) e Inst. Misionero de Biodiversidad (IMiBio), Misiones Argentina.

Morfología y Anatomía: ANA MARÍA GONZALEZ. Inst. de Botánica del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Paleobotánica: GEORGINA DEL FUEYO. Museo Arg. Cs. Nat. Bernardino Rivadavia, Bs. As., Argentina.

Palinología: GONZALO J. MARQUEZ. Univ. Nacional de La Plata, Bs. As., Argentina.

Plantas Vasculares: CAROLINA I. CALVIÑO. Univ. Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro, Argentina. FRANCO E. CHIARINI. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina. DIEGO GUTIÉRREZ. Museo Arg. Cs. Nat. Bernardino Rivadavia, CABA, Argentina. OLGAG. MARTINEZ. Univ. Nacional de Salta, Argentina. ROBERTO M. SALAS. Inst. de Botánica del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Secretaría de Edición

ADRIANA PEREZ. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba.

Asesores Editoriales

Anatomía: NANUZA LUIZA DE MENEZES. Univ. Sao Paulo, Sao Paulo, Brasil.

Biología Reproductiva: MARCELO AIZEN. Univ. Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro.

Briología: DENISE PINHEIRO DA COSTA. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

Ecología: MARCELO CABIDO. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba.

Etnobotánica: PASTOR ARENAS. CEFYBO, Univ. de Buenos Aires.

Ficología: LEZILDA CARVALHO TORGAN. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Genética y Evolución: LIDIA POGGIO. Univ. de Buenos Aires.

Micología: MARIO RAJCHENBERG. Centro de Inv. y Extensión Forestal Andino Patagónico, Esquel, Chubut.

Paleobotánica y Palinología: MARTA MORBELLI. Univ. Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires.

Plantas Vasculares: CECILIA EZCURRA. Univ. Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro. JEFFERSON PRADO. Inst. de Bot., San Pablo, Brasil. FERNANDO ZULOAGA. Inst. Bot. Darwinian, San Isidro, Buenos Aires.

Sistemática Filogenética: PABLO GOLOBOFF. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

El Boletín es propiedad de la Sociedad Argentina de Botánica. Domicilio legal: Av. Angel Gallardo 470 CABA.

© Sociedad Argentina de Botánica. Córdoba. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Av. Vélez Sarsfield 299, 5000 Córdoba, Argentina.

Queda hecho el depósito que establece la ley 11.723. Inscripción en el Registro de la Propiedad Intelectual: en trámite.

Fecha de Distribución: 31 de Marzo de 2023.

EDITORIAL

NÚMERO ESPECIAL: ESTADO DEL CONOCIMIENTO SOBRE PLANTAS NO-NATIVAS EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS DE ARGENTINA Y CHILE

SPECIAL ISSUE: STATE OF KNOWLEDGE ON NON-NATIVE PLANTS IN NATURAL PROTECTED AREAS OF ARGENTINA AND CHILE

Karina Speziale^{1*}, Melisa Giorgis², Ramiro Aguilar², Natalia Aguirre³, Silvia Lomáscolo⁴,
Juan Carlos Moreno Saiz⁵ & Lia Montti⁶

1. Inst. Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente, S. C. de Bariloche. Argentina

2. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina

3. Univ. Caldas, Manizales, Colombia

4. Inst. de Ecología Regional, Tucumán, Argentina

5. Univ. Autónoma Madrid, España

6. Inst. de Investigaciones Marinas y Costeras, Univ. Nac. Mar del Plata. Argentina

*karina.speziale@comahue-conicet.gob.ar

Las invasiones biológicas son uno de los impulsores del cambio global que afectan a la biodiversidad (IPBES, 2019). La sinergia entre la presencia de especies introducidas, el cambio en el uso del suelo y el aumento de la población humana favorece el incremento de especies invasoras que modifican procesos clave de los ecosistemas que invaden (Spear *et al.*, 2013). Desde mediados del siglo XX se han incrementado exponencialmente los antecedentes e investigaciones sobre esta problemática, dando como resultado un gran cuerpo de conocimiento sobre las bases ecológicas de las invasiones y sobre sus impactos en los ecosistemas (Pauchard *et al.*, 2011; Speziale *et al.*, 2012). A pesar de estos avances en el conocimiento, las áreas naturales protegidas (ANPs) podrían ver comprometidos sus objetivos de conservación debido al avance de las especies con gran potencial invasor (Pauchard *et al.*, 2011). El incremento del número de especies invasoras y de sus impactos negativos, tanto ecológicos (Foxcroft *et al.*, 2014) como económicos (Moodley *et al.*, 2022), es cada vez más registrado en áreas protegidas. En Argentina existen 500 áreas protegidas que integran el Sistema Federal de Áreas Protegidas (SiFAP). Esto representa más del 13% del territorio nacional continental bajo alguna categoría de área protegida, equivalente a más de 36.000.000 ha, incluyendo áreas costeras no estrictamente marinas entre áreas de protección municipal, provincial, nacional y bajo categorías de protección variadas. Sin embargo, no todas las áreas protegidas cuentan con buenos relevamientos de su flora nativa y menos aún de las especies no-nativas con potencial invasor, del impacto que estas generan y de la eficacia de la puesta en marcha de estrategias de manejo.

El análisis de la base de datos SCOPUS indica que existen al menos 123 trabajos publicados desde 1992 sobre especies vegetales invasoras en Argentina (Búsqueda: TITLE-ABS-KEY (“plant species” AND invasiv*) AND (LIMIT-TO (AFFILCOUNTRY, “Argentina”))), aumentando la cantidad publicada por año en el tiempo (1-2/año entre 2002 y 2007 a 7-13/año entre 2017 y 2022). Esto demuestra el interés creciente en esta temática, sin embargo, con aspectos aún a mejorar. Por ejemplo, solo 93 fueron realizados en Argentina mientras que el resto fue publicado por autores argentinos con datos de otros países o son trabajos teóricos. De estos 93 trabajos, sólo 31 se llevaron a cabo en Áreas Protegidas. Ciento doce de los 123 trabajos resultantes de la búsqueda fueron publicados en idioma inglés, con solo 10 en idioma castellano y uno en chino. Es por ello, que en este volumen especial del Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica contribuimos a reunir y divulgar 10 investigaciones originales sobre las plantas nativas y no nativas, muchas de ellas con potencial invasor, en ANPs de Argentina y Chile, de autores referentes en esta área y en idioma español, de modo de aportar conocimiento relevante para la gestión de las áreas y el avance de las investigaciones en el área temática. Los trabajos incluidos en este volumen especial presentan resultados novedosos dentro de las ANPs en relación a la accesibilidad de datos florísticos de calidad, a

los patrones de distribución de especies no nativas e invasoras y a estrategias de manejo de especies con potencial de generación de impacto negativo en las comunidades nativas.

De los artículos publicados la mayoría están relacionados con la importancia de contar con listas actualizadas de especies nativas y no-nativas en las áreas protegidas. El equipo de autores integrado por **Fernández et al.** abordó el análisis de la representatividad y posibles sesgos presentes en las listas de los Parques Nacionales de Argentina. Sumando un gran aporte a esta temática **Calviño et al.** realizaron una recopilación bibliográfica y chequeo de materiales de herbarios para presentar y analizar la lista actualizada de plantas vasculares nativas y no nativas de cuatro Parques Nacionales icónicos del noroeste de la Patagonia. El equipo de **Echeverría** por su parte, realizó relevamientos florísticos para detectar las especies exóticas invasoras y caracterizar la vegetación de los pastizales de una reserva natural localizada en las sierras de Tandilia al suroeste de Buenos Aires. **Urrutia-Estrada et al.** realizaron el relevamiento y el análisis de patrones de distribución de plantas no-nativas de 35 ANPs de Chile.

Tres de los trabajos publicados analizaron los patrones de distribución de las especies nativas, no nativas e invasoras en áreas protegidas. El equipo de **Aschero et al.** analizó cómo los caminos de montaña favorecen el avance de especies invasoras en los Andes de Mendoza. En la misma línea, **Álvarez et al.** analizaron la distribución de especies nativas y no nativas en seis senderos en la parte superior de los Andes mendocinos entre los 2400 y 3600 msnm. Finalmente, **Ferrero et al.** analizaron los patrones de ocurrencia y abundancia de *Cotoneaster franchetii*, uno de los arbustos invasores más importantes de las montañas del centro de Argentina. Por otro lado, **Quiroga et al.** presentaron una experiencia enriquecedora sobre de control de la enredadera *Hedera helix* en el Parque Nacional Nahuel Huapi, mancomunando esfuerzos entre investigadores de la Universidad del Comahue, personal de PN y voluntarios. En esta línea **Zaninovich et al.** propusieron un plan de manejo adaptativo basado en los impactos de un árbol invasor en una reserva privada (RNP Paititi) en el Sistema de Tandilia, identificando potenciales estrategias colaborativas entre distintos actores sociales. Finalmente, el equipo integrado por **Rojas et al.** analizó cómo el avance del pasto invasor *Melinis minutiflora* puede afectar la diversidad nativa de pastizales en la provincia de Misiones. Queremos agradecer especialmente a todos los autores y numerosos revisores que participaron de este volumen especial. Esperamos que la información compilada ayude a profundizar las investigaciones en la biología y el manejo de especies no nativas e invasoras y a crear nuevas líneas de investigación interdisciplinarias a fin de mantener la funcionalidad de las áreas protegidas de Argentina y Chile.

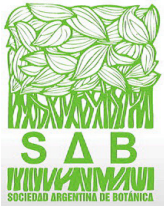
BIBLIOGRAFÍA

- FOXCROFT, L. C., P. PYSEK, D. M. RICHARDSON, J. PERGL & P. E. HULME. 2014. The bottom line: impacts of alien plant invasions in protected areas. En: *Plant invasions in protected areas: patterns, problems, and challenges, invading nature*, pp. 19-41. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_2
- IPBES. 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. En BRONDÍZIO, E. S., J. SETTELE, S. DÍAZ & H. T. NGO (eds.). IPBES secretariat, Bonn.
- MOODLEY, D., E. ANGULO, R. N. CUTHBERT, B. LEUNG, A. TURBELIN, ... & C. DIAGNE. 2022. Surprisingly high economic costs of biological invasions in protected areas. *Biol. Invasions* 24: 1995-2016. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02732-7>
- PAUCHARD, A., C. QUIROZ, R. GARCÍA, C. H. ANDERSON & M. KALIN ARROYO. 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. En: SIMONETTI, J. & R. DIRZO (eds.), *Conservación biológica: perspectivas desde América Latina*, pp. 79-94. Ed. Universitaria, Santiago.
- SPEAR, D., L. C. FOXCROFT, H. BEZUIDENHOUT & M. A. MCGEOCH. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv.* 159:137-147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>
- SPEZIALE, K. L., S. A. LAMBERTUCCI, M. CARRETE & J. L.TELLA. 2012. Dealing with non-native species: what makes the difference in South America? *Biol. Invasions* 14:1609-1621. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0162-0>
- ZENNI, R. D., I. HERRERA, M. DE SÁ DECHOUM, S. R. ZILLER, A. C. LACERDA DE MATOS, C. I. NÚÑEZ, M. A. NÚÑEZ & A. PAUCHARD. 2022. Plant Invasions in South America. En: CLEMENTS, D. R., M. K. UPADHYAYA, S. JOSHI & A. SHRESTHA (eds.), *Global plant invasions*, pp 187-208. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3_9

ÍNDICE

CALVIÑO, C. I., C. BRION, M. DAMASCOS, J. GROSFELD, J. PUNTIERI, R. VIDAL-RUSSELL & C. EZCURRA Las bases importan: relevamiento de plantas nativas y exóticas de los Parques Nacionales del noroeste de la Patagonia. Groundwork matters: inventory of native and exotic plants of the northwestern Patagonian National Parks	5-18
FERRERO, M. C., D. E. GURVICH, P. I. MARCORA & P. A. TECCO Distribución de una leñosa exótica invasora en un sistema de montaña ¿ocupan <i>Cotoneaster franchetii</i> y la leñosa nativa <i>Polylepis australis</i> (Rosaceae) hábitats similares? Distribution of a woody invasive in a mountain system: Do <i>Cotoneaster franchetii</i> and the woody native <i>Polylepis australis</i> (Rosaceae) occupy similar habitats?	19-35
ZANINOVICH, S. C., L. HERRERA, N. G. CARRO, E. A. GONZÁLEZ ZUGASTI & L. MONTTI Bases para el manejo adaptativo de la leñosa invasora <i>Acacia melanoxylon</i> (Fabaceae) en la Reserva Natural Privada Paititi, sierras del Sistema de Tandilia, Argentina. Bases for the adaptive management of the invasive woody <i>Acacia melanoxylon</i> (Fabaceae) in the Paititi Private Natural Reserve, hills of the Tandilia System, Argentina	37-55
QUIROGA, M. P., R. VIDAL-RUSSELL, C. NÚÑEZ, G. FERNÁNDEZ CÁNEPA & K. SPEZIALE Interacciones efectivas entre academia y gestión: participación de voluntarios para el control de una hiedra invasora en Puerto Blest, Parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina). Effective interactions between academia and government agency: the participation of volunteers allowed the control of an invasive ivy in Puerto Blest, Parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina)	57-69
ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE Vegetation of a hill grassland of the Paititi Natural Reserve (Pampa biome) and early detection of non-native species acting as invasive. Vegetación de un pastizal serrano de la Reserva Natural Paititi (Bioma Pampa) y detección temprana de especies no nativas actuando como invasoras	71-90
URRUTIA-ESTRADA, J., J. ULLOA, R. A. GARCÍA & P. JARA-SEGUEL Flora exótica presente en áreas silvestres protegidas de Chile. Exotic flora present in protected wild areas of Chile	91-103

FERNANDEZ, R. D., M. V. PALCHETTI, M. L. BRUNO, R. ARAGÓN, R. AGUILAR & M. A. GIORGIS Análisis preliminar de especies nativas y no nativas de los Parques Nacionales terrestres de Argentina con énfasis en plantas vasculares. Preliminary analysis of native and non-native species of terrestrial National Parks of Argentina with emphasis on vascular plants	105-120
ROJAS, J. L., H. A. KELLER & R. RAMIREZ Impacto de <i>Melinis minutiflora</i> (Poaceae) en la diversidad de plantas vasculares de pastizales de las areniscas de Misiones (Argentina). Impact of <i>Melinis minutiflora</i> (Poaceae) on the diversity of vascular plants of grasslands of the sandstones of Misiones (Argentina)	121-136
ASCHERO, V., L. J. BONJOUR, M. A. ALVAREZ & A. BARROS Los caminos de montaña afectan a la riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente de elevación en los Andes Áridos. Mountain roads affect the richness of native and exotic plants along the elevational gradient in the Arid Andes	137-150
ALVAREZ, M. A., L. J. BONJOUR, A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ & V. ASCHERO Distribución de plantas nativas y exóticas a lo largo de gradientes de elevación en senderos de montaña en los Andes de Mendoza, Argentina. Distribution of native and non-native plants along elevation gradients on mountain trails in the Mendoza Andes, Argentina	151-173



LAS BASES IMPORTAN: RELEVAMIENTO DE PLANTAS NATIVAS Y EXÓTICAS DE LOS PARQUES NACIONALES DEL NOROESTE DE LA PATAGONIA

GROUNDWORK MATTERS: INVENTORY OF NATIVE AND EXOTIC PLANTS OF THE NORTHWESTERN PATAGONIAN NATIONAL PARKS


Carolina I. Calviño^{1*}, Cecilia Brion¹, María Damascos², Javier Grosfeld³,
Javier Puntieri⁴, Romina Vidal-Russell¹ & Cecilia Ezcurra¹


1. Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue-CONICET, Quintral 1250, 8400 Bariloche, Río Negro, Argentina
2. Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, Bariloche, Río Negro, Argentina
3. Centro Científico Tecnológico Patagonia Norte, CONICET. Av. Pioneros 3250, Bariloche, Río Negro, Argentina
4. Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro-CONICET, Anasagasti 1463, Bariloche, Río Negro, Argentina

*ccalvino@comahue-conicet.gov.ar

Citar este artículo

CALVIÑO, C. I., C. BRION, M. DAMASCOS, J. GROSFELD, J. PUNTIERI, R. VIDAL-RUSSELL & C. EZCURRA. 2023. Las bases importan: relevamiento de plantas nativas y exóticas de los Parques Nacionales del noroeste de la Patagonia. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 5-18.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38419>

Recibido: 29 Jul 2022
Aceptado: 1 Dic 2022
Publicado en línea: 17 Feb 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Lia Montti 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Inventories in protected areas are essential for planning conservation actions. We aim to: provide a database of the vascular plant species of the National Parks of northwestern Patagonia, Argentina; highlight the singularity of these Parks; and analyze the incidence of exotic species in the protected areas of this region.

M&M: We generated a database of the species of Lanín, Nahuel Huapi (including PN Los Arrayanes), Lago Puelo and Los Alerces National Parks. For each species, the following variables were recorded: botanical family, scientific name, common name, native or exotic character for Argentina, habit and environment. The presence of each species was supported by a reference herbarium specimen. The richness and taxonomic composition of native and exotic species, and of native species exclusive to each Park and of exotic species present in all of them were analyzed. Species richness by habit and environment was also determined.

Results: A total of 1304 species, subspecies and varieties were recorded, 975 are native to Argentina and 329 are exotics. The percentage of exotic species ranged from 17% (Lanín) to 31% (Lago Puelo).

Conclusions: The Parks analyzed have a diverse and unique native flora and their biodiversity can be strongly threatened by the high percentage of exotic plant species. The database generated is a fundamental tool for planning conservation and management policies in these Parks.

KEY WORDS

Biodiversity, conservation, exotic species, native species, National Parks of Argentina, species inventory, species richness.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Los inventarios en áreas protegidas son indispensables para planificar acciones de conservación. Se propone: proveer una base de datos de las especies de plantas vasculares de los Parques Nacionales del noroeste de Patagonia, Argentina, destacar la singularidad de los Parques y analizar la incidencia de las especies exóticas en las áreas protegidas de la región.

M&M: Se realizó una base de datos de las especies de los Parques Nacionales Lanín, Nahuel Huapi (incluyendo al PN Los Arrayanes), Lago Puelo y Los Alerces. Para cada especie se registraron las variables: familia botánica, nombre científico, nombre común, carácter nativo o exótico para Argentina, hábito y ambiente. La presencia de especies se respaldó mediante un ejemplar de herbario de referencia. Se analizaron la riqueza y composición taxonómica de especies nativas y exóticas, y de especies nativas exclusivas de cada Parque y de exóticas presentes en todos los Parques. También se determinó la riqueza de especies por hábito y ambiente.

Resultados: Se registraron en total 1304 especies, subespecies y variedades, 975 nativas de Argentina y 329 exóticas. El porcentaje de especies exóticas varió entre 17% (Lanín) y 31% (Lago Puelo).

Conclusiones: Los Parques analizados poseen una flora nativa diversa y singular y su biodiversidad puede verse fuertemente amenazada por el alto porcentaje de especies de plantas exóticas presentes. La base de datos generada es una herramienta fundamental para planificar políticas de conservación y manejo de los Parques.

PALABRAS CLAVE

Biodiversidad, conservación, especies exóticas, especies nativas, inventario de especies, Parques Nacionales de Argentina, riqueza de especies.

INTRODUCCIÓN

Las áreas naturales protegidas tienen la misión esencial de conservar la diversidad biológica y cultural de una región, proporcionando bienes y servicios ecosistémicos para la sociedad (SIFAP, Sistema Federal de Áreas Protegidas, <https://sifap.gob.ar>, 2022). La biodiversidad de un país o región es considerada un bien estratégico cuya conservación garantiza el buen funcionamiento y el equilibrio de los ecosistemas. Conservar la biodiversidad implica considerar aspectos de composición, estructura y función de los ecosistemas (Zuloaga *et al.*, 1999). Para ello, es básico e indispensable conocer la riqueza y composición taxonómica (ligada a la estructura filogenética) y el origen nativo o exótico de la biota presente en las áreas protegidas. Las especies exóticas invasoras son consideradas como una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad y de funciones ecosistémicas en áreas protegidas (Strayer, 2012; Schulze *et al.*, 2018; Hulme *et al.*, 2018; Moodley *et al.*, 2020; Richardson *et al.*, 2022). En estas áreas, la presencia de especies exóticas genera gran preocupación ya que pueden poner en riesgo los objetivos de conservación de la biodiversidad, y demanda acciones para mitigar su establecimiento y evitar su dispersión (Liu *et al.*, 2020). Para ello, la Plataforma Intergubernamental de Políticas Científicas sobre Biodiversidad y Servicios de Ecosistemas, indica la necesidad de mejorar la documentación sobre la naturaleza a través, por ejemplo, de inventarios (IPBES, 2019). Asimismo, la Guía Europea sobre Áreas Protegidas y Especies Exóticas Invasoras resalta que los inventarios sobre especies exóticas realizados con criterios científicos son una herramienta esencial para prevenir y controlar la invasión de especies exóticas en áreas protegidas (Pyšek *et al.*, 2009; Monaco & Genovesi, 2014).

Los Parques Nacionales argentinos del noroeste de la Patagonia (PNNP) se encuentran entre los más antiguos y de mayor área del país. Comprenden, de norte a sur, los Parques Lanín, Nahuel Huapi, Los Arrayanes (originalmente parte del PN Nahuel Huapi), Lago Puelo y Los Alerces, y constituyen las principales áreas núcleo de la Reserva de la Biósfera Andino Norpatagónica, reconocida por la UNESCO. En conjunto abarcan un área climática y geográficamente muy diversa del oeste de las provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut que

comprende bosques húmedos, bosques de transición, estepas herbáceas y/o arbustivas, humedales (localmente llamados mallines) y ambientes altoandinos. El terreno es montañoso, con altitudes comprendidas entre aprox. 100 y 4000 msnm, y con numerosos lagos de origen glaciario y ríos importantes por sus aportes hídricos a toda la Patagonia norte de la Argentina. La región se caracteriza, además, por un abrupto gradiente de precipitación resultante de la sombra de lluvias producida por los Andes del sur al recibir los vientos húmedos provenientes del Océano Pacífico. Las precipitaciones ocurren principalmente de abril a septiembre y varían entre aproximadamente 3000 mm/año al oeste, a 500 mm/año al este. Incluye porciones de dos provincias fitogeográficas diferentes, Subantártica y Patagónica, con alta diversidad florística (Cabrera & Willink, 1973; Speziale *et al.*, 2010). Actualmente, la ciudad más grande en la región es San Carlos de Bariloche, con unos 146.000 habitantes, a la que le siguen en tamaño San Martín de los Andes, Villa La Angostura y Esquel. En conjunto, todas estas ciudades junto con otras localidades y parajes de la región suman una población de 500.000 habitantes aproximadamente. La mayoría de estas ciudades han duplicado o triplicado su tamaño en los últimos 30 años y son centros de las principales actividades económicas de la región, incluyendo el turismo, la tecnología aplicada, la ganadería y la silvicultura. Este incremento notable de la población humana y de las actividades productivas se asocia a un aumento de especies exóticas que pueden tornarse invasoras, constituyendo una amenaza a la biodiversidad de estos Parques Nacionales (Ezcurra & Brion, 2005; Speziale & Ezcurra, 2011).

El proceso de planificación de uso y conservación de los recursos de los Parques Nacionales de Argentina debe contar con información actualizada y confiable sobre la diversidad de especies. Este trabajo tiene como objetivo principal actualizar la información sobre la flora de los PNNP Lanín, Nahuel Huapi (incluyendo al PN Los Arrayanes), Lago Puelo y Los Alerces para brindar información generada con bases científicas para su utilización en la actualización de los planes de manejo de estos Parques. Se propone: 1) proveer una base de datos respaldada por ejemplares de herbario de las especies nativas y exóticas de los PNNP, 2) destacar la singularidad de los Parques examinando la riqueza y composición de especies nativas y exóticas totales y

por Parque, y 3) analizar la incidencia de las especies exóticas en las áreas protegidas de la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

Base de datos de la flora de los PNNP

Se realizaron listados de especies de los siguientes PNNP: Lanín, Nahuel Huapi incluyendo al PN Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces, actualizados a junio de 2022. Para ello, se revisó bibliografía taxonómica y se analizaron los ejemplares de herbario registrados en las bases de datos “Documenta Florae Australis” y del Herbario BCRU. Estas bases de datos incluyen, entre muchas otras, colecciones realizadas por los autores en los últimos 40 años dentro de los PNNP. La nomenclatura de familias, géneros, especies y categorías infraespecíficas (subespecies o variedades) se actualizó con los nombres y clasificaciones de la Flora Vascular de la República Argentina (vols. 2, 3, 7, 8, 13, 14, 15, 17, 19 y 20 publicados a junio de 2022 o consulta online <http://www.floraargentina.edu.ar> para los volúmenes en preparación; Zuloaga & Anton, 2012-2022).

A partir de los listados de los Parques con la nomenclatura actualizada se elaboró una base de datos de nombres de especies, subespecies y variedades presentes en los PNNP. La presencia de cada especie (de aquí en adelante incluyendo subespecies y variedades) en cada Parque fue validada con un ejemplar de herbario (testigos o “vouchers”). Estos ejemplares provienen principalmente de los siguientes herbarios que poseen colecciones importantes de plantas de Patagonia: BA, BAA, BAB, BAF, BCRU, CORD, CTES, SI (abreviaturas según Thiers, 2022). Los ejemplares que se consideraron como testigos de la presencia de cada especie en cada Parque fueron coleccionados dentro de los respectivos Parques e identificados por botánicos especialistas de las instituciones mencionadas. El PN Nahuel Huapi circunda completamente al PN los Arrayanes por lo que en este trabajo fueron tratados juntos y designados de aquí en adelante como PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes cuando se hace referencia al conjunto de datos aquí presentados. Para todos los Parques se incluyeron las especies exóticas asilvestradas que fueron coleccionadas dentro de los ejidos municipales que se encuentran adyacentes a un Parque o circundados por un Parque sin que

medien barreras geográficas, como San Carlos de Bariloche, Dina Huapi y Villa la Angostura para el PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes, y San Martín de los Andes para el PN Lanín. Se tomó esta decisión por considerarse que las especies exóticas invasivas presentes en zonas aledañas podrían extenderse dentro del Parque, por lo cual puede ser de gran utilidad contar con información de base para monitorear su presencia y distribución a través del tiempo (Speziale & Ezcurra, 2011; Spear *et al.*, 2013; Hohenstein *et al.*, 2021). En el caso de la flora de alta montaña del Parque Nacional Los Alerces, cuando no se dispuso de material de herbario, las especies se validaron con la información de Rafael (2008). También se utilizó la lista de especies de alta montaña del Parque Nacional Lago Puelo que figura en Ferreyra & Vidoz (2007).

Para cada especie y cada Parque se registraron: familia botánica, nombre científico, carácter nativo o exótico para Argentina, nombre común, y hábito y ambiente más frecuentes, según bibliografía pertinente (ej. Wiersema & León, 1999; Ezcurra & Brion, 2005; Zuloaga *et al.*, 2008; Zuloaga & Anton, 2012-2022). Para los tipos de hábito se consideraron las siguientes categorías: árboles, arbustos, enredaderas, hemiparásitas y herbáceas (incluyendo sufrutices). Como tipos de ambiente, y siguiendo a Ezcurra & Brion (2005), se consideraron: bosque húmedo, bosque de transición (incluyendo bosques de altura), estepa, altoandino y acuático (incluyendo humedales). También se consideró como tipo de ambiente alterado a cualquiera de los anteriores que haya sido modificado por acción humana. Esto incluye, por ejemplo, las zonas habitadas, las modificadas por rutas o caminos, las sujetas a plantaciones o ganadería y las modificadas por efecto de actividades recreativas, de deportes o de turismo.

Análisis de la riqueza y composición de la flora

A partir de la base de datos se analizó la riqueza de especies nativas y de especies exóticas de cada Parque, y la frecuencia de cada una de estas especies cuantificada en valores de 1 a 4 según el número de Parques en los que se la registró. Estos valores diferencian a las especies nativas y exóticas por grado de ubicuidad en los Parques. El valor 1 ayuda a detectar las especies nativas de valor especial, ya sea por ser endémicas estrictas de un solo Parque Nacional (es decir, no encontradas fuera de ese

Parque) o por haber un único Parque donde se las protege, aunque estén presentes fuera de los Parques (especies nativas exclusivas). En cuanto a las especies exóticas, el valor 4 permite detectar las especies con mayor área de distribución en el noroeste de Patagonia (especies exóticas generales), lo que identifica a las que puedan implicar mayor impacto sobre los ambientes naturales por ser abundantes y entre las que probablemente estén las invasivas. Esta información base acerca de la amplitud de la distribución de las especies exóticas en general se correlaciona con la abundancia de las mismas en las áreas protegidas (Brown, 1984).

La base de datos generada también se utilizó para determinar los números de especies nativas y exóticas por ambiente y por hábito, y para calcular coeficientes de Sørensen para estimar la similitud en la composición de especies entre pares de Parques. El coeficiente de Sørensen se calculó como $2a/(b+c)$, donde b y c corresponden al número de especies presentes en dos de los Parques y a corresponde al número de especies compartidas entre ambos Parques (Sørensen, 1948).

Para comparar las riquezas de especies nativas y exóticas de los PNNP entre sí y teniendo en cuenta la superficie de los mismos, se realizaron regresiones lineales. Para estos análisis, se incorporaron, además, datos de riqueza y superficie de los restantes PN de Patagonia (PN Bosques Petrificados Jaramillo, PN Laguna Blanca, PN Lihuel Calel, PN Los Glaciares, PN Monte León, PN Patagonia, PN Perito Moreno y PN Tierra del Fuego) y de las provincias patagónicas Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego. Los datos de riqueza de especies nativas y exóticas de los PN de Patagonia se obtuvieron a partir del Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales, Argentina (SIB) (<https://sib.gob.ar/index.html#!/areas-protegidas>), y los de las provincias patagónicas de Zuloaga *et al.* (1999). Los datos de riqueza y superficie fueron transformados a escala logarítmica, ya que la relación especies-área adopta la forma lineal $\log_{10} \text{ especies} = \log_{10} a + z \log_{10} \text{ superficie}$ (MacArthur & Wilson, 1967; Rosenzweig, 1995). Para esto se utilizó la función `lm` (regresión de cuadrados mínimos) del código R en RStudio v.2022.02.3 (R Core Team 2022; RStudio Team 2022); los gráficos se generaron con el paquete `ggplot2` en el mismo entorno (Wickham, 2016).

RESULTADOS

La base de datos de las especies registradas en este estudio para los PNNP Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces se encuentra disponible en el Repositorio Institucional CONICET digital (<http://hdl.handle.net/11336/180506>).

Riqueza de especies nativas y exóticas

En los PNNP analizados se registró un total de 1304 especies, subespecies y variedades de plantas vasculares, 975 nativas de Argentina y 329 exóticas (25% del total). En la Tabla 1 se indican los números de especies totales, nativas y exóticas de cada Parque Nacional y sus porcentajes respecto del total de especies de cada uno. Los cinco PNNP muestran un alto número de especies exóticas en relación al total de especies (17-31% exóticas; Tabla 1). El PN Lago Puelo posee la mayor proporción de especies exóticas.

La relación del número de especies en función del área (en escala logarítmica) en general se ajustó a una función lineal para las especies nativas (nativas: $\ln sp = 3,23 + 0,23 \ln \text{superficie}$, $P = 2e^{-7}$, $R^2 = 0,75$; Fig. 1A) y para las exóticas ($\ln sp = 1,84 + 0,2 \ln \text{superficie}$, $P = 0,03$, $R^2 = 0,21$; Fig. 1B). En general los PN de Patagonia Norte muestran mayor riqueza de especies (tanto nativas como exóticas) que los PN de Patagonia Austral teniendo en cuenta sus tamaños (Fig. 1). De los PNNP, los PN Puelo y Nahuel Huapi-Los Arrayanes poseen mayor número de especies nativas y/o exóticas en relación a sus tamaños. La figura 1 también muestra que, respecto de los valores de nuestra base de datos, los datos de riqueza del SIB estarían sobreestimados en los PNNP. Tal sobreestimación podría deberse a errores de identificación en trabajos sobre vegetación sin vouchers de respaldo, o a la incorporación de datos procedentes de áreas más abarcativas que los Parques Nacionales y sus ejidos urbanos cercanos.

Composición de la flora de los PNNP

Las cinco familias con mayor número de especies nativas en los PNNP son Asteraceae (184 especies), Poaceae (130), Cyperaceae (53), Fabaceae (39) y Apiaceae (30) que, en conjunto, representan un 45% de la riqueza total de la flora nativa. Las seis familias más representadas por especies exóticas son Poaceae (58 especies), Asteraceae (41), Brassicaceae (31), Fabaceae (25), Rosaceae (23) y Caryophyllaceae (19). Las mismas incluyen el 60% del total de exóticas. Esta composición de familias

Tabla 1. Comparación entre las floras de los Parques Nacionales argentinos del noroeste de Patagonia: Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces. Para cada Parque y cada característica analizada, se indica el número de especies en valores absolutos y en porcentajes (%).

Parque Nacional	Lanín	Nahuel Huapi-Los Arrayanes	Lago Puelo	Los Alerces	PNNP
Especies	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)
Totales	711 (100)	1095 (100)	449 (100)	518 (100)	1304 (100)
Nativas	588 (83)	812 (74)	310 (69)	416 (80)	975 (75)
Exóticas	123 (17)	283 (26)	139 (31)	102 (20)	329 (25)
Nativas exclusivas	87 (12)	193 (18)	27 (6)	24 (5)	331 (25)
Exóticas generales	45 (6)	45 (4)	45 (10)	45 (9)	45 (4)
Hábito	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)
Árboles	29 (4)	44 (4)	41 (9)	23 (4)	60 (5)
Arbustos	94 (13)	126 (12)	59 (13)	75 (14)	144 (11)
Enredaderas	27 (4)	36 (3)	17 (4)	20 (4)	44 (3)
Hemiparásitas	7 (1)	8 (1)	1 (0)	4 (1)	8 (1)
Herbáceas	554 (78)	881 (80)	331 (74)	396 (76)	1048 (80)
Ambiente	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)	Nro. (%)
Acuático	57 (8)	121 (11)	37 (8)	47 (9)	140 (11)
Alterado	135 (19)	306 (28)	144 (32)	109 (21)	356 (27)
Altoandino	156 (22)	197 (18)	59 (13)	116 (22)	221 (17)
Bosque húm.	92 (13)	148 (14)	102 (23)	97 (19)	177 (14)
Bosque tr.	140 (20)	162 (15)	71 (16)	86 (17)	183 (14)
Estepa	100 (14)	152 (14)	29 (6)	49 (9)	179 (14)
Indet	31 (4)	9 (1)	7 (2)	14 (3)	48 (4)
Superficie (ha)	412.000	717.261	27.674	259.822	1.416.757

con mayor número de especies nativas y exóticas se mantiene para cada Parque individual (Tablas 2 y 3, respectivamente), excepto en los PN Lago Puelo y Los Alerces, donde las familias Hymenophyllaceae (en ambos Parques) y Juncaceae (en Lago Puelo) u Orchidaceae (en Los Alerces) superan a Fabaceae y Apiaceae en número de especies nativas (Tabla 2). Esto es esperable ya que Fabaceae y Apiaceae son familias más diversificadas en zonas abiertas y las otras en zonas boscosas.

La Tabla 4 muestra el número de especies compartidas entre pares de Parques y los coeficientes de Sørensen. El PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes y el PN Lanín son los más similares en cuanto a la composición de especies (coef. Sørensen = 0,66). El PN Lago Puelo es el más disímil en relación a los demás Parques (coef. Sørensen = 0,45-0,56); comparte más especies con el PN Los Alerces. El PN

Nahuel Huapi-Los Arrayanes es el que tiene mayor número y porcentaje de especies nativas registradas exclusivamente en esa área protegida (193 nativas exclusivas; 18% del total; Tabla 1). El número de especies exóticas presentes en todos los PNNP (exóticas generales) es de 45 (14% del total de la flora de todos estos Parques). El PN Lago Puelo es aquel con mayor porcentaje de exóticas generales (10% del total; Tabla 1).

Hábito y ambiente

Las hierbas constituyen el 80% de las especies registradas en los PNNP; tienen hábito arbóreo un 5% del total de las especies (Tabla 1). Las exóticas registradas presentan todos los tipos de hábito, excepto hemiparásitas de las cuales no se registró ninguna. Las especies de árboles exóticos constituyen el 55% de la riqueza total para ese

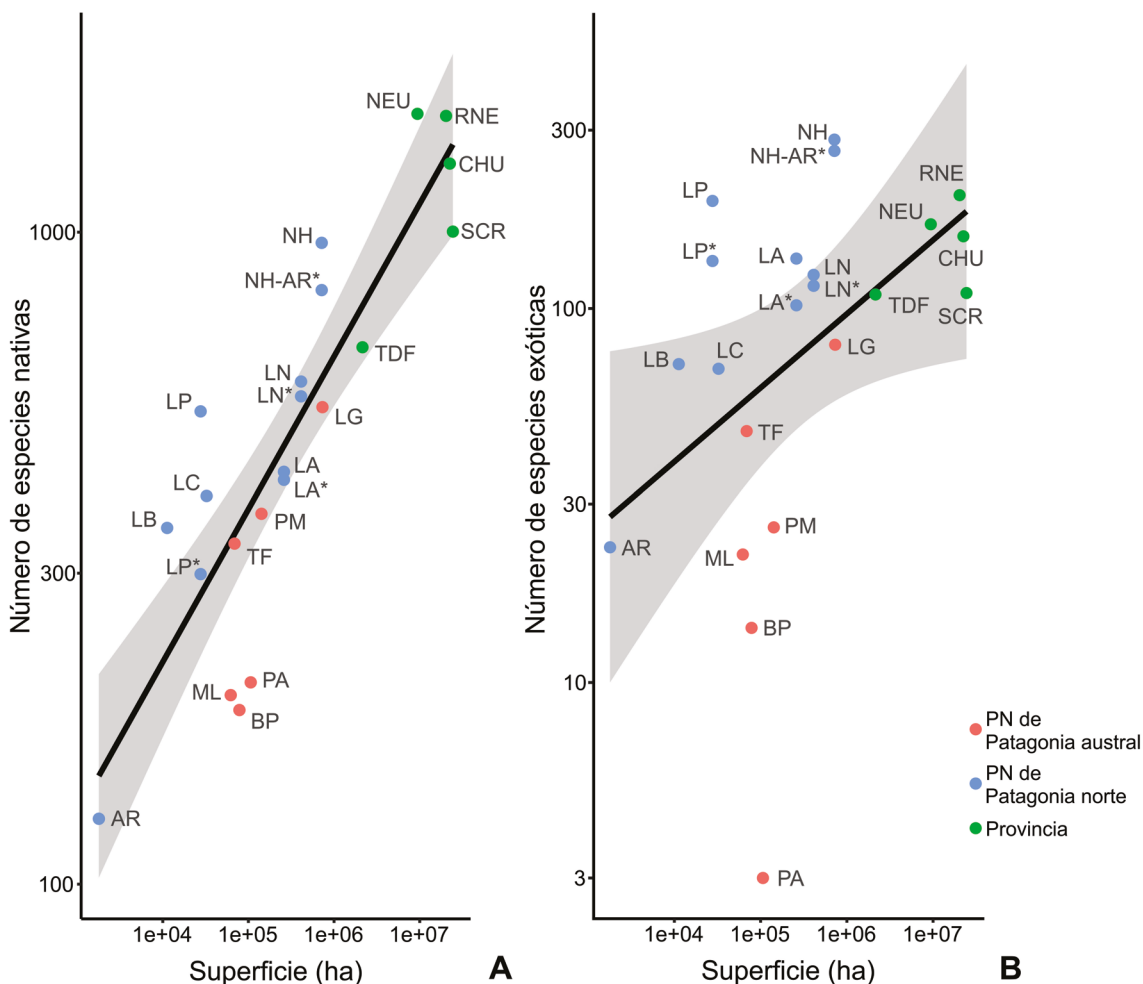


Fig. 1. Riqueza de especies de los Parques Nacionales argentinos del noroeste de la Patagonia en función del área. **A:** especies nativas de Argentina. **B:** especies exóticas. Se incluyen también los números de especies y las áreas de las provincias y resto de los Parques Nacionales de Patagonia. Abreviaturas= AR: Parque Nacional (PN) Los Arrayanes; BP: PN Bosques Petrificados Jaramillo; CHU: Chubut; ha: hectáreas; LA: PN Los Alerces; LB: PN Laguna Blanca; LC: PN Lihuel Calel; LG: PN Los Glaciares; LN: PN Lanín; LP: PN Lago Puelo; ML: PN Monte León; NEU: Neuquén; NH: PN Nahuel Huapi; NH-AR: PN Nahuel Huapi, incluyendo al PN Los Arrayanes; PA: PN Patagonia; PM: PN Perito Moreno; RNE: Río Negro; SCR: Santa Cruz; TDF: Tierra del Fuego; TF: PN Tierra del Fuego. El asterisco indica valores de riqueza a partir de la base de datos de los Parques Nacionales argentinos del noroeste de la Patagonia generada en este trabajo. Los restantes datos de riqueza y los de superficie fueron obtenidos a partir del Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales, Argentina o de Zuloaga *et al.* (1999).

hábito, mientras que las demás exóticas representan un 11-26% de cada tipo de hábito (Fig. 2).

En los PNNP los ambientes abiertos son levemente más ricos en especies (estepa y altoandino, 31%) que los bosques (bosque húmedo

y bosque de transición, 28%; Tabla 1). Las especies exóticas se encuentran mayormente en ambientes alterados. El PN Lago Puelo se diferencia del resto por poseer su mayor riqueza de especies en el bosque húmedo (23%; Tabla 1).

Tabla 2. Composición de la flora nativa en los Parques Nacionales argentinos del noroeste de Patagonia: Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces. Se muestra el número de especies nativas de las cinco familias con mayor riqueza. En los PN Lago Puelo y Los Alerces, la riqueza de las familias señaladas con asterisco no se encuentran dentro de las cinco más representadas, en su lugar, se ubican Hymenophyllaceae (PN Lago Puelo 16 especies; PN Los Alerces 11 especies), Juncaceae (PN Lago Puelo 11 especies) y Orchidaceae (PN Los Alerces 22 especies).

Familia/Parque Nacional	Lanín	Nahuel Huapi-Los Arrayanes	Lago Puelo	Los Alerces	PNNP
Asteraceae	124	156	41	79	184
Poaceae	71	103	27	48	130
Cyperaceae	16	47	10	14	53
Fabaceae	31	33	5*	8*	39
Apiaceae	23	23	5*	8*	30

Tabla 3. Composición de la flora exótica en los Parques Nacionales argentinos del noroeste de Patagonia: Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces. Se indica el número de especies exóticas de las seis familias con mayor riqueza por Parque.

Familia/Parque Nacional	Lanín	Nahuel Huapi-Los Arrayanes	Lago Puelo	Los Alerces	PNNP
Poaceae	23	53	18	17	58
Asteraceae	20	39	14	18	41
Brassicaceae	11	26	7	6	31
Fabaceae	11	21	15	11	25
Rosaceae	8	19	12	9	23
Caryophyllaceae	10	16	10	8	19

Tabla 4. Similitud en la composición taxonómica entre los Parques Nacionales argentinos del noroeste de Patagonia: Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces. La diagonal de la matriz muestra el número total de especies registradas en cada Parque; por encima de la diagonal, el número de especies compartidas entre pares de Parques; por debajo de la diagonal los coeficientes de Sørensen entre pares de Parques.

Parque Nacional	Lanín	Nahuel Huapi-Los Arrayanes	Lago Puelo	Los Alerces
Lanín	711	596	262	348
Nahuel Huapi-Los Arrayanes	0,66	1095	369	470
Lago Puelo	0,45	0,48	449	269
Los Alerces	0,57	0,58	0,56	518

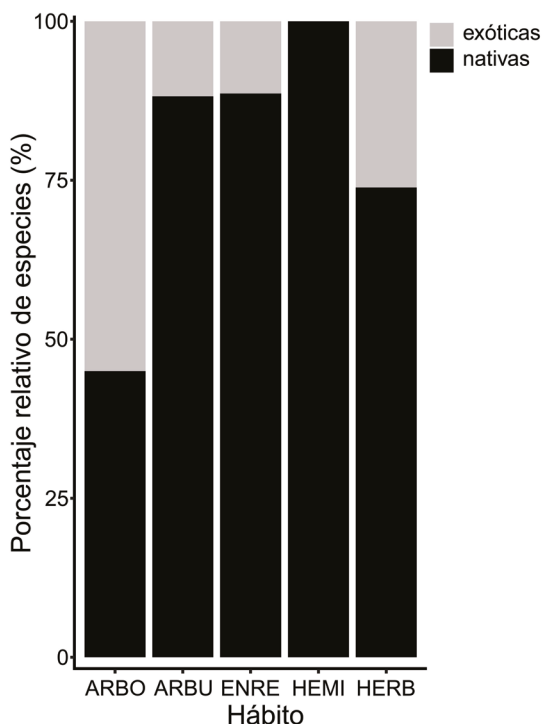


Fig. 2. Porcentajes relativos de especies exóticas y nativas por hábito en los Parques Nacionales argentinos del noroeste de la Patagonia: Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces. Abreviaturas= ARBO: árboles; ARBU: arbusos; ENRE: enredaderas; HEMI: hemiparásitas; HERB: herbáceas.

DISCUSIÓN

Flora de los PNNP

Los resultados de este estudio muestran que los PNNP Lanín, Nahuel Huapi-Los Arrayanes, Lago Puelo y Los Alerces con los ejidos de sus ciudades colindantes comprenden una flora taxonómicamente muy diversa, con un total de 1304 especies pertenecientes a 479 géneros y 127 familias de plantas vasculares. El 25% de las especies nativas de esta flora están protegidas por un solo Parque (especies exclusivas), lo que resalta la singularidad de cada uno de ellos.

La riqueza de especies registrada resultó similar entre bosques y ambientes abiertos como estepas y regiones altoandinas (28% y 31%, respectivamente). Esto último indica que los esfuerzos de conservación

claramente deben procurar la conservación de todos estos ambientes. En cuanto a las formas de vida, a pesar de que todos los PNNP comprenden grandes superficies de bosques, solamente el 19% de las especies son leñosas (árboles, arbusos y enredaderas) siendo la mayoría herbáceas (81%, incluyendo a los sufrútices). Es destacable que el número de especies de árboles exóticos registrados superó al número de nativos (Fig. 2), lo que representa un enorme riesgo para la diversidad nativa de los bosques y demás ambientes donde estas especies puedan establecerse. Las especies de árboles exóticos fueron introducidas en la región por su valor forestal u ornamental. Aunque sus cultivos se iniciaron, en gran medida, dentro de los ejidos urbanos, la mayoría de las especies exóticas arbóreas asilvestradas actualmente también se encuentran dentro de las áreas protegidas. Preocupantemente, se han registrado procesos de invasiones en diferentes grados de avance para varias especies arbóreas en la región que incluye a los PNNP (Simberloff *et al.*, 2010; Lediuk *et al.*, 2014, 2016).

Todos los PNNP y sus áreas colindantes presentaron especies exóticas, siendo el porcentaje alto (25%) respecto del total de especies que allí crecen. Este porcentaje es elevado en relación a los porcentajes obtenidos en otras áreas protegidas del mundo (Moodley *et al.*, 2020). Las especies exóticas generales (presentes en todos los PNNP) son 45 (14% del total de especies exóticas). Dadas sus extensas distribuciones, y porque muchas de ellas son invasoras o potencialmente invasoras, estas especies exóticas (ej., *Cytisus scoparius*, *Juniperus communis*, *Rosa rubiginosa*, *Salix fragilis* y *Ulex europaeus*) podrían tener mayor impacto sobre los ambientes naturales. Esto parece ser un problema en numerosas áreas protegidas del mundo (ej. Moodley *et al.*, 2020) y requiere de la toma urgente de medidas de manejo para proteger la biodiversidad nativa. El listado de especies exóticas puede ser un punto de partida para quienes investigan la dinámica de avance de las especies invasoras y para la toma de decisiones en pos de su control. En relación a los PNNP, los PN de Patagonia Austral parecen estar más protegidos de la amenaza que implica la presencia de exóticas ya que sus Parques muestran menos exóticas que las esperadas por sus superficies. Esto podría deberse al menor impacto de las actividades humanas en varios

de los PN de Patagonia Austral y abre la posibilidad de actuar en forma temprana. Sin embargo, los bajos números de especies exóticas registradas también pueden deberse a un menor estudio de las floras de estos Parques, incluyendo un menor registro de las especies exóticas presentes. Sería importante corroborar los valores de riqueza con listados actualizados y respaldados por ejemplares de herbario, lo que implica, en muchos casos, aumentar los esfuerzos de recolección de plantas y preparación de colecciones botánicas.

Flora del PN Lanín

El PN Lanín es el segundo en superficie (412.000 ha) y cantidad de especies de los PNNP analizados. Del total de especies (711), 588 (83%) son nativas y 123 (17%) exóticas. En relación a su área, presenta un número de especies nativas que no excede la relación de otros Parques Nacionales y provincias de la región patagónica.

Especies nativas: El PN Lanín se destaca por el alto porcentaje de especies exclusivas. Del total de las especies nativas, 87 especies (12% del total de especies del PN) son exclusivas de este Parque (Tabla 1), es decir que se registraron para el PN Lanín y no para otros del noroeste de Patagonia, aunque sus distribuciones pueden exceder los límites del Parque. La riqueza de especies de ambiente de bosque de transición y la singularidad de la flora del Parque lo hacen especialmente valioso en cuanto a su conservación. Entre sus especies exclusivas se encuentran la emblemática araucaria (*Araucaria araucana*) y especies de *Nothofagus* de distribución limitada en Argentina como el raulí (*N. alpina*) y el roble pellín (*N. obliqua*), todas ellas muy representativas de los bosques templados de Sudamérica, con importantes roles ecológicos y con alto valor cultural, ornamental y económico (Donoso Zegers, 2006; Barthélémy *et al.*, 2008). Además, tienen distribución restringida y pueden estar amenazadas por la invasión de algunas especies exóticas, sobre todo por efecto de cultivos forestales (Sarasola *et al.*, 2006). El PN Lanín también posee importancia por la alta proporción de especies de ambiente altoandino, varias de ellas con distribución restringida a este Parque y zonas aledañas.

Especies exóticas: El número total de especies exóticas registrado para el PN Lanín es relativamente bajo entre los PNNP, y el porcentaje

de exóticas respecto del total de especies es el mínimo entre estos Parques, y cercano al del PN Los Alerces (Tabla 1; Fig. 1B). El menor porcentaje de especies exóticas probablemente se relacione con las distancias mayores de este Parque a las ciudades más cercanas, que en general son fuentes de propágulos de exóticas, y/o a la menor cantidad de rutas pavimentadas que cruzan este Parque, las que son fuente de disturbios recurrentes y propagación de esas especies (Speziale & Ezcurra, 2011; Spear *et al.*, 2013; Holenstein *et al.*, 2021). Sería importante que estas características del PN Lanín se mantengan. Sin embargo, es de notar que algunas de sus especies exóticas ya han invadido amplios sectores del mismo (Funes *et al.*, 2006).

Flora de los PN Nahuel Huapi y Los Arrayanes

El PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes se destaca por la riqueza de su flora y el alto porcentaje de especies exclusivas. Se registraron 1095 especies de plantas vasculares (Tabla 1) de las cuales 64 (ca. 6% del total) son novedades respecto del Catálogo de Plantas del Nahuel Huapi realizado hace 17 años (Ezcurra & Brion, 2005, y que también incluyó al PN Los Arrayanes). Sin dudas, es el PNNP más estudiado en cuanto a la composición y riqueza de su flora (ej. Cabrera, 1939; Ezcurra & Brion 2005 y referencias citadas en ambos). Del total de especies, 812 (74%) son nativas y 283 (26%) son exóticas (Tabla 1).

El alto número de especies de este PN supera lo esperado en función de su superficie (717.261 ha), siendo una de las áreas protegidas más ricas de la región (Fig. 1). La alta riqueza de especies del mismo probablemente se relacione con la gran heterogeneidad de su paisaje, que incluye altitudes desde aproximadamente 400 msnm en el valle del río Manso Inferior hasta 3491 m en el cerro Tronador, determinando amplias diferencias en temperatura y varios pisos altitudinales de vegetación. El PN también presenta grandes diferencias en cuanto a precipitación entre sitios: Puerto Blest, al oeste, recibe unos 3000 mm anuales y Anfiteatro, al este, unos 500 mm; este gradiente también produce cambios marcados en la vegetación y la flora asociada (Ezcurra & Brion, 2005; Speziale *et al.*, 2010). La invasión de innumerables especies exóticas, que crecen especialmente en el ecotono entre la estepa y el bosque de transición (Speziale & Ezcurra, 2011), conforman una amenaza importante

a la conservación de esta flora singular y de gran riqueza.

Especies nativas: Una alta proporción de las especies nativas, 193 especies (18% del total de especies del PN), son exclusivas del PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes (Tabla 1). La singularidad de la flora del PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes, junto con su riqueza en especies, lo hace especialmente valioso en cuanto a su conservación.

De todas las formas de vida presentes en este PN, las especies de hábito herbáceo están representadas en mayor proporción que en los otros PNNP (Tabla 1). Esto se relaciona con una mayor representación de especies de estepa y de humedales (ambiente acuático en la Tabla 1) que de especies de los otros ambientes (altoandino, bosque húmedo y bosque de transición). Por lo tanto, es prioritaria la protección de ambientes de estepa y mallines en este PN, ambientes ricos en especies herbáceas que en varios casos son endémicas regionales.

Especies exóticas: El número total de especies exóticas registrado para los PN Nahuel Huapi-Los Arrayanes es el más alto de todos los PNNP, y el porcentaje de exóticas respecto del total de especies es solamente superado por el PN Lago Puelo (Tabla 1). En la región que rodea al lago Nahuel Huapi existe un impacto antrópico importante relacionado con los usos turístico, forestal y ganadero de la tierra, el asentamiento de ciudades, y la introducción de gran cantidad de plantas ornamentales y alimenticias (Ezcurra & Brion, 2005); todo ello se refleja en la cantidad de especies exóticas asilvestradas. Desde el último catálogo de plantas vasculares del PN Nahuel Huapi (que también incluye al PN Los Arrayanes, Brion & Ezcurra, 2005), el número de exóticas aumentó en 26, es decir que hay más de una especie exótica nueva por año. Cabe destacar que dentro de los límites del PN Nahuel Huapi existe la ciudad más extensa y poblada de la región (Bariloche), que es fuente importante de disturbios y de propágulos que inciden en la instalación de exóticas (Speziale & Ezcurra 2011). Un género exótico que reviste mucha importancia en la región es *Pinus*. Varias especies de este género y otras coníferas como *Pseudotsuga menziesii* se encuentran asilvestradas. Algunas de estas especies ya están invadiendo o podrían resultar en invasiones

peligrosas, especialmente en ambientes de estepa y altoandinos, a los que pueden modificar notablemente (Sarasola *et al.*, 2006; Paritsis *et al.*, 2008; Dezzoti *et al.*, 2009; Simberloff *et al.*, 2012; Orellana & Raffaele, 2016). Por otra parte, las especies del género *Salix* presentan un gran avance a lo largo de ríos y arroyos (ej. Datri *et al.*, 2017), debiéndose manejar su rebrote para reducir sus impactos negativos a nivel ecosistémico. Estas especies arbóreas deberían ser monitoreadas y, de ser posible, controladas.

Flora del PN Lago Puelo

El PN Lago Puelo, el menor de las áreas protegidas analizadas (27.674 ha), presentó 449 especies de plantas vasculares, de las cuales 310 fueron nativas y 139 exóticas. Si bien el número de especies de plantas que lo habitan es menor que el de los restantes Parques (Tabla 1), incluye muchas más especies exóticas de las que sería esperable encontrar suponiendo una proporcionalidad con su superficie (Fig. 1B).

Especies nativas: El PN Lago Puelo es singular en cuanto a su composición florística; comparado con el resto de los PNNP mostró los menores índices de similitud (Tabla 4), con 27 especies nativas exclusivas que no se encuentran en ninguno de los restantes PNNP (Tabla 1). Inciden significativamente en la exclusividad florística del PN Lago Puelo las áreas ubicadas a baja altitud (196-400 msnm), inexistentes en los restantes Parques incluidos en este estudio, donde pueden desarrollarse especies mesotérmicas de amplia distribución en Chile, pero muy poco frecuentes en Argentina. Algunas de estas especies corresponden a árboles valdivianos tales como *Aextoxicon punctatum* (Aetoxicaceae), *Eucryphia cordifolia* (Cunoniaceae), *Persea lingue* (Lauraceae), *Caldcluvia paniculata* (Cunoniaceae) y *Gevuina avellana* (Proteaceae), la primera de las cuales es monotípica a nivel de familia y género y uno de los pocos endemismos de la Patagonia a nivel de familia. También se asocian a estos bosques varias especies de arbustos que en los restantes Parques están ausentes o en frecuencia muy baja, como es el caso de *Escallonia leucantha* (Escalloniaceae, que puede alcanzar porte arbóreo), *Ugni molinae* (Myrtaceae), *Gaultheria insana* (Ericaceae) y *Griselinia racemosa* (Griselinaceae).

Especies exóticas: El PN Lago Puelo es el que presenta el porcentaje más elevado de especies exóticas respecto del total de especies (31%). Por otro lado, este Parque presenta un número alto de especies exóticas que no se encuentran en ninguno de los otros Parques (31 especies). Sufre un importante impacto antrópico debido a la intensidad de uso, especialmente de su área norte por parte de residentes y turistas. Estos usos involucran desmontes, movimientos de tierra, pisoteo y tránsito en áreas costeras, introducciones accidentales de especies exóticas y mayor incidencia del fuego. A esto se suman los cultivos de especies frutales y ornamentales que se realizaron cuando la superficie que actualmente se encuentra bajo su jurisdicción formaba parte de chacras. Como consecuencia, en este Parque habita un conjunto de especies que hoy en día se reproducen espontáneamente pero que en su momento fueron introducidas como ornamentales o por sus frutos comestibles. Un argumento adicional mediante el cual explicar la sobreabundancia de especies exóticas en el PN Lago Puelo es la presencia de un paso a baja altitud que se emplea con frecuencia para el tránsito de peatones desde y hacia Chile, lo cual facilitaría el ingreso de especies exóticas desde áreas pobladas de ese país.

Flora del PN Los Alerces

El PN Los Alerces es el tercero en superficie de los PNNP analizados (259.822 ha). Se han registrado 518 especies de plantas vasculares (Tabla 1). Del total de especies, 416 (80%) son nativas y 102 (20%) son exóticas (Tabla 1). El número de especies nativas y exóticas de este PN corresponde a lo esperado en función de su área (Fig. 1). Se destaca por el alto porcentaje de especies altoandinas (22%) y de bosques (36%); junto con el PN Lago Puelo, es el que posee menor porcentaje de especies de ambientes de estepa (9% en PN Los Alerces).

Especies nativas: El PN Los Alerces y el PN Lanín son los PNNP que presentaron mayor porcentaje de especies nativas (80% y 83%, respectivamente). Pese a esta alta proporción, sólo el 5% de estas especies (24 especies) son exclusivas del PN Los Alerces (Tabla 1). De estas especies exclusivas, dos son arbustivas y las restantes son herbáceas; no hay especies de

árboles que crezcan exclusivamente en el PN Los Alerces. El alerce (*Fitzroya cupressoides*), especie emblemática del PN y a la que debe su nombre, posee alto valor ecológico, evolutivo, cultural y económico (Kitzberger *et al.*, 2000). La explotación forestal a la que ha sido sometida esta especie en el pasado, tanto en Chile como en la Argentina, condujo a la fragmentación de sus poblaciones. Actualmente, un porcentaje alto de las poblaciones de alerce que crecen en la Argentina se encuentran en áreas protegidas (Kitzberger *et al.*, 2000), siendo las más destacadas las de este PN, que lo llevaron a ser reconocido como Patrimonio de la Humanidad.

Especies exóticas: El número total de especies exóticas registrado para el PN Los Alerces es el menor de todos los PNNP analizados, encontrándose dentro de la riqueza esperada para su superficie (20%; Tabla 1). Una proporción importante de la superficie de este Parque tiene poco impacto de turismo ya que la mayor parte de esta actividad se centra en áreas bien delimitadas, y es en éstas donde se registró la mayor proporción de especies exóticas (ej. Kutschker *et al.*, 2018). Las forestaciones de distintas especies de *Pinus* cercanas al Parque pueden ser fuentes de invasión, ya que algunas especies son reconocidas por sus características invasoras en otras partes del noroeste patagónico (ej. Sarasola *et al.*, 2006; Dezzotti *et al.*, 2008; Paritsis *et al.*, 2008).

CONCLUSIONES

Los PNNP poseen una flora nativa diversa y singular y su biodiversidad puede verse fuertemente amenazada por el alto porcentaje de especies de plantas exóticas presentes en todos los PNNP y en áreas colindantes. El monitoreo, control y manejo adecuado de especies potencialmente invasoras, principalmente árboles y arbustos, que tienen capacidad de generar importantes modificaciones en cuanto a diversidad, estructura y función de los ecosistemas, deberían ser prioridades para la gestión de estas áreas naturales protegidas en los próximos años.

La base de datos generada en este estudio es una herramienta fundamental para planificar políticas de conservación y manejo sostenible de los PNNP. La información objetiva, fiable y comparable sobre su biodiversidad es importante tanto desde un punto de

vista científico como educativo, siendo un elemento esencial para la toma de decisiones en la gestión de estas áreas protegidas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores contribuyeron con la obtención de colecciones de herbario, con la determinación de ejemplares pre-existentes, y/o con la alimentación de la base de datos a partir de la cual se realizaron los análisis. CE y CB realizaron la base de datos del PN Nahuel Huapi que se actualizó y amplió al resto de los PNNP para una evaluación de la flora solicitada por la Administración de Parques Nacionales a CE y en la que participaron todos los autores hasta 2012. La actualización de la nomenclatura y contenidos de la base de datos en 2022 fue realizada por CE, CB, CIC y JP. CIC realizó los análisis y gráficos y CIC, CE y JP redactaron el presente manuscrito. Todos los autores revisaron el manuscrito e hicieron aportes.

AGRADECIMIENTOS

Al Lic. Claudio Chehebar y a la Dra. Cecilia Nuñez de la Delegación Técnica de Parques Nacionales de Patagonia Norte por el apoyo para realizar este trabajo y los permisos para coleccionar en los PNNP. A los organismos que financian nuestras investigaciones: ANPCyT-FONCyT [PICT 2019 0770]; CONICET [PIP 112-201301-00357]; Universidad Nacional del Comahue [PIN B245]; Universidad Nacional de Río Negro [B663].

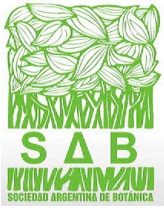
BIBLIOGRAFÍA

- BARTHÉLÉMY, D., C. BRION & J. PUNTIERI. 2008. *Plantas – Plants Patagonia*. Vázquez-Mazzini Editores, Buenos Aires.
- BROWN, J. H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Amer. Naturalist* 124: 255–279.
<https://doi.org/10.1086/284267>
- CABRERA, A. L. 1939. Las compuestas del Parque Nacional del Nahuel Huapi. *Revista del Museo de La Plata n.s. Sección Botánica* 2: 227–396.

- CABRERA, A. L. & A. WILLINK. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americano, Washington DC.
- DATRI, L., A. FAGGI & L. GALLO. 2017. Crack willow changing riverine landscapes in Patagonia. *Ecohydrology* 10: e1837.
<https://doi.org/10.1002/eco.183>
- DEZZOTTI, A., R. SBRANCIA, A. MORTORO & C. MONTE. 2009. Invasión biológica de *Pinus ponderosa* y *Pinus contorta*: estudio de caso de una plantación en la Patagonia noroccidental. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* 18: 181–191.
<https://doi.org/10.5424/fs/2009182-01061>
- DONOSO ZEGERS, C. (ed.). 2006. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina, Autoecología*. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia.
- EZCURRA, C. & C. BRION. 2005. *Plantas del Nahuel Huapi, Catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina*. Universidad Nacional del Comahue y Red Latinoamericana de Botánica, San Carlos de Bariloche.
- FERREYRA, M. & F. VIDOZ. 2007. *Exploración de la flora, vegetación y fauna altoandinas en el Parque Nacional Lago Puelo*. Informe final. Parque Nacional Lago Puelo, Chubut.
- FUNES, M. C., J. SANGUINETTI, P. LACLAU, L. MARESCA, L. GARCÍA, F. MAZZIERI, L. CHAZARRETA, D. BOCOS, D. F. LAVALLE, P. ESPÓSITO, A. GONZÁLEZ & A. GALLARDO. 2006. *Diagnóstico del estado de conservación de la biodiversidad en el Parque Nacional Lanín: su viabilidad de protección en el largo plazo*. Informe final. Parque Nacional Lanín, San Martín de los Andes.
- HOLENSTEIN, K., W. D. SIMONSON, K. G. SMITH, T. M. BLACKBURN & A. CHARPENTIER. 2021. Non-native species surrounding protected areas influence the community of non-native species within them. *Frontiers Ecol. Evol.* 8: 1-12.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2020.625137>
- HULME, P. E. 2018. Protected land: threat of invasive species. *Science* 361: 561–562.
<https://doi.org/10.1126/science.aau3784>
- IPBES. 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science–Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.





- (eds. DÍAZ, S. *et al.*) IPBES secretariat, Bonn. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- KITZBERGER, T., A. PEREZ, G. IGLESIAS, A. C. PREMOLI & T. T. VEULEN. 2000. Distribución y estado de conservación del alerce (*Fitzroya cupressoides*) en Argentina. *Bosque* 21: 79–89. <https://doi.org/10.4206/bosque.2000.v21n1-09>
- KUTSCHKER, A., V. HECHEM, P. CODESAL, M. RAFAEL, S. LÓPEZ & V. SILVA. 2018. Diversidad de plantas exóticas en áreas sometidas a distintos disturbios en el Parque Nacional Los Alerces, Chubut (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 50: 47–59. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v50.n1.10857>
- LEDIUK, K. D., M.A. DAMASCOS, J. G. PUNTIERI & M. SVRIZ. 2014. Differences in phenology and fruit characteristic between invasive and native woody species favor exotic species invasiveness. *Plant Ecol.* 215: 1455–1467. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0402-3>
- LEDIUK, K. D., M. A. DAMASCOS, J. G. PUNTIERI, & M. I. DE TORRES CURTH. 2016. Population dynamics of an invasive tree, *Sorbus aucuparia*, in the understory of a Patagonian forest. *Plant Ecol.* 217: 899–911. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0615-8>
- LIU, X., T. M. BLACKBURN, T. S. X. WANG, C. HUANG & Y. LI. 2020. *Nat. Commun.* 11: 2892. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16719-2>
- MACARTHUR, R. H. & E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MONACO, A. & P. GENOVESI. 2014. *European Guidelines on Protected Areas and Invasive Alien Species*, Council of Europe, Strasbourg, Regional Parks Agency – Lazio Region, Rome.
- MOODLEY, D., C. L. FOXCROFT, A. NOVOA, K. PYŠKOVÁ, J. PERGL & P. PYŠEK. 2020. Invasive alien species add to the uncertain future of protected areas. *NeoBiota* 57: 1–5. <https://doi.org/10.3897/neobiota.57.52188>
- ORELLANA, I. A. & E. RAFFAELE. 2016. The spread of the exotic conifer *Pseudotsuga menziesii* in *Austrocedrus chilensis* forests and shrublands in northwestern Patagonia, Argentina. *N. Z. J. Forestry* 40: 199–209.
- PARITSIS, J. & M. A. AIZEN. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *For. Ecol. Manage.* 255: 1575–83. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.015>
- PYŠEK, P., P. E. HULME & W. NENTWIG. 2009. Glossary of the main technical terms used in the handbook. En: DAISIE (eds.), *Handbook of alien species in Europe*, pp. 375–379. Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_14
- R CORE TEAM. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL <https://www.R-project.org/>.
- RAFAEL, M. G. 2008. *Estudio de la flora altoandina y su estado de conservación en cerros del Parque Nacional Los Alerces*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Naturales – UNPSJB, Esquel.
- RICHARDSON, D.M., A. B. R. WITT, J. PERGL, W. DAWSON, F. ESSL, H. KREFT, M. VAN KLEUNEN, P. WEIGELT, M. WINTER & P. PYŠEK. 2022. Plant invasions in Africa. En: Clements D.R., M.K. Upadhyaya, S. Joshi & A. Shrestha (Eds.), *Global Plant Invasions*, pp. 225–252. Springer Nature, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3_11
- ROSENZWEIG, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623387>
- RSTUDIO TEAM. 2022. *RStudio: Integrated Development for R*. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>
- SARASOLA, M. M., V. RUSCH, T. M. SCHLICHTER & C. GHERSA. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecol. Austral* 16: 143–156.
- SCHULZE, K., K. KNIGHTS, L. COAD, J. GELDMANN, F. LEVERINGTON, A. EASSOM, M. MARR, S. H. M. BUTCHART, M. HOCKINGS & N. D. BURGESS. 2018. An assessment of threats to terrestrial protected areas. *Conserv. Lett.* 11: e12435. <https://doi.org/10.1111/conl.12435>
- SIMBERLOFF, D., M. A. NUÑEZ, N. J. LEDGARD, A. PAUCHARD, D. M. RICHARDSON, M. SARASOLA, B. VANWILGEN, S. M. ZALBA, R. D. ZENNI, R. BUSTAMANTE, E. PEÑA & S. R. ZILLER. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecol.* 35: 489–504. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>
- SØRENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on

- similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Biol. Skr./Kongel. Danske Vidensk. Selsk.* 5: 1–34.
- SPEAR, D., C. L. FOXCROFT, H. BEZUIDENHOUT & M. A. MCGEOCH. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv.* 159: 137–147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>
- SPEZIALE, K. & C. EZCURRA. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 75: 890–897. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.014>
- SPEZIALE, K., A. RUGGIERO & C. EZCURRA. 2010. Plant species richness – environment relationships across the Subantarctic – Patagonian transition zone. *J. Biogeog.* 37: 449–464. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02213.x>
- STRAYER, D. L. 2012. Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecol. Lett.* 15: 1199–1210. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01817.x>
- THIERS, B. 2022. *Index Herbariorum. A global directory of public herbaria and associated staff.* New York Botanical Garden’s Virtual Herbarium. <http://sweetgum.nybg.org/science/ih>
- WICKHAM, H. 2016. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis.* Springer–Verlag, New York. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>
- WIERSEMA, J. H. & B. LEÓN. 1999. *World economic plants: a standard reference.* CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781482274431>
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55–72. <https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>
- ZULOAGA, F. O. & A. M. ANTON. 2012–2022. *Flora vascular de la República Argentina.* Vols. 2, 3, 7, 8, 13, 14, 15, 17, 19 y 20. Gráficamente Ediciones, Córdoba; Estudio Sigma S.R.L. & Talleres Trama S.A., Buenos Aires.
- ZULOAGA, F. O., O. MORRONE & M. J. BELGRANO. 2008. *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur.* Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis.
- ZULOAGA, F. O., O. MORRONE & D. RODRÍGUEZ. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. *Kurtziana* 27: 17–167.



DISTRIBUCIÓN DE UNA LEÑOSA EXÓTICA INVASORA EN UN SISTEMA DE MONTAÑA ¿OCUPAN *COTONEASTER FRANCHETII* Y LA LEÑOSA NATIVA *POLYLEPIS AUSTRALIS* (ROSACEAE) HÁBITATS SIMILARES?

DISTRIBUTION OF A WOODY INVASIVE IN A MOUNTAIN SYSTEM: DO *COTONEASTER FRANCHETII* AND THE WOODY NATIVE *POLYLEPIS AUSTRALIS* (ROSACEAE) OCCUPY SIMILAR HABITATS?

M. Cecilia Ferrero^{1*}, Diego E. Gurvich^{1,2}, Paula I. Marcora¹ & Paula A. Tecco^{1,2}

SUMMARY

Background and aims: Invasive plants succeeding at high-elevation ecosystems threaten biodiversity and ecosystem services conservation in mountain protected areas. In this study we assessed whether an exotic woody species, *Cotoneaster franchetii* Bois, responds to mountain environmental heterogeneity in a similar way to the dominant coexisting native woody species, *Polylepis australis* Bitter, or if it instead occupies a greater variety of habitats aided by the wide environmental tolerance expected for mountain invaders.

M&M: We recorded *C. franchetii* and *P. australis* occurrence and cover in 120 square plots between 1200 and 2200 masl, inside and surrounding “Quebrada del Condorito” National Park and “Pampa de Achala” natural reserve (Córdoba, Argentina). We compared both species’ distribution and its relationship with vegetation and topography.

Results: Each species dominated at different elevations. However, at local scale, both species were more frequent in plots placed at valleys and south-facing steep slopes, with less cover of tussock grassland and more rock cover. Contrary to the native species, *C. franchetii* cover was unaffected by vegetation and topographic characteristics.

Conclusions: High occurrence and no restrictions for increasing cover once established suggest a high spread potential of *C. franchetii* in these mountains. *Polylepis australis* is seemingly at risk since both species share habitat preferences. Wide environmental tolerance would not only trigger upward expansion of invasive species in mountains but also towards natural vegetation.

KEY WORDS

Córdoba mountains, elevational gradient, exotic plant species, habitat preference, protected areas, Quebrada del Condorito National Park.

RESUMEN

Introducción y objetivos: El aumento de plantas invasoras en ecosistemas de altura amenaza la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos en áreas protegidas de montaña. En este trabajo evaluamos si una leñosa exótica, *Cotoneaster franchetii* Bois, responde a la heterogeneidad ambiental de manera similar a la leñosa nativa dominante, *Polylepis australis* Bitter, o si puede ocupar una mayor variedad de hábitats dado el carácter generalista que se espera de ella.

M&M: Registramos la ocurrencia y cobertura de ambas especies en 120 parcelas entre los 1200 y los 2200 msnm, dentro y en inmediaciones del Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Pampa de Achala (Córdoba, Argentina). Comparamos su distribución en relación con la vegetación y la topografía.

Resultados: Cada especie dominó en altitudes diferentes pero, a escala local, ambas fueron más frecuentes en valles y laderas sur, con menor cobertura de pajonal y mayor cobertura rocosa y pendiente. Al contrario que la nativa, la cobertura de *C. franchetii* no se vio afectada por las características topográficas ni de la vegetación circundante.

Conclusiones: La elevada ocurrencia de *C. franchetii* y la ausencia de restricciones para aumentar su cobertura una vez establecida sugieren un elevado potencial invasor. Su expansión representa un riesgo directo para *P. australis* por preferir hábitats similares. Al igual que en la expansión altitudinal, una elevada tolerancia ambiental promovería la invasión por leñosas hacia la vegetación natural en montañas.

PALABRAS CLAVE

Áreas protegidas, gradiente altitudinal, Parque Nacional Quebrada del Condorito, plantas exóticas, preferencia de hábitat, Sierras de Córdoba.

1. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-UNC), Córdoba, Argentina

2. Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

*cferrero@imbiv.unc.edu.ar

Citar este artículo


FERRERO, M. C., D. E. GURVICH, P. I. MARCORA & P. A. TECCO. 2023. Distribución de una leñosa exótica invasora en un sistema de montaña ¿ocupan *Cotoneaster franchetii* y la leñosa nativa *Polylepis australis* (Rosaceae) hábitats similares?. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 19-36.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38464>

Recibido: 2 Ago 2022

Aceptado: 21 Dic 2022

Publicado impreso: 31 Mar 2023

Editor: Juan Carlos Moreno Saiz 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son consideradas actualmente una problemática ambiental que merece una especial y urgente atención (ej., IPBES, 2019; Pyšek *et al.*, 2020). Las especies invasoras constituyen una amenaza para la diversidad biológica global y tienen importantes impactos en la dinámica de los ecosistemas, con enormes costos socio-económicos asociados (Vilà & Hulme, 2017; Shackleton *et al.*, 2018; Pyšek *et al.*, 2020; Rai *et al.*, 2022). Los sistemas de montañas alrededor del mundo no están exentos de esta problemática (Pauchard *et al.*, 2009, 2016; Alexander *et al.*, 2016). Aunque el grado de invasión es aún menor en comparación con ecosistemas a menores altitudes, existe un aumento en el número de plantas exóticas que ascienden a altitudes cada vez mayores (Pauchard *et al.*, 2009; Alexander *et al.*, 2011; Pyšek *et al.*, 2011). Los ecosistemas de montaña son puntos calientes de biodiversidad global: contienen alrededor de un cuarto de la diversidad terrestre y gran cantidad de endemismos (Rahbek *et al.*, 2019; Perrigo *et al.*, 2020; Körner, 2021). Además, tienen un gran valor socio-cultural, al brindar importantes bienes y servicios ecosistémicos (ej., proveen de agua potable a gran parte de la población mundial, tienen un importante valor estético, histórico y recreativo, entre otros; Mengist *et al.*, 2020; Viviroli *et al.*, 2020). En este sentido, se estima que alrededor de un tercio de las áreas protegidas y reservas naturales del mundo se encuentran en estos ambientes (Kueffer *et al.*, 2013). Las plantas exóticas invasoras, principalmente aquellas capaces de invadir las comunidades naturales, representan actualmente una de las principales amenazas para estas reservas, poniendo en riesgo el cumplimiento de sus objetivos (Foxcroft *et al.*, 2013, 2017). En este contexto, comprender la dinámica de las invasiones en ecosistemas de montaña (ej. vías de dispersión, preferencias de hábitat, interacciones bióticas con la vegetación nativa, entre otras), contribuye al diseño de estrategias de monitoreo y manejo más efectivas que puedan reducir los impactos de las especies invasoras en las áreas protegidas.

Se ha descrito una disminución de la riqueza de especies exóticas con el aumento de la altitud (Seipel *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2015; Guo *et al.*, 2018). En particular, se ha observado que las

invasoras que llegan a mayores altitudes son, en realidad, un subconjunto de las especies exóticas presentes a menores altitudes (Alexander *et al.*, 2011; Marini *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2015; Steyn *et al.*, 2017). A partir de este patrón, la Hipótesis de Filtros Ecológicos Direccionales (*Directional Ecological Filtering*) propone que la riqueza de especies exóticas a lo largo del gradiente altitudinal es el resultado del filtrado continuo de especies con nichos climáticos cada vez más amplios (Alexander *et al.*, 2011). En base a esta idea se espera que las especies exóticas que logran invadir mayores altitudes sean aquellas que poseen una amplia tolerancia ambiental y climática y no necesariamente especialistas de clima de montaña (Alexander *et al.*, 2011; Marini *et al.*, 2013; Steyn *et al.*, 2017). Este patrón de distribución de plantas exóticas en la altitud es diferente al de las especies nativas, las cuales muestran una elevada especialización a diferentes rangos altitudinales y, por ello, dan lugar a patrones de reemplazo de especies con la altitud (Cabido *et al.*, 1998; Giorgis *et al.*, 2017; Körner, 2021). Asimismo, se ha observado que la expansión de exóticas invasoras en montañas ocurre, principalmente, a través de senderos, caminos y rutas, donde el tránsito y los elevados niveles de disturbio favorecen la dispersión y el establecimiento de propágulos exóticos (Pauchard *et al.*, 2009; Pollnac *et al.*, 2012; Seipel *et al.*, 2012; Liedtke *et al.*, 2020; Álvarez *et al.*, 2022). A partir de estos patrones, se ha sugerido que la actividad humana (como fuente de propágulos y de disturbio) y el tiempo de residencia tienen un rol primordial en la expansión altitudinal de las especies exóticas (Pauchard & Alaback, 2004; Pauchard *et al.*, 2009; Pyšek *et al.*, 2011; Giorgis *et al.*, 2011; Tecco *et al.*, 2016).

A diferencia de los patrones en la altitud, se conoce mucho menos sobre los factores que influyen en la expansión y la distribución de las especies invasoras desde las vías de distribución hacia la vegetación natural adyacente (Pollnac & Rew, 2014; McDougall *et al.*, 2018; Fuentes-Lillo *et al.*, 2021; Álvarez *et al.*, 2022). Se ha propuesto que cuando una especie invasora comienza a ocupar áreas naturales o seminaturales alejados de las fuentes primarias de disturbio y propágulos (i.e., una transición entre una fase primaria y una secundaria de la invasión; Dietz & Edwards, 2006), otros factores tales como las características

del hábitat y de la vegetación nativa comiencen a modular su establecimiento y abundancia (Dietz & Edwards, 2006; Cavieres *et al.*, 2008; Pollnac & Rew, 2014; McDougall *et al.*, 2018; Tapella *et al.*, 2021). En los ecosistemas de montaña la acción de múltiples gradientes a diferentes escalas produce una gran cantidad de condiciones ambientales que varían a distancias muy cortas (ej., producto de la interacción entre la temperatura, la precipitación y el relieve; Körner, 2007, 2021) y que condicionan los patrones de distribución de la vegetación (Körner, 2021). Es esperable entonces que, al igual que con las especies nativas, la multiplicidad de hábitats pueda afectar de manera diferencial la dinámica de invasión a escalas más locales (ej. que colonicen más frecuentemente parches con mayor nivel de disturbio, o más protegidos del ganado, con un microclima más benigno, entre otros; Giorgis *et al.*, 2011; Pollnac & Rew, 2014; Lembrechts *et al.*, 2016, 2018). Alternativamente, dado el carácter generalista que se propone para las especies invasoras de montañas (Alexander *et al.*, 2011), es posible que encuentren menos factores que limiten su expansión y persistencia.

Las Sierras Grandes de Córdoba son ambientes con una gran diversidad biológica y un elevado número de endemismos (Cabido *et al.*, 1998, 2003; Giorgis *et al.*, 2021). Asimismo, son la cabecera de las principales cuencas hídricas (Cingolani *et al.*, 2015; Poca *et al.*, 2017) y constituyen un importante recurso turístico y recreativo (Cabido *et al.*, 2003; Cingolani *et al.*, 2022) en la provincia de Córdoba. A pesar de su elevado valor económico y social, los ecosistemas de las Sierras Grandes sufren una importante degradación vinculada a la urbanización, los incendios, el sobrepastoreo y las invasiones por especies exóticas (Argañaraz *et al.*, 2015; Giorgis *et al.*, 2021; Cingolani *et al.*, 2022). En las zonas más altas de estas montañas, se encuentran el Parque Nacional Quebrada del Condorito (PNQC) y la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala, que buscan proteger tanto la fuente de agua dulce como la diversidad biológica de la zona, incluido los bosquecillos de altura de *Polylepis australis* Bitter (Cabido *et al.*, 2003; APN, 2017). Por otra parte, si bien la invasión por leñosas exóticas aún se encuentra principalmente asociada a las fuentes de propágulos y disturbios (camino, rutas, asentamientos humanos; Giorgis *et al.*, 2011, 2016), el arbusto *Cotoneaster franchetii* Bois

invade la vegetación natural de las áreas protegidas de la zona y alrededores (Paiaro *et al.*, 2011; Tapella *et al.*, 2021; Ferrero *et al.*, 2022). Sin embargo, no se tiene conocimiento aún sobre los factores a escala local que puedan influir específicamente en la distribución y abundancia de esta especie en el área de estudio. En un primer relevamiento realizado en la región hace más de una década, se sugirió que un conjunto de especies leñosas exóticas invasoras se estaban expandiendo en altitud ocupando hábitats con condiciones abióticas más benignas, es decir, valles y laderas en posiciones topográficas bajas, con suelos desarrollados, mayor humedad y más protegidos del viento (Giorgis *et al.*, 2011). Asimismo, su ocurrencia también se asoció con laderas de pendientes pronunciadas, donde el fuego y el ganado tienen un acceso más restringido y, por lo tanto, el nivel de disturbio es menor (Giorgis *et al.*, 2011). Esos hábitats son similares a los que actualmente ocupa *P. australis*, la leñosa dominante en las partes más elevadas, con la cual *C. franchetii* coexiste en gran parte del gradiente altitudinal de las Sierras Grandes (Cingolani *et al.*, 2004, 2008; Renison *et al.*, 2006). No obstante, en ese trabajo no se describieron patrones especie-específicos. En este contexto nos preguntamos: ¿Cómo se relacionan la ocurrencia y cobertura de *C. franchetii* y *P. australis* con las principales características de hábitat? Dados los antecedentes, es posible que *C. franchetii* regenere y domine en hábitats similares a los que ocupa la nativa o que, alternativamente, dado el carácter generalista esperado para las invasoras en montañas, sea más flexible que la nativa en los hábitats que puede ocupar. En el primer caso se espera encontrar una respuesta similar entre la ocurrencia y la cobertura de ambas especies a las variables que describen el hábitat, mientras que en el caso alternativo la invasora presentará menos relaciones significativas con estas características que su contraparte nativa. Con este trabajo, queremos dar una primera aproximación a los factores que, a escala local, puedan modelar la distribución de una leñosa invasora en la vegetación natural de ecosistemas de montañas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área y especies de estudio

El estudio se realizó en la parte más elevada

de las montañas de la provincia de Córdoba. Las Sierras de Córdoba están compuestas por tres cordones montañosos que corren paralelos en dirección norte-sur y abarcan una extensión de 430 km de norte a sur (29°000 S, 33°120 S) y 110 km de este a oeste (64°180 O, 65°290 O; aproximadamente 33.700 km²). El área de estudio comprende una transecta altitudinal entre los 1200 y los 2200 msnm, en la ladera oriental de las Sierras Grandes, donde el nivel de invasión es mayor en comparación con la ladera occidental (Giorgis *et al.*, 2011). Las Sierras Grandes corresponden al cordón montañoso central y es el que alcanza las mayores altitudes. Posee un pico máximo a 2790 msnm (el cerro Champaquí), aunque la mayor parte del cordón se encuentra por debajo de los 2400 msnm (Giorgis *et al.*, 2021; Cingolani A. M., com. pers.). Las Sierras Grandes cuentan con una importante heterogeneidad vinculada a diferentes gradientes ambientales (como la altitud, la topografía y las características del suelo), así como producto de diferentes disturbios de origen antrópico, incluida la invasión por especies exóticas, dando lugar a las diferentes fisonomías y comunidades florísticas que se presentan allí (Cabido *et al.*, 1987; Cingolani *et al.*, 2003, 2004, 2022; Giorgis *et al.*, 2017, 2021). En líneas generales, las comunidades vegetales se distribuyen en el gradiente altitudinal formando dos zonas de vida con distintas afinidades biogeográficas. Por debajo de los 1200 msnm, una zona relacionada con la Provincia Fitogeográfica Chaqueña (Cabrera, 1976; Oyarzabal *et al.*, 2018) y, por encima de los 1700 msnm, comunidades vinculadas a la vegetación andina, ambas unidas por un ecotono o zona de transición (Cabido *et al.*, 1998, 2010; Giorgis *et al.*, 2017, 2021). En la transecta de estudio, a menores altitudes la vegetación consiste en pastizales con algunos arbustales, prácticamente sin bosques. A partir de los 1700 msnm, la vegetación es un mosaico de pastizales, parches dominados por vegetación herbácea baja asociada al pastoreo, comunidades asociadas a afloramientos rocosos, bosquesillos de altura de *P. australis* y roca expuesta producto de la erosión (Cingolani *et al.*, 2004, 2022). En la misma transecta, la temperatura media anual disminuye aproximadamente desde 13,7 hasta 10,8 °C en la parte más elevada (Marcora *et al.*, 2008). Al contrario, las precipitaciones aumentan con la altitud desde 790 a 890 mm anuales,

concentrándose en los meses cálidos, de octubre a marzo (Colladón, 2014). En estas montañas se han detectado varias plantas invasoras ascendiendo hasta más de 2000 msnm y llegando algunas a dominar la vegetación en términos de cobertura en los sitios en los cuales están presentes (Paiaro *et al.*, 2011; Giorgis *et al.*, 2011, 2021). En 1998 se creó el Parque Nacional Quebrada del Condorito (Cabido *et al.*, 2003) y una importante extensión a su alrededor fue declarada Reserva Hídrica Provincial, aunque esa área mantiene el manejo tradicional de la ganadería, en manos de privados. La transecta de estudio constituye una zona de influencia directa sobre estas áreas protegidas, ya que se extiende tanto dentro como colindando con ellas.

El arbusto exótico *Cotoneaster franchetii* es una de las principales leñosas invasoras de las Sierras Grandes de Córdoba, distribuyéndose en un amplio rango altitudinal e invadiendo la vegetación natural del área (Giorgis *et al.*, 2011; Paiaro *et al.*, 2011; Tapella *et al.*, 2021; Ferrero *et al.*, 2022). Se trata de una especie perenne nativa de las regiones montañosas del suroeste de China y el norte de Tailandia. En su rango nativo es típico de matorrales serranos y pendientes rocosas, entre los 1600 y los 2900 msnm (Lingdi & Brach, 2003). Es una leñosa invasora a nivel global (Richardson & Rejmánek, 2011). En las Sierras de Córdoba, es una de las leñosas exóticas más abundantes y de las especies que llegan a mayor altitud: se la ha registrado desde los 700 msnm y su frente de invasión se encuentra por encima de los 1900 msnm (Giorgis *et al.*, 2021; Ferrero *et al.*, 2022). *Cotoneaster franchetii* es dispersada por aves nativas a lo largo de todo el gradiente altitudinal (Díaz Vélez *et al.*, 2018; Juncosa Polzella, 2019). Actualmente es un objetivo de manejo del Parque Nacional Quebrada del Condorito (APN, 2017). En parte del rango invadido esta exótica coexiste con *P. australis*, la leñosa nativa dominante de los ecosistemas de altura (Giorgis *et al.*, 2021; Tapella *et al.*, 2021). *Polylepis australis* es una leñosa perenne que se presenta como árbol o arbusto y que se distribuye desde aproximadamente los 900 msnm hasta las partes más elevadas de estas montañas, aunque los bosques bien desarrollados se presentan por encima de los 1700 msnm (Cabido *et al.*, 1998, 2018; Renison *et al.*, 2006; Marcora *et al.*, 2008). Los bosques de *P. australis* se encuentran actualmente restringidos principalmente a terrenos escarpados,

quebradas profundas y valles (Cingolani *et al.*, 2004, 2008). Se piensa que la distribución actual está mediada por el escaso acceso del ganado y el fuego en esas topografías, pero que los bosques ocuparían un área mucho más extensa en ausencia de estos disturbios (Renison *et al.*, 2006; Cingolani *et al.*, 2008). Esta especie posee frutos secos alados que son dispersados por la gravedad y por el viento, que no llegan a más de 6-10 m de distancia de la planta madre (Torres *et al.*, 2008).

Diseño experimental

Para evaluar los patrones de ocurrencia y cobertura de las especies de estudio se realizaron censos de ambas especies a lo largo de una transecta altitudinal asociada a la ruta provincial 34 (camino Altas Cumbres, 31°35'S, 64°39'O-31°36'S, 64°48'O). En dicha transecta la presión de propágulos de *C. franchetii* es muy elevada y puede verse a la especie exótica establecida en la vegetación natural (APN, 2017; Tapella *et al.*, 2021; Ferrero *et al.*, 2022). Para realizar los relevamientos se tomaron cinco sitios altitudinales de referencia que ya habían sido utilizados en un estudio previo (a 1270, 1500, 1730, 1870 y 2050 msnm; Ferrero *et al.*, 2022). Utilizando el programa Google Earth®, se delimitó un área rectangular de 1 × 2 km alrededor de cada uno de esos sitios. Mediante un proceso de aleatorización, en cada rectángulo se pre-seleccionaron 120 puntos. En cada punto, se trazó una parcela cuadrada de 30 × 30 m y se determinaron las coordenadas, la altitud y la posición topográfica (i.e., si la parcela se ubicaba en una cima, en una ladera sur, una ladera norte o un valle). De esas 120 parcelas en cada área rectangular, se seleccionó un subgrupo de parcelas que incluyeran a las cuatro posiciones topográficas en igual número y que estuvieran a más de 100 m de distancia entre sí. El número final de parcelas en las cuales se realizaron los censos de *P. australis* y *C. franchetii* fue 120: 20 a los 1270 msnm; 20 a los 1500; 20 a los 1730; 40 a los 1870 y 20 a los 2050 msnm. A partir de los 1500 msnm, se contó con parcelas dentro y fuera del Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica. Los bordes de ruta se excluyeron de los censos.

Los censos se realizaron durante septiembre y octubre de 2013. Con las coordenadas obtenidas en la imagen satelital, se ubicaron las parcelas en el campo con GPS. En cada parcela se determinó la

presencia o ausencia de *P. australis* y *C. franchetii* y se estimó visualmente la cobertura total de cada especie como porcentaje de la parcela. Además, se midieron las siguientes variables: pendiente (%), orientación (en las parcelas correspondientes a ladera sur y ladera norte), rugosidad (m), la cobertura (%) de roca (afloramiento y expuesta). En el caso de la vegetación, se estimó la cobertura de las principales formas de vida del sistema. Las formas de vida permiten resumir de un modo simple la fisonomía general de la parcela en la cual está establecida la planta focal (ver Cingolani *et al.*, 2003, 2004, 2022). Específicamente, se estimó visualmente el porcentaje de cobertura proyectada sobre la parcela del dosel arbóreo y arbustivo (excluyendo la planta focal), de vegetación tipo pajonal (i.e., gramíneas altas y en mata), y de graminoides y herbáceas (i.e., vegetación baja). Debido a la superposición espacial entre las distintas formas de vida, la cobertura vegetal total de cada parcela fue en algunos casos mayor al 100%. Además, se estimó visualmente la altura promedio de la vegetación como una media de la altura ponderada por las coberturas de la vegetación. También se registró la presencia de otras plantas invasoras. Las variables incluidas buscaron describir características del hábitat de las especies (Giorgis *et al.*, 2016). La vegetación se consideró, además, como un indicador de posibles interacciones de especies exóticas con las comunidades nativas (ej., facilitación, resistencia). En particular, algunos tipos de vegetación también se consideran indicadores de disturbios (ej., céspedes; Giorgis *et al.*, 2011; Cingolani *et al.*, 2014). La posición topográfica da indicios del microclima que experimentan las especies, así como de las características del suelo (Cingolani *et al.*, 2003; Giorgis *et al.*, 2016).

Análisis de datos

En una primera instancia, se comparó la cobertura (%) de las dos especies en la transecta altitudinal. Para ello se trabajó sólo con las parcelas donde alguna de las especies estuvo presente (47 parcelas en total). Se utilizó un modelo lineal cuyas variables predictoras fueron la especie, la altitud (como variable continua) y su interacción. La variable cobertura fue transformada con el logaritmo natural (de cobertura+1) para cumplir con el supuesto de normalidad de los errores y se incorporaron funciones de varianza en caso de

heterocedasticidad. Por simplicidad se trabajó solo la relación lineal con la altitud y no la relación cuadrática (que sí se incluyó en los modelos para cada especie por separado).

En una segunda instancia, evaluamos la importancia de las características del hábitat en la ocurrencia y la cobertura de cada una de las especies. Para ello, primero se realizó un Análisis de Componentes Principales con las variables medidas con el objetivo de obtener ejes que resuman las características de hábitat de las parcelas censadas (en adelante $ACP_{\text{hábitat}}$, Apéndice 1). La variable altura promedio de la vegetación no se incluyó en este análisis por tener datos faltantes, por lo que posteriormente se analizó su correlación con los ejes obtenidos en el $ACP_{\text{hábitat}}$. Las componentes principales 1 y 2 fueron utilizadas como variables explicativas al analizar los patrones de ocurrencia y cobertura de las especies. Para determinar la importancia de las variables medidas a campo en la ocurrencia de *C. franchetii* y de *P. australis*, se utilizó un modelo de regresión logística múltiple para cada especie por separado ($n=120$ parcelas). La variable respuesta fue la presencia o ausencia de cada especie. Como variables explicativas se utilizaron: la altitud como una variable continua, la posición topográfica (cima, valle, ladera Sur, ladera Norte), la presencia (o ausencia) de otras invasoras distintas a *C. franchetii*, la presencia o ausencia de la otra especie de estudio (es decir, si *C. franchetii* estaba o no presente en cada parcela cuando el modelo se corre para *P. australis* y viceversa) y los dos primeros componentes principales del $ACP_{\text{hábitat}}$. Además, se incluyeron la forma cuadrática de altitud, ya que una inspección visual de los datos sugirió algunas relaciones unimodales, y la interacción entre la posición topográfica y la altitud. Para la selección del conjunto de variables que mejor explicaba la presencia de las especies, se comenzó con el modelo saturado y se fueron eliminando las variables con mayor p-valor a partir de pruebas de razón de verosimilitud. Las variables con p-valor marginales (entre 0,05 y 0,1) se dejaron si implicaban una disminución del valor AIC del modelo (Zuur *et al.*, 2009; Dunn & Smith, 2018).

Finalmente, se evaluó la influencia de las variables explicativas sobre la cobertura mediante un modelo de regresión múltiple para cada especie por separado. En estos modelos se incluyeron solamente las parcelas donde se registró presencia

de las especies ($n=23$ para *P. australis* y $n=36$ para *C. franchetii*). Como variable respuesta se utilizó el logaritmo natural de la cobertura, a fin de cumplir con el supuesto de normalidad de los errores. Debido a que la nativa casi no estuvo presente en parcelas con invasoras, esa variable no se pudo incluir en el modelo de *P. australis*. Luego de una inspección visual de los datos, se incorporaron los términos cuadráticos para CP1 y CP2 del $ACP_{\text{hábitat}}$. La selección de las variables más relevantes se realizó con la misma metodología que en la regresión logística. En los casos necesarios se incorporó una función de varianza para cumplir con el supuesto de homogeneidad de varianzas (Di Rienzo *et al.*, 2017). Los análisis estadísticos y gráficos se realizaron utilizando los paquetes base (R Core Team, 2020), nmlle (Pinheiro *et al.*, 2020), car (Fox & Weisberg, 2019) y ggplot2 (Wickham, 2016) de R (v. 4.0.2) y el software Infostat (v. 2020p; Di Rienzo *et al.*, 2020).

RESULTADOS

Polylepis australis estuvo presente en 23 de las 120 parcelas censadas (19,2%) y se la encontró en parcelas a partir de los 1700 msnm. *Cotoneaster franchetii* estuvo presente en 37 de las parcelas censadas (30,8%), llegando hasta los 1920 msnm en la transecta. Por otra parte, la cobertura promedio y máxima por parcela fueron mayores para *P. australis* (12,48% y 45,0%, respectivamente) que para la invasora (4,64% y 35%, respectivamente), indicando que *C. franchetii* tiene una tendencia a estar presente en más parcelas, pero con una cobertura menor que la nativa (Tabla 1). Al comparar la cobertura de las especies en el gradiente altitudinal, se obtuvo un efecto significativo de la interacción especie \times altitud ($F=70,00$; $p<0,0001$). La cobertura de *P. australis* tuvo una tendencia a aumentar con la altitud, mientras que la cobertura de *C. franchetii* tuvo una tendencia a disminuir con la altitud (Fig. 1). Además, se corroboró que la cobertura promedio por parcela de *P. australis* fue mayor que la de *C. franchetii* a mayor altitud, mientras que la de *C. franchetii* fue mayor que la de *P. australis* en los sitios más bajos (Fig. 1).

Al resumir las características de hábitat de las parcelas censadas mediante el $ACP_{\text{hábitat}}$ en el extremo positivo de la componente principal 1 (CP1) se observaron parcelas con mayor pendiente y rugosidad

Tabla 1. Medidas resumen de la presencia y la cobertura de *P. australis* y *C. franchetii* en 120 parcelas censadas a lo largo de la transecta de estudio. "Sitio Altitudinal" se refiere a la altitud de referencia a la cual están asociadas las parcelas censadas. La cobertura se expresa en porcentaje de la parcela censada. La media considera solo las parcelas con cobertura (y entre paréntesis considerando todas las parcelas censadas).

Especie	Sitio Altitudinal	Ocurrencia		Cobertura (% de la parcela)		
		Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)	Promedio	Minima	Máxima
<i>P. australis</i>	1270	0	0	-	-	-
	1500	0	0	-	-	-
	1730	10	50	18,4 (9,2)	1	45
	1870	6	15	4,3 (0,6)	0,01	18
	2050	7	35	11,1 (3,9)	0,5	32
<i>C. franchetii</i>	1270	4	20	1,6 (0,3)	0,5	3
	1500	14	70	8,8 (6,2)	0,1	35
	1730	15	75	2,3 (1,7)	0,2	5
	1870	4	10	1,9 (0,2)	1	3
	2050	0	0	-	-	-

y cobertura de roca, y, en el extremo negativo, parcelas con relieve más plano y con mayor cobertura de vegetación tipo pajonal (i.e., gramíneas en mata). A lo largo de la componente principal 2 (CP2) se observaron, hacia el extremo positivo, las parcelas con predominio de vegetación baja (herbáceas y graminoides), mientras que hacia el extremo más negativo se ubican las parcelas con más pajonal. La variable altura promedio de la vegetación no se correlacionó de manera significativa con ninguno de los componentes principales. La ocurrencia de la nativa *P. australis* estuvo asociada a todas las variables explicativas incluidas en el modelo, pero no a las interacciones ni a las formas cuadráticas (Tabla 2). La probabilidad de ocurrencia aumentó con la altitud (Fig. 2A) y hacia el extremo positivo del CP1 (Fig. 2B), es decir hacia parcelas con más pendiente y rocas y con menos cantidad de gramíneas en mata. Además, la probabilidad de ocurrencia disminuyó hacia el extremo positivo del CP2, es decir que una mayor cobertura de plantas herbáceas y graminoides en la parcela se asoció negativamente con la ocurrencia de *P. australis* (Fig. 2C). La posición topográfica también explicó la probabilidad de ocurrencia de esta especie, siendo mayor en valles y laderas sur en comparación con posiciones en cimas y laderas norte (Fig. 2). La

ocurrencia de *P. australis* fue mayor en parcelas sin otras especies invasoras (i.e., distintas a *C. franchetii*), pero ocurrió con mayor frecuencia en parcelas en las que estaba presente *C. franchetii* (Fig. 2). Por otra parte, la ocurrencia de la invasora *C. franchetii* estuvo asociada de manera unimodal con la altitud, con una probabilidad de ocurrencia mayor en altitudes

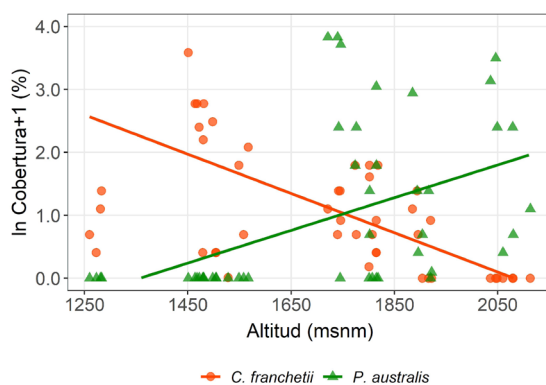


Fig. 1. Cobertura (ln del porcentaje de la parcela) de *C. franchetii* y *P. australis* en una transecta altitudinal de las Sierras Grandes de Córdoba. Las líneas representan la tendencia para cada especie según el modelo lineal ajustado.

Tabla 2. Análisis de la Devianza sobre las variables explicativas seleccionadas en las regresiones logísticas para datos de ocurrencia de *P. australis* y *C. franchetii* en 120 parcelas censadas en la transecta de estudio.

Especie	Variable explicativa	g.l.	χ^2	p-valor
<i>P. australis</i>	Altitud	1	19,65	<0,0001
	Topografía	3	9,27	0,0259
	CP1	1	8,49	0,0036
	CP2	1	5,70	0,0170
	Invasoras	1	7,24	0,0071
	Presencia <i>C. franchetii</i>	1	9,89	0,0017
<i>C. franchetii</i>	Altitud	1	46,17	<0,0001
	Altitud ²	1	49,42	<0,0001
	Topografía	3	15,86	0,0012
	CP1	1	12,81	0,0003
	Presencia <i>P. australis</i>	1	8,28	0,0040

intermedias (Tabla 2, Fig. 3A). Al igual que *P. australis* la probabilidad de ocurrencia de esta especie fue mayor hacia los parches con mayor pendiente y cobertura de roca, y menor cobertura de gramíneas (relación positiva con el CP1, Tabla 2, Fig. 3B) y en posiciones de valle y ladera sur en comparación con cimas y laderas norte (Fig. 3). Asimismo, su ocurrencia fue más probable en parcelas donde *P. australis* estaba presente (Fig. 3), pero a diferencia de la nativa, no se asoció a la presencia o ausencia de otras especies invasoras.

A diferencia del patrón de ocurrencia, la cobertura de la nativa presentó una relación cuadrática con la altitud (Tabla 3), siendo menor en las altitudes intermedias del rango donde la especie estuvo presente (i.e., parcelas alrededor de los 1900 msnm; Fig. 4). También presentó una relación cuadrática con el CP2. Considerando las parcelas donde estaba presente, la cobertura de *P. australis* fue mayor en parcelas con coberturas bajas a intermedias de plantas herbáceas y graminoides (Fig. 4B). Además, la cobertura promedio por parcela fue mayor en laderas sur y valles en comparación con cimas y laderas norte, coincidiendo con el patrón de ocurrencia (Fig. 4). En el caso de la invasora *C. franchetii*, sólo dos variables explicativas

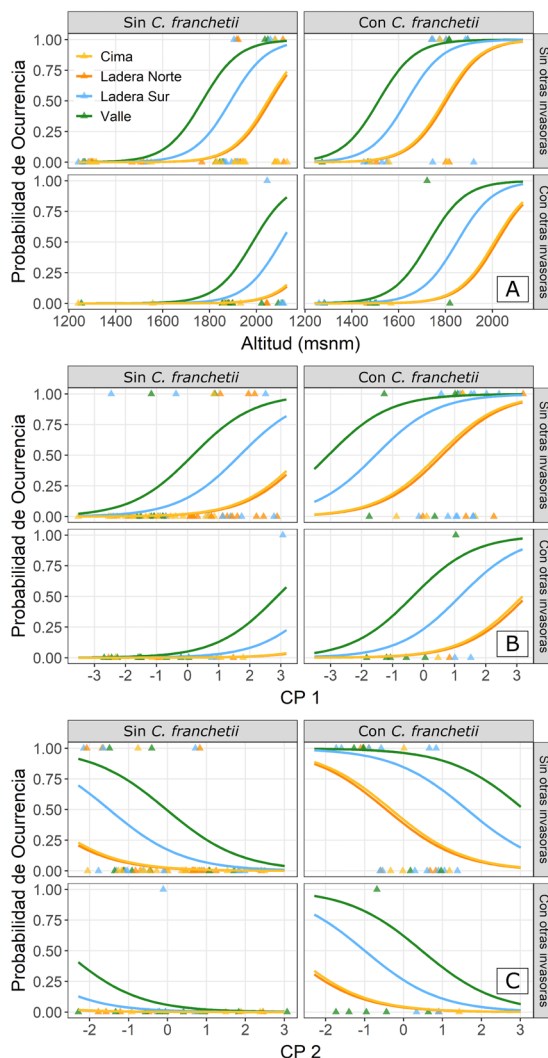


Fig. 2. Probabilidad de ocurrencia de *P. australis* en función de las variables seleccionadas en el modelo de regresión logística. Para cada variable explicativa continua se graficaron las curvas de tendencia considerando las combinaciones de las variables explicativas discretas (posición topográfica, presencia de *C. franchetii* y presencia de otras especies invasoras) y manteniendo las otras variables continuas fijas en el valor donde la probabilidad de ocurrencia de *P. australis* fue mayor (ej., mediana, P_{25} , P_{75}). **A:** Probabilidad en función de la variable continua altitud. **B:** Probabilidad en función de la variable continua CP1. **C:** Probabilidad en función de la variable continua CP2. Valores mayores del CP1 representan parcelas con mayor cobertura de roca, mayor pendiente y menor cobertura de pajonal. Valores mayores del CP2 representan parcelas con mayor cobertura de especies herbáceas y graminoides bajas.

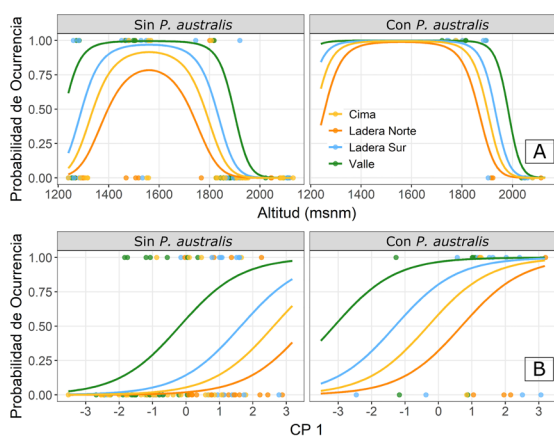


Fig. 3. Probabilidad de ocurrencia de *C. franchetii* en función de las variables seleccionadas en el modelo de regresión logística. Para cada variable explicativa continua se graficaron las curvas de tendencia considerando las combinaciones de las variables explicativas discretas (posición topográfica y presencia de *P. australis*) y manteniendo las otras variables continuas fijas en el valor donde la probabilidad de ocurrencia de *C. franchetii* fue mayor (ej., mediana, P_{25} , P_{75}). **A:** Probabilidad en función de la variable continua altitud. **B:** Probabilidad en función de la variable continua CP1. Valores mayores del CP1 representan parcelas con mayor cobertura de roca, mayor pendiente y menor cobertura de pajonal.

Tabla 3. Análisis de la varianza sobre las variables explicativas seleccionadas en el modelo de regresión múltiple para los datos de cobertura (ln del porcentaje de la parcela) de *P. australis* y *C. franchetii*, considerando solo las parcelas donde estaban presentes (n=23 en *P. australis*, n= 36 en *C. franchetii*).

Especie	Variable explicativa	g.l.	F	p-valor
<i>P. australis</i>	Altitud	1	6,30	0,0240
	Altitud ²	1	6,19	0,0251
	Tpografía	3	4,27	0,0229
	CP2	1	8,23	0,0117
	CP2 ²	1	13,51	0,0022
<i>C. franchetii</i>	Altitud	1	2,46	0,1270
	Altitud ²	1	2,88	0,0998
	CP1	1	6,89	0,0133
	CP1 ²	1	4,82	0,0358

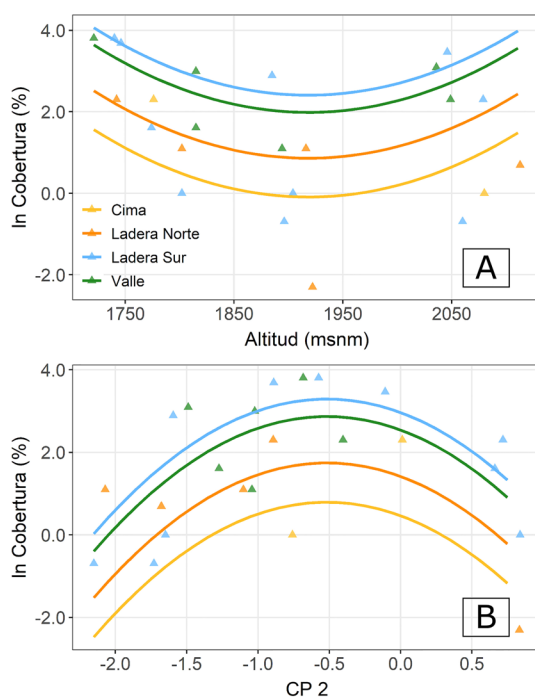


Fig. 4. Cobertura (ln del porcentaje de la parcela) de *P. australis* en función de las variables seleccionadas en el modelo de regresión múltiple. Para cada variable explicativa continua se graficaron las curvas de tendencia para cada nivel del factor posición topográfica y manteniendo la otra variable continua fija en el valor donde la cobertura promedio de la especie fue mayor (ej., mediana, P_{25} , P_{75}). **A:** Cobertura en función de la variable continua altitud. **B:** Cobertura en función de la variable continua CP2. Valores mayores del CP2 representan parcelas con mayor cobertura de especies herbáceas y gramíneas bajas.

fueron seleccionadas al analizar la cobertura. Esta variable se relacionó de manera significativa y cuadrática con el CP1 (Tabla 3). Considerando solo las parcelas donde estuvo presente, la cobertura de la invasora fue mayor en parcelas con coberturas intermedias a bajas de pajonal, intermedias a altas de roca y con pendientes moderadas (Fig. 5). Por otra parte, no hubo un efecto significativo de la altitud sobre la cobertura de la exótica (Tabla 3). Asimismo, a diferencia de lo descrito para la nativa, la cobertura promedio por parcela de *C. franchetii* no se vió afectada por la posición topográfica (Tabla 3).

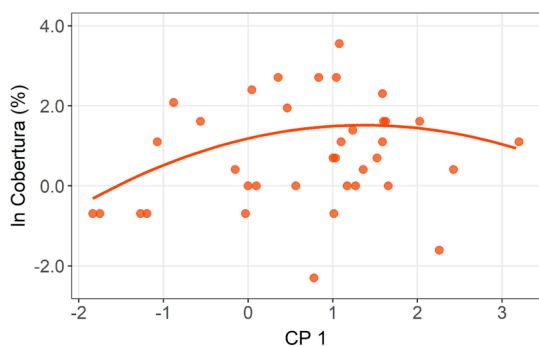


Fig. 5. Cobertura (ln del porcentaje de la parcela) de *C. franchetii* en función del CP1, la única variable significativa ($p < 0,05$) seleccionada en el modelo de regresión múltiple. Para graficar la curva de tendencia se mantuvo fija la altitud en el valor donde la cobertura promedio de la especie fue mayor.

DISCUSIÓN

En este trabajo evaluamos y comparamos los patrones de ocurrencia y de cobertura de una de las principales leñosas invasoras de las Sierras Grandes de Córdoba, *C. franchetii*, y de la leñosa nativa dominante, *P. australis*, en la vegetación natural donde ambas especies coexisten para indagar si responden a la heterogeneidad ambiental típica de los ecosistemas de montaña de manera similar. Los resultados indican que ambas especies están presentes con mayor frecuencia en hábitats similares. Por el contrario, al menos con la presión de propágulos y el tiempo de residencia actual, una vez que la invasora está establecida tendría menores limitaciones que la nativa para aumentar su cobertura en los distintos hábitats, lo cual sugiere una elevada tolerancia ambiental. Esta condición de amplia tolerancia ambiental coincide con las características que se proponen para las especies invasoras exitosas en la Hipótesis de Filtros Ecológicos Direccionales (Alexander *et al.*, 2011). Cabe mencionar que dicha hipótesis fue elaborada para explicar el proceso de invasión hacia mayores altitudes a través de rutas y caminos. Nuestro trabajo sugiere que una amplia tolerancia climática y ambiental también podrían favorecer la expansión de algunas especies de plantas exóticas hacia y en la vegetación natural. Los resultados obtenidos también coinciden con un estudio realizado en la

misma área, donde se propuso que *C. franchetii* podría expandirse tanto en la altitud como en gradientes locales vinculados con la topografía y el suelo, a partir de una estrategia estrés tolerante que caracteriza a los individuos adultos de esta especie (Ferrero *et al.*, 2022).

Los patrones de distribución indicaron que en el momento de realizar este relevamiento había una separación de las especies en la altitud: *C. franchetii* fue más frecuente y tuvo una mayor cobertura hacia los sitios más bajos del gradiente y *P. australis* en sitios más elevados (Tabla 1, Fig. 1). Además, se observó que *C. franchetii* tuvo una menor cobertura promedio por parcela que *P. australis*, pero su ocurrencia fue elevada a lo largo de la transecta altitudinal y llegó a superar la de la nativa en algunas altitudes donde coexisten (Tabla 1). Este patrón, junto con el hecho de que la cobertura de la especie invasora parece estar poco limitada por factores ambientales, dan cuenta del elevado potencial invasor de la especie tanto en la altitud como a nivel local (Giorgis *et al.*, 2011; Paiaro *et al.*, 2011; Ferrero *et al.*, 2022). Vale destacar que *C. franchetii* tuvo mayor probabilidad de ocurrir en las altitudes intermedias de la transecta (i.e., 1500-1730 msnm). Este patrón altitudinal de ocurrencia de la invasora puede interpretarse de dos maneras diferentes. En primer lugar, es posible que las altitudes intermedias correspondan al óptimo para el establecimiento de la especie. En este sentido, en su rango nativo *C. franchetii* es característica de ambientes montañosos rocosos y de rangos altitudinales similares (entre 1600 y 2900 msnm, con referencias de recolección en latitudes entre los 23 y 33° N; Lindgi & Branch, 2003). Asimismo, en las Sierras Grandes de Córdoba, el gradiente altitudinal de precipitaciones y temperatura determinan que a menores altitudes predomine el estrés hídrico (baja precipitación y mayor temperatura), mientras que en el extremo de mayor altitud el estrés está principalmente determinado por las bajas temperaturas (acompañada por una mayor precipitación y humedad del suelo). En consecuencia, es posible que las altitudes intermedias tengan las mejores condiciones climáticas para el establecimiento de *C. franchetii*. En este sentido, ya se ha sugerido que en las Sierras Grandes de Córdoba altitudes intermedias (1300 a 1700 msnm) serían óptimas para el desarrollo de varias especies invasoras leñosas, no solo por sus

condiciones climáticas más benignas, sino también porque, en la actualidad, prácticamente no existen bosques nativos a esa altitud (Giorgis *et al.*, 2017, 2021; Cingolani *et al.*, 2022). La interpretación alternativa al patrón de ocurrencia altitudinal de la invasora es que haya un foco de introducción en la altitud intermedia de la transecta estudiada, que constituya una fuente de propágulos a partir de la cual la especie colonizó primero estas altitudes intermedias de la transecta y que desde allí se esté expandiendo hacia ambos extremos altitudinales. En este sentido, próximo al área de estudio, a los 1500 msnm se encuentran un parador de montaña y una escuela rural con una gran densidad de *C. franchetii* que podrían actuar como fuentes de propágulos. Esta segunda inferencia indicaría que aún persiste un efecto importante de la presión de propágulos a partir de los focos de posible introducción y del tiempo de residencia en la invasión sobre la vegetación natural, principalmente para el establecimiento de la especie. Por otra parte, los individuos adultos de *C. franchetii* han sido caracterizados con una estrategia tolerante al estrés y una mejor aptitud promedio que los de la nativa *P. australis* (Ferrero *et al.*, 2022), lo que podría explicar por qué la altitud pierde relevancia al evaluar la cobertura de la especie.

Con respecto a la respuesta de ambas especies a la variabilidad ambiental local que caracteriza el sistema, los patrones de ocurrencia sugieren una coincidencia en cuanto a las preferencias de hábitat. Por un lado, ambas especies fueron más frecuentes en las topografías de ladera sur, en especial con mayor pendiente (representada en el CP1), y de valles en comparación con laderas norte y cimas (Figs. 2 y 3). Esto probablemente se deba a que los ambientes de quebradas, valles y laderas con pendientes pronunciadas poseen condiciones ambientales más benignas: brindan mayor protección contra el viento y presentan mayor concentración de niebla y humedad, lo que disminuye el riesgo de heladas y de congelamiento del suelo. Además, pueden limitar algunos disturbios como el fuego y el acceso del ganado, principalmente cuando existen afloramientos rocosos (Cabido & Acosta, 1985; Cingolani *et al.*, 2003). La ocurrencia de ambas especies también estuvo asociada a parcelas con menor cobertura de pajonal y más cobertura de roca. Es probable que esto se deba a la fuerte competencia por espacio

y recursos que ejercen las gramíneas en mata de gran porte en el sistema de estudio, reduciendo la riqueza de especies cuando dominan la vegetación (Acosta *et al.*, 1992; Cingolani *et al.*, 2014). Esto sugiere que tanto *P. australis* como *C. franchetii* se establecerían más fácilmente en sitios donde la vegetación es más abierta, donde podrían encontrar menor competencia en los estadios iniciales del ciclo de vida, contando con más acceso a la luz y a recursos que puedan ser limitados.

La coincidencia en términos de preferencia de hábitat de ambas especies tiene evidentes consecuencias para la conservación de los bosquecillos de altura. Es decir, más allá del carácter generalista de la invasora, su máxima ocurrencia en hábitats similares a los dominados por *P. australis* podría implicar un escenario futuro de competencia en los ya amenazados relictos de bosquecillos de altura. En efecto, dentro del Parque ya se pueden encontrar parches codominados por *P. australis*, *Maytenus boaria* (maitén) y esta invasora (Tapella *et al.*, 2021). En relación con esto, hay antecedentes que indican que *P. australis* actúa como nodriza de los renovales de *C. franchetii* en el área, pero que la relación recíproca no ocurre (Tapella *et al.*, 2021). La dinámica sucesional de estos nuevos ensamblajes leñosos y las interacciones entre las especies involucradas son un aspecto por estudiar. Por otra parte, es importante considerar que los hábitats donde la especie invasora es más frecuente y tiene mayor cobertura podrían actuar como “escalones” de condiciones más favorables (*stepping stones*, *sensu* Lembrechts *et al.*, 2018) permitiendo su expansión en la vegetación natural y posiblemente en la altitud. Asimismo, a partir de los resultados se puede suponer que los pajonales ejercerían una exclusión competitiva y, por lo tanto, que el disturbio actuaría como un facilitador de la expansión más allá de las vías de distribución (Pollnac & Rew, 2014; Lembrechts *et al.*, 2018; Haider *et al.*, 2022). Sin embargo, dado que las topografías donde la invasora ocurre más frecuentemente se caracterizan por una menor incidencia del fuego y cargas ganaderas más bajas, queda por evaluar si distintos tipos y niveles de disturbio pueden tener diferentes efectos en el proceso de invasión por leñosas en la vegetación natural de los ecosistemas de montaña (Marcora *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

En conjunto, nuestros resultados indican que, al igual que en la expansión altitudinal (Alexander *et al.*, 2011), una elevada tolerancia ambiental promovería la invasión por leñosas hacia y en la vegetación natural en los ecosistemas de montaña. Además, indican que la variabilidad microambiental así como las interacciones con la vegetación nativa tienen relevancia en la dinámica de estas invasiones y deben abordarse al evaluar la expansión más allá de las vías de distribución (Pollnac & Rew, 2014; Lembrechts *et al.*, 2018; Tapella *et al.*, 2021). El disturbio aparece como un factor que podría ser clave en estadios más avanzados de la invasión (Pollnac & Rew, 2014; Lembrechts *et al.*, 2018; Haider *et al.*, 2022), aunque trabajos específicos son necesarios en el área de estudio. Conocer los hábitats a través de los cuales una especie exótica puede expandirse en la vegetación natural aporta a la eficiencia de estrategias de detección, monitoreo y contención temprana de la invasión (ej., Pollnac & Rew, 2014; McDougall *et al.*, 2018; Foxcroft *et al.*, 2019). En este sentido, toman relevancia los estudios especie-específicos y la evaluación de factores a escalas locales (Joshi *et al.*, 2022; Kotowska *et al.*, 2002). Los patrones observados sugieren que *C. franchetii* se está expandiendo en el área principalmente a través de “parches” con condiciones ambientales locales más benignas y con vegetación más bien abierta (probablemente permitiendo un mayor acceso a la luz; Tapella *et al.*, 2021), donde la especie podría establecerse más fácilmente. Además, los resultados sugieren que una vez que la especie está establecida, su cobertura sólo dependería del tiempo de residencia ya que no estaría limitada por las condiciones del ambiente local. En conjunto, *C. franchetii* tendría una elevada capacidad invasora en la vegetación natural de las Sierras Grandes de Córdoba, y por lo tanto significa una amenaza para las áreas protegidas de la zona (especialmente considerando que han transcurrido varios años desde la realización del relevamiento de campo y, por lo tanto, el avance de la invasión en el área debe ser aún mayor). Por sus características ecológicas así como la presencia de dispersores en todo el gradiente altitudinal (Díaz Vélez *et al.*, 2018; Juncosa Polzella, 2019), *C. franchetii* no estaría limitada en su distribución en estas montañas. Asimismo, la expansión de *C. franchetii* en el gradiente altitudinal puede constituir

un riesgo directo para *P. australis* considerando que ambas especies se ven favorecidas en los mismos hábitats y que la nativa puede favorecer el establecimiento de esta leñosa invasora, pero que no ocurre lo opuesto (Tapella *et al.*, 2021). Los pajonales serían hábitats capaces de demorar el establecimiento de *C. franchetii* y, por lo tanto, la conservación de esta vegetación sin disturbios podría ser de importancia. Por otra parte, especies exóticas que aún no han logrado expandirse, pero que presentan características de amplia tolerancia ambiental y climática como *C. franchetii*, merecen un seguimiento específico, principalmente si *a priori* no presentan limitaciones en su dispersión. Con respecto al interrogante de si las plantas leñosas invasoras en montañas responden a la heterogeneidad ambiental de manera similar a las especies nativas, o si pueden ocupar una mayor variedad de hábitats por ser más generalistas, este estudio provee nueva evidencia a favor de la segunda opción. Futuros estudios deberán realizarse para evaluar la generalidad del patrón.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

MCF, DEG y PAT diseñaron la investigación y colectaron los datos. MCF realizó los análisis estadísticos. Todas las autoras y el autor participaron en la interpretación de los resultados. MCF escribió una primera versión del manuscrito, la cual fue mejorada con la colaboración y el aporte crítico de todo el grupo de autores y autoras.

AGRADECIMIENTOS

A I. Torgue, M. Sosa-Pivatto y C. Furey por su colaboración con el trabajo de campo. A la Administración de Parques Nacionales Región Centro y a guardaparques y brigadistas del PN Quebrada del Condorito por autorizar y facilitar la realización de este trabajo de investigación (DCR 223). Al editor, a un/a revisor/a anónimo/a y, especialmente, a F. Yannelli por sus valiosos comentarios y observaciones. Este trabajo fue financiado por la Universidad Nacional de Córdoba, el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (PIP 11220110100873 y beca doctoral de Conicet a MCF) y la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2016 0077).

BIBLIOGRAFÍA

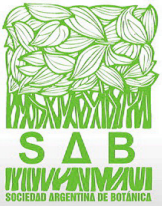
- ACOSTA, A., S. DIAZ & M. MENGHI. 1992. Patrones comunitarios a diferentes escalas espaciales en pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. *Rev. Chilena Hist. Nat.* 65: 195-207.
- ALEXANDER, J. M., C. KUEFFER, C. C. DAEHLER, P. J. EDWARDS, A. PAUCHARD, T. SEIPEL & MIREN Consortium. 2011. Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *PNAS* 108: 656-661. <https://doi.org/10.1073/pnas.101313610>
- ALEXANDER, J. M., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, C. DAEHLER, S. HAIDER, C. KUEFFER, G. LIU, K. MCDOUGALL, A. MILBAU, A. PAUCHARD, L. J. REW & T. SEIPEL. 2016. Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alp. Bot.* 126: 89-103. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8>
- ÁLVAREZ, M. A., A. A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ, L. J. BONJOUR, J. J. LEMBRECHTS, R. E. M. WEDEGÄRTNER & V. ASCHERO. 2022. Hiking and livestock favor non-native plants in the high Andes. *Biol. Invasions* 24: 3475-3488. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02851-1>
- APN (ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES). 2017. *Plan de Gestión del Parque Nacional Quebrada del Condorito*. Administración de Parques Nacionales, Córdoba.
- ARGAÑARAZ, J. P., G. GAVIER-PIZARRO, M. ZAK & L. M. BELLIS. 2015. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecol.* 11: 55-73. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1101055>
- CABIDO, M. & A. ACOSTA. 1985. Estudio fitosociológico de *Polilepys australis* Bitt. ('Tabaquillo') en las Sierras de Córdoba, Argentina. *Doc. phytosociologiques* 9: 385-400.
- CABIDO, M., R. BREIMER & G. VEGA. 1987. Plant communities and associated soil types in a high plateau of the Córdoba mountains, central Argentina. *Mt. Res. Dev.* 7: 25-42. <https://doi.org/10.2307/3673322>
- CABIDO, M., G. FUNES, E. PUCHETA, F. VENDRAMANI & S. DÍAZ. 1998. A chorological analysis of the mountains from Central Argentina. Is all what we call Sierra Chaco really Chaco? Contribution to the study of the flora and vegetation of the Chaco. *Candollea* 53: 321-331.
- CABIDO, M., A. ANTÓN, M. CABRERA, A. M. CINGOLANI, I. DI TADA, L. ENRICO, G. FUNES, G. HARO, J. POLOP, D. RENISON, V. RODRÍGUEZ, J. ROQUÉ GARZÓN, C. ROSACHER & M. ZAK. 2003. *Línea de base y programa de monitoreo de la biodiversidad del Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Provincial Pampa de Achala*. Administración de Parques Nacionales, Córdoba.
- CABIDO, M., M. A. GIORGIS & M. TOURN. 2010. Guía para una excursión botánica en las Sierras de Córdoba. *Bol. Soc. Arg. Bot.* 45: 209-219.
- CABIDO, M., S. R. ZEBALLOS, M. ZAK, M. L. CARRANZA, M. A. GIORGIS, J. J. CANTERO & A. T. R. ACOSTA. 2018. Native woody vegetation in central Argentina: classification of Chaco and Espinal forests. *Appl. Veg. Sci.* 21: 298-311. <https://doi.org/10.1111/avsc.12369>
- CABRERA, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: KUGLER, W. F. (ed.), *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*, pp. 1-85. Acme, Buenos Aires.
- CAVIERES, L. A., C. L. QUIROZ & M. A. MOLINA-MONTENEGRO. 2008. Facilitation of the non-native *Taraxacum officinale* by native nurse cushion species in the high Andes of central Chile: are there differences between nurses? *Funct. Ecol.* 22: 148-156. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01338.x>
- CAVIERES, L. A., R. W. BROOKER, B. J. BUTTERFIELD, B. J. COOK, Z. KIKVIDZE... & R. M. CALLAWAY. 2014. Facilitative plant interactions and climate simultaneously drive alpine plant diversity. *Ecol. Lett.* 17: 193-202. <https://doi.org/10.1111/ele.12217>
- CAVIERES, L. A. 2021. Facilitation and the invasibility of plant communities. *J. Ecol.* 109: 2019-2028. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13627>
- CINGOLANI, A. M., M. R. CABIDO, D. RENISON & V. SOLÍS NEFFA. 2003. Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *J. Veg. Sci.* 14: 223-32. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02147.x>
- CINGOLANI, A. M., D. RENISON, M. R. ZAK & M. R. CABIDO. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sens. Environ.* 92: 84-97. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.05.008>
- CINGOLANI, A. M., D. RENISON, P. A. TECCO, D. E. GURVICH & M. CABIDO. 2008. Predicting cover

- types in a mountain range with long evolutionary grazing history: a GIS approach. *J. Biogeogr.* 35: 538-551.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01807.x>
- CINGOLANI, A. M., M. V. VAIERETTI, M. A. GIORGIS, M. POCA, P. A. TECCO & D. E. GURVICH. 2014. Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores? *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 16: 143-153.
<https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.04.002>
- CINGOLANI, A. M., M. POCA, M. A. GIORGIS, M. V. VAIERETTI, D. E. GURVICH, J. I. WHITWORTH-HULSE & D. RENISON. 2015. Water provisioning services in a seasonally dry subtropical mountain: Identifying priority landscapes for conservation. *J. Hydrol.* 525: 178-187.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.041>
- CINGOLANI, A. M., M. A. GIORGIS, L. E. HOYOS & CABIDO, M. 2022. La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 57: 65-100.
<https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>
- COLLADÓN, L. 2014. *Anuario pluviométrico 1992-2012. Cuenca del Río San Antonio, Sistema del Río Suquia, Provincia de Córdoba.* Instituto Nacional del Agua y del Ambiente (INA) y Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (CIRSA), Córdoba.
- DI RIENZO, J. A., E. MACCHIAVELLI & F. CASANOVES. 2017. *Modelos lineales mixtos: aplicaciones en InfoStat. Actualización 2017.* Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.
- DI RIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA & C. W. ROBLEDO. 2020. InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- DÍAZ VÉLEZ, M. C., A. N. SÉRSIC, A. TRAVESET & V. PAIARO. 2018. The role of frugivorous birds in fruit removal and seed germination of the invasive alien *Cotoneaster franchetii* in central Argentina. *Austral Ecol.* 43: 558-566. <https://doi.org/10.1111/aec.12592>.
- DIETZ, H. & P. J. EDWARDS. 2006. Recognition that causal processes change during plant invasion helps explain conflicts in evidence. *Ecology* 87: 1359-67. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1359:RTCPCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1359:RTCPCD]2.0.CO;2)
- DUNN, P. K. & G. K. SMYTH. 2018. *Generalized linear models with examples in R.* Springer Science+Business Media, New York.
- FERRERO, M. C., P. A. TECCO & D. E. GURVICH. 2022. Is intraspecific variability an advantage in mountain invasions? Comparing functional trait variation in an invasive and a native woody species along multiple environmental gradients. *Biol. Invasions* 24: 1393-1412.
<https://doi.org/10.1007/s10530-021-02722-1>
- FOX, J. & S. WEISBERG. 2019. *An R Companion to Applied Regression.* 3rd ed. Sage Publications, California. Disponible en: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON, J. PERGL & P. E. HULME. 2013. The bottom line: impacts of alien plant invasions in protected areas. En: FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.), *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*, pp. 19-41. Springer Science+Business Media, Dordrecht.
<https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7>
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON, P. GENOVESI & S. MACFADYEN. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biol. Invasions* 19: 1353-78.
<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z>
- FOXCROFT, L. C., D. SPEAR, N. J. VAN WILGEN & M. A. MCGEOCH. 2019 Assessing the association between pathways of alien plant invaders and their impacts in protected areas. *NeoBiota* 43: 1-25. <https://doi.org/10.3897/NEOBIOTA.43.29644>
- FUENTES-LILLO, E., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, A. JIMÉNEZ, S. HAIDER, A. BARROS & A. PAUCHARD. 2021. Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. *Biol. Invasions* 23: 3671-3686.
<https://doi.org/10.1007/s10530-021-02602-8>
- GIORGIS, M. A., A. M. CINGOLANI, P. A. TECCO, M. CABIDO, M. POCA & H. VON WEHRDEN. 2016. Testing alien plant distribution and habitat invasibility in mountain ecosystems: growth form matters. *Biol. Invasions* 18: 2017-2028.
<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1148-8>
- GIORGIS, M. A., A. M. CINGOLANI, D. E. GURVICH, P. A. TECCO, J. CHIAPPELLA, F. CHIARINI & M. CABIDO. 2017. Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation

- gradients in central Argentina. *Appl. Veg. Sci.* 20: 558-71. <https://doi.org/10.1111/avsc.12324>
- GIORGIS, M. A., M. V. PALCHETII, R. MORERO, M. CABIDO, J. O. CHIAPELLA & A. M. CINGOLANI. 2021. Flora vascular de las montañas de Córdoba (Argentina): características y distribución de las especies a través del gradiente altitudinal. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56: 327-345. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v56.n3.30355>
- GIORGIS, M. A., P. A. TECCO, A. M. CINGOLANI, D. RENISON, P. MARCORÀ & V. PAIARO. 2011. Factors associated with woody alien species distribution in a newly invaded mountain system of central Argentina. *Biol. Invasions* 13: 1423-34. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9900-y>
- GOOGLE EARTH. 2012. Google Earth Pro version 6.2. Google Inc., Mountain View, CA, USA. Disponible en: <https://www.google.com/earth/about/>
- GUO, Q., S. FEI, Z. SHEN, B. V. IANNONE, J. KNOTT & S. L. CHOWN. 2018. A global analysis of elevational distribution of non-native versus native plants. *J. Biogeogr.* 45: 793-803. <https://doi.org/10.1111/jbi.13145>
- HAIDER, S., S. PALM, H. BRUELHEIDE, P. DE VILLEMEREUIL, A. MENZEL & S. LACHMUTH. 2022. Disturbance and indirect effects of climate warming support a plant invader in mountains. *Oikos*: e08783. <https://doi.org/10.1111/oik.08783>
- IPBES. 2019. Summary for policy makers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. En: DÍAZ, S., J. SETTELE, E. S. BRONDIZIO, H. T. NGO, M. GUEZE, J. AGARD, A. ARNETH, P. BALVANERA, K. A. BRAUMAN, S. H. M. BUTCHART, K. M. A. CHAN, L. A. GARIBALDI, K. ICHII J. LIU, S. M. SUBRAMANIAN, G. F. MIDGLEY, P. MILOSLAVICH, Z. MOLNÁR, D. OBURA, A. PFAFF, S. POLASKY, A. PURVIS, J. RAZZAQUE, B. REYERS, R. ROY CHOWDHURY, Y. J. SHIN, I. J. VISSEREN-HAMAKERS, K. J. WILLIS & C. N. ZAYAS (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- JOSHI, S., B. B. SHRESTHA, L. SHRESTHA, I. RASHID & S. ADKINS. 2022. Plant Invasions in Mountains. En: CLEMENTS, D. R., M.K. UPADHYAYA, S. JOSHI & A. SHRESTHA (eds.), *Global Plant Invasions*, pp. 279-330. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3_13
- JUNCOSA POLZELLA, A. S. 2019. *Variación en la efectividad de la dispersión de semillas del arbusto invasor *Cotoneaster franchetii* en un gradiente altitudinal*. Tesina de grado. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- KOTOWSKA, D., T. PÄRT, P. SKÓRKA, A.G. AUFFRET & M. ŽMIHORSKI. 2022. Scale dependence of landscape heterogeneity effects on plant invasions. *J. Appl. Ecol.* 59: 1313-1323. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14143>
- KÖRNER, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* 22: 569-574. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>
- KÖRNER, C. 2021. *Alpine Plant Life: Functional Plant Ecology of High Mountain Ecosystems*. 3rd ed. Springer Nature, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-59538-8>
- KUEFFER, C., K. MCDUGALL, J. ALEXANDER, C. DAEHLER, P. EDWARDS... & T. SEIPEL. 2013. Plant Invasions into Mountain Protected Areas: Assessment, Prevention and Control at Multiple Spatial Scales. En: FOXCROFT L. C., PYŠEK P., RICHARDSON D. M. & GENOVESI P. (eds), *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. pp. 89-113. Springer Science+Business Media, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7>
- LEMBRECHTS, J. J., A. PAUCHARD, J. LENOIR, M. A. NUÑEZ, C. GERON, A. VEN, P. BRAVO-MONASTERIO, E. TENEB, I. NIJS & A. MILBAU. 2016. Disturbance is the key to plant invasions in cold environments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 113: 14061-14066. <https://doi.org/10.1073/pnas.1608980113>
- LEMBRECHTS, J. J., J. LENOIR, M. A. NUÑEZ, A. PAUCHARD, C. GERON, G. BUSSÉ, A. MILBAU & I. NIJS. 2018. Microclimate variability in alpine ecosystems as stepping stones for non-native plant establishment above their current elevational limit. *Ecography* 41: 900-909. <https://doi.org/10.1111/ecog.03263>
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. J. LEMBRECHTS, R. E. M. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>
- LINGDI, L. & A. R. BRACH. 2003. *Cotoneaster Medikus*, Philos. Bot. 1: 154. 1789. *Flora of China* 9: 85-108.






- LLAMBÍ, L. D., A. DURBECQ, K. CÁCERES-MAGO, A. CÁCERES, L. RAMÍREZ, E. TORRES & Z. MÉNDEZ. 2020. Interactions between nurse plants and an exotic invader along a tropical alpine elevation gradient: growth form matters. *Alp. Bot.* 130: 59-73. <https://doi.org/10.1007/s00035-020-00235-6>
- MARCORA, P., I. HENSEN, D. RENISON, P. SELTMANN & K. WESCHE. 2008. The performance of *Polylepis australis* trees along their entire altitudinal range: Implications of climate change for their conservation. *Divers. Distrib.* 14: 630-636. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00455.x>
- MARCORA, P.I., A.E. FERRERAS, S.R. ZEBALLOS, G. FUNES, S. LONGO, C. URCELAY & P.A. TECCO. 2018. Contextdependent effects of fire and browsing on woody alien invasion in mountain ecosystems. *Oecologia* 188: 479-490. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4227-y>
- MARINI, L., A. BERTOLLI, E. BONA, G. FEDERICI, F. MARTINI, F. PROSSER & R. BOMMARCO. 2013. Beta-diversity patterns elucidate mechanisms of alien plant invasion in mountains. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22: 450-460. <https://doi.org/10.1111/geb.12006>
- MCDOUGALL, K. L., J. J. LEMBRECHTS, L. J. REW, S. HAIDER, L. A. CAVIERES... & J. M. ALEXANDER. 2018. Running off the road: roadside non-native plants invading mountain vegetation. *Biol. Invasions* 20: 3461-3473. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1787-z>
- MENGIST, W., T. SOROMESSA & G. LEGESE. 2020. Ecosystem services research in mountainous regions: A systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Sci. Total Environ.* 702: 134581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134581>
- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI, P. TOGNETTI... & R. J. C. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral.* 28: 40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PAIARO, V., M. CABIDO & E. PUCHETA. 2011. Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina. *Austral Ecol.* 36: 176-184. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02134.x>
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conserv. Biol.* 18: 238-248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. C. DAEHLER, J. ALEXANDER... & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486. <https://doi.org/10.1890/080072>
- PAUCHARD, A., A. MILBAU, A. ALBIHN, J. ALEXANDER, T. BURGESS... & C. KUEFFER. 2016. Non-native and native organisms moving into high elevation and high latitude ecosystems in an era of climate change: new challenges for ecology and conservation. *Biol. Invasions* 18: 345-353. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1025-x>
- PERRIGO, A., C. HOORN & A. ANTONELLI. 2020. Why mountains matter for biodiversity. *J. Biogeogr.* 47: 315-325. <https://doi.org/10.1111/jbi.13731>
- PINHEIRO J., D. BATES, S. DEBROY, D. SARKAR & R CORE TEAM. 2020. Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-148. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- POCA, M., A. M. CINGOLANI, D. E. GURVICH, J. I. WHITWORTH-HULSE & V. SAUR PALMIERI. 2017. La degradación de los bosques de altura del centro de Argentina reduce su capacidad de almacenamiento de agua. *Ecol. Austral* 28: 235-248. <https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.1.497>
- POLLNAC, F. W., T. SEIPEL, C. REPATH & L. J. REW. 2012. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Biol. Invasions* 14: 1753-1763. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0188-y>
- POLLNAC, F. W. & L. J. REW. 2014. Life after establishment: factors structuring the success of a mountain invader away from disturbed roadsides. *Biol. Invasions* 16: 1689-1698. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0617-6>
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, J. PERGL & J. WILD. 2011. Colonization of high altitudes by alien plants over the last two centuries. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 108: 439-440. <https://doi.org/10.1073/pnas.1017682108>
- PYŠEK, P., P. E. HULME, D. SIMBERLOFF, S. BACHER, T. M. BLACKBURN, J. T. CARLTON, W. DAWSON, F. ESSL, L. C. FOXCROFT & P. GENOVESI. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* 95: 1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical

- Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>
- RAHBK, C., M. K. BORREGAARD, R. K. COLWELL, B. DALSGAARD, B. G. HOLT, N. MORUETA-HOLME, D. NOGUES-BRAVO, R. J. WHITTAKER & J. FJELDSÅ. 2019. Humboldt's enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity? *Science* 365: 1108-1113. <https://doi.org/10.1126/science.aax0149>
- RAI, R. K., L. SHRESTHA, S. JOSHI & D. R. CLEMENTS. 2022. Biotic and Economic Impacts of Plant Invasions. En: CLEMENTS, D. R., M.K. UPADHYAYA, S. JOSHI & A. SHRESTHA (eds.), *Global Plant Invasions*. pp. 301-315. Springer Nature, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3>
- RENISON, D., I. HENSEN, R. SUAREZ & A. M. CINGOLANI. 2006. Cover and growth habit of *Polylepis* woodlands and shrublands in the mountains of central Argentina: human or environmental influence? *J. Biogeogr.* 33: 876-887. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01455.x>
- RICHARDSON, D. M. & M. REJMÁNEK. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Divers. Distrib.* 17: 788-809. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L. J. REW, C. C. DAEHLER, A. PAUCHAR, B. J. NAYLOR, J. M. ALEXANDER *et al.* 2012. Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21: 236-246. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00664.x>
- SHACKLETON, R. T., R. BIGGS, D. M. RICHARDSON & B. M. H. LARSON. 2018. Social-ecological drivers and impacts of invasion-related regime shifts: consequences for ecosystem services and human wellbeing. *Environ. Sci. Policy* 89: 300-314. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.08.005>
- SIMBERLOFF, D. & B. VON HOLLE. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biol. Invasions* 1: 21-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- STEYN, C., M. GREVE, M. P. ROBERTSON, J. M. KALWIJ & P. C. LE ROUX. 2017. Alien plant species that invade high elevations are generalists: support for the directional ecological filtering hypothesis. *J. Veg. Sci.* 28: 337-346. <https://doi.org/10.1111/jvs.12477>
- TAPPELLA, M. P., P. I. MARCORA & P. A. TECCO. 2021. Reciprocal interactions between a non-native shrub and the dominant native trees of a high mountain woodland: who benefits? *Biol. Invasions* 23: 53-67. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02355-w>
- TECCO, P. A., A. I. PAIS-BOSCH, G. FUNES, P. I. MARCORA, S. R. ZEBALLOS, M. CABIDO & C. URCELAY. 2016. Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina? *J. Plant Ecol.* 9: 380-392. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv064>
- TORRES, R. C., D. RENISON, I. HENSEN, R. SUAREZ & L. ENRICO. 2008. *Polylepis australis*' regeneration niche in relation to seed dispersal, site characteristics and livestock density. *For. Ecol. Manage.* 254: 255-260. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.007>
- VILÀ, M. & P. E. HULME. 2017. *Impact of biological invasions on ecosystem services*. Springer International Publishing. Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3>
- VIVIROLI, D., M. KUMMU, M. MEYBECK, M. KALLIO & Y. WADA. 2020. Increasing dependence of lowland populations on mountain water resources. *Nat. Sustain.* 3: 917-928. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0559-9>
- WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- ZHANG, W., D. YIN, D. HUANG, N. DU, J. LIU, W. GUO & R. WANG. 2015. Altitudinal patterns illustrate the invasion mechanisms of alien plants in temperate mountain forests of northern China. *For. Ecol. Manage.* 351: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.004>
- ZUUR, A. F., E. N. IENO, N. J. WALKER, A. A. SAVELIEV & G. M. SMITH. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science+Business Media, New York.



BASES PARA EL MANEJO ADAPTATIVO DE LA LEÑOSA INVASORA *ACACIA MELANOXYLON* (FABACEAE) EN LA RESERVA NATURAL PRIVADA PAITITI, SIERRAS DEL SISTEMA DE TANDILIA, ARGENTINA

BASES FOR THE ADAPTIVE MANAGEMENT OF THE INVASIVE WOODY *ACACIA MELANOXYLON* (FABACEAE) IN THE PAITITI PRIVATE NATURAL RESERVE, HILLS OF THE TANDILIA SYSTEM, ARGENTINA


Silvia C. Zaninovich^{1*}, Lorena Herrera², Nicolás G. Carro¹,
Esteban A. González Zugasti¹ & Lía Montti³


1. Reserva Natural Privada Paititi, Buenos Aires, Argentina
2. Grupo de Estudio de Agroecosistemas y Paisajes Rurales, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata. CONICET
3. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) e Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC), FCEyN, Universidad Nacional de Mar del Plata-CIC, Mar del Plata, Argentina

*sczaninovich@gmail.com

Citar este artículo

ZANINOVICH, S. C., L. HERRERA, N. G. CARRO, E. A. GONZÁLEZ ZUGASTI & L. MONTTI. 2023. Bases para el manejo adaptativo de la leñosa invasora *Acacia melanoxylon* (Fabaceae) en la Reserva Natural Privada Paititi, sierras del Sistema de Tandilia, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 37-58.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38462>

Recibido: 2 Ago 2022
Aceptado: 26 Oct 2022
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editor: Ramiro Aguilar 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: *Acacia melanoxylon* (Australian blackwood) is an invasive alien species that expands on remnants of native communities of the Paititi Private Nature Reserve (Tandilia System, Argentina). The objective of this work was to design an adaptive management plan to contain the spread of this species.

M&M: We quantified the area invaded between 2003 and 2020 and described the population structure of *A. melanoxylon* in sampling plots with two different invasion timeframes: recent and old invaded sites. We identified negative, positive, and neutral impacts of the invasion and proposed impact management strategies.

Results: We detected a spread of 23.3 ha over native environments in 17 years. Although the basal area of individuals was similar between recent and old invaded sites (18.3 m² ha⁻¹), the density was higher in recent invaded sites as compared to old invaded sites (3205 and 965 individuals ha⁻¹, respectively). We identified 26 impacts, 73% ecological and negative, and formulated a seven-step management proposal.

Conclusions: Our results allow us to begin understanding the impacts and dynamics of the invasion of *A. melanoxylon* and plan on its management. Although we use the reserve as a case study, the management plan can have a projection to other invaded areas of Tandilia. To achieve an efficient and effective invasion management, conservation and recovery of native environments, it will be necessary to conduct collaborative strategies among the different stakeholders involved in the management process.

KEY WORDS

Argentina, conservation, contention, control, impact-based intervention, invasive alien species, Pampa ecoregion.

RESUMEN

Introducción y objetivos: *Acacia melanoxylon* (acacia australiana) es una especie exótica invasora que se encuentra en expansión sobre relictos de comunidades nativas de la Reserva Natural Privada Paititi (Sistema de Tandilia, Argentina). El objetivo de este trabajo fue diseñar un plan de manejo adaptativo para contener el avance de esta especie.

M&M: Se cuantificó el área invadida entre 2003 y 2020 y se describió la estructura de poblaciones de *A. melanoxylon* en parcelas con dos diferentes tiempos de invasión: reciente y antigua. Se identificaron impactos negativos, positivos y neutros de la invasión y se propusieron estrategias para la gestión de impactos.

Resultados: Se detectó una invasión de 23,3 ha sobre los ambientes nativos en 17 años. El área basal de los individuos fue similar entre los sitios invadidos con diferente tiempo transcurrido (18,3 m² ha⁻¹). Sin embargo, la densidad fue mayor en sitios recientemente invadidos que en sitios con invasión antigua (3205 y 965 individuos ha⁻¹, respectivamente). Se identificaron 26 impactos, siendo el 73% ecológicos y negativos, y se formuló una propuesta de gestión de siete pasos.

Conclusiones: Estos resultados permiten comenzar a comprender la dinámica de la invasión para planificar el manejo de *A. melanoxylon*. Aunque se utilizó la reserva como caso de estudio, el plan de manejo puede proyectarse a otras áreas invadidas de Tandilia. El logro eficaz y efectivo del manejo de la invasión, conservación y recuperación de los ambientes nativos requerirá de ejecutar estrategias colaborativas entre los actores sociales implicados en el proceso de manejo.

PALABRAS CLAVE

Argentina, conservación, contención, control, ecorregión pampeana, especie exótica invasora, intervención basada en impactos.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana de Argentina, las presiones generadas por el proceso de agriculturización de los últimos años han generado que las especies exóticas invasoras (EEI) tomen protagonismo al afectar los ecosistemas nativos (Zalba & Villamil, 2002; De Rito *et al.*, 2020; Nanni *et al.*, 2020). Las EEI son especies transportadas e introducidas fuera de su distribución natural pasada o presente, que pueden sobrevivir, reproducirse y propagarse (Blackburn *et al.*, 2011). Algunas de ellas producen daños ambientales y/o económicos (CBD, 2002). Para la gestión de estas especies es necesario identificar no solo su presencia y abundancia sino también los impactos que generan o pueden generar, ya que algunos pueden ser negativos (e.g., extinción de especies, alteración en los ciclos de nutrientes), otros positivos (e.g., beneficios a nivel ecológico y económico) e incluso neutros (García-Díaz *et al.*, 2020). Estos impactos son percibidos de diferente manera por los distintos actores sociales de un territorio ocasionando en muchos casos intereses contrapuestos y complejizando su gestión (Estévez *et al.*, 2015; Shackleton *et al.*, 2019). Por lo tanto, tener en cuenta los diferentes tipos de impactos de una EEI permite definir prioridades de gestión para fortalecer los impactos positivos y mitigar los negativos, fomentando así el apoyo social y disminuyendo la posibilidad de conflictos (Crowley *et al.*, 2017). En este contexto, García-Díaz *et al.* (2020) propusieron seis criterios para darle efectividad a los planes de mitigación de los impactos negativos que causan las EEI (Fig. 1). Estos criterios permiten establecer objetivos claros basados en los impactos, contemplar el balance entre los mismos y evaluar el éxito de las estrategias a implementar.

Las invasiones de especies arbóreas sobre pastizales naturales generan cambios en la fisonomía de la vegetación original que afectan la biodiversidad (Bremer & Farley, 2010) y el funcionamiento de los ecosistemas (Zalba & Villamil, 2002; Rundel *et al.*, 2014; Yansen & Biganzoli, 2022). Por ejemplo, el reemplazo de pastizales por poblaciones de árboles puede modificar la cantidad de carbono orgánico del suelo y aumentar el reservorio en la biomasa aérea, lo que incrementa la carga de combustible y la vulnerabilidad a los incendios (Jobbágy *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2014; Veldman *et al.*, 2015),

que se traduce en mayores emisiones de carbono a la atmósfera (Friggens *et al.*, 2020; Nuñez *et al.*, 2021). Así, la pérdida y degradación de los pastizales nativos por efecto de los árboles invasores tiene consecuencias sobre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, que son difíciles de mitigar, y que pueden ser muy costosas para la sociedad; por lo que, conservar o restaurar estos ambientes es la alternativa más idónea.

Las áreas protegidas (AP) cumplen un rol fundamental en la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Watson *et al.*, 2014), aunque no están exentas de la presencia de EEI (Ezcurra & Puntieri, 2013; Brancatelli & Zalba, 2018; Hulme, 2018). Los cambios en el uso del suelo, la introducción de caminos y urbanizaciones en las inmediaciones de las AP promueven los procesos de invasión en estos sitios (Pauchard & Alaback, 2004; Gallardo *et al.*, 2017). Si bien los patrones de invasión de las EEI responden a procesos comunes, resultado de la interacción entre la presión de propágulos, la dispersión y el ambiente, es necesario evaluar cada AP de forma individual y definir estrategias particulares de manejo de las EEI dentro de las mismas (APN, 2007; Pauchard *et al.*, 2011). Debido a la complejidad del tema y al abordaje caso-dependiente, la mayoría de las AP carecen de estudios científicos sobre la estructura y dinámica de las EEI y las experiencias de manejo son escasas o están muy fragmentadas. De existir planes de manejo, los mismos suelen enfocarse, principalmente, en programas de control y erradicación (Brancatelli & Zalba, 2018) y, en menor medida, en la integración de las dimensiones ecológicas, socio-económicas y éticas transversales a las invasiones biológicas (Schüttler & Karez, 2008).

En la provincia de Buenos Aires, las sierras del Sistema de Tandilia se caracterizan por la presencia de pastizales y arbustales nativos (Frangi, 1975). Estas sierras son únicas en el paisaje rural pampeano por su geología y acervo natural y cultural, representando un *hotspot* para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Echeverría *et al.*, 2017; Sabatino *et al.*, 2017; De Rito *et al.*, 2020; Vera *et al.*, 2021; Herrera *et al.*, 2022). Actualmente, albergan más de 600 especies de plantas vasculares (Sabatino *et al.*, 2017), 100 especies de aves y decenas de especies de anfibios, reptiles y mamíferos nativos (Isacch *et al.*, 2016;

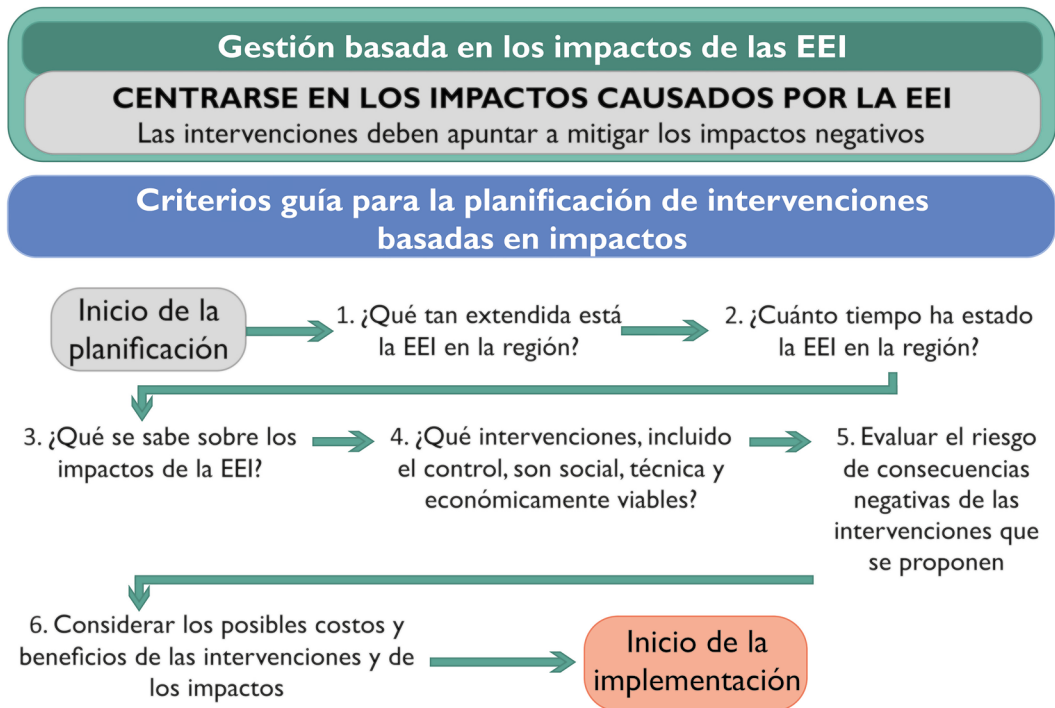


Fig. 1. Guía para el diseño de planes de manejo adaptativo basados en los impactos de las especies exóticas invasoras (modificado de García Díaz *et al.*, 2020).

Vera *et al.*, 2021). Este sistema conforma las sierras más antiguas de Argentina, con rocas que datan de 2200 millones de años, y una de las más antiguas de Sudamérica (Martínez, 2011). Sin embargo, muy pocos programas garantizan su protección (Vera *et al.*, 2021) y los esfuerzos para su conservación y manejo sostenible son aún escasos o se encuentran desarticulados (Herrera *et al.*, 2022).

La Reserva Natural Privada Paititi (RNPP) es una de las pocas AP del Sistema de Tandilia y su superficie se encuentra invadida en gran parte por *Acacia melanoxylon* R. Br. (acacia australiana, denominada acacia de aquí en adelante), lo que representa una seria amenaza para los relictos de pastizales y arbustales nativos (De Rito *et al.*, 2020; Zaninovich *et al.*, 2021). Este árbol maderable de alta calidad es una de las EEI más dañinas del mundo (Richardson & Rejmánek, 2011); y, al igual que otras especies del mismo género, forma rodales prácticamente monoespecíficos, alterando el paisaje y los servicios ecosistémicos asociados (Ferreira *et al.*, 2021). Inicialmente, esta especie fue introducida para madera, sombra y cinturones

de protección contra vientos o como especie ornamental (Zalba & Villamil, 2002; Yansen & Biganzoli, 2022). Su éxito invasor se atribuye principalmente a su rápido crecimiento que supera a las nativas (Le Maitre *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2015), a su gran producción de semillas de extrema longevidad y alta germinabilidad, a la liberación de sustancias alelopáticas, a la ausencia de enemigos naturales y a la capacidad de rebrotar con gran vigor tras los cortes o luego de un incendio (Marchante *et al.*, 2003; Le Maitre *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2015; Vignolio *et al.*, 2021). Además, su elevada producción de semillas y de restos vegetales genera un mantillo espeso sobre el suelo, que actúa como una barrera mecánica para la emergencia de plántulas de otras especies, generando cambios físicos, químicos y biológicos en el sistema (Le Maitre *et al.*, 2011; Vignolio *et al.*, 2021) e influyendo en la diversidad y la dinámica de las comunidades nativas. Actualmente, esta especie cubre un área amplia de la RNPP y su erradicación es difícil de llevar a cabo, no solo por la gran extensión

que ha alcanzado, sino también porque los costos económicos que se requerirían para su manejo serían muy difíciles de afrontar.

El objetivo general de este trabajo fue diseñar un plan de manejo adaptativo (PMA) a largo plazo para contener el avance de acacia en la RNPP. Para ello, se plantearon los siguientes objetivos particulares: i) cuantificar el área invadida por la especie entre los años 2003-2020, ii) describir la estructura de poblaciones de la EEI con diferentes tiempos de invasión, iii) identificar y priorizar sus impactos, y iv) proponer estrategias para gestionar los posibles impactos sociales, económicos y ecológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la RNPP que se ubica en las sierras del extremo sudoriental del Sistema de Tandilia (37° 54' 00" S, 57° 49' 00" W) (Fig. 2). Este sistema serrano localizado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires pertenece a la región biogeográfica Pampeana (Soriano *et al.*, 1991), siendo un límite natural que separa la Pampa Deprimida de la Pampa Austral. El Sistema de Tandilia está integrado por un cordón discontinuo de sierras inmersas en una matriz de lomas loessicas que abarca unos 330 km de extensión, desde la ciudad de Olavarría hasta Mar del Plata (Núñez & Sánchez, 2007) y un ancho máximo de 55 km. Las alturas mayores de las formaciones serranas oscilan entre 400 y 500 metros sobre el nivel del mar (Martínez, 2011). Debido a la alta fertilidad de los suelos de la región (Rubio *et al.*, 2019), predomina la actividad agrícola desde hace décadas; mientras que la ganadería, que antiguamente formaba parte del sistema rotativo agroganadero, ha sido orientada a la producción intensiva (*feedlots*) (Bilenca & Miñarro, 2004; Modernel *et al.*, 2016). Por otro lado, en los establecimientos con sierras, se suele utilizar al pastizal serrano como fuente de forraje invernal para el ganado doméstico (De Rito *et al.*, 2020). La precipitación media anual de la zona es de 600-1100 mm y la temperatura media anual de la zona es de 15-18 °C, con máximas registradas en enero y mínimas en julio (Burkart *et al.*, 1999; SMN, 2022).

La RNPP tiene una superficie de 220 ha y se encuentra inmersa dentro de la Estancia

homónima, la cual cuenta con una superficie total de 430 ha. Allí conviven producciones agroecológicas vinculadas a la actividad agrícola y ganadera, y ambientes de sierras (Sierra Grande y Sierra Chica) que constituyen refugios para la biodiversidad y espacios de conservación de los bienes culturales de la región (e.g., pinturas rupestres). Además, en la RNPP se realizan actividades de concientización y valoración de la naturaleza a través de propuestas educativas, recreativas y de investigación, principalmente en Sierra Grande, mientras que Sierra Chica permanece con mínima actividad antrópica, salvo actividades de investigación (Rodríguez, 2017). A excepción de las áreas invadidas por acacia y otras especies, las sierras de la RNPP, al igual que otras sierras de Tandilia, se caracterizan por la presencia de pastizales y arbustales nativos. Se destaca el flechillar, con diversidad de gramíneas con valor forrajero en distintas épocas del año y especies de dicotiledóneas acompañantes; el pajonal de paja colorada (*Paspalum quadrifarium* Lam.), una especie endémica de la región; los cardales de *Eryngium paniculatum* Cav. & Dombey ex F. Delaroché y *E. horridum* Malme; los arbustales de *Baccharis dracunculifolia* DC. *tandilensis* ssp. (Speg.) Giuliano (chilca) y *Colletia paradoxa* (Spreng.) Escal. (curro), entre otros (Echeverría *et al.*, 2017).

Mapeo del área invadida

A partir de revisión bibliográfica y testimonios de pobladores locales se chequeó el tiempo potencial de introducción y establecimiento de acacia en la RNPP. Luego, mediante la interpretación de imágenes satelitales (Landsat ETM en combinación con imágenes de Google Earth, www.earth.google.com), el análisis de observaciones a campo (i.e., ubicación geográfica de poblaciones de la EEI) y la recopilación de información secundaria (e.g., mapas de distribución de pastizales y arbustales; Jaimes, com. pers.), se mapeó la expansión de acacia entre los años 2003-2020 y se cuantificó el área invadida. Las poblaciones de esta EEI fueron digitalizadas como polígonos utilizando el software QGIS 3.16. Los mapas de distribución de acacia obtenidos en formato vectorial se proyectaron al Sistema de Coordenadas Plana Posgar 94/Argentina Faja 6 para el cálculo del área utilizando el complemento LecoS del QGIS.

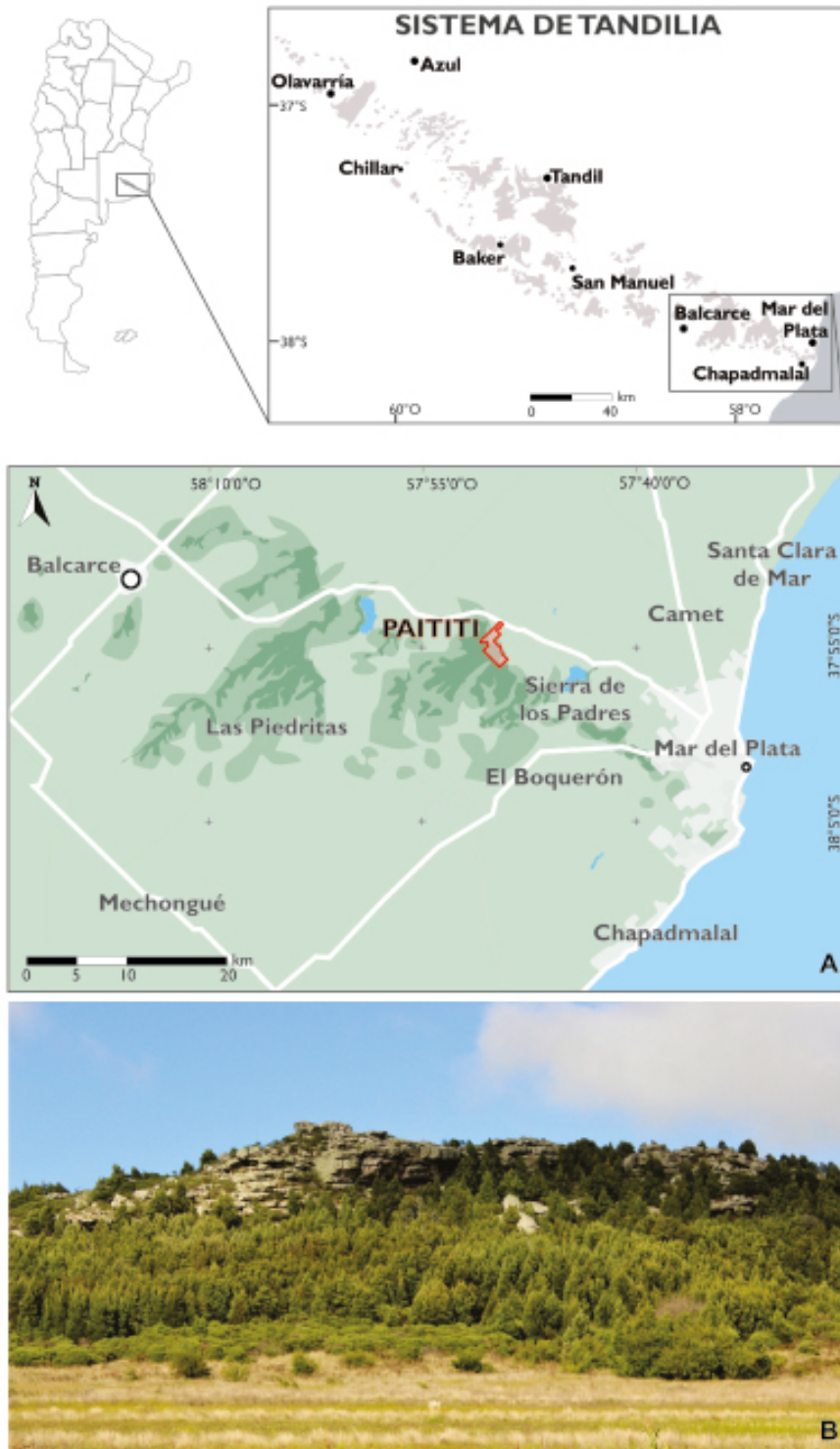


Fig. 2. Estancia Paititi y distribución de *Acacia melanoxylon*. **A:** Ubicación de la Estancia Paititi en el Sistema de Tandilia, Buenos Aires, Argentina. **B:** Área invadida por *Acacia melanoxylon* en Sierra Grande de la Reserva Natural Privada Paititi.

Estructura de las poblaciones

De febrero a abril de 2020 se caracterizó la estructura de dos áreas invadidas por acacia adyacentes a las comunidades naturales de pastizales y arbustales nativos del área serrana de la RNPP. Se establecieron parcelas en sitios con poblaciones antiguas de acacia (aproximadamente 50 años; González Zugasti, com. pers.) con dominancia de individuos mayores (MA) (dos parcelas de 1 ha) y sitios recientemente invadidos por esta EEI (aproximadamente 10 años) con dominancia de individuos jóvenes (JO) (cinco parcelas de 20×20 m). En cada parcela se identificaron todas las especies leñosas presentes (nativas y exóticas), y se midieron la altura y el perímetro a la altura del pecho (a 1,3 m) para calcular el DAP (diámetro a la altura del pecho) de todos los individuos ≥ 5 cm de DAP. Posteriormente se evaluó la abundancia teniendo en cuenta la densidad y el área basal (AB). La densidad se calculó como número de árboles por hectárea (individuos ha^{-1}) y el AB como la suma de las secciones transversales de todos los individuos por hectárea ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), es decir, incorpora el tamaño de los individuos a través de la medición de los respectivos DAP.

Identificación y priorización de impactos

Con el fin de identificar impactos y acciones de manejo de acacia en la RNPP, se siguió el procedimiento y las instrucciones sugeridos por García-Díaz *et al.* (2021) que se basa en la priorización de impactos. De este modo, esta primera instancia incluyó la realización de encuestas a cinco expertos en el tema, quienes inventariaron de forma independiente los impactos reales y potenciales (i.e., sin evidencia). Para cada impacto identificado se consideró su magnitud (i.e., mínimo, moderado, masivo; utilizando las categorías EICAT (*Environmental Impact Classification for Alien Taxa*) el estándar de la UICN para la clasificación del impacto de las especies exóticas sobre el ambiente; IUCN, 2020), su dirección (negativo, positivo o neutro), el activo impactado (e.g., recurso, especie), el mecanismo (e.g., competencia, químico, físico) y si el impacto era percibido como ecológico, económico o social. En esta etapa, los expertos tuvieron en cuenta que los inventarios sean representativos de las perspectivas de los actores sociales involucrados o afectados por la EEI (e.g., comunidad local, productores, investigadores)

(García-Díaz *et al.*, 2021). En una segunda etapa, del listado de impactos se seleccionaron los más significativos para ser abordados, para lo cual se priorizaron según la magnitud y el nivel de incertidumbre de la información disponible (Game *et al.*, 2013). Posteriormente, se clasificaron aquellos considerados prioritarios en cuatro opciones de acción establecidos por García-Díaz *et al.* (2021): (1) no hacer nada, (2) monitorear, (3) investigar o (4) manejo activo inmediato. Este paso permite definir el tipo de acción más conveniente para cada impacto, decidir qué indicador y medidas cuantitativas pueden ser las indicadas para medir y evaluar los impactos y verificar si el manejo está dando los resultados esperados (García-Díaz *et al.*, 2021).

Formulación de la propuesta del Plan Manejo Adaptativo

Posterior a la identificación y priorización de impactos, se seleccionaron aquellos destinados al manejo activo inmediato (mayor magnitud y menor incertidumbre) para formular un PMA multiestratégico que mitigue los impactos negativos y potencie los impactos positivos de acacia. Esta propuesta se inspiró en el proyecto CONTAIN (Lambin *et al.*, 2020), que incluye un importante programa de capacitación y co-diseño de planes de manejo adaptativo de EEI y para formularla se siguió la metodología sugerida por García-Díaz *et al.* (2020, 2021), integrando los pasos presentados en la Fig. 1 y sumando otros para lograr una propuesta dinámica. Para ello, se tuvo en cuenta la información generada en este trabajo sobre la expansión de acacia, la estructura de sus poblaciones y los impactos identificados, y se incorporó información obtenida mediante revisión de bibliografía sobre la temática, charlas informales con pobladores locales y otros actores (e.g., colegas académicos, productores, docentes) y consultas informales con expertos externos.

Cabe destacar que una vez que se implementa un PMA, independientemente de las intervenciones seleccionadas, se deben realizar monitoreos para llevar a cabo adaptaciones que aseguren el resultado deseado (efectividad de la intervención). De este modo, se favorecen y mejoran los resultados de la gestión a largo plazo y se reducen las incertidumbres de la evaluación de impactos (Walsh *et al.*, 2012; Hulme, 2020). Por esta razón, también

se identificaron, mediante discusión y consenso, potenciales indicadores cuantitativos, tanto para medir y evaluar los impactos como para determinar si el manejo y gestión de la EEI dan resultados (más detalles en García-Díaz *et al.*, 2021).

RESULTADOS

Invasión de Acacia melanoxylon en la Reserva Natural Privada Paititi

Según la información recopilada, la especie se encuentra presente en la zona desde la década de 1940 (Martínez Crovetto, 1947; Carranza, 2007; González Zugasti, com. pers.). Para la década de 1970 en la RNPP ya se encontraban “montes de acacia” establecidos a partir de dispersión natural y antrópica (González Zugasti, com. pers.). Actualmente esto se evidencia por la presencia de árboles de gran tamaño con abundante producción de semillas. Hoy en día, un 20% de la reserva se encuentra invadida por acacia (Fig. 3). Entre 2003 y 2020 la invasión avanzó sobre 23,3 ha de comunidades nativas (principalmente pastizales y arbustales) y ambientes rocosos. Es decir, en 17 años el área invadida pasó de 21,5 ha a 44,8 ha.

El área basal fue homogénea entre las parcelas MA y JO, a pesar de tener predominio de individuos con tamaños diferentes entre ellas. En ambos tipos de parcelas se observó una similar composición de especies, con un 98% de individuos de acacia. Sin embargo, en las parcelas JO la densidad total de individuos fue 3,3 veces mayor que en las parcelas MA (Tabla 1). Como se esperaba a partir de la selección a priori, en las parcelas JO, el mayor porcentaje del AB, 66%, correspondió a individuos de 5-10 cm de diámetro, los cuales representaron el 90% de la densidad total. Por su parte, en las parcelas MA, solo el 50% de los individuos tenían entre 5-10 cm de DAP, mientras que el 30% tenía un DAP \geq 30 cm, y solo el 1% DAP \geq 40 cm, con un promedio de DAP de 45,5 cm y un AB de 2 m² ha⁻¹, lo que representa el 11% del AB total.

Identificación y priorización de impactos causados por Acacia melanoxylon

A partir de las cinco encuestas realizadas a expertos, se identificaron un total de 26 impactos, de los cuales el 88,5% fueron considerados negativos y 11,5% positivos. El 73% de los impactos

fueron ecológicos y negativos. Entre los impactos ecológicos se consideraron como principales el reemplazo y pérdida de hábitats naturales, la reducción de la biodiversidad nativa, la alteración de la producción primaria, la modificación de los regímenes de fuego y la modificación del ciclo del agua y nutrientes (Tabla 2). En cuanto a los impactos económicos, si bien el área de estudio pertenece a la reserva dentro de la Estancia Paititi, se reconoció que el avance de acacia puede reemplazar el hábitat y reducir el área con potencial para la producción agropecuaria, lo que generaría un riesgo de impacto económico negativo. Sin embargo, se consideró que el aprovechamiento forestal de esta especie podría generar a su vez ingresos económicos (impacto positivo). En cuanto a los impactos de tipo social, la alteración del uso turístico y recreativo fue percibido como negativo por algunos de los encuestados (e.g., pérdida del valor ecoturístico como sitio de observación de aves de pastizal) y positivo por otros (e.g., ganancia de valor estético/recreativo para visitantes que disfrutaban los ambientes arbolados). La modificación de la identidad cultural fue considerada como un potencial impacto negativo (Tabla 2).

Del total de impactos identificados (Tabla 2), se priorizaron algunos para implementar diferentes acciones (Fig. 4). Dentro de la acción “manejo activo inmediato” se priorizaron por consenso los siguientes impactos: “reemplazo y pérdida de hábitats naturales” y “reducción de la biodiversidad nativa” (principalmente especies vegetales), sobre los cuales se basa la propuesta de manejo adaptativo. Mientras que otros impactos fueron priorizados para ser investigados o monitoreados en otro momento. No hubo consenso sobre los impactos para los cuales “no hacer nada” (Fig. 4).

Propuesta de un Plan de Manejo Adaptativo basado en la gestión de la pérdida de hábitat y biodiversidad

Los impactos seleccionados, según criterio de los cinco expertos, para el manejo activo inmediato fueron el reemplazo y pérdida de hábitats naturales y la reducción de la biodiversidad nativa. A fin de mitigarlos se formuló la propuesta de un PMA de acacia para la RNPP que se representa en la Fig. 5. El mismo contiene siete pasos donde se evalúan impactos y se definen metas y objetivos (pasos 1, 2 y 3), y se establecen estrategias de manejo de la EEI

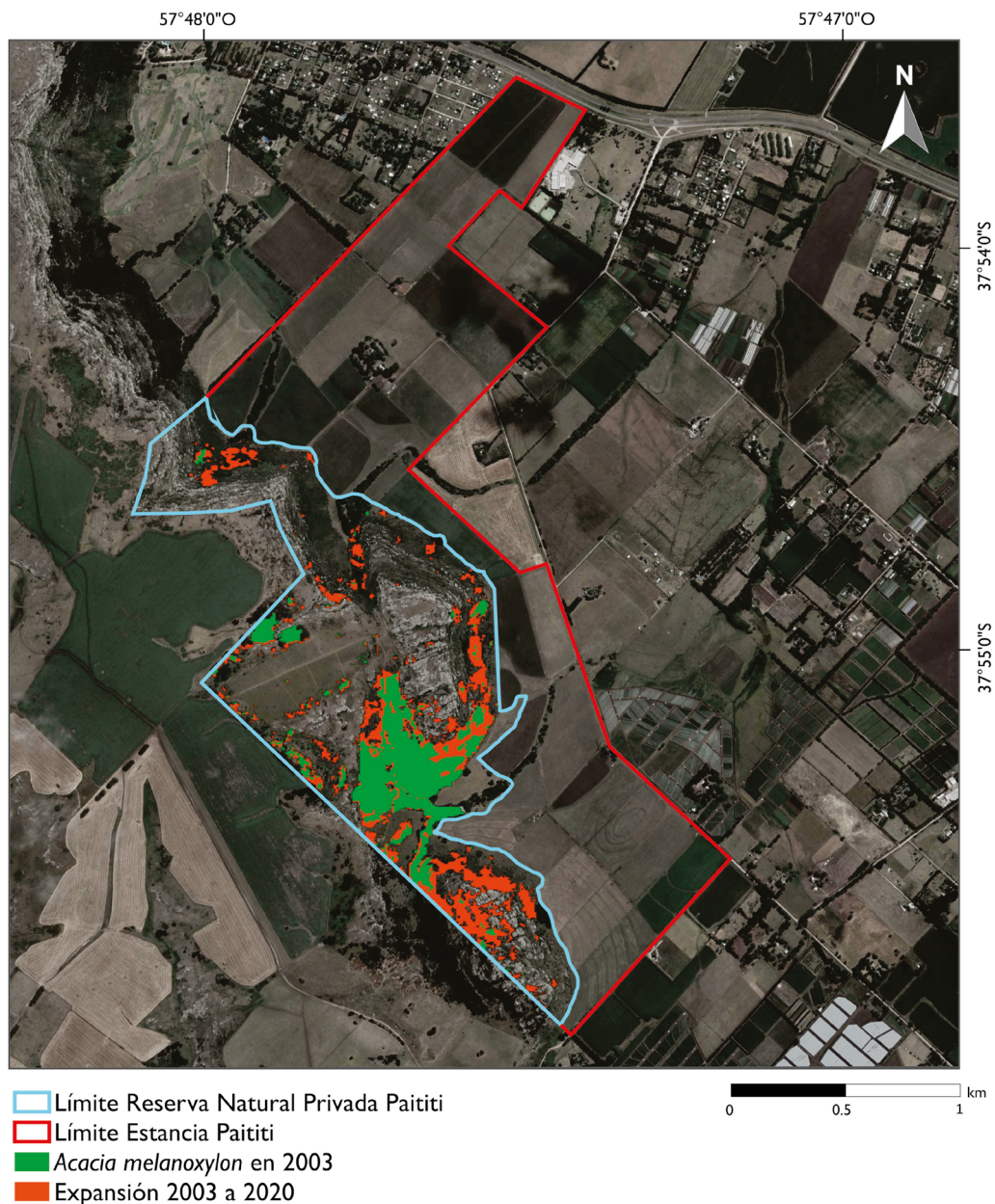


Fig. 3. Áreas invadidas por *Acacia melanoxylon* en el año 2003 (en verde) y su expansión en el año 2020 (en naranja) en la Reserva Natural Privada Paititi (Buenos Aires, Argentina).

factibles de implementar (pasos 4 al 7), asumiendo dinamismo y adaptabilidad (Fig. 5).

Los dos primeros pasos de este proceso son la identificación y priorización de impactos y la investigación (desarrollados previamente), los cuales se retroalimentan para definir metas/

objetivos (tercer paso). En este caso, se consensó que se mitigarían los impactos priorizados a través de la contención de la EEI (disminuir su área de distribución, dispersión y abundancia), para lo cual se deben evaluar posibles intervenciones, sus costos y beneficios (cuarto paso).

Tabla 1. Estructura de las poblaciones de *Acacia melanoxylon* en sitios con poblaciones antiguas con dominancia de individuos mayores (MA) y sitios recientemente invadidos con dominancia de individuos jóvenes (JO). Se muestran datos de árboles ≥ 5 cm de DAP. Abreviatura= ind ha⁻¹: individuos por hectárea, AB: área basal, DAP: diámetro a la altura del pecho.

VARIABLES ESTRUCTURALES	Parcelas MA		Parcelas JO
Densidad total (ind ha ⁻¹)	965	<	3205
AB total (m ² ha ⁻¹)	18,3	=	18,4
5-10 cm DAP			
Densidad (ind ha ⁻¹)	493 (51% del total)	<	2880 (90% del total)
AB (m ² ha ⁻¹)	2 (11% del total)	<	12,2 (66% del total)
≥ 10 cm DAP			
Densidad (ind ha ⁻¹)	472 (49% del total)	>	325 (10% del total)
AB (m ² ha ⁻¹)	16,3 (89% del total)	>	6,2 (10% del total)

Como estrategia de contención, se sugiere realizar intervenciones mediante corte manual con motosierra y aplicación de herbicida sobre el tocón inmediatamente después del corte (control, de aquí en adelante). Como primera medida, se propone la eliminación de ejemplares jóvenes en zonas recientemente invadidas, de ejemplares adultos presentes en los bordes de pastizales y arbustales y aquellos que puedan ser aprovechados con fines económicos.

Una vez presentada la intervención, se evalúa su aplicabilidad, tomando en cuenta sus consecuencias, costos y beneficios, incertidumbres persistentes, plazos temporales y potencial de aprendizaje, para tomar una decisión (quinto paso). Si la decisión es afirmativa, se planifica la intervención basada en los impactos. Al igual que todo el proceso, la planificación de la intervención no es un proceso meramente técnico, sino que debe ser un proceso participativo en el que se involucre a los distintos grupos de interés. Debe ser una herramienta operativa y eficaz, aportando detalles de las actividades con cronogramas y plazos, así como la estimación de costos e indicadores que sean adecuados para el monitoreo que se llevará a cabo. Aquí, para monitorear los resultados de la implementación de esta estrategia de contención de acacia, se sugieren como potenciales indicadores cuantitativos: la riqueza de especies vegetales nativas, la abundancia de acacia y el número de rebrotes luego del tratamiento de corte y aplicación de herbicida.

Cuando la planificación está finalizada, se lleva a cabo la intervención y monitoreo (sexto paso). Las acciones deben ser revisadas y actualizadas periódicamente y, a medida que se incorpora información resultante de los monitoreos, se vuelven a priorizar impactos y se realizan ajustes y mejoras de gestión. De este modo, se lograrán intervenciones costo-efectivas que tengan en cuenta la distribución espacio temporal de los impactos ambientales, sociales y económicos, como así también seleccionar e implementar otras posibles estrategias, considerando que la especie no puede ser erradicada. Por ejemplo, realizar raleos para disminuir su densidad a alrededor de 200-400 individuos ha⁻¹ y lograr diámetros de 60-70 cm de fuste con potencial utilidad. Esto permite extraer individuos con mejor porte (fustes rectos) y ofrecer madera para construcción y mobiliario (Carranza, 2007; Igartúa *et al.*, 2015). Para evaluar los indicadores mencionados previamente, se propone la instalación de parcelas permanentes en las zonas tratadas, en zonas con dominancia de acacia y en zonas de ambientes naturales, que permitan evaluar la regeneración de la vegetación nativa y hacer el seguimiento de esta EEI, tanto de los individuos vivos como de los individuos talados y tratados con herbicida. Se sugiere que este seguimiento se realice cada dos años, aunque esto dependerá de los fondos económicos disponibles, entre otros factores. Este es un método accesible para comprobar si hay rebrotes, determinar el porcentaje de población de

Tabla 2. Impactos causados por la especie exótica invasora *Acacia melanoxylon* en la Reserva Natural Privada Paititi, identificados por los expertos encuestados.

Tipo	Impactos	Dirección
Ecológico	Reducción de la biodiversidad nativa	(-)
	Reemplazo y pérdida de hábitat o refugio	(-)
	Alteración de la producción primaria	(-)
	Modificación del paisaje	(-)
	Modificación del régimen de fuego	(-)
	Modificación del ciclo del agua y nutrientes (reservorios y flujos)	(-)
	Degradación del hábitat	(-)
	Modificación del régimen hídrico	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: estructura	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: pH, salinidad, orgánicos	(-)
	Salud animal/vegetal	(-)
	Declinación del tamaño de poblaciones nativas	(-)
	Disturbio físico	(-)
	Modificación de suelo y sedimentos: erosión	(-)
	Alteración de recursos genéticos	(-)
	Interferencia en la reproducción	(-)
	Modificación de la red trófica	(-)
	Reducción/inhibición del crecimiento de otras especies	(-)
	Cambio en el rango de distribución de especies	(-)
Económico	Reducción del área productiva y daños a la actividad ganadera	(-)
	Reemplazo de hábitat (ambiente productivo)	(-)
	Otros impactos económicos (e.g., aprovechamiento forestal)	(+)
Social	Alteración del uso turístico y recreativo	(+)
	Alteración del uso turístico y recreativo	(-)
	Modificación de valores culturales, educativos, estéticos, religiosos y ornamentales	(-)
	Otros bienes y servicios	(+)

acacia efectivamente eliminado, y si ocurre o no reinvasión.

Debido a que el control de la especie podría generar algunas dificultades, como costos económicos que debe asumir el propietario de la reserva y conflictos de interés entre distintos actores (e.g., algunos vecinos podrían percibir el corte de los árboles como algo negativo), se sugiere que este recurso no sea desechado, sino que sea aprovechado. Esto podría ofrecer algunos beneficios económicos, a través de la comercialización de madera (séptimo paso), y proporcionar un ingreso para sustentar la

estrategia de manejo para contener a la especie. Por ejemplo, mediante la preparación de madera de calidad aserrada mediante aserradero móvil, dado que la densidad de la madera de acacia es del orden de los 564 kg m⁻³ y de una dureza adecuada para ser utilizada en aplicaciones de alto valor agregado, como muebles y pisos (Igartúa *et al.*, 2015), para muebles artesanales y otras artesanías, o para leña. Específicamente, se sugiere que la madera extraída de áreas recientemente invadidas con dominancia de individuos más jóvenes sea utilizada para proporcionar combustible, pellets y leña a la población local. Mientras que, en

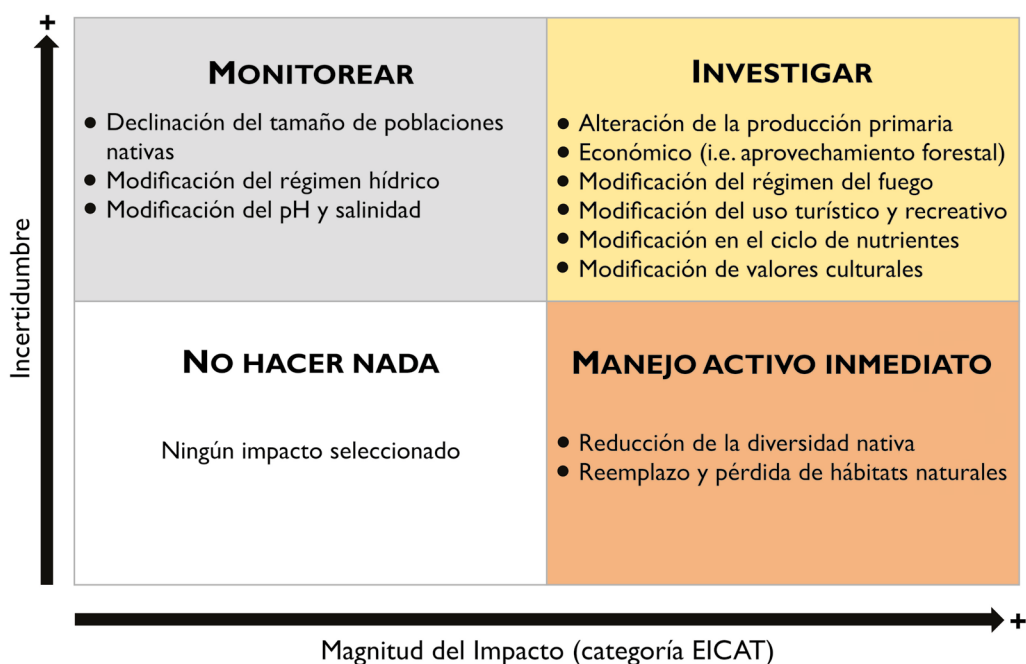


Fig. 4. Priorización de impactos y asignación de acciones para su manejo basado en la metodología estandarizada presentada por García Díaz *et al.* (2021). La clasificación de impactos se basó en las categorías EICAT (*Environmental Impact Classification for Alien Taxa*) y el nivel de incertidumbre en la información disponible.

las áreas de invasión más antigua con mayor porcentaje de individuos potencialmente útiles como recurso maderable, se sugiere la extracción supervisada de los árboles para mejorar la calidad maderera. Si bien el indicador para saber si esta estrategia es útil es el ingreso monetario, antes de implementarla se recomienda evaluar la factibilidad de la comercialización de los productos de la cosecha e identificar potenciales compradores de los productos antes mencionados, como carpinterías artesanales, fábricas de muebles, carbonerías y otras tiendas para la venta de leña, de forma tal de reducir los costos y riesgos de pérdidas monetarias. Cabe destacar que, según nuestros resultados, los individuos con mayor valor comercial (fustes largos y rectos y con diámetro mayor a 40 cm) constituyeron un bajo porcentaje del AB total, por lo que actualmente la venta de madera para leña y artesanías parecería ser más redituable para la RNPP.

Simultáneamente, a lo largo de todo el proceso, es necesario utilizar otras estrategias, como promover la educación y conciencia social

sobre la importancia y situación actual de los ecosistemas nativos afectados por esta EEI y sus principales amenazas. En este sentido, se alienta a continuar con las visitas educativas que la RNPP está brindando e incluir la ecología e impactos de las EEI entre las temáticas a tratar. Por otro lado, en caso que se implemente la comercialización de madera, es importante concientizar a la población mediante programas de educación ambiental acerca del valor agregado ambiental de contribuir a la conservación de los ecosistemas nativos, señalando que se espera que el suministro extraído (madera o leña) sea limitado. Es decir, que se interrumpiría cuando se acaben los árboles o cuando se logre el objetivo del manejo (i.e., contención e incremento de la biodiversidad local) o, incluso, la erradicación que es el objetivo ideal a largo plazo del manejo de una EEI. Con esto disminuiría el riesgo de que la especie se torne un producto comercial y se fomente su uso. Un indicador que permitirá evaluar esta estrategia educativa es la percepción social de los vecinos y turistas que visitan la RNPP sobre la EEI.

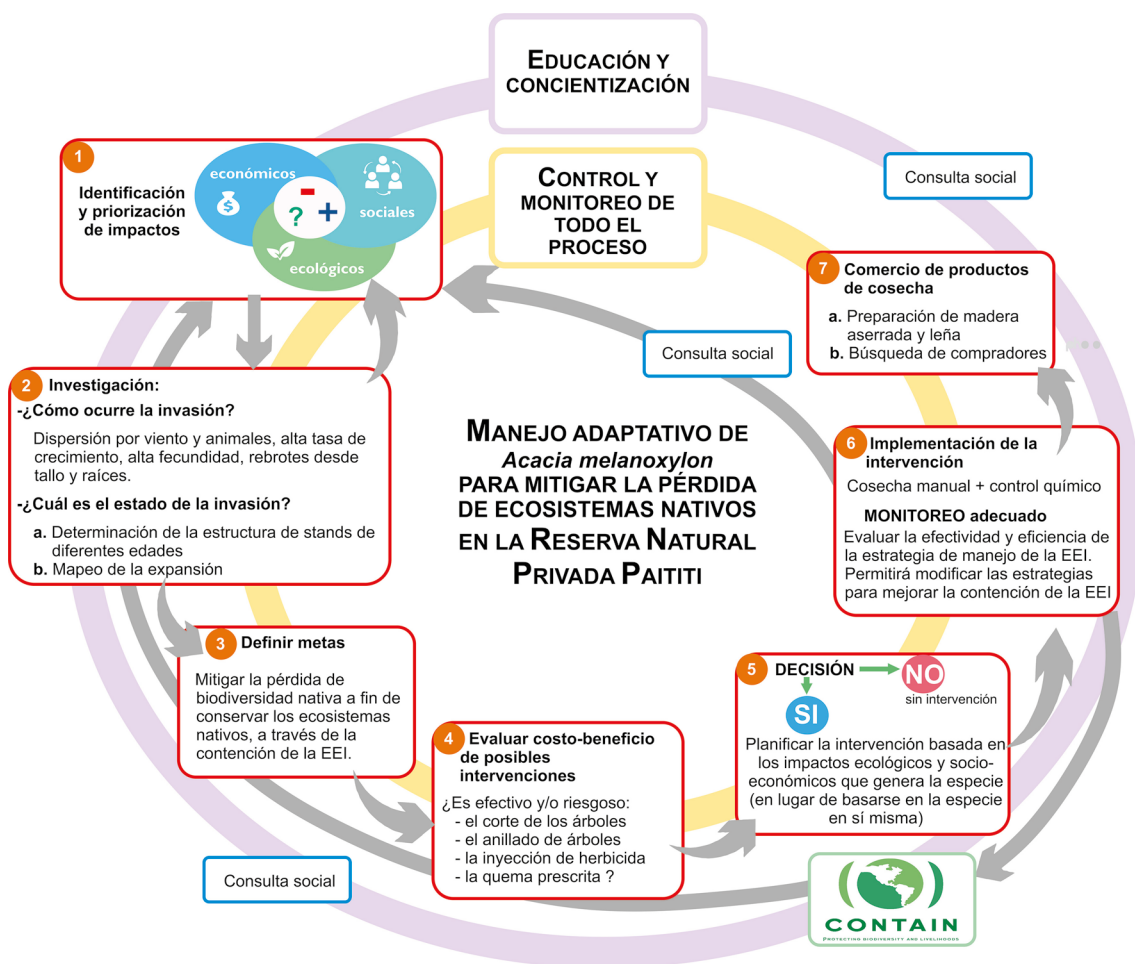


Fig. 5. Esquema sintético del Plan de Manejo Adaptativo para la contención de *Acacia melanoxylon* en la Reserva Natural Privada Paititi, basado en el proyecto CONTAIN (Lambin *et al.*, 2020) y García Díaz *et al.* (2020; 2021).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las invasiones biológicas son un proceso socio-ecológico complejo y uno de los principales impulsores directos de la pérdida y disminución de la biodiversidad a nivel mundial. Generan, además, múltiples impactos socioeconómicos y ecológicos a diferentes escalas (IPBES, 2019; Pyšek *et al.*, 2020). Es por ello que, debido a la gran pérdida de ecosistemas nativos y la escasez de áreas protegidas, los estudios sobre invasiones de plantas exóticas en AP deben ser priorizados (Hulme, 2018), al igual que los esfuerzos de gestión de las mismas. En este aspecto, los resultados de este trabajo aportan información valiosa para

la RNPP, ya que se cuantificó el reemplazo de ambientes nativos por el avance de acacia en un plazo de 17 años, se obtuvo información sobre la estructura actual de las poblaciones de la especie, se identificaron y priorizaron sus impactos (pérdida de hábitats naturales y reducción de la biodiversidad), y se generaron las bases para impulsar su manejo.

La RNPP es un área de gran importancia para la conservación de la biodiversidad del Sistema de Tandilia y considerada un Área Valiosa de Pastizal (Bilenca & Miñarro, 2004). Sin embargo, nuestros resultados evidencian que presenta un alto riesgo de pérdida de los ambientes naturales relictuales a causa del avance de acacia. Tener conocimiento de que para la década de 1970 ya se encontraban

“montes de acacia” es un dato de relevancia ya que el tiempo de residencia de una invasora es un criterio importante al momento de pensar en estrategias y cursos de acción. Existe un tiempo de demora (*lag-phase*) entre el momento en que la especie está presente y se vuelve invasora o comienza a tener impactos significativos (Sapsford *et al.*, 2020). Más aún, puede tomar tiempo para que los investigadores y administradores detecten un impacto y actúen sobre él (Lockwood *et al.*, 2013); incluso la fuerza y la reversibilidad de los impactos podrían cambiar con el tiempo de residencia (Sapsford *et al.*, 2020). En este escenario de expansión de acacia, se hace necesario el diseño e implementación de planes de manejo con el fin de conservar y recuperar los ambientes nativos. Es importante resaltar que esta situación no es particular de la RNPP, sino que se proyecta en otras áreas circundantes de la región donde se encuentran superficies invadidas (Herrera *et al.*, inéd.). Por este motivo, si se logra implementar de manera efectiva el plan de manejo propuesto, se lograría reducir sus impactos negativos y aumentar los beneficios para la biodiversidad y la sociedad. Además, esta propuesta podría servir de modelo para otras áreas y generar así un mayor impacto positivo en el Sistema de Tandilia. El manejo a través de la obtención de beneficios adicionales para la población local podría ser una opción más viable para contener una EEI que los intentos de erradicación por sí solos (García-Díaz *et al.*, 2020). Sin embargo, es necesario evaluar los riesgos de las consecuencias negativas de las intervenciones que se proponen y los posibles costos y beneficios de las mismas.

Entre las estrategias de control sugeridas, el corte manual y control químico se presenta como el método más efectivo, práctico y factible para minimizar la posibilidad de rebrote de acacia (Rodríguez *et al.*, 2019). Esta especie tiene una alta capacidad de rebrotar cuando se daña, por lo cual es necesario utilizar una combinación de técnicas para eliminar los ejemplares haciendo un uso eficiente del tiempo, esfuerzo y dinero. Conforme a la dinámica de bosques y la ecología de acacia, los resultados sugieren que en la etapa temprana de invasión dominan árboles de menor tamaño (Hernández *et al.*, 2014), y con el tiempo la densidad disminuye y aumenta el tamaño de los individuos, manteniendo un AB estable entre sitios de invasión reciente y antigua. Esto evidencia la

necesidad de implementar estrategias de control (químico o mecánico) diferentes entre ambos sitios. Cabe resaltar que, previamente, en la RNPP se han hecho intentos de control de esta EEI, probando distintos métodos, y el único que ha dado resultados eficientes ha sido el corte y la aplicación inmediata del herbicida Tocon® Extra en agua a concentraciones de 1,5% (González Zugasti, com pers.). Este herbicida está destinado al control de plantas arbustivas y semileñosas en zonas de pastizales, es específico para aplicaciones al tocón, con efectividad y mínimo riesgo para el ambiente (DiTomaso *et al.*, 2013; Dufour-Dror, 2016). Contiene un colorante que permite identificar los tocones ya tratados y es de aplicación local y puntual. De esta forma, se evita el doble tratamiento y se hace posible el seguimiento del trabajo ya realizado (DiTomaso & Kyser, 2015). Considerando que se pretende afectar lo menos posible al ambiente, se sugiere utilizar este herbicida para que, en combinación con el corte, se logre una eliminación eficaz de los ejemplares, evitando que la EEI continúe desplazándose sobre los ecosistemas nativos. En caso de ser necesario se recomienda reaplicación en los rebrotes.

La quema prescrita, si bien se discutió, no fue seleccionada como potencial opción de control, debido a que esta área es sensible a la generación de grandes incendios y, además, acacia se beneficia por el fuego (Cruz *et al.*, 2017). Los incendios moderados estimulan la germinación de sus semillas y, a la vez, dejan zonas libres de competencia, con mucha radiación, y la fertilidad inmediata aumenta el crecimiento y la reproducción.

Es importante resaltar que el PMA debe abordarse a través de un proceso sistemático y cíclico de revisión periódica, monitoreo e incorporación de nuevos conocimientos para mejorarlo y revisar las decisiones tomadas (Fig. 5), por lo que es necesario mantener cierto grado de flexibilidad (e.g., repensar si el control es la mejor estrategia o si es necesario hacer una restauración activa, etc.). El manejo adaptativo se optimiza aún más cuando se permiten aportes de los distintos grupos de interés. Además, promover observatorios o redes de intercambio de conocimiento y lecciones aprendidas puede generar buenos avances en el manejo adaptativo y servir de insumo a otros planes similares.

Muchas veces, en las políticas de gestión, los conocimientos, percepciones, necesidades y

prácticas de los pobladores locales, no se suelen tener en cuenta a la hora de formular pautas de manejo y conservación, las que por lo general se construyen en base a modelos rígidos en lugar de un enfoque más holístico que vincule la investigación con las distintas percepciones. Es por esto que creemos importante reconocer que el avance de acacia no solo acelera la pérdida de biodiversidad, sino que además puede afectar la diversidad cultural y la valoración de bienes y servicios naturales. Es sabido que los ecosistemas modelan a, y son modelados por, la cultura (Pretty, 2011; Anderson *et al.*, 2015) por lo que los cambios en la disponibilidad de recursos pueden transformar la vida cotidiana (Santamarina-Campos & Bodí, 2012). Sin embargo, es necesario destacar que los impactos ocasionados por las EEI son percibidos de diferente manera por los distintos actores sociales del territorio (Estévez *et al.*, 2015) y la gran diversidad de contextos y percepciones entre las partes interesadas (i.e., gobierno, academia, comunidad local, empresas privadas, etc.) puede ocasionar actitudes contrapuestas que afecten su manejo.

Esta área, antiguamente dominada por pastizales, fue un escenario fértil que permitió el desarrollo de la cultura aborígen y posteriormente, la tradicional y aún vigente cultura del gaucho (Litre *et al.*, 2007). No sabemos cómo el reemplazo de pastizales por “montes de acacia” puede afectar la identidad cultural local. Por esto, creemos necesaria la realización de futuras investigaciones que permitan comprender las percepciones de los distintos actores sociales. En general, cómo perciben, se vinculan e interpretan la práctica de la conservación de la biodiversidad; y, en particular, las problemáticas vinculadas a cambios en el paisaje o en la vegetación derivados de las invasiones biológicas y las consecuencias en su vida cotidiana.

Finalmente, esta propuesta de PMA puede ir modificándose en la medida que sea necesario a fin de lograr un plan que reduzca los esfuerzos económicos y logísticos con metas inalcanzables, para avanzar hacia metas sostenibles. Además de los impactos identificados y priorizados por los expertos para ser abordados en futuras investigaciones (Fig. 4), se considera importante ahondar sobre otros impactos que podrían limitar el desarrollo socioeconómico de la comunidad, como

efectos sobre bienes de primera necesidad, como el agua (i.e., efectos sobre los recursos hídricos) y los alimentos (e.g., efectos sobre la cría de ganado o cómo la pérdida de biodiversidad afecta a pequeños emprendedores en la cosecha de miel de curro y otras plantas nativas). Estos conocimientos permitirán que los administradores de la zona en general, y del área protegida en particular, cuenten con una base de evidencias adecuada para tener mejor comprensión de los impactos y priorizar los objetivos de manejo. Sugerimos, además, que dichas investigaciones consideren si los impactos en sí mismos son impulsores del cambio en el área bajo estudio o si, a su vez, son síntomas de una degradación ambiental más amplia.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

SCZ, LH y LM diseñaron la investigación y escribieron el manuscrito; SCZ, LH, NGC y LM realizaron el trabajo de campo y analizaron los datos; SCZ y LM prepararon las figuras; EGZ aportó con sostén económico y logístico y facilitó el ingreso al sitio de campo; todos los autores revisaron el manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Fundación Paititi. Agradecemos a E. A. González Zugasti y la Reserva Natural Privada Paititi por permitir la realización de investigaciones en el predio y por el apoyo logístico y el uso de sus instalaciones; a los colegas y expertos encuestados; a M. F. Álvarez por su asistencia en el campo y a P. Powell por discusiones previas.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, C. B., J. C. PIZARRO, R. ESTÉVEZ, A. SAPOZNIKOW, A. PAUCHARD, O. BARBOSA, A. MOREIRA-MUÑOZ & A. E. J. VALENZUELA. 2015. ¿Estamos avanzando hacia una socioecología? Reflexiones sobre la integración de las dimensiones “humanas” en la ecología en el sur de América. *Ecol. Austral.* 25: 158-278. <https://doi.org/10.25260/EA.16.25.3.0.94>

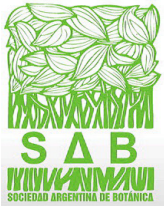
- APN (Administración de Parques Nacionales). 2007. Lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas en la Administración de Parques Nacionales (APN). Resultados del primer Taller de Manejo de Especies Exóticas en la APN [online]. Disponible en: https://sib.gob.ar/archivos/version_final_Lineamientos.pdf [Acceso: 20 julio 2022].
- BILENCA, D. & F. MIÑARRO. 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BLACKBURN, T. M., P. PYŠEK, S. BACHER, J. T. CARLTON, R. P. DUNCAN, V. JAROŠÍK, J. R. U. WILSON & D. M. RICHARDSON. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26: 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- BRANCATELLI, G. I. E. & S. M. ZALBA. 2018. Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nat. Conserv.* 24: 43-63. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20607>
- BREMER, L. L. & K. A. FARLEY. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodivers. Conserv.* 19: 3893-3915. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9936-4>
- BURKART, R., N. BÁRBARO, R. SÁNCHEZ & D. GÓMEZ. 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales. *Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. Presidencia de la Nación*. https://sib.gob.ar/archivos/Eco_regiones_de_la_Argentina_1999.pdf
- CARRANZA, S. L. 2007. Revisión bibliográfica sobre *Acacia melanoxylon*: su silvicultura y su madera. *Revista Fac. Agron. Univ. Nac. La Plata*. 106: 145-154.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2002. Sixth Conference of the Parties, The Hague, the Netherlands, 7-19 April 2002: Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species to which is annexed Guiding principles for the prevention, introduction and mitigation of impacts of alien species that threaten ecosystems, habitats or species. [online]. Disponible en: <http://www.biodiv.org> [Acceso: 30 julio 2022].
- CROWLEY, S. L., S. HINCHLIFFE & R. A. MCDONALD. 2017. Invasive species management will benefit from social impact assessment. *J. Appl. Eco.* 54: 351-357. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12817>
- CRUZ, O., J. GARCÍA-DURO, M. CASAL & O. REYES. 2017. Can the mother plant age of *Acacia melanoxylon* (Leguminosae) modulate the germinative response to fire? *Austral. J. Bot.* 65: 593-600. <https://doi.org/10.1071/BT17083>
- DE RITO, M. V., M. FERNÁNDEZ HONAINÉ & L. P. HERRERA. 2020. Aplicación de un índice de naturalidad para las sierras del sistema de Tandilia. *Revista Mus. Argent. Ci. Nat. N. S.* 22: 75-90. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.22.672>
- DITOMASO, J. M. & G. B. KYSER. 2015. Effects of Aminopyralid on California Annual Grassland Plant Communities. *Invasive Plant Sci. Manag.* 8: 98-109. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-14-00010.1>
- DITOMASO, J. M., G. B. KYSER, S. R. ONETO, R. G. WILSON, S. B. ORLOFF, L. W. ANDERSON, S. D. WRIGHT, J. A. RONCONORI, T. L. MILLER, T. S. PRATHER, C. RANSOM, K. G. BECK, C. DUNCAN, K. A. WILSON & J. J. MANN. 2013. *Weed Control in Natural Areas in the Western United States*. Weed Research & Information Center, University of California, California.
- DUFOR-DROR, J. M. 2016. Improving the prevention of alien plant invasion in the EPPO region: the need to focus on highly invasive plants with (still) limited distribution—examples from Israel. *EPPO Bulletin* 46: 341-347. <https://doi.org/10.1111/epp.12290>
- ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE. 2017. Survey of the vascular plants of Sierra Chica, the untouched area of the Paititi Natural Reserve (southeastern Tandilia mountain range, Buenos Aires province, Argentina). *Check List* 13: 1003-1036. <https://doi.org/10.15560/13.6.1003>
- ESTÉVEZ, R. A., C. B. ANDERSON, J. C. PIZARRO & M. A. BURGMAN. 2015. Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conserv. Biol.* 29: 19-30. <https://doi.org/10.1111/cobi.12359>
- EZCURRA, C. & J. PUNTIERI. 2013. *Actualización de los planes de manejo de los Parques Nacionales Lanín, Nahuel Huapi, Lago Puelo y Los Alerces: Flora. Informe Final Programa de mejora de la competitividad del sector Turismo*, Administración de Parques Nacionales.
- FERREIRA, V., A. FIGUEIREDO, M. A. S. GRAÇA, E. MARCHANTE & A. PEREIRA. 2021. Invasion of temperate deciduous broadleaf forests by N-fixing tree species - consequences for stream ecosystems.

- Biol. Rev.* 96: 877-902.
<https://doi.org/10.1111/brv.12682>
- FRANGI, J. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 16: 29-319.
- FRIGGENS, N. L., A. J. HESTER, R. J. MITCHELL, T. C. PARKER, J. A. SUBKE & P. A. WOOKEY. 2020. Tree planting in organic soils does not result in net carbon sequestration on decadal timescales. *Glob. Change Biol.* 26: 5178-5188.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15229>
- GALLARDO, B., D. C. ALDRIDGE, P. GONZÁLEZ-MORENO, J. PERGL, M. PIZARRO, P. PYŠEK, W. THUILLER, C. YESSON & M. VILÀ. 2017. Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Glob. Change Biol.* 23: 5331-5343. <https://doi.org/10.1111/gcb.13798>
- GAME, E. T., J. A. FITZSIMONS, G. LIPSETT-MOORE & E. MCDONALD-MADDEN. 2013. Subjective risk assessment for planning conservation projects. *Environ. Res. Lett.* 8: 045027.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/045027>
- GARCÍA-DÍAZ, P., P. CASSEY, G. NORBURY, X. LAMBIN, L. MONTTI, C. PIZARRO, P. A. POWELL, D. F. R. P. BURSLEM, M. CAVA, G. DAMASCENO, L. FASOLA, A. FIDELIS, M. F. HUERTA, B. LANGDON, E. LINARDAKI, J. MOYANO, M. A. NÚÑEZ, A. PAUCHARD, E. PHIMISTER, E. RAFFO, I. ROESLER, I. RODRÍGUEZ-JORQUERA & J. A. TOMASEVIC. 2020. Management policies for invasive alien species: Addressing the impacts rather than the species. *Bioscience* 71: 174-185.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biaa139>
- GARCÍA-DÍAZ, P., L. MONTTI, P. A. POWELL, E. PHIMISTER, J. C. PIZARRO, L. FASOLA, B. LANGDON, A. PAUCHARD, E. RAFFO, J. BASTÍAS, G. DAMASCENO, A. FIDELIS, M. F. HUERTA, E. LINARDAKI, J. MOYANO, M. A. NÚÑEZ, M. I. ORTIZ, I. RODRÍGUEZ-JOQUERA, I. ROESLER, J. A. TOMASEVIC, D. F. R. P. BURSLEM, M. CAVA & X. LAMBIN. 2021. Identifying Priorities, Targets, and Actions for the Long-term Social and Ecological Management of Invasive Non-Native Species. *Environ. Manag.* 69: 140-153.
<https://doi.org/10.1007/s00267-021-01541-3>
- HERNÁNDEZ, L., J. MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, I. CAÑELLAS & A. VÁZQUEZ DE LA CUEVA. 2014. Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of *Acacia* species in NW Spain. *For. Ecol. Manag.* 329: 206-213.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.058>
- HERRERA, L. P., J. VON BELOW, A. AUER, L. MONTTI, F. R. JAIMES, C. RAMÍREZ, M. M. DE RITO, M. CAMINO & M. P. BARRAL. 2022. Academic network for nature conservation in Tandilia System, Buenos Aires, Argentina. *J. Nat. Conserv.* 67: 126170.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126170>
- HULME, P. E. 2018. Protected land: Threat of invasive species. *Science* 361: 561-562.
<https://doi.org/10.1126/science.aau3784>
- HULME, P. E. 2020. Plant invasions in New Zealand: Global lessons in prevention, eradication and control. *Biol. Invasions* 22: 1539-1562.
<https://doi.org/10.1007/s10530-020-02224-6>
- IGARTÚA, D. V., K. MORENO, J. C. PITER & S. MONTEOLIVA. 2015. Density and mechanical properties of Argentinian *Acacia melanoxylon*. *Maderas-Cienc. Tecnol.* 17: 809-820.
<https://doi.org/10.4067/S0718-221X2015005000070>
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. Media Release: Nature's Dangerous Decline Unprecedented; Species Extinction Rates Accelerating [online]. Disponible en: <https://ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment> [Acceso: 30 julio 2022].
- ISACCH, J. P., M. S. BÓ, L. VEGA, M. FAVERO, A. BALADRÓN, M. PRETELLI, O. STELLATELLI, A. CARDONI, S. COPELLO, M. CAVALLI, C. BLOCK, G. GARCÍA, R. MARIANO-JELICICH, L. BIONDI, V. COMPARATORE & J. SECO PON. 2016. Diversidad de Tetrápodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampeana como herramienta para planificar en conservación. *Rev. Mus. Argent. Cienc. Nat.* 18: 211-233.
<https://doi.org/10.22179/REVMACN.18.463>
- IUCN. 2020. IUCN EICAT Categories and Criteria. The Environmental Impact Classification for Alien Taxa First edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. X + Xpp.
<https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.05.en>
- JOBBÁGY, E., M. NOSETTO, J. PARUELO & D. PIÑEIRO. 2006. Las forestaciones rioplatenses y el agua. *Ciencia Hoy* 16: 12-21.
- LAMBIN, X., D. BURSLEM, P. CAPLAT, T. CORNULIER, G. DAMASCENO, L. FASOLA, A. FIDELIS, P. GARCÍA-DÍAZ, B. V. LANGDON, E. LINARDAKI, L. MONTTI, J. MOYANO, M.

- A. NÚÑEZ, S. C. F. PALMER, A. PAUCHARD, E. PHIMISTER, J. C. PIZARRO, P. POWELL, E. RAFFO, I. A. RODRÍGUEZ-JORQUERA, I. ROESLER, J. A. TOMASEVIC, J. M. J. TRAVIS & C. VERDUGO. 2020. CONTAIN: Optimising the long-term management of invasive alien species using adaptive management. *NeoBiota* 59: 119-138. <https://doi.org/10.3897/neobiota.59.52022>
- LE MAITRE, D. C., M. GAERTNER, E. MARCHANTE, E. J. ENS, P. M. HOLMES, A. PAUCHARD, P. J. O'FARRELL, A. M. ROGERS, R. BLANCHARD, J. BILIGNAUT & D. M. RICHARDSON. 2011. Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Divers. Distrib.* 17: 1015-1029. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00816.x>
- LITRE, G., J. F. TOURRAND, H. MORALES & P. ARBELETTCHE. 2007. Ganaderos familiares gauchos: ¿una opción hacia la producción sustentable? *Asian J. Lat. Am. Stud.* 20: 105-148.
- LOCKWOOD, J. L., M. F. HOOPES & M. P. MARCHETTI. 2013. *Invasion Ecology*, 2nd ed. Wiley-Blackwell, Oxford.
- MARCHANTE, H., E. MARCHANTE & H. FREITAS. 2003. Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level. En: CHILD, L. E., J. H. BROCK, G. BRUNDU, K. PRACH, P. PYSEK, P. M. WADE & M. WILLIAMSON (eds.), *Plant invasions: ecological threats and management solutions*, pp. 75-85. Backhuys, Leiden.
- MARTÍNEZ, G. 2011. Geomorfología del paisaje serrano e inter serrano de tandilia oriental in Laguna de Los Padres y La Brava: un recurso natural y social para cuidar y compartir. En: MASSONE, H. (comp.). 1ra ed. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata.
- MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1947. La naturalización de *Acacia melanoxylon* en Balcarce (Provincia de Buenos Aires). *Rev. Invest. Agr.* 2: 101-102.
- MIRANDA, S. C., M. BUSTAMANTE, M. PALACE, S. HAGEN, M. KELLER & L. G. FERREIRA. 2014. Regional variations in biomass distribution in Brazilian savanna woodland. *Biotropica* 46: 125-138. <https://doi.org/10.1111/btp.12095>
- MODERNE, P., W. A. H. ROSSING, M. CORBEELS, S. DOGLIOTTI, V. PICASSO & P. TITTONELL. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environ. Res. Lett.* 11: 113002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/113002>
- NANNI, A. S., M. PIQUER-RODRÍGUEZ, D. RODRÍGUEZ, M. NUÑEZ-REGUEIRO, M. E. PERIAGO, S. AGUIAR, S. BALLARI, C. BLUNDO, E. DERLINDATI, Y. DI BLANCO, A. ELJALL, H. R. GRAU, L. HERRERA, A. HUERTAS HERRERA, A. E. IZQUIERDO, J. LESCANO, L. MACCHI, F. MAZZINI, M. MILKOVIC, L. MONTTI, A. PAVIOLO, M. PEREYRA, R. D. QUINTANA, V. QUIROGA, D. RENISON, M. SANTOS BEADE, A. SCHAAF & N. I. GASPARRI. 2020. Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de Argentina. *Ecol. Austral* 30: 175-330. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>
- NUÑEZ, M. A., K. T. DAVIS, R. D. DIMARCO, D. A. PETZER, J. PARITSIS, B. D. MAXWELL & A. PAUCHARD. 2021. Should tree invasions be used in treeless ecosystems to mitigate climate change? *Front. Ecol. Environ.* 19: 334-341. <https://doi.org/10.1002/fee.2346>
- NÚÑEZ, M. V. & R. O. SÁNCHEZ. 2007. Relaciones sociedad-naturaleza en la región de Tandilia. *Actas del Primer Congreso de Geografía de Universidades Nacionales, Argentina*. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto. Disponible en: <https://redtandilia.com.ar/biblioteca/> [Acceso: 29 diciembre 2022].
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conserv. Biol.* 18: 238-48. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PAUCHARD, A., C. QUIROZ, R. GARCÍA, C. H. ANDERSON & M. KALIN ARROYO. 2011. Invasiones biológicas en América Latina y el Caribe: tendencias en investigación para la conservación. En: SIMONETTI, J. & R. DIRZO (eds.), *Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina*, pp. 79-94. Ed. Universitaria, Santiago.
- PRETTY, J. 2011. Interdisciplinary progress in approaches to address social-ecological and ecocultural systems. *Environ. Conserv.* 38: 127-139. <https://doi.org/10.1017/S0376892910000937>
- PYŠEK, P., P. E. HULME, D. SIMBERLOFF, S. BACHER, T. M. BLACKBURN, J. T. CARLTON, W. DAWSON, F. ESSL, L. C. FOXCROFT, P. GENOVESI, J. M. JESCHKE, I. KÜHN, A. M. LIEBHOLD, N. E. MANDRAK, L. A. MEYERSON,

- A. PAUCHARD, J. PERGL, H. E. ROY, H. SEEBENS, M. VAN KLEUNEN, M. VILÀ, M. J. WINGFIELD & D. A. RICHARDSON. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* 95: 1511-1534.
<https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- RICHARDSON, D. M., J. J. LE ROUX & J. R. U. WILSON. 2015. Australian acacias as invasive species: lessons to be learnt from regions with long planting histories. *South. For. J. For. Sci.* 77: 31-39.
<https://doi.org/10.2989/20702620.2014.999305>
- RICHARDSON, D. M. & M. REJMÁNEK. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species: a global review. *Divers. Distrib.* 17: 788-809.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- RODRÍGUEZ, E. 2017. *Planificación para la implementación de una Área Natural Privada. El caso de Paititi*. Tesis de grado. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNICEN-Tandil), Argentina.
- RODRÍGUEZ, J., Y. LECHUGA-LAGO, A. GUISANDE-COLLAZO, P. LORENZO & L. GONZÁLEZ. 2019. ¿Podemos implementar métodos eficaces para controlar la invasora *Acacia melanoxylon*? *Libro de Actas del XVII Congreso de la Sociedad Española de Malherbología*: 402-407. Universidad de Vigo. España [online]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=743010> [Acceso: 29 diciembre 2022].
- RUBIO, G., F. X. PEREYRA & M. A. TABOADA. 2019. Soils of the Pampean Region. En: RUBIO, G., R. LAVADO & F. PEREYRA (eds.), *The soils of Argentina, World Soils Book Series*, pp. 81-100. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-76853-3_6
- RUNDEL, P. W., I. E. DICKIE & D. M. RICHARDSON. 2014. Tree invasions into treeless areas: mechanisms and ecosystem processes. *Biol. Invasions* 16: 663-675. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0614-9>
- SABATINO, M., J. FARINO & N. MACEIRA. 2017. *Flores de las sierras de Tandilia. Guía para el reconocimiento de las plantas y sus visitantes florales*. INTA Ediciones, Balcarce.
- SANTAMARINA-CAMPOS, B. & J. BODÍ. 2012. Lugares rurales versus espacios naturalizados. Conocimientos y reconocimientos en las lógicas patrimoniales de las áreas protegidas. *AIBR Rev. Antropol. Iberoam.* 8: 111-138.
<https://doi.org/10.11156/112>
- SAPSFORD, S. J., A. J. BRANDT, T. K. DAVVIS, G. PERALTA, I. A. DICKIE, R. D. GIBSON, J. L. GREEN, P. E. HULME, M. A. NUÑEZ, K. H. ORWIN, A. PAUCHARD, D. A. WARDLE & D. A. PELTZER. 2020. Towards a framework for understanding the context dependence of impacts of non-native tree species. *Funct. Ecol.* 34: 944-955.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.13544>
- SCHÜTTLER, E. & C. S. KAREZ. 2008. *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas*. UNESCO, Montevideo.
- SHACKLETON, R. T., D. M. RICHARDSON, C. M. SHACKLETON, B. BENNETT, S. L. CROWLEY, K. DEHNEN-SCHMUTZ, R. A. ESTÉVEZ, A. FISCHER, C. KUEFFER, C. A. KULL, E. MARCHANTE, A. NOVOA, L. J. POTGIETER, J. VAAS, A. S. VAZ & B. M. H. LARSON. 2019. Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *J. Environ. Manage.* 229: 10-26.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.045>
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional Argentino). 2022. Disponible en: <https://www.smn.gob.ar/> [Acceso: 1 mayo 2022].
- SORIANO, A., R. J. C. LEÓN, O. E. SALA, R. S. LAVADO, V. A. DEREGIBUS, M. A. CAUHÉPÉ, O. A. SCAGLIA, C. A. VELÁZQUEZ & J. H. LEMCOFF. 1991. Río de la Plata grasslands. En: COUPLAND, R. T. (ed.), *Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere, Ecosystems of the World* 8, pp. 367-407. Elsevier, Amsterdam.
- VELDMAN, J. W., G. E. OVERBECK, D. NEGREIROS, G. MAHY, S. LE STRADIC, G. W. FERNANDES, G. DURIGAN, E. BUISSON, F. E. PUTZ & W. J. BOND. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 65: 1011-1018.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>
- VERA, D. G., D. O. DI PIETRO, G. TETTAMANTI, M. EIRIN, C. T. FALASCO, M. F. ARANGUREN, J. D. WILLIAMS, F. P. KACOLIRIS & I. BERKUNSKY. 2021. An annotated list of the reptiles of the highland grassland of Tandilia Mountains, Argentina. *Neotrop. Biol. Conserv.* 16: 185-204.
<https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e60629>

- VIGNOLIO, O. R., M. E. GARAVANO, P. DIEZ DE ULZURRUN, H. P. ANGELINI & V. N. ISPIZÚA. 2021. Banco de semillas del suelo en un pastizal de una reserva natural del Sistema de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) invadido por *Racosperma melanoxylon*. *Ecol. Austral* 31: 390-399. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.3.0.1247>
- WALSH, J. C., K. A. WILSON, J. BENSHEMESH & H. P. POSSINGHAM. 2012. Unexpected outcomes of invasive predator control: The importance of evaluating conservation management actions. *Anim. Conserv.* 15: 319-328. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00537.x>
- WATSON, J., N. DUDLEY, D. SEGAN & M. HOCKINGS. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* 515: 67-73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- YANSEN, M. V. & F. BIGANZOLI. 2022. Las especies arbóreas exóticas en Argentina: caracterización e identificación de las especies actual y potencialmente problemáticas. *Darwiniana*, N. S. 10: 80-97. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.101.1001>
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>
- ZANINOVICH, S. C., L. MONTTI, E. A. GONZÁLEZ ZUGASTI, N. G. CARRO, M. L. ECHEVERRÍA, P. A. POWELL & L. HERRERA. 2021. Una propuesta de manejo adaptativo de los impactos de *Racosperma melanoxylon* (acacia australiana) en las sierras de Tandilia, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56 (supl.): 65.



INTERACCIONES EFECTIVAS ENTRE ACADEMIA Y GESTIÓN: PARTICIPACIÓN DE VOLUNTARIOS PARA EL CONTROL DE UNA HIEDRA INVASORA EN PUERTO BLEST, PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI (ARGENTINA)

EFFECTIVE INTERACTIONS BETWEEN ACADEMIA AND GOVERNMENT AGENCY: THE PARTICIPATION OF VOLUNTEERS ALLOWED THE CONTROL OF AN INVASIVE IVY IN PUERTO BLEST, PARQUE NACIONAL NAHUEL HUAPI (ARGENTINA)

M. Paula Quiroga^{1,5*}, Romina Vidal-Russell^{1,5}, Cecilia Núñez^{1,2},
Gloria Fernández Cánepa³ & Karina Speziale^{4,5}

1. Centro Regional Universitario Bariloche, Departamento de Botánica, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina
2. Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales, Argentina
3. Parque Nacional Nahuel Huapi, Administración de Parques Nacionales, Argentina
4. Centro Regional Universitario Bariloche, Departamento de Ecología, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina
5. INIBIOMA (CONICET-Univ. Nac. del Comahue), San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina

*paulaquiroga@comahue-conicet.gob.ar

Citar este artículo

QUIROGA, M. P., R. VIDAL-RUSSELL, C. NÚÑEZ, G. FERNÁNDEZ CÁNEPA & K. SPEZIALE. 2023. Interacciones efectivas entre academia y gestión: participación de voluntarios para el control de una hiedra invasora en Puerto Blest, Parque Nacional Nahuel Huapi (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 57-69.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38455>

Recibido: 3 Ago 2022
Aceptado: 2 Nov 2022
Publicado en línea: 17 Feb 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Lía Monti

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Development of management measures of invasive non-native species is priority in protected areas, particularly when actions are taken at early stages of invasion since it facilitates the recovery of natural systems. Here, we present a methodology to control an invasive evergreen vine, *Hedera helix* (Araliaceae).

M&M: The proposal includes volunteers, which are within a research and outreach project from Universidad Nacional Comahue Bariloche in collaboration with Administración de Parques Nacionales. We removed manually the vine with garden tools, composted it in waste plastic bags in site and kept track of natural regeneration of the native forest.

Results: Since 2019, 47 volunteers got involved and removed 870 kg of plant material (humid weight) from five of the six sites. Two of the five sites are at the stage of monitoring native species.

Conclusions: The participation of volunteers resulted effective for plant manual removal, as the vine from invasion sites is being controlled. In this way, we are achieving successful results with minimum environmental negative impacts, at least in the plant community, as evidenced by the recolonization of the sites by native plant species and by the full removal of the ivy from intervened sites. In particular, this procedure allows to create awareness of the problem of biological invasions in the community and in future university graduates. It also reinforces inter institutional relationships linking academia with conservation management agencies, a connection sometimes difficult to achieve.

KEY WORDS

Biological invasions, conservation, exotic species removal, *Hedera helix*, track natural regeneration.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las prácticas de manejo de especies no-nativas e invasoras es tema prioritario en áreas protegidas, en especial en estadios tempranos de invasión, porque facilita la recuperación de sistemas nativos. Aquí presentamos una metodología para el control de una planta trepadora invasora, *Hedera helix* (Araliaceae).

M&M: Se realizó remoción manual y la disposición de los residuos se compostó en bolsas en el lugar. Luego se monitoreó la regeneración natural del bosque nativo. La propuesta incluye la convocatoria de voluntarios, enmarcados en un proyecto de investigación y extensión de la Universidad Nacional Comahue Bariloche con la colaboración de la Administración de Parques Nacionales.

Resultados: Desde 2019 participaron 47 voluntarios, se extrajeron 870 kg (peso húmedo) de material de cinco de los seis sitios identificados. Dos de los cinco sitios intervenidos se encuentran en la etapa de monitoreo de especies nativas.

Conclusión: La participación de voluntarios resultó efectiva en términos de las acciones de control manual, al estar los sitios controlados. De esta manera, se está logrando con éxito un mínimo impacto negativo sobre el entorno, al menos en las especies de plantas, evidenciado por una rápida recolonización pasiva de especies nativas y la eliminación la especie invasora en los sitios intervenidos. En particular, este modo de trabajo permite crear conciencia del problema de las invasiones biológicas en la comunidad y en futuros profesionales. También fortalece las relaciones entre instituciones vinculando la academia con la gestión en conservación, un aspecto a veces difícil de lograr.

PALABRAS CLAVE

Conservación, *Hedera helix*, invasiones biológicas, regeneración natural, remoción/control de exóticas.

INTRODUCCIÓN

Las especies no-nativas que se convierten en invasoras constituyen uno de los impulsores directos de cambio global más importantes a nivel mundial (Díaz *et al.*, 2019). Estas especies pueden competir y desplazar a las especies nativas alterando la estructura de la vegetación o modificando hábitats y procesos ecosistémicos (Vitousek *et al.*, 1997; Levine *et al.*, 2003). Muchas especies invasoras poseen además mejor capacidad de explotar recursos en hábitats disturbados o mejor capacidad de dispersión que las especies nativas (Didham *et al.*, 2005), lo que puede resultar en una invasión exitosa y rápida. Por estos motivos representan una amenaza global para la conservación, incluso dentro de las áreas protegidas.

La presencia de plantas invasoras en entornos bien conservados y de alto valor ecológico generan un desafío particular, pues representan una grave amenaza para la conservación (Luken & Thieret, 1997). Muchas especies no-nativas son o han sido introducidas en áreas protegidas de manera accidental o deliberada para diversos usos (forestal, ornamental, etc.), pero también, avanzan desde áreas aledañas pobladas o zonas algunas vez habitadas y luego abandonadas. Las especies leñosas, con estrategias de reproducción tanto por semillas como vegetativa, usadas como especies ornamentales son especialmente problemáticas. Particularmente cuando la detección de la invasión ocurre demasiado tarde, dado que en muchas ocasiones estas especies presentan una demora de invasión (“fase de retardo” o en inglés “invasión lag”) desde la introducción y colonización a la expansión posterior (Frappier *et al.*, 2003). Esta “fase de retardo” genera una ventana de oportunidad para el control efectivo de la población invasora (Lookwood *et al.*, 2013). A pesar del aumento de estudios de las invasiones biológicas a nivel mundial (Foxcroft *et al.*, 2013; Speziale *et al.*, 2012), poco se ha avanzado en investigaciones de manejo, que sean consideradas en las gestiones de políticas públicas (Esler *et al.*, 2010).

Para que las acciones de manejo de especies invasoras dentro de áreas protegidas tengan un bajo costo y sean efectivas, es importante llevar adelante prioritizaciones de las actividades de control y restauración (Pyšek *et al.*, 2013), como así también considerar el abordaje de la problemática desde un

enfoque multidisciplinar con la participación de distintos organismos (García-Díaz *et al.*, 2022). Esta priorización debe incluir la evaluación de la peligrosidad potencial de la especie invasora, la posibilidad de control de gran parte de la distribución y abundancia de la población invasora, así como el impacto de la estrategia de control elegida sobre el ambiente (Izquierdo *et al.*, 2018). Sumado a la selección de las especies prioritarias para las prácticas de manejo es importante el tipo de diseño de la estrategia. En términos de acciones concretas de control, ha crecido la demanda de aquellas que minimicen el uso de herbicidas (Melander *et al.*, 2005; Nazarko *et al.*, 2005), o que reduzcan el disturbio del suelo para evitar la invasión secundaria de otras especies invasoras (D’Antonio & Meyerson, 2002).

Además de dichas consideraciones técnicas, los esfuerzos de manejo de las invasiones biológicas integrados e involucrando diferentes actores son más efectivos (Foxcroft *et al.*, 2017). De hecho, las estrategias llevadas adelante en conjunto con la sociedad, además de ser acciones concretas de conservación se convierten en actividades de Educación Ambiental (EA) generando buenos aprendizajes y vínculos positivos entre las personas y el entorno natural. En particular, la EA es una herramienta útil para fomentar la concientización sobre las problemáticas que enfrentan los ambientes naturales en la actualidad y la búsqueda de soluciones a las mismas. La toma de conciencia de la importancia del medio ambiente, del mantenimiento de la biodiversidad y de las consecuencias que implica ignorar estos conceptos aún no está consolidado en la sociedad. En general, la EA en los centros educativos siempre ha girado en torno a elementos teóricos, mientras que los problemas éticos y técnicos han ocupado un espacio muy reducido siendo, por el contrario, más efectiva para una EA significativa (Gil & Moya, 2014). Por ello, la comunidad educativa es el sector clave, tanto por su responsabilidad en la formación de profesionales como por la influencia que tiene para el resto de la sociedad (Gil & Moya, 2014).

El noroeste patagónico cuenta con una oportunidad única para llevar adelante una estrategia efectiva de control de una especie invasora en un área protegida de alto valor de conservación, basada en el conocimiento base generado por la Administración de Parques Nacionales (APN)

y en trabajo interinstitucional con enfoque en la educación ambiental. La zona de Puerto Blest, dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi (PNNH), es un sitio de alto valor para la conservación. Motivo por el cual la APN elaboró el “Proyecto de manejo de plantas leñosas exóticas de carácter invasor en Puerto Blest, PNNH”, que incluyó un relevamiento exhaustivo de las especies exóticas presentes según el Sistema de Priorización de la APN (Izquierdo *et al.*, 2018), resultando en un listado de más de 20 especies (Fernández Cánepa & Núñez, 2017). *Hedera helix* L., entre otras especies, resultó priorizada para su manejo y se diseñó una metodología de control para los sitios identificados (Fernández Cánepa & Núñez, 2017). En ese documento también se propusieron posibles acciones de manejo, según los “Lineamientos Estratégicos para el Manejo de Especies Exóticas en la APN” (APN, 2007) que establecen las siguientes estrategias: Prevención; Detección temprana; Erradicación; Control a “densidad cero”, Control “de contención”, Mitigación y No intervención. A partir de estos conocimientos, docentes e investigadores, diseñamos un proyecto interinstitucional entre el Centro Regional Universitario Bariloche de la Universidad Nacional del Comahue (UNCo Bariloche), el área de conservación del PNNH y la Dirección Regional Patagonia Norte (DRPN) dependiente de la APN. El mismo apunta a promover la participación de estudiantes de todas las carreras de grado y miembros de la comunidad universitaria UNCo Bariloche, y llevar adelante estrategias de control y monitoreo de la especie invasora no nativa *H. helix* en la zona de Puerto Blest. De este modo, contribuimos a la conservación de un área protegida, a la vez que permiten a los voluntarios estar en contacto con la biodiversidad local, convirtiéndose así en actividades de EA. En este sentido, se coincide con McAfee *et al* (2019), en términos de que el éxito de los proyectos de conservación aumenta cuando interactúan grupos de personas procedentes de diferentes sectores de la comunidad, del ámbito científico, y de organizaciones gubernamentales, lo cual permite aprovechar todo el potencial social, económico y ambiental de los proyectos de conservación.

A fin de integrar aspectos de conservación y la interacción interinstitucional, los objetivos de este trabajo se enfocaron en dos temas: el control de la especie invasora y la participación de voluntarios.

En relación con la remoción de la especie invasora los objetivos fueron: a) Controlar a densidad cero la especie invasora no nativa *H. helix* en un sector específico de un área protegida de alto valor de conservación (Puerto Blest), mediante la extracción manual, con mínimo impacto negativo en el entorno natural; b) Evaluar la metodología de compostaje en el sitio con la utilización de bolsas y nylon de 200 µm; c) Incorporar prácticas de monitoreo para evaluar la regeneración de especies nativas en los sitios a lo largo del tiempo. Con relación con la participación de voluntarios, los objetivos fueron: a) Fomentar el conocimiento sobre efectos perjudiciales de especies no nativas, como aspecto de educación ambiental; b) Difundir la propuesta de trabajo en un marco de interacción entre una institución académica (UNCo Bariloche) y un organismo público (APN); c) Fomentar la participación y formación de voluntarios vinculados a estas instituciones de forma voluntaria en prácticas activas de conservación.

MATERIALES Y MÉTODO

Sitio de estudio

El proyecto se llevó a cabo en seis focos identificados en el extremo oeste del brazo Blest del lago Nahuel Huapi. Este sitio se encuentra dentro de un área de alto valor de conservación, dado que es uno de los pocos lugares de Argentina donde ingresan especies típicas del bosque Valdiviano. En este ambiente, caracterizado por una precipitación anual superior a los 2500 mm, habitan especies longevas como los representantes de la familia Cupressaceae *Fitzroya cupressoides* Hook.f. ex Lindl. (especie protegida a nivel internacional Apéndice I de CITES y en peligro de extinción según la IUCN; Premoli *et al.*, 2013) y *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin, y otras coníferas de la familia Podocarpaceae. El estrato arbóreo está dominado por *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (Nothofagaceae), junto a las coníferas mencionadas y diversas especies de la familia Myrtaceae. En el lugar se encuentran varias especies de lianas y enredaderas que caracterizan a este ambiente selvático templado-frío como *Capsidium valdivianum* (Phil.) Skotts. (Bignoniaceae), *Asteranthera ovatta* (Cav.) Hanst. (Gesneriaceae), y *Hydrangea serratifolia* (Hook.

& Arn.) F. Phil. (Hydrangeaceae). En el estrato más bajo, existe una gran diversidad de hierbas, musgos, líquenes y hongos (Brion *et al.*, 1998), destacándose la presencia de turberas de *Sphagnum* (Mermoz *et al.*, 2009). Además, existen especies de fauna autóctona, como varias especies de anfibios y se destaca la presencia de especies de vertebrados de valor especial (Mermoz *et al.*, 2009; SIB-APN), como la comadreja trompuda (*Rhyncholestes raphanurus* Osgood), el pato de los torrentes (*Merganetta armata* Gould) y el huillín (*Lontra provocax* van Zyll de Jong), este último en peligro de extinción según la IUCN (Sepúlveda *et al.*, 2021). Como ambiente de bosque húmedo con presencia de especies valdivianas, su representación dentro del PNNH es baja y está limitada a pequeñas superficies, lo cual lo convierte en un ambiente de alta vulnerabilidad. Asimismo, constituye un sitio emblemático pues fue origen de la primera área protegida nacional, el Parque Nacional del Sur, que dio comienzo al sistema de áreas protegidas nacionales. Este sitio corresponde a la categoría Parque Nacional *sensu stricto* (Ley de Parques Nacionales 22351) admitiendo usos científicos, educativos (cuenta con una estación biológica, única en su tipo en este ambiente en Argentina) y turísticos, siendo uno de los lugares que recibe mayor cantidad de visitantes del área protegida.

Característica de la especie a controlar

Hedera helix L. (Araliaceae): La hiedra *H. helix*, es una especie de origen euroasiático, pero ampliamente distribuida e invasora en distintas partes del mundo (Okerman, 2000). Es tolerante a la sombra y se reproduce tanto vegetativa como sexualmente desde tallos juveniles o semillas dispersadas por aves (Metcalf, 2005). Los fragmentos de tallos en contacto con suelo húmedo pueden desarrollar raíces adventicias que facilitan la regeneración de una nueva planta. Tiene un crecimiento en el que pueden distinguirse en al menos dos etapas, una inicial que puede durar hasta 10 años, durante los cuales crece en forma rastrera y vegetativa (Metcalf, 2005). Pasada esta etapa, puede modificar su crecimiento al trepar sobre un sustrato desarrollándose en posición vertical, donde cambia la morfología de sus hojas de trilobulada a entera; en esta etapa produce flores. De este modo, puede afectar la estructura, modificando la carga de materia orgánica sobre troncos en pie,

cubriendo cortezas que son hábitats de uso de otras formas de vida como líquenes, musgos, hongos y refugio de muchas especies de aves e insectos, como también reduciendo la diversidad del bosque (Stanley & Taylor, 2015). Además, la hiedra puede verse favorecida por la interacción con las aves frugívoras (Binggeli, 2005) que dispersan sus semillas. En ambientes donde hay poblaciones invasoras, como en Norteamérica, esta especie reduce la diversidad de plantas nativas afectando la disponibilidad de hábitat para la vida silvestre (Dlugosch, 2005). De hecho, en relativamente poco tiempo (uno a dos años) puede formar una cubierta densa y se convierten en lo que se conoce como “desiertos de hiedra” (Okerman, 2000). La etapa de crecimiento rastrero representa una oportunidad para un control efectivo.

Estrategias de manejo para el control de H. helix

El proyecto se llevó a cabo en el extremo oeste del Brazo Blest del lago Nahuel Huapi (41°01'28" S, 71°48'43" O), el acceso se realiza en embarcaciones de una empresa de turismo o privadas. Para el traslado de los voluntarios y responsables del proyecto se cuenta con un convenio interinstitucional que solventa los costos de traslado.

Etapas del trabajo de campo

Remoción de hiedra: Las actividades de remoción de *H. helix* se llevaron adelante en los cinco sitios identificados por Fernández Cánepa y Núñez (2017), comenzando el trabajo por los sitios de menor complejidad y superficie afectada (Fig. 1). Un sexto sitio se identificó durante el trabajo en Puerto Blest, dado que no estaba reportado en el informe de la APN (Fernández Cánepa & Núñez, 2017). En cada sitio se midió la superficie afectada antes de comenzar la extracción. La metodología de trabajo para controlar la invasión por hiedra en los sitios consistió en la extracción manual de las plantas, con la ayuda de herramientas de jardinería (palas, rastrillos, serruchos (provistos por los responsables del proyecto), cuando fuera necesario. Los implementos de seguridad personal (guantes, calzado adecuado, ropa de trabajo y mascarilla N95) debieron ser llevados por cada voluntario. En todos los sitios se trabajó en grupos de cuatro o cinco voluntarios, cada grupo siempre fue acompañado por una responsable del proyecto. En



Fig. 1. Ubicación relativa de los sitios con invasión con *Hedera helix* en la zona de Puerto Blest. Se indica la ubicación del sitio de disposición de los residuos vegetales. Se indica con un cuadrado la ubicación del sitio de disposición de los residuos vegetales.

el caso de que las plantas se encontraban trepando sobre troncos de árboles, se cortó el tallo principal a 1m del suelo, con el objetivo de que mueran por desecación sobre las estructuras de soporte. Para cada jornada de trabajo se registró el peso húmedo del material extraído, la cantidad de personas que trabajaron y el tiempo de trabajo.

Disposición de los residuos vegetales: Todo el material fue colocado en bolsas de consorcio negras, las cuales se pesaron con una balanza tipo dínamo para determinar la cantidad de material removido de manera relativa por unidad de superficie y fecha de extracción. Las bolsas se acondicionaron sobre un nylon negro de 200 μ m, con el cual fueron cubiertas, de manera de minimizar el ingreso de luz e impedir cualquier tipo de propagación. Arriba de cada envoltorio se colocaron maderas para evitar que la nieve, lluvia o viento desarmen el envoltorio. Esta opción fue la elegida, ya que el material no puede ser transportado (al sitio sólo se accede por vía lacustre o a pie), ni quemado (el riesgo de incendio es alto), ni compostado al aire libre (los

restos vegetales tienen capacidad de generar nuevas raíces).

Monitoreo: Los sitios despejados de *H. helix* se visitaron en cada regreso a Puerto Blest (Tabla 1) con el objetivo de revisar potenciales rebrotes de la especie y el monitoreo de la regeneración de especies nativas. En caso de encontrarse nuevas plantas de hiedra, estas fueron removidas con raíz y colocados en una bolsa de consorcio. Los envoltorios con material extraído en los viajes previos fueron revisados en cada regreso al sitio de estudio para evaluar el estado del material de modo de poder determinar el momento en el que puede ser reincorporado al suelo, sin riesgo de re-invasión.

Una vez retirada la hiedra del sitio se comenzó el monitoreo de regeneración natural de especies nativas utilizando el método de Whitakker modificado (Stohlgren *et al.*, 1995; Korb *et al.*, 2003), que escala de tamaño progresivamente. La riqueza de plántulas se midió en una parcela de 5 x 5 m ubicada en la parte media de cada sitio. Dentro de la parcela se ubicaron 10 cuadrantes de 0,5 x 0,5 m (Fig. 2). En cada cuadrante se registraron las distintas especies (medida de riqueza) y el número

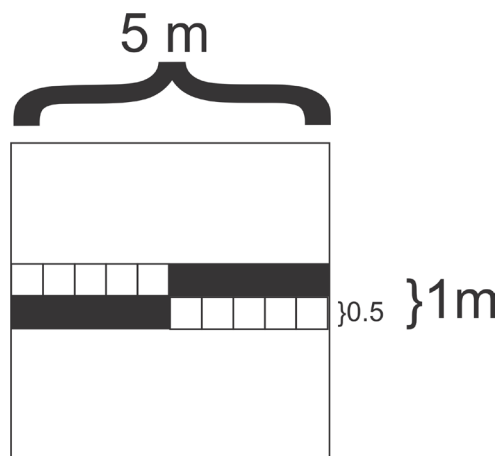


Fig. 2. Diseño de muestreo de cuadrantes anidados dentro de una parcela de 5 x 5 m para el registro de la vegetación nativa en los sitios que se despejaron de hiedra y se monitorea la regeneración natural del bosque nativo. Con esta metodología se logra registrar la riqueza por cuadrantes de 0.25 m² (promedio de 10 cuadrantes de 0.5 x 0.5), en 5 m² (4 cuadrantes de 2.5 x 0.5), y en 25 m² (cuadrante de 5 x 5).

de individuos de cada una (frecuencia de especies). Luego se registraron especies nuevas (diferentes de las halladas en los cuadrantes pequeños) en las dos subparcelas de 0,5 x 2,5 m (rectángulos negros en Fig. 2) y en el resto de la parcela (Fig. 2). De este modo estimamos la riqueza por superficies de 0,25 m², en 5 m², y en 25 m², respectivamente. Las especies no-nativas fueron registradas, pero no tenidas en cuenta para el cálculo de la riqueza.

Convocatoria de voluntarios. Para el llamado a voluntarios se realizó una convocatoria abierta mediante las redes institucionales exclusivamente a miembros de ambas instituciones: estudiantes de cualquiera de las carreras de grado (aprox. entre 19 y 27 años de edad), así como personal docente y no docente de UNCo Bariloche, o bien personal perteneciente a la planta de APN. Todos los voluntarios debieron asistir a charlas informativas destinadas a introducirlos en la problemática general de plantas no-nativas de carácter invasor, haciendo hincapié en la prioridad de controlarlas en sitios de alto valor de conservación, las condiciones específicas de trabajo y los cuidados asociados a la protección personal, principalmente por tratarse de una actividad en un área endémica de Hantavirus.

RESULTADOS

Remoción. Hasta junio de 2022 se concurrió siete veces a Puerto Blest: dos veces en 2019, una sola vez durante 2020 y 2021 por la situación de aislamiento social preventivo de la pandemia de COVID-19, y 4 veces durante 2022. Desde el inicio del proyecto se dieron 3 capacitaciones sobre especies invasoras, seguridad y métodos de trabajo, de las que participaron 47 voluntarios. Los voluntarios asistieron de manera alternada en los diferentes días de trabajo, pero en todas las jornadas de control hubo al menos un docente y un agente de la APN guiando el trabajo (Tabla 1).

En todos los sitios afectados las plantas se encontraban sobre el suelo o sobre vegetación baja, cubriendo el sector a modo de alfombra. La intervención de cada sitio se realizó desde la periferia hacia el centro (Fig. 3A-B). Se comenzó el trabajo por el sitio de menor superficie, y al finalizar la remoción se pasó a un nuevo sitio. Los tallos se retiraron manualmente, hasta llegar a la raíz principal, removiendo la mayor parte de las raíces con palas u otras herramientas de jardín.

Tabla 1. Fechas de trabajos de eliminación de *Hedera helix* en la zona de Puerto Blest. Se indica la cantidad de voluntarios que asistieron en cada fecha, el sitio en que se trabajó, la cantidad (en kg) de material eliminado, el tiempo de trabajo y la relación horas hombre.

Fecha extracciones	Cantidad de voluntarios	Sitios intervenidos	Material extraído (en peso húmedo) kg	Horas totales trabajadas	Horas hombre
30-Oct-19	17	Sitio 1	153,62	2,5	42,5
		Sitio 2			
		Sitio 3			
6-Dec-19	15	Sitio 2	195,63	1,75	26,25
		Sitio 3			
26-Nov-21	8	Sitio 2	75,76	2	16
		Sitio 3			
8-Apr-22	11	Sitio 2	105	2	22
		Sitio 3			
20-Apr-22	8	Sitio 3	97,8	2,25	18
		Sitio 4			
6 de mayo 2022	9	Sitio 4	52,9	2	18
17 de mayo 2022	12	Sitio 5	189	2,5	30
TOTAL			869,71		172,75



Fig. 3. Diferentes etapas de trabajo en los sitios invadidos por *Hedera helix* en Puerto Blest. **A:** Sitios invadido por *H. helix* sobre el suelo y trepando un tronco de *N. dombeyi*. **B:** Sitios invadido por *H. helix* cubierto en su totalidad. **C:** Trabajo de embolsado de tallos removidos. **D:** Sitio con remoción completa. **E:** Organización de material embolsado para su compostaje sobre y bajo una cubierta de nylon 200 μm negro. **F:** Acondicionamiento final del material embolsado.

En el sitio 1 (superficie total invadida 49 m²) la eliminación se completó en un día de trabajo, removiendo toda parte aérea visible de la planta y los sistemas de raíces (Tabla 1). En las sucesivas visitas se extrajeron rebrotes y se inició el monitoreo de regeneración. Este sitio resultó el menos denso y con un desarrollo relativamente reducido de *H. helix*, consistiendo en unos pocos tallos rastreros con más de 5 m de longitud.

En los sitios 2 (superficie total estimada 203 m²) y 3 (superficie total estimada 64 m²), se requirieron tres y cuatro visitas consecutivas, respectivamente, para eliminar la hiedra (Tabla 1). La cobertura del suelo por parte de la hiedra resultó del 100% en estos sitios.

Durante 2022 se inició la remoción del sitio 4 (superficie total estimada 500 m²) que se completó en dos visitas consecutivas (Tabla 1). En este sitio se cortaron tres tallos verticales desarrollados sobre troncos de *N. dombeyi*. Los cortes se realizaron a aproximadamente 1 m del suelo, con el objetivo que mueran por desecación sobre las estructuras de soporte. El sitio 5 (superficie total estimada 546 m²) fue intervenido una sola vez hasta la fecha y no se completó la remoción de toda la superficie afectada (Tabla 1). A la fecha de este trabajo, queda por iniciar el sitio 6 (superficie total estimada 1720 m²) que presenta una complejidad diferente a los anteriores ya que también está presente en el área la especie no-nativa e invasora *Lonicera periclymenum* (madreselva). El único trabajo que se realizó en este lugar fue el corte de un tronco de *H. helix* de aproximadamente 7 cm de diámetro en 2019, que se encontraba creciendo sobre un tronco de *N. dombeyi*. Luego de tres años, la hiedra está seca sobre su soporte y no se han detectado signos de rebrote.

Durante las siete visitas al área de Puerto Blest, se trabajaron 15 hs totales, esto representa 172,75 horas-persona, y se extrajeron 870 kg de hiedra fresca (Tabla 1). En promedio se retiraron 5,04 kg de hiedra fresca por persona por hora. Se trabajó con una baja densidad de personas por unidad de superficie (2 personas cada 10 m²) para minimizar el daño involuntario sobre el suelo y las pocas especies nativas presentes (Fig. 3C-D). A fin de tener una idea de la biomasa extraída en términos de peso seco, se

tomó una muestra de 3,75 kg de hiedra húmeda, para secarla en estufa y realizar la medición de peso seco. De esta manera, por comparación, se estimó (a *grosso modo*) la biomasa extraída de cada uno de los sitios. La relación peso húmedo/peso seco resultó en un 28,8%; 3,75 kg de material húmedo resultaron en 1,08 kg de material seco. Sin embargo, como no se realizó un muestreo de esta relación en cada día de extracción, y que el peso húmedo puede verse afectado por las condiciones climáticas previas a la fecha de trabajo, esta relación podría verse sensiblemente modificada. Este es un resultado meramente orientativo y que no ha sido considerado para realizar comparaciones ni extrapolaciones posteriores.

Seguimiento de los residuos vegetales. Luego de dos años de haber colocado el material extraído en las bolsas de nylon negro (Fig. 3E-F) éstas fueron revisadas en cada visita al área para evaluar el estado de descomposición del material. Sorprendentemente, si bien la mayoría del material vegetal estaba muerto (en proceso de descomposición), se observó el crecimiento y elongación de varios tallos, algunos incluso con hojas, y con desarrollo de raíces (Fig. 4). Todos los que presentaban esta condición estaban etiolados, indicando que crecieron en ausencia de luz, utilizando únicamente los recursos remanentes en los tallos. Este proceso se observó en todas las bolsas con material extraído en las diferentes fechas. De manera que luego de dos años y medio, no fue posible declarar al material apto para que sea incorporado al suelo nuevamente, sin riesgo de regeneración.

Monitoreo. El monitoreo de regeneración pasiva se realizó en los sitios donde la hiedra fue eliminada, con fechas de inicio en noviembre de 2021 en el sitio 1, y en abril 2022 en el sitio 3 (Tabla 2). El sitio 2 no es monitoreado dada la abundante presencia de otras especies exóticas (i.e., *Cytisus scoparius* (L.), *Rubus idaeus* (L.) y césped) que ya se encontraban invadiendo.

En el sitio 1, se identificaron plántulas de especies nativas *Embothrium coccineum* J.R. Forst. & G. Forst., *Maytenus magellanica* (Lam.) Hook. y *Nothofagus dombeyi*. En el sitio 3 se identificaron sólo plantas adultas de *Berberis darwinii* Hook., Hooker, *Chusquea culeou* E.Desv, *Aristolelia chilensis* (Molina)



Fig. 4. Material extraído de *Hedera helix* con dos años de compostaje, que permaneció embolsado y bajo cubierta de nylon 200 µm negro. Con flechas blancas se indican los tallos etiolados, con primordios foliares en desarrollo. En el centro se observa material en descomposición.

Stuntz, *Maytenus magellanica* (Lam.) Hook, *Raukua laetevirens* (Gay) Frodin, una especie de Myrtaceae, y la exótica *C. scoparius* (Tabla 2). En el sitio 4 se iniciará el monitoreo durante la primavera-verano de 2022. En el sitio 5 se iniciará una vez finalizada la remoción de hiedra.

Todas las plántulas de especies nativas han germinado sin haber realizado ninguna acción de restauración activa. Los juveniles o adultos de nativas han sido individuos que han sobrevivido a la invasión de hiedra, o bien pudieron desarrollarse bajo la cobertura de la hiedra.

La riqueza de especies nativas del sitio 3 fue 125% más alta que la del sitio 1 en la escala de 0,25 m² (0,9 y 0,4 respectivamente) y en 5 m² se mantuvieron los mismos valores ya que no se registraron nuevas especies. En la escala más grande de 25 m² la riqueza del sitio 3 sigue siendo mayor que el sitio 1 pero en un porcentaje menor (62,5%, Tabla 2). Aunque la riqueza acumulada en 25 m² se ve aumentada en ambos sitios, el sitio 1 la riqueza desde la menor escala aumenta proporcionalmente un 50% más que en el sitio 3 (6 veces en el sitio 1 contra 4,3 veces en el sitio 3).

Experiencia con voluntarios. La convocatoria a la participación de la comunidad universitaria al proyecto fue muy positiva. Hubo más interesados que las vacantes disponibles por salida por lo que tuvimos que seleccionar aleatoriamente entre la lista de convocados. En la mayoría eran estudiantes de la carrera de biología, pero hubo participantes de otras carreras, otros docentes e incluso personal no docente de la Casa de Estudios. Se trabajó de manera coordinada y respondiendo a las tareas comandadas por las responsables del proyecto, todos cumplieron con la capacitación y las medidas de seguridad. En todas las salidas hubo buena predisposición y buen ambiente de trabajo.

Todos los voluntarios recibieron un certificado de asistencia y participación en el proyecto. Además, siempre se elaboró un informe de cada visita que se elevó a la Secretaría Académica de UNCo Bariloche y a la APN.

Tabla 2. Riqueza de especies en los cuadrantes de 0,25 m² (1-10), en 5 m² (A-B), y en 25 m² (C) para dos sitios.

Parcela	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A	B	C	0,25 m ²	5 m ²	25 m ²
Sitio 1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2	0,4	0,4	2,4
Sitio 3	0	1	1	1	1	1	1	2	1	0	0	0	3	0,9	0,9	3,9

DISCUSIÓN

En este trabajo demostramos que la metodología elegida para el control de *H. helix* en Puerto Blest, un sitio de alto valor para la conservación en el PNNH, es efectiva y se están alcanzado los objetivos propuestos, considerando las dificultades de tiempos de pandemia. En la mayoría de los estudios realizados de esta índole, la remoción de especies invasoras tiene beneficios ecológicos o desenlaces mixtos y sólo el 20% resultó en la recuperación ecológica (Prior *et al.*, 2018). A partir de los resultados obtenidos hasta el momento en el manejo de la hiedra en Puerto Blest, se proyecta una recuperación ecológica en la mayoría de los sitios intervenidos, aunque aún se debe continuar con el monitoreo a lo largo de los años.

Las acciones de remoción manual, aunque laboriosas y delicadas, han logrado la eliminación en dos de los seis sitios reportados y se ha avanzado en otros tres, con un mínimo impacto negativo sobre el entorno, juzgado por la observación de la pronta regeneración natural de especies de plantas nativas. La lluvia de semillas de especies nativas puede recuperar una superficie pequeña afectada en un año, sin embargo, esta opción de recuperación natural debe ser monitoreada (Clements & Bierzychudek, 2017), especialmente durante las primeras fases del crecimiento.

Los datos obtenidos también permiten dimensionar el esfuerzo a la hora de planificar tareas de remoción de una planta exótica, aunque es importante destacar que no necesariamente la superficie invadida mantiene relación con el tiempo (“horas/hombre”) trabajado, ya que intervienen otros aspectos no considerados en este trabajo, tales como la dificultad de trabajar un sitio particular debido a la pendiente, presencia de obstáculos (e.g. piedras, troncos y basura), de especies leñosas de gran porte, vegetación natural densa como cañaverales, particularmente de la caña *Chusquea culeou*.

Uno de los resultados más sorprendentes es el hallazgo de tallos creciendo bajo condiciones de oscuridad dentro de las bolsas de nylon negro luego de más de un año de su extracción, lo cual resulta novedoso en este tipo de tratamientos a largo plazo. El crecimiento tiene el típico aspecto de ocurrir en ausencia de luz (etioloado). La alta humedad del entorno seguramente evita la desecación y las

bajas temperaturas retardan la descomposición. A esto debe sumarse que las reservas de carbono que tienen los tallos, las fitohormonas de crecimiento y una gran variedad de metabolitos secundarios, pues es bien conocida como planta medicinal (Al-Snafi, 2018) e incluso bacterias endofíticas que le otorga resistencia a enfermedades y favorecen el crecimiento (Soares *et al.*, 2016). Todo esto estaría contribuyendo a que los tallos continúen en crecimiento a lo largo del tiempo, en condiciones aparentemente desfavorables para cualquier otra planta, aunque no se ha encontrado bibliografía específica al respecto. Este es un aspecto a ser considerado para futuros estudios y abordajes de esta problemática.

La regeneración natural de especies nativas es una forma de restaurar la superficie afectada por la especie invasora que permite que la recuperación sea por la acción de la lluvia de semillas de las especies nativas. Dado que el área de Puerto Blest es un área protegida con relativamente bajo impacto antrópico y, considerando los resultados del monitoreo de regeneración, el objetivo de recuperación ecológica pensamos que podrá ser alcanzado a largo plazo. Dado que algunos sitios se encuentran linderos a lugares con presencia de otras plantas no nativas o a senderos con alta frecuencia de visitantes, la llegada de propágulos de plantas no nativas a los sitios donde la hiedra fue eliminada puede generar una nueva invasión de otras especies y restringir la recuperación del sistema nativo (Sample *et al.*, 2019). En estos sitios es posible que, a futuro, sean necesarias otras acciones de control, como una restauración activa con aporte de plántulas de especies nativas.

CONCLUSIONES

La participación voluntaria de alumnos, docentes y personal del UNCo Bariloche, así como agentes de la APN en el marco de un proyecto institucional de investigación y extensión, ha resultado efectiva y beneficiosa. Los alumnos han colaborado activamente, involucrándose con la propuesta, han manifestado querer continuar participando, han realizado aportes sobre nuevos objetivos o propuestas de estudio/trabajo, han participado en tareas de laboratorio como en el proceso de acondicionamiento para el secado y posterior pesado de muestras secas. Por estos motivos las

responsables del proyecto evaluamos como muy satisfactoria la propuesta en el ámbito estudiantil y profesional de UNCo Bariloche / APN.

Si bien la metodología empleada necesita gran cantidad de mano de obra y esfuerzo, aconsejamos su aplicación especialmente en invasiones poco densas que se encuentren dentro de una matriz de plantas nativas. El modelo de trabajo propuesto permite realizar acciones concretas de control de una planta no nativa e invasora en un sitio de alto valor para la conservación, permite crear conciencia del problema de las invasiones biológicas en futuros profesionales egresados de UNCo Bariloche y otros participantes, fortalece las relaciones entre instituciones y, en particular, permite vincular la academia con la gestión en conservación. Una perspectiva positiva y activa sobre el medio ambiente puede fomentar una mejor disposición de los diversos actores sociales a encontrar un terreno común para la colaboración (por ejemplo, grupos comunitarios, organizaciones ambientales, gobierno) (McAfee *et al.* 2019). Nuestros resultados demuestran que, pese a algunas dificultades, es factible lograrlo cuando hay voluntad y continuidad entre las partes. Por lo tanto, se destaca que la contribución de estudiantes en este trabajo de conservación, proporciona una poderosa motivación para comprometerse con soluciones medioambientales (Geiger *et al.*, 2017) y que fomenta un compromiso duradero.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

MPQ: promotora de la idea, gestión y responsable del proyecto frente a la UNCo Bariloche; RVR: gestión y responsable del proyecto frente a la UNCo Bariloche; CN: gestión y responsable del proyecto frente a la UNCo Bariloche y la DRPN-APN; GFC: responsable del proyecto frente a APN-PNNH; KS: gestión y responsable del proyecto frente a la UNCo Bariloche. Todas las autoras participaron igualmente de la redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a M. Palacio, Secretaria de Investigación de UNCo Bariloche; M. González, Secretaria de Extensión de UNCo Bariloche (en

los años de comienzo del proyecto) y S. Seijas responsable del área de Conservación del PNNH, por el apoyo institucional que acompaña a este proyecto. Agradecemos a la empresa Turisur, por brindar el servicio de traslado en el marco del convenio CRUB-APN-Turisur.

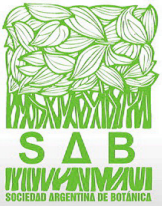
A todos los voluntarios/as de ambas instituciones que colaboraron desinteresadamente. Este proyecto cuenta con el financiamiento UNCo Bariloche para la compra de los insumos plásticos y compra de pasajes de acceso al área de Puerto Blest. El trabajo se realizó con la Autorización de Investigación APN N° 1650 DRPN.

BIBLIOGRAFÍA

- ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES. 2017. Lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas en la APN. APN Documento Interno.
- AL-SNAFI, A. E. 2018. Pharmacological and therapeutic activities of *Hedera helix*—A review. *Iosr J. Pharm.* 8:41–53.
- BINGGELI P. 2005. Crop Protection Compendium – *Hedera helix* L.
- BRION, C., GRIGERA, D.; PUNTIERI, J. & CALVELO, S. 1988. *Flora de Puerto Blest y sus alrededores. Centro Regional Universitario Bariloche.* Universidad Nacional del Comahue. S. C. de Bariloche. Argentina.
- CLEMENTS, H. & P. BIERZYCHUDEK. 2017. Can the persistent seed bank contribute to the passive restoration of urban forest fragments after invasive species removal?. *Ecol. Restorat.* 35: 156–66. <https://doi.org/10.3368/er.35.2.156>
- D'ANTONIO, C. & L. A. MEYERSON. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Ecol. Restorat.* 10: 703–13. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>
- DÍAZ, S., J. SETTELE, E. S. BRONDÍZIO, H. T. NGO, J. AGARD, A. ARNETH, P. BALVANERA, *et al.* 2019. Pervasive human-driven decline of life on earth points to the need for transformative change. *Science* 366 6471: eaax3100. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>
- DIDHAM, R. K., J. M. TYLIANAKIS, M. A. HUTCHISON, R. M. EWERS, & N. J. GEMMELL. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change?. *TREE* 20: 470–74. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.006>




- DLUGOSCH, K. M. 2005. Understory community changes associated with english ivy invasions in Seattle's Urban Parks. *Northwest Science* 79: 53–60.
- ESLER, K. J., H. PROZESKY, G. P. SHARMA, & M. MCGEOCH. 2010. How wide is the 'Knowing–Doing' gap in invasion biology?. *Biol. Invasions* 12: 4065–75.
<https://doi.org/10.1007/s10530-010-9812-x>
- FERNÁNDEZ CÁNEPA, G. & C. I. NUÑEZ. 2017. *Proyecto de manejo de plantas leñosas exóticas de carácter invasor en Puerto Blest, PNNH*. Informe Interno de la Administración de Parques Nacionales. Argentina.
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON & P. GENOVESI. 2013. *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*. Vol. 7. Springer Science & Business Media.
<https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7>
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON, P. GENOVESI, & S. MACFADYEN. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biol. Invasions* 19: 1353–78.
<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z>
- FRAPPIER, B., R. T. ECKERT, & T. D. LEE. 2003. Potential impacts of the invasive exotic shrub *Rhamnus frangula* L. glossy buckthorn on forests of southern New Hampshire. *Northeast. Nat.* 10: 277–296. [https://doi.org/10.1656/1092-61942003010\[0277:PIOTIE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-61942003010[0277:PIOTIE]2.0.CO;2)
- GARCÍA-DÍAZ, P., L. MONTTI, P. A. POWELL, E. PHIMISTER, J. C. PIZARRO, L. FASOLA, B. LANGDON, A. PAUCHARD, E. RAFFO, J. BASTÍAS, G. DAMASCENO, A. FIDELIS, M. F. HUERTA, E. LINARDAKI, J. MOYANO, M. A. NÚÑEZ, M. I. ORTIZ, RODRÍGUEZ–JORQUERA, I. ROESLER, J. A. TOMASEVIC, D. F. R. P. BURSLEM, M. CAVA, & X. LAMBIN. 2022. Identifying priorities, targets, and actions for the long-term social and ecological management of invasive non-native species. *Environ. Manage.* 69: 140–153.
<https://doi.org/10.1007/s00267-021-01541-3>
- GEIGER, N., SWIM, J. K., FRASER, J. 2017. Creating a climate for change: Interventions, efficacy and public discussion about climate change. *J. Environ. Psychol.* 51: 104–116.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2017.03.010>
- GIL, F. J. T. & A. F. MOYA. 2014. Educación ambiental y biodiversidad. *Jábega*. 106: 60–71.
- IZQUIERDO, V. M., C. I. NUÑEZ, J. SANGUINETTI, L. M. CHAUCHARD, F. MENVIELLE, & N. ZERMATTEN. 2018. Sistema de priorización de plantas exóticas –especies y poblaciones– en áreas protegidas de la Administración de Parques Nacionales [online]. Disponible en: https://sib.gob.ar/archivos/APN_sistema_priorizacion_exoticas.pdf [Acceso: 15 octubre 2022]
- KORB, J. E., W. W. COVINGTON, & P. Z. FULÉ. 2003. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: an example from ponderosa pine restoration. *Restorat. Ecol.* 11: 504–15.
<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0170.x>
- LEVINE, J. M., M. VILA, C. M. D. ANTONIO, J. S. DUKES, K. GRIGULIS, & S. LAVOREL. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc. Roy. Soc. London, Ser. B, Biol. Sci.* 270: 775–81.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2327>
- LOCKWOOD J. L., M. F. HOOPES, & M. P. MARCHETTI. 2013. *Invasion Ecology*. 2nd. ed. John Wiley & Son, West Sussex.
- LUKEN, J. O., & J. W. THIERET. 1997. *Assessment and Management of Plant Invasions*. Springer Science & Business Media.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1926-2>
- MCAFFEE, D., DOUBLEDAY, Z. A., GEIGER, N., & CONNELL, S. D. 2019. Everyone loves a success story: optimism inspires conservation engagement. *Bioscience* 69: 274–281.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biz019>
- MELANDER, B., I. A. RASMUSSEN, & P. BÀRBERI. 2005. Integrating physical and cultural methods of weed control—examples from European research. *Weed Sci.* 53: 369–81.
<https://doi.org/10.1614/WS-04-136R>
- MERMOZ, M., C. ÚBEDA, D. GRIGERA, C. BRION, C. MARTÍN, E. BIANCHI, & H. PLANAS. 2009. *El Parque Nacional Nahuel Huapi. Sus características ecológicas y estado de conservación*. Administración de Parques Nacionales, Parque Nacional Nahuel Huapi, San Carlos de Bariloche, Argentina.
- METCALFE, D. J. 2005. *Hedera Helix* L. *J. Ecol.* 93: 632–648. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01021>
- MURAI, M. 1999. *Understanding the invasion of Pacific Northwest Forests by english ivy Hedera Spp., Araliaceae*. PhD Thesis, University of Washington, USA
- NAZARKO, O. M., R. C. VAN ACKER, & M. H. ENTZ. 2005. Strategies and tactics for herbicide use

- reduction in field crops in Canada: a review. *Canad. J. Pl. Sci.* 85: 457–79.
<https://doi.org/10.4141/P04-158>
- OKERMAN, A. 2000. Combating the “ivy desert”: the invasion of *Hedera helix* English ivy in the Pacific Northwest United States. *Restor. Reclam. Rev.* 6: 1–10.
- PREMOLI, A., P. QUIROGA, C. SOUTO, & M. GARDNER. 2013. *Fitzroya cupressoides*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*: e.T30926A2798574.
- PRIOR, K. M., D. C. ADAMS, K. D. KLEPZIG, & J. HULCR. 2018. When does invasive species removal lead to ecological recovery? Implications for management success. *Biol. Invasions* 20: 267–83. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1542-x>
- PYŠEK, P., P. GENOVESI, J. PERGL, A. MONACO & J. WILD. 2013. Invasion of protected areas in Europe: An old continent facing new problems. In: FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.). *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*, pp. 209–240. Springer.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_11
- SAMPLE, M., C. E. ASLAN, N. POLICELLI, R. L. SANFORD, E. NIELSEN, & M. A. NUÑEZ. 2019. Increase in nonnative understory vegetation cover after nonnative conifer removal and passive restoration. *Austral Ecol.* 44: 1384–1397.
<https://doi.org/10.1111/aec.12812>
- SEPÚLVEDA, M. A., A. E. J. VALENZUELA, C. POZZI, G. MEDINA–VOGEL, & C. CHEHÉBAR. 2015. *Lontra Provocax*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015, e. T12305A21938042.
- SIB–APN. Sistema de Información Biodiversidad [online]. Disponible en: <https://sib.gob.ar> [Acceso: 15 noviembre 2022].
- SOARES, M. A., LI H–Y, M. BERGEN, J. DA SILVA, K. P. KOWALSKI, & J. F. WHITE. 2016. Functional role of an endophytic *Bacillus Amyloliquefaciens* in enhancing growth and disease protection of invasive english ivy *Hedera Helix* L. *Plant and Soil* 405: 107–23.
<https://doi.org/10.1007/s11104-015-2638-7>
- SPEZIALE, K. L., M. CARRETE, J. TELLA, & S.A. LAMBERTUCCI. 2012. Dealing with alien species in South America: what makes the difference?. *Biol. Invas.* 14: 1609–1621.
<https://doi.org/10.1007/s10530-011-0162-0>
- STANLEY, K. D. & D. W. TAYLOR. 2015. Effect of manual ivy removal on seedling recruitment in Forest Park, Portland, OR. *Am. J. Undergrad. Res.* 12: 31–41. <https://doi.org/10.33697/ajur.2015.021>
- STOHLGREN, T. J., M. B. FALKNER, & L. D. SCHELL. 1995. A modified–Whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio* 2: 113–21.
<https://doi.org/10.1007/BF00045503>
- VITOUSEK, P. M., C. M. D’ANTONIO, L. L. LOOPE, M. REJMANEK, & R. WESTBROOKS. 1997. Introduced species: a significant component of human–caused global change. *New Zealand J. Ecol.* 21: 1–16. <https://www.jstor.org/stable/24054520>



VEGETATION OF A HILL GRASSLAND OF THE PAITITI NATURAL RESERVE (PAMPA BIOME) AND EARLY DETECTION OF NON-NATIVE SPECIES ACTING AS INVASIVE

VEGETACIÓN DE UN PASTIZAL SERRANO DE LA RESERVA NATURAL PAITITI (BIOMA PAMPA) Y DETECCIÓN TEMPRANA DE ESPECIES NO NATIVAS ACTUANDO COMO INVASORAS

María L. Echeverría^{1*}, Sara I. Alonso¹ & Viviana M. Comparatore²

1. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Agrarias, Ruta 226, km 73.5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina

2. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Funes 3250, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), CONICET

*mlecheverria@mdp.edu.ar

Citar este artículo

ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE. 2023. Vegetation of a hill grassland of the Paititi Natural Reserve (Pampa biome) and early detection of non-native species acting as invasive. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 71-90.


DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38512>

Recibido: 13 Ago 2022

Aceptado: 22 Nov 2022

Publicado en línea: 17 Feb 2023

Publicado impreso: 31 Mar 2023

Editor: Juan Carlos Moreno Saiz 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las especies invasoras representan la mayor amenaza para la conservación. Los objetivos de este estudio fueron identificar la flora del pastizal serrano de la Reserva Natural Paititi, realizar la detección temprana de especies vegetales exóticas que pudieran estar actuando como invasoras y establecer la situación actual de aquellas especies nativas consideradas amenazadas.

M&M: Siguiendo el gradiente altitudinal se seleccionaron 14 sitios donde se registraron las características ambientales y la cobertura-abundancia de las especies vasculares. Con los datos recabados se realizó un Análisis de Coordenadas Principales (ACooP) que originó unidades de vegetación que fueron descritas según características ambientales, especies identificadas y tipo de comunidad vegetal. Adicionalmente, se destacaron las especies amenazadas y las exóticas más abundantes, en consecuencia consideradas invasoras.

Resultados: La riqueza total fue de 370 especies, correspondiendo el 26,5% a exóticas. Se identificaron 30 especies amenazadas. El ACooP reconoció ocho unidades de vegetación. Las especies consideradas invasoras fueron *Dactylis glomerata*, *Senecio madagascariensis*, *Holcus lanatus* y *Racosperma melanoxydon*, estas dos últimas con los mayores valores de cobertura.

Conclusiones: Para conservar la biodiversidad y minimizar el proceso de invasión, los esfuerzos de manejo deberían enfocarse en monitorear las especies amenazadas y controlar el avance de las invasoras. La detección temprana de dichas especies en ambientes similares sería fundamental para reducir invasiones vegetales.

PALABRAS CLAVE

Especies exóticas, pastizales serranos, áreas protegidas, especies amenazadas.

SUMMARY

Background and aims: Invasive species are the greatest threat to conservation. The objectives of this study were to identify the flora that thrive in a hill grassland of the Paititi Natural Reserve, to perform an early detection of non-native plant species that might be acting as invasive, and to establish the current situation of the native species considered threatened.

M&M: Following the altitudinal gradient, 14 sites were selected; the environmental characteristics and cover-abundance of the vascular plant species were recorded in each site. With the collected data, a Principal Coordinate Analysis (PCooA) was performed to group the sites into vegetation units that were later described considering environmental characteristics, identified species and plant community type. Additionally, the threatened species were specified, as well as the most abundant exotic ones, therefore considered invasive.

Results: Total richness reached 370 species, 26.5% corresponding to non-native ones. Thirty threatened species were identified. The PCooA grouped the sites into eight vegetation units. The non-native species considered invasive were *Dactylis glomerata*, *Senecio madagascariensis*, *Holcus lanatus* and *Racosperma melanoxydon*, these last two reached the highest coverage-abundance values.

Conclusions: To conserve biodiversity and minimize the invasion process, management efforts should be focused on monitoring the threatened species and controlling the advance of the non-native species acting as invasive. Early detection of those species in similar environments would be fundamental to facilitate rapid responses towards reducing invasions.

KEY WORDS

Exotic species, mountain grasslands, protected areas, threatened species.

INTRODUCTION

Biological invasions have been recognized in many parts of the world as the main agents of change in natural environments, generating harmful effects on ecosystems and biodiversity and imposing an enormous cost on human productive activities (Wittenberg & Cock, 2001; Pyšek & Richardson, 2010; van Kleunen *et al.*, 2018). The invasive plants are the non-native plant species—also called introduced, alien, or exotic species—that after their introduction into non-native natural environments, may spread, invading the new territory and generating a high impact on the new ecological niches (Bentivegna & Zalba, 2014). Nevertheless, not all non-native species become invasive, and the ones that do, are invasive only in some places, since the term invasive is associated with specific environmental conditions (Weber & Gut, 2004; van Kleunen *et al.*, 2018). However, species with a history of invasiveness tend to repeat this behavior in the places where they are introduced (Baskin, 2002). According to van Kleunen *et al.* (2018), the definition of an invasive species implicitly assumes that the non-native species should be locally abundant (*i.e.* produces offspring in large numbers). Therefore, by increasing their abundance in the near future, non-native species can become invasive.

Protected areas are a key component in responding to degradation and environmental changes. However, invasive plant species are a serious problem for protected area managers around the world (Foxcroft *et al.*, 2017; Brancatelli *et al.*, 2020). The management of these areas regarding invasive species involves different strategies: A) prevention and exclusion; B) early detection and rapid assessment; C) control, containment, and eradication (Rejmánek, 2000). Although prevention is the most efficient control strategy, on certain occasions, invasive species are already established in the territory (Anderson *et al.*, 2014; Brancatelli & Zalba, 2018). Since the plants are usually distributed in patches or aggregates according to the environmental characteristics, carrying out floristic surveys in different sites of the area of interest is essential for the early recognition of current or potential invasions and the establishment of management methodologies aimed at minimizing the process of invasion in early stages (Wittenberg

& Cock, 2001; Waterhouse, 2003; Brancatelli *et al.*, 2020).

The Pampa biome, an extensive South American grassland region located in Uruguay, southern Brazil, and central Argentina (Scottá & da Fonseca, 2015) (Fig. 1A), has a high degree of landscape fragmentation. It was formerly characterized by grasslands and, to a lesser extent, shrubs (Cabrera, 1968; Cabrera & Zardini, 1978). However, the advance of the agricultural frontier has generated a homogeneous matrix of mainly agricultural lands interspersed with areas of natural or semi-natural vegetation, generally not cultivable (Herrera *et al.*, 2020). As a result, this region faces a serious and growing challenge associated with an increase in invasive non-native species (Frangi, 1975; Bilenca & Miñarro 2004; Echeverría *et al.*, 2017; Brancatelli & Zalba, 2018).

Toward the south of the Pampa biome, the Tandilia Hill System in Buenos Aires Province (Argentina) (Fig. 1A-B) is a discontinuous chain of low hills (called *sierras* in Spanish) and rocky outcrops. The Tandilia Hill System is approximately 350 km in length × 60 km in maximum width and less than 600 m elevation, extending NW to SE (Dalla Salda *et al.*, 2006). In these low mountainous areas, the development of agricultural activities is difficult, which facilitates the conservation of pristine vegetation remnants known as mountain grasslands (Frangi, 1975; Alonso *et al.*, 2009a; Herrera *et al.*, 2017; Kristensen *et al.*, 2014; Echeverría *et al.*, 2017; Brancatelli *et al.*, 2020). These areas are considered biodiversity “hotspots” because they harbor numerous native and endemic species, some of which are threatened (Delucchi, 2006; Herrera & Laterra, 2011; Kristensen *et al.*, 2014; Echeverría *et al.*, 2017). Threatened species are considered priority species to preserve, and therefore a fundamental pillar to guide biodiversity conservation and sustainable development policies (IUCN, 2022). At the same time, native species are a very important source of ecosystem services (Barral & Maceira, 2012; Herrera *et al.*, 2017). The Strict Nature Reserve of the Paititi Private Natural Reserve (PNR) is the largest nature reserve of the Tandilia Hill System. This reserve is considered a Valuable Grassland Area (Bilenca & Miñarro, 2004) and an Area of Interest for Conservation and Ecotourism (Chebez, 2005). The wide environmental heterogeneity present in the PNR has

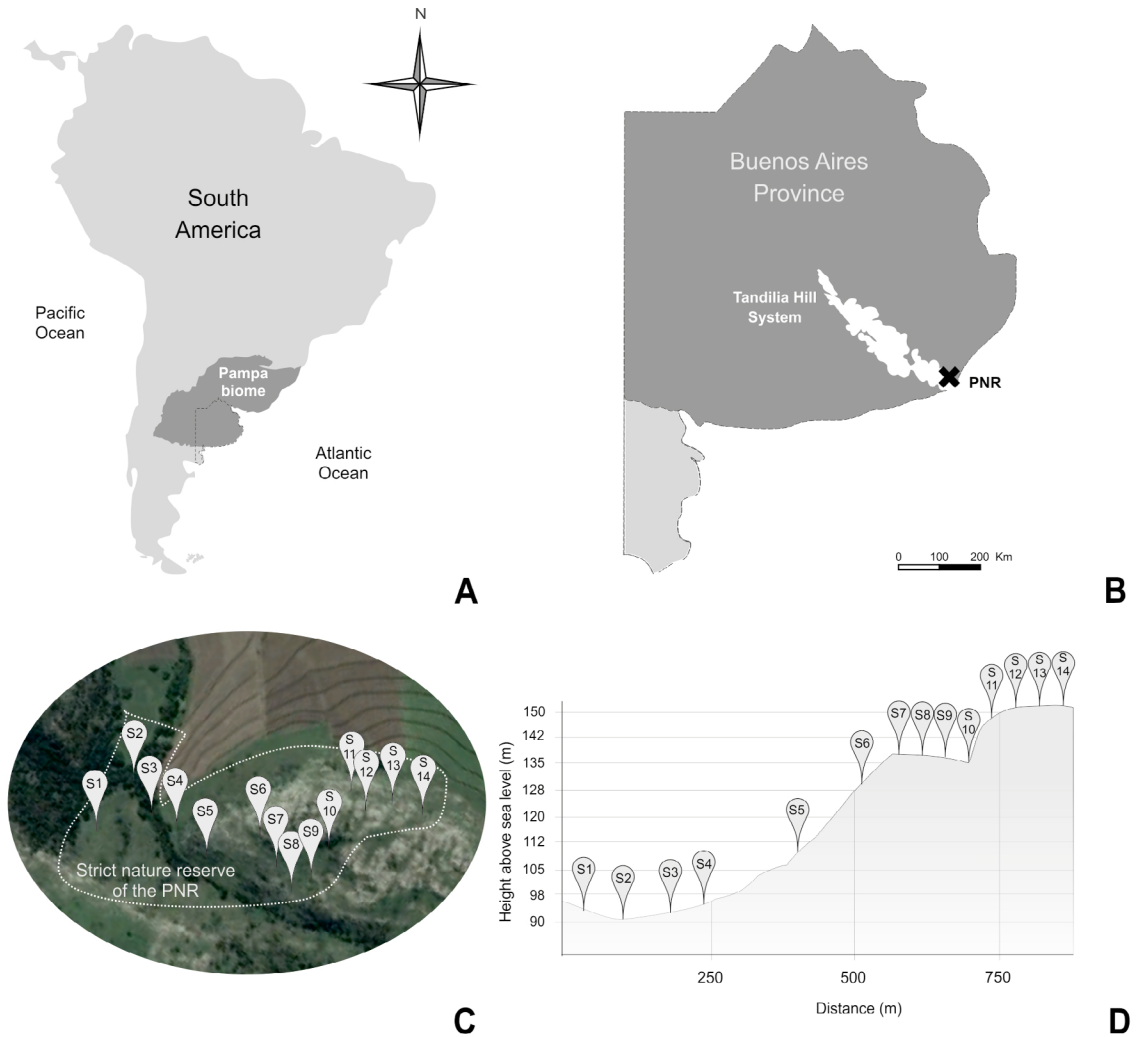


Fig. 1. A: Map of South America (light gray), with delimitation of the Pampa biome (dark gray), modified from Scottá and Da Fonseca (2015), and of Buenos Aires Province (dotted line); **B:** Buenos Aires Province with delimitation of the Tandilia Hill System and Paititi Natural Reserve (PNR); **C:** Delimitation of the Strict Nature Reserve area of the PNR (dotted line). Each marker shows one of the sites (S) selected for the study; **D:** Topographic profile reflecting the altitudinal gradient of the study area and the location of the analyzed sites.

led to the development of a great diversity of native fauna (Cicchino & Farina, 2007; Isacch *et al.*, 2016; Arcusa, 2016; Ferreti *et al.*, 2019; O'Connor *et al.*, 2020). Regarding the plant species, Echeverría *et al.* (2017) carried out a floristic survey in the PNR and identified 360 species, more than 25% being non-native species. These authors alerted that some of those species may become invasive and thus contribute to the deterioration of the natural areas of the reserve.

Considering the value of the PNR as a refuge for the flora and fauna of the grasslands and hill areas of the southeastern extreme of the Tandilia Hill System and the possible threat posed by invasive plants to biological diversity, it is important to know the distribution and representativeness of the plant species that can be found in the reserve. Therefore, the objectives of this work were: 1) to identify all the vascular plants (native and non-native ones) that thrive in sites with different

environmental characteristics in the PNR; 2) to quantify their abundance in order to carry out the early detection of non-native species that might be acting as invasive ones; 3) to establish the current situation of those native species that were considered threatened in Buenos Aires Province.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study was conducted in the hill grassland ecosystem of the PNR located in the southeastern Tandilia Hill System, in the southeast flank of *Sierra de Difuntos* (37° 54' S - 57° 49' W; geodetic datum WGS84), belonging to the orographic group of *Sierras de Mar del Plata* (Guazzelli, 1999), in General Pueyrredon district, Buenos Aires Province, Argentina (Fig. 1B). The main vegetation landscape is a large open area covered with grasses (grasslands), although there are also oreophilic steppes, scrublands, and hydrophilic communities (Cabrera, 1968; Cabrera & Zardini, 1978). In particular, in the mountainous areas, different types of grassland and other plant communities can thrive, such as the shrubs and scrubs that are typical of mountain and rocky soils (Frangi, 1975).

The PNR is divided into two areas: one dedicated to educational, recreational, and livestock activities, and the other one categorized as a Strict Nature Reserve so it remains as an area with minimal anthropic interference. The study was carried out in the Strict Nature Reserve, where there is a hill area called *Sierra Chica* and a stream surrounding the base of the west slope of that hill, forming a small pond before continuing its N-E path (Fig. 1C). *Sierra Chica* is oriented N-S, with a maximum elevation of 156 m.a.s.l. in the rocky area at the top, and a minimum of 86 m.a.s.l. in the pond. The hill blocks are mainly composed of a crystalline basement on which Eopaleozoic sediments were deposited. This sediment accumulation gave rise to the development of Mollisol soils of variable depth, loamy texture, high content of organic matter, and slightly acidic pH (Osterrieth & Cabria, 1995; Dalla Salda *et al.*, 2006; Álvarez *et al.*, 2012). The climate of the region is humid-subhumid, mesothermal, with low water deficiency, noticeable seasonal variation in temperature, and a short cold period. It is also characterized by maritime temperate ranging

between 32 °C and below 0 °C, with a mean annual temperature of 14 °C. Rainfall is usually distributed throughout the year with an average of 850 mm per year (Falasca *et al.*, 2000; INTA, 2022).

Sampling and data collection

Following the altitudinal gradient, 14 sites were selected. These sites varied in the physiognomy of the vegetation (grasses, shrubs, or trees), dominant species, and predominant substrate (soil, rock, or water). The sites were georeferenced using a global positioning system (GPS) and digitized on an aerial image of the study area (Fig. 1C-D). A plot was delimited at each site based on the concept of minimum area, with plot size ranging from 4 m² to 200 m² (Matteucci & Colma, 2002; Escaray, 2007). The soil type was identified. Additionally, electrical conductivity, pH, organic matter content, and available phosphorus were determined in ten soil subsamples of the first 10 cm of the profile by the Soil Analysis Laboratory of Balcarce Agricultural Experimental Station belonging to the Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

The floristic composition and the specific cover-abundance in each plot were determined from september 2018 to december 2019. To estimate species coverage, the Braun-Blanquet cover-abundance scale modified by Westhoff and Maarel (1978) was used.

The taxa surveyed were determined at the specific level based on the following flora book collections: *Flora of the Province of Buenos Aires* (Cabrera 1963, 1965a, 1965b, 1967, 1968 and 1970) and *Flora Argentina* (Zuloaga *et al.*, 2012a, b; Zuloaga *et al.*, 2014a, b). For each species, botanical family, origin (non-native, native, or cosmopolitan), and threatened situation in Buenos Aires Province (Delucchi, 2006) were determined.

Analysis of data

Total richness (number of species), as well as richness per site, representativeness of botanical families, and distribution of species by category of origin were determined. Correlations between site altitude and percentage of species according to origin (native versus non-native + cosmopolitan) were calculated using the Pearson correlation (*r*) test ($\alpha = 0.1\%$) through the “cor.test” function of the “corrplot” package of RStudio software Version 1.2.5033 (R Core Team, 2014).

To associate the sites and generate vegetation units with similar characteristics considering their environmental attributes and the species at each site, the qualitative and quantitative variables were jointly analyzed by a Principal Coordinate Analysis (PCoA) using Gower similarity coefficient (Gower, 1971; Cuadras, 2014). The analysis was carried out in the RStudio software Version 1.2.5033 (R Core Team, 2014) using the “cluster” package (Maechler *et al.*, 2016).

The vegetation units were described considering the environmental characteristics, the identified flora and the type of plant community according to Frangi (1975). Additionally, the threatened species were specified, as well as the most abundant non-native ones ($\geq 5\%$ cover-abundance values), therefore considered invasive.

RESULTS

In the study area, the total richness reached 370 vascular species, 72.5% being native, 26.5% non-native and 1% cosmopolitan (Appendix S1); ten taxa, *Acmella decumbens* (Sm.) R.K. Jansen, *Aira caryophylla* L., *Anthoxanthum odoratum* L., *Eryngium ebracteatum* Lam., *Galium richardianum* (Gillies ex Hook. & Arn.) Hicken, *Nassella trichotoma* (Nees) Hack, *Parodia submammulosa* (Lem) R. Kriesli, *Plantago lanceolata* L., *Tripogonella spicata* (Nees) P.M. Peterson & Romasch., and *Wigginsia tephrocantha* (Link & Otto) D.M. Porter, had not been previously detected by Echeverría *et al.* (2017) at the study area. The surveyed species belong to 69 families, the most representative ones being Poaceae (78), Asteraceae (72), Fabaceae (21), Cyperaceae (13), Apiaceae (12), Solanaceae (11), and Brassicaceae (10) (Appendix S1). Some taxa were found only in one site and with very low cover values, such as *Pterocaulon cordobense* Kuntze, *Hypericum connatum* Lam., and *Lemna gibba* L., while others were found in most of the sites and in some of them with more than 50% coverage, such as *Racosperma melanoxydon* (R. Br.) Mart. The greatest habitat variation was presented by four species, which were found in nine of the fourteen sites, two non-native species, *Cirsium vulgare* (Savi) Ten, and *Senecio madagascariensis* Poir., and two native ones, *Cypella herbertii* (Lindl.) Herb. and *Vicia nana* Vogel.

The vascular species richness in the plots varied from 6 to 161 species. In the highest sites such as the hillside and summit areas, the percentage of native plants was over 70%, except for site ten (S10) (Fig. 2). This trend was confirmed by the correlation between altitude and percentage of native species, which was significant and positive ($r = 0.67$; p -value = 0.00829); consequently, it was also significant, but negative, between altitude and percentage of non-native + cosmopolitan species.

Relationship between sites

The first three coordinates of the PCoA contribute explaining 45.82, 15.57, and 10.02% of the total variability, respectively. The projection of the study sites in the three-dimensional space showed the formation of eight clusters, which represent the vegetation units (Fig. 3).

Characteristics of the vegetation units

The soils of the units were dark to very dark brown and slightly acid (pH= 5.3–5.8); the superficial horizons had high root density, low electrical conductivity (0.3–0.8 mmhos), low to moderate phosphorus content (3.4–7.6 ppm), and a high percentage of organic matter (6.3–11.4%). The greatest abiotic differences were established in the type and depth of the soil, the slope (Table 1), the degree of solar exposure, and the relief position. For information on the species of each vegetation unit, consult the Appendix S1.

Base Grassland: This unit corresponds to an area located at the base of the hill (Fig. 4A; Table 1). The species richness reached 114 vascular plants, 42% being non-native ones. The area was physiognomically dominated by taxa of the Poaceae family, of the genera *Aristida* L., *Nassella* E. Desv., *Jarava* Ruiz. & Pav., and *Piptochaetium* J. Presl. Floristically, the Base Grassland resembles the typical “Flechillar” grassland community of the Tandil hills dominated by grasses of stabbing caryopses, which look like small arrows (Flechillar derives from the Spanish word ‘flecha’, which means arrow in English). Six of the species mentioned as threatened in Buenos Aires Province were found, although only two (*Acanthostyles buniifolius* (Hook. & Arn.) R. M. King & H. Rob. and *Senecio selloii* (Spreng.) DC.) had cover-abundance levels greater than 5% (Table 2). Among the non-native species, *Holcus lanatus* L. (Fig. 5A) had the highest level of

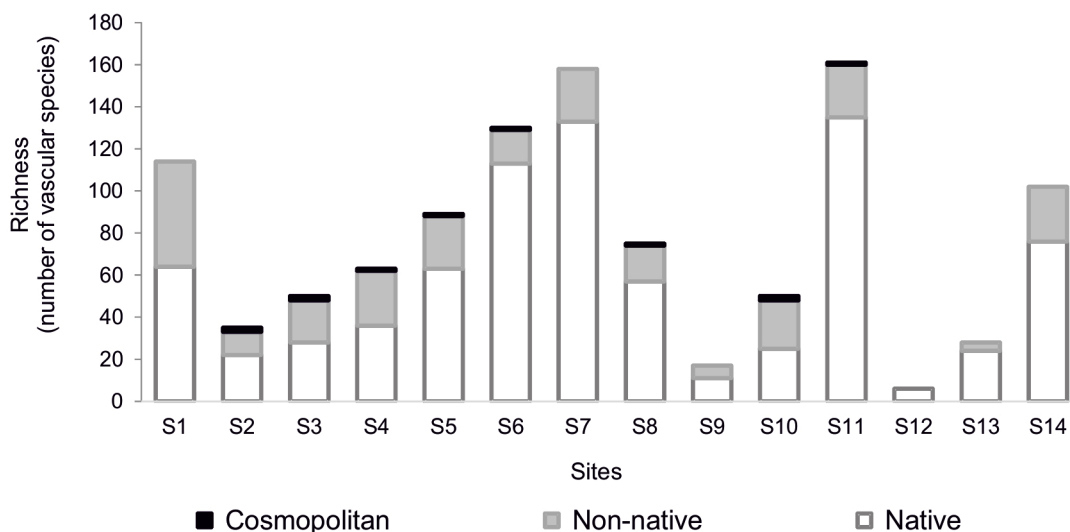


Fig. 2. Vascular species richness in 14 sites of the Strict Nature Reserve area of the Paititi Natural Reserve (Buenos Aires, Argentina) according to their origin category (native, non-native, cosmopolitan).

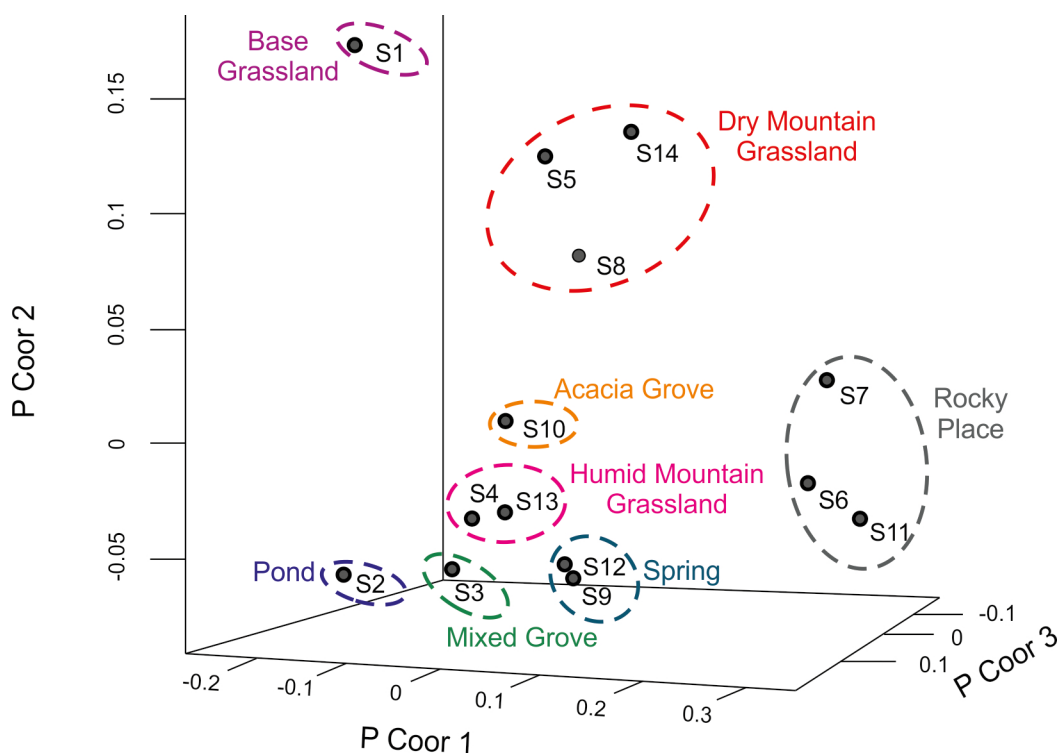


Fig. 3. Principal Coordinates Analysis using combined data of presence/absence of vascular species and environmental characteristics of 14 sites (S) in the Strict Nature Reserve area of the Paititi Natural Reserve (Buenos Aires, Argentina). The clusters (vegetation units) are indicated by dashed lines on the three first principal coordinates.

Table 1. Slope, soil type and soil depth of the vegetation units of the Strict Nature Reserve area of the Paititi Natural Reserve (Buenos Aires, Argentina).

Vegetation Unit	Slope (%)	Soil Type	Soil Depth (cm)
Base Grassland (S1)	7 – 9	Typic Argiudoll	> 100
Pond (S2)	< 2	Typic Argiacuoll	> 100
Mixed Grove (S3)	< 2	Typic Argiudoll	> 100
Humid Mountain Grassland (S4, S13)	< 2	Aquic Argiudolls	50 – 100
Dry Mountain Grassland (S5, S8, S14)	2 – 45	Typic Argiudoll	10 – 80
Rocky Place (S6, S7, S11)	2 – 45	Hapludoll lytic	1 – 40
Spring (S9, S12)	< 2	Hapludoll lytic	1 – 20
Acacia Groove (S10)	3	Typic Argiudoll	> 100

cover-abundance (15-25%), followed by *Dactylis glomerata* L. (Fig. 5B) (5-15%).

Pond: This unit is located in the lowest part of the study area, surrounding a shallow pond (Fig. 4B; Table 1). Thirty-five species were found being 31.4% non-native and 5.7% cosmopolitan. This unit has some floating and marsh plants that are typical of the wetlands and watercourses of Buenos Aires Province (Appendix S1). In this vegetation unit, one native species was categorized as threatened (*Cypella herbertii* ssp. *wolffhuegeli* (Lindl.) Herb. (Hauman) Ravenna) and with very low cover-abundance level (Table 2). The non-native species with the highest cover-abundance level was *Senecio madagascariensis* Poir (5-15%) (Fig. 5C).

Mixed Grove: This unit corresponds to an implanted grove following the eastern course of the stream. It is located at the base of the hill (Fig. 4C; Table 1). The total richness resulted in 50 vascular species, and 36% of the species were non-native ones. The vegetation consisted mainly of perennial species dominated by phanerophytes (34%), *Celtis tala* Gillies ex Planch being the most abundant species. The trees were accompanied by shorter herbaceous plants adapted to the canopy shade. Four threatened species were found in this unit, whose coverage was very low, except for *Colletia paradoxa* (Spreng.) Escal. with 5% (Table 2). No exotic species exceeded 5% cover.

Humid Mountain Grassland: This type of grassland occurs in two sectors of the study area: one at the base, near temporary water courses, and another in depressions or meadows between the

rock blocks at the top of the hill (Fig. 4D; Table 1). In this unit, 81 species were identified being 34.5% non-native and 1.2% cosmopolitan. The flora corresponds to the grassland community named “Pajonal (tall grasses) of tussock paspalum”, as it is mainly composed of herbaceous plants but physiognomically dominated by *Paspalum quadrifarium* Lam (“tussock paspalum”). In fact, this species showed high cover-abundance levels (50-75%). Three threatened species were found in this vegetation unit, all with very low cover-abundance levels (Table 2). Additionally, *Holcus lanatus* was the non-native species with the highest level of cover-abundance (5-15%).

Dry Mountain Grassland: This unit is found on very steep slopes and at the top of the hill (Fig. 4E; Table 1). The total richness reached 156 species: 25% non-native and 0.6% cosmopolitan. The vegetation was mainly represented by “flechillas” and dicot species, with less than 20% of tree and shrub species. The floristic composition is similar to that found on shrubland, with physiognomic dominance of *Acanthostyles buniifolium*, *Baccharis coridifolia* DC., *B. dracunculifolia* ssp. *tandilensis* (Speg.) Giuliano and *Colletia paradoxa*, and in a lower stratum, the flora varied according to the position on the ground. The non-native species with the highest level of cover-abundance were *Racosperma melanoxyton* (5-15%), *Dactylis glomerata* (5-15%), and *Holcus lanatus* (15-25%) (Fig. 5). Besides, 19 threatened species were found, three of which had coverage greater than 15% (Table 2).

Table 2. Threatened situation and cover of 30 of the native species considered threatened in Buenos Aires Province according to Delucchi (2006), found in eight vegetation units of the Strict Nature Reserve area of the Patiti Natural Reserve (Buenos Aires, Argentina).

Species	Threatened Situation in Buenos Aires Province	Vegetation Unit							
		Base Grassland	Pond	Mixed Grove	Humid Mountain Grassland	Dry Mountain Grassland	Rocky Place	Spring	Acacia Grove
<i>Adiantum raddianum</i> (L.) Fée	LC	Occasional			Occasional				
<i>Acanthostyles buniifolius</i> (Hook. & Arn.) R. M. King & H. Rob.	CR	15 to 25			15 to 25		15 to 25 %		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC. ssp. <i>tandilensis</i> (Speg.) Giuliano	CR	± 5 %		Less than 5 %	Occasional to 15 %		Less than 5 % to 25		Occasional
<i>Bipinnula pennicillata</i> (Rchb. f.) Cisternas & Salazar	VU						Occasional to less than 5 %		
<i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Escal.	LC	Less than 5 %		± 5 %	Less than 5 % to 15 %		Less than 5 % to ± 5 %		
<i>Chromolaena squarrosa</i> (Hook. & Arn.) R. M. King & H. Rob.	DD			Occasional	Occasional		Occasional		
<i>Cypella herbertii</i> (Lindl.) Herb. ssp. <i>wolffuegelii</i> (Hauman) Ravenna	VU	Occasional	Occasional		Occasional to less than 5 %				
<i>Danthonia montevidensis</i> Hack. & Arechav.	DD				Occasional		Occasional to less than 5 %		
<i>Eryngium serra</i> Cham. & Schtdl.	DD			Occasional	Occasional		Occasional		
<i>Facelis retusa</i> (Lam.) Sch. Bip.	LC						Occasional ± 5 %		
<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl.	VU			Occasional	Less than 5 %		Less than 5 %		Less than 5 %
<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	VU	Less than 5 %			± 5 %		Occasional		Less than 5 %
<i>Glandularia tenera</i> (Spreng.) Cabrera	CR						Less than 5 %		
<i>Gymnocalycium gibbosum</i> (Haw.) Pfeiff.	V						Less than 5 % to ± 5 %		
<i>Hieracium tandilense</i> Sleumer	CR						Less than 5 %		
<i>Hypochaeris neopinnatifida</i> C.F. Azevedo-Gonçalves & Matzenb.	VU				Occasional				
<i>Hypochaeris pampasica</i> Cabrera	LC				Occasional		Occasional		
<i>Juncus pallescens</i> Lam.	LC		Occasional				Occasional	Occasional	Occasional

Species	Threatened Situation In Buenos Aires Province	Vegetation Unit							
		Base Grassland	Pond	Mixed Grove	Humid Mountain Grassland	Dry Mountain Grassland	Rocky Place	Spring	Acacia Grove
<i>Lepidium tandilense</i> Boeckle	VU						± 5 %		
<i>Melica parodiana</i> Torres	VU				Occasional		Occasional to less than 5 %		
<i>Mimosa rocae</i> Lorentz & Niederl.	VU						Occasional		
<i>Plantago tandilensis</i> (Pil.) Rahn	VU				Occasional		Occasional to less than 5 %		
<i>Poa iridifolia</i> Hauman	VU				Occasional		Occasional		
<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	LC	5 to 15 %			± 5 % to 25		Occasional		Occasional
<i>Sommerfeltia spinulosa</i> (Spreng.) Less.	LC				Occasional		Less than 5 %		
<i>Stevia satuireifolia</i> (Lam.) Sch. Bip. ex Klotzsch var. <i>patagonica</i>	LC				Occasional		Less than 5 %		
<i>Tillandsia bergeri</i> Mez	VU						Occasional		
<i>Vicia setifolia</i> Kunth. var. <i>bonariensis</i> Burkart	VU				± 5 %				
<i>Zephyranthes bifida</i> (Herb.) Nic. García & Meerow	VU						± 5 %		Occasional
<i>Zephyranthes gracilifolia</i> (Herb.) G. Nicholson	DD						± 5 %		

References. CR: Critically Endangered; DD: Data Deficient; VU: Vulnerable; LC: Least Concern.



Fig. 4. Images of the sites that are part of the vegetation units obtained from the PCooA. **A:** Base Grassland; **B:** Pond; **C:** Mixed Grove; **D:** Humid Mountain Grassland; **E:** Dry Mountain Grassland; **F:** Rocky Place; **G:** Spring; **H:** Acacia Grove.

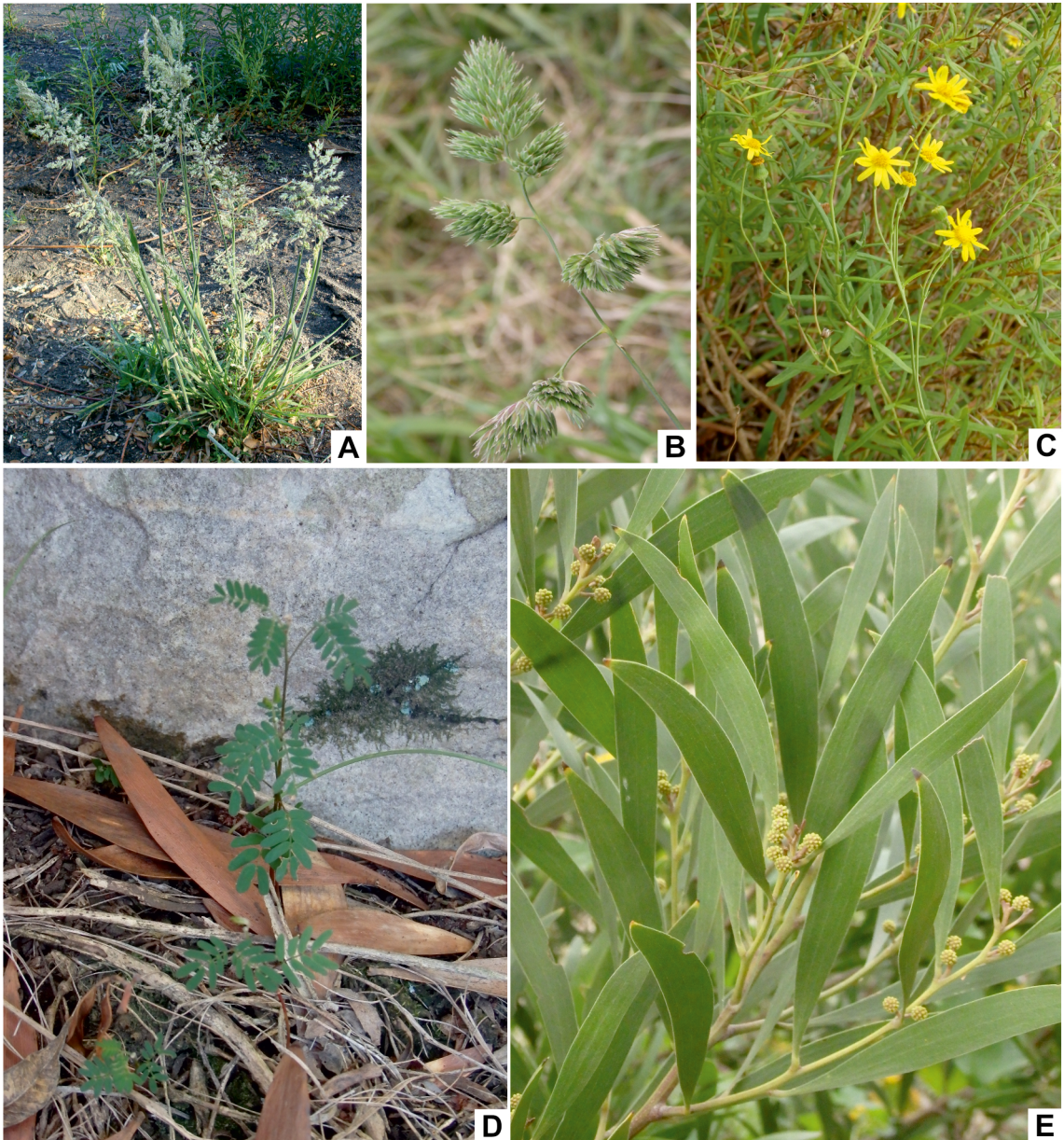


Fig. 5. Most abundant non-native species found in different areas of the Strict Nature Reserve area of the Paititi Natural Reserve (Buenos Aires, Argentina). **A:** *Holcus lanatus*; **B:** *Dactylis glomerata*; **C:** *Senecio madagascariensis*; **D:** seedling of *Racosperma melanoxyton*; **E:** adult of *R. melanoxyton*.

Rocky Place: This unit is located in elevated areas corresponding to the slopes and top of the hill, with abundant rocky outcrops, and stony surfaces (Fig. 4F; Table 1). It is the richest vegetation unit since a total of 239 species were identified: 17% non-native and 0,8% cosmopolitan. The vegetation consisted

mainly of herbaceous species, and to a lesser extent, sparse trees and shrubs (38 species). Twenty-five threatened species were found, most of which had low coverage (Table 2). The non-native species with the highest level of cover-abundance was *Racosperma melanoxyton* (5-15%).

Spring: This unit is situated in areas of high to intermediate position in the hill, rocky outcrops of low blocks, which have flat to concave shape and are almost continuous. After the rains, this unit presents temporary springs and small holes with little or no drainage (Fig. 4G; Table 1). The vegetation reached 20 herbaceous species: 30% non-native species. Most of the floristic components are typically found on the water courses of the region, while some are common species of the rocky areas. Two threatened native species were found (*Juncus pallescens* Lam. and *Zephyranthes bifida* (Herb.) Nic. García & Meerow), both with very low coverage (Table 2). No exotic species exceeded 5% cover.

Acacia Grove: This unit occupies areas on the slope of the mountain (Fig. 4H; Table 1). Fifty taxa were identified in this unit, 42% non-native, and 4% cosmopolitan species. The dominant physiognomic species was the non-native species *Racosperma melanoxyloides*, which was accompanied in the lower stratum by sparse herbaceous species. In fact, the cover-abundance level of *R. melanoxyloides* ranged between 50 and 70%. Four threatened species with very low coverage were found in this unit (Table 2).

Threatened species

In the study area, 30 of the native species considered threatened in Buenos Aires Province (Delucchi, 2006) were identified (Table 2). Regarding their category of threat, 14 are listed as “Vulnerable” and four as “Critically Endangered”. Some of the threatened species were found in two or more vegetation units, but ten of them were only found in a single vegetation unit, in some cases in the Dry Mountain Grassland and in others in the Rocky Place, but always with very low cover-abundance levels. In contrast, *Acanthostyles buniifolius*, *Baccharis dracunculifolia* ssp. *tandilensis*, *Colletia paradoxa*, and *Senecio selloi* exhibited cover-abundance levels ranging from 15 to 25%, and were found in at least three vegetation units.

DISCUSSION

Flora

In a previous survey of the vascular plants of the Strict Nature Reserve area of the PNR, Echeverría *et al.* (2017) identified 360 taxa at the species level. The present study allowed the detection of ten

species not previously found in the reserve, possibly due to their low frequency. Therefore, the richness amounted to 370 vascular species. This increase did not affect the predominance of the Poaceae and Asteraceae families, which continued to be the best represented, and neither did it change the proportion of geographic origin of the species since native plants far exceeded the set of non-native and cosmopolitan species by bringing together 72.5% of the species.

The vegetation units varied mainly due to their position in the relief, the slope, the type and depth of the soil, and the established plant community. This coincides with several authors who noted that the floristic composition and distribution of vascular species in hills and mountain areas are associated with the environmental heterogeneity determined mainly by topographic variants, even in short distances (Frangi & Bottino, 1995; Guerrero Campo *et al.*, 1999; Cantero *et al.*, 2014). Among the vegetation units considered in the study area, the flora varied in richness, proportion of species according to their status, and cover-abundance of each species. Some vegetation units were similar to the plant communities described by Frangi (1975) for the Tandil hills of the Albion Group. In some cases, the resemblance was high, as the dominant and main companion species coincided. In others, due to the absence of some species or the replacement of some physiognomic dominants, the flora seemed to be a variant of the community described as “typical”. For example, *Nassella poeppigiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth and *Koeleria permollis* Nees, dominant species in the Tandil Flechillar according to Frangi (1975), were not found in the in Base grassland vegetation unit. A similar case was detected in the Rocky place where the floristic composition of the vegetation unit coincides mostly with the community described by Frangi (1975) for Tandil hills named “Roquedal típico” (Typical rocky community), except for several species of physiognomic relevance that were not found in study area, such as *Andropogon ternatus* (Spreng.) Nees, *Arjona tuberosa* Cav. and *Hatschbachiella tweediana* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob., among others. Although the detected absent species should be the object of detailed studies, this situation could be due to the location of the PNR, exceeding the distribution limit of these species. This hypothesis would apply

to *Hatschbachiella tweediana*, a species for which there are no records in the southern portion of the Tandilia Hill System (Alonso *et al.*, 2009a; Alonso *et al.*, 2009b; Flora Argentina, 2022; Flora del Cono Sur, 2022; GBIF, 2022; iNaturalist, 2022). In turn, some of the absent species, such as *Andropogon ternatus* and *Arjona tuberosa*, have been collected in other hills in General Pueyrredon district, and in Balcarce, a neighboring district (Alonso *et al.*, 2009a; Alonso *et al.*, 2009). In these cases, the action of anthropic alterations (e.g. indiscriminate grazing, urbanization, fire) could have affected the presence of these plants in the study area.

The vegetation units located in high ground positions had the highest total richness and native flora and the dominance of perennial species, in particular geophytes, in agreement with Cantero *et al.* (2017) for rocky mountain areas of the *Sierra de Los Córdobes* in Córdoba Province (Argentina). The sites located in high and intermediate positions of the relief tend to present shallow soils, high exposure to solar radiation, and a large proportion of rocky outcrops and stony surfaces. Therefore, these sites are subjected to greater arid conditions than those located on lower parts of the slopes or in sectors totally or partially shaded by tree canopy (Mazzola *et al.*, 2008; Aguirre Mendoza, 2013; Kristensen & Frangi, 2015). Exotic species are not adapted to these environmental conditions, hence their lower number or representability in those sites.

In the rocky areas and elevated slopes of the study area, the development of phanerophytes is restricted, mainly because of the shallow soils, and hence greater richness of this kind of species is found at the base and on the slopes of the hill. In addition, in the sites located at lower ground positions, a greater number of non-native species were registered, mostly therophytes. The greater abundance of annual cycle species is related to the greater anthropization that characterizes the surrounding rural landscape (Vervoort, 1967; Zalba & Villamil, 2002; Cantero *et al.*, 2017).

The rural fields close to the PNR would act as plant reproduction reservoirs, and the wind, waterways, birds, mammals, invertebrates, and humans as vectors for their dispersal, introduction, and spread of plant species in a certain area. This situation would promote the colonization and proliferation of non-native species toward the hill grasslands of the PNR, thus affecting the ecosystem.

Threatened species

Thirty vascular species listed as threatened in the Buenos Aires Province (Delucchi, 2006) were found. This result coincides with that found by Echeverría *et al.* (2017) for the same area of the PNR, which indicates that no species have disappeared over the last years when the reserve has been closed to the public. These species are mostly endemic to the mountain grasslands (Echeverría *et al.*, 2017), so they only thrive in mountain environments with little intervention, such as the Strict Nature Reserve area of the PNR. This situation reveals the important role of this reserve in the conservation of mountain grassland flora in general, and of threatened species in particular, as well as warns about the vulnerability of poorly represented taxa and the need to consider them in future management plans.

According to the data collected in the present study, the species *Acanthostyles buniifolius*, *Baccharis dracunculifolia* ssp. *tandilensis*, *Colletia paradoxa*, and *Senecio selloii*, which have been cited as threatened in Buenos Aires Province (Delucchi, 2006), were recorded with high levels of cover-abundance and in several sites. This information is encouraging as it indicates that these entities are currently out of danger in the Strict Nature Reserve area of the PNR. In particular, for *Baccharis dracunculifolia* ssp. *tandilensis* and *Senecio selloii*, changes in habitat preference have been reported in the area: *B. dracunculifolia* extending from the hills to the plains near the Atlantic Ocean coast (Scaramuzzino *et al.*, 2015; Manfreda *et al.*, 2020) and *S. selloii* to grasslands dedicated to livestock grazing (Fernández, 2011). Therefore, new surveys in the province could yield information that accounts for the current distribution of native species in ecosystems close to the studied one and thus clarifying the threatened status of the species and eventually incorporating new taxa into the plant red list.

Invasive species

Currently, the most important problems in the PNR associated with invasions involve the non-native species *Dactylis glomerata*, *Senecio madagascariensis*, *Holcus lanatus* and *Racosperma melanoxydon* (Fig. 5). These exotic taxa had the greater cover-abundance values and the ability to thrive in different environmental conditions, since

they were registered in various vegetation units. All of them have already been cited as invasive species in different locations of Argentina and vary in life forms, morphological attributes, reproduction strategies and invasion capacity (Ahumada *et al.*, 2016). Management efforts on the PNR should be focus on monitoring the threatened species and controlling the non-native with the highest value of cover-abundance in each vegetation unit. The characteristics of each species should be considered in planning the management of the invaded vegetation units, since the integrated control of an invader implies, among other requirements, having complete knowledge of the bioecology of the species (Bentivegna & Zalba, 2014).

Senecio madagascariensis is an herbaceous perennial species known as “fireweed”. It belongs to the Asteraceae family and is native to South Africa and Madagascar. It is a toxic species, recognized as invasive in different parts of the world (Dematteis *et al.*, 2020). *S. madagascariensis* has been reported in the Argentinean Pampas as a weed in extensive farmlands in the past (Verona *et al.*, 1982), while it is currently a problem in cattle fields and a growing concern in farms under no-tillage systems and in ruderal areas (Ahumada *et al.*, 2016; Dematteis *et al.*, 2020; Diez de Ulzurrun personal communication, 2022). It is a species with a high production of seeds per plant and easy to disperse thanks to a hairy pappus, characteristics that determine their invasive nature. *Dactylis glomerata* (“orchard grass”) and *H. lanatus* (“Yorkshire fog” or “velvet grass”) are perennial microthermal species that belong to the Poaceae family. These species are native to Europe and were brought into Argentina as forage. They escaped from cultivation and have become weed species that are considered invasive in different parts of the American continent due to their prolific seed production and their ability to reproduce from tillers (Bastow *et al.*, 2008; Ahumada *et al.*, 2016). *Racosperma melanoxylon* (*Acacia melanoxylon* R. Br.; “Australian blackwood”) is an arboreal species native to Australia that belongs to the Fabaceae family. In the southeast of Buenos Aires, it was introduced for its cultivation as ornamental and forestry (Martínez Crovetto, 1947; Carranza, 2007). This evergreen tree causes shade on the lower stratum and has allelopathic compounds that affect the growth and survival of other plants

(González *et al.*, 1995; Hussain *et al.*, 2011). The seeds have the ability to remain viable in the seed bank for many years and their germination is stimulated by occasional fires that scarify the seeds (Arán *et al.*, 2017). It also has gemiferous roots and high seed production (Ahumada *et al.*, 2016; Arán *et al.*, 2017). *R. melanoxylon* has shown to be highly invasive in other mountain grasslands of the Tandilia Hill System where it occurs in the wild and it seems to be advancing on adjacent sectors of the hills (Ahumada *et al.*, 2016; Gandini *et al.*, 2019; De Rito *et al.*, 2020).

In relation to the management of the identified invaders in the study area, mechanical controls in *H. lanatus*, *D. glomerata* and *S. madagascariensis* have not been successful while the use of herbicides has allowed effective chemical controls (Villalba & Fernández, 2005; Ahumada *et al.*, 2016). In the particular case of *R. melanoxylon*, Arán *et al.* (2017) proposed controlling this species by cutting down the plants, both adults and juveniles, as well as uprooting all the roots to prevent new shoots from emerging. They also recommend minimal soil disturbance to prevent mechanical scarification of the seeds in the seed bank. They also suggest favoring the colonization of the land with one or several fast-growing native species to prevent *R. melanoxylon* seedlings from prospering. On the other hand, in a study performed by Campos *et al.* (2002), the combined felling of trees and herbicide application was effective at controlling *R. melanoxylon*. Therefore, a similar strategy could be suitable to control the proliferation of this species in the PNR and in other mountain grasslands. Beyond this, it is important to consider that the control strategy must be adjusted to each situation, and may vary depending on the location of the plant invasion on the ground (top, slope, base of the hill).

It is important to mention that in the study area some non-native species were found that have a history of invasion in mountain grasslands of the Pampa biome but with low representativeness in the PNR. Such is the case of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., *Gleditsia triacanthos* L., *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton, *Rubus ulmifolius* Schott, *Pinus radiata* D. Don and *Prunus mahaleb* L., among others (Ghersa *et al.*, 2002; Zalba & Villamil, 2002; Hoyos *et al.*, 2010; Mazzolari *et al.*, 2011; Ferreras *et al.*, 2014; Mazzolari & Comparatore, 2014; Ahumada *et al.*, 2016).

Therefore, periodic monitoring of the evolution of these species' expansion and rapid actions for their control could prevent future problems of plant invasions and facilitate the protection of hill and mountain grassland biodiversity.

Prevention and early detection are the most efficient methods for dealing with invasive species. When the invasion process advances, the possibility of carrying out successful control measures decreases, management costs and impacts generated by an invasion process increase, and sometimes the problem becomes irreversible (Anderson *et al.*, 2014; Brancatelli & Zalba, 2018). Therefore, to avoid increasing invasions and the appearance of a new invasion focus, vegetation units should be monitored by sporadic surveys. Thus, when an invasive species is detected, rapid action can be taken to restore the affected site or to minimize the invasion process in the early stages, thus preserving the biodiversity.

CONCLUSIONS

Although this study was carried out in a small sector of the Tandilia Hill System, the results provide information to understand the capacity of the hill grasslands of the Pampa biome to act as native flora refuges and the importance of maintaining these areas safe from biological invasions in order to conserve the biodiversity.

The scarce resources and differing priorities sometimes make it difficult to respond against plant invasions, a situation that worsens over time. Early detection and notification of new invaders may lead to the implementation of eradication or control programs at the beginning of the invasion process. We believe that gathering and disseminating information about the spread of potentially serious non-native plant species and about problems associated with them will benefit the entire region and prevent invasions in similar areas. We need to emphasize that, although non-native species can generate negative ecological and productive effects, they also perform important ecological functions, such as the provision of food and shelter for insects and small vertebrates. Therefore, the performance of control measures for this group of plants must be carefully evaluated by considering the advantages and disadvantages of making this decision.

Finally, we suggest promoting environmental education and citizen participation activities aimed at valuing and caring for the hill natural environments of the Pampa biome and raising awareness about their importance within the framework of biodiversity conservation policies.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Esteban González Zugasti, owner of the Paititi Natural Reserve, who gave permission to carry out this research and provided logistical support. This work was financially supported by Universidad Nacional de Mar del Plata (Argentina) [research projects AGR 557/18 and AGR 616/20] and The Neotropical Grassland Conservancy.

BIBLIOGRAPHY

- AGUIRRE MENDOZA, Z., N. L. ABAD, B. PALACIOS HERRERA & N. AGUIRRE MENDOZA. 2013. Dinámica de crecimiento de 29 especies forestales en el Jardín Botánico el Padmi, Zamora Chinchipe. *Rev. CEDAMAZ*. 1: 18-36.
- AHUMADA, O. H., S. ALONSO, A. AMUCHÁSTEGUI, A. ANDRADA, K. BRAUN, E. CÁCERES, J. CANTERO, L. CARBONE, S. CHAILA, P. A. CIPRIOTTI, M. COLLANTES, C. D'ALFONSO, N. MARIO, M. VILLALOBOS, G. DELUCCHI, M. L. ECHEVERRÍA, C. ESCARTIN, L. GALETTI, M. GIL, S. GIUNTI, A. GONZÁLEZ, J. HURRELL, M. I. LEADEN, R. LOBATO ECHEVERRÍA, M. A. LONG, M. G. LÓPEZ, M. MATTENELLA, H. M. MATURO, J. MULKO, C. NÚÑEZ, L. OAKLEY, L., D. PALOU, D. PRADO, J. PUNTIERI, R. RAUBER, R. RONCAGLIA, G. RUIZ, R. SCARAMUZZINO, M. SOBRERO, H. TROIANI, O. VANNI & C. B. VILLAMIL. 2016. Descripción de las especies, In: O. FERNÁNDEZ, E. S. LEGUIZAMÓN & H. A. ACCIARESI (eds.), *Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo II: Identificación y Reconocimiento*, pp. 53–935. Editorial Universidad Nacional del Sur, EdiUNS.
- ALONSO, S. I., I. R. GUMA, M. C. NUCIARI & A. VAN OLPHEN. 2009a. Flora de un área de la Sierra La Barrosa (Balcarce) y fenología de especies nativas con potencial ornamental. *Rev. FCA UNCuyo*. 41: 23-44.

- ALONSO, S. I., V. ISPIZÚA, M. C. NUCIARI, A. CLAUSEN A. & M. CALANDRONI. 2009b. Valor actual y potencial de los recursos florísticos del sistema serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina). En: SEGUEL, I., P. LEÓN, G. MUÑOZ, J. PIÑEIRA & L. AVENDAÑO (eds.), Proceedings 7° Simposio de Recursos Genéticos para América Latina y el Caribe, pp: 453-454. Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias, Pucón.
- ÁLVAREZ, M. F., M. FERNÁNDEZ HONAINÉ, N. BORRELLI & M. OSTERRIETH. 2012. Diversidad vegetal en canteras de áridos del sudeste bonaerense. En: DEL RIO, J. L. & S. G. DE MARCO (eds.), *Sustentabilidad de la minería en áreas periurbanas: Una aproximación multidimensional*, pp. 83-99. Universidad Tecnológica Nacional, Mar del Plata.
- ANDERSON, L. G., P. C. WHITE, P. D. STEBBING, G. D. STENTIFORD & A. M. DUNN. 2014. Biosecurity and Vector Behaviour: evaluating the potential threat posed by anglers and canoeists as pathways for the spread of invasive non-native species and pathogens. *Plos One*, 9, 4: e92788. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092788>
- ARÁN, D., X. GARCÍA-DURO, O. CRUZ, O., M. CASAL & O. REYES. 2017. Understanding biological characteristics of *Acacia melanoxylon* in relation to fire to implement control measurements. *Ann. Forest Science* 74: 61. <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0661-y>
- ARCUSA, J. M. 2016. Efecto de un incendio sobre el ensamble de hormigas de la Reserva Natural Privada Paititi, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Rev. Soc. Entomológica Argentina*, 75: 127-134.
- BARRAL, M. P. & N. O. MACEIRA. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.010>
- BASKIN, Y. 2002. The greening of horticulture: new codes of conduct aim to curb plant invasions. *BioScience* 52: 464-471. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0464:TGOHNC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0464:TGOHNC]2.0.CO;2)
- BASTOW, J. L., E. L. PREISSER & D. R. STRONG. 2008. *Holcus lanatus* invasion slows decomposition through its interaction with a macroinvertebrate detritivore, *Porcellio scaber*. *Biol. Invasions*, 10: 191-199. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9122-0>
- BENTIVEGNA, D. I. & S. M. ZALBA. 2014. Plantas invasoras. En: FERNÁNDEZ, O. A., E. S. LEGUIZAMÓN & H. A. ACCIARESI (eds.), *Malezas e invasoras de la Argentina, I. Ecología y Manejo*, pp. 227-262. Editorial Universidad Nacional del Sur, EdiUNS.
- BILENCA, D. & F. MIÑARRO. 2004. *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVP's) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- BRANCATELLI, G. I. E. & S. M. ZALBA. 2018. Vector analysis: a tool for preventing the introduction of invasive alien species into protected areas. *Nature Conserv.* 24: 43-63. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20607>
- BRANCATELLI, G. I., M. R. AMODEO, Y. A. CUEVAS & S. M. ZALBA. 2020. Invasive pines in Argentinian grasslands: lessons from control operations. *Biol. Invasions* 22: 473-484. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02103-9>
- CABRERA, A. L. 1963. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte VI. Compuestas*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. L. 1965a. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte IV. Oxalidáceas a Umbelíferas*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. L. 1965b. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte V. Ericáceas a Caliceráceas*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. L. 1967. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte III. Piperáceas a Leguminosas*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. L. 1968. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte I. Gimnospermas y Monocotiledóneas (excepto Gramíneas)*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. 1970. *Flora de la Provincia de Buenos Aires. Tomo IV, parte II. Gramíneas*. Colección científica del INTA. Buenos Aires.
- CABRERA, A. L., & E. M. ZARDINI. 1978. *Manual de la Flora de los alrededores de la Provincia de Buenos Aires*. Editorial ACME, Buenos Aires.
- CAMPOS, J., M. ROCHA & M. TAVARES. 2002. Control de Acácias com Fitocidas nas Dunas do Litoral. *Silva Lusitan.* 10: 201-206.
- CANTERO, J., J. SFRAGULLA, C. NÚÑEZ, J. MULKO, A. BONALUMI, A. AMUCHASTEGUI, G. BARBOZA, F. CHIARINI & L. ARIZA ESPINAR. 2014. Vegetación de afloramientos carbonáticos de montañas del centro de Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 49: 559-580. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v49.n4.9897>

- CANTERO, J. J., J. MULKO, C. NUÑEZ, S. R. ZEBALLOS, J. A. SFRAGULLA, J. A. AMUCHASTEGUI, A. BARBOZA, F. CHIARINI, L. ARIZA ESPINAR, A. A. BONALUMI, P. BRANDOLIN & M. CABIDO. 2017. Heterogeneidad de la vegetación en ambientes basálticos del centro de Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 52: 153-183. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v52.n1.16916>
- CARRANZA, S. L. 2007. Revisión bibliográfica sobre *Acacia melanoxylon*: su silvicultura y su madera. *Revista Fac. Agron. Univ. Nac. La Plata* 106: 145-154.
- CHEBEZ, J. C. 2005. *Guía de las Reservas Naturales de la Argentina*, 3. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- CICCHINO, A. & J. L. FARINA. 2007. *Los carábidos (Insecta, Coleoptera) de los suelos serranos y periserranos de las Estancias Paititi y El Abrojo, Sierra Los Difuntos, Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires, Argentina*. Poster sesión presentation at the VI Encuentro Nacional Científico Técnico de Biología del Suelo y IV Encuentro sobre Fijación Biológica del Nitrógeno. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- CUADRAS, C.W. 2014. *Nuevos métodos de análisis multivariante*. CMC Editions, Barcelona.
- DALLA SALDA, L., L. SPALLETTI, D. POIRE, R. DE BARRIO, H. ECHEVESTE & A. BENIALGO. 2006. Tandilia. *Instituto Superior de Correlación Geológica: Serie Correlación Geológica*, 21: 17-46.
- DE RITO, M. V., M. F. FERNÁNDEZ HONAINÉ & L. P. HERRERA. 2020. Aplicación de un índice de naturalidad para las sierras del sistema de Tandilia. *Revista Mus. Argent. Ci. Nat., N. S.* 22: 75-90. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.22.672>
- DELUCCHI, G. 2006. Las especies vegetales amenazadas de la Provincia de Buenos Aires: una actualización. *Aprona Boletín Científico* 39: 9-31.
- DEMATTEIS, B., M. S. FERRUCCI & J. P. COULLERI. 2020. Morphological differentiation across the invasive range in *Senecio madagascariensis* populations. *Scientific Reports* 10: 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76922-5>
- ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE. 2017. Survey of the vascular plants of Sierra Chica, the untouched area of the Paititi Natural Reserve (southeastern Tandilia mountain range, Buenos Aires province, Argentina). *CheckList* 13: 1003-1036. <https://doi.org/10.15560/13.6.1003>
- ESCARAY, F. J. 2007. *Estudio florístico de una ladera de la Sierra del Volcán (Sistema de Tandilia)*. Agricultural Engineering Thesis, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- FALASCA, S., A. ULBERICH, N. BERNABÉ & S. MORDENTI. 2000. Principales características agroclimáticas del sudeste bonaerense, República Argentina. *Revista Geográfica*, 127: 91-102.
- FERNÁNDEZ, O. 2011. Resistencia del pastizal natural a la invasión de la maleza tóxica *Senecio selloi* en un campo ganadero de la Pampa Deprimida. *Rev. Arg. Prod. Anim.* 31: 465.
- FERRERAS, A. E., G. FUNES & L. GALETTO. 2014. Evaluación interanual de las estrategias regenerativas de la especie exótica invasora *Gleditsia triacanthos* en relación a la nativa *Acacia aroma* en el bosque chaqueño serrano de Córdoba (Argentina). *Bosque (Valdivia)* 35: 155-162. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000200003>
- FERRETTI, N. E., D. S. SORESI, A. GONZÁLEZ & M. ARNEDO. 2019. An integrative approach unveils speciation within the threatened spider *Calathotarsus simoni* (Araneae: Mygalomorphae: Migidae). *Systematics and Biodiversity* 17: 439-457. <https://doi.org/10.1080/14772000.2019.1643423>
- FLORA ARGENTINA. 2022. *Hatschbachiella tweediana* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. [on line]. Disponible en: <http://buscador.floraargentina.edu.ar/species/details/19398> [Acceso: 15 November 2022].
- FLORA DEL CONO SUR. 2022. *Hatschbachiella tweediana* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. [on line]. Disponible en: <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/DetalleEspecie.e=tweediana&genero=Hatschbachiella&espcod=19398> [Acceso: 15 November 2022].
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON, P. GENOVESI & S. MAC FADYEN. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biological Invasions*, 19: 1353-1378. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z>
- FRANGI, J. 1975. Sinopsis de las comunidades vegetales y el medio de las sierras de Tandil (Provincia de Buenos Aires). *Bol. Soc. Argentina de Botánica*, 16: 293-318.
- FRANGI, J. & O. J. BOTTINO. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, Provincia de Buenos Aires. *Rev. Facultad de Agronomía* 71: 93-133.
- GANDINI M., J. BARDI, R. SCARAMUZZINO, C. D'ALFONSO & B. LARA. 2019. *Racosperma melanoxylon* (Fabaceae) en las Sierras de Azul, Sistema de Tandilia (Buenos Aires, Argentina):

- Distribución en las últimas décadas. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 142-143.
- GBIF. 2022. *Hatschbachiella tweediana* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. [on line]. Disponible en: <https://www.gbif.org/species/3150015> [Acceso: 15 November 2022].
- GHERSA, C. M., E. DE LA FUENTE, S. SUAREZ & R. J. LEÓN. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment* 88: 271-278. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00209-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00209-2)
- GONZÁLEZ, L., X. C. SOUTO & M. J. REIGOSA. 1995. Allelopathic effects of *Acacia melanoxylon* R. Br. phyllodes during their decomposition. *Forest Ecology and Management* 77: 53-63. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03581-T](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03581-T)
- GOWER, J. C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, 27: 857-874. <https://doi.org/10.2307/2528823>
- GUAZZELLI, M. A. 1999. Efectos del fuego sobre la fauna y los caracteres fisicoquímicos del suelo en las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Biological Sciences Thesis, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- GUERRERO-CAMPO, J., F. ALBERTO, J. HODGSON, J. M. GARCÍA-RUIZ & G. MONTERRAT-MARTÍ. 1999. Plant community patterns in a gypsum area of NE Spain. I. Interactions with topographic factors and soil erosion. *Journal of Arid Environments* 4: 401-410. <http://dx.doi.org/10.1006%2Fjare.1999.0492>
- HERRERA, L. & P. LATERRA. 2011. Relative influence of disturbance histories and landscape patterns on floristic structure and diversity of fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science*, 14: 181-188.: <https://www.jstor.org/stable/41058157>
- HERRERA, L. P., M. C. SABATINO, F. R. JAIMES & S. SAURA. 2017. Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and conservation* 26: 3465-3479. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1416-7>
- HERRERA, L. P., F. R. JAIMES, M. E. GARAVANO, S. G. DELGADO & V. N. ISPIZÚA. 2020. Vegetation in rural roadsides of the Pampa region (Argentina): an opportunity for grassland conservation? *Ecoscience* 27: 127-140. <https://doi.org/10.1080/11956860.2020.1735918>
- HOYOS, L. E., G. I. GAVIER-PIZARRO, T. KUEMMERLE, E. H. BUCHER, V. C. RADELOFF & P. A. TECCO. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological invasions* 12: 3261-3275. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9720-0>
- HUSSAIN, M.I.; L. GONZÁLEZ & M. J. REIGOSA. 2011. Allelopathic potencial of *Acacia melanoxylon* on the germination and root growth of native species. *Weed biology and management* 11: 18-28. <https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2011.00401.x>
- INATURALIST. 2022. *Hatschbachiella tweediana* (Hook. & Arn.) R.M. King & H. Rob. [on line]. https://www.inaturalist.org/observations?place_id=any&subview=map&taxon_id=1044672 [Acceso: 15 November 2022].
- INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Clima y Agua. 2022. [on line]. Available on: <http://inta.gob.ar/instdeclimayagua> [Accessed 8 June].
- ISACCH, J. P., M. S. BÓ, L. E. VEGA, M. FAVERO, A. V. BALADRÓN, M. G. PETRELLI, O. A. STELLATELLI, D. A. CARDONI, S. COPELLO, C. BLOCK, M. CAVALLI, V. M. COMPARATORE, M. R. JELICICH, L. M. BIONDI, G. O. GARCÍA & J.P. SECO PON. 2016. Diversidad de Tetrápodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampeana como herramienta para planificar en conservación. *Rev. Museo Argentino Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"* 18: 211-233. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.18.463>
- IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. [on line]. Available on: <https://www.iucnredlist.org/>. [Accessed 14 November].
- KRISTENSEN, M. J., J. LAVORNIA, V. LEBER, M. P. POSE, P. DELLAPÉ, A. SALLE, L. BRACCALENTI, M. GIARRATANO & M. HIGUERA. 2014. Estudios para la conservación de la pampa austral. I. Diagnóstico de la biodiversidad local. *Rev. Estudios Ambientales* 2: 105-117. <https://doi.org/10.47069/estudios-ambientales.v2i1.1061>
- KRISTENSEN, M. J. & J. L. FRANGI. 2015. Vegetación casmofítica y mesoclimas de afloramientos rocosos en Ventania (Buenos Aires, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 50: 35-46. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v50.n1.11018>
- MAEHLER, M., P. ROUSSEUW, A. STRUYF, M. HUBERT & K. HORNIK. 2016. Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.4.





- Basics and Extensions. R package version 2.0.4. CRAN (2016).
- MANFREDA, V. T., M. L. ALCARAZ & R. L. SCARAMUZZINO. 2020. Germinación de *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis*: caracterización basada en la temperatura, la luz y la salinidad. *Rodriguésia* 71: e02642017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860202071035>
- MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1947. La naturalización de *Acacia melanoxylon* en Balcarce (Provincia de Buenos Aires). *RIA*, 1: 101-102.
- MATTEUCCI, S. D. & A. COLMA. 2002. Metodología para el estudio de la vegetación. [on line]. Available on: <https://www.google.com/3%ADa+para+el+estudio+de+la+vegetaci%C3%B3n+&aq=chrome..69i57.2270j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8> [Accessed 8 June].
- MAZZOLA, M. B., A. G. KIN, E. F. MORICI, F. J. BABINEC & G. TAMBORINI. 2008. Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de las sierras de Lihuel Calel (La Pampa, Argentina). *Bol. Soc. Argent.Bot.*43: 103-119.
- MAZZOLARI, A. C., V. M. COMPARATORE & F. BEDMAR. 2011. Control of elmleaf blackberry invasion in a natural reserve in Argentina. *Journal for Nature Conservation* 19: 185-191. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.12.002>
- MAZZOLARI, A. C. & V. M. COMPARATORE. 2014. Invasion of *Rubus ulmifolius* (Rosaceae) in Laguna de los Padres Natural Reserve, Buenos Aires, Argentina: basis for drawing management strategies and recovery of native forests. *BioScriba* 7: 19-29.
- O'CONNOR, T., C. S. GONZÁLEZ NOSCHESI, V. COMPARATORE, M. L. OLMEDO & M. D. ROMERO. 2020. Registro de *Necromys obscurus* (Cricetidae, Sigmodontinae) en un área natural protegida privada del sudeste bonaerense (República Argentina). Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. Notas sobre mamíferos Sudamericanos, 2-7. <http://doi.org/10.31687/saremNMS.20.0.26>
- OSTERRIETH, M. L. & F. CABRIA. 1995. Mapa de Capacidad de Uso de Suelos. In: J. L. Del Río, J. Bó, J. Martínez Arca & V. Bernasconi (eds.). *Carta Ambiental del Partido de General Pueyrredón. Tomo 1. Informe Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario*, pp. 63-68. Mar del Plata: Universidad Nacional de Mar del Plata.
- PYŠEK, P. & D. M. RICHARDSON. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual review of environment and resources* 35: 25-55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- R CORE TEAM. 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [on line] Available on: <http://www.R-project.org/>
- REJMÁNEK, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral ecology* 25: 497-506. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x>
- RICHARDSON, D. M., D. M. IPONGA, N. ROURA-PASCUAL, R. M. KRUG, S. MILTON, G. O. HUGHES & W. THUILLER. 2010. Accommodating scenarios of climate change and management in modelling the distribution of the invasive tree *Schinus molle* in South Africa. *Ecography* 33: 1-13. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06350.x>
- SCARAMUZZINO, R. L., M. GANDINI, B. LARA, J. F. BARDI & C. D'ALFONSO. 2015. Distribución del arbusto *Baccharis dracunculifolia* subsp. *tandilensis* en la provincia de Buenos Aires: cambios en la preferencia de hábitat y su incidencia sobre el paisaje. In: P. MINOTTI, & I. ENTRAIGAS (eds.). *El paisaje: unidad natural, funcional, dinámica y resiliente*, pp. 258-260. Azul: Ed. ASADEP.
- SCOTTÁ, F. C. & E. L. DA FONSECA. 2015. Multiscale trend analysis for pampa grasslands using ground data and vegetation sensor imagery. *Sensors* 15: 17666-17692. <https://doi.org/10.3390/s150717666>
- VAN KLEUNEN, M., O. BOSSDORF & W. DAWSON. 2018. The ecology and evolution of alien plants. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49: 25-47. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062654>
- VERONA, C. A., O. N. FERNANDEZ, L. MONTES & S. I. ALONSO. 1982. Agroecological and biological aspects of *Senecio madagascariensis* Poirlet (Compositae). I. Agroecological and biological aspects of the weed. *Ecologia* 7: 17-30.
- VERVOORST, F. B. 1967. *Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). La vegetación de la República Argentina* 7. Buenos Aires: INTA.
- VILLALBA, J. & G. FERNÁNDEZ. 2005. Otra flor amarilla peligrosa: *Senecio madagascariensis*. *Tambo* 150: 46-48.
- WATERHOUSE, B. M. 2003. Know your enemy: recent records of potentially serious weeds in northern Australia, Papua New Guinea and Papua (Indonesia). *Telopea* 10: 477-485.
- WEBER, E., & D. GUT. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.04.002>

- WESTHOFF, V. & E. VAN DER MAAREL. 1978. The Braun-Blanquet Approach. In: R. H. WHITTAKER (ed.). *Classification of plant communities*, pp. 287-399. Dordrecht: Springer.
https://doi.org/10.1007/978-94-009-9183-5_9
- WITTENBERG, R., & M. J. COCK. 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. Wallingford: CAB International.
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological invasions* 4: 55-72.
<https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>
- ZULOAGA, F. O., A. M. ANTÓN & Z. RÚGOLO. 2012a. *Flora Argentina. Flora Vasculare de la República Argentina 3(1)*. Córdoba: Gráficamente Ediciones.
<https://doi.org/10.2307/j.ctt16vj2hs>
- ZULOAGA, F. O., A. M. ANTÓN & Z. RÚGOLO. 2012b. *Flora Argentina. Flora Vasculare de la República Argentina 3(2)*. Córdoba: Gráficamente Ediciones
<https://doi.org/10.2307/j.ctt16vj2hs>
- ZULOAGA, F. O., M. BELGRANO & A. M. ANTÓN. 2014a. *Flora Argentina. Flora Vasculare de la República Argentina 7 (1)*. Córdoba: CONICET.
<https://doi.org/10.2307/j.ctt16vj2hs>
- ZULOAGA, F. O., M. BELGRANO & A. M. ANTÓN. 2014b. *Flora Argentina. Flora Vasculare de la República Argentina 7 (3)*. Estudio Sigma S.R.L.
<https://doi.org/10.2307/j.ctt16vj2hs>



FLORA EXÓTICA PRESENTE EN ÁREAS SILVESTRES PROTEGIDAS DE CHILE

EXOTIC FLORA PRESENT IN PROTECTED WILD AREAS OF CHILE

Jonathan Urrutia-Estrada^{1,2*}, Javier Ulloa¹, Rafael A. García^{1,2} & Pedro Jara-Seguel³


1. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile
2. Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile
3. Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas, Núcleo de Estudios Ambientales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile

*jurrutiaestrada@gmail.com

Citar este artículo

URRUTIA-ESTRADA, J., J. ULLOA, R. A. GARCÍA & P. JARA-SEGUEL. 2023. Flora exótica presente en áreas silvestres protegidas de Chile. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 91-103.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38513>

Recibido: 18 Ago 2023
Aceptado: 12 Feb 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Natalia Aguirre

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: The main goal of Protected Wild Areas (in Spanish ASP) is to protect biodiversity. Limiting the entry of exotic species is an essential priority. The objective of this study was to register exotic plant species within Chile's ASP and to describe floristic patterns which determine species presence and distribution.

M&M: Information was collected across 35 ASP, and total number of flora species and the proportion of exotic plants were reported. Richness was obtained and an invasibility index calculated on each ASP. Species composition analysis and floristic patterns determination were carried out through statistical analyses of ordering, similarity and regression.

Results: A total of 355 exotic plant species were recorded across the studied ASP. The Reserva Nacional Río Clarillo had the greatest species richness, while the highest proportion and invasibility occurred in the Monumento Natural Cerro Nielol. The distance to the nearest city, precipitation and temperature were the environmental variables with the highest incidence on the different assemblages of exotic species that exhibit ASP.

Discussion: Exotic plants richness within ASP was high, in relation to the total adventitious flora that Chile presents. The evidence shown suggests a low proportion of exotic plants shared among the ASP distributed in the different bioclimates considered. These types of studies constitute the basis for the preparation of risk lists and the design of management programs for exotic plant species.

KEY WORDS

Biodiversity, exotic plants, floristic composition, invasibility, richness.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las áreas silvestres protegidas (ASP) tienen como tarea principal la protección de la biodiversidad de un área determinada, para lo cual es fundamental limitar el ingreso de especies exóticas. El objetivo del presente estudio fue registrar las especies de plantas exóticas que prosperan al interior de ASP de Chile y describir algunos patrones florísticos que determinan la presencia y distribución de las especies.

M&M: Se recopilaron antecedentes para 35 ASP, en donde fue reportado el número total y la proporción de especies exóticas. Con estos datos se obtuvo la riqueza y se calculó un índice de invasibilidad para cada ASP. Se realizaron análisis de la composición de especies y se determinaron patrones florísticos a través de análisis de ordenamiento, similitud y regresión.

Resultados: Se registró un total de 355 especies de plantas exóticas presentes en las 35 ASP. La Reserva Nacional Río Clarillo presentó la mayor riqueza de especies exóticas, en tanto que la mayor proporción con relación al total de especies y la mayor invasibilidad fueron registradas en el Monumento Natural Cerro Nielol. La distancia a la ciudad más cercana, la precipitación y la temperatura fueron las variables ambientales de mayor incidencia sobre los diferentes ensamblajes de especies exóticas que exhiben las ASP.

Discusión: La riqueza de plantas exóticas al interior de las ASP es alta, con relación a la flora adventicia total que presenta Chile. La evidencia mostrada sugiere una baja proporción de plantas exóticas compartidas entre las ASP distribuidas en los diferentes bioclimas considerados. Este tipo de estudios constituyen la base para la confección de listas de riesgo y el diseño de programas en la gestión de las especies de plantas exóticas.

PALABRAS CLAVE

Biodiversidad, composición florística, invasibilidad, plantas exóticas, riqueza.

INTRODUCCIÓN

Las áreas silvestres protegidas (ASP) corresponden a un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, a través de medios legales o de otro tipo para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza, de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados (Dudley, 2008). La creación de estos espacios es una de las estrategias más importantes para la conservación de la biodiversidad (Bruner *et al.*, 2001). En Chile, dicha tarea está en manos del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), cuya administración recae en la Corporación Nacional Forestal (CONAF) a través de la tutelación de 41 Parques Nacionales, 46 Reservas Nacionales y 18 Monumentos Naturales, lo que en conjunto abarca más de 18 millones de hectáreas y representa alrededor del 20 % del territorio nacional (Pliscoff, 2022). Más aún, se suman a este conglomerado de conservación los Santuarios de la Naturaleza administrados por el Consejo de Monumentos Nacionales y las ASP privadas. Además del objetivo central de protección que caracteriza a las ASP, en su interior también se desarrollan actividades de ecoturismo, ya que las áreas tienen un fuerte componente recreacional y de valor escénico que muchas veces se encuentra implícitamente subordinado a los objetivos de conservación (Pauchard & Villarroel, 2002).

Una parte integral de la protección de la diversidad biológica al interior de las ASP es limitar el ingreso de las especies exóticas (Pauchard *et al.*, 2009). Sin embargo, en la práctica esta situación es difícil de controlar, ya que las actividades humanas que se desarrollan al interior y en la matriz adyacente a las ASP pueden tener numerosas consecuencias negativas, como la llegada de especies exóticas, fragmentación a nivel de paisaje y una mayor susceptibilidad a perturbaciones (Pauchard & Villarroel, 2002; Myers & Bazely, 2003; Allen *et al.*, 2009; Spear *et al.*, 2013). La vulnerabilidad de las áreas protegidas a dichas amenazas es particularmente importante en países en vías de desarrollo, principalmente debido a la limitación de recursos para implementar medidas de protección efectivas (Bonham *et al.*, 2008). Una de las principales amenazas a la biodiversidad son las invasiones biológicas, y en este contexto las especies de plantas exóticas merecen atención especial (Pyšek

et al., 2013), ya que luego de asilvestrarse en un nuevo ambiente tienen el potencial de convertirse en invasoras, pudiendo generar impactos (Dogra *et al.*, 2010). En este escenario, los elementos florísticos adventicios han mostrado una relación directamente proporcional con el número de visitantes o la densidad poblacional de un determinado lugar (White *et al.*, 2001; Pyšek *et al.*, 2002), debido a que se constituyen como vectores o corredores de introducción y se asocian con una alta presión de propágulos (Stohlgren, 2002; Rodgers & Parker, 2003). Los impactos de este grupo de plantas sobre la biota nativa son bien conocidos tanto a nivel local como paisajístico y están ampliamente reportados en la literatura, entre los más conocidos se pueden mencionar: producir homogenización biótica, disminuir la riqueza de especies nativas y aumentar la carga de combustible modificando el régimen incendios forestales (Pauchard *et al.*, 2011, 2013; Jiménez *et al.*, 2013; Urrutia *et al.*, 2013; Taylor *et al.*, 2017; Bradley *et al.*, 2019; Crystal-Ornelas & Lockwood, 2020).

El conocimiento respecto de la flora exótica en Chile ha experimentado un aumento considerable en el último tiempo (Fuentes *et al.*, 2013, 2014, 2020). Sin embargo, son escasos los estudios de este grupo de plantas focalizados al interior de las ASP. En este sentido, se destacan algunos trabajos realizados en caminos o senderos que han determinado patrones de comportamiento, vías de dispersión o nuevos registros de plantas exóticas (de la Barrera *et al.*, 2011; Mardones *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2013; Liedtke *et al.*, 2020). El entendimiento de la dinámica que exhiben las especies exóticas será de utilidad para determinar la llegada de nuevos elementos adventicios a los ecosistemas, evaluar su potencial riesgo de invasión y dilucidar una eventual homogenización de los ambientes en cuestión. Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo del presente estudio fue determinar la riqueza y composición de plantas exóticas al interior de las ASP de Chile, y definir posibles patrones florísticos que determinan la presencia y distribución de este grupo de plantas. Se hipotetiza que la presencia de especies de plantas exóticas estará concentrada en ASP ubicadas en la zona climática mediterránea-templada, la cual se caracteriza por albergar la mayor cantidad de habitantes del país, por lo tanto, dicho parámetro estará influenciado por la cercanía de las ASP a centros poblados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas estudiadas

Las áreas consideradas en el presente estudio comprenden un total de 35 ASP (Fig. 1). De éstas, 28 pertenecen al SNASPE, distribuidas en cuatro Monumentos Naturales, ocho Reservas Nacionales y 16 Parques Nacionales. Además, se incluyen cuatro áreas privadas y tres Santuarios de la Naturaleza. Las ASP estudiadas abarcan una amplia trayectoria latitudinal que va desde la Región de Antofagasta (23°S) hasta la región de Magallanes (53°S). Este largo gradiente considera una serie de factores climáticos que van cambiando y condicionan el desarrollo de la biota (Amigo & Ramírez, 1998). Considerando lo anterior, a cada ASP se le asignó el bioclima correspondiente de acuerdo con su ubicación, para lo cual se utilizó

como base la propuesta de Luebert & Plissock (2006).

Recopilación de información

Se realizó una búsqueda exhaustiva de artículos publicados en revistas científicas, cuya temática central correspondiera a estudios florísticos o de composición de especies vegetales al interior de ASP. Para afinar los resultados, se utilizaron diferentes motores de búsqueda (*e.g.* Google Scholar, WoS, Scopus), en los cuales se ingresaron distintas combinaciones de palabras claves, tales como: catálogo+flora+ASP, flora+exótica+ASP, flora+vascular+ASP, estudio+florístico+ASP, diversidad+florística+ASP, riqueza+florística+ASP y plantas+silvestres+ASP. Además, se rastrearon trabajos citados en las bibliografías de los documentos seleccionados, de manera de

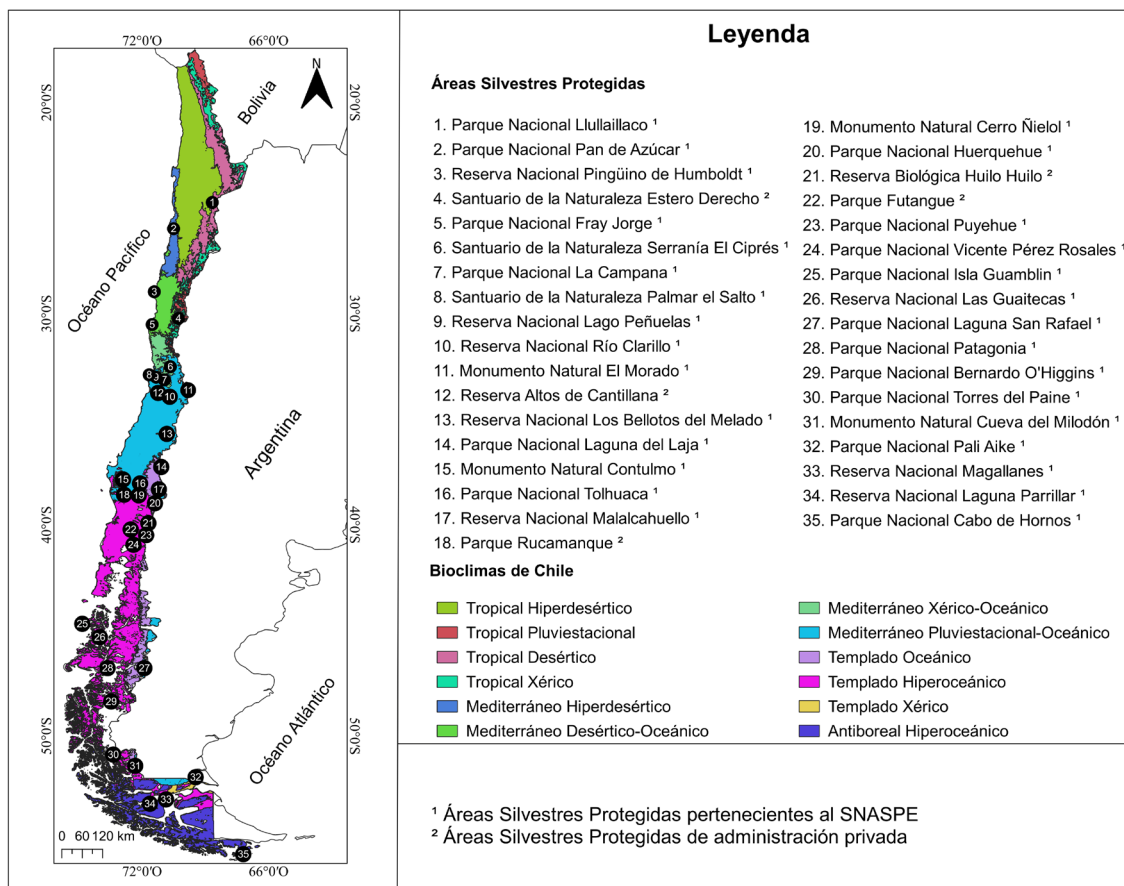


Fig. 1. Distribución geográfica de las áreas silvestres protegidas consideradas en el estudio.

complementar la búsqueda, y se incluyeron algunos libros o manuales publicados que cumplieran los requisitos antes señalados. La discriminación y selección de información tuvo como premisa que cada trabajo diera cuenta del número total de especies de plantas del área estudiada (nativas + exóticas), ambos grupos informados en un listado correspondiente.

Construcción de la base de datos

Una vez recopilada la información pertinente se confeccionó una lista inicial de todas las especies de plantas exóticas presentes en las 35 ASP. Posteriormente se realizó una depuración, en donde se actualizaron nombres, se eliminaron sinónimos y se excluyeron algunas especies que erróneamente se habían considerado como exóticas. Para lo anterior se utilizó el Catálogo de las Plantas Vasculares de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018) y la base de datos de la Flora del Conosur (Zuloaga *et al.*, 2008). Las formas de vida y el origen geográfico de las especies se obtuvieron de Fuentes *et al.* (2013) y Fuentes *et al.* (2020). Finalmente, se confeccionó un listado general con todas las plantas exóticas documentadas en las 35 ASP en estudio (Apéndice 1) y se obtuvo una matriz de presencia/ausencia de especies (Apéndice 2). Para cada una de ellas se indica su nombre científico, autor, familia botánica y origen geográfico.

Variables ambientales

Para cada ASP se recopilaron variables climáticas y geográficas, las cuales se determinaron según el centroide de cada unidad y fueron reunidas en una matriz ambiental (Apéndice 3). Las variables seleccionadas fueron: altitud media, continentalidad, distancia a la ciudad más cercana, número de habitantes (de la ciudad más cercana), número de visitantes, precipitación anual, radiación media anual, superficie y temperatura media anual. La información climática fue extraída de la base de datos WorldClim (Fick & Hijmans, 2017). Las variables relativas a las ASP (i.e. número de visitantes y superficie) se obtuvieron de la página de CONAF (www.conaf.cl), de publicaciones disponibles o de consultas directas a la administración.

Índice de invasibilidad

En términos simples, la invasibilidad se refiere a las características propias de un ecosistema que

lo hacen susceptible a la invasión de una especie (Alpert *et al.*, 2000). Teniendo esto en cuenta, se determinó una razón entre la riqueza de plantas exóticas de cada ASP y la superficie (hectáreas) de la misma, obteniendo de esta forma el nivel de invasibilidad de cada área estudiada. Debido a las diferencias en las superficies y con el fin de hacer comparables todas las ASP en cuestión, dicha variable fue transformada mediante logaritmo natural (ln) antes de calcular la proporción relativa (Feng *et al.*, 2014).

Análisis de datos

En primer lugar, se calculó el índice de similitud de Bray-Curtis, lo cual sirvió de insumo para la confección de una matriz de semejanza. Lo anterior se utilizó como base para realizar un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS), que permitió conocer la ordenación espacial de las ASP en base a su composición florística. Además, se llevó a cabo un análisis de similitud (ANOSIM) de una vía con el fin de determinar posibles diferencias estadísticas con base en la composición florística. Para ambas pruebas se definió como factor predictor el bioclima al cual pertenecen cada una de las ASP. Debido al desbalance en el número de réplicas, la agrupación se realizó de manera más general (templado y mediterráneo). Adicionalmente, con el fin de conocer las variables ambientales que podrían estar determinando la composición de especies exóticas al interior de las ASP, se realizó un análisis BioEnv (Biota-Environment). Para lo anterior, se trabajó en conjunto con la matriz de presencia/ausencia de especies (Apéndice 2) y la matriz de datos ambientales antes descrita (Apéndice 3), en la cual se incluyeron nueve variables. Previamente se realizó una prueba de Draftsman Plot, la cual permitió eliminar variables correlacionadas (i.e. radiación media anual). Todos estos análisis se realizaron con el software Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006). Por último, con el fin de determinar si la distancia a la ciudad más cercana, la precipitación y la temperatura influyen sobre el índice de invasibilidad, se llevó a cabo un modelo lineal generalizado (GLM) utilizando la función `glm` del programa R. Este análisis fue ajustado a un error de distribución de Poisson con una función de enlace log. Los gráficos fueron elaborados con el paquete `ggplot2` del programa R.

RESULTADOS

La recopilación y discriminación de antecedentes arrojó un total de 47 artículos científicos (Apéndice 4), los cuales abarcan un periodo de tiempo que va desde al año 1947 al 2018 (Apéndice 2). Para las 35 ASP estudiadas se obtuvo una riqueza de 355 especies de plantas vasculares exóticas, las cuales se reparten en 212 géneros y 54 familias. En cuanto al origen geográfico, la composición detalla una mayor presencia de plantas provenientes de Europa y Eurasia (Fig. 2), en tanto que las formas de vida exhiben un dominio considerable de hierbas anuales y perennes (Fig. 3). La especie

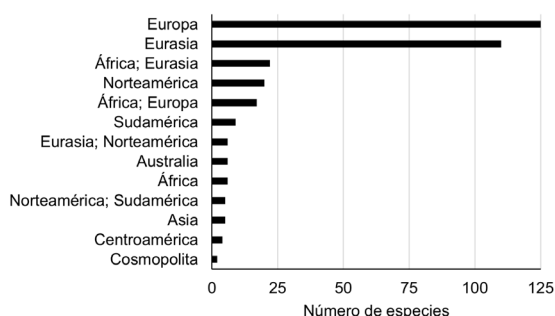


Fig. 2. Origen geográfico de las especies de plantas exóticas presentes en las áreas silvestres protegidas estudiadas.

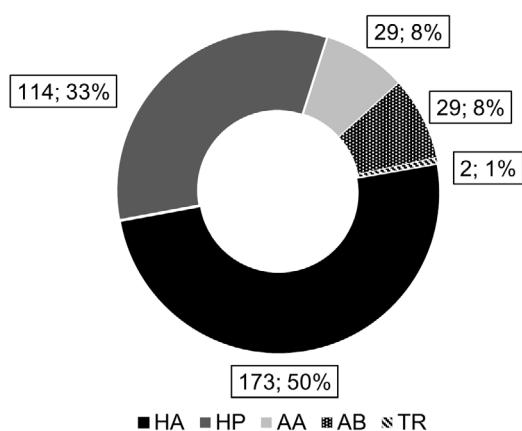


Fig. 3. Riqueza y porcentaje de especies de plantas exóticas presentes en las áreas silvestres protegidas estudiadas, según formas de vida. AA: árbol, AB: arbusto, HA: hierba anual. HP: hierba perenne, TR: trepadora.

más frecuente fue *Rumex acetosella* con 22 presencias (63 %), seguida de *Cerastium arvense*, *Hypochaeris radicata*, *Plantago lanceolata* y *Taraxacum officinale*, todas con 19 presencias (54 %) al interior de las ASP. En las familias con mayor número de representantes, destacan Poaceae con 60 especies, Asteraceae con 58 y Fabaceae con 30. En lo referido a géneros, los de mayor relevancia fueron *Trifolium* con ocho representantes y *Poa* con siete.

Respecto de las ASP estudiadas, la que presentó la mayor riqueza fue la RN Río Clarillo con 119 especies exóticas, seguida del MN Cerro Ñielol con 93 y el PN Torres del Paine con 84 (Fig. 4A). Sin embargo, al considerar lo anterior en términos porcentuales con relación al total de especies de la flora, se observan algunos cambios en la tendencia. En primer lugar, aparece el MN Cerro Ñielol con un 39,2 % de especies exóticas, luego se ubica el PN Torres del Paine con un 32,0 % y en tercer lugar se encuentra la RN Lago Peñuelas con un 27,5 % (Fig. 4B). En el extremo opuesto, es decir, las ASP con menor presencia de especies exóticas, se encuentran el PN Lullaillaco y el PN Pan de Azúcar, ambos con sólo un registro y el PN Cabo de Hornos con 4 (Fig. 4A). El índice de invasibilidad señala que la ASP con mayor presencia de especies exóticas según su superficie fue el MN Cerro Ñielol, con una riqueza de 93 plantas en tan sólo 89 hectáreas. En el extremo opuesto se encuentra el PN Lullaillaco, únicamente con una planta exótica en 268.670 hectáreas (Fig. 4C).

Las especies más frecuentes, es decir, las que ocurren en más de la mitad de los bioclimas a los cuales pertenecen las ASP fueron: *Cerastium arvense* y *Erodium cicutarium* con un 77,7 % de presencia, y *Capsella bursa-pastoris* y *Taraxacum officinale* con un 66,6 %. En este mismo contexto, los bioclimas con mayor concentración de plantas exóticas fueron el Templado Hiperoceánico con 232 especies y el Mediterráneo Pluviestacional-Océánico con 219.

El nMDS muestra la separación espacial de las ASP con diferente bioclima de acuerdo con su composición florística (Fig. 5). Del mismo modo, el ANOSIM señaló la presencia de diferencias significativas (R Global: 0,445; p: 0,0001) entre los bioclimas mediterráneo y templado. El análisis Bio-Env señaló que las variables ambientales que más influyeron en la composición de especies exóticas

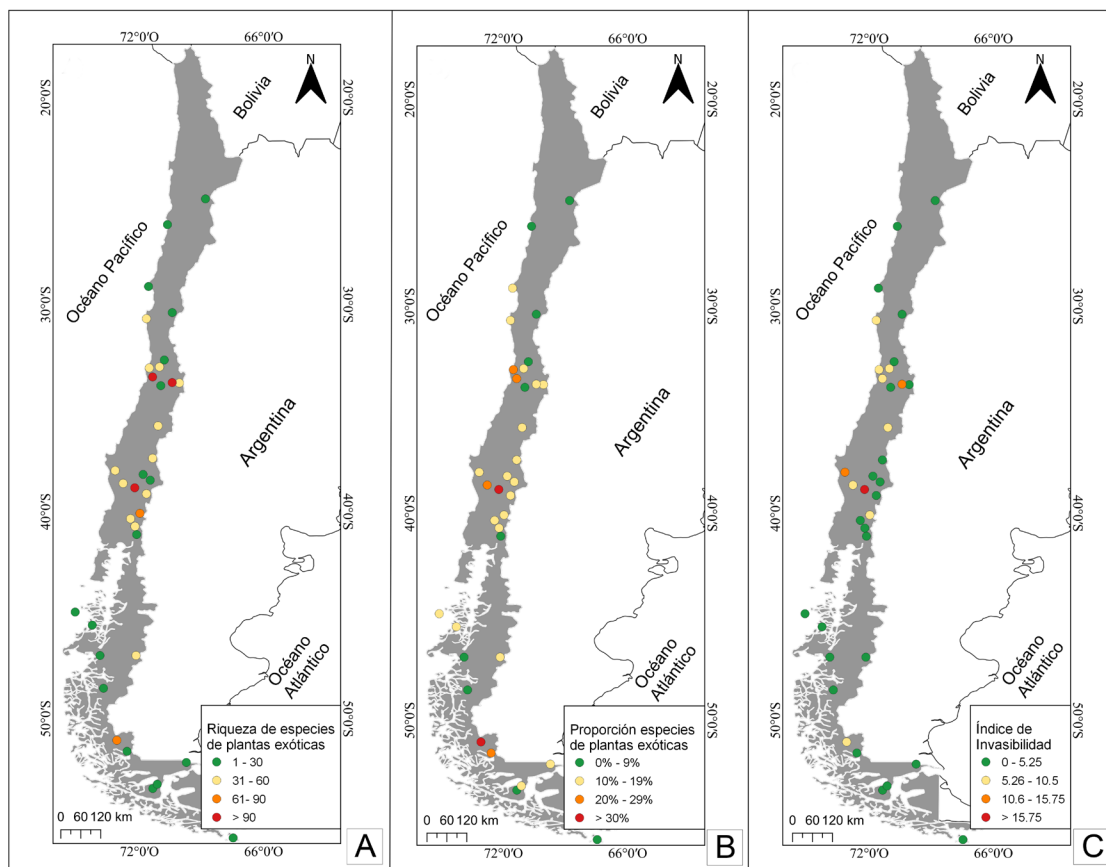


Fig. 4. Distribución de las áreas silvestres protegidas estudiadas, clasificadas según **A:** riqueza de especies de plantas exóticas. **B:** Proporción de especies de plantas exóticas. **C:** Índice de invasibilidad.

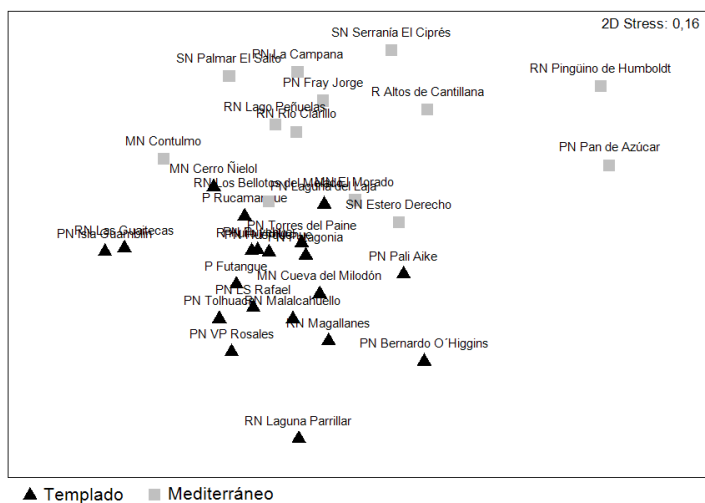


Fig. 5. Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS) para las áreas silvestres protegidas y estudiadas según bioclima.

al interior de las ASP fueron: distancia a la ciudad más cercana, precipitación y temperatura (R: 0,625; p: 0,0001). En este contexto, el GLM indicó que estas mismas tres variables tuvieron un efecto significativo sobre la invasibilidad de las ASP (Fig.

6; Tabla 1), la cual disminuyó marcadamente al aumentar la distancia a las ciudades ($p < 0,001$), exhibió una tendencia unimodal con la precipitación ($p: 0,02$) y aumentó con la temperatura ($p: 0,03$) de manera exponencial.

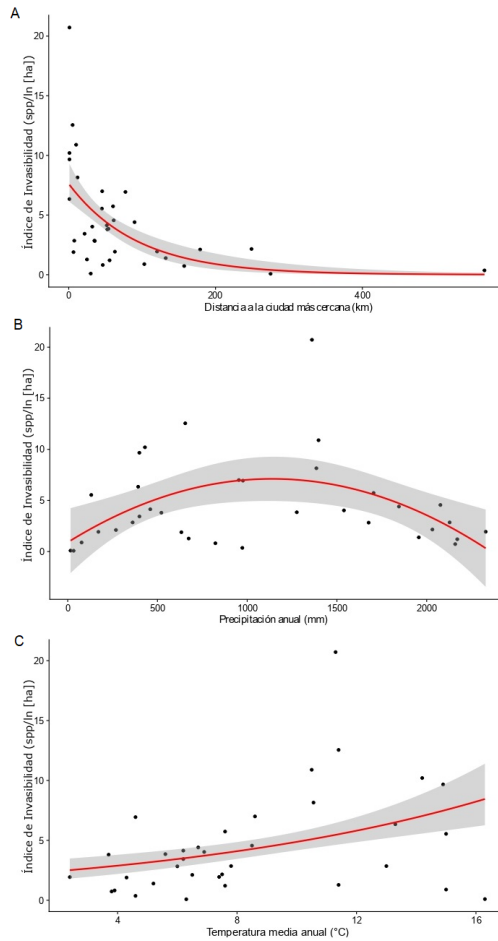


Fig. 6. Distribución y modelo ajustado del índice de invasibilidad para: **A:** distancia a la ciudad más cercana, **B:** precipitación anual y **C:** temperatura media anual.

Tabla 1. Coeficientes de salida del análisis GLM. DIS: distancia a la ciudad más cercana, PPA: precipitación anual, TMA: temperatura media anual, EE: error estándar, GL: grados de libertad.

	Estimado	EE	Valor Z	GL	p
Intercepto	1,135	0,3807450	2,980	-	0,003
DIS	-0,010	0,002	-4,305	30	0,000
PPA	0,000	0,0001390	2,301	32	0,021
TMA	0,0576060	0,027	2,130	31	0,033

DISCUSIÓN

Los antecedentes recopilados para un rango de tiempo de más de 70 años, permitieron contabilizar un total de 355 especies de plantas vasculares exóticas para las 35 ASP que conforman el área de estudio. En términos generales, Europa aparece como el origen más común, las hierbas anuales son la forma de vida dominante y la mayor concentración de especies ocurre en los bioclimas Templado Hiperoceánico y Mediterráneo Pluviestacional-Oceánico.

La ventana temporal que enmarca los trabajos utilizados en el levantamiento de la base de datos florísticos y los distintos esfuerzos de muestreo aplicados en cada uno de ellos, sugiere un sesgo implícito en la interpretación de nuestros resultados. En este sentido, es probable que estudios más antiguos no revelen la condición actual de la flora exótica en determinadas ASP, como podría ser el caso del PN Vicente Pérez Rosales (Villagrán *et al.*, 1974) y el PN Tolhuaca (Ramírez, 1978). Otra situación importante de mencionar son los estudios dirigidos a encontrar especies exóticas en una ASP, como ocurre con el PN Torres del Paine (Domínguez *et al.*, 2006) y el PN Pali Aike (Domínguez *et al.*, 2004).

En términos generales, la riqueza de especies exóticas registradas al interior de las ASP es alta, ya que representa un 45 % del total de la flora vascular adventicia documentada para el país (Fuentes *et al.* 2020). Cabe señalar que este grupo de plantas ha experimentado un aumento progresivo desde hace más de dos décadas, donde se reportaron 700 especies exóticas (Arroyo *et al.*, 2000). Posteriormente, dicha cifra aumentó a 743 (Fuentes *et al.*, 2013), para finalmente totalizar 790 especies exóticas que se informan en el último trabajo (Fuentes *et al.*, 2020). Probablemente este número siga creciendo con el aumento de información y la prospección de nuevas áreas.

La RN Río Clarillo (33°S, Región Metropolitana) es el área que presenta la mayor riqueza de especies exóticas (119) de todas las ASP estudiadas. Sin embargo, esta situación cambia cuando se considera la proporción de dichas plantas con relación a la flora total de la unidad en cuestión, ya que el MN Cerro Ñielol (38°S, Región de La Araucanía) pasa a ocupar el primer lugar con un 39 %. En este sentido, el nivel de participación de especies exóticas

en el espectro florístico de un área protegida, puede ser consecuencia de la interacción de varios factores, entre los cuales se pueden mencionar el tamaño, antigüedad del ASP, riqueza de plantas nativas y densidad poblacional de las zonas urbanas aledañas (McKinney, 2006; White & Houlahan, 2007). Si bien estas variables están altamente relacionadas, el área parece ser la más influyente de ellas (McKinney, 2002). Lo anterior tiene sentido con nuestros resultados, ya que el índice de invasibilidad también ubica al MN Cerro Ñielol como el área más afectada por la presencia de plantas exóticas. Probablemente esta situación sea consecuencia de una sinergia de los factores antes mencionados, ya que por un lado se debe considerar la pequeña superficie que comprende esta unidad (89 ha), sumado a que está inmersa en un centro urbano de más de 250 mil habitantes, lo que se traduce en una constante presión de propágulos que amenazan a la biodiversidad. Se debe tener en cuenta que la riqueza de especies exóticas no es un indicador directo de la susceptibilidad a la invasión de un área determinada. Más bien depende del nivel de dispersión que presenten las especies o la heterogeneidad ambiental, la cual podría incrementarse debido a la acción antropogénica, constituyendo hábitats potenciales para las plantas exóticas (Pauchard & Shea, 2006; McKinney, 2006).

Las familias y los géneros más importantes aquí reportados siguen el patrón descrito en trabajos anteriores que tratan temáticas similares (Pyšek, 1998; Jiménez *et al.*, 2008). De esta manera Poaceae, Asteraceae y Fabaceae son los taxones que más especies de plantas exóticas aportan a la flora nacional, la misma situación ocurre en la categoría de género con *Trifolium* y *Poa* (Fuentes *et al.*, 2013, 2020). Con relación al origen geográfico de las especies, se exhibe el mismo patrón observado a nivel país, en donde las plantas provenientes desde Europa son las más abundantes (Fuentes *et al.*, 2013).

Según el ANOSIM las ASP distribuidas en los diferentes bioclimas considerados muestran ensambles de plantas exóticas distintos. Este resultado sugiere una baja proporción de especies compartidas, las cuales más bien estarían ocurriendo de manera indistinta a lo largo de un gradiente latitudinal. Sin embargo, destacan algunos elementos florísticos de manera individual que aparecen en más de la mitad de los bioclimas, entre los cuales

cabe mencionar a *Cerastium arvense*, *Erodium cicutarium*, *Capsella bursa-pastoris* y *Taraxacum officinale*. Lo anterior queda de manifiesto en los dos bioclimas de mayor representación en este estudio (Templado Hiperoceánico y Mediterráneo Pluviestacional-Oceánico), ya que sólo exhiben un poco más del 30 % del espectro florístico en común. Lo anterior contrasta con evidencias que surgen de otros estudios provenientes de ASP, donde se señala la existencia de una homogenización a escala local y regional, ya que las plantas exóticas estarían ocupando rangos de distribución igual o más amplios a los que muestran las especies nativas (Pauchard *et al.*, 2013). El contraste antes planteado podría ser atribuido al extenso gradiente latitudinal y altitudinal que abarca el presente trabajo, donde probablemente se desvanecen los efectos a escala más local.

La cercanía a ciudades es un factor clave en determinar el ensamble de especies exóticas de una ASP. Lo anterior puede tener su explicación ya que la población humana juega un papel crucial en determinar la llegada de especies exóticas a un área específica a través de la presión de propágulos y las diferentes vías de introducción de especies (Rodgers & Parker, 2003). La precipitación y la temperatura también revisten gran injerencia, ya que son fundamentales en determinar la composición de especies de plantas exóticas. Ambas variables actúan de manera conjunta (Moles *et al.*, 2014) y su incidencia en determinar la distribución y diversidad de las comunidades de plantas ha sido ampliamente reportado en la literatura (Whittaker, 1970; MacArthur, 1972; Clarke & Gaston, 2006). Más aun, cuando ambos tipos de datos (huella humana y climáticos) se analizan de manera conjunta, se comportan como los mejores predictores del número de especies exóticas que presenta un área (Pyšek *et al.*, 2010). En términos generales, si se miran de manera conjunta las variables en cuestión, se podría señalar que las ASP de zonas templadas que se encuentran cercanas a algún centro urbano, estarían más propensas a la llegada de especies exóticas, ya que presentan las condiciones climáticas y antrópicas ideales para su desarrollo. En este sentido, para el caso de Chile se ha documentado que las especies exóticas naturalizadas se distribuyen principalmente en zonas con climas mediterráneos y templados (Fuentes *et al.*, 2020). Esto ha sido refrendado por otros estudios (Figuroa *et al.*, 2004;

Castro *et al.*, 2005; Fuentes *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2013) y probablemente tenga su explicación en el hecho que desde la época colonial el 80 % de la población chilena se ha establecido en esta área (Fuentes *et al.*, 2013).

La especie más frecuente dentro de las áreas estudiadas fue *Rumex acetosella*, la cual concentra su presencia principalmente en ASP de zonas templadas, pero cuya distribución general abarca todo el territorio nacional (Rodríguez *et al.*, 2018). Esta planta es considerada una maleza agrícola y exhibe además un alto potencial invasor en ambientes naturales (Fuentes *et al.*, 2014). Probablemente su presencia al interior de las ASP se vea favorecida por la existencia de caminos y senderos de tránsito peatonal, además de la facultad de sus semillas para ser transportadas por varios agentes dispersores (Matthei, 1995). Sin embargo, cabe señalar que al considerar la amplia variedad de bioclimas en donde se distribuyen las ASP, las especies que toman protagonismo son *Cerastium arvense* y *Erodium cicutarium*, con presencia en siete de los nueve bioclimas considerados. A nivel nacional, *C. arvense* solo registra ausencia en las regiones del extremo norte (Arica-Parinacota y Tarapacá), en tanto que *E. cicutarium* se encuentra presente en todo el país (Rodríguez *et al.*, 2018). En este sentido, el conglomerado de especies que se articula en un área está fuertemente determinado por el uso o las actividades antrópicas que se desarrollan en la matriz adyacente (Urrutia-Estrada *et al.*, 2018).

Es probable que en la actualidad el número de especies de plantas exóticas al interior de las ASP sea mayor al que se ha documentado hasta el momento. A modo de ejemplo, en el PN Pan de Azúcar, en prospecciones florísticas recientes hemos registrado la presencia de al menos dos especies exóticas adicionales, *Mesembryanthemum crystallinum* y *Cylindropuntia tunicata* (datos no publicados). Por tal motivo, es importante considerar la antigüedad de los estudios incorporados para la conformación de la base de datos, ya que en el caso del PN Pan de Azúcar han pasado al menos 25 años desde los primeros registros (Rundel *et al.*, 1996). Cabe también mencionar la baja riqueza de especies exóticas que presentan otras dos ASP, el PN Lullaillaco (1 especie) y el PN Cabo de Hornos (4 especies). En el primer caso, esta situación podría tener su explicación en la lejanía que presenta dicha

unidad respecto de la ciudad más próxima (275 km) y en la altitud media que alcanza, la cual está por sobre los 4.000 m snm. Ambas características están en estrecha relación con bajas tasas de arribo de especies exóticas, ya que se comportan como verdaderas barreras que impiden la llegada de elementos florísticos adventicios (Pauchard *et al.*, 2009; Foxcroft *et al.*, 2011). En lo que al PN Cabo de Hornos respecta, se trata de una unidad conformada por islas, distante a más de 550 km de la ciudad más cercana y cuyo único acceso es vía marítima. Este alto nivel de desconectividad con el continente, provoca un bajo intercambio de especies exóticas, lo que justifica la baja presencia de estas plantas (Pauchard *et al.*, 2013).

El rol que desempeñan las ASP tanto públicas como privadas es esencial para la protección y el mantenimiento de la biodiversidad de un país, no sólo desde el prisma de las especies, sino que también a nivel genético (Jara-Seguel *et al.*, 2020). Entendiendo la trascendencia de dicha tarea, es que resulta indispensable conocer el estado de la biota que albergan estos ambientes y la amenaza que representan las especies exóticas. De acuerdo con lo anterior, este tipo de estudios son de gran utilidad, ya que permiten conocer la identidad de las especies de plantas adventicias más comunes y los mecanismos que explicarían su abundancia. Este tipo de información constituye una base para la confección de listas de riesgo y priorización de especies exóticas y el diseño de programas de gestión y manejo de este grupo de plantas al interior de áreas silvestres protegidas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

JUE y PJS realizaron la recopilación de antecedentes. JUE, RG y JU llevaron a cabo los análisis estadísticos y la confección de figuras. Todos los autores participaron en la redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto ANID FB210006, al Núcleo de Estudios Ambientales (NEA) de la Universidad Católica de Temuco y a Eduardo Fuentes-Lillo.

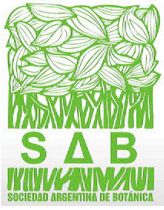
BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, J., C. BROWN & T. STOHLGREN. 2009. Non-native plant invasions of United States national parks. *Biol. Invasions* 11: 2195-2207. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9376-1>.
- ALPERT, P., E. BONE & C. HOLZAPFEL. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3: 52-66. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004>.
- ÁLVAREZ, M., C. SAN MARTÍN, C. NOVOA, G. TOLEDO & C. RAMÍREZ. 2010. Diversidad florística, vegetacional y de hábitats en el Archipiélago de Los Chonos (Región de Aisén, Chile). *An. Inst. Patagon.* 38: 35-56.
- AMIGO, J. & C. RAMÍREZ. 1998. A bioclimatic classification of Chile: woodland communities in the temperate zone. *Plant Ecol.* 136: 9-26. <https://doi.org/10.1023/A:1009714201917>.
- ARROYO, M., C. MARTICORENA, O. MATTHEI & L. CAVIERES. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: MOONEY, H. & R. HOBBS (eds.), *Invasive species in a changing world*, pp. 385-421. Island Press, California.
- BONHAM, C., E. SACAYON & E. TZI. 2008. Protecting imperiled "paper parks": potential lessons from the Sierra Chinajá, Guatemala. *Biodivers. Conserv.* 17: 1581-1593. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9368-6>.
- BRADLEY, B., B. LAGINHAS, R. WHITLOCK, J. ALLEN, A. BATES, G. BERNATCHEZ, J. DIEZ, R. EARLY, J. LENOIR, M. VILÀ & C. SORTE, C. 2019. Disentangling the abundance-impact relationship for invasive species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116: 9919-9924. <https://doi.org/10.1073/pnas.1818081116>.
- BRUNER, A., R. GULLISON, R. RICE & G. DA FONSECA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>.
- CASTRO, S., J. FIGUEROA, M. MUÑOZ-SCHICK & F. JAKSIC. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Divers. Distrib.* 11: 183-191. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00145.x>
- CLARKE, A. & K. GASTON. 2006. Climate, energy and diversity. *Proc. Royal Soc. B.* 273: 2257-2266. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3545>.

- CLARKE, K. & R. GORLEY. 2006. *Plymouth routines in multivariate ecological research*. Primer-E. Plymouth Marine Laboratory, London.
- CRYSTAL-ORNELAS, R. & J. LOCKWOOD. 2020. The 'known unknowns' of invasive species impact measurement. *Biol. Invasions*. 22: 1513-1525. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02200-0>.
- DE LA BARRERA, F., D. MOREIRA & R. BUSTAMANTE. 2011. Efecto de un sendero sobre la comunidad de plantas nativas en la Reserva Nacional Altos de Lircay (Región del Maule-VII-Chile). *Chloris Chilensis* 14:1.
- DOGRA K., S. SARVESH, D. PARVEEN & S. SHARMA. 2010. Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at global scale: a review. *J. Ecol. Nat. Environ*. 2: 175-186.
- DOMÍNGUEZ, E., A. ELVEBAKK, C. MARTICORENA & A. PAUCHARD. 2006. Plantas introducidas en el Parque Nacional Torres del Paine. *Gayana Bot.* 63: 131-141. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432006000200001>
- DOMÍNGUEZ, E., C. MARTICORENA, A. ELVEBAKK & A. PAUCHARD. 2004. Catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Pali Aike. XII Región, Chile. *Gayana Bot.* 61: 67-72. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432004000200005>.
- DUDLEY, N. 2008. *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. UICN, Gland.
- FENG, C., H. WANG, N. LU, T. CHEN, H. HE, Y. LU & X. TU. 2014. Log-transformation and its implications for data analysis. *Shanghai Arch. Psychiatry* 26: 105-109. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-0829.2014.02.009>.
- FICK, S. & R. HIJMANS. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37: 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- FIGUEROA, J., S. CASTRO, P. MARQUET & F. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 465-483. <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2004000300006>.
- FOXCROFT, L., V. JAROŠÍK, P. PYŠEK, D. RICHARDSON & M. ROUGET. 2011. Protected-area boundaries as filters of plant invasions. *Conserv. Biol.* 25: 400-405. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x>.
- FUENTES, N., A. MARTICORENA, A. SALDAÑA, V. JEREZ, J. ORTIZ, P. VICTORIANO, R. MORENO, J. LARRAÍN, C. VILLASEÑOR-PARADA, G. PALFNER, P. SÁNCHEZ & A. PAUCHARD. 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. *Neobiota*. 60: 25-41. <https://doi.org/10.3897/neobiota.60.55366>.
- FUENTES, N., A. PAUCHARD, P. SÁNCHEZ, J. ESQUIVEL & A. MARTICORENA. 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biol. Invasions*. 15: 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0334-6>.
- FUENTES, N., P. SÁNCHEZ, A. PAUCHARD, J. URRUTIA, L. CAVIERES & A. MARTICORENA. 2014. *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo*. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Universidad de Concepción, Concepción.
- FUENTES, N., E. UGARTE, I. KÜHN & S. KLOTZ. 2008. Alien plants in Chile: inferring invasion periods from herbarium records. *Biol. Invasions*. 10: 649-657. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9159-0>.
- JARA-SEGUEL, P., J. URRUTIA-ESTRADA, N. VALLEJOS, E. ANDRADE & M. JARA. 2020. Chromosome number variation in part of the flora of protected wild areas in the Araucanía region of southern Chile. *J. Basic Appl. Genet.* 31: 27-38. <http://doi.org/10.35407/bag.2020.31.02>.
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, L. CAVIERES, A. MARTICORENA & R. BUSTAMANTE. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A test from the mediterranean areas of Chile and California. 2008. *J. Biogeogr.* 35: 614-624. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01799.x>.
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, A. MARTICORENA & R. BUSTAMANTE. 2013. Patrones de distribución de plantas introducidas en áreas silvestres protegidas y sus áreas adyacentes del centro-sur de Chile. *Gayana Bot.* 70: 87-97. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100012>.
- JULIA, A., C. BROWN & T. STOHLGREN. 2009. Non-native plant invasions of United States National Parks. *Biol. Invasions* 11: 2195-2207. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9376-1>.
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. LEMBRECHTS, R. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>.







- LUEBERT, F. & P. PLISCOFF. 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- MACARTHUR, R. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- MARDONES, D., A. ZÚÑIGA-REINOSO, M. MIHOC & A. SALDAÑA. 2012. Flora introducida asociada a bordes de senderos en el bosque templado siempreverde: nuevos registros para el Parque Nacional Puyehue (Región de Los Lagos, Chile). *Chloris Chilensis*. 15:2.
- MARTICORENA, A., V. PARDO, A. PEÑALOZA, M. NEGRITTO, L. CAVIERES & M. PARADA. 2004. Adiciones y notas a la flora del Parque Nacional Lluillallaco, II región, Chile. *Gayana Bot.* 61: 49-54. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432004000200001>.
- MATTHEI, O. 1995. *Manual de malezas que crecen en Chile*. Alfabeta Impresores, Santiago.
- MCKINNEY, M. 2002. Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. *Divers. Distrib.* 8: 311-318. <http://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2002.00153.x>.
- MCKINNEY, M. 2006. Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biol. Invasions* 8: 415-425. <http://doi.org/10.1007/s10530-005-6418-9>.
- MOLES, A., S. PERKINS, W. LAFFAN, H. FLORES-MORENO, M. AWASTHY, M. TINDALL, L. SACK, A. PITMAN, J. KATTGE, (...) & S. BONSER. 2014. Which is a better predictor of plant traits: temperature or precipitation? *J. Veg. Sci.* 25: 1167-1180. <http://doi.org/10.1111/jvs.12440>.
- MYERS, J. & D. BAZELY. 2003. *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge Press, Cambridge.
- PAUCHARD, A., N. FUENTES, A. JIMÉNEZ, R. BUSTAMANTE & A. MARTICORENA. 2013. Alien plants homogenise protected areas: evidence from the landscape and regional scales in south central Chile. En: FOXCROFT, L., P. PYŠEK, D. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.), *Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges*, pp. 191-208. Springer, Dordrecht. http://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_10.
- PAUCHARD, A., R. GARCÍA, B. LANGDON & N. FUENTES. 2011. The invasion of non-native plants in Chile and their impacts on biodiversity: history, current status, and challenges for management. En: FIGUEROA, E. (ed.), *Biodiversity conservation in the Americas: lessons and policy recommendations*, pp. 133-165. Editorial FEN-Universidad de Chile, Santiago.
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. EDWARDS, J. AREVALO, L. CAVIERES, A. GUISAN, S. HAIDER, G. JAKOBS, K. MCDUGALL, C. MILLAR, B. NAYLOR, C. PARKS, L. REW & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486. <https://doi.org/10.1890/080072>.
- PAUCHARD, A. & K. SHEA. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biol. Invasions* 8: 399-413. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-6419-8>.
- PAUCHARD, A. & P. VILLARROEL. 2002. Protected areas in Chile: history, current status and challenges. *Nat. Areas J.* 22: 318-330.
- PLISCOFF, P. 2022. *Actualización de las áreas protegidas de Chile: análisis de representatividad y riesgo climático*. Centro de Estudios Públicos. Documento de trabajo n°39.
- PYŠEK, P. 1998. Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282-294. <https://doi.org/10.2307/3546968>.
- PYŠEK, P., P. GENOVESI, J. PERGL, A. MONACO & J. WILD. 2013. Plant invasions of protected areas in Europe: an old continent facing new problems. En: FOXCROFT, L., P. PYŠEK, D. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.), *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*, pp. 209-240. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_11.
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK & T. KUČERA. 2002. Patterns of invasions in temperate nature reserves. *Biol. Conserv.* 104: 13-24. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00150-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00150-1).
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, P. HULME, I. KÜHN, J. WILD, M. ARIANOUTSOU, S. BACHER, F. CHIRON, V. DIDŽIULIS, F. ESSL, P. GENOVESI, F. GHERARDI, M. HEJDA, S. KARK, P. LAMBTON, M. DESPREZ-LOUSTAU, W. NENTWIG, J. PERGL, K. POBOLJŠAJ, W. RABITSCH, A. ROQUES, D. ROY, S. SHIRLEY, W. SOLARZ, M. VILÀ & M. WINTER. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107: 12157-12162. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107>.

- RAMÍREZ, C. 1978. Estudio florístico y vegetacional del Parque Nacional Tolhuaca (Malleco-Chile). *Publicación Ocasional del Museo de Historia Natural* 24: 3-23.
- RODGERS, J. & K. PARKER. 2003. Distribution of alien plant species in relation to human disturbance on the Georgia Sea Islands. *Divers. Distrib.* 9: 385-398. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00036.x>.
- RODRÍGUEZ, R., C. MARTICORENA, D. ALARCÓN, C. BAEZA, L. CAVIERES, V. FINOT, N. FUENTES, A. KIESSLING, M. MIHOC, A. PAUCHARD, E. RUÍZ, P. SÁNCHEZ & A. MARTICORENA. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Bot.* 75: 1-430. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>.
- RUNDEL, P., M. DILLON & B. PALMA. 1996. Flora and vegetation of Pan de Azúcar National Park in the Atacama Desert of northern Chile. *Gayana Bot.* 53: 295-315.
- SPEAR, D., L. FOXCROFT, H. BEZUIDENHOUT & M. MCGEOCH. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv.* 159: 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>.
- STOHLGREN, T. 2002. Beyond theories of plant invasions: lessons from natural landscapes. *Comments Theor. Biol.* 7: 355-379. <https://doi.org/10.1080/08948550214858>.
- TAYLOR, K., B. MAXWELL, D. MCWETHY, A. PAUCHARD, M. NUÑEZ & C. WHITLOCK. 2017. *Pinus contorta* invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire. *Ecology* 98: 678-687. <https://doi.org/10.1002/ecy.1673>.
- URRUTIA-ESTRADA, J., A. FUENTES-RAMÍREZ, F. CORREA-ARANEDA & E. HAUENSTEIN. 2018. Impactos de la fragmentación sobre la composición florística en bosques pantanosos del centro-sur de Chile. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 53: 279-294. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n2.20584>.
- URRUTIA, J., A. PAUCHARD & R. GARCÍA. 2013. Diferencias en la composición vegetal de un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) K.Koch y *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. asociadas a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. *Gayana Bot.* 70: 92-100. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100010>.
- VILLAGRÁN, C., C. SOTO & I. SEREY. 1974. Estudio preliminar de la vegetación boscosa del Parque Nacional Vicente Pérez Rosales. *An. Mus. Hist. Nat. Valpo.* 7: 125-151.
- WHITE, T., B. CAMPBELL, P. KEMP, C. HUNT. 2001. Impacts of extreme climatic events on competition during grassland invasions. *Glob. Change Biol.* 7: 1-13. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00381.x>.
- WHITTAKER, R. 1970. *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York.
- WHITE, P. & J. HOULAHAN. 2007. The relationship between native and non-nativespecies differs among taxa in Canadian national parks. *Ecoscience* 14: 195-204. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[195:TRBNAN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[195:TRBNAN]2.0.CO;2).
- ZULOAGA, F., O. MORRONE & M. BELGRANO. 2008. *Catálogo de las plantas vasculares del cono sur (Argentina, sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)*. Vol. 1. *Pteridophyta, gymnospermae y monocotyledoneae*. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis.



ANÁLISIS PRELIMINAR DE ESPECIES NATIVAS Y NO NATIVAS DE LOS PARQUES NACIONALES TERRESTRES DE ARGENTINA CON ÉNFASIS EN PLANTAS VASCULARES

PRELIMINARY ANALYSIS OF NATIVE AND NON-NATIVE SPECIES OF TERRESTRIAL NATIONAL PARKS OF ARGENTINA WITH EMPHASIS ON VASCULAR PLANTS

Romina D. Fernandez^{1*}, M. Virginia Palchetti², M. Lourdes Bruno²,
Roxana Aragón^{1,3}, Ramiro Aguilar² & Melisa A. Giorgis^{2,4}

SUMMARY


1. Instituto de Ecología Regional, Universidad Nacional de Tucumán-CONICET, Tucumán, Argentina
2. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET- UNC, Córdoba, Argentina
3. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Argentina
4. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

*romi.d.fernandez@gmail.com

Citar este artículo

FERNANDEZ, R. D., M. V. PALCHETTI, M. L. BRUNO, R. ARAGÓN, R. AGUILAR & M. A. GIORGIS. 2023. Análisis preliminar de especies nativas y no nativas de los Parques Nacionales terrestres de Argentina con énfasis en plantas vasculares. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 105-120.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38523>

Recibido: 15 Ago 2022
Aceptado: 17 Ene 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Karina Speziale 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

Background and aims: Biodiversity information of protected areas is essential to develop management and conservation strategies. Here we 1) evaluate the number of records of plant and vertebrate species of National Parks (NP) from Argentina based on the species richness of the province where each NP is located, 2) analyze possible explanatory variables of the number of records in each NP, and 3) describe the vegetation registered in three iconic NPs of the country.

M&M: The records of vascular plants and vertebrates, the characteristics of each NP and the species richness of the province where each NP is located were obtained from open access databases. For Calilegua, Iguazú and Nahuel Huapi NPs we describe the number of plants according to family, origin, endemism, life form, IUCN categorization and invasiveness of non-native species.

Results: All NPs showed great variability in their records. There were few records of non-native species. Older NPs had more non-native plants records. The list of plants of Nahuel Huapi NP showed more records than Calilegua and Iguazú. The number of plants categorized by IUCN was very low. Almost all recorded non-native plants were invasive elsewhere in the world.

Conclusions: We emphasize the importance of increasing the survey of species in all NP, particularly vascular plants and in recently created NPs. Special attention must be given to non-native species in order to avoid socio-ecological problems associated with biological invasions.

KEY WORDS

Biodiversity, conservation, exotic species, invasiveness, protected areas.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La información sobre la biodiversidad de áreas protegidas es fundamental para desarrollar estrategias de manejo y conservación. En este trabajo evaluamos el número de registros de plantas y vertebrados de Parques Nacionales (PN) de Argentina en función de la riqueza de especies de la provincia donde se encuentra cada PN, analizamos posibles variables explicativas del número de registros en cada PN, y describimos la vegetación registrada en tres PN icónicos del país.

M&M: Los registros de plantas vasculares y de vertebrados, las características de cada PN y la riqueza de especies de la provincia donde se encuentra cada PN se obtuvieron de bases de datos de acceso abierto. Para los PN Calilegua, Iguazú y Nahuel Huapi describimos el número de plantas según familia, origen, endemismo, forma de vida, estado de conservación según IUCN e invasividad de especies no nativas.

Resultados: Los PN presentaron gran variabilidad en sus registros. Encontramos pocos registros de especies no nativas. Los PN más antiguos registraron más plantas no nativas. La lista de plantas del PN Nahuel Huapi mostró un mayor número de registro que Calilegua e Iguazú. El número de plantas categorizadas por IUCN fue muy bajo. Casi todas las plantas no nativas registradas estaban categorizadas como invasoras en otros lugares del mundo.

Conclusiones: Destacamos la importancia de incrementar el relevamiento de especies en todos los PN, particularmente de plantas y en PN de reciente creación. Se requiere mayor atención a especies no nativas a fin evitar problemas socio-ecológicos asociados a invasiones biológicas.

PALABRAS CLAVES

Áreas protegidas, biodiversidad, conservación, especies exóticas, invasividad.

INTRODUCCIÓN

La creación de áreas protegidas (AP) es una de las principales herramientas para la conservación de la biodiversidad a nivel global. Estrictamente las AP representan un espacio geográfico claramente diseñado, definido y administrado, con el principal objetivo de lograr la conservación de la biodiversidad a largo plazo y de los servicios ecosistémicos asociados a ella (Dudley & Stolton, 2008). Las investigaciones en los sistemas de AP resultan clave para conocer y comprender la efectividad de estas áreas para la conservación de la biodiversidad y, en función de esto, realizar acciones adecuadas de manejo (Borsellino *et al.*, 2022).

Argentina fue el primer país latinoamericano en establecer áreas protegidas y actualmente cuenta con 52 áreas protegidas de jurisdicción nacional, de las cuales 38 son Parques Nacionales (PN) terrestres que cubren una superficie aproximada de 44.103 km² (<https://sib.gob.ar>). Los PN de Argentina, regulados por la Administración de Parques Nacionales (APN), están ubicados en diferentes ecorregiones del país y difieren en su fecha de creación (antigüedad) y superficie, aspectos que posiblemente influyen en el número e identidad de especies dentro de dichas áreas, como fue observado para otras áreas protegidas (Durán *et al.*, 2015). Los PN se caracterizan por tener no solo el rol de proteger la biodiversidad y los servicios ecosistémicos derivados de la naturaleza, sino también de proporcionar oportunidades científicas, educativas, espirituales y recreativas para las personas (Gissibl *et al.*, 2012).

Actualmente, la APN cuenta con un Sistema de Información de Biodiversidad (SIB) (<https://sib.gob.ar/>), donde se pueden encontrar listas de especies de diferentes organismos para cada PN. Esta información de acceso público representa un gran potencial para diferentes tipos de estudios (e.g. Gantchoff *et al.*, 2018). Contar con listas o base de datos de especies que sean sistemáticamente revisadas y actualizadas es un paso esencial para el desarrollo de estrategias de manejo y conservación en cualquier AP. Por lo tanto, para que estas listas de especies sirvan de base para estudios filogenéticos, modelado de distribución de especies, monitoreo de biodiversidad, monitoreo y control de especies no nativas invasoras, entre otros, resulta fundamental

que estén lo más completas posible. Una manera de explorar la cantidad de biodiversidad protegida por los PN podría ser analizando la relación entre el número de especies registradas en cada PN y el número de especies registradas en la/s provincia/s donde se encuentra cada PN. Este tipo de evaluación permitiría además conocer si existen sesgos taxonómicos, por ejemplo, un mayor registro de taxones de interés económico o de formas de vida fácilmente reconocibles (árboles) (Yang *et al.*, 2021) o más carismáticas para el ser humano (aves y mamíferos) (Troudet *et al.*, 2017). La importancia de este tipo de estudios es cada vez mayor, dada la acelerada pérdida que experimenta la biodiversidad a nivel mundial como consecuencia de diferentes disturbios antrópicos, entre ellos, las invasiones biológicas (Bellard *et al.*, 2016; IPBES, 2019).

Las invasiones biológicas ocurren cuando las especies son transportadas de manera accidental o intencional fuera de su rango original de distribución (denominadas entonces “especies no nativas”), donde sus descendientes proliferan, se dispersan, se establecen y su abundancia se incrementa (denominadas entonces “especies no nativas invasoras”) (Richardson *et al.*, 2000; Blackburn *et al.*, 2011). Las invasiones biológicas son un problema creciente debido al aumento, tanto del número, como del área de distribución de las mismas (Seebens *et al.*, 2017; Seebens *et al.*, 2021). Las AP no están exentas a este problema, numerosas investigaciones han demostrado el incremento del número de especies no nativas, no nativas invasoras y de sus impactos negativos tanto ecológicos (Foxcroft *et al.*, 2017; Liu, 2020; Shackleton *et al.*, 2020) como económicos (Moodley *et al.*, 2022).

La presión de propágulos (frecuencia y número de individuos introducidos en un área dada) influye en la primera etapa del proceso de invasión, y se estima que solo un 10% de las especies no nativas que llegan a una nueva región logran saltar todos los filtros y volverse invasoras (Williamson & Fitter, 1996). La magnitud de la presión de propágulos depende de diferentes variables, entre ellas las características de las AP como ser antigüedad y superficie, de la matriz circundante al AP (e.g. cercanía a ciudades) y del número de personas que visiten el AP (Hulme *et al.*, 2013; Spear *et al.*, 2013; Barros *et al.*, 2014; Holenstein *et al.*, 2021). Otros factores importantes que pueden limitar la dispersión y el establecimiento de especies no

nativas dentro de las AP son las características de las especies no nativas, de la biodiversidad nativa, características ambientales del área receptora y la interacción entre ellos (Richardson & Pyšek, 2006). Existe una clara necesidad de conocer cuáles son esos factores y de mejorar el monitoreo y reporte de las especies no nativas en áreas protegidas, con el fin de reducir los numerosos impactos negativos asociados a las invasiones biológicas (Pyšek *et al.*, 2020; Shackleton *et al.*, 2020).

En este contexto, los objetivos de nuestro estudio fueron: I) evaluar la proporción de taxones registrados en el SIB para los PN terrestres respecto a los registrados en la provincia donde se localiza el PN, II) analizar posibles variables explicativas del número de registros en dichas listas y III) caracterizar en forma detallada la vegetación registrada en tres PN icónicos a fin de guiar futuras investigaciones en estas áreas protegidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el primer objetivo, comparamos el número de registros de plantas vasculares y de animales vertebrados tetrápodos (mamíferos, aves, reptiles, anfibios) en cada PN, según los listados del SIB, con el número de registros en la provincia geográfica a la cual pertenece según Zuloaga *et al.* (2019) para plantas vasculares y Bauni *et al.* (2022) para vertebrados. Para el segundo objetivo, se analizó la relación entre el número de registros en cada PN y variables macroecológicas (latitud y riqueza de la región) y características del PN (superficie y año de creación). Además, para el caso de las plantas no nativas se incorporaron variables relacionadas con la presión de propágulos (i.e. distancia a la ciudad y número de visitantes del PN). Para el tercer objetivo, se analizaron en detalle las listas de plantas vasculares de tres PN que consideramos icónicos por su gran biodiversidad, su antigüedad mayor a 40 años y su ubicación en regiones distintas: Nahuel Huapi en región Patagonia, Iguazú en región Noreste y Calilegua en región Noroeste (<https://sib.gob.ar>). Específicamente en estos tres PN evaluamos el número y porcentaje de plantas vasculares según: I) la familia botánica, II) el origen (nativa vs. no nativa) y grado de endemismo de Argentina, III) la forma de vida, IV) el estado de conservación según lo categorizado por la Unión Internacional para

la Conservación de la Naturaleza (UICN) y V) la invasividad de las no nativas en otros lugares del mundo.

Área de estudio

El área de estudio de los objetivos I y II abarca los 36 PN terrestres de Argentina creados hasta el 2021 (Fig. 1, Tabla 1). Estas áreas protegidas difieren en numerosas características como ser año de creación, superficie, clima y accesibilidad. El área de estudio del objetivo III incluye los PN Calilegua (PNC), Iguazú (PNI) y Nahuel Huapi (PNNH). El origen del PNNH se remonta al año 1903 con la creación del Parque Nacional del Sur, pero, como tal, fue creado por la Ley N° 12.103 de 1934 que también creó al PNI. El PNNH se encuentra en las provincias de Río Negro y Neuquén cubriendo una superficie de 717.261 ha de las ecorregiones Estepa Patagónica y Bosques Patagónicos. El PNI se encuentra en la provincia de Misiones cubriendo una superficie de 67.698 ha de la ecorregión Selva Paranaense. Finalmente, El PNC fue creado en 1979, se encuentra en la provincia de Jujuy cubriendo una superficie de 76.306 ha de la ecorregión Yungas. Vale aclarar que el término “Parque Nacional” en sentido amplio, se refiere al conjunto territorial que agrupa o incluye diferentes categorías de conservación, según la Ley N° 22.351 y diferentes Decretos del Poder Ejecutivo Nacional. De hecho, tanto PNNH como el PNI, por Ley, cuentan con dos categorías de conservación diferentes, Parque Nacional (*stricto sensu*) y Reserva Nacional, mientras que el PNC fue creado con solo una categoría de conservación (PN *strito sensu*).

Obtención de datos

La información sobre los registros de plantas vasculares y de vertebrados tetrápodos (mamíferos, aves, reptiles y anfibios), así como la antigüedad (año de creación), la superficie, la latitud y el número de visitantes de cada PN se obtuvo a partir de las bases de datos disponibles en la plataforma del Sistema de Información de Biodiversidad de la Administración de Parques Nacionales, Argentina (<https://sib.gob.ar/>), descargados el día 22 de julio de 2022. En el proceso de revisión de estas listas se eliminaron los taxones duplicados, es decir, taxones identificados solo hasta género y cuyo género ya contara con especies en la base de datos; taxones que incluyeran los términos aff., cf. o cfr. y que

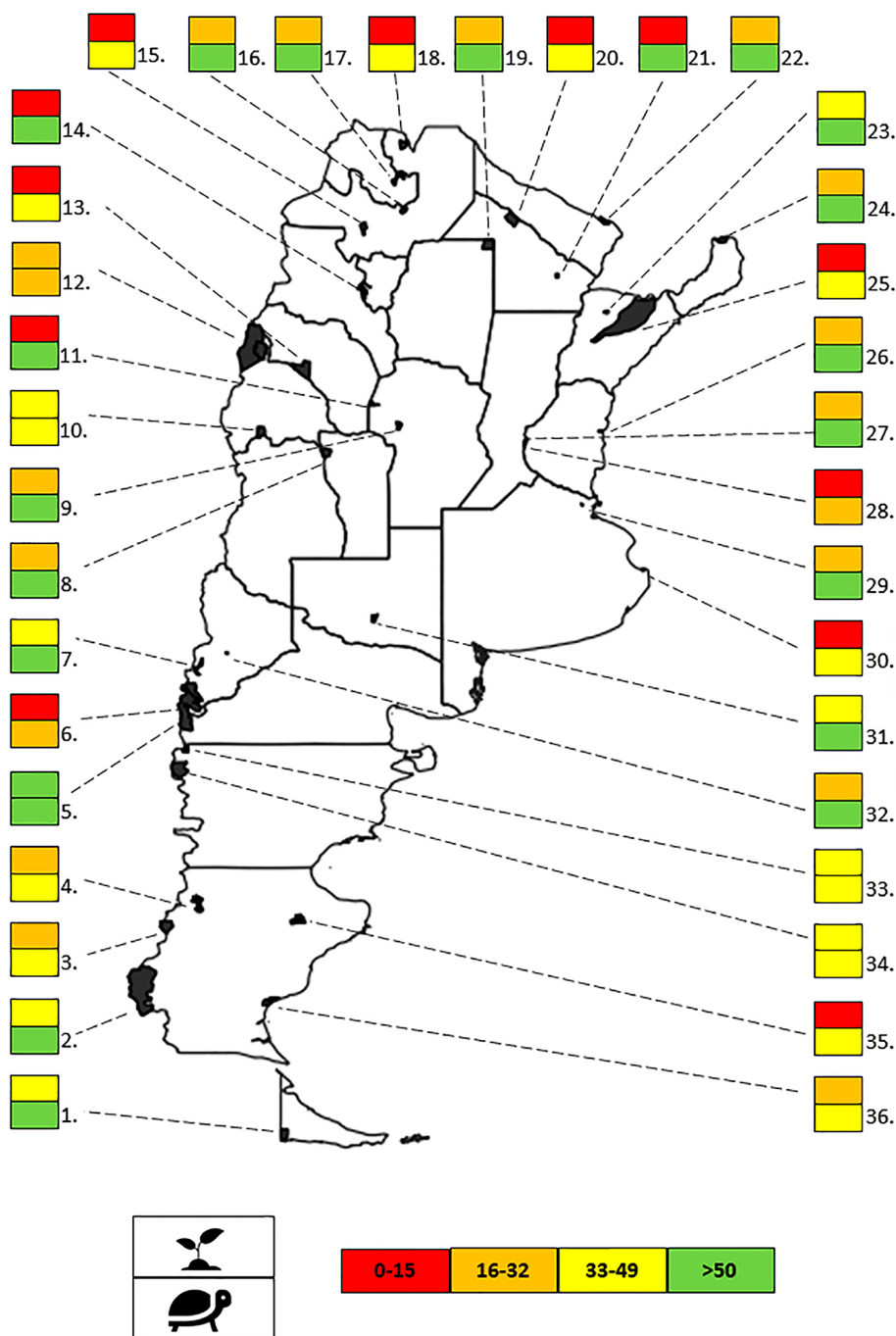


Fig. 1. Relación entre el número de plantas vasculares y animales vertebrados (anfibios, reptiles, aves, mamíferos) registrados en 36 Parques Nacionales (PN) de Argentina y el número total de taxones de plantas y vertebrados respectivamente registrados en la provincia a la cual pertenece cada PN (en el caso del PN Nahuel Huapi, se usó el promedio del número de taxones de Neuquén y Río Negro). La relación se ilustra según cuatro categorías de porcentajes (rojo=0-15%; naranja: 16-32%; amarillo: 33-49% y verde: >50%). La parte superior de cada rectángulo muestra el porcentaje de plantas y la parte inferior la de animales. Números: 1-36= PN de Argentina (según Tabla 1).

Tabla 1. Número de identificación de los PN de acuerdo a la Fig. 1, nombres de los PN, provincia/s donde se encuentra cada PN y proporción de plantas y animales de cada PN en relación a la provincia donde se sitúan.

ID Parque Nacional (PN) en Fig. 1	PN	Provincia	Plantas en PN/ Plantas en provincia	Animales en PN/ Animales en provincia
1	Tierra del Fuego	Tierra del Fuego	0,49	0,58
2	Los Glaciares	Santa Cruz	0,475	0,547
3	Perito Moreno	Santa Cruz	0,291	0,472
4	Patagonia	Santa Cruz	0,177	0,366
5	Nahuel Huapi	Río Negro y Neuquén	0,634	0,64
6	Los Arrayanes	Neuquén	0,08	0,263
7	Lanín	Neuquén	0,343	0,627
8	Sierra de las Quijadas	San Luis	0,171	0,765
9	Quebrada del Condorito	Córdoba	0,213	0,514
10	El Leoncito	San Juan	0,35	0,441
11	Traslasierra	Córdoba	0,016	0,525
12	San Guillermo	San Juan	0,278	0,302
13	Talampaya	La Rioja	0,067	0,482
14	Aconquija	Tucumán	0,11	0,518
15	Los Cardones	Salta	0,136	0,403
16	El Rey	Salta	0,212	0,547
17	Calilegua	Jujuy	0,26	0,774
18	Baritú	Salta	0,131	0,452
19	Copo	Santiago del Estero	0,182	0,645
20	El Impenetrable	Chaco	0,047	0,372
21	Chaco	Chaco	0,137	0,757
22	Río Pilcomayo	Formosa	0,31	0,751
23	Mburucuyá	Corrientes	0,402	0,619
24	Iguazú	Misiones	0,259	0,784
25	Iberá	Corrientes	0,001	0,474
26	El Palmar	Entre Ríos	0,302	0,742
27	Pre-Delta	Entre Ríos	0,246	0,625
28	Islas de Santa Fe	Santa Fe	0,124	0,269
29	Ciervo de los Pantanos	Buenos Aires	0,196	0,616
30	Campos del Tuyú	Buenos Aires	0,084	0,449
31	Lihué Calel	La Pampa	0,418	0,732
32	Laguna Blanca	Neuquén	0,211	0,536
33	Lago Puelo	Chubut	0,423	0,432
34	Los Alerces	Chubut	0,369	0,424
35	Bosques Petrificados de Jaramillo	Santa Cruz	0,158	0,417
36	Monte León	Santa Cruz	0,162	0,442

ya estuvieran nombrados de forma completa en las listas; taxones identificados solo hasta especie y que tuvieran categorías infraespecíficas ya listadas como subespecie, variedad o forma. Luego de este procedimiento, el número de registros disminuyó entre 0 y 32% en las listas de vertebrados, y entre 0 y 19% en las listas de plantas vasculares. Por otra parte, el número de plantas vasculares (especies y taxones infraespecíficos) y de vertebrados (especies) para cada provincia fueron obtenidos a partir de Zuloaga *et al.* (2019) y Bauni *et al.* (2022), respectivamente.

Específicamente, para el PNC, PNI y PNNH, se realizó una revisión más exhaustiva de las listas de plantas vasculares. Para ello, se verificó la nomenclatura de las especies y sus respectivas familias siguiendo la base de datos online Flora Argentina (<http://www.floraargentina.edu.ar/>). Se eliminaron los registros con identificaciones dudosas o incompletas a nivel específico, los registros duplicados, los taxones excluidos de Flora Argentina, y las especies nativas cuya distribución no estuviera registrada en la región biogeográfica o provincia del PN analizado (e.g., si una especie crece exclusivamente en Misiones, se excluye de PNNH). Por otra parte, las especies fueron clasificadas según su origen en nativas y no nativas de Argentina. Se consideró nativa a aquellas especies cuyo rango de distribución natural comprende cualquier región de Argentina, mientras que se consideró no nativa a aquellas especies citadas como cosmopolitas, adventicias, introducidas, naturalizadas o exóticas para Argentina y cuyo rango de distribución natural no incluyera Argentina. Para ello se realizó un doble control en las bases de datos Flora Argentina y POWO (<http://www.plantsoftheworldonline.org/>). Además, usando dichas bases, clasificamos a las especies nativas según su distribución en endémicas y no endémicas de Argentina. Asimismo, se definió si las especies no nativas se registraron como invasoras en otras partes del mundo usando las bases de datos *Invasive Species Compendium* (<https://www.cabi.org/isc>) y POWO (<https://powo.science.kew.org/>). Las formas de vida de las especies fueron consultadas en Flora Argentina y reclasificadas en: árboles, árboles o arbustos, arborescentes (para el caso de helechos), arbustos, enredaderas, epífitas, hierbas acuáticas, hierbas anuales, hierbas perennes, palmeras. Además, se consultó las categorías de la Lista Roja de UICN (<http://www.iucnredlist.org/>) para las diferentes especies.

Análisis de datos

Para el objetivo I, se calculó la proporción de plantas vasculares y vertebrados registrados en cada PN respecto al número total de taxones, de plantas y vertebrados respectivamente, en la provincia a la cual pertenece cada uno de ellos (en el caso del PNNH, se usó el promedio del número de taxones de Neuquén y Río Negro). Consideramos que esta proporción es un indicador potencial de la cantidad de biodiversidad de la región conservada en estas áreas protegidas y a la vez representa una medida del estado de relevamiento/ estudio de especies en los PN. No obstante, es importante aclarar que esta proporción debe ser interpretada y usada con cautela y sólo en términos comparativos entre PN, ya que algunos PN pueden llegar a tener pocos ambientes representados de la provincia donde se encuentra y por lo tanto, tener de por sí un número menor de especies en relación a toda la provincia. Para el objetivo II, se evaluó el efecto de diferentes variables explicativas en el número total de registros de plantas o vertebrados en cada PN utilizando modelos lineales generalizados (GLM) con una distribución binomial negativa y función log-link. En estos modelos se consideró como variables explicativas la latitud, antigüedad y superficie de cada PN y número de taxones en cada provincia donde se sitúa cada PN. Dichos modelos también se usaron para evaluar el número de plantas no nativas registradas en cada PN, considerando además de las variables mencionadas anteriormente, el número de visitantes y la distancia a la ciudad más cercana (más de 25.000 habitantes). Para esta última variable se tomaron los datos del censo 2010 y se calculó la distancia lineal entre el punto medio del PN y de la ciudad con el programa QGIS. En todos los modelos, solo incluimos a las variables explicativas que tuvieran una correlación menor a 0,7 para así minimizar la colinealidad entre dichas variables (Dormann *et al.*, 2013). Debido a la alta correlación positiva entre latitud y número de taxones en la provincia, se seleccionó a la segunda variable para realizar los GLM. Los PN Iberá y Traslasierra fueron excluidos en los modelos para analizar plantas ya que el número de plantas registradas es evidentemente incompleto, contando con solo 2 y 36 especies, respectivamente. Evaluamos la validez de los supuestos del modelo mediante análisis de los residuos. Los análisis se realizaron con los paquetes MASS (Venables & Ripley, 2002) y DHARMA (Hartig, 2022) del software R versión 4.1.3 (R Core Team, 2022).

RESULTADOS

Registros de plantas vasculares y de vertebrados tetrápodos en los PN

El número de registros de plantas vasculares (especies y taxones infraespecíficos) en las listas revisadas del SIB de los 36 PN de Argentina varió entre 2 (en PN Iberá) y 1359 (en PN Mburucuyá) con una media de 458 registros, mientras que el número de registros de vertebrados tetrápodos varió entre 113 (en PN Los Arrayanes) y 670 (en PN Iguazú) con una media de 312 registros. En cuanto a los taxones no nativos en los PN de Argentina se registraron en promedio 50 plantas vasculares no nativas, con un mínimo de 0 (en PN Iberá y Traslasierra) y un máximo de 265 especies (en PN Nahuel Huapi). En promedio, el número de plantas no nativas representa el 10% del total de plantas registradas en cada PN, siendo los PN Campos del Tuyú (25%) y Lago Puelo (27%) los que registraron la mayor proporción de plantas no nativas. El promedio de registros de vertebrados no nativos entre todos los PN fue de ocho especies; el menor número de registros se observó en el PN Islas de Santa Fe con solo una especie y el mayor en el PN Nahuel Huapi (21 spp). En promedio, el número de vertebrados no nativos representa el 3% del total de vertebrados registrados en cada PN, siendo los PN Los Alerces, Tierra del Fuego, Nahuel Huapi y Lanín (7%) los que registraron la mayor proporción de vertebrados no nativos.

Encontramos que la proporción de los registros de plantas vasculares y vertebrados de los PN con respecto a los registros de cada provincia fue muy variable (Fig. 1, Tabla 1). La proporción para plantas vasculares varió entre 0,1% y 63% con una media de 24% mientras que para vertebrados varió entre 26% y 78% con una media de 54%. El PN Nahuel Huapi fue el único que mostró una proporción de plantas vasculares superior al 50%, mientras que la proporción de especies en los PN Iberá, Traslasierra, El Impenetrable, Talampaya, Los Arrayanes y Campos del Tuyú en relación a los registros de la provincia donde se encuentran estos PN fue menor al 10%. En cuanto a los vertebrados, 20 de los 36 PN tuvieron una proporción de especies registradas en relación a la provincia donde se encuentran de más del 50%. De estos últimos, los PN Iguazú,

Calilegua, Sierra de las Quijadas, Chaco, Río Pilcomayo, El Palmar y Lihué Calel contaron con una proporción superior al 70% mientras que los parques con menor proporción fueron los PN Los Arrayanes e Islas de Santa Fe con el 26% y 27%, respectivamente.

Variables explicativas del número de taxones registrados en los PN

La riqueza de plantas vasculares de la provincia donde se sitúa cada PN y la antigüedad del PN fueron las variables que se relacionaron de manera significativa y positiva con el número de plantas vasculares registradas en los PN (devianza del GLM 41%; Tabla 2, Fig. 2A). De la misma manera, la riqueza de vertebrados de la provincia donde se sitúa cada PN y la antigüedad del PN fueron las variables que explicaron de manera positiva y significativa el número de vertebrados registrados en los PN, aunque en este caso, la antigüedad del PN contribuyó en menor medida a explicar el número de vertebrados registrados en los PN (devianza del GLM 64%; Tabla 2, Fig. 2B). En ambos modelos, la superficie del PN no mostró una relación significativa con el número de plantas ni con el de vertebrados registrados.

Con respecto a las plantas no nativas registradas en los PN, la antigüedad del PN y la distancia a las ciudades fueron las variables que explicaron el número de plantas no nativas registradas en los PN (devianza del GLM 25%; Tabla 2, Fig. 3). La antigüedad del PN fue la variable que contribuyó en mayor medida y de manera positiva a explicar el número de plantas no nativas registradas en los PN, mientras que el efecto de la distancia a la ciudad fue negativo. La superficie del PN, la riqueza de plantas vasculares de la provincia y la cantidad de visitantes a los PN no influyeron significativamente en el número de plantas no nativas registradas en cada PN.

Plantas vasculares de los PN Calilegua, Iguazú y Nahuel Huapi

Luego del procedimiento de revisión exhaustiva de las bases de datos, las listas de plantas vasculares originales de los tres PN disminuyeron un 26%, 19% y 24%, para PNC, PNI y PNNH, respectivamente. El número y porcentaje de plantas vasculares registradas según el origen y endemismo, la familia botánica, la forma de vida,

Tabla 2. Resumen de los modelos para el número de plantas vasculares, de animales vertebrados (anfibios, reptiles, aves, mamíferos) y de plantas vasculares no nativas registradas en los Parques Nacionales (PN) de Argentina, usando GLMs con una distribución binomial negativa una función log-link. Solo se muestran las variables significativas.

Variable respuesta	Parámetros del modelo	Coefficientes estimados	Error estándar	Valor P
N° total de plantas registradas en PN	Intercepto	6,104	0,080	< 2e-16 ***
	N° de plantas de la provincia	0,335	0,081	3,73e-05 ***
	Antigüedad del PN	0,280	0,081	0,00059 ***
N° total de animales registrados en PN	Intercepto	5,678	0,045	< 2e-16 ***
	N° de animales de la provincia	0,377	0,047	5,5e-16 ***
	Antigüedad del PN	0,083	0,047	0,0748 .
N° de plantas no-nativas registradas en PN	Intercepto	3,849	0,142	< 2e-16 ***
	Antigüedad del PN	0,461	0,145	0,00141 **
	Distancia a la ciudad más cercana	-0,290	0,145	0,04565 *

Referencia: Códigos de significancia: '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05 '.' 0,1.

el estado de conservación categorizado por la UICN y la invasividad de las especies no nativas en otros lugares del mundo se sintetiza en la Tabla 3 (para información más detallada de cada PN, ver

la base de datos revisada y curada disponible en datos primarios).

Del total de plantas registradas en los PNC y PNI menos de 10% fueron no nativas, mientras

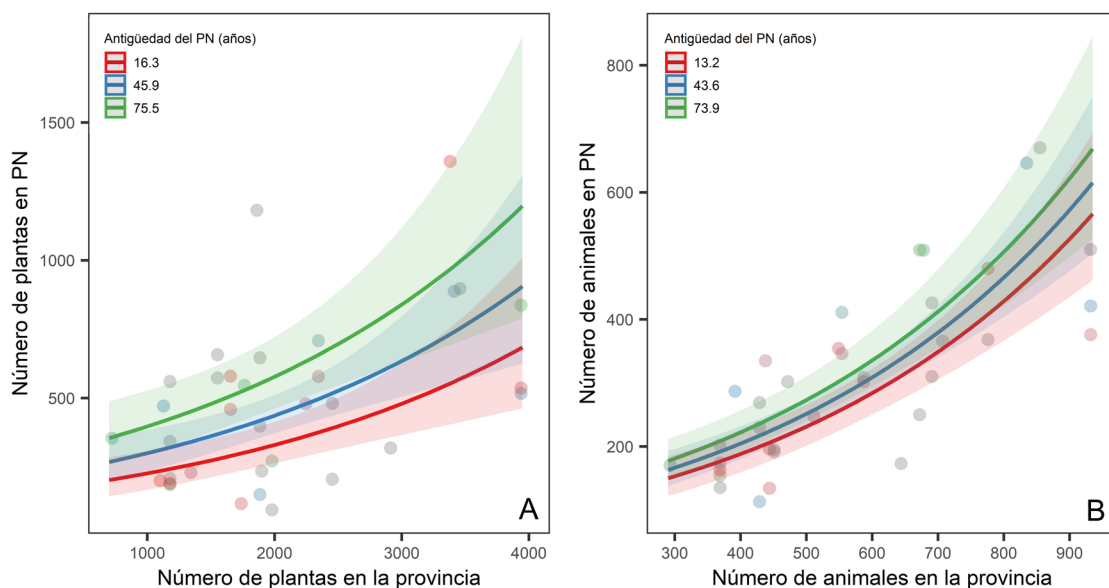


Fig. 2. Relación entre el número de taxones registrados en Parques Nacionales (PN) de Argentina, el número de taxones registrados en la provincia a la cual pertenece el PN y la antigüedad del PN. Las líneas sólidas representan el modelo binomial negativo ajustado y las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza del 95%. **A:** Relación calculada para registros de plantas vasculares (incluye especies y taxones infraespecíficos). **B:** Relación calculada para registros de especies de animales vertebrados (anfibios, reptiles, aves, mamíferos).

que en el PNNH la proporción de estas especies fue del 25%. Asteraceae y Poaceae son las familias con mayor número de especies nativas en PNC y PNNH, mientras que, en PNI se destacan Orchidaceae y Fabaceae. Poaceae es la familia con más registros de plantas no nativas común a los tres PN, mientras que el resto de las familias difiere entre los PN. Las hierbas perennes fueron las formas de vida predominantes en los tres PN. Solo el 16% de las plantas nativas registradas en estos tres PN se encuentra categorizada por la UICN, de las cuales 21 especies están incluidas en categorías amenazadas (4 en PNNH y PNI y 13 en PNC). Ninguna de las 65 endémicas de Argentina, registradas en los PNC y PNNH, ha sido evaluada por la UICN. Finalmente, encontramos que el 98,5% de las especies de plantas no nativas registradas en el PNNH y el 100% de estas especies en los PNI y PNC fueron registradas como invasoras en otras partes del mundo.

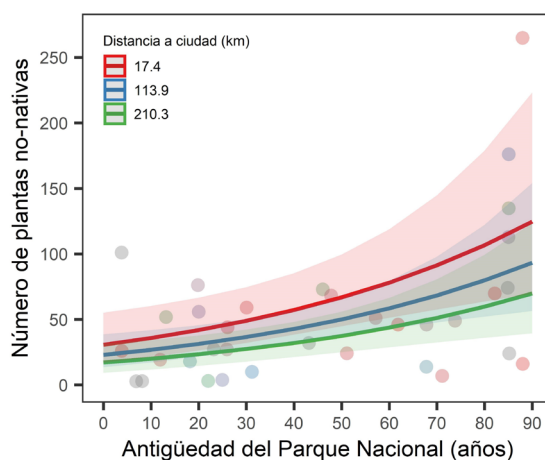


Fig. 3. Relación entre el número de plantas vasculares no nativas (especies y taxones infraespecíficos) registradas en Parques Nacionales (PN) de Argentina, la antigüedad del PN y la distancia a la ciudad más cercana. Las líneas sólidas representan el modelo binomial negativo ajustado y las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza del 95%.

Tabla 3. Comparación de los registros de plantas vasculares de las listas revisadas de los PN Calilegua, PN Iguazú y PN Nahuel Huapi.

Registros	PN Calilegua	PN Iguazú	PN Nahuel Huapi
Número total de especies (número inicial*)	779 (1047)	806 (989)	1044 (1366)
Número y porcentaje de especies nativas	740 (95%)	783 (97%)	784 (75%)
Número y porcentaje de especies no-nativas	39 (5%)	23 (3%)	260 (25%)
Familias más representativas de especies nativas (número de especies)	Asteraceae (124), Poaceae (37), Solanaceae (37) y Orchidaceae (34)	Orchidaceae (84), Fabaceae (60), Asteraceae (47) y Poaceae (46)	Asteraceae (149), Poaceae (94), Cyperaceae (43) y Fabaceae (26)
Familias más representativas de especies no-nativas (número de especies)	Poaceae (9), Plantaginaceae (3), Polygonaceae (3) y Rutaceae (3)	Asteraceae (2), Poaceae (2) y Cyperaceae (2)	Poaceae (42), Asteraceae (35), Rosaceae (23) y Brassicaceae (22)
Formas de vida predominantes en especies nativas (número de especies)	Hierbas perennes (325), arbustos (92) y enredaderas (73)	Hierbas perennes (269), enredaderas (114) y árboles (110)	Hierbas perennes (553), arbustos (84) y hierbas anuales (81)
Formas de vida predominantes en especies no-nativas (número de especies)	Hierbas perennes (16), hierbas anuales (15) y árboles (7)	Hierbas perennes (12), árboles (3) y árboles o arbustos (3)	Hierbas anuales (121), hierbas perennes (92) y arbustos (19)
Número y porcentaje de especies categorizadas por la UICN	135 (18%)	175 (22%)	63 (8%)
Número de especies endémicas de Argentina	26	0	39
Número y porcentaje de especies no-nativas invasoras en otra parte del mundo	39 (100%)	23 (100%)	256 (98,5%)

Referencia: *Corresponde al número de taxones registrado en la base de datos original del Sistema de Información de SIB al 22 julio 2022 (<https://sib.gov.ar/>).

DISCUSIÓN

Registros de plantas vasculares y vertebrados tetrápodos en los PN

La Administración de Parques Nacionales de Argentina representa el sistema de mayor protección de áreas naturales en el país, con un estricto régimen de monitoreo para minimizar impactos antrópicos (Marinero *et al.*, 2012). Este sistema, conformado por 36 parques terrestres hasta el 2021, que fueron considerados en este estudio, protege alrededor del 1,5% del territorio nacional y constituye una importante estrategia para la conservación de la biodiversidad nativa y de los servicios ecosistémicos. El actual Sistema de Información de Biodiversidad (<https://sib.gob.ar/>) de los PN de Argentina representa un gran paso para la sistematización de la información generada en proyectos de investigación, informes y relevamientos realizados en cada PN. Sin embargo, al igual que lo reportado para áreas protegidas de otros países (e.g. Brasil, Trochez *et al.*, 2017; Ecuador, Espinoza-Amén *et al.*, 2021), nuestros resultados advierten que la información disponible para los PN estaría sub-representada para plantas vasculares, ya que casi la mitad (17) de los PN registra solo entre un 0,1 y 20% de las plantas reportadas para toda la provincia. En la página del SIB no encontramos una descripción de los criterios utilizados para la curación y actualización de datos, al igual que no está publicado el criterio que usan para establecer el origen nativo o no nativo de un taxón. Esto es un problema común a numerosas bases de datos (Richardson *et al.*, 2000) lo que limita el uso potencial de estas listas para diferentes actividades de investigación, manejo y conservación. Esto es especialmente relevante dado el contexto actual, donde distintas áreas protegidas del mundo son cada vez más susceptibles a invasiones biológicas (Foxcroft *et al.*, 2017; Liu, 2020).

En este trabajo observamos que, en la mayoría de los PN, las plantas tuvieron un mayor número de registros que los animales vertebrados. Este resultado coincide con el patrón general global de riqueza relativa de especies entre estos dos grupos, donde la cantidad de vertebrados terrestres es ampliamente inferior al de plantas vasculares (Jenkins *et al.*, 2013; Christenhusz & Byng, 2016). Sin embargo, la proporción de plantas registradas

en los PN con respecto a la riqueza de plantas de la región donde se ubica cada PN fue la mitad del porcentaje observado para animales vertebrados. En promedio, las plantas registradas en PN no llegan a un 25% de las especies registradas en la provincia donde se encuentran los PN mientras que los vertebrados registrados en los PN representan más del 50% de la riqueza de vertebrados registrada en la región. Este patrón se debería a que el número de vertebrados es menor al número de plantas, aunque también es posible que se relacione con un sesgo hacia un mayor número de estudios y especialistas interesados en grupos de vertebrados (e.g. Haene *et al.*, 2001; Merino *et al.*, 2009; Chatellenaz *et al.*, 2010) o bien por registros de aficionados y ONG influenciados por el mayor carisma para el ser humano que poseen ciertos vertebrados, principalmente las aves y mamíferos de gran tamaño (Jarić *et al.*, 2020).

En cuanto a los taxones no nativos registrados en los PN, encontramos que en general fue muy bajo, siendo solo el 10,1% del total de plantas registradas y el 2,9% del total de vertebrados registrados en los PN. El porcentaje de plantas vasculares no nativas registradas en los PN es similar al descrito a nivel nacional, ya que la riqueza de plantas introducidas en Argentina constituye el 9,6% del total de plantas registradas en el país (Zuloaga *et al.*, 2019). Mientras que el porcentaje de vertebrados no nativos registrados en los PN es levemente mayor que el reportado a nivel nacional (1,7%, Bauni *et al.*, 2022). Sin embargo, es posible que los taxones no nativos estén sub-representados tanto dentro de los PN como a nivel nacional ya que, tanto en las listas SIB como en otras bases de datos, no se indican explícitamente los criterios utilizados para definir el origen nativo o no nativo de un taxón, lo cual puede influir en la clasificación y el registro de especies no nativas.

Variables explicativas del número de taxones registrados en los PN

El número de plantas vasculares y vertebrados registrados en los PN estuvo influenciado por la riqueza de taxones de la región donde se ubica el PN y por la antigüedad del PN, observándose un aumento de la cantidad de registros mientras más antiguo es el PN, probablemente debido a un esfuerzo de muestreo acumulado, y mientras mayor es la riqueza regional. Este resultado evidencia que los PN más

recientemente creados están sub-muestreados. Por lo tanto, el año de creación del PN es una variable que no debe ser eludida al momento de usar o realizar inferencias a partir de las listas de plantas vasculares y vertebrados actualmente disponibles en el SIB.

Mientras que la importancia de la antigüedad del PN para explicar el número de plantas no nativas registradas en los PN fue inconsistente en otros PN (Spear *et al.*, 2013), en nuestro caso esta fue la variable que explicó el número de plantas no nativas registradas en los PN de Argentina. Esto resultó evidente en los PN ubicados en una misma provincia y con una marcada diferencia en su antigüedad; por ejemplo, en la provincia del Chaco el PN El Impenetrable creado en el año 2014 y el PN Chaco creado en 1954 registraron tres y 46 plantas no nativas, respectivamente; otro ejemplo ocurre en Santa Cruz, donde el PN Patagonia creado en 2015 y el PN Los Glaciares creado en 1937 registraron tres y 74 plantas no nativas, respectivamente. No obstante, si bien nuestro modelo incluye variables que se usan típicamente en modelos para predecir la riqueza de taxones no nativos por su relación con la presión de propágulos, la interpretación de los alcances de nuestro modelo es limitada porque la variable de respuesta (i.e., número de plantas no nativas registradas) está sub-representada en las listas disponibles del SIB. En este sentido, es probable que dicho sesgo en los registros de plantas no nativas en los PN haya sido una de las causas por las cuales nuestros resultados difieren de Gantchoff *et al.* (2018), quienes encontraron que la temperatura y la riqueza de plantas nativas de los PN fueron las principales variables explicativas del número de plantas no nativas registradas en los PN. Teniendo en cuenta lo mencionado, queremos destacar que las inferencias que se realicen a partir de los datos disponibles actualmente en el SIB, del número de plantas no nativas registradas en los PN, deben ser realizadas con cautela pues dicho número carece de una estimación robusta.

Debemos mencionar que nuestra comparación entre la proporción de especies registradas en cada PN respecto a las registradas en cada provincia tiene dos limitaciones importantes. En primer lugar, el tipo de cobertura de un PN puede no coincidir con el tipo de cobertura o tipo de vegetación dominante en la provincia (por ej., PN Los Alerces está dominado por bosques mientras que el tipo de vegetación dominante en la provincia de Chubut

es la estepa (Oyarzabal *et al.*, 2018). En segundo lugar, es esperable que provincias que tengan una mayor heterogeneidad en la vegetación (por ej., selvas y bosques montanos, bosques de xerófitas y estepa como en la provincia de Tucumán) tengan un mayor número de especies registradas, y si el PN solo tiene uno de esos tipos de vegetación presentes en la provincia esperaríamos una menor proporción de especies registradas dentro del PN con respecto a la lista de la provincia. Futuros estudios podrían considerar la heterogeneidad de la vegetación en cada provincia y el grado de representatividad de cada tipo de vegetación dentro de cada PN y usar esta información como otra variable explicativa.

Plantas vasculares de los PN Calilegua, Iguazú y Nahuel Huapi

El análisis detallado de las listas de plantas vasculares registradas en estos tres PN icónicos evidenció que los registros requieren una mayor revisión, ya que un porcentaje considerable presenta identificaciones incompletas (es decir, identificados solo hasta género o que incluyen los términos aff., cf. o cfr., los cuales indican *especie affinis* o *confróntese con*). Además, es posible que la identificación de varias especies nativas sea errónea ya que su rango de distribución conocido está muy alejado del PN donde se la menciona. Por ejemplo, *Schinus marchandii* F.A. Barkley es una especie patagónica pero aparece registrada en PNI, *Hieracium mandonii* (Sch. Bip.) Arv.-Touv. crece solo en el noroeste argentino pero aparece en la lista del PNNH y *Blechnum magellanicum* (Desv.) Mett. es un helecho patagónico pero aparece en la lista del PNC.

En general, las familias botánicas registradas en PNNH son representativas de las familias más numerosas para esa región (según Zuloaga *et al.*, 1999). Sin embargo, es evidente que las Poaceae están sub-representadas en las listas de los PNC y PNI, mientras que la familia Orchidaceae parece haber tenido un mejor muestreo en estos parques. Como se ha encontrado en otros trabajos, la gran mayoría de las especies de plantas nativas que crecen en los PN aún no ha sido categorizada por la UICN, lo cual resulta especialmente importante para aquellas que son endémicas de Argentina. Si bien existe una evaluación del estado de conservación de todas las plantas vasculares endémicas de Argentina (Salariato *et al.*, 2021), esta clasificación no está publicada aún en UICN.

La proporción de plantas vasculares no nativas registradas en los tres PN fue muy variable, siendo alta (25%) en PNNH y muy baja en los PN localizados al norte de Argentina (3% en PNI y 5% en PNC) indicando que en estos últimos dos PN existiría un sub-muestreo de las especies no nativas de plantas vasculares. Aunque el PNNH haya mostrado una mayor proporción, consideramos que el registro de especies de plantas vasculares no nativas en este parque también está subestimado dado que Ezcurra & Brion (2005) reportaron incluso una especie no nativa más que la lista del SIB actualizada. De hecho, varias especies no nativas que han sido reportadas para diferentes PN no aparecen en las listas disponibles en el SIB. Tal es el caso de coníferas de los géneros *Abies* Mill., *Cedrus* Trew, *Cupressus* L. y otros árboles de géneros *Eucalyptus* L'Hér., *Fraxinus* L., *Ulmus* L. en el PNNH (Simberloff *et al.*, 2002) y especies del género *Pinus* L. en el PNI (Gonçalves *et al.*, 2017).

Casi la totalidad (98% en PNNH) de las plantas no nativas registradas en los tres PN fueron reportadas como invasoras en otros lugares del mundo. En particular, *Arundo donax* L. (“caña común”, “caña de Castilla”) registrada en PNC y *Ulex europaeus* L. (“tojo”) en PNNH, se encuentran en la lista de las 100 especies no nativas invasoras más dañinas del mundo (Global Invasive Species Database, 2022). Durante las últimas décadas se han desarrollado numerosos esfuerzos para determinar las características que le permiten a las especies no nativas transformarse en invasoras (Pyšek & Richardson, 2008; Pyšek *et al.*, 2009; Moravcová *et al.*, 2015). Si bien, no hay un síndrome exclusivo o una característica única que determine la invasividad de una especie (Pyšek & Richardson, 2008), el hecho de que una especie no nativa ya esté registrada como invasora en algún lugar del mundo puede servir para alertar sobre su potencial de invasión en el nuevo sitio donde se registra (Rejmánek, 2000; Richardson & Thuiller, 2007). En otras palabras, el registro de una especie no nativa como invasora en algún sitio constituye una razón suficiente para no introducirla en una nueva área o para priorizar estrategias de control para limitar su expansión en el área donde está colonizando. Esto indica la importancia de monitorear en el espacio y tiempo a las especies no nativas ya que tienen el potencial de causar problemas para la biodiversidad si se convierten en invasoras, con los consecuentes

problemas económicos debido a los altos costos que conllevan los daños y el control de especies invasoras, tal como la APN lo plantea en diferentes documentos (APN, 2007, 2018).

CONCLUSIONES

A partir de lo observado en este trabajo, consideramos que es muy importante priorizar el relevamiento activo de especies vegetales y animales en todos los PN, particularmente de plantas vasculares en PN Iberá, Traslasierra, El Impenetrable y Talampaya, y de animales vertebrados en PN Los Arrayanes e Islas de Santa Fe. Una manera posible de lograr esto podría ser mediante la generación de convenios entre la ANP y las Universidades Nacionales y Provinciales y/o las Unidades Ejecutoras de CONICET para avanzar en la sistematización de relevamientos de especies en los PN. Como ejemplo de acciones de cooperación entre la APN y la academia podemos nombrar la reciente incorporación de la APN al Consejo Interinstitucional de Ciencia y Tecnología (CICYT) perteneciente al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Nación (MINCYT) y la aprobación del Directorio de la APN para crear un Consejo Asesor Científico Tecnológico (CACiT) (Borsellino *et al.*, 2022).

Por otro lado, sería muy importante que las bases de datos del SIB cuenten con revisiones y actualizaciones taxonómicas periódicas, lideradas por especialistas en diferentes grupos de organismos, para así obtener bases de datos más completas y de calidad. En esta línea, sería recomendable que tanto los criterios para la inclusión de registros en cada PN como para definir el origen de las especies (i.e. nativas y no nativas) sean explícitamente definidos y publicados en el SIB. Sería importante que toda la comunidad científica, que realiza relevamientos de diversidad en PN cumpla con el requisito de entregar a las delegaciones correspondientes los informes con la lista de especies junto con los artículos resultantes de los muestreos realizados en estas áreas protegidas para contribuir en la actualización de las listas de biodiversidad de los PN. Además, siguiendo el ejemplo de Borsellino *et al.* (2022), se podrían realizar encuestas a científicos que hayan estudiado la diversidad en PN del país y cuenten con listas de especies. De

esa manera, se podría recopilar, estandarizar y visibilizar mejor todos los datos existentes para estas áreas protegidas. Por otro lado, mediante una revisión bibliográfica se podrían reclutar los trabajos publicados sobre especies presentes en los PN, para cotejar e incorporar registros que aún no hayan sido incluidos. Estas estrategias para mejorar la calidad de las bases de datos de los PN redundarían en un conocimiento más detallado sobre el número y la identidad de especies nativas y no nativas presentes en los PN y permitiría establecer prioridades de monitoreo y control de las especies no nativas potencialmente invasoras.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

RDF, R. Aguilar y MAG diseñaron la investigación. MVP, MLB y MAG realizaron la limpieza y curación de las bases de datos. MVP y MAG realizaron los análisis de datos. RDF, MVP, R. Aguilar, R. Aragón y MAG redactaron el primer borrador. Todos los autores contribuyeron en la interpretación de los datos y en la edición del manuscrito final.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo tuvo el apoyo de FONCyT (PICT 2019-1897) a R. Aguilar. Los autores agradecen a los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

APN (Administración de Parques Nacionales). 2007. *Lineamientos Estratégicos para el Manejo de Especies Exóticas en la Administración de Parques Nacionales*. Informe Interno, Argentina. Disponible en: https://sib.gob.ar/archivos/version_final_Lineamientos.pdf [Acceso: 23 diciembre 2022]

APN (Administración de Parques Nacionales). 2018. *Sistema de Priorización de Plantas Exóticas-Especies y Poblaciones-en Áreas Protegidas de la Administración de Parques Nacionales*. Argentina. Disponible en: https://sib.gob.ar/archivos/APN_sistema_priorizacion_exoticas.pdf [Acceso 23 diciembre 2022]

BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2014. Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Mt. Res. Dev.* 34: 13-26. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00054.1>

BAUNI, V., C. BERTONATTI, A. GIACCHINO, F. SCHIVO, E. MABRAGAÑA, I. ROESLER, J. J. ROSSO, P. TETA, J. D. WILLIAMS, A. M. ABBA, G. H. CASSINI, M. B. COUSSEAU, D. A. FLORES, D. M. FORTUNATO, M. E. GIUSTI, J. P. JAYAT, J. LIOTTA, S. LUCERO, T. MARTÍNEZ AGUIRRE, J. A. PEREIRA & J. CRISCI. 2022. Biodiversity of vertebrates in Argentina: patterns of richness, endemism and conservation status. *ZooKeys* 1085:101-127. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1085.76033>

BELLARD, C., P. GENOVESI & J. M. JESCHKE. 2016. Global patterns in threats to vertebrates by biological invasions. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.* 283: 20152454. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2454>

BLACKBURN, T. M., P. PYŠEK, S. BACHER, J. T. CARLTON, R. P. DUNCAN, V. JAROŠÍK, J. R. U. WILSON & D. M. RICHARDSON. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26: 333-339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

BORSELLINO, L., E. ZUFIAURRE & D. BILENCA. 2022. La investigación científica y la conservación de la biodiversidad en parques nacionales de la Argentina. Dónde estamos y hacia dónde podríamos ir. *Ecol. Austral* 32:493-501. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.0.1942>

CHATELLENAZ, M. L., P. D. CANO, C. SAIBENE & H. A. BALL. 2010. Inventario de las aves del Parque Nacional Mburucuyá (Provincia de Corrientes, Argentina). *Acta Zool. lilloana* 54: 139-160.

CHRISTENHUSZ, M. J. & J. W. BYNG. 2016. The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261: 201-217. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>

DIMITRAKOPOULOS, P. G., S. KOUKOULAS, A. GALANIDIS, P. DELIPETROU, D. GOUNARIDIS, K. TOULOUMI & M. ARIANOUTSOU. 2017. Factors shaping alien plant species richness spatial patterns across Natura 2000 Special Areas of Conservation of Greece. *Sci. Total Environ.* 602: 461-468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.220>

DORMANN, C. F., J. ELITH, S. BACHER, C. BUCHMANN, G. CARL, G. CARRÉ & S.

- LAUTENBACH. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36: 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- DUDLEY, N. & S. STOLTON. 2008. *Defining protected areas: an international conference in Almeria, Spain*. Gland, IUCN.
- DURÁN, A. P., R. INGER, L. CANTÚ-SALAZAR, & K. J. GASTON. 2016. Species richness representation within protected areas is associated with multiple interacting spatial features. *Divers. Distrib.* 22: 300-308. <https://doi.org/10.1111/ddi.12404>
- ESPINOZA-AMÉN, B., I. HERRERA, C. CRUZ-CÓRDOVA, F. ESPINOZA, E. FREIRE & R. O. BUSTAMANTE. 2021. Checklist and prioritization for management of non-native species of phanerogam plants and terrestrial vertebrates in eight protected areas on the Ecuadorian coast. *Manag. Biol. Invasions* 12: 389-407. <https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.2.12>
- EZCURRA, C. & C. BRION. 2005. *Plantas del Nahuel Huapi: catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina*. Universidad Nacional del Comahue y Red Latinoamericana de Botánica, San Carlos de Bariloche.
- FOXCROFT, L. C., P. PYŠEK, D. M. RICHARDSON, P. GENOVESI & S. MACFADYEN. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biol. Invasions* 19: 1353-1378. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1367-z>
- GANTCHOFF, M. G., C. M. WILTON & J. L. BELANT. 2018. Factors influencing exotic species richness in Argentina's national parks. *PeerJ* 6: e5514. <https://doi.org/10.7717/peerj.5514>
- GISSIBL, B., S. HÖHLER & P. KUPPER. 2012. Introduction. Towards a global history of national parks. En: GISSIBL, B., S. HÖHLER & P. KUPPER (eds.), *Civilizing nature: national parks in global historical perspective*, pp. 1-27. Berghahn Books, New York.
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE. 2022. Disponible en: http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php [Acceso: 8 agosto 2022]
- GONÇALVES, B. A., J. P. LANA, M. C. FACHINELLO, F. H. G. DE LEON, J. H. C. ROMERO, A. C. SIBIM & W. A. DE CHIBA CASTRO. 2017. Invasões biológicas e espécies exóticas no continuum dos Parques Nacionais do Iguazu (Brasil) e Iguazú (Argentina). *Revista Latino-Americana de Estudos Avançados* 1: 26-38.
- HAENE, E., A. MONTAÑEZ., A. CARRIZO, G. BODRATI, J. BONO, G. KRAUSS, E. MERIDA, C. NARDINI, R. RODRIGUEZ, J. JONES & A. PÉREZ. 2001. Primer inventario de los animales vertebrados del Parque Nacional San Guillermo (Provincia de San Juan, República Argentina). *Bol. Soc. Biol. Concep.* 72: 59-67.
- HARTIG, F. 2022. DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5. Disponible en: <http://florianhartig.github.io/DHARMa/>
- HOLENSTEIN, K., W. D. SIMONSON, K. G. SMITH, T. M. BLACKBURN & A. CHARPENTIER. 2021. Non-native species surrounding protected areas influence the community of non-native species within them. *Front. Ecol. Evol.* 8: 625137. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.625137>
- HULME, P. E., P. PYŠEK, J. PERGL, V. JAROŠÍK, U. SCHAFFNER & M. VILÀ. 2014. Greater focus needed on alien plant impacts in protected areas. *Conserv. Lett.* 7: 459-466. <https://doi.org/10.1111/conl.12061>
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services). 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. En: DÍAZ, S., J. SETTELE, E. S. BRONDÍZIO, H. T. NGO, M. GUÈZE, J. AGARD, A. ARNETH, P. BALVANERA, K. A. BRAUMAN, S. H. M. BUTCHART, K. M. A. CHAN, L. A. GARIBALDI, K. ICHII J. LIU, S. M. SUBRAMANIAN, G. F. MIDGLEY, P. MILOSLAVICH, Z. MOLNÁR, D. OBURA, A. PFAFF, S. POLASKY, A. PURVIS, J. RAZZAQUE, B. REYERS, R. ROY CHOWDHURY, Y. J. SHIN, I. J. VISSEREN-HAMAKERS, K. J. WILLIS & C. N. ZAYAS (eds.). IPBES secretariat, Bonn. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- JARIĆ, I., F. COURCHAMP, R. A. CORREIA, S. L. CROWLEY, F. ESSL, A. FISCHER, P. GONZÁLEZ-MORENO, G. KALINKAT, X. LAMBIN, B. LENZNER, Y. MEINARD, A. MILL, C. MUSSEAU, A. NOVOA, J. PERGL, P. PYŠEK, K. PYŠKOVÁ, P. ROBERTSON, M. VON SCHMALENSEE, R. T. SHACKLETON, R. A. STEFANSSON, K. ŠTAJEROVÁ, D. VERÍSSIMO & J. M. JESCHKE. 2020. The role of species charisma in biological invasions. *Front. Ecol. Environ.* 18: 345-353. <https://doi.org/10.1002/fee.2195>

- JENKINS, C. N., S. L. PIMM & L. N. JOPPA. 2013. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *PNAS* 110: E2602-E2610.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1302251110>
- LIU, X., T. M. BLACKBURN, T. SONG, X. WANG, C. HUANG & Y. LI. 2020. Animal invaders threaten protected areas worldwide. *Nat. Commun.* 11: 1-9.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-16719-2>
- MARINARO, S., H. R. GRAU & E. ARÁOZ. 2012. Extensión y originalidad en la creación de parques nacionales en relación a cambios gubernamentales y económicos de la Argentina. *Ecol. Austral* 22:1-10.
- MERINO, M. L., B. N. CARPINETTI & A. M. ABBA. 2009. Invasive mammals in the national parks system of Argentina. *Nat. Areas J.* 29: 42-49.
<https://doi.org/10.3375/043.029.0105>
- MOODLEY, D., E. ANGULO, R. N. CUTHBERT, B. LEUNG, A. TURBELIN, A. NOVOA, M. KOURANTIDOU, G. HERINGER, P. J. HAUBROCK, D. RENAULT, M. ROBUCHON, J. FANTLE-LEPCZYK, F. COURCHAMP & C. DIAGNE. 2022. Surprisingly high economic costs of biological invasions in protected areas. *Biol. Invasions* 24: 1995-2016.
<https://doi.org/10.1007/s10530-022-02732-7>
- MORAVCOVÁ, L., P. PYŠEK, V. JAROŠÍK & J. PERGL. 2015. Getting the right traits: reproductive and dispersal characteristics predict the invasiveness of herbaceous plant species. *PLOS ONE* 10: e0123634.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123634>
- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI, P. TOGNETTI, I. BARBERIS, H. M. MATURO, R. ARAGÓN, P. I. CAMPANELLO, D. PRADO, M. OESTERHELD & R.J.C. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral* 28: 40-63.
<https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conserv. Biol.* 18: 238-248.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PYŠEK, P., P. E. HULME, D. SIMBERLOFF, S. BACHER, T. M. BLACKBURN, J. T. CARLTON, W. DAWSON, F. ESSL, L. C. FOXCROFT, P. GENOVESI, J. M. JESCHKE, I. KÜHN, A. M. LIEBHOLD, N. E. MANDRAK, L. A. MEYERSON, A. PAUCHARD, J. PERGL, H. E. ROY, H. SEEBENS, M. VAN KLEUNEN, M. VILÀ, M. J. WINGFIELD & D. M. RICHARDSON. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* 95: 1511-1534.
<https://doi.org/10.1111/brv.12627>
- PYŠEK, P. & D. M. RICHARDSON. 2008. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? En: NENTWIG, W. (ed.), *Biological Invasions*, pp. 97-125. Springer, Berlin Heidelberg.
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, J. PERGL, R. RANDALL, M. CHYTRÝ, I. KÜHN, L. TICHÝ, J. DANIHELKA, J. CHRTEK & J. SÁDLO. 2009. The global invasion success of Central European plants is related to distribution characteristics in their native range and species traits. *Div. Distrib.* 15: 891-903.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00602.x>
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org>.
- REJMANEK, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecol.* 25: 497-506.
<https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x>
- RICHARDSON, D. M. & P. PYŠEK. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Prog. Phys. Geogr.* 30: 409-431.
<https://doi.org/10.1191/0309133306pp49>
- RICHARDSON, D. M., P. PYŠEK, M. REJMANEK, M. G. BARBOUR, F. D. PANETTA & C. J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6: 93-107.
<https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- RICHARDSON, D. M. & W. THUILLER. 2007. Home away from home-objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Divers. Distrib.* 13: 299-312.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00337.x>
- SALARIATO, D. L., C. ZANOTTI & F. O. ZULOAGA. 2021. Threat patterns and conservation status of endemic vascular flora in Argentina: a quantitative perspective. *Phytotaxa* 520: 21-39.
<https://doi.org/10.11646/phytotaxa.520.1.2>
- SEEBENS, H., T. M. BLACKBURN, E. E. DYER, P. GENOVESI, P. E. HULME, J. M. JESCHKE, S. PAGAD, P. PYŠEK, M. WINTER, M. ARIANOUTSOU, S. BACHER, B. BLASIUS, G. BRUNDU, C. CAPINHA, L. CELESTI-GRAPOW, W. DAWSON, S. DULLINGER, N. FUENTES, H. JÄGER, J. KARTESZ, M. KENIS, H. KREFT, I. KÜHN, B. LENZNER, A. LIEBHOLD,

- A. MOSENA, D. MOSER, M. NISHINO, D. PEARMAN, J. PERGL, W. RABITSCH, J. ROJAS-SANDOVAL, A. ROQUES, S. RORKE, S. ROSSINELLI, H. E. ROY, R. SCALERA, S. SCHINDLER, K. ŠTAJEROVÁ, B. TOKARSKA-GUZIK, M. VAN KLEUNEN, K. WALKER, P. WEIGELT, T. YAMANAKA & F. ESSL. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nat. commun.* 8: 1-9.
<https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- SEEBENS, H. S. BACHER, T. M. BLACKBURN, C. CAPINHA, W. DAWSON, S. DULLINGER, P. GENOVESI, P. E. HULME, M. VAN KLEUNEN, I. KÜHN, J. M. JESCHKE, B. LENZNER, A. M. LIEBHOLD, Z. PATTISON, J. PERGL, P. PÝŠEK, M. WINTER & F. ESSL. 2021. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Glob. Chang. Biol.* 27: 970-982.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15333>
- SHACKLETON, R. T., L. C. FOXCROFT, P. PÝŠEK, L. E. WOOD & D. M. RICHARDSON. 2020. Assessing biological invasions in protected areas after 30 years: Revisiting nature reserves targeted by the 1980s SCOPE programme. *Biol. Conserv.* 243: 108424.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108424>
- SIMBERLOFF, D., M. A. RELVA & M. NUÑEZ. 2002. Gringos en el bosque: introduced tree invasion in a native *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Biol. Invasions* 4: 35-53.
<https://doi.org/10.1023/A:1020576408884>
- SPEAR, D., L. C. FOXCROFT, H. BEZUIDENHOUT & M. A. MCGEOCH. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv.* 159: 137-147.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>
- STROPP, J., R. J. LADLE, T. EMILIO, T. LESSA & J. HORTAL. 2022. Taxonomic uncertainty and the challenge of estimating global species richness. *J. Biogeogr.* 49: 1654-1656.
<https://doi.org/10.1111/jbi.14463>
- TROCHEZ, L. F. C., I. B. TASISTRO, C. F. DUARTE., J. DE ALMEIDA, L. D. FERREIRA, G. S. VENDRUSCOLO & L. C. P. LIMA. 2017. Apresentação checklist das fanerógamas do Parque Nacional do Iguaçu, Foz do Iguaçu-PR, Brasil. *Revista Latino-Americana de Estudos Avançados* 1: 71-102.
- TROUDET, J., P. GRANDCOLAS, A. BLIN, R. VIGNES-LEBBE & F. LEGENDRE. 2017. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Sci. Rep.* 7: 9132.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-09084-6>
- VENABLES, W. N. & B. D. RIPLEY. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4th ed. Springer, New York. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- WILLIAMSON, M. & A. FITTER. 1996. The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661-1666.
<https://doi.org/10.2307/2265769>
- YANG, W., D. LIU, Q. YOU, B. CHEN, M. JIAN, Q. HU, M. CONG & K. MA. 2021. Taxonomic bias in occurrence information of angiosperm species in China. *Sci. China Life Sci.* 64: 584-592.
<https://doi.org/10.1007/s11427-020-1821-x>
- ZULOAGA, F. O., M. J. BELGRANO & C. A. ZANOTTI. 2019. Actualización del catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur. *Darwiniana, Nueva Serie* 7: 208-278.
<https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>
- ZULOAGA, F. O., O. MORRONE & D. RODRÍGUEZ. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. *Kurtziana* 27: 17-167.



IMPACTO DE *MELINIS MINUTIFLORA* (POACEAE) EN LA DIVERSIDAD DE PLANTAS VASCULARES DE PASTIZALES DE LAS ARENISCAS DE MISIONES (ARGENTINA)

IMPACT OF *MELINIS MINUTIFLORA* (POACEAE) ON THE DIVERSITY OF VASCULAR PLANTS OF GRASSLANDS OF THE SANDSTONES OF MISIONES (ARGENTINA)

José L. Rojas¹, Héctor A. Keller^{1*} & Renzo Ramirez²

1. Instituto de Botánica del Nordeste, UNNE-CONICET, Corrientes, Argentina
2. Reserva Natural Osununú, Fundación Temaikèn, San Ignacio, Misiones, Argentina

*kellerhector@hotmail.com

Citar este artículo

ROJAS, J. L., H. A. KELLER & R. RAMIREZ. 2023. Impacto de *Melinis minutiflora* (Poaceae) en la diversidad de plantas vasculares de pastizales de las areniscas de Misiones (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 121-136.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38517>

SUMMARY

Background and aims: The invasion of natural ecosystems by alien species represents a major concern in the context of global conservation. In the fields of Teyú Cuaré, in the department of San Ignacio, Misiones, there is a high level of endemism with at least eight species of microendemic vascular plants. These grasslands are considered the only Cerrado fragments present in Argentina and are being invaded by *Melinis minutiflora* (Poaceae). The aim of this work was to evaluate how this adventitious grass affects the composition and diversity of the vegetation, and to determine the progress in the period 2015-2017.

M&M: To measure the impact, the vegetation was sampled using 25 random plots of 1x1m in areas with and without invasion. Phytosociological parameters and diversity indices were calculated. For the measurement of progress, perimeter walks were carried out with GPS.

Results: We found that areas free of this exotic grass had a higher total number of species (81), and a higher number of species exclusively present only in these sites (51). The area analysis showed an increase from approximately 9,744 m² to 23,396 m².

Conclusions: Our results indicate that the advance of *M. minutiflora* populations is vertiginous and that it exerts a significant pressure on grassland structure and diversity by occupying the ecological niche of native herbs and subshrubs.

KEY WORDS

Endemic species, exotic, invasion, *Melinis minutiflora*.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La invasión de los ecosistemas naturales por parte de las especies exóticas representa una preocupación importante en el contexto de conservación global. En los campos del Teyú Cuaré, en el departamento de San Ignacio, Misiones, existe un alto nivel de endemismo con al menos ocho especies de plantas vasculares microendémicas. Estos pastizales se consideran los únicos fragmentos de Cerrado presentes en la Argentina y están siendo invadidos por *Melinis minutiflora* (Poaceae). El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo esta gramínea adventicia afecta la composición y diversidad de la vegetación, y determinar el avance en el periodo 2015-2017.

M&M: Para medir el impacto se muestreó la vegetación mediante 25 parcelas de 1x1m situadas al azar en áreas con y sin invasión. Se calcularon parámetros fitosociológicos e índices de diversidad. Para la medición del avance se realizaron recorridos perimetrales con GPS.

Resultados: Encontramos que las áreas libres de esta gramínea exótica poseen un mayor número total de especies (81), y mayor número de especies exclusivamente presente solo en estos sitios (51). El análisis de superficie mostró un avance de aproximadamente 9.744 m² a 23.396 m².

Conclusiones: Nuestros resultados indican que el avance de las poblaciones de *M. Minutiflora* es vertiginoso y que ejerce una importante presión sobre la estructura de los pastizales y su diversidad, al ocupar el nicho ecológico de las hierbas y subarbustos nativos.

PALABRAS CLAVE

Especie endémica, exótica, invasión, *Melinis minutiflora*.

Recibido: 15 Ago 2023
Aceptado: 17 Feb 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Silvia Lomáscolo

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

A lo largo de su historia, la humanidad ha transportado voluntaria o involuntariamente miles de especies más allá de sus áreas naturales de distribución (Zalba *et al.*, 2008; Castro-Díez *et al.*, 2005). No obstante, con el aumento demográfico este fenómeno se ha multiplicado de manera exponencial, en cuanto al tipo y cantidad de especies transportadas y el rango geográfico que pueden alcanzar (Cassey *et al.*, 2018), constituyendo hoy en día el avance de especies exóticas y los impactos de este proceso, una preocupación creciente en el contexto de la conservación mundial (Freitas & Pivello, 2002). Las alteraciones que las especies invasoras causan en los ecosistemas pueden ser múltiples y complejas (Mack & D'Antonio, 1998; William & Baruch, 2000; Vilá & Hulme, 2017), y no solo a nivel ecológico sino también económico y social (Morandi *et al.*, 2020; Duboscq-Carra *et al.*, 2021).

Para revertir o minimizar esta situación, desde hace tiempo diferentes entes públicos y privados plantean políticas y estrategias de planes de monitoreo y control de las especies exóticas invasoras (Schüttler & Karez, 2009; Simberloff *et al.*, 2013). La erradicación o control de las especies invasoras es otra de las alternativas, aunque con tratamientos que no comprometan la existencia de la vegetación nativa, o no causen efectos inesperados. Por último, será necesario poner en marcha acciones que permitan iniciar un proceso de recuperación de áreas degradadas y elegir un método para la restauración de especies nativas adecuadas a las características de cada región (Rossi *et al.*, 2014).

En la provincia de Misiones se pueden encontrar gramíneas (Poaceae) exóticas de los géneros *Cenchrus* L., *Cynodon* Rich., *Megathyrsus* (Pilg.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs, *Melinis* P. Beauv., *Phyllostachys* Siebold & Zucc., *Urochloa* P. Beauv. Varios de estos géneros poseen especies que son consideradas invasoras en la Argentina y el mundo.

Una de las áreas de la provincia más amenazadas por el avance de gramíneas invasoras corresponde a sabanas arboladas sobre arenisca del departamento de San Ignacio, conocidos como los campos del Teyú Cuaré y alrededores. Este ambiente de superficie restringida (ca. 70 ha), resguarda cerca

del 50% de las especies de plantas vasculares de Misiones. Sumado a esto en dicha área existe un alto nivel de endemismo con al menos ocho especies de plantas vasculares microendémicas, algunas en peligro crítico de extinción, con poblaciones restringidas en superficie o constituidas por unos pocos ejemplares (Farinaccio & Keller, 2014; Keller, 2015; Keller & Crockett, 2015; Keller & Tressens, 2016; Deble *et al.*, 2017). Asimismo, estos pastizales se consideran los únicos fragmentos de Cerrado presentes en la Argentina (Velazco *et al.*, 2018a) y cuentan con sectores que están siendo ocupados por poblaciones de *Melinis minutiflora* P. Beauv.

Esta especie originaria de África central y del sur, y fue introducida en zonas tropicales de América (Salariato, 2012). En Brasil su introducción se da alrededor del siglo XVII posiblemente de forma involuntaria por semillas traídas en las camas hechas en paja de los navíos de la época (Dutra Silva *et al.*, 2015). Ya en el siglo XVIII se cita siendo usada en campos de pastoreo próximos al estado de Rio de Janeiro (Rossi *et al.*, 2010). Y en el siglo XIX el pasto gordura o *capim* gordura como se la conoce vulgarmente, es uno de los primeros pastos exóticos citados por los viajeros europeos al describir los paisajes del interior del Cerrado en Brasil (Dutra Silva *et al.*, 2015). En Misiones fue citada por Martínez Crovetto (1977), como nueva especie para la flora argentina. Este autor menciona que es utilizada como protectora del suelo en yerbales donde se encuentra naturalizada y adventicia en suelos modificados. Posiblemente la causa de la introducción al país se haya dado por su utilidad como forrajera.

La invasión por parte de esta especie en las áreas mencionadas con anterioridad puede determinar eventualmente la extinción de especies o su reubicación a categorías de vulnerabilidad cada vez más críticas. Sin embargo, cualquier plan de acción que se decida tomar sobre esta situación debe contar con estudios previos de la estructura y composición de la vegetación; como así también ensayar métodos de control que permitan seleccionar las opciones de manejo más adecuadas para cada situación. En consideración a todo esto, el objetivo del presente trabajo es presentar un estudio sobre el avance de *M. minutiflora* y evaluar su impacto sobre la vegetación nativa en pastizales de Teyú Cuaré.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área bajo estudio se ubica en el departamento de San Ignacio, Misiones (Argentina), próxima al parque provincial del Teyú Cuaré (Fig. 1). Abarca aproximadamente 70 ha de pastizales arbolados cuya principal expresión arbórea se limita a ejemplares más o menos dispersos de *Acosmium subelegans* (Mohlenbr.) Yakovlev (Fabaceae). Solo una parte mínima de esta área se encuentra bajo protección desde el año 2020 como reserva natural privada.

Los campos de Teyú Cuaré se sitúan sobre un paisaje ondulado que geomorfológicamente responde a la continuación de la Sierra de Amambay de Paraguay (Soria, 1996). El suelo se corresponde con el “Udipsamente típico” (Ligier *et al.*, 1990) que se caracteriza por ser bien drenado, fuertemente ácido, con muy baja dotación de nutrientes. Este tipo de suelo, llamado Areniscas de Misiones, sólo se encuentra en la Argentina en los alrededores de San Ignacio y se ubica sobre afloramientos de sedimentos continentales formados en el Mesozoico bajo condiciones de aridez (Teruggi, 1970).

El clima es subtropical sin estación seca. Las precipitaciones son de aproximadamente 1700 mm anuales en la zona, y el promedio anual de temperatura es 21 °C (Soria, 1996).

Se ubica fitogeográficamente en la Provincia Paranaense (Cabrera, 1976), en la unión de los distritos Fluvial, del Urunday y de los Laureles (Martínez Crovetto, 1963), aunque a nivel predial recientemente se ha demostrado su filiación con el Bioma Cerrado (Velazco *et al.*, 2018 a, b).

Diseño experimental

Se utilizó un muestreo aleatorio que consistió en 50 parcelas de 1 m², subdivididas en 100 cuadrículas de 10 cm por 10 cm (Fig. 2A). De estas cuadrículas, 25 fueron distribuidas en áreas afectadas por *M. minutiflora* (CMm) y 25 en áreas sin presencia de esta especie invasora (SMm), totalizando 50 m² de muestreo. La distancia entre las parcelas fue con una separación mínima de 20 m. Dentro de cada parcela el relevamiento de la información consistió en identificar cada individuo, registrar su nombre científico y

contabilizar el número de cuadrículas que cada individuo abarcó como medida estimativa de su cobertura. Nosotros utilizamos el término individuos para plantas que eran visiblemente identificables, para el caso de las gramíneas hace referencia a la estructura del macollo o matas. Para las gramíneas con hábitos más estolonífero u otros, que no se pudo distinguir los macollos se procedió únicamente a contabilizar las cuadrículas que abarcaba la especie y se consideraba como un único individuo.

Análisis de datos

Fitosociológicos: Los datos para el análisis florístico fueron relevados en julio de 2015. Las plantas fueron identificadas a nivel de especie y su nombre científico fue corroborado según el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga *et al.*, 2019) y su actualización online (www.darwin.edu.ar).

Los parámetros fitosociológicos calculados para cada especie fueron Frecuencia absoluta $Fa=(Pe/Ni)*100$, donde Ni es el número total de muestras, Pe es el número de parcelas en la que estuvo presente una determinada especie. La frecuencia relativa $Fr=(Fai/Fat)*100$ donde la Fai es la frecuencia absoluta de la especie i y Fat es la frecuencia absoluta de todas las especies. La cobertura relativa $Cr=(Ci/Ct)*100$, donde Ci es la cobertura total de la especie i (cantidad de cuadrículas en la que se encuentra presente una especie) y Ct es la cobertura total para todas las especies. Por último, se determinó el valor de importancia para cada especie según la ecuación $VI=Fr+Cr$. Este valor define cuáles de las especies presentes contribuyen en el carácter y estructura al ambiente.

Evaluamos el esfuerzo de muestreo mediante dos criterios, el primero consistió en la comparación entre la curva de rarefacción individual y los estimadores de riqueza no paramétricos Chao 2 y ACE. Para este criterio, se logra una muestra satisfactoria cuando los valores de los estimadores de riqueza son aproximadamente iguales al valor extremo obtenido en la curva de acumulación de especies. Según Alvarez *et al.* (2004) si el número de especies encontradas es un 85% o más del total de las especies estimadas, se considera un muestreo satisfactorio. Para el segundo caso se

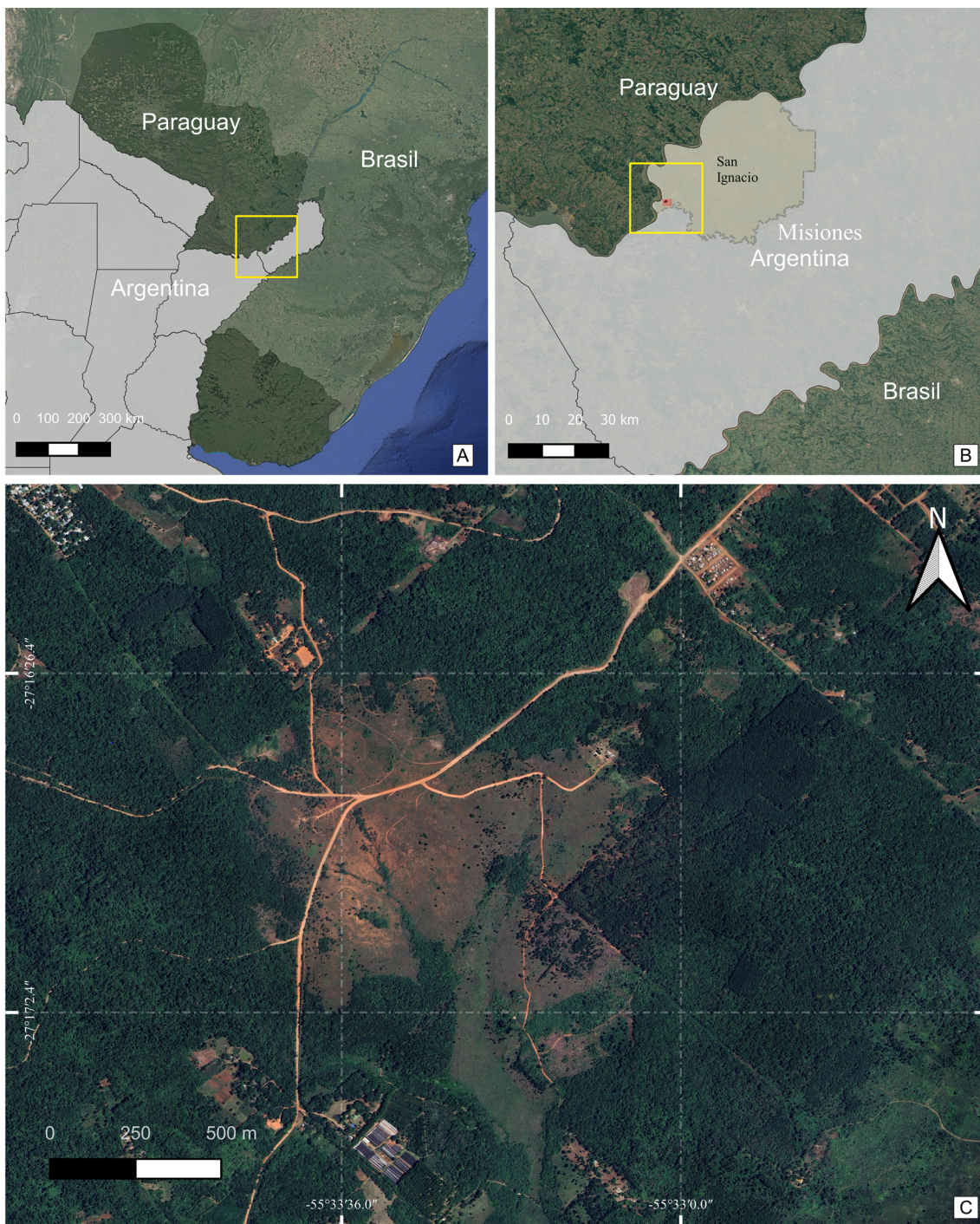


Fig. 1. Ubicación general del área de estudio. **A:** Noreste de Argentina, con el recuadro indicando el área que se observa en B. **B:** Sur de Misiones, el recuadro indica el sur del departamento San Ignacio. **C:** Imagen satelital del área de estudio, próxima a Teyú Cuaré.



Fig. 2. Parcelas del muestreo y ambientes donde habita *M. minutiflora*. **A:** Parcelas de 1 m² subdividida cada 10 cm. **B-C:** *M. minutiflora* en bordes de caminos. **D-E:** Poblaciones de *M. minutiflora* (manchas rojizas) en pastizales naturales. Abreviaturas= Mn: *Melinis minutiflora*; Mnf: *Melinis minutiflora* en floración.

llevó a cabo una curva de extrapolación, donde según Ellenberg & Mueller-Dombois (1974) un muestreo puede ser considerado idóneo cuando el incremento del 10% del esfuerzo de muestreo no implica un incremento de la riqueza de especie superior al 10%. Se empleó el software EstimateS versión 9.1.0 (Colwell, 2013) para generar las curvas de acumulación, extrapolación

y de los estimadores no paramétricos Chao 2 y ACE. Las tres últimas curvas fueron construidas en base a 100 aleatorizaciones, utilizando una matriz de presencia/ausencia de especies de las 25 parcelas no invadidas por *M. minutiflora*. Esto debido a que, si tomamos en cuenta solo las áreas invadidas el esfuerzo de muestreo se debería incrementar para lograr la suficiencia,

invirtiendo más recursos y tiempo de trabajo. De lo contrario si tomamos las dos áreas como base podríamos estar realizando un submuestreo de las áreas no invadidas.

Diversidad: Comparamos los sitios invadidos con los sitios no invadidos utilizando los perfiles de diversidad de Chao & Jost (2015). Estos perfiles de diversidad calculan diferentes valores de diversidad cambiando gradualmente el factor q , que determina la sensibilidad de la medida a las abundancias relativas de las especies. Es decir, calcula diferentes índices de diversidad para diferentes pesos de abundancia de especies, lo que permite comparar las comunidades utilizando toda la información presente en los datos (Jost, 2019). El valor q igual a 0 es la riqueza específica, por ende, cuenta las especies por igual sin tener en cuenta sus abundancias relativas. Para q igual a 1 es el exponencial del índice de Shannon-Wiener que cuenta a los individuos por igual, por lo tanto, pesa las especies en proporción a sus abundancias. Y para un valor de q igual a 2 es el valor inverso al de Simpson que descuenta todas las especies menos las dominantes y puede interpretarse como el número efectivo de especies dominantes (Hsieh *et al.*, 2014; Chao & Jost, 2015). Con lo cual en lugar de seleccionar una o algunas medidas para describir una comunidad, es preferible transmitir la historia completa presentando un perfil continuo, es decir, un gráfico de diversidad en función de $q \geq 0$, lo que facilita la comparación visual de la composición y complejidad de múltiples comunidades, y permite juzgar la uniformidad de las distribuciones de abundancia relativa (Chao *et al.*, 2014; Jost, 2019).

Tanto el análisis de diversidad y los gráficos se realizaron en el software R v.3.4.1 (R Core Team, 2017), se utilizó los paquetes SpadeR (Chao *et al.*, 2016) para obtener los valores de los perfiles de diversidad, ggplot2 y ggtheme para gráficos.

Superficie: La determinación de la superficie afectada por *M. minutiflora* se realizó en el mes de julio de los años 2015, 2016 y 2017 en dos etapas. La primera consistió en la marcación del perímetro de las áreas afectadas y de focos emergentes por medio de un GPS en el campo. La segunda etapa se llevó a cabo en gabinete y tomando como base las marcaciones en campo

se realizó la cartografía pertinente y los cálculos de la superficie de invasión a través del software libre QGIS (QGIS Development Team, 2016).

RESULTADOS

Suficiencia muestral

La comparación de las curvas para evaluar el esfuerzo muestral se puede observar en la Fig. 3. Como resultado para el primer criterio utilizado según el estimador no paramétrico Chao 2 se esperó encontrar unas 95 especies, y para el estimador ACE unas 98 especies. Sin embargo, el número de especies que se encontró fue 81, lográndose una completitud de 85 y 83% correspondientemente.

Para el segundo criterio se extrapoló el número de parcelas a 30 unidades que representó un aumento del 20% del total de parcelas, esto implicó encontrar unas 85 especies. Este aumento representa aproximadamente un 5% del número total de especies, siendo como máximo el 10% de incremento para que el muestreo sea considerado como suficiente.

Fitosociológicos

Se relevaron un total de 96 especies distribuidas en 26 familias en toda el área muestreada. Analizando por separado en los lugares SMm se encontraron un total de 81 especies distribuidas en 25 familias, siendo las tres familias más importantes Asteraceae, Poaceae y Fabaceae con 14, 11 y nueve especies respectivamente (Fig. 4A). En cambio, a nivel de individuos puede observarse en la Fig. 4B que en primer lugar se ubican las Poaceae seguidas por las Asteraceae y en tercer lugar las Fabaceae.

Por otro lado, en los lugares CMm se encontraron un total de 45 especies distribuidas en 17 familias, donde las familias más representativas a nivel de especies son Asteraceae con 13, Poaceae con seis y Fabaceae con cinco. A nivel de individuo las familias con más individuos fueron asimismo Asteraceae, Poaceae y Fabaceae (Fig. 4C-D).

Para los lugares SMm (Tabla 1) puede observarse que la especie con mayor importancia fitosociológica es *Axonopus suffultus* (J.C. Mikan ex Trin.) Parodi (Poaceae) con el 14 %, seguida

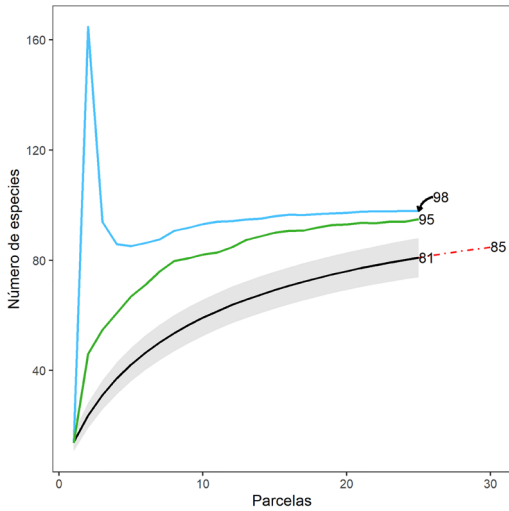


Fig. 3. Curvas de acumulación de especies (línea negra) y su intervalo de confianza (95%; área gris), extrapolación (línea roja discontinua), estimadores no paramétricos ACE (línea celeste) y Chao 2 (línea verde).

de *Elionurus muticus* (Spreng.) Kuntze (Poaceae) con el 11,03%, ambas gramíneas muy frecuentes en lomadas arenosas de Misiones y Corrientes. Para el caso de la muestra en áreas CMm (Tabla 2) el valor de importancia porcentual más alto corresponde a la especie invasora con más del 46%, mientras que *A. suffultus* pasa al segundo lugar con apenas el 5,78% y *E. muticus* se reduce al 0,52%, ocupando el puesto 31. En tercer lugar, de las áreas afectadas aparece *Schwenkia americana* D. Royen ex L. (Solanaceae), con el 4,11%, se trata de una hierba grácil, con comportamiento ruderal, capaz de adaptarse a la espesura de la cobertura graminosa densa. En estas tablas se aprecia asimismo el impacto sobre la uniformidad del valor de importancia, siendo la variación de este índice para las diferentes especies más gradual en áreas SMm, donde el 50% se distribuye en nueve especies nativas, mientras que en áreas CMm, este porcentaje se

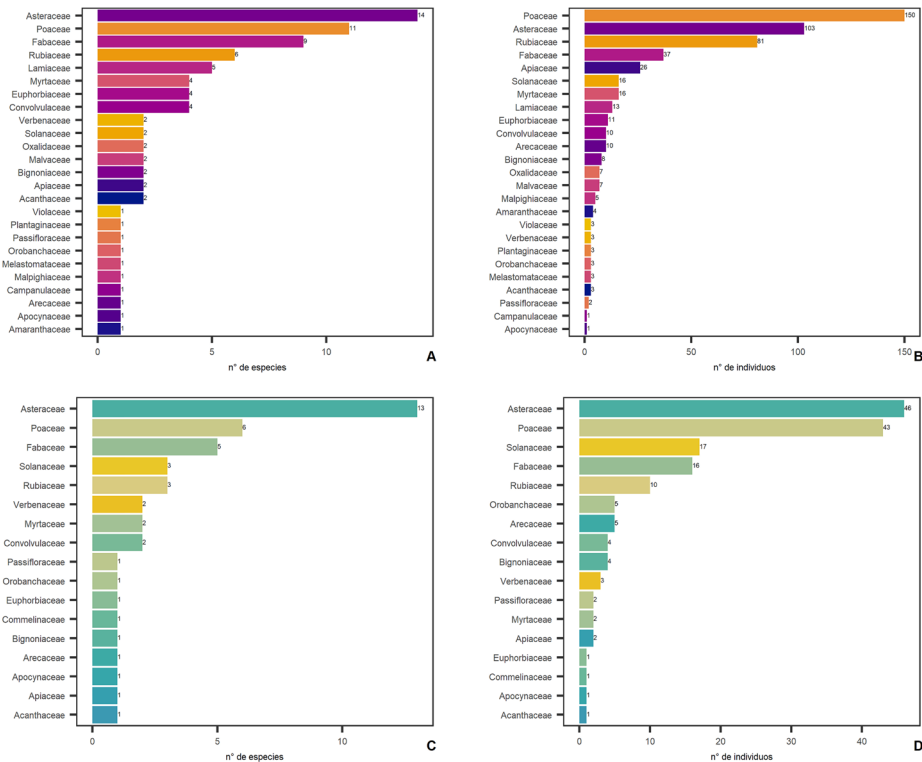


Fig. 4. A: Distribución del número de especies por familia para las áreas sin invasión. **B:** Distribución del número de individuos por familia para las áreas sin invasión. **C:** Distribución del número de especies por familia para las áreas con invasión. **D:** Distribución del número de individuos por familia para las áreas con invasión.

Tabla 1. Valores de parámetros fitosociológicos de las especies (ordenadas con los valores de VI en forma decreciente) para lugares no afectados por *M. minutiflora*. Abreviaturas= Ci: Cobertura individual; Cr: Cobertura relativa; Fa: Frecuencia absoluta; Fr: Frecuencia relativa; Pe: Presencia; VI: Valor de importancia; VI%: Valor de importancia porcentual.

Especie	Pe	Fa	Fr	Ci	Cr	VI	VI%
<i>Axonopus suffultus</i> (J.C. Mikan ex Trin.) Parodi	20	80	5,68	1244	22,92	28,6	14,31
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	22	88	6,25	857	15,79	22,04	11,03
<i>Oedochloa procurrans</i> (Nees ex Trin.) C. Silva & R.P. Oliveira	11	44	3,13	280	5,16	8,29	4,15
<i>Aristida megapotamica</i> Spreng.	11	44	3,13	231	4,26	7,39	3,70
<i>Galianthe eupatorioides</i> (Cham. & Schldl.) E.L.Cabral	13	52	3,69	200	3,69	7,38	3,69
<i>Chromolaena caaguazuensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	15	60	4,26	169	3,11	7,37	3,69
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	9	36	2,56	225	4,15	6,71	3,36
<i>Dimerostemma arnotii</i> (Baker) M.D.Moraes	15	60	4,26	128	2,36	6,62	3,31
<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	9	36	2,56	217	4	6,56	3,28
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	4	16	1,14	217	4	5,14	2,57
<i>Sporobolus aeneus</i> (Trin.) Kunth var. aeneus	6	24	1,7	180	3,32	5,02	2,51
<i>Borreria marticrovettiana</i> E.L. Cabral	12	48	3,41	69	1,27	4,68	2,34
<i>Stylosanthes viscosa</i> (L.) Sw.	8	32	2,27	79	1,46	3,73	1,87
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	8	32	2,27	56	1,03	3,3	1,65
<i>Disynaphia filifolia</i> (Hassl.) R.M.King & H.Rob.	9	36	2,56	31	0,57	3,13	1,57
<i>Eugenia lilloana</i> D.Legrand	7	28	1,99	57	1,05	3,04	1,52
<i>Paspalum stellatum</i> Flügge	6	24	1,7	69	1,27	2,97	1,49
<i>Merremia cissooides</i> (Lam.) Hallier f.	5	20	1,42	79	1,46	2,88	1,44
<i>Eryngium pristis</i> Cham. & Schldl.	6	24	1,7	61	1,12	2,82	1,41
<i>Noticastrum macrocephalum</i> (Baker) Cuatrec.	6	24	1,7	61	1,12	2,82	1,41
<i>Hyptis comaroides</i> (Briq.) Harley & J.F.B. Pastore	7	28	1,99	41	0,76	2,75	1,38
<i>Schwenckia americana</i> Kunth	6	24	1,7	36	0,66	2,36	1,18
<i>Borreria poaya</i> (A. St.-Hil.) DC.	6	24	1,7	28	0,52	2,22	1,11
<i>Galactia boavista</i> (Vell.)Burkart	5	20	1,42	40	0,74	2,16	1,08
<i>Senecio grisebachii</i> Baker	5	20	1,42	38	0,7	2,12	1,06
<i>Staelia thymoides</i> Cham. & Schldl.	6	24	1,7	21	0,39	2,09	1,05
<i>Lessingianthus brevifolius</i> (Less.) H.Rob.	5	20	1,42	32	0,59	2,01	1,01
<i>Oxalis basiliensis</i> Lodd., G. Lodd. & W. Lodd. ex Hildebr.	4	16	1,14	45	0,83	1,97	0,99
<i>Borreria tenella</i> (Kunth) Cham. & Schldl.	5	20	1,42	17	0,31	1,73	0,87
<i>Aspicarpa salicifolia</i> (Chodat) Nied.	5	20	1,42	16	0,29	1,71	0,86
<i>Agenium leptocladum</i> (Hack.) Clayton	1	4	0,28	76	1,4	1,68	0,84
<i>Fridericia caudigera</i> (S.Moore) L.G.Lohmann	2	8	0,57	59	1,09	1,66	0,83
<i>Scoparia dulcis</i> L.	3	12	0,85	39	0,72	1,57	0,79
<i>Sida vespertina</i> Ekman	5	20	1,42	6	0,11	1,53	0,77

Especie	Pe	Fa	Fr	Ci	Cr	VI	VI%
<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	3	12	0,85	30	0,55	1,4	0,70
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlmann	2	8	0,57	41	0,76	1,33	0,67
<i>Isostigma peucedanifolium</i> (Spreng.) Less.	3	12	0,85	18	0,33	1,18	0,59
<i>Dicliptera squarrosa</i> Nees	2	8	0,57	32	0,59	1,16	0,58
<i>Calea uniflora</i> Less.	3	12	0,85	11	0,2	1,05	0,53
<i>Agalinis genistifolia</i> (Cham. & Schlttdl.) D'Arcy	3	12	0,85	10	0,18	1,03	0,52
<i>Croton glandulosus</i> L.	3	12	0,85	10	0,18	1,03	0,52
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schlttdl.) Steud.	3	12	0,85	10	0,18	1,03	0,52
<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	3	12	0,85	9	0,17	1,02	0,51
<i>Froelichia procera</i> (Seub.) Pedersen	3	12	0,85	8	0,15	1,00	0,50
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	2	8	0,57	23	0,42	0,99	0,50
<i>Salvia durifolia</i> Epling	3	12	0,85	7	0,13	0,98	0,49
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	3	12	0,85	6	0,11	0,96	0,48
<i>Oxalis perdicaria</i> (Molina) Bertero	3	12	0,85	4	0,07	0,92	0,46
<i>Pombalia lanata</i> (A. St.-Hil.) Paula-Souza	3	12	0,85	3	0,06	0,91	0,46
<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	2	8	0,57	11	0,2	0,77	0,39
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	2	8	0,57	9	0,17	0,74	0,37
<i>Croton draco</i> Schlttdl.	1	4	0,28	24	0,44	0,72	0,36
<i>Microstachys hispida</i> (Mart.) Govaerts	2	8	0,57	8	0,15	0,72	0,36
<i>Calibrachoa calycina</i> (Sendtn.) Wijsman	2	8	0,57	7	0,13	0,7	0,35
<i>Clitoria epetiolaris</i>	2	8	0,57	6	0,11	0,68	0,34
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.	2	8	0,57	5	0,09	0,66	0,33
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	2	8	0,57	5	0,09	0,66	0,33
<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	2	8	0,57	5	0,09	0,66	0,33
<i>Mimosa</i> sp.	2	8	0,57	5	0,09	0,66	0,33
<i>Ayenia aprica</i> Cristóbal	2	8	0,57	4	0,07	0,64	0,32
<i>Turnera hassleriana</i> Urb.	2	8	0,57	3	0,06	0,63	0,32
<i>Austrochthamalia teyucuarensis</i> H.A. Keller	1	4	0,28	16	0,29	0,57	0,29
<i>Condea floribunda</i> (Briq. ex Micheli) Harley & J.F.B. Pastore	1	4	0,28	16	0,29	0,57	0,29
<i>Panicum millegrana</i> Poir.	1	4	0,28	16	0,29	0,57	0,29
<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A.DC.	1	4	0,28	16	0,29	0,57	0,29
<i>Glandularia stelligera</i>	1	4	0,28	6	0,11	0,39	0,20
<i>Psidium salutare</i> var. <i>sericeum</i> (Cambess.) Landrum	1	4	0,28	6	0,11	0,39	0,20
<i>Hieracium commersonii</i> Monnier	1	4	0,28	4	0,07	0,35	0,18
<i>Merremia hassleriana</i> Hassler	1	4	0,28	4	0,07	0,35	0,18
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	1	4	0,28	4	0,07	0,35	0,18
<i>Stevia</i> sp.	1	4	0,28	4	0,07	0,35	0,18

Especie	Pe	Fa	Fr	Ci	Cr	VI	VI%
<i>Merremia</i> sp.	1	4	0,28	3	0,06	0,34	0,17
<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.)Yakovlev	1	4	0,28	2	0,04	0,32	0,16
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	1	4	0,28	2	0,04	0,32	0,16
<i>Mimosa debilis</i> Willd.	1	4	0,28	2	0,04	0,32	0,16
<i>Psidium</i> sp.	1	4	0,28	2	0,04	0,32	0,16
<i>Rhynchosia arenicola</i> Hassl.	1	4	0,28	2	0,04	0,32	0,16
<i>Clerodendrum ekmanii</i> Moldenke	1	4	0,28	1	0,02	0,3	0,15
<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	1	4	0,28	1	0,02	0,3	0,15
<i>Lessingianthus polyphyllus</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	1	4	0,28	1	0,02	0,3	0,15
<i>Marsypianthes hassleri</i> Briq.	1	4	0,28	1	0,02	0,3	0,15
Total general		1408	100	5427	100	199,88	100

Tabla 2. Valores de parámetros fitosociológicos de las especies (ordenadas con los valores de VI en forma decreciente) para lugares afectados por *M. minutiflora*. Abreviaturas= Ci: Cobertura individual; Cr: Cobertura relativa; Fa: Frecuencia absoluta; Fr: Frecuencia relativa; Pe: Presencia; VI: Valor de importancia; VI%: Valor de importancia porcentual.

Especie	Pe	Fa	Fr	Ci	Cr	VI	VI%
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv	25	100	18,38	2475	74,3	92,68	46,32
<i>Axonopus suffultus</i> (J.C.Mikan ex Trin.) Parodi	8	32	5,88	189	5,67	11,56	5,78
<i>Schwenckia americana</i> Kunth	8	32	5,88	78	2,34	8,22	4,11
<i>Dimerostemma arnottii</i> (Baker) M.D.Moraes	7	28	5,15	36	1,08	6,23	3,11
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	5	20	3,68	71	2,13	5,81	2,90
<i>Galianthe eupatorioides</i> (Cham. & Schltl.) E.L.Cabral	6	24	4,41	25	0,75	5,16	2,58
<i>Galactia boavista</i> (Vell.)Burkart	5	20	3,68	31	0,93	4,61	2,30
<i>Aristida megapotamica</i> Spreng.	3	12	2,21	57	1,71	3,92	1,96
<i>Lessingianthus polyphyllus</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	4	16	2,94	30	0,9	3,84	1,92
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlm.	4	16	2,94	29	0,87	3,81	1,90
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	4	16	2,94	14	0,42	3,36	1,68
<i>Agalinis genistifolia</i> (Cham. & Schltl.) D'Arcy	4	16	2,94	13	0,39	3,33	1,66
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	3	12	2,21	21	0,63	2,84	1,42
<i>Noticastrum macrocephalum</i> (Baker) Cuatrec.	3	12	2,21	19	0,57	2,78	1,39
<i>Chromolaena caaguazuensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	3	12	2,21	14	0,42	2,63	1,31
<i>Solanum granulosum-leprosum</i> Dunal	3	12	2,21	7	0,21	2,42	1,21
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	3	12	2,21	4	0,12	2,33	1,16
<i>Stylosanthes viscosa</i> Sw.	2	8	1,47	24	0,72	2,19	1,09
<i>Ipomoea indica</i> (Burm. f.) Merr.	2	8	1,47	23	0,69	2,16	1,08
<i>Senecio grisebachii</i> Baker	2	8	1,47	19	0,57	2,04	1,02
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	2	8	1,47	15	0,45	1,92	0,96

Especie	Pe	Fa	Fr	Ci	Cr	VI	VI%
<i>Lippia organoides</i> Kunth	2	8	1,47	13	0,39	1,86	0,93
<i>Disynaphia filifolia</i> (Hassl.) R.M.King & H.Rob.	2	8	1,47	12	0,36	1,83	0,91
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	2	8	1,47	9	0,27	1,74	0,87
<i>Merremia cissoides</i> (Lam.) Hallier f.	2	8	1,47	7	0,21	1,68	0,84
<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	2	8	1,47	4	0,12	1,59	0,79
<i>Turnera hassleriana</i> Urb.	2	8	1,47	2	0,06	1,53	0,76
<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	1	4	0,74	17	0,51	1,25	0,62
<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	1	4	0,74	15	0,45	1,19	0,59
<i>Cestrum</i> sp.	1	4	0,74	12	0,36	1,1	0,55
<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	1	4	0,74	10	0,3	1,04	0,52
<i>Psidium salutare</i> var. <i>sericeum</i> (Cambess.) Landrum	1	4	0,74	6	0,18	0,92	0,46
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	1	4	0,74	4	0,12	0,86	0,43
<i>Croton hirtus</i> L'Hér.	1	4	0,74	3	0,09	0,83	0,41
<i>Desmodium affine</i> Schltld.	1	4	0,74	3	0,09	0,83	0,41
<i>Isostigma peucedanifolium</i> (Spreng.) Less.	1	4	0,74	3	0,09	0,83	0,41
<i>Staelia thymoides</i> Cham. & Schltld.	1	4	0,74	3	0,09	0,83	0,41
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Mez ex Ekman	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Eugenia lilloana</i> D.Legrand	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Lippia lupulina</i> Cham.	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Spermacoce poaya</i> A.St.-Hil.	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	1	4	0,74	2	0,06	0,8	0,40
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	1	4	0,74	1	0,03	0,77	0,38
<i>Commelina erecta</i> L.	1	4	0,74	1	0,03	0,77	0,38
Total general		544	100	3331	100	200	100

distribuye tan solo en dos especies, solo una de las cuales es nativa.

Diversidad

El análisis de diversidad abordado a través de los perfiles dio como resultado que la mayor diversidad se encuentra en las áreas que no están invadidas para los tres valores del coeficiente q de mayor relevancia, siendo los valores del índice para las parcelas SMm q_0 igual a 81, q_1 igual a 41,1 y para q_2 igual a 55,5; mientras que para las parcelas CMm los valores correspondientes son q_0 igual a 45, q_1 igual a 17,4 y q_2 igual a 1 (Fig. 5). Por otro lado, en los gráficos de la Fig. 5 se aprecia además

que las muestras SMm presentan una curva con pendiente menor, lo que refleja una mayor equidad en la distribución de los individuos por especie. Por el contrario, el perfil de las áreas CMm muestra una curva más pronunciada, pero ubicada muy por debajo de la curva SMm. Estas diferencias se deben a que, por un lado, las áreas CMm presentan mucho menos riqueza (45 especies) y con una distribución de dominancia que favorece a unas pocas especies (baja equidad).

Incremento en superficie

Para la primera medición correspondiente al año 2015 (Fig. 6A) la superficie invadida era de 9.774,5

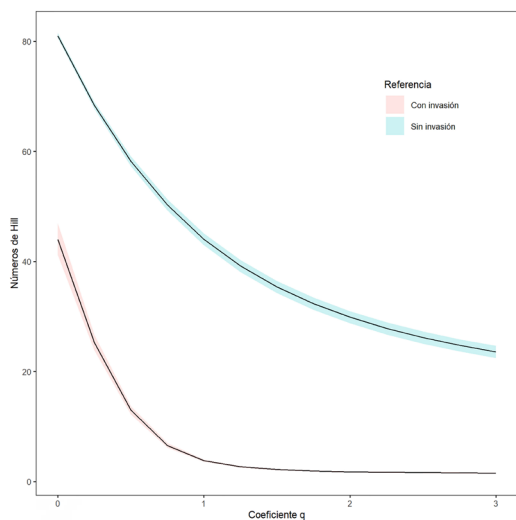


Fig. 5. Perfiles de diversidad para las áreas invadidas (línea inferior rosada) y las áreas sin invasión (línea superior celeste); las áreas sombreadas corresponden a intervalo de confianza del 95%.

m², con un total de 17 parches o manchones. Para el año siguiente, 2016 (Fig. 6B) la superficie total afectada fue de 18.822,6 m² con 20 parches, con lo cual la superficie se incrementó 9.078,1 m² en dicho periodo, es decir, con valores cercanos al 100% de incremento. Al segundo año de medición se registraron ocho nuevos focos de proliferación, y 11 de los 17 que estaban presentes en el 2015 se expandieron de manera considerable.

Para el año 2017 la superficie afectada fue de 23.396,9 m², uniéndose algunos de los parches aislados que se encontraban separados en el año 2016. Otro aspecto importante para este último periodo de medición es la gran cantidad de focos nuevos (Fig. 6C). También puede apreciarse que la mayoría de los focos de ocupación por parte de esta especie tienen lugar en bordes de caminos en uso o abandonados (Fig. 2B-C). En la Fig. 6D se muestra un gráfico de la tendencia creciente de la ocupación de *M. minutiflora* en los pastizales estudiados.

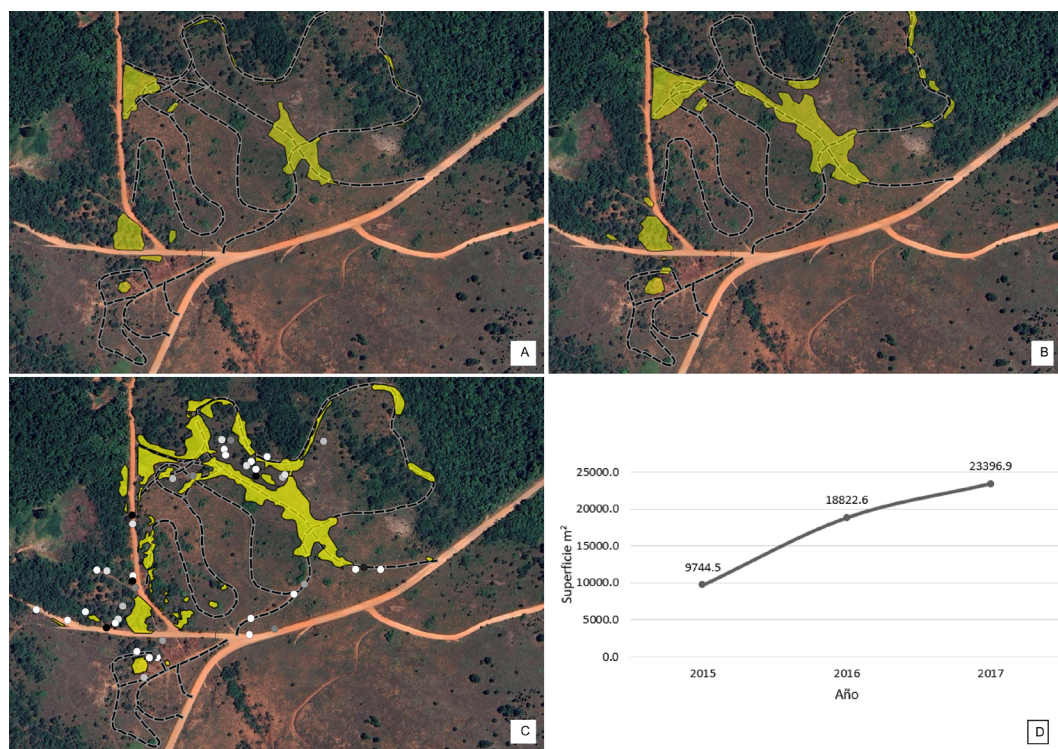


Fig. 6. Áreas invadidas por *M. minutiflora* (zonas amarillas) en el periodo 2015-2017. **A:** Año 2015. **B:** Año 2016. **C:** Año 2017. **D:** Línea de tendencia del avance de la superficie de invasión. Los puntos blancos corresponden a pequeños parches de 1 m², los grises de 4 m², 8m² y 10m², y los negros de 12 m²; las líneas punteadas corresponden a antiguos caminos de circuito de rally.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La superficie invadida en el año 2015 fue de 9.744,5 m² y para el año 2017 aumentó extendiéndose a 23.396,9 m², este aumento corresponde a la superficie de focos nuevos de infección y la expansión de los focos ya existentes, lo que en un periodo de tres años totaliza un 240%. Las actividades antropogénicas son la principal causa para que continúe su dispersión, ya que se ha determinado que, como muchas invasoras, se desarrollan mejor en lugares sujetos a disturbios, como a lo largo de caminos, senderos y sitios de deposición de basura, y de ahí avanza hacia el ecosistema circundante, como lo han observado Castillo *et al.* (2014). En el caso del presente estudio, estas áreas disturbadas corresponden a caminos vigentes o antiguos caminos de circuito de rally (Fig. 2C-E). Este aumento de la superficie de ocupación por sobre la vegetación nativa trae consigo un deterioro sobre el ecosistema en lo que respecta a riqueza, diversidad y distribución de la cobertura. Esto se ve reflejado en los análisis de la diversidad, donde los menores valores para el coeficiente *q* de los perfiles analizados se encontraron en los lugares afectados por *M. minutiflora*. Adicionalmente los resultados del presente estudio demuestran que el avance de esta especie exótica, impacta en la distribución de especies por familia, decayendo el número de especies de las familias que presentan mayor riqueza como las Poaceae, Fabaceae, Rubiaceae entre otras, siendo Asteraceae la menos afectada en este sentido. Ello sugiere que el avance de *M. minutiflora* a nivel local en las áreas que avanza sobre los campos naturales del Teyú Cuaré, se produce una alteración no solo en la diversidad y cobertura, sino también en la composición de la vegetación nativa. Por su parte, esta misma especie adventicia en los cerrados brasileños es considerada una de las principales especies invasoras (Cornwall, 2022) y el principal problema para la conservación de la vegetación en áreas naturales protegidas de este bioma (Pivello *et al.*, 1999b; Martins *et al.*, 2004).

Experiencias realizadas por Hoffmann & Haridasan (2008) en la región del Cerrado de Brasil compararon la germinación de siete especies de árboles nativos en dos situaciones, un sitio dominado por *M. minutiflora* y otras

por vegetación nativa sin invasión de especies exóticas. La especie adventicia no tuvo ningún efecto discernible sobre la emergencia inicial de plántulas, pero si en el posterior establecimiento, alcanzando valores por debajo de la mitad de la supervivencia con respecto a parcelas dominadas por especies nativas. Estos autores también determinaron que la biomasa aérea de las hierbas de parcelas invadidas era más del doble que el de las parcelas no invadida, mientras que la supervivencia de las plántulas se correlacionó negativamente con la biomasa herbácea, lo que sugiere que la competencia por la luz puede explicar la baja supervivencia de las plántulas donde *M. minutiflora* es dominante. Esto podría estar explicando las diferencias halladas en este estudio en cuanto al número de individuos y especies por familia comparando las áreas no afectadas y las afectadas por la invasión de esta especie.

El Alto Valor de Importancia de *M. minutiflora* encontrado en las parcelas afectadas son similares a los hallados por Pivello *et al.* (1999a) en la Reserva del Cerrado Pé-de-Gigante (Estado de São Paulo, Brasil) donde detectaron a las especies *M. minutiflora* y *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster, con valores de VI muy altos, y donde ambas hierbas exóticas se asociaron negativamente con la mayoría de las gramíneas nativas, lo que sugiere que ejercen una fuerte presión competitiva en la comunidad herbácea nativa.

Melinis minutiflora aporta una gran cantidad de biomasa al sistema invadido, según Aries (2005) alcanzando hasta un 71% y Martins *et al.* (2011) un 62% de la biomasa total de las plantas vasculares presentes. Para el caso de los pastizales sobre areniscas en Misiones debe considerarse la gran riqueza de plantas subarborescentes xilopodíferas, que cuentan con una importante biomasa bajo el nivel del suelo, lo cual constituye un reservorio de material reproductivo que puede ser útil a la hora de plantearse iniciativas de restauración.

En virtud de que estas áreas relictuales son únicas para la Argentina y constituyen el nicho ecológico para microendemismos, se hace evidente la imperiosa necesidad de establecer programas para contrarrestar los efectos del avance y advenimiento de invasiones biológicas mediante el estudio previo de técnicas de control apropiadas a cada situación.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores han realizado conjuntamente y a partes iguales la colecta de datos, su análisis e interpretación y redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigación Científica y Técnicas (CONICET). A la Reserva Natural Osununú de la Fundación Temaikén y Club del Río por permitirnos trabajar en parte de su reserva y brindarnos su apoyo.

BIBLIOGRAFÍA

- AIRES, F. S., T. G. BARROS, S. B. SILVA, A. C. G. SÁ, M. N. SATO, S. M. ANDRADE & H. S. MIRANDA. 2005. Queimada em área de Cerrado invadido por capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) no Parque Nacional de Brasília. En VII Congreso de Ecología de Brasil, Caxambu. Disponible en: <https://www.seb-ecologia.org.br/revistas/indexar/anais/viiceb/resumos/52a.pdf>
- ALVAREZ, M., S. CÓRDOBA, F. ESCOBAR, F. GIOVANNY, F. GAST, H. MENDOZA & H. VILLAREAL. 2004. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, Bogotá.
- CHAO A., K. H. MA, T. C. HSIEH & CHUN-HUO CHIU. 2016. SpadeR: Species-Richness Prediction and Diversity Estimation with R. R package version 0.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=SpadeR>
- CABRERA, A. 1976. Fitogeográficas de la República Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 14: 1-41.
- CASSEY, P., P. GARCÍA-DÍAZ, J. L. LOCKWOOD, T. M. BLACKBURN, J. JESCHKE & T. HEGER. 2018. Invasion biology: searching for predictions and prevention, and avoiding lost causes. En: JESCHKE, J. M. & T. HEGER (eds.), *Invasion biology: hypotheses and evidence*, pp. 3-13. CAB International, Wallingford.
- CASTILLO, M., A. B. VALLADARES, M. I. GONZÁLEZ, R. MATA & P. C. ÁLVAREZ. 2014. Biología del pasto rosado *Melinis repens* (Willd.) e implicaciones para su aprovechamiento o control. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 5: 429-442.
- CASTRO-DÍEZ, P., F. VALLADARES & A. ALONSO. 2005. La creciente amenaza de las invasiones biológicas: *Ecosistemas* 13: 61-68. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/532>
- CHAO, A. & L. JOST. 2015. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods Ecol. Evol.* 6: 873-882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- CHAO, A., N. J. GOTELLI, T. C. HSIEH, E. L. SANDER, K. H. MA, R. K. COLWELL & A. M. ELLISON. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84: 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- COLWELL, R. K. *EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0*. 2013. University Connecticut, USA. Disponible en: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>
- CORNWALL, W. 2022. Fiery invasion. *Science*. 377: 568-571. <https://doi.org/10.1126/science.ade2171>
- DEBLE, L. P., H. A. KELLER & F. D. S. ALVES. 2017. Resurrection and epitypification of *Butia poni* (Arecaceae), a neglected palm micro-endemic in the grasslands of Misiones, Argentina. *Phytotaxa* 316: 171-180. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.316.2.6>
- DUBOSCQ-CARRA, V. G., R. D. FERNANDEZ, P. J. HAUBROCK, R. D. DIMARCO, E. ANGULO, L. BALLESTEROS-MEJIA, C. DIAGNE, F. COURCHAMP & M. A. NUÑEZ. 2021. Economic impact of invasive alien species in Argentina: a first national synthesis. En: ZENNI, R. D. *et al.* (eds.), *The economic costs of biological invasions around the world*. *NeoBiota* 67: 329-348. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.63208>
- DUTRA SILVA, S., R. A. MATHEUS, V. BRAZ & J. PEIXOTO. 2015. Fronteira do gado e a *Melinis Minutiflora* P. Beauv. (Poaceae): A história ambiental e as paisagens campestres do Cerrado goiano no século XIX. *Sustentabilidade em Debate* 6: 17-32. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v6n2.2015.15469>
- ELLENBERG, D. & D. MUELLER-DOMBOIS. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York.
- FARINACCIO, M. A. & H. A. KELLER. 2014. Novelty in *Oxypetalum* (Apocynaceae-Asclepiadoideae) for the Argentine Flora. *Phytotaxa* 184: 109-114. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.184.2.3>
- FREITAS, G. K. & V. R. PIVELLO. Ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade. 2002. En: PIVELLO, V. R. & E. M. VARANDA (eds.), *O*





- cerrado Pé-de-Gigante: ecología e conservação-Parque Estadual de Vassununga, pp. 283-296. Ecología e Conservação, São Paulo.
- HOFFMANN, W. A. & M. HARIDASAN. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecol.* 1: 29-36.
- HSIEH, T. C., K. H. MA & A. CHAO. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7: 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- JEFFREY, B. A. 2021. ggthemes: Extra Themes, Scales and Geoms for 'ggplot2'. R package version 4.2.4. Disponible en: <https://CRAN.R-project.org/package=ggthemes>
- JOST, L. 2019. What do we mean by diversity? The path towards quantification. *Métode Science Studies Journal* 9: 55-61. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11472>
- KELLER, H. A. 2015. *Austrochthamalia teyucuaensis* (Apocynaceae: Asclepiadoideae), una nueva especie endémica de Misiones, Argentina. *Lilloa* 52: 40-45. <http://www.lilloa.org.ar/journals/index.php/lilloa/article/view/334>
- KELLER, H. A. & S. L. CROCKETT. 2015. *Hypericum robsonii* spec. nova sect. *Trigynobrathys* (Hypericaceae) from the Misiones Province in Argentina. *Phyton* 55: 17-29. [http://dx.doi.org/10.12905/0380.phyton55\(1\)2015-0017](http://dx.doi.org/10.12905/0380.phyton55(1)2015-0017)
- KELLER, H. A. & S. G. TRESSSENS. 2016. *Hedeoma teyucuaensis* (Lamiaceae), nueva especie de Misiones. *Darwiniana, nueva serie* 4: 5-11. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2016.41.692>
- LIGIER, H., H. MATTEIO, H. POLO & J. ROSSO. 1990. *Atlas de suelos de la República Argentina: Provincia de Misiones*. INTA, Buenos Aires.
- MACK, M. C. & C. M. D'ANTONIO. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *TREE* 13: 195-198. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01286-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01286-X)
- MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1963. Esquema fitogeográfico de la Provincia de Misiones (República Argentina). *Bonplandia* 3: 171-223. <https://doi.org/10.30972/bon.133941>
- MARTÍNEZ CROVETTO, R. 1977. Notas sobre las fanerógamas de la flora Argentina. *Bonplandia* 5: 1-6. <https://doi.org/10.30972/bon.51-71528>
- MARTINS, C. R., L. L. LEITE & M. HARIDASAN. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Árvore* 28: 739-747. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622004000500014>
- MARTINS, C. R., J. D. V. HAY, B. M. T. WALTER, C. E. B. PROENÇA & L. J. VIVALDI. 2011. Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Rev. Bras. Bot.* 34: 73-90. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000100008>
- MORANDI, M., S. ZALBA, L. BELFER, C. G. NOWAK & Y. CUEVAS. 2020. *Las especies exóticas y la economía*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Argentina.
- PIVELLO, V. R., C. N. SHIDA & S. T. MEIRELLES. 1999a. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 8: 1281-1294. <https://doi.org/10.1023/A:1008933305857>
- PIVELLO, V. R., V. M. C. CARVALHO, P. F. LOPES, A. A. PECCININI & S. ROSSO. 1999b. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) Biological Reserve. *Biotropica* 31: 71-82. <https://doi.org/10.2307/2663960>
- QUANTUM GIS Development Team. 2016. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>
- ROSSI, R. D., J. E. CORTES FIGUEIRA & C. R. MARTINS. 2010. Capim-gordura, invasão biológica, conservação do cerrado e regime de fogo. *MG Biota* 3: 4-27.
- ROSSI, R. D., C. R. MARTINS, P. L. VIANA, E. L. RODRIGUES, J. E. CORTES FIGUEIRA. 2014. Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta bot. bras.* 28: 631-637. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>
- SALARIATO, D. L. 2012. Poaceae. En: ZULOAGA, F. O. & M. J. BELGRANO (eds.), *Flora Vascular de la República Argentina*, vol. 3: 163-205. Estudio Sigma S.R.L., Buenos Aires.
- SCHUTTLER, E. & C. S. KAREZ. 2009. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biósfera de América Latina y El Caribe. Informe Técnico

- Programa sobre el Hombre y la Biósfera. Editorial Unesco, Montevideo.
- SIMBERLOFF, D., J. L. MARTIN, P. GENOVESI, V. MARIS, D. A. WARDLE, J. ARONSON, F. COURCHAMP, B. GALIL, E. GARCÍA-BERTHOU, M. PASCAL, P. PYŠEK, R. SOUSA, E. TABACCHI & M. VILÀ. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *TREE* 28: 58-66.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- SORIA, A. 1996. *Fundamentos técnicos para la ampliación del Parque Provincial Teyú Cuaré (Provincia de Misiones)*. Delegación Técnica Regional Nordeste Argentino. Administración de Parques Nacionales, Iguazú.
- TERUGGI, M. E. 1970. Bosquejo geológico del Paraguay y la Provincia de Corrientes. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 1: 1-15.
- VELAZCO, S. J. E., F. GALVÃO, H. A. KELLER & N. A. BEDRIJ. 2018a. Cerrados in Argentina? Structure, diversity and biogeography of the woody component of a savanna in the Misiones Province. *Rodriguésia* 69: 335-349.
<https://doi.org/10.1590/2175-7860201869206>
- VELAZCO, S. J. E., H. A. KELLER & F. GALVÃO. 2018b. Pequeños pero importantes: las comunidades de vegetales leñosas de los afloramientos de arenisca de Teyú Cuaré (Misiones, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 53: 421-433.
<https://doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n3.21315>
- VILÀ, M. & P. E. HULME. 2017. Non-native species, ecosystem services, and human well-being. En: VILÀ, M. & P. E. HULME (eds.), *In impact of biological invasions on ecosystem services*, pp. 1-14. Springer Cham, Suiza.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3>
- WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York. Disponible en: <https://ggplot2.tidyverse.org>
- WILLIAMS, D. G. & Z. BARUCH. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological invasions* 2: 123-140. <https://doi.org/10.1023/A:1010040524588>
- ZALBA, S. M., Y. A. CUEVAS & R. M. BOÓ. 2008. Invasion of *Pinus halepensis* Mill. following a wildfire in an Argentine grassland nature reserve. *J. Environ. Manage.* 88: 539-546.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.018>
- ZULOAGA, F. O., M. J. BELGRANO & C. ZANOTTI. 2019. Actualización del Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. *Darwiniana, nueva serie* 7: 208-78.
<https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>



LOS CAMINOS DE MONTAÑA AFECTAN A LA RIQUEZA DE PLANTAS NATIVAS Y EXÓTICAS A LO LARGO DEL GRADIENTE DE ELEVACIÓN EN LOS ANDES ÁRIDOS

MOUNTAIN ROADS AFFECT THE RICHNESS OF NATIVE AND EXOTIC PLANTS ALONG THE ELEVATIONAL GRADIENT IN THE ARID ANDES

Valeria Aschero^{1*}, Lorena J. Bonjour², María A. Alvarez¹ & Agustina Barros¹

1. Instituto Argentino de Nivología y Glaciología y Ciencias Ambientales, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

2. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

*vaschero@mendoza-conicet.gov.ar

Citar este artículo

ASCHERO, V., L. J. BONJOUR, M. A. ALVAREZ & A. BARROS. 2023. Los caminos de montaña afectan a la riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente de elevación en los Andes Áridos. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 137-150.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38527>

SUMMARY

Background and aims: In order to contribute to the knowledge and conservation of the arid Andes flora, we explored how vehicular roads and elevation affect the composition and richness of plant communities. In addition, we aim to estimate the degree of plant invasion in the native community and identify the most common non-natives at three protected areas in Mendoza.

M&M: We recorded the composition and abundance of native and non-natives along the elevation gradient (from 1700 to 3900 m a.s.l.) in three vehicular roads (Villavicencio, Cordón del Plata, and Manzano-Portillo). At each road, 20 "T-plots" were located according to the MIREN protocol <www.mountaininvasions.org>.

Results: We identified 357 species, 42 were non-native (12%). Non-native cover was higher at Cordón del Plata (23%) than in the other protected areas (Manzano 11%, Villavicencio 6%). Most non-natives were herbaceous, except *Rosa rubiginosa*. Of all species, 64% of natives and 45% of non-natives were exclusive to a protected area, therefore native and non-native species composition was different among the protected areas. Non-native richness was higher near the road and decreased quadratically with elevation, but to explain native richness patterns it was necessary to consider the interaction between elevation and distance from the road. Native richness near the road was constant along the elevation gradient (~15 species) but showed a decreasing linear relationship away from the road.

Conclusions: Roads can modify the distribution patterns of species along the elevation in the Andes.

KEY WORDS

Andes, Andean flora, anthropic disturbance, biodiversity, plant invasions, protected areas, tourism.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Para contribuir al conocimiento y conservación de la flora de los Andes áridos exploramos cómo los caminos vehiculares y la elevación modulan la composición y riqueza en las comunidades vegetales. Además, buscamos estimar el grado de invasión de la comunidad e identificar a las especies exóticas más comunes en tres áreas protegidas de Mendoza.

M&M: Registramos la composición y abundancia de plantas nativas y exóticas en el gradiente de elevación (desde 1700 m hasta 3900 m s.n.m.) de tres caminos vehiculares (Villavicencio, Cordón del Plata, y Manzano-Portillo). En cada camino se localizaron 20 transectas tipo "T" de acuerdo al protocolo MIREN (www.mountaininvasions.org).

Resultados: Identificamos 357 especies, 42 fueron exóticas (12%). La cobertura de exóticas fue mayor en Cordón del Plata (23%) que en las otras áreas protegidas (Manzano 11%, Villavicencio 6%). La mayoría de las plantas exóticas son herbáceas, excepto *Rosa rubiginosa*. El 64% de las especies nativas y el 45% de exóticas fueron exclusivas de un área protegida, y la composición de nativas y de exóticas fue diferente entre las áreas protegidas. La riqueza de exóticas fue mayor en cercanía al camino y decreció cuadráticamente con la elevación, pero para explicar la riqueza de nativas es necesario considerar la interacción entre elevación y distancia al camino. La riqueza de nativas cerca del camino fue constante en el gradiente de elevación (~15 especies) pero mostró una relación lineal decreciente lejos del camino.

Conclusiones: Los caminos alteran los patrones de distribución de las especies a lo largo de la elevación en los Andes.


PALABRAS CLAVES

Andes, áreas protegidas, biodiversidad, disturbio antrópico, flora Andina, invasiones de plantas, turismo.

Recibido: 16 Ago 2023

Aceptado: 23 Ene 2023

Publicado impreso: 31 Mar 2023

Editora: Karina Speziale

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

Las invasiones de plantas son una amenaza creciente a la conservación de la biodiversidad en montañas dados los efectos del aumento de temperaturas por el cambio climático, el aumento de variabilidad en la precipitación, y los crecientes disturbios antrópicos (Pauchard *et al.*, 2009; McDougall *et al.*, 2011; Seipel *et al.*, 2012). Múltiples estudios buscaron entender el patrón de distribución y abundancia de plantas exóticas en diferentes regiones montañosas y destacaron que la elevación, es decir el “filtro ambiental” que se asocia a condiciones ambientales más adversas a mayor elevación, y el nivel de disturbio antrópico desempeñan un rol predominante para regular la diversidad de plantas en las montañas (Pauchard & Alaback 2004; Speziale & Ezcurra 2011; Lembrechts *et al.*, 2016; Haider *et al.*, 2022). Sin embargo, los resultados de una síntesis global reciente mostraron que los patrones de distribución de riqueza de plantas a lo largo de gradientes altitudinales no son ubicuos y que puede haber diferencias a nivel regional o local, por ejemplo, entre sitios alejados o cercanos a disturbios antrópicos, como son los caminos de montaña (Haider *et al.*, 2018).

Los caminos vehiculares son un disturbio común en montañas y facilitan la presencia de plantas exóticas en altas elevaciones (Alexander *et al.*, 2011). La construcción y presencia de caminos afecta a procesos y características del ambiente que influyen en la comunidad de plantas. El mantenimiento y trazado de caminos se asocia a cambios en la estructura, la escorrentía y la química del suelo, la remoción de vegetación residente, transporte de nuevos propágulos (Ansong & Pickering, 2013) y características del microclima (Lembrechts *et al.*, 2016). En los Andes templados de Patagonia se ha visto que el patrón de riqueza de nativas cambia según la distancia a caminos a lo largo de la elevación, variando en forma cuadrática para las nativas cerca del camino (una joroba de camello), pero lineal alejado de los caminos (Haider *et al.*, 2018). Sin embargo, para la riqueza de plantas exóticas la relación fue cuadrática en esta misma región tanto cerca como lejos del camino (Haider *et al.*, 2018). La divergencia de patrones de riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente altitudinal y en relación a caminos en los Andes Áridos de Argentina no han sido aún explorados y

pueden ayudarnos a dilucidar la importancia de los factores ambientales que intervienen en regular las invasiones de plantas. Si bien, la severidad de las condiciones climáticas en los Andes Áridos supone una barrera a las invasiones de plantas, conocemos que las especies exóticas están presentes en todo el gradiente altitudinal y su abundancia es impulsada por perturbaciones humanas (Barros & Pickering, 2014; Barros *et al.*, 2020).

Conocer los patrones de riqueza y distribución de plantas exóticas en los Andes resulta de gran relevancia debido a los potenciales impactos de éstas especies y la importancia de la flora andina. La vegetación en los Andes presenta alta diversidad, regional y local, debido a su amplia extensión latitudinal y heterogeneidad ambiental asociada a los gradientes de elevación y variaciones en la topografía (Braun *et al.*, 2002; Ezcurra & Gavini, 2020). También la flora de los Andes contiene un alto nivel de endemismos debido a los repetidos episodios de migración y aislamiento correspondientes a los periodos glaciares e interglaciares (Simpson, 1975; Ferreyra *et al.*, 1998). En el caso de los Andes áridos de Mendoza, aunque la cobertura vegetal es relativamente baja (~50%) la riqueza florística es alta, con muchas especies distribuidas en hábitats restringidos, generando endemismos locales (Méndez, 2009). Por ejemplo, en la zona del Cordón del Plata se han registrado 667 especies de plantas vasculares, de las cuales el 20% son endémicas de Argentina (Méndez, 2009).

Para contribuir al conocimiento de la flora de los Andes áridos y entender cómo los caminos vehiculares y la elevación modulan la riqueza de plantas, nos proponemos explorar si existen inconsistencias en el patrón de distribución de la riqueza de plantas nativas y exóticas, y si la distancia a los caminos de montaña es importante para explicar la riqueza en las comunidades vegetales de los Andes Áridos de Mendoza. Esperamos encontrar que, debido a las adaptaciones de las especies nativas al clima regional, caracterizado por baja disponibilidad de agua y temperaturas extremadamente bajas, la riqueza de plantas nativas a lo largo del gradiente de elevación se asocie con un patrón lineal pero que el patrón sea cuadrático para la riqueza de exóticas pues la mayoría de las especies invasoras provienen de climas templado-húmedos (Seipel *et al.*, 2012). Por otra parte, predecimos que la riqueza de exóticas será mayor y la riqueza de nativas menor

cerca del camino que a mayor distancia al camino. Esto se debe a que los caminos son sitios de alto disturbio, y pueden actuar como vectores de ingreso y desplazamiento de plantas exóticas. A su vez, la construcción y mantenimiento de los caminos de montaña implica la remoción de vegetación nativa (Lembrechts *et al.*, 2014). Además, buscamos proveer información sobre el grado de invasión de la comunidad de plantas e identificar a las especies exóticas más comunes de tres áreas protegidas de montaña de Mendoza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La recolección de datos se realizó durante la primavera y verano del 2016-2017 en la zona central de los Andes áridos de Argentina, en tres áreas protegidas de la provincia de Mendoza. Las mismas incluyeron la Reserva Natural Villavicencio (32° 31' 31" S, 69° 0' 33" O), ubicada en la Precordillera, y las áreas protegidas Parque Provincial Cerdón del Plata (33° 0' 14" S, 69° 17' 50" O), y Reserva Natural Manzano- Portillo Piuquenes (33° 35' 51" S, 69° 0' 33" O), ubicadas en la Cordillera Frontal. Los relevamientos se desarrollaron en cada uno de los caminos vehiculares que atraviesan estas áreas protegidas, las cuales fueron seleccionadas por su accesibilidad, el objetivo común de conservación de su flora, condiciones bioclimáticas y el amplio desnivel que cubren (>1500 metros en promedio) (Fig. 1A-B). Los relevamientos abarcaron todo el rango de elevación de cada camino por área protegida, iniciando a los 1700 m hasta la elevación máxima que varió entre los 2900 m (Villavicencio) y 3900 m (Manzano). Los caminos son de ripio y están abiertos al tráfico durante todo el año, excepto durante el invierno donde a elevaciones superiores a los 2800 m pueden cerrarse debido a la cobertura de nieve.

El clima en la región es frío y seco, con fuertes variaciones en temperatura y precipitación debido al amplio rango de elevación y la topografía heterogénea (Méndez, 2004; Méndez, 2009). Las áreas de menor elevación están caracterizadas por una mayor aridez y temperatura, mientras que los sitios a mayor elevación se caracterizan por condiciones más frías y húmedas (Méndez, 2004). La precipitación varía entre los 398 mm en

el Cerdón del Plata en la Cordillera Frontal a 120 mm en Villavicencio. En la Cordillera Frontal las precipitaciones ocurren durante casi todo el año, con origen principalmente en el Océano Pacífico durante el invierno y en el Atlántico durante el verano (Crespo *et al.*, 2017). En la Precordillera, las precipitaciones son comúnmente esporádicas y localizadas, siendo principalmente estivales y en menor medida invernales (Dalmaso *et al.*, 1999).

Los suelos están poco desarrollados y exhiben gran heterogeneidad espacial (Méndez, 2004; Méndez *et al.*, 2006) y entre los 2400-3200 m s. n. m. los suelos pueden estar estacionalmente congelados. A mayores elevaciones hay permafrost en el suelo (Roig *et al.*, 2007). El área de estudio forma parte de la región biogeográfica Andina (Morrone, 2006), e incluye dos provincias fitogeográficas: Andina (entre los 1400 a 2500) y la Altoandina, por encima de los 2500 m (Méndez, 2011). La provincia Andina está caracterizada por especies arbustivas tales como *Adesmia pinifolia*, *Colliguaja integerrima*, *Senecio subulatus*, y *Junellia juniperina*, y herbáceas tales como *Pappostipa chrysophylla*, y *Acaena pinnatifida* (Méndez, 2011). La provincia Altoandina, en donde la cobertura vegetal es más escasa, está caracterizada por arbustos bajos, como *Adesmia aegiceras*, y cojines, como *Azorella monantha* y *Adesmia subterranea*, y algunas especies de gramíneas y herbáceas perennes como *Poa holciformis* y *Senecio trifidus* (Kiesling *et al.*, 2021). Los relevamientos florísticos previos en la región han registrado más de 600 especies de plantas nativas (Méndez *et al.*, 2006; Méndez, 2009, 2011).

Las áreas protegidas que rodean estos caminos de montaña tienen limitado uso antrópico y actualmente cuentan con poca infraestructura, a excepción de refugios de montaña y hospedajes turísticos. Dentro de los caminos relevados, existe mayor infraestructura turística en Villavicencio y Cerdón del Plata con respecto a Manzano. La actividad antrópica principal es la recreación y el turismo, incluyendo actividades como avistajes, deportes de montaña y uso de los refugios. También estas áreas son utilizadas para el pastoreo de ganado doméstico, incluyendo vacas y caballos (Barros & Pickering, 2015). La distancia desde cada área protegida a la capital de la provincia de Mendoza es de 47 km para Villavicencio, 60 km para Cerdón del Plata y 100 km para Manzano Histórico.

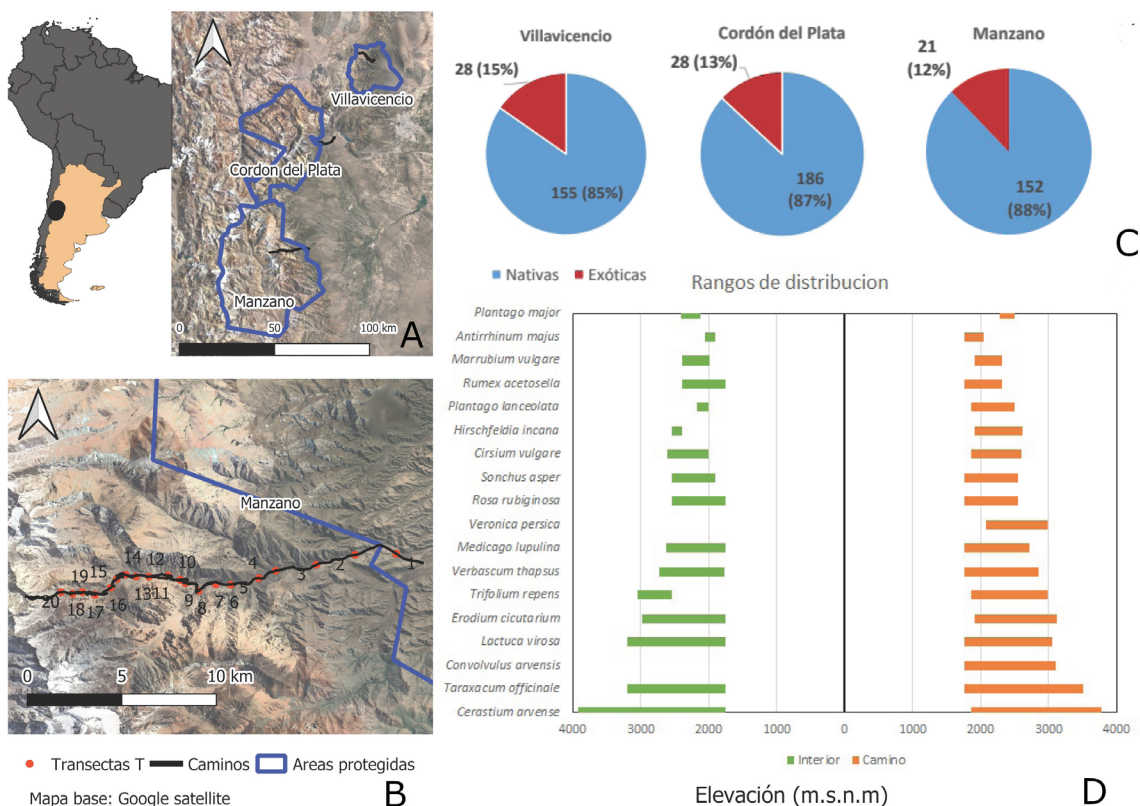


Fig. 1. A: Ubicación del área de estudio en tres áreas protegidas de Mendoza en los Andes Áridos. **B:** detalle de un camino mostrando el esquema de ubicación de las parcelas en un gradiente de elevación en la Reserva Manzano-Portillo Piuquenes. **C:** Número y porcentaje de plantas nativas y exóticas. **D:** Rangos de distribución en la elevación de especies exóticas más comunes en parcelas cerca de caminos y parcelas de interior.

Diseño de muestreo y toma de datos

En cada camino se localizaron 20 transectas de monitoreo de acuerdo al protocolo “T-transects” de MIREN (Haider *et al.*, 2022). Las transectas fueron distribuidas uniformemente en el gradiente altitudinal de cada uno, de modo que el rango de elevación de estos se dividió en 19 porciones iguales, dando 20 líneas de contorno espaciadas uniformemente (Fig. 1B). Cada transecta tiene una forma de “T”, que consiste en 3 parcelas de 2 x 50 m, una parcela denominada “camino” paralela al camino, y otras 2 parcelas perpendiculares al camino; una designada como “borde”, y otra “interior” terminada a 100 m de distancia del camino. Dentro de cada parcela se estimó visualmente el porcentaje de suelo desnudo, y la cobertura e identidad de todas las especies de

plantas vasculares en cuadrantes de 10 x 2 m, dichos valores se promediaron (n=5) para estimar la cobertura de toda la parcela. Dado que la cobertura se estimó de modo independiente para cada especie, no necesariamente sumarán el 100% pues puede haber plantas solapadas. Registramos todas las angiospermas y gimnospermas presentes en las transectas. Durante junio 2017 a marzo 2018 las especies fueron identificadas y verificadas en la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (Instituto de Botánica Darwinion 2018, <http://www.floraargentina.edu.ar/>). Los especímenes fueron incorporados en la colección del Herbario Ruiz Leal (MERL) del Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA, Centro Científico y Tecnológico CONICET Mendoza).

Análisis de datos

Composición: Se realizaron estadísticos descriptivos para conocer la riqueza de especies nativas y exóticas, las especies más frecuentes a nivel regional y en cada uno de los caminos. También se determinaron los rangos de distribución de las especies exóticas más comunes en relación a la distancia al camino.

Para analizar las diferencias en la composición de especies nativas y exóticas se realizaron análisis multivariados no paramétricos, incluyendo: análisis de varianza multifactorial con interacción basada en permutaciones (PERMANOVA), escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), y el análisis de similitud porcentual (SIMPER) (Clarke *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008). El análisis PERMANOVA es similar al análisis multivariado de la varianza (MANOVA), pero se diferencia en que se basa en permutaciones de matrices de distancia (Anderson *et al.*, 2008). Se realizaron análisis por separado para la composición de especies nativas y exóticas, utilizando los datos de cobertura por especie. En el caso de la composición de especies exóticas, se eliminaron las muestras sin su ocurrencia, resultando en un total de 146 parcelas. Primero, se construyeron las matrices de disimilitud con la medida de distancia de Bray-Curtis con los datos de cobertura porcentual por especie, los cuales fueron transformados por la raíz cuadrada para equilibrar la contribución de las especies dominantes y raras (Clarke *et al.*, 2014). Luego se realizaron los análisis de PERMANOVA para conocer la diferencia en la composición de especies nativas y exóticas en relación a la identidad de cada camino (área protegida), la distancia al camino (parcelas camino, borde e interior), y la elevación (tres clases, baja: 1700-2300 m, media: 2300-2900 m, alta: >2900m) y la interacción entre el área protegida con la elevación y el área protegida con la distancia al camino. Luego se realizaron los análisis NMDS para describir gráficamente la variación máxima encontrada entre los factores de análisis en dos dimensiones. Para determinar qué especies exóticas contribuyeron a la similitud dentro de los grupos (área protegida y parcelas camino e interior) se utilizó el análisis SIMPER. Para todos los análisis de composición se utilizó el paquete estadístico PRIMER versión 6.

Patrones de riqueza: Para explorar y describir el patrón de la riqueza de plantas exóticas y nativas en relación al gradiente de elevación y a la distancia al camino, se ajustaron modelos lineales generalizados mixtos asumiendo una distribución de Poisson. Los modelos se realizaron en el programa R versión 4.1.2 (R Core 2021). Se ajustaron modelos de regresión por separado para especies nativas y exóticas. La elevación registrada en cada camino fue escalada y estandarizada para ayudar a la convergencia de la técnica utilizada para la optimización de los modelos. Para representar nuestra estructura de toma de datos a campo, se consideró la transecta anidada en la identidad del camino como factor aleatorio en los modelos. Para seleccionar el modelo descriptivo del patrón de riqueza se comparó los modelos sucesivamente desde más complejos a más sencillos con la función *lrtest* (LRT, Zeileis & Hothorn, 2002). Los modelos más complejos contemplaban la incorporación de la elevación cuadrática, y la interacción de elevación con la distancia al camino. Aplicando LRT se evaluó la necesidad de conservar los parámetros en el modelo, o si podíamos considerar el modelo más simple como apropiado. Calculamos para el modelo más óptimo el valor marginal de R² (efectos fijos) y el condicional R² (modelo completo) usando la función *r.squaredGLMM* del paquete MuMIn (Barton, 2016).

RESULTADOS

La cobertura vegetal en los sitios de estudio varió entre las áreas protegidas y con la distancia al camino vehicular. El suelo desnudo fue en promedio mayor cerca de los caminos (55 %) que en parcelas del interior (32 %) considerando todas las áreas protegidas. En cercanía al camino el suelo desnudo fue el doble que en el interior en Manzano (camino=60 %, interior= 32 %), y fue cuatro veces mayor en Cordón del Plata (camino=54 %, interior= 13 %). Sin embargo, en Villavicencio fue semejante cerca y lejos del camino (camino=52 %, interior= 51 %). La cobertura solapada de plantas exóticas fue mayor en Cordón del Plata que en las otras áreas protegidas; Cordón del Plata (camino=22 %, interior= 23 %), Manzano (camino=13 %, interior= 7 %), Villavicencio (camino=7 %, interior= 6 %).

En cuanto a la riqueza de plantas, se identificaron 357 especies en los tres caminos de montaña, de las cuales 42 fueron exóticas (12 %). El camino ubicado en el Cordón del Plata tuvo la mayor riqueza de especies nativas (186 especies), seguido por Villavicencio y Manzano (Fig. 1C). Villavicencio fue el camino con mayor proporción de riqueza de exóticas (15 % de 85 especies) (Fig. 1C). La mayoría de las especies exóticas son herbáceas, y ciertas especies frecuentes ocurrieron casi exclusivamente en cercanía al camino como *Convolvulus arvensis* y *Veronica persica* (Fig. 1D). Las especies exóticas más comunes ocuparon un rango de elevación mayor a 1000 m (entre 1700 y 3000 m s.n.m.), y algunas se distribuyeron en todo el gradiente de elevación, incluyendo muchas invasoras globales comunes como *Taraxacum officinale* y *Cerastium arvense* (Fig. 1D). Ciertas especies exóticas abarcaron una mayor amplitud en su rango altitudinal en cercanía al camino que

en la vegetación interior, tales como *Plantago lanceolata*, *Hirschfeldia incana*, y *Trifolium repens* (Fig. 1D). El arbusto invasor *Rosa rubiginosa* tuvo rangos de distribución similares entre los caminos y el interior.

Composición de las comunidades

Del total de especies nativas registradas (315), el 64 % ocurren en una sola área protegida, y un 18 % en las tres áreas. Estos valores se vieron reflejados en las diferencias en la composición entre las áreas protegidas (Tabla 1, Fig. 2). La composición también varió significativamente en función a la elevación, la distancia al camino, y la interacción por separado de estos dos factores con el área protegida (Tabla 1). El área protegida (AP) junto con la elevación representaron el 30 % de la variación, mientras que la distancia al camino el 11 % de la variación (Tabla 1). Algunas especies exclusivas de un AP incluyeron algunos arbustos, tales como la planta

Tabla 1. Resultados del PERMANOVA de la composición de especies nativas y exóticas considerando como factores fijos el área protegida (AP), la elevación por clases (baja: 1700-2300, media: 2301-2900, alta: >2900 m), la parcela (camino, borde, interior), y la interacción entre AP y parcela, y AP y elevación. Se marca en **negrita** el factor que afectó más en la variación de la composición. Se realizaron un total de 999 permutaciones.

Factor	GL	Suma de cuadrados	Suma de cuadrados medios	Pseudo-F	R2	PR(>F)
Composición nativas						
Área protegida	2	69346	34673	13,469	0,28	0,001
Elevación	2	20142	10071	3,912	0,26	0,001
Parcela	2	13969	3492,2	1,357	0,11	0,001
AP x Parcela	4	62546	31273	12,148	0,07	0,001
AP x Elevación	4	70679	17670	6,864	0,30	0,006
Residuales	165	424760,00	2574,3		0,51	0,001
Total	179	716690,00				
Composición exóticas						
Area protegida	2	34859	17430	10,344	0,25	0,001
Elevación	2	35040	17520	10,398	0,23	0,001
Parcela	2	12192	6095,8	3,618	0,10	0,001
AP x Parcela	4	9822,1	2455,5	1,457	0,07	0,006
AP x Elevación	4	30385	7596,2	4,508	0,21	0,001
Residuales	131	220730	1685		0,41	
Total	145	421110				

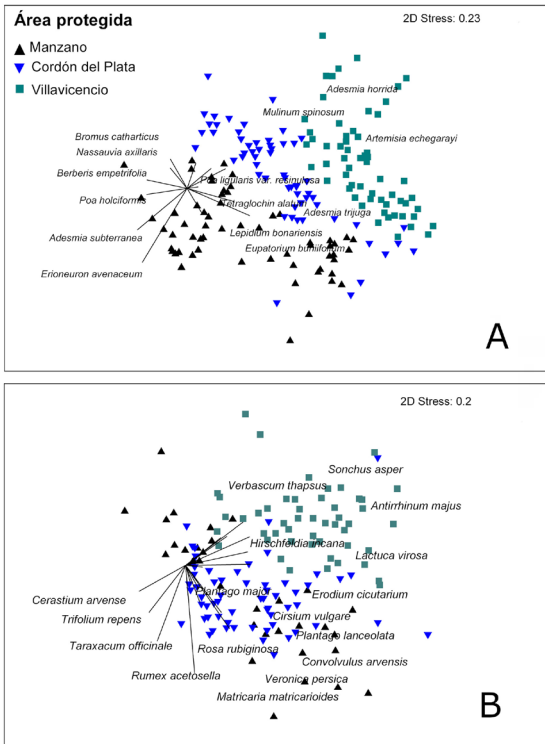


Fig. 2. Análisis de la composición de especies nativas (A) y exóticas (B) en relación a las tres áreas naturales protegidas de los caminos vehiculares en los Andes Áridos de Mendoza. El escalamiento no métrico multidimensional NMDS se basó en las medidas de disimilitud de Bray-Curtis en relación a la identidad de las especies y cobertura. Para la representación gráfica solo se muestran las especies más comunes dentro de cada área protegida.

en cojín *Adesmia subterranea* en Manzano, *Anarthrophyllum elegans* en Cordón del Plata y *Adesmia horrida* en Villavicencio (Fig. 2). En cuanto a la distancia del camino, si bien la similitud dentro cada uno de los grupos fue baja (12%), algunas gramíneas y herbáceas fueron más características de las parcelas al lado del camino incluyendo *Bromus catharticus*, *Phacelia secunda*, *Oenothera odorata* y *Oxalis subacaulis*.

Siguiendo el mismo patrón encontrado para las plantas nativas, del total de especies exóticas registradas (42), el 45 % ocurrieron en una sola AP mientras que el 29 % fueron comunes

en las tres APs. La composición de exóticas varió significativamente en función al AP, la elevación, la distancia al camino y la interacción por separado de estos dos últimos factores con el área protegida (Tabla 1). El área protegida explicó un 25 % de la variación observada mientras que la distancia al camino explicó un 10% de la variación (Tabla 1). Ciertas herbáceas fueron más comunes en un AP en particular: *Verbascum thapsus* en Villavicencio, *Cerastium arvense* en Cordón del Plata y *Taraxacum officinale* en Manzano (Tabla 2). En relación a las especies asociadas al camino, las que más contribuyeron entre las tres áreas protegidas a su similitud incluyeron las herbáceas *T. officinale*, *C. arvensis*, *Erodium cicutarium* y *V. thapsus* (Tabla 2). Por otro lado, algunas especies exóticas (16), las cuales fueron de baja ocurrencia, sólo fueron registradas en los caminos. Estas incluyeron tanto gramíneas (ej. *Avena sativa*) como herbáceas (ej. *Centaurea calcitrapa*, *Cynoglossum creticum*, *Xanthium spinosum*). En el caso de las parcelas a más de 2 m del camino, ubicadas al borde e interior del camino, solo se registraron dos especies que ocurrieron exclusivamente allí, incluyendo las herbáceas *Carduus thoermeri* (1 solo registro) y *Tragopogon dubius* (8 registros).

Patrones de riqueza

Los caminos vehiculares influyeron en el patrón de riqueza de exóticas y nativas. La riqueza de exóticas a lo largo de la elevación siempre fue mayor en cercanía al camino que en parcelas de interior y decreció cuadráticamente con la elevación (Fig. 3A). El modelo seleccionado para explicar la riqueza de exóticas tuvo un coeficiente de determinación condicional *pseudo-R*²= 0.73, y marginal *pseudo-R*²=0.66 (asociado a los factores fijos). En particular, se encontró que para explicar la riqueza de plantas nativas a lo largo del gradiente altitudinal, la interacción entre elevación y distancia al camino fue importante (Fig. 3B). La riqueza de nativas en cercanía al camino (hasta 2 m) se mantuvo casi constante a lo largo del gradiente altitudinal, mientras que se encontró un patrón lineal decreciente lejos del camino (2 hasta 100 m). Además, para explicar la riqueza de nativas las condiciones locales asociadas al factor aleatorio fueron más relevantes, y el modelo presentó un coeficiente de determinación condicional *pseudo-R*²= 0.62, y marginal *pseudo-R*²=0.32.

Tabla 2. Análisis SIMPER de las especies exóticas que contribuyen a la similitud dentro de cada área protegida y dentro de las parcelas ubicadas paralelas al camino y en el interior en las tres áreas protegidas de los Andes Áridos de Mendoza.

	Abundancia	% Contribución	% Acumulado
Áreas protegidas			
Villavicencio			
<i>Verbascum thapsus</i>	1,25	36,94	36,94
<i>Erodium cicutarium</i>	0,62	17,94	54,88
<i>Lactuca virosa</i>	0,57	12,82	67,7
<i>Cerastium arvense</i>	0,77	12,67	80,36
<i>Sonchus asper</i>	0,34	5,77	86,13
<i>Taraxacum officinale</i>	0,25	3,69	89,82
<i>Hirschfeldia incana</i>	0,27	3,26	93,08
Cordón del Plata			
<i>Cerastium arvense</i>	1,7	32,5	32,5
<i>Taraxacum officinale</i>	1,92	61,86	61,86
<i>Rumex acetosella</i>	1,45	74,37	74,37
<i>Rosa rubiginosa</i>	1,22	81,98	81,98
<i>Verbascum thapsus</i>	0,66	86,91	86,91
<i>Trifolium repens</i>	0,94	91,51	91,51
Portillo-Piuquenes			
<i>Taraxacum officinale</i>	0,71	33,78	33,78
<i>Cerastium arvense</i>	0,89	29,54	63,32
<i>Rumex acetosella</i>	1,04	13,27	76,6
<i>Rosa rubiginosa</i>	0,84	6,62	83,22
<i>Lactuca virosa</i>	0,47	6,25	89,46
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,81	4,73	94,19
Parcelas			
Camino			
<i>Taraxacum officinale</i>	0,99	24,37	24,37
<i>Cerastium arvense</i>	0,8	18,77	43,14
<i>Erodium cicutarium</i>	0,69	17,55	60,69
<i>Verbascum thapsus</i>	0,49	7,24	67,93
<i>Lactuca virosa</i>	0,41	6,56	74,49
<i>Rosa rubiginosa</i>	0,84	6,14	80,63
<i>Rumex acetosella</i>	0,71	5,27	85,9
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,57	3,47	89,37
<i>Medicago lupulina</i>	0,42	3,24	92,61
Interior			
<i>Cerastium arvense</i>	1,52	45,27	45,27
<i>Verbascum thapsus</i>	0,94	21,21	66,48
<i>Taraxacum officinale</i>	0,99	14,15	80,63
<i>Rumex acetosella</i>	0,75	5,87	86,5
<i>Lactuca virosa</i>	0,33	3,86	90,36

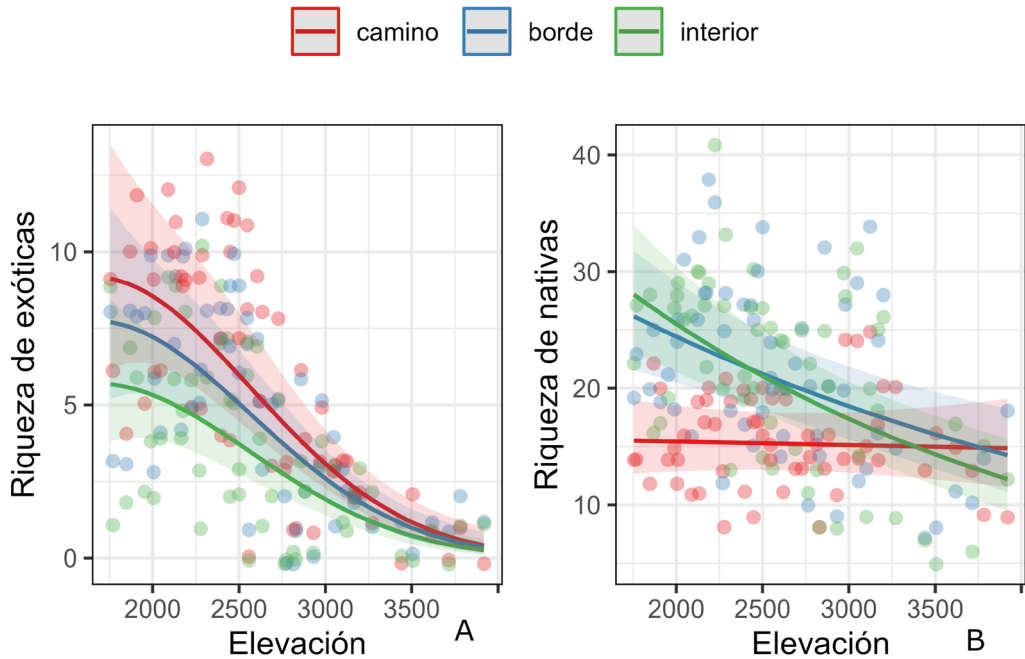


Fig. 3. Patrones de distribución de la riqueza de plantas exóticas (izquierda) y nativas (derecha) a lo largo del gradiente de elevación y distancia al camino vehicular.

DISCUSIÓN

Este estudio contribuye con información básica sobre la flora nativa y exótica vascular a través del gradiente de elevación (1700 a 3900 m s.n.m.) de las laderas orientales de los Andes Centrales (30-35°S), estimando un 12 % de especies exóticas en la flora regional. Explorando si los caminos vehiculares pueden promover las invasiones de plantas, detectamos que en cercanía a los caminos la riqueza de plantas exóticas puede duplicarse en comparación a sitios alejados de los caminos. Este efecto fue importante en elevaciones bajas e intermedias, por debajo de los 2600 m s.n.m. Describimos la riqueza de nativas y exóticas que ocurren a lo largo de caminos de montaña, e identificamos qué especies caracterizan a cada área protegida en nuestra área de estudio, resaltando que muchas especies nativas son exclusivas de determinada área protegida. Ciertas especies exóticas presentaron un rango de distribución altitudinal mayor en cercanía a los caminos, tal como *Trifolium repens* que es una importante invasora de montañas a nivel global. Ésta información es valiosa para guiar la gestión de

las invasiones de plantas en áreas montañosas ya que suelen ser extremadamente difíciles de manejar debido a las características del terreno escarpado e inaccesibilidad (McDougall *et al.*, 2011).

Al explorar y comparar la composición de especies entre las áreas protegidas en el gradiente de elevación y la distancia al camino, observamos diferencias tanto para las especies nativas como para las exóticas en estas tres variables, siendo el área protegida el factor que más contribuyó. La mayor disimilitud en la composición se observó entre Villavicencio y las otras dos áreas protegidas, siendo más marcada esta diferencia en las especies nativas. Esto puede estar explicado, como se ha observado en otros estudios en montañas (ej. Seipel *et al.*, 2012; Fuentes-Lillo *et al.*, 2021), por la diferencia en orogénesis y clima entre la Precordillera (Villavicencio), de un régimen más seco, y la Cordillera Frontal (Cordón del Plata y Manzano), de un régimen más húmedo. En el caso de las plantas exóticas, en Villavicencio fueron comunes especies consideradas de mayor tolerancia a la sequía tales como *Verbascum thapsus* (Seipel *et al.*, 2015) y *Antirrhinum majus* (Sekerci *et al.*,

2017) mientras que en las otras áreas dominaron especies con mayor requerimiento de humedad como *Trifolium repens* y *Taraxacum officinale* (Barros & Pickering, 2014; Alvarez *et al.*, 2022). La distancia al camino afectó en menor medida la composición ya que las especies más comunes (ej. *Cerastium arvense*, *Taraxacum officinale*) ocurrieron tanto al lado del camino como en el interior, pero con una mayor cobertura vegetal en el camino. Ambas especies son consideradas de gran plasticidad pudiendo establecerse tanto en sitios con disturbios como en la vegetación natural (Molina-Montenegro *et al.*, 2012; Alvarez *et al.*, 2022).

Cuando analizamos y comparamos la riqueza de exóticas y de nativas en cada área protegida detectamos una mayor proporción de exóticas en la Reserva de Villavicencio (15 %) seguido de Cordón del Plata (13 %) y Manzano (12 %). La mayor proporción observada en Villavicencio seguida del Cordón del Plata puede estar en parte atribuida a una mayor presión de propágulos en estas áreas con respecto a Manzano. En los caminos de estas áreas protegidas hay mayor infraestructura turística y están más cercanas a centros urbanos principales, dos factores reconocidos como importantes impulsores de la riqueza de exóticas a nivel global (Pollnac *et al.*, 2012; Seipel *et al.*, 2012), incluyendo a los Andes (Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). A su vez, el uso ganadero puede favorecer la introducción y establecimiento de plantas exóticas al aumentar la presión de propágulos (Ansong and Pickering, 2013), como se ha observado en otros trabajos en la región (Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez *et al.*, 2022). En nuestro caso, la presión ganadera histórica (Villavicencio) y actual (Cordón del Plata y Manzano) es alta para las tres áreas protegidas. Otras variables de importancia incluyen los factores bióticos, tales como la cobertura de nativas, que pueden afectar la ocurrencia de plantas exóticas (Pollnac *et al.*, 2012; Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). Por ejemplo, la mayor proporción de riqueza de exóticas en Villavicencio, pero menor cobertura de nativas, podría estar explicado por la teoría del nicho vacante que sugiere que las exóticas utilizan los recursos no utilizados por la comunidad nativa (MacArthur, 1970; Hierro *et al.*, 2005).

En cuanto a los patrones de riqueza de plantas a lo largo de la elevación, la curva en forma de joroba asociada a la riqueza de exóticas puede estar

relacionada con una adaptación evolutiva restringida hacia las condiciones climáticas locales de los andes Áridos, que por su severidad, solo permiten que un subconjunto de especies que ocurren a baja elevación se establezcan en altas elevaciones (Alexander *et al.*, 2011). En concordancia a la teoría previa, el patrón de disminución lineal de riqueza de plantas nativas a lo largo de la elevación sugiere que la restricción ambiental en el gradiente altitudinal para especies nativas es menor que para las exóticas. La riqueza de exóticas explicada por patrón cuadrático en relación a la elevación coincide con el patrón descrito en los Andes tropicales de Colombia (Sandoya *et al.*, 2017) y en los bosques templados de Argentina (Haider *et al.*, 2018).

La distancia al camino afectó de diferente modo las especies nativas y exóticas. La riqueza de exóticas a lo largo de la elevación siempre es mayor en cercanía a los caminos vehiculares, posiblemente debido a que en los bordes de los caminos existe alta presión de propágulos por la introducción de semillas de exóticas a través de los vehículos y de suelo importado durante la construcción y mantenimiento de los caminos (Gelbard & Belnap, 2003; Pauchard & Alaback, 2004, Ansong & Pickering, 2013). La novedad del presente trabajo es que en nuestra región en cercanía al camino la riqueza de plantas nativas fue homogénea a lo largo de la elevación (~15 especies). Solo a más de 50 m del camino la riqueza de nativas disminuyó con el incremento de la altitud y fue mayor respecto a las parcelas cerca del camino hasta los 3000 m s.n.m. Una explicación posible de porqué la perturbación asociada a los caminos es importante para explicar la riqueza de plantas nativas a lo largo de la elevación, es que los rasgos funcionales de las plantas nativas y exóticas suelen ser diferentes (Spellerberg, 1998, Tecco *et al.*, 2010, Alexander *et al.*, 2011), que mientras las exóticas se ven favorecidas, las nativas se ven perjudicadas en su desempeño en sitios con disturbios. Como se ha visto en otras regiones, en nuestra área de estudio también las estrategias adquisitivas suelen predominar en las especies exóticas mientras que las especies nativas presentan rasgos más conservadores (Mazzolari *et al.*, 2018). Por ejemplo, las especies exóticas fueron principalmente hierbas anuales o perennes de vida corta, con alta tasa de crecimiento relativo, alta reproducción de semillas y área foliar específica relativamente alta. En contraste, las especies

nativas se caracterizan por tener adaptaciones morfológicas y funcionales más específicas al estrés del ambiente. La mayoría de las nativas pueden ser caracterizadas por ser leñosas o hierbas perennes, tasa de crecimiento lenta, área foliar reducida y alto contenido de materia seca foliar (Mazzolari *et al.*, 2018), lo que limita su desempeño en sitios cerca de los caminos. La limitada riqueza de nativas cerca de los caminos a lo largo del gradiente altitudinal podría reflejar el rol principal del disturbio en regular las especies presentes. La mayor riqueza de especies exóticas cerca de los caminos puede reflejar la importancia de los rasgos funcionales que favorecen su desempeño en dichos hábitats.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES FINALES

Las montañas Andinas son un gran refugio de conservación de biodiversidad y proveen bienestar para las comunidades locales y para los habitantes de las tierras bajas adyacentes (Myers, 2000; Tovar *et al.*, 2022). El riesgo de invasiones de plantas en los Andes aumenta debido al cambio climático y al incremento de disturbios antrópicos (Fuentes-Lillo *et al.*, 2021). Algunas especies exóticas se dispersan a lo largo de los caminos y, a menudo, pueden permanecer restringidas a ellos durante tiempo prolongado antes de extenderse hacia la vegetación natural. Por un lado, esto hace más factible las prácticas para prevenir y controlar invasiones, dado que los bordes de los caminos cubren un área relativamente pequeña y son de fácil acceso para monitoreo y manejo. Por otro lado, esto también requiere un esfuerzo constante y localizado al borde de los caminos en la gestión de las áreas protegidas. Consideramos que se debe prestar especial atención en las áreas con fines de conservación para controlar la propagación de especies exóticas con alto potencial de invasión, aquellas capaces de modificar la estructura dominante de la vegetación natural (por ejemplo, la Rosa mosqueta en nuestra región de estudio). Se deben además tomar medidas preventivas para evitar la introducción de nuevas especies a través de educación ciudadana, indicando la importancia de la remoción de semillas (por ejemplo, lavado de vehículos y calzado de visitantes) combinadas con medidas para controlar una mayor propagación

después del establecimiento (remoción mecánica o manual). Dado que el uso de la tierra es una de los principales motores de invasiones de plantas en montañas, es indispensable que la gestión de las áreas protegidas considere, entre otras actividades, el monitoreo y control de plantas ornamentales, ya que algunas especies presentes en la zona son utilizadas con tal fin en jardines, el aumento de las actividades de senderismo y la construcción de nuevos caminos.

CONTRIBUCIÓN DE LAS AUTORAS

AB, VA en colaboración con la Red MIREN diseñaron este estudio; VA, AB y LJB llevaron a cabo los relevamientos de campo; LJB, VA, MAA y AB identificación de especies; MAA, AB y VA analizaron los datos; VA, LJB, MAA y AB escribieron el manuscrito. Todas las autoras contribuyeron a la discusión y revisión crítica del artículo.

AGRADECIMIENTOS

A Ana Mazzolari, Juan Pablo Scarpa, Fernanda Cuevas, Agustina Novillo, Leandro Alvarez, Ana Hernando y Martín Pérez Sosa por su valiosa asistencia en el trabajo de campo; a los propietarios de terrenos y a los guardaparques de la Dirección de Recursos Naturales Renovables Mendoza por la asistencia en la logística del trabajo de campo. Agradecemos también a CONICET, Universidad Nacional de Cuyo (SECTYP M022, SIIP M062), Neotropical Grassland Conservancy y Fundación Villavicencio por su financiamiento.

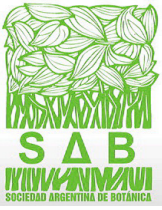
BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, J. M., C. KUEFFER, C. C. DAEHLER, P. J. EDWARDS, A. PAUCHARD, T. SEIPEL... G. JAKOBS. 2011. Assembly of nonnative floras along elevational gradients explained by directional ecological filtering. *PNAS* 108: 656-661. <https://doi.org/10.1073/pnas.1013136108>
- ALEXANDER, J. M., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, C. DAEHLER, S. HAIDER, C. KUEFFER, G. LIU, K. MCDOUGALL, A. MILBAU, A. PAUCHARD, L. J. REW & T.

- SEIPEL. 2016. Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alp. Bot.* 126: 89–103.
<https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8>
- ALVAREZ, M. A., A.A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ, L. D. BONJOUR, J. LEMBRECHTS, R. WEDEGÄRTNER & V. ASCHERO. 2022. Hiking and livestock favor non-native plants in the high Andes. *Biol. Invasions* 24: 3475–3488.
<https://doi.org/10.1007/s10530-022-02851-1>
- ANDERSON, M., R. Y. GORLEY, K. CLARKE. 2008. Permanova + for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- ANSONG, M. & C. PICKERING. 2013. Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLOS One* 8: e80275.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275>
- BARROS, A., V. ASCHERO, A. MAZZOLARI, L. A. CAVIERES & C. M. PICKERING. 2020. Going off trails: How dispersed visitor use affects alpine vegetation. *J. Environ. Manage.* 267: 110546.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110546>
- BARROS, A., C. MONZ & C. PICKERING. 2015. Is tourism damaging ecosystems in the Andes? Current knowledge and an agenda for future research. *Ambio* 44: 82–98.
- BARROS, A. & C. PICKERING. 2014. Non-native Plant Invasion in Relation to Tourism Use of Aconcagua Park, Argentina, the Highest Protected Area in the Southern Hemisphere. *Mt. Res. Dev.* 34: 13–26. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-13-00054.1>
- BARTON, K. 2016. R package MuMIn: model selection and model averaging based on information criteria (AICc and alike). Vienna. Disponible en <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>.
- BRAUN, J., J. MUTKE, A. REDER & W. BARTHLOTT. 2002. Biotope patterns, phytodiversity and forestline in the Andes, based on GIS and remote sensing data. En: C. KÖRNER & E. M. SPEHN (eds.), *Mountain Biodiversity, A Global Assessment*, pp. 75–90. Parthenon Publishing Group, London.
- CLARKE, K. R., P. J. SOMERFIELD & M. G. CHAPMAN. 2006. On resemblance for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Bio.* 330: 55e80.
- CLARKE, K.R., J. R. TWEEDLEY & F. J. VALESINI. 2014. Simple shade plots aid better long-term choices of data pre-treatment in multivariate assemblage studies. *J. Mar. Biolog. Assoc. U.K.* 94: 1–16.
- CRESPO, S., J. ARANIBAR, L. GOMEZ, M. SCHWIKOWSKI, S. BRUETSCH, L. CARA & R. VILLALBA. 2017. Ionic and stable isotope chemistry as indicators of water sources to the Upper Mendoza River basin, Central Andes of Argentina. *Hydrol. Sci. J.* 62: 588–605.
<https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1252840>
- DALMASSO, A. D., E. MARTÍNEZ CARRETERO, F. VIDELA, S. PUIG & R. CANDIA 1999. Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina). Plan de Manejo. *Multequina*: 11–50.
- EZCURRA, C. & S. S. GAVINI. 2020. Alpine plant diversity in temperate mountains of South America. En: M. GOLDSTEIN & D. DELLASALA (eds.) *Encyclopedia of the world's biomes*, pp 323–334. Elsevier, Amsterdam.
- FERREYRA, M., A. CINGOLANI, C. EZCURRA & D. BRAN. 1998. High-Andean vegetation and environmental gradients in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Veg. Sci.* 9: 307–316.
<https://doi.org/10.2307/3237095>
- FUENTES-LILLO, E., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, A. JIMÉNEZ, S. HAIDER, A. BARROS & A. PAUCHARD. 2021. Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. *Biol. Invasions* 23: 3671–3686.
<https://doi.org/10.1007/s10530-021-02602-8>
- GELBARD, J. L. & J. BELNAP. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv. Biol.* 17: 420–432.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01408.x>
- HAIDER, S., C. KUEFFER, H. BRUELHEIDE, T. SEIPEL, J. M. ALEXANDER, L. J. REW, R. ARÉVALO ... & A. PAUCHARD. 2018. Mountain Roads and Non-Native Species Modify Elevational Patterns of Plant Diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 667–78. <https://doi.org/10.1111/geb.12727>
- HAIDER, S., J. J. LEMBRECHTS, K. MCDOUGALL, A. PAUCHARD, J. M. ALEXANDER, A. BARROS, L. A. CAVIERES, I. RASHID, L. J. REW, A. ALEKSANYAN & J. R. ARÉVALO. 2022. Think globally, measure locally: The MIREN standardized protocol for monitoring plant species distributions along elevation gradients. *Ecol. Evol.* 12: e8590.
<https://doi.org/10.1002/ece3.8590>
- HIERRO, J. L., J. L. MARON & R. M. CALLAWAY. 2005. A biogeographical approach to plant invasions:

- the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J. Ecol.* 93: 5-15.
<https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>
- KIESLING, R., L. BONJOUR & G. MÓNACO. 2021. *Plantas de alta montaña - Andes Centrales de Argentina*. Ecoval Ediciones, Mendoza.
- LEMBRECHTS, J. J., J. M. ALEXANDER, L. A. CAVIERES, S. HAIDER, J. LENOIR, C. KUEFFER ... & A. PAUCHARD. 2017. Mountain roads shift native and non-native plant species' ranges. *Ecography* 40: 353-364.
<https://doi.org/10.1111/ecog.02200>
- LEMBRECHTS, J. J., A. MILBAU & I. NIJS. 2014. Alien roadside species more easily invade alpine than lowland plant communities in a subarctic mountain ecosystem. *PLOS One* 9: e89664.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089664>
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. J. LEMBRECHTS, R. E. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134.
<https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>
- MACARTHUR, R.H. 1970. Species packing and competitive equilibrium for many species. *Theor. Popul. Biol.* 1: 1-11.
- MAZZOLARI, A., V. ASCHERO, A. BARROS, L. BONJOUR, M. C. PEREZ SOSA & P. A. TECCO. 2018. *Plantas exóticas en los Andes Centrales de Mendoza: caracterización funcional y efecto de los caminos vehiculares en su distribución altitudinal*. XXVIII Reunión Argentina de Ecología Mar del Plata.
- MÉNDEZ, E. 2004. La vegetación de los Altos Andes I. Pisos de vegetación del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 39: 227-253.
- MÉNDEZ, E. 2009. Biodiversidad de la Flora del flanco oriental del Cordón del Plata (Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina). Catálogo Florístico. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 44: 75-102.
- MÉNDEZ, E. 2011. La vegetación de los altos Andes: El flanco oriental del Cordón del Portillo (Tunuyán, Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 46: 317-353.
- MÉNDEZ, E., E. MARTINEZ CARRETERO & I. PERALTA. 2006. La vegetación del Parque Provincial Aconcagua (Altos Andes Centrales de Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41: 41-49.
- MCDUGALL, K. L., J. M. ALEXANDER, S. HAIDER, A. PAUCHARD, N. G. WALSH & C. KUEFFER. 2011. Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. *Divers. Distrib.* 17: 103-111.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00713.x>
- MOLINA-MONTENEGRO, M.A., J. PEÑUELAS, S. MUNNÉ-BOSCH & J. SARDANS. 2012. Higher plasticity in ecophysiological traits enhances the performance and invasion success of *Taraxacum officinale* (dandelion) in alpine environments. *Biol. Invasions* 14: 21-33.
<https://doi.org/10.1007/s10530-011-0055-2>
- MORRONE, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 467-494.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- PAUCHARD, A. & P. B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South Central Chile. *Cons. Biol.* 18: 238-248.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. J. EDWARDS... & S. HAIDER. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486.
<https://doi.org/10.1890/080072>
- POLLNAC, F, T. SEIPEL & C. REPATH & L. F. REW. 2012. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the greater Yellowstone ecosystem. *Biol. Invasions* 14:1753-1763.
- R CORE TEAM. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>.
- ROIG, F. A., E. M. ABRAHAM & E. MÉNDEZ. 2007. Vegetation belts, cold and soil freezing in the Central Andes of Mendoza, Argentina. *Phytocoenologia* 37: 99-113.
- SANDOYA, V., A. PAUCHARD & L. A. CAVIERES. 2017. Natives and non-natives plants show different responses to elevation and disturbance on the

- tropical high Andes of Ecuador. *Ecol. Evol.* 7: 7909-7919. <https://doi.org/10.1002/ece3.3270>
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L. J. REW, C. DAEHLER, A. PAUCHARD, B. NAYLOR, J. M. ALEXANDER ... & N. WALSH. 2012. Processes at Multiple Scales Affect Richness and Similarity of Non-Native Plant Species in Mountains around the World. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21: 236–46. <https://doi.org/10.1111/j.14600664.x>
- SEIPEL, T., J. M. ALEXANDER, C. DAEHLER, L. REW, P. EDWARDS, P. A. DAR ... & F. POLLNAC. 2015. Performance of the herb *Verbascum thapsus* along environmental gradients in its native and non-native ranges. *J. Biogeogr.* 42: 132-143. <https://doi.org/10.1111/jbi.12403>
- SEKERCI, A. D., H. YETİŞİR, Z. YILDIRIM. & O. GULSEN. 2017. Genetic diversity analysis in snapdragon (*Antirrhinum majus* L.) using morphological and molecular methods. *Curr. Trends Technol. Sci.* 6: 68-74.
- SIMPSON, B.B. 1975. Pleistocene changes in the flora of the high tropical Andes. *Paleobiology* 1: 273-294.
- SPELLERBERG, I. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 7: 317-333.
- SPEZIALE, K. & C. EZCURRA. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 75: 890-897 <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.014>
- TECCO, P. A., S. DÍAZ, M. CABIDO & C. URCELAY. 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *J. Ecol.* 98: 17-27. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x>
- TOVAR, C., A. CARRIL, A. GUTIÉRREZ, A. AHREND, L. FITA, P. ZANINELLI, P. FLOMBAUM, A. ABARZÚA, D. ALARCÓN ... & P. HOLLINGSWORTH. 2022. Understanding climate change impacts on biome and plant distributions in the Andes: Challenges and opportunities. *J. Biogeogr.* 49: 1420– 1442. <https://doi.org/10.1111/jbi.14389>
- ZEILEIS, A. & T. HOTHORN. 2002. Diagnostic checking in regression relationships. *R News* 2: 7–10.



DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS NATIVAS Y EXÓTICAS A LO LARGO DE GRADIENTES DE ELEVACIÓN EN SENDEROS DE MONTAÑA EN LOS ANDES DE MENDOZA, ARGENTINA

DISTRIBUTION OF NATIVE AND NON-NATIVE PLANTS ALONG ELEVATION GRADIENTS ON MOUNTAIN TRAILS IN THE MENDOZA ANDES, ARGENTINA

M. Alisa Alvarez^{1*}, Lorena J. Bonjour¹, Agustina Barros²,
Diego P. Vázquez^{1,3} & Valeria Aschero²

1. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina
2. Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, CONICET y Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina
3. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina

*mariaalisaalvarez@gmail.com

Citar este artículo

ALVAREZ, M. A., L. J. BONJOUR, A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ & V. ASCHERO. 2023. Distribución de plantas nativas y exóticas a lo largo de gradientes de elevación en senderos de montaña en los Andes de Mendoza, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 151-173.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38528>

Recibido: 16 Ago 2022
Aceptado: 24 Ene 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Karina Speziale

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Climate change, livestock and increasing tourism use favor the dispersal of non-native plants, threatening the conservation of high Andean ecosystems. We studied the distribution patterns of native and non-native species in recreational trails of mountains.

M&M: We implemented the MIREN T-Trails protocol in six trails (2400-3600 m a.s.l.) in two protected areas of the central Andes of Mendoza, located in the Cordilleras Frontal and Principal.

Results: We found 180 native and 41 non-native species. Native species richness peaked at intermediate elevations, while non-native richness decreased with elevation. The Cordillera Frontal had more native richness than the Cordillera Principal (114 versus 71 native, respectively), but regional richness of exotics was lower in the Cordillera Frontal (20 versus 28 exotic, respectively). The non-native richness per plot was higher in the Cordillera Frontal than in the Cordillera Principal. In turn, the altitudinal distribution range of non-native was greater in the Cordillera Frontal, showing that exotics are more widely distributed in more humid sites of the arid Andes. Two abundant non-natives, *Taraxacum officinale* and *Cerastium arvense*, were present along the entire surveyed gradient in the Cordillera Frontal, reaching 3600 m a.s.l. We found seven non-natives not previously cited for the region.

Conclusions: The new records found extend the known distribution ranges of some non-native species. Our results show that although the number of non-native species was similar near and far from trails, five species were present only at trail edges, suggesting that trails favor invasion processes.

KEY WORDS

Arid Andes, mountain, native plant, non-native plant, tourist trail.

RESUMEN

Introducción y objetivos: El cambio climático, el ganado y el creciente uso turístico favorecen la dispersión de plantas exóticas, amenazando la conservación de los ecosistemas altoandinos. Estudiamos los patrones de distribución de plantas nativas y exóticas en senderos recreativos de montaña.

M&M: Implementamos el protocolo MIREN en seis senderos (2400-3600 m s.n.m.) en dos áreas protegidas de los Andes centrales de Mendoza en las Cordilleras Frontal y Principal.

Resultados: Encontramos 180 especies nativas y 41 exóticas. La riqueza de especies nativas fue máxima a elevaciones intermedias, mientras que la riqueza de exóticas disminuyó con la elevación. La riqueza regional de nativas fue mayor en la Cordillera Frontal que en la Principal (114 versus 71 nativas, respectivamente) mientras que la riqueza regional de exóticas fue menor en la Frontal que en la Principal (20 versus 28 exóticas, respectivamente). La riqueza de exóticas por parcela fue mayor en la Cordillera Frontal que en la Principal. El rango de distribución altitudinal de exóticas fue mayor en la Cordillera Frontal. Dos exóticas abundantes, *Taraxacum officinale* y *Cerastium arvense*, estuvieron a lo largo de todo el gradiente en la Cordillera Frontal, alcanzando los 3600 m s.n.m. Encontramos siete exóticas no citadas anteriormente.

Conclusiones: Los nuevos registros amplían los rangos de distribución conocidos para algunas especies exóticas. A pesar de que el número de especies exóticas fue similar cerca y lejos de los senderos, cinco especies sólo estuvieron en los bordes de los mismos, lo que sugiere que los senderos favorecen los procesos de invasión.

PALABRAS CLAVE

Andes áridos, montaña, planta exótica, planta nativa, sendero turístico.

INTRODUCCIÓN

Los ambientes de montaña albergan una gran biodiversidad y brindan servicios ecosistémicos importantes para el bienestar humano (Körner, 2007; Mengist *et al.*, 2020; Perrigo *et al.*, 2020). La biodiversidad y, por lo tanto, los servicios ecosistémicos de estos ambientes se ven amenazados por los cambios en las condiciones climáticas (IPCC, 2021), la mayor presencia humana en las montañas y las invasiones de especies exóticas (Kowarik & von der Lippe, 2007; Pauchard *et al.*, 2009). En particular, la pérdida local de especies de plantas es preocupante ya que altera el funcionamiento y los servicios de los ecosistemas (Hautier *et al.*, 2017).

En las montañas, la composición de las comunidades vegetales nativas a lo largo de los gradientes de elevación está impulsada principalmente por los cambios en las temperaturas y precipitaciones (Lenoir *et al.*, 2010). Comúnmente se observan patrones de disminución de la riqueza de especies con el aumento en la elevación como consecuencia del aumento en las condiciones de estrés, principalmente la disminución de la temperatura (Körner, 2007; Grytnes & McCain, 2013). Sin embargo, en muchas regiones montañosas áridas puede observarse un pico de riqueza en elevaciones intermedias donde las condiciones para el crecimiento pueden ser más benignas ya que, en las zonas bajas las temperaturas son más elevadas y las precipitaciones son más bajas (Grytnes & McCain, 2013). Con el aumento de la temperatura se pronostican cambios en la distribución de las especies, particularmente en las montañas, donde el clima está cambiando más rápidamente (Rangwala & Miller, 2012; Pepin *et al.*, 2015; Lenoir *et al.*, 2017). Ante este escenario, los monitoreos ecológicos a lo largo de los gradientes son clave para comprender los impactos del cambio climático y proveen información básica para el desarrollo de las estrategias de conservación (Verrall & Pickering, 2020).

A su vez, como consecuencia del aumento de las temperaturas, las plantas exóticas están ampliando sus rangos de distribución hacia mayores elevaciones siendo cada vez más

abundantes en las montañas (Pauchard *et al.*, 2009; Alexander *et al.*, 2016; Carboni *et al.*, 2018). Esto es preocupante ya que la expansión de plantas exóticas puede generar otros impactos ecológicos no deseados, como la competencia con las plantas nativas por espacio alterando la composición de las comunidades y las interacciones bióticas, la modificación del ciclo hidrológico y de los nutrientes, y la competencia con las plantas nativas por polinizadores (Aizen *et al.*, 2008; Muñoz & Cavieres, 2008; Pearson, 2008; Valtonen *et al.*, 2006; Gaertner *et al.*, 2011; Le Maitre *et al.*, 2015; Bruckman & Campbell, 2016; Goodell & Parker, 2017; Haider *et al.*, 2018). A su vez, el cambio climático puede provocar que algunas especies exóticas presentes que actualmente no se consideran invasoras empiecen a comportarse como tales (Alexander *et al.*, 2016).

Además de los cambios en las condiciones climáticas, la mayor presencia humana en las montañas, y con ello el mayor desarrollo de infraestructuras, también tiene el potencial de alterar la composición de las comunidades. En este sentido, la infraestructura turística, como los senderos recreativos, pueden afectar negativamente a las especies nativas, disminuyendo la cobertura y diversidad como consecuencia del pisoteo humano y del ganado que transita por los mismos (Loydi & Zalba, 2009; Lucas-Borja *et al.*, 2011; Barros *et al.*, 2013; Ballantyne & Pickering, 2015; Barros & Pickering, 2015; Chardon *et al.*, 2018, 2019; Barros *et al.*, 2020). También se ha observado que pueden cambiar los rangos de distribución de las especies en los gradientes de elevación debido a la modificación de las condiciones abióticas y bióticas (Wedegärtner *et al.*, 2022).

El daño de la vegetación residente en la cercanía a los senderos puede favorecer la propagación de plantas exóticas en estos ambientes (Pickering & Mount, 2010; Barros & Pickering, 2014; Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez, 2022; Alvarez *et al.*, 2022), al liberar recursos adicionales y reducir la competencia por parte de la vegetación (Davis *et al.*, 2000; Levine, 2000). Además, la presión de propágulos de especies exóticas puede ser mayor en los senderos como consecuencia del transporte de semillas en la vestimenta de personas y en el pelaje y heces de los animales que transitan por

los senderos (Ansong & Pickering, 2013; Barros & Pickering, 2014). Sin embargo, la presión de propágulos puede disminuir con el aumento de la elevación debido a la menor frecuencia de visitantes y a la mayor distancia a las fuentes de propágulos en las zonas bajas, como los bordes de caminos vehiculares, las zonas de estacionamiento y los refugios (Liedtke *et al.*, 2020). Estudios recientes han encontrado que en los Andes áridos de Mendoza y en los Andes del centro-sur de Chile, los senderos han favorecido la introducción de plantas exóticas (Barros & Pickering, 2014; Barros *et al.*, 2020; Liedtke *et al.*, 2020; Alvarez, 2022; Alvarez *et al.*, 2022).

Dado que los ecosistemas montañosos están entre los ambientes más vulnerables frente al cambio climático y que la actividad turística ha aumentado en las montañas (Buckley, 2006; Pauchard *et al.*, 2009; Barros *et al.*, 2013), es importante analizar el impacto de los senderos, una de las infraestructuras antrópicas más frecuentes en estos ambientes y que recorren largas distancias, sobre la vegetación nativa y su rol como corredores de introducción de especies exóticas. En este artículo estudiamos la distribución de plantas nativas y exóticas a lo largo de gradientes de elevación abarcados por senderos frecuentemente concurridos por visitantes en dos áreas protegidas de los Andes centrales, en Mendoza. Nuestra hipótesis es que la composición de las comunidades variará con los cambios en las condiciones climáticas vinculadas a la elevación y que los senderos de montaña afectan negativamente a las plantas nativas mientras que favorecen a las exóticas, ya que concentran el flujo humano y también son usados por el ganado, por lo que implican una mayor perturbación y presión de propágulos de especies exóticas provenientes de las zonas bajas. Predecimos que la riqueza de especies exóticas disminuirá con la elevación como consecuencia del aumento del estrés ambiental y la disminución de la presión de propágulos, mientras que la riqueza de nativas tendrá un pico a elevaciones medias. La riqueza de especies exóticas será mayor y la de nativas menor cerca de los senderos como consecuencia del daño de la vegetación nativa que favorece el establecimiento de especies exóticas. Por otro lado, esperamos diferencias en la riqueza de exóticas entre la Cordillera Frontal

y la Cordillera Principal debido a las condiciones climáticas contrastantes entre ambas regiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Relevamos seis senderos ubicados en áreas protegidas de la Cordillera Central de los Andes, en Mendoza, Argentina, abarcando un gradiente que se extiende entre los 2400 hasta los 3570 m s.n.m. (Fig. 1). Tres de los senderos se ubican en la Cordillera Frontal, en el Parque Provincial Cordón del Plata (1755 km², 69° 26' O, 32° 58' S): Lomas Blancas, Piedra Grande y Morro Negro; y tres en la Cordillera Principal, en el Parque Provincial Aconcagua (657 km², 69° 26' O, 32° 58' S) y sus alrededores: Quebrada de Vacas, Quebrada de Horcones y Quebrada de Vargas. Estas áreas protegidas constituyen un destino turístico y recreativo muy popular a nivel internacional, con cumbres de más de 5000 m, incluyendo el Cerro Plata (5968 m s.n.m.) y el Aconcagua (6962 m s.n.m.) (Barros *et al.*, 2013). Los senderos son informales, es decir que no están delimitados y están rodeados de pastizales, herbazales y matorrales bajos, lo que favorece el tránsito disperso de las personas y animales (Barros *et al.*, 2013). Los senderos de la Cordillera Frontal comienzan en caminos vehiculares de grava, en las cercanías a refugios de montaña. Las zonas pobladas más cercanas constituyen villas cordilleranas ubicadas a 14 km de los senderos Lomas Blancas y Piedra Grande, y a 4 km del sendero Morro Negro. Los senderos de la Cordillera Principal tienen sus puntos de inicio en la Ruta Nacional N° 7, la cual está asfaltada y posee un gran tránsito vehicular ya que es un cruce internacional hacia Chile. Las zonas pobladas más cercanas a los senderos Quebrada de Horcones y Quebrada de Vargas se ubican a 10 km, mientras que el sendero Quebrada de Vacas inicia a 400 m de una zona poblada.

La precipitación media anual en el Parque Cordón del Plata es de 398 mm (1979-2015), mientras que el Parque Aconcagua es más seco, con una precipitación media anual de 100 mm (2003-2013) (Barros & Pickering, 2014; Trombotto *et al.*, 2020). En la Cordillera Principal, las precipitaciones son casi exclusivamente

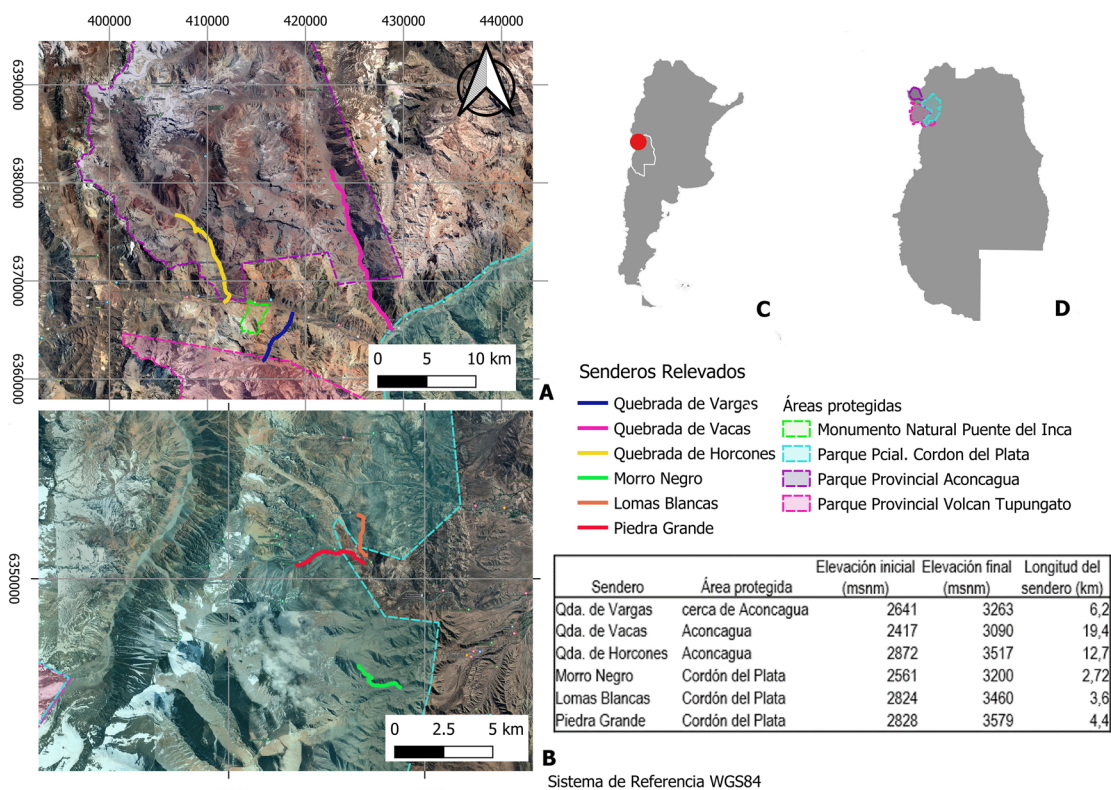


Fig. 1. Senderos relevados en el área de estudio, con rango de elevación y longitud. **A:** Cordillera Principal. **B:** Cordillera Frontal. **C:** Área de estudio en Argentina. **D:** Área de estudio en Mendoza.

provenientes del Océano Pacífico y ocurren en invierno, mientras que la Cordillera Frontal recibe precipitaciones provenientes tanto del Océano Pacífico en invierno como del Atlántico en verano (Hoke *et al.*, 2013; Crespo *et al.*, 2017). Estas diferencias determinan que en el Cordón del Plata haya mayor disponibilidad hídrica en verano cuando ocurren la mayoría de los procesos fisiológicos de las plantas.

Los suelos están en general poco desarrollados y presentan una gran heterogeneidad espacial en profundidad y composición granulométrica (Méndez, 2004; Méndez *et al.*, 2006). Existen diferentes fisonomías de la vegetación como consecuencia de la gran variedad microclimática asociada a la heterogeneidad topográfica (Méndez, 2004; Morello *et al.*, 2012). La vegetación está formada por matorrales (caracterizados por *Adesmia pinifolia* Gillies ex Hook. & Arn., *Nassauvia axillaris* (Lag. ex Spreng.) D. Don y

Berberis empetrifolia Lam.), estepas arbustivas (caracterizados por arbustos como *Adesmia subterranea* Clos y *Azorella monantha* Clos) y estepas herbáceas (caracterizadas por *Acaena pinnatifida* Ruiz & Pav. y *Phacelia secunda* J.F. Gmel.). Entre los 3800 y 4200 m s.n.m. la cobertura vegetal es escasa y está dominada por hierbas perennes de crecimiento lento.

Muestreo

Este estudio complementa los resultados obtenidos en Alvarez (2022) y Alvarez *et al.* (2022), ya que aquí sumamos la comparación con los patrones de riqueza de las especies nativas al estudio de especies exóticas publicado previamente, y también comparamos los patrones de riqueza de nativas y exóticas entre dos cordones montañosos: Cordillera Frontal y Cordillera Principal. Presentamos listados de las especies exóticas y nativas, indicando los

senderos donde fueron identificadas y los límites máximos y mínimos de elevación en las que fueron encontradas las especies.

Realizamos los relevamientos en la temporada de verano (enero-marzo) de 2018 y 2019 siguiendo el protocolo desarrollado por la Red de Investigación de Invasiones de Montaña (MIREN: Mountain Invasion Research Network; Liedtke *et al.*, 2020). Los senderos seleccionados tienen una diferencia media de elevación de 650 m s.n.m. entre el inicio y el final de cada sendero. Las transectas empleadas tienen forma de T y están compuestas por tres parcelas rectangulares de 2 m x 10 m: una paralela al borde del sendero y dos perpendiculares al mismo, una detrás de la otra, formando la T, relevando en total una distancia de hasta 22 m del borde del sendero en cada transecta (Fig. 2). Relevamos 120 transectas en total, veinte por sendero, localizadas aproximadamente cada 35 m de elevación comenzando en el inicio del sendero. En cada parcela identificamos y estimamos visualmente la cobertura de todas las especies de plantas vasculares, tanto nativas como exóticas. Recolectamos los especímenes

de plantas que no pudimos identificar en el campo y posteriormente los identificamos en el herbario MERL (IADIZA, Centro Científico y Tecnológico CONICET Mendoza). Clasificamos a las especies según su origen, familia y forma de vida utilizando la base de datos del Instituto de Botánica Darwinion (2018).

Análisis

Para evaluar si la riqueza de especies exóticas y nativas por parcela varía con la elevación, con la distancia al sendero y entre las Cordilleras Frontal y Principal utilizamos modelos lineales generalizados mixtos, empleando la función *glmmTMB* (Brooks *et al.*, 2017) en la versión 3.6.1 de R (R Core Team, 2019). La distancia al sendero se consideró como una variable categórica, considerando el número de parcela (es decir, parcela 1, 2 o 3). Consideramos como factor aleatorio la identidad de cada transecta anidada en la identidad de cada sendero y utilizamos una distribución de probabilidad Poisson con función de enlace logarítmica. Evaluamos si la elevación tuvo un efecto cuadrático y consideramos

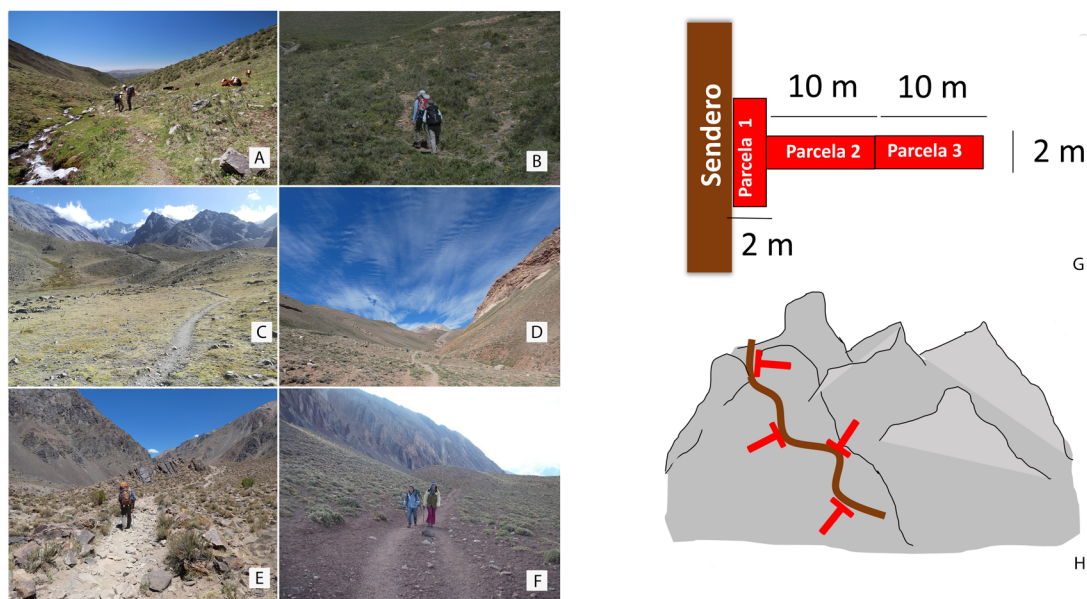


Fig. 2. Senderos relevados y metodología. **A-C:** Cordillera Frontal. **A:** Lomas Blancas. **B:** Morro Negro. **C:** Piedra Grande. **D-F:** Cordillera Principal. **D:** Quebrada de Vargas. **E:** Quebrada de Vacas. **F:** Quebrada de Horcones. **G:** Esquema de una transecta. **H:** Disposición de las transectas en un sendero (el número de transectas es a modo ilustrativo).

además la interacción entre Cordillera (Principal-Frontal) y elevación. Realizamos los gráficos de predicciones del modelo con la función *ggpredict* del paquete *ggeffects* (Lüdecke, 2021). Además, mediante modelos lineales generalizados mixtos, evaluamos si las relaciones encontradas para la riqueza de nativas y de exóticas con la elevación a escala de parcela se mantienen a una escala de transecta.

RESULTADOS

Las familias más frecuentes entre las especies exóticas en la Cordillera Frontal fueron Astereaceae y Fabaceae, mientras que en la Cordillera Principal fueron Brassicaceae, Asteraceae, Fabaceae y Poaceae. Las familias más frecuentes entre las especies nativas en la Cordillera Frontal fueron Poaceae, Asteraceae y Brassicaceae y en la Cordillera Principal fueron Poaceae, Asteraceae.

Registramos 20 especies de plantas exóticas y 114 nativas (Tablas 1 y 3) en la Cordillera Frontal, mientras que en la Cordillera Principal registramos 28 exóticas y 72 nativas (Tablas 2 y 4). Dieciséis taxones no pudieron ser identificados a nivel de especie. Las exóticas representaron el 15 y 28% de la riqueza total de especies registradas en la Cordillera Frontal y en la Cordillera Principal, respectivamente.

A pesar de que la riqueza de especies exóticas fue menor en la Cordillera Frontal con respecto a la Principal, la cobertura de especies exóticas fue mayor en la Cordillera Frontal (20% del total) que en la Cordillera Principal (10% del total). Además, en la Cordillera Frontal las especies exóticas alcanzaron mayores elevaciones que en la Cordillera Principal; *Taraxacum officinale* F.H. Wigg. y *Cerastium arvense* L. fueron las especies con mayor distribución, ya que estuvieron en todo el gradiente relevado desde los 2400 m s.n.m. hasta los 3600 m s.n.m. Por su parte, en la Cordillera Principal registramos especies exóticas solo hasta los 3100 m s.n.m.: *Convolvulus arvensis* L., *Sisymbrium irio* L. y *Malva neglecta* Wallr. fueron las especies que alcanzaron esta elevación.

Las especies exóticas más abundantes en términos de cobertura en la Cordillera Frontal fueron *T. officinale*, *Cerastium arvense*, *Trifolium repens* L., mientras que en la Cordillera Principal

las más abundantes fueron *Convolvulus arvensis*, *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf. y *T. officinale*. Encontramos sólo dos especies de arbustos exóticos: *Rosa rubiginosa* L. en la Cordillera Frontal y *Tamarix ramosissima* Ledeb. en la Cordillera Principal, ambos de baja ocurrencia y cobertura en el rango de elevación relevado. Detectamos cuatro especies exóticas que no habían sido registradas previamente en la Cordillera Frontal (Tabla 1) y tres en la Principal (Tabla 2) (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014; Aschero *et al.*, 2017). Algunas especies exóticas fueron encontradas únicamente en los bordes de los senderos: *Veronica persica* Poir. y *Medicago minima* (L.) Bartal. en la Cordillera Frontal (Tabla 1), y *Avena sativa* L., *Tragopogon dubius* Scop. y *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf. en la Cordillera Principal (Tabla 2). En base a los resultados de los modelos, la riqueza local de especies exóticas, estimada como la riqueza de especies por parcela, disminuyó con la elevación en ambas cordilleras. Por otro lado, a pesar de haber mayor número total de especies en la Cordillera Principal, la riqueza local fue mayor en la Cordillera Frontal (Fig. 3A; Tabla S3). Por ejemplo, la riqueza promedio de especies exóticas por parcela a elevaciones medias (entre los 2700 y los 3200 m s.n.m.) en la Cordillera Frontal fue de 2,87, mientras que en la Cordillera Principal fue de 0,61. No hubo diferencias significativas en la riqueza local de especies exóticas respecto a la distancia al sendero (Tabla S3). Además, encontramos que los patrones observados para riqueza de nativas y de exóticas en el gradiente de elevación se mantienen a escala de transecta (Fig. S1, Tablas S1 y S2).

Las especies nativas más abundantes en términos de cobertura en la Cordillera Frontal fueron *Bromus catharticus* Vahl, *Nassauvia axillaris*, *Poa ligularis* Nees y *Berberis empetrifolia* Lam. (Tabla 3), y en la Cordillera Principal fueron *Poa holciformis* J. Presl, *Adesmia aegiceras* Phil., *A. echinus* C. Presl y *Acaena magellanica* Vahl (Tabla 4). En base a los resultados de los modelos, la riqueza local de especies nativas, fue máxima a elevaciones intermedias y en la Cordillera Frontal fue mayor que en la Cordillera Principal (Fig. 3B; Tabla S4). No hubo diferencias significativas en la riqueza local de especies nativas respecto a la distancia al sendero (hasta 22 m desde el borde del sendero; Tabla S4).

Tabla 1. Lista de especies exóticas identificadas en los senderos de la Cordillera Frontal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), frecuencia de ocurrencia en las parcelas 1, 2 y 3 (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviaturas= LB: Lomas Blancas; MN: Morro Negro; PG: Piedra grande. Símbolos= *: especies con potencial para germinar a partir de heces de caballo (Ansong & Pickering, 2013; Dacar et al. 2019); +: especies que se encuentran entre las 50 especies de plantas exóticas más frecuentes en las montañas de todo el mundo (Seipel et al., 2012). En negrita las especies previamente no citadas para la zona de estudio (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014).

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%) parcelas			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Taraxacum officinale</i> *(+)	8,625	100	100	100	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2561	3578	65127
<i>Cerastium arvense</i> (+)	5,714	100	100	100	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65128
<i>Trifolium repens</i> *(+)	4,027	27	20	18	Hierba	Perenne	Fabaceae	PG, LB, MN	2561	2982	65119
<i>Rumex acetosella</i> *(+)	1,286	35	35	35	Hierba	Perenne	Polygonaceae	PG, LB, MN	2561	3119	65129
<i>Poa annua</i> (*)	0,518	3	2	2	Graminoide	Anual, raramente bianual	Poaceae	LB	2944	3020	65151
<i>Arenaria serpyllifolia</i> *(+)	0,118	13	10	8	Hierba	Anual o bianual	Caryophyllaceae	MN	2561	2831	65136
<i>Alyssum alyssoides</i>	0,089	5	7	3	Hierba	Anual	Brassicaceae	PG, LB, MN	2824	2955	65111
<i>Rosa rubiginosa</i> *(+)	0,052	2	-	2	Arbusto	Perenne	Rosaceae	PG, MN	2702	2828	57401
<i>Erodium cicutarium</i> *(+)	0,038	5	5	2	Hierba	Anual o bianual	Geraniaceae	PG, MN	2561	3119	32923
<i>Verbascum thapsus</i> *(+)	0,028	-	-	3	Hierba	Bianual	Scrophulariaceae	MN	2600	2874	5017
<i>Carduus thoeimeri</i>	0,019	2	3	2	Hierba	Anual	Asteraceae	MN	2561	2600	65202
<i>Tragopogon dubius</i> (+)	0,014	-	3	2	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	MN	2561	2702	65188
<i>Agrostis scabra</i>	0,009	-	2	-	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2729	2729	65154
<i>Lactuca serriola</i> (+)	0,009	-	2	2	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	MN	2561	2638	65203
<i>Malva neglecta</i>	0,009	-	-	3	Hierba	Anual	Malvaceae	LB, MN	2784	2884	65110
<i>Medicago minima</i> (*)	0,009	3	-	-	Hierba	Anual	Fabaceae	PG	2828	3040	5464
<i>Cirsium vulgare</i> (+)	0,005	-	2	-	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	PG	2828	2828	32275
<i>Medicago lupulina</i> *(+)	0,005	-	-	2	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	MN	2561	2561	65166
<i>Veronica peregrina</i> (*)	0,005	-	-	2	Hierba	Anual	Plantaginaceae	MN	2561	2561	66702
<i>Veronica persica</i>	0,005	2	-	-	Hierba	Anual	Plantaginaceae	PG	2828	2828	65164

Tabla 2. Lista de especies exóticas identificadas en los senderos de la Cordillera Principal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), frecuencia de ocurrencia en las parcelas 1, 2 y 3 (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviaturas= HORC: Quebrada de Horcones; VAC: Quebrada de Vacas; VAR: Quebrada de Vargas. Símbolos= *: especies con potencial para germinar a partir de heces de caballo (Ansong & Pickering, 2013); +: especies que se encuentran entre las 50 especies de plantas exóticas más frecuentes en las montañas de todo el mundo (Seipel *et al.*, 2012). En **negrita** las especies previamente no citadas para la zona de estudio (Méndez, 2009; Barros & Pickering, 2014).

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%)			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Convolvulus arvensis</i> (*) (+)	3,662	20	20	18	Hierba voluble	Perenne	Convolvulaceae	VAR, HORC, VAC	2417	3049	29331
<i>Polygonum monspeliensis</i>	0,968	2	-	-	Hierba Graminoide	Annual	Poaceae	VAC	2457	2636	65148
<i>Taraxacum officinale</i> (*) (+)	0,779	8	5	5	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC, VAC	2457	2997	65127
<i>Sisymbrium irio</i>	0,695	15	10	5	Hierba	Annual	Brassicaceae	VAR	2671	3078	65197
<i>Plantago lanceolata</i> (*) (+)	0,589	7	2	3	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAC	2457	2668	43265
<i>Medicago sativa</i> (*)	0,400	5	2	2	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAC	2417	2668	65103
<i>Salsola kali</i>	0,400	2	2	2	Hierba	Annual	Chenopodiaceae	HORC	2872	2872	56875
<i>Sisymbrium altissimum</i>	0,337	5	8	7	Hierba	Annual	Brassicaceae	VAC	2417	2636	65214
<i>Poa pratensis</i> (*) (+)	0,242	5	5	3	Hierba Graminoide	Annual	Poaceae	HORC	2963	2963	65132
<i>Camelina microcarpa</i>	0,221	5	7	5	Hierba	Annual	Brassicaceae	VAR	2711	2878	65105
<i>Malva neglecta</i>	0,210	7	3	2	Hierba	Annual	Malvaceae	VAR, HORC	2910	3078	65110
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> (*)	0,200	2	5	-	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAC	2457	2668	56843
<i>Hirschfeldia incana</i> (*)	0,168	3	5	3	Hierba	Annual o bianual	Brassicaceae	VAR, VAC	2417	2711	13377
<i>Trifolium repens</i> (*) (+)	0,168	2	3	-	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAC	2457	2636	66151
<i>Lactuca serriola</i> (+)	0,095	5	5	3	Hierba	Annual o bianual	Asteraceae	VAR, VAC	2549	2711	65203
<i>Diplolaxis tenuifolia</i>	0,074	-	2	2	Hierba	Perenne	Brassicaceae	VAC	2417	2417	37161
<i>Eruca vesicaria</i>	0,074	2	2	-	Hierba	Annual	Brassicaceae	VAC	2417	2417	65190
<i>Sisymbrium orientale</i>	0,053	2	2	2	Hierba	Annual	Brassicaceae	VAC	2657	2844	65106
<i>Sonchus asper</i>	0,042	-	3	2	Hierba	Annual o bianual	Asteraceae	VAC	2636	2668	65201

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Frecuencia (%) parcelas			Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
		1	2	3					Mínima	Máxima	
<i>Meillotus albus</i> (*)	0,032	3	2	-	Hierba o subarbusto	Anual o bianual	Fabaceae	VAC	2457	2668	47226
<i>Simapis arvensis</i>	0,032	2	2	2	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAC	2549	2549	65216
<i>Erodium cicutarium</i> (*) (+)	0,021	2	2	-	Hierba	Anual o bianual	Geraniaceae	VAR	2711	2803	32923
<i>Avena sativa</i> (*)	0,011	2	-	-	Hierba	Anual	Poaceae	VAC	2657	2657	65152
<i>Medicago lupulina</i> (*) (+)	0,011	-	2	-	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	VAC	2457	2457	65166
<i>Rumex conglomeratus</i> (*)	0,011	-	2	-	Hierba	Perenne	Polygonaceae	VAC	2457	2457	65109
<i>Tamarix ramosissima</i>	0,011	-	-	2	Arbusto o árbol	Perenne	Tamaricaceae	VAC	2636	2636	18940
<i>Tragopogon dubius</i> (+)	0,011	2	-	-	Hierba	Anual o bianual	Asteraceae	HORC	2928	2928	65188
<i>Polygonum aviculare</i> (*) (+)	0,011	-	-	2	Hierba	Anual o bianual	Polygonaceae	VAC	2549	2549	65194

Tabla 3. Lista de especies nativas identificadas en los senderos de la Cordillera Frontal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviatura= ND: no disponible, corresponden a ejemplares que no estaban en condiciones de ser herborizados por lo que no se cuenta con número de MERL.

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Bromus catharticus</i> var. <i>rupestris</i>	6,311	Graminoide	Bienal o perenne	Poaceae	PG	2828	3534	65173
<i>Nassauvia axillaris</i>	6,212	Arbusto	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2561	3490	23623
<i>Poa ligularis</i> var. <i>ligularis</i>	6,028	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, LB	2824	3460	65227
<i>Berberis empetrifolia</i>	4,82	subarbusto	Perenne	Berberidaceae	PG, LB, MN	2600	3578	33648
<i>Festuca magellanica</i>	3,83	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	2824	3460	22033
<i>Azorella monantha</i>	3,099	Hierba o subarbusto	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2824	3578	30344
<i>Koeleria kurtzii</i>	3,052	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB, MN	2561	3170	65219
<i>Senecio trifidus</i>	2,835	subarbusto	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2600	3578	65172
<i>Adesmia subterranea</i>	2,674	subarbusto	Perenne	Fabaceae	PG, LB	3200	3578	56976
<i>Bromus catharticus</i>	2,637	Graminoide	Bienal o perenne	Poaceae	PG, LB, MN	2561	2955	65224
<i>Acaena platyacantha</i>	2,354	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2561	3490	65108
<i>Calceolaria brunellifolia</i>	2,325	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65174
<i>Rytidosperma virescens</i>	2,212	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, LB, LB	2675	3534	65218
<i>Astragalus arnotianus</i>	2,089	Hierba	Perenne	Fabaceae	PG, LB, MN	2729	3578	65126
<i>Azorella prolifera</i>	1,901	Arbusto	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2561	3534	45576
<i>Luzula racemosa</i>	1,75	Graminoide	Perenne	Juncaceae	PG, LB, MN	2675	3421	10793
<i>Oxalis subacaulis</i>	1,533	Hierba	Perenne	Oxalidaceae	PG, LB, MN	2561	3578	43222
<i>Trisetum</i> sp.	1,505	Graminoide	-	Poaceae	PG, MN	2561	3534	ND
<i>Valeriana ruizlealii</i>	1,439	Hierba	Perenne	Caprifoliaceae	PG, LB, MN	2675	3460	65162
<i>Deyeuxia</i> sp.	1,231	Graminoide	-	Poaceae	PG	2828	3400	ND
<i>Azorella ulicina</i>	1,052	Hierba o subarbusto	Perenne	Apiaceae	LB, MN	2824	3460	65115
<i>Gutierrezia baccharoides</i>	0,986	Subarbusto	Perenne	asteraceae	PG, LB, MN	2828	3578	65168
<i>Plantago monanthos</i> var. <i>monanthos</i>	0,986	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	PG, LB	2824	3400	65113

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Rytidosperma violaceum</i>	0,849	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2561	2937	65157
<i>Calceolaria filicularis</i> var. <i>luxurians</i>	0,792	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	LB	2884	3112	64344
<i>Colobanthus lycopodioides</i>	0,788	Subarbusto	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2729	3534	65223
<i>Galium richardianum</i>	0,788	Hierba	Perenne	Rubiaceae	PG, LB, MN	2561	3400	65120
<i>Acaena poeppigiana</i>	0,764	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65125
<i>Acaena pinnatifida</i>	0,594	Hierba	Perenne	Rosaceae	PG, LB, MN	2828	3446	65205
<i>Viola atropurpurea</i>	0,571	Hierba	Perenne	Violaceae	PG, LB, MN	2729	3578	41848
<i>Noccaea magellanica</i>	0,538	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2638	3578	65112
<i>Draba magellanica</i>	0,472	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2638	3534	65122
<i>Elymus</i> sp.	0,453	Graminoide	-	Poaceae	MN	2702	3109	ND
<i>Poa</i> sp.	0,443	Graminoide	-	Poaceae	PG	3578	3578	ND
<i>Trichocline dealbata</i>	0,443	Graminoide	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2850	3578	65167
<i>Tristagma ameghinoi</i>	0,42	Graminoide	Perenne	Amaryllidaceae	LB, MN	2702	3460	ND
<i>Bowlesia tropaeolifolia</i>	0,406	Hierba	Perenne	Apiaceae	PG, LB, MN	2702	3490	22568
<i>Arjona patagonica</i>	0,391	Hierba	Perenne	Schoepfiaceae	PG, LB, MN	2561	3360	13396
<i>Adesmia pinifolia</i>	0,373	Arbusto	Perenne	Fabaceae	PG	2940	3160	66119
<i>Cystopteris apiiformis</i>	0,354	Hierba	Perenne	Cystopteridaceae	LB, MN	2729	3460	65143
<i>Physaria crassistigma</i>	0,349	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG, LB, MN	2561	3578	31823
<i>Glandularia</i> sp.	0,34	Subarbusto	Perenne	Verbenaceae	PG, LB, MN	2561	3360	ND
<i>Silene echeagarayi</i>	0,302	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG, LB, MN	2600	3360	65145
<i>Armeria maritima</i>	0,278	Hierba	Perenne	Plumbaginaceae	PG, LB, MN	2729	3368	57096
<i>Anemone multifida</i>	0,255	Hierba	Perenne	Ranunculaceae	PG, MN	2702	3200	66735
<i>Erigeron myosotis</i>	0,245	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB	2824	3460	65101
<i>Hordeum comosum</i>	0,236	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, MN	2675	3578	65134
<i>Lepidium bonariense</i>	0,236	Hierba	Anual	Brassicaceae	PG, LB, MN	2561	3320	65114
<i>Adesmia stenocaulon</i>	0,231	Hierba	Perenne	Fabaceae	LB, MN	2980	3421	65145

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Minima	Máxima	
<i>Phacelia secunda</i>	0,208	Hierba o subarbusto	Perenne	Boraginaceae	PG, LB, MN	2561	3578	65177
<i>Conyza burkartii</i>	0,189	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, MN	2561	3160	65169
<i>Bromus setifolius</i>	0,184	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG, MN	2561	3400	65159
<i>Polygala kurtzii</i>	0,16	Hierba	Perenne	Polygalaceae	PG, LB, MN	2600	3160	65176
<i>Sisyrinchium chilense</i>	0,141	Hierba	Perenne	Iridaceae	PG, MN	2561	3320	65220
<i>Festuca roigii</i>	0,137	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2702	2955	65153
<i>Vicia setifolia</i>	0,132	Hierba	Anual	Fabaceae	MN	2561	2937	65195
<i>Poa lanuginosa</i>	0,127	Graminoide	Perenne	Poaceae	PG	2940	3578	63500
<i>Tetraglochin alata</i>	0,123	Arbusto	Perenne	Rosaceae	LB, MN	2909	3460	57048
<i>Erythranthe lutea</i>	0,118	Hierba	Anual o bianual	Phrymaceae	LB	3020	3020	57202
<i>Calandrinia caespitosa</i>	0,108	Hierba	Perenne	Montiaceae	LB, MN	2729	3421	65161
<i>Gamocarpha</i> sp.	0,108	Hierba	-	Calyceraceae	LB	3142	3395	ND
<i>Poa holciformis</i>	0,108	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	3200	3200	65158
<i>Eragrostis</i> sp.	0,094	Graminoide	-	Poaceae	MN	3134	3170	ND
<i>Caiophora pulchella</i>	0,09	Hierba	-	Loasaceae	PG, LB, MN	3170	3578	65165
<i>Senecio filaginoides</i>	0,09	Arbusto	Perenne	Asteraceae	PG	2848	3446	65051
<i>Margyricarpus pinnatus</i>	0,08	Arbusto o subarbusto	Perenne	Rosaceae	PG	2911	3160	23059
<i>Nassauvia lagascae</i>	0,08	Hierba	Perenne	Asteraceae	MN	2980	2980	5753
<i>Phleum alpinum</i>	0,071	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	3020	3020	65144
<i>Erigeron leptopetalus</i>	0,066	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, MN	2675	3160	65201
<i>Draba</i> sp.	0,057	Hierba	-	Brassicaceae	PG	2911	3040	ND
<i>Senecio triodon</i>	0,057	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	PG	2848	2848	65171
<i>Perezia pungens</i>	0,052	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG, LB, MN	2702	3160	ND
<i>Tomostima australis</i>	0,052	Hierba	Anual	Brassicaceae	LB	2824	3047	65131
<i>Draba pusilla</i>	0,047	Hierba	Perenne	Brassicaceae	PG	2848	3280	56938
<i>Gentianella multicaulis</i>	0,047	Hierba	Bianual	Gentianaceae	LB, MN	2944	3245	65138
<i>Koeleria</i> aff. <i>mendocinensis</i>	0,047	Graminoide	Perenne	Poaceae	LB	3460	3460	65221
<i>Oenothera mendocinensis</i>	0,042	Hierba	Anual	Onagraceae	PG, MN	2848	3008	65207
<i>Rytidosperma</i> sp.	0,042	Graminoide	-	Poaceae	PG	3200	3240	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Minima	Máxima	
<i>Tristagma patagonicum</i>	0,042	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	LB	2824	2980	65117
<i>Vicia bijuga</i>	0,042	Hierba	Anual o bianual	Fabaceae	LB	2980	3245	65116
<i>Bowlesia incana</i>	0,038	Hierba	Anual	Apiaceae	MN	2831	2831	2315
<i>Menonvillea scapigera</i> subsp. <i>scapigera</i>	0,038	Hierba	Perenne	Brassicaceae	LB, MN	2729	3263	65130
<i>Nassauvia cumingii</i>	0,038	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	3020	3200	ND
<i>Ranunculus peduncularis</i>	0,038	Hierba	Perenne	Ranunculaceae	LB	2944	3020	65124
<i>Carex macloviana</i>	0,033	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	LB	2824	3020	65118
<i>Ephedra chilensis</i>	0,033	Arbusto	Perenne	Ephedraceae	PG	3008	3280	65107
<i>Jaborosa caulescens</i>	0,033	Hierba	Perenne	Solanaceae	LB, MN	2980	3421	48069
<i>Oriastrum pulvinatum</i> var. <i>pulvinatum</i>	0,033	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	2955	3340	65215
<i>Plantago australis</i>	0,033	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	MN	2638	2937	65204
<i>Senecio odonellii</i>	0,033	Hierba	Perenne	Asteraceae	LB, MN	3010	3245	65140
<i>Symphotrichum glabrifolium</i>	0,028	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	2911	3534	ND
<i>Oenothera</i> sp.	0,024	Hierba	-	Onagraceae	LB	2944	3047	ND
<i>Saxifraga magellanica</i>	0,024	Hierba	Perenne	Saxifragaceae	LB	2944	3395	66734
<i>Elymus scabriglumis</i>	0,019	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	3200	3200	65160
<i>Gilia crassifolia</i>	0,019	Hierba	Anual	Polemoniaceae	MN	2561	2784	65179
<i>Valeriana</i> sp.	0,019	Hierba	-	Caprifoliaceae	PG	2940	3040	ND
<i>Adesmia echinus</i>	0,014	Arbusto	Perenne	Fabaceae	PG	3578	3578	65184
<i>Hieracium guillesianum</i>	0,014	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	3040	3360	65170
<i>Microsteris gracilis</i>	0,014	Hierba	Anual	Polemoniaceae	LB	2824	2824	63821
<i>Oenothera picensis</i>	0,014	Hierba	Anual	Onagraceae	PG	2982	3040	65163
<i>Tristagma nivale</i>	0,014	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	MN	3170	3170	ND
<i>Cistanthe picta</i>	0,009	Hierba	Perenne	Montiaceae	MN	3170	3200	66470
<i>Perezia recurvata</i>	0,009	Hierba	Perenne	Asteraceae	PG	2940	3360	3130
<i>Perezia</i> sp.	0,009	Hierba	-	Asteraceae	PG	2940	2940	ND
<i>Sisyrinchium macrocarpum</i>	0,009	Hierba	Perenne	Iridaceae	MN	2702	2937	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Cardionema ramosissima</i>	0,005	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	PG	3490	3490	42445
<i>Chenopodium frigidum</i>	0,005	Hierba	Anual	Chenopodiaceae	LB	2884	2884	65199
<i>Colobanthus subulatus</i>	0,005	Hierba	Perenne	Caryophyllaceae	LB	3216	3216	65225
<i>Descurainia pimpinellifolia</i>	0,005	Hierba	Anual	Brassicaceae	LB	2884	2884	65121
<i>Menonvillea aff. famatinensis</i>	0,005	Hierba	Perenne	Brassicaceae	LB	3306	3306	65228
<i>Menonvillea scapigera</i> subsp. <i>longipes</i>	0,005	Hierba	Perenne	Brassicaceae	MN	3170	3170	65141
<i>Oenothera magellanica</i>	0,005	Hierba	Anual o Bienal	Onagraceae	LB	2884	2884	30443
<i>Plantago patagonica</i>	0,005	Hierba	Anual	Plantaginaceae	MN	2600	2600	62814
<i>Poa aff. obvallata</i>	0,005	Graminoide	Perenne	Poaceae	MN	2937	2937	ND

Tabla 4. Lista de especies nativas identificadas en los senderos de la Cordillera Principal, cobertura en relación con la cobertura total de la vegetación (%), forma de crecimiento, ciclo, familia botánica, senderos donde fue detectada, elevación mínima y máxima, y número de ejemplar de referencia MERL. Abreviatura= ND: no disponible, corresponden a ejemplares que no estaban en condiciones de ser herborizados por lo que no se cuenta con número de MERL.

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Poa holciformis</i>	21,2	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC, HORC, VAC	2417	3507	65149
<i>Adesmia aegiceras</i>	9,368	Arbusto	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2847	3263	66134
<i>Adesmia echinus</i>	8,853	Arbusto	Perenne	Fabaceae	HORC	3108	3517	65184
<i>Acaena magellanica</i>	8,579	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2457	3166	65191
<i>Adesmia pinifolia</i>	6,474	Arbusto	Perenne	Fabaceae	VAR, VAC	2549	2994	66119
<i>Pappostipa chrysophylla</i>	5,832	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2549	3517	65133
<i>Acaena pinnatifida</i>	2,442	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2586	3196	65205
<i>Juncus balticus</i> ssp. <i>mexicanus</i>	2,389	Graminoide	Perenne	Juncaceae	VAR, VAC	2457	2711	65147

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Bromus setifolius</i>	2,095	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAR, HORC, VAC	2417	3507	65135
<i>Acaena splendens</i>	2,084	Hierba	Perenne	Rosaceae	VAR, HORC, VAC	2503	3196	65208
<i>Berberis empetrifolia</i>	1,632	Arbusto	Perenne	Beridaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3234	33648
<i>Phacelia secunda</i>	1,432	Hierba	Perenne	Boraginaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3420	65177
<i>Lupinus andicola</i>	1,2	Hierba	-	Fabaceae	VAC	2586	2636	65222
<i>Tropaeolum polyphyllum</i>	1,168	Hierba	Perenne	Tropaeolaceae	VAR, HORC, VAC	2711	3149	46268
<i>Hordeum comosum</i>	1,063	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAR, HORC, VAC	2457	3049	65134
<i>Gilia crassifolia</i>	1	Hierba	Anual	Polemoniaceae	VAR, HORC, VAC	2549	3507	65179
<i>Polypogon interruptus</i>	0,979	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2457	2636	65155
<i>Descurainia pimpinellifolia</i>	0,947	Hierba	Anual	Brassicaceae	VAR, VAC	2657	3263	65121
<i>Ephedra chilensis</i>	0,789	Arbusto	Perenne	Ephedraceae	VAR, VAC	2657	2877	65107
<i>Mostacillastrum andinum</i>	0,789	Hierba	Perenne	Brassicaceae	VAR, HORC, VAC	2872	3474	65180
<i>Nicotiana corymbosa</i>	0,779	Hierba	Anual	Solanaceae	HORC, VAC	2417	3263	65183
<i>Eleocharis pseudoalbibracteata</i>	0,684	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	VAC	2457	2668	42445
<i>Arjona patagonica</i>	0,674	Hierba	Perenne	Schoepfiaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3263	13396
<i>Jaborosa laciniata</i>	0,663	Hierba	Perenne	Solanaceae	HORC, VAC	2989	3507	56970
<i>Phylloscirpus acaulis</i>	0,632	Graminoide	Perenne	Cyperaceae	VAC	2457	2668	65142
<i>Tetraglochin alata</i>	0,558	Arbusto	Perenne	Rosaceae	VAC	2549	2716	57048
<i>Phacelia cumingii</i>	0,516	Hierba	Anual	Boraginaceae	VAR, VAC	2741	3263	65178
<i>Astragalus cruckshanksii</i>	0,474	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC, VAC	2641	3196	40523
<i>Stipa</i> sp.	0,474	Graminoide	-	Poaceae	VAR	2671	3166	ND
<i>Bromus catharticus</i>	0,442	Graminoide	bienal o perenne	Poaceae	VAR, VAC	2457	2711	65224
<i>Poa ligularis</i> var. <i>ligularis</i>	0,421	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2503	2503	65227
<i>Melosperma andicola</i>	0,4	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	VAR, HORC	2847	3263	65193
<i>Baccharis juncea</i>	0,316	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAC	2668	2668	65104
<i>Deyeuxia velutina</i>	0,316	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2457	2457	ND

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Euphorbia portulacoides</i>	0,316	Hierba	Perenne	Euphorbiaceae	VAR, VAC	2503	2947	65212
<i>Gilia laciniata</i>	0,316	Hierba	Añual	Polemoniaceae	VAC	2549	3075	65196
<i>Doniophyton anomalum</i>	0,295	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAR, HORC, VAC	2417	3263	34598
<i>Gayophytum micranthum</i>	0,263	Hierba	Añual	Onagraceae	VAR, VAC	2586	3090	65206
<i>Lycium chilense</i> var. <i>vergae</i>	0,242	Arbusto	Perenne	Solanaceae	VAR, HORC	2847	3166	65187
<i>Chenopodium frigidum</i>	0,168	Hierba	Añual	Chenopodiaceae	VAR, VAC	2657	2910	65199
<i>Montiopsis gilliesii</i>	0,147	Hierba	Perenne	Montiaceae	HORC	2893	3078	65211
<i>Senecio subulatus</i>	0,147	Arbusto	Perenne	Asteraceae	VAC	2503	2503	65217
<i>Senecio volckmannii</i>	0,137	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	HORC	3507	3517	65186
<i>Gamocarpha ventosa</i>	0,116	Hierba	Perenne	Calyceraceae	HORC, VAC	2636	2963	58332
<i>Astragalus arnotianus</i>	0,105	Hierba	Perenne	Fabaceae	VAR, HORC	2910	3517	65185
<i>Mutisia sinuata</i>	0,074	arbusto	Perenne	Asteraceae	VAR	2964	2964	65192
<i>Senecio angustissimus</i>	0,074	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	VAR	2910	2994	65137
<i>Calceolaria filicularis</i> var. <i>luxurians</i>	0,053	Hierba	Perenne	Calceolariaceae	VAC	2636	2636	64344
<i>Perezia carthamoides</i>	0,053	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC	2997	3108	38465
<i>Leucheria runcinata</i>	0,042	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC	3196	3196	65182
<i>Perezia pungens</i>	0,042	Hierba	Perenne	Asteraceae	VAC	2912	2912	ND
<i>Sisyrinchium chilense</i>	0,042	Hierba	Perenne	Iridaceae	VAC	2668	2668	65220
<i>Leucheria</i> sp.	0,032	Hierba	-	Asteraceae	VAR	2994	2994	ND
<i>Menonvillea cuneata</i>	0,032	Hierba	Perenne	Brassicaceae	HORC	3149	3517	65189
<i>Oenothera</i> sp.	0,032	Hierba	-	Onagraceae	VAC	2636	2636	ND
<i>Poa lanuginosa</i>	0,032	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2844	2844	63500
<i>Pozoa coriacea</i>	0,032	Hierba	Perenne	Apiaceae	VAC	2636	2636	56969
<i>Adesmia subterranea</i>	0,021	Subarbusto	Perenne	Fabaceae	HORC	3517	3517	56976
<i>Cistanthe picta</i>	0,021	Hierba	Perenne	Montiaceae	HORC	3395	3507	66470
<i>Cryptantha patagonica</i>	0,021	Hierba	Añual	Boraginaceae	VAR	2994	2994	65226
<i>Latace andina</i>	0,021	Hierba	Perenne	Amaryllidaceae	VAC	2668	2716	ND
<i>Montiopsis</i> aff. <i>potentilloides</i>	0,021	Hierba	Perenne	Montiaceae	VAR, VAC	2586	2586	65213
<i>Senecio donianus</i>	0,021	Subarbusto	Perenne	Asteraceae	HORC	2963	3196	65181
<i>Bromus</i> sp.	0,011	Graminoide	-	Poaceae	HORC	3290	3290	ND
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0,011	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2668	2668	44521
<i>Doniophyton weddellii</i>	0,011	Hierba	Perenne	Asteraceae	HORC, VAC	2586	2928	65209
<i>Eremium erianthum</i>	0,011	Graminoide	Perenne	Poaceae	VAC	2417	2417	65156

Nombre de la especie	Cobertura relativa al total (%)	Forma de crecimiento	Ciclo	Familia	Senderos	Elevación (m s.n.m.)		Ejemplar de referencia MERL
						Mínima	Máxima	
<i>Haplopappus scrobiculatus</i>	0,011	Arbusto	Perenne	Asteraceae	VAC	2877	2877	65200
<i>Lappula redowskii</i>	0,011	Hierba	Anual o Bianual	Boraginaceae	VAC	2549	2549	45104
<i>Mostacillastrum commune</i>	0,011	Hierba	Anual o Bianual	Brassicaceae	VAR	2994	2994	34546
<i>Pilosyles berteroi</i>	0,011	Parásita	Anual o Bianual	Apodanthaceae	VAC	3013	3013	65198
<i>Plantago aff. barbata</i>	0,011	Hierba	Perenne	Plantaginaceae	HORC	2963	2963	56989

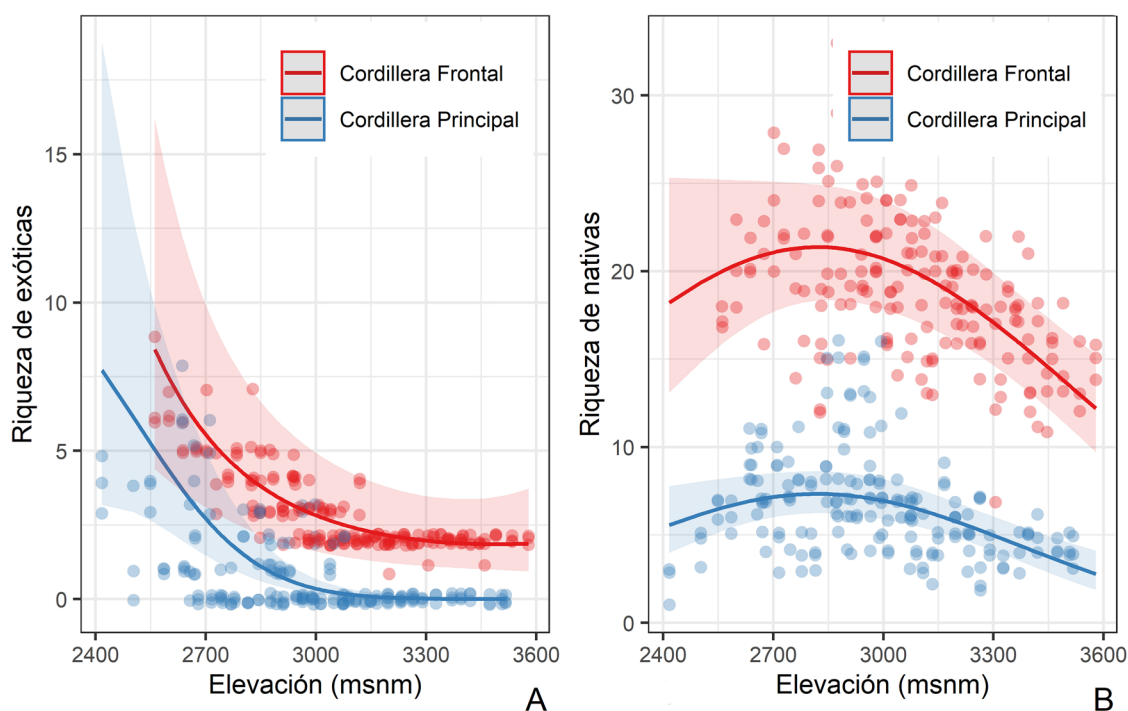


Fig. 3. Variación de la riqueza de especies por parcela en función de la elevación para la Cordillera Frontal (rojo) y la Cordillera Principal (azul). **A:** Riqueza de especies exóticas. **B:** Riqueza de especies nativas.

DISCUSIÓN

En este trabajo registramos las especies nativas y exóticas que crecen en los bordes de los senderos y lejos de los mismos a lo largo de gradientes de elevación. Con esta información generamos listados de las especies junto con su distribución altitudinal en dos áreas protegidas de los Andes áridos. Encontramos especies exóticas que no

habían sido citadas previamente para la zona; por lo tanto, estos registros amplían los rangos de distribución conocidos para algunas especies. Además, encontramos mayor riqueza regional de especies exóticas en la Cordillera Principal respecto a la Frontal; sin embargo, en la Cordillera Frontal las especies exóticas presentan un rango más amplio de distribución a lo largo del gradiente y alcanzan los límites altitudinales de la vegetación nativa

continua (3600 m s.n.m.). Como esperábamos, en ambas cordilleras la riqueza de especies exóticas disminuyó con la elevación, mientras que las especies nativas tuvieron su máximo a elevaciones medias. La riqueza de especies nativas fue mayor en la Cordillera Frontal respecto a la Principal.

La riqueza de especies nativas fue máxima a elevaciones intermedias, lo que coincide con el patrón frecuentemente detectado a lo largo de gradientes de elevación a escalas globales y regionales (Grytnes & McCain, 2013; Haider *et al.*, 2018). En montañas de regiones áridas, este patrón puede deberse a que, en las zonas bajas, donde las precipitaciones son menores y mayores las temperaturas, la evaporación es mayor, por lo que la disponibilidad de agua en el suelo es un factor de estrés para las plantas. Mientras que, a mayores elevaciones, las bajas temperaturas actúan como filtro que restringe las especies que pueden crecer en esas condiciones (Darwin, 1859; Grytnes & McCain, 2013).

La riqueza de las especies exóticas disminuyó con la elevación, lo que coincide con la mayoría de los patrones observados en los Andes y otras regiones montañosas (McDougall *et al.*, 2011; Seipel *et al.* 2012; Barros & Pickering, 2014; Alexander *et al.*, 2016; Averett *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2018; Liedtke *et al.*, 2020). Esto podría deberse a que las condiciones vinculadas con el aumento de la elevación, como la disminución de las temperaturas, el aumento de la radiación solar (Trombotto *et al.*, 1997; Körner, 2007; Roig *et al.*, 2007), constituyen un fuerte filtro ambiental para especies exóticas que suelen provenir de ambientes menos estresantes que nuestra zona de estudio. Además, el patrón observado también podría deberse a que las especies exóticas aún no han llegado a las elevaciones más altas como consecuencia de la disminución de la presión de propágulos con la elevación (Liedtke *et al.*, 2020). Sin embargo, en base a nuestro estudio observacional no podemos diferenciar el efecto de la elevación de la presión de propágulos. El mayor rango de distribución altitudinal abarcado por las especies exóticas en la Cordillera Frontal respecto a la Principal podría deberse a las condiciones ambientales más húmedas de la primera, ya que además de las precipitaciones invernales provenientes del pacífico, esta última posee un aporte adicional de precipitaciones estivales de origen Atlántico (Hoke *et al.*, 2013;

Crespo *et al.*, 2017): la precipitación media anual en el Parque Cordón del Plata es de 398 mm (1979-2015), mientras que el Parque Aconcagua es más seco, con una precipitación media anual de 100 mm (2003-2013) (Barros & Pickering, 2014; Trombotto *et al.*, 2020).

La riqueza de especies exóticas no varió significativamente con la distancia al sendero. Esto contradice lo hallado en ambientes montañosos boscosos, donde la riqueza de exóticas fue mayor cerca de los senderos (Liedtke *et al.*, 2020). Estas diferencias podrían deberse a que en los Andes áridos las comunidades están dominadas por pastizales y arbustales dispersos que no impiden el tránsito de personas y animales (Barros & Pickering, 2017), lo que podría favorecer el transporte de propágulos más allá de los bordes de los senderos. Sin embargo, a pesar de que no hay diferencias significativas en el número de especies con la distancia al sendero, en Alvarez *et al.* (2022) encontramos que sí hay una mayor probabilidad de ocurrencia de especies exóticas cerca de los senderos en esta región. A su vez, algunas especies exóticas sólo se encontraron en los bordes de los senderos, lo que sugiere que estas infraestructuras favorecen su establecimiento.

La mitad de las especies exóticas registradas pueden germinar a partir de heces de caballos (Ansong & Pickering, 2013; Dacar *et al.*, 2019), lo que sugiere que la presencia de estas especies podría asociarse al uso ganadero histórico en nuestra área de estudio (Pérez, 1992; Astudillo *et al.*, 2018; Domic *et al.*, 2018; Liedtke *et al.*, 2020; Joslin, 2021). Además, en un estudio previo registramos una correlación positiva entre la densidad de heces de ganado y la riqueza, la ocurrencia y la cobertura de exóticas (Alvarez *et al.*, 2022), por lo que el ganado podría estar actuando como impulsor de las invasiones de plantas como ha sido encontrado en otros ambientes (Wells & Lauenroth, 2007; Loydi & Zalba, 2009; Quinn *et al.*, 2010). Son varios los mecanismos por los cuales el ganado puede favorecer el establecimiento y propagación de las plantas exóticas, entre ellos puede mencionarse el transporte de semillas a través de su pelaje y en las heces (Ansong & Pickering, 2013), el aporte de nutrientes y humedad en los montículos de heces generando microhábitat favorables (Loydi & Zalba, 2009; Quinn *et al.*, 2010), y el daño de la vegetación nativa por el pastoreo y pisoteo (Ansong & Pickering, 2013).

El 66% de las especies exóticas registradas en la Cordillera Frontal están entre las 50 especies exóticas más frecuentes en las montañas del mundo (Seipel *et al.*, 2012), mientras que el 35% de las exóticas registradas en la Cordillera Principal están en ese grupo. Entre las exóticas más abundantes están algunas especies conocidas por haber generado impactos fuertemente negativos en otras regiones: *T. officinale*, *C. arvensis*, *T. repens* y *Rumex acetosella* L. (Muñoz & Cavieres, 2008; Franzese & Ghermandi, 2014; Fuentes *et al.*, 2014; Balah, 2015). Particularmente, las especies exóticas arbustivas registradas en nuestros relevamientos *Rosa rubiginosa* y *Tamarix ramosissima*, son muy invasoras y representan una amenaza para la integridad de los ecosistemas. *Rosa rubiginosa* genera densos matorrales que pueden excluir a la mayoría de los arbustos y otras especies nativas (Herrera *et al.*, 2016). Es una especie muy abundante en los bordes de caminos vehiculares, en quebradas, en vegas y en bordes de cursos de agua, y está presente en áreas protegidas de montaña en la Provincia de Mendoza como el Parque Provincial Cordón del Plata, el Parque Provincial Manzano Portillo de Piuquenes y la Reserva Natural Privada Villavicencio (Méndez, 2009; Mazzolari, 2017). Por otro lado, *T. ramosissima* es una especie invasora común en ambientes áridos y semiáridos de Argentina y, es abundante y problemática en otra área protegida de Mendoza, la Reserva Natural Humedal Llanquanelo (Natale *et al.*, 2010). Tiene el potencial de alterar las propiedades fisicoquímicas del suelo, de desplazar especies de plantas nativas y de alterar el ciclo hidrológico, ya que aumenta las tasas de evapotranspiración, modifica el nivel freático y modifica el flujo de los ríos (Natale *et al.*, 2010; Araya *et al.*, 2022). Si bien detectamos pocos individuos de estas especies a lo largo de los senderos relevados, es crucial desarrollar planes de monitoreo y erradicación en la zona, ya que el manejo y la erradicación de estas especies son difíciles y costosos en etapas más avanzadas del proceso de invasión.

CONCLUSIONES

Nuestro estudio contribuye a conocer cómo se distribuyen las especies de plantas a lo largo de los gradientes de elevación y de distancia a senderos recreativos. Encontramos que las especies exóticas

están ampliamente distribuidas alcanzando grandes elevaciones en dos áreas protegidas de la Cordillera de los Andes. A su vez, identificamos que los senderos recreativos favorecen a algunas especies exóticas que solo se encontraron en sus bordes. Nuestros registros pueden contribuir a comprender, mediante la integración con otros datos ambientales y de atributos funcionales de las especies, los procesos subyacentes que explican los patrones observados, predecir la vulnerabilidad de las especies al cambio climático y cambios futuros en las comunidades, e identificar las especies exóticas con potencial de ampliar su distribución geográfica. Esto es particularmente relevante para la gestión de las áreas protegidas, ya que permiten definir prioridades en las acciones para la conservación de las comunidades y en la gestión de especies exóticas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

MAA, AB, DPV y VA diseñaron este estudio; MAA, AB y LJB llevaron a cabo los relevamientos de campo e identificación de especies; MAA, AB, DPV, VA y LJB analizaron los datos y escribieron el manuscrito. Todos los autores contribuyeron a la discusión y revisión crítica del artículo.

AGRADECIMIENTOS

A Juan Pablo Scarpa, Hernán Gargantini, José Beamonte, Sol Montepelusso, Walter Tulle, Florencia Alvarez y Guillermina Elías por la asistencia en el trabajo de campo; y a la Dirección de Recursos Naturales Renovables Mendoza por la asistencia en la logística del trabajo de campo. También a CONICET, Universidad Nacional de Cuyo (SECTYP M022, SIIP M062), Neotropical Grassland Conservancy y The Rufford Foundation por proveer los recursos económicos.

BIBLIOGRAFÍA

AIZEN, M. A., C. L. MORALES & J. M. MORALES. 2008. Invasive mutualists erode native pollination webs. *Plos Biol.* 6: 396-403. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031>

- ALEXANDER, J. M., J. J. LEMBRECHTS, L. A. CAVIERES, C. DAHLER, S. HAIDER, C. KUEFFER, G. LIU, K. MCDUGALL, A. MILBAU, A. PAUCHARD, L. J. REW & T. SEIPEL. 2016. Plant invasions into mountains and Alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alpine Bot.* 126: 89-103. <https://doi.org/10.1007/s00035-016-0172-8>
- ALVAREZ, M. A. 2022. *Distribución y abundancia de plantas exóticas a lo largo de gradientes de elevación y de disturbio en ecosistemas altoandinos de Mendoza*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina.
- ALVAREZ, M. A., A. BARROS, D. P. VÁZQUEZ, L. DE J. BONJOUR, J. LEMBRECHTS, R. WEDEGÄRTNER & V. ASCHERO. 2022. Hiking and livestock favor non-native plants in the high Andes. *Biol. Invasions* 24: 3475-3488. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02851-1>
- ANSONG, M. & C. PICKERING. 2013. A global review of weeds that can germinate from horse dung. *Ecol. Manag. Restor.* 14: 216-23. <https://doi.org/10.1111/emr.12057>
- ARAYA, T., A. V. MLAHLWA, M. A.M.ABD ELBASIT & S. W. NEWETE. 2022. The impact of *Tamarix* invasion on the soil physicochemical properties. *Sci. Rep.-Uk.* 12: 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09797-3>
- ASCHERO, V., A. BARROS, L. BONJOUR & M. C. PÉREZ SOSA. 2017. Invasiones de plantas en caminos vehiculares de montaña de los Andes centrales: ¿sobre patas o sobre ruedas? *Bol. Soc. Argent. Bot. (Supl.)* 52: 100.
- ASTUDILLO, P. X., S. BARROS, D. C. SIDONS & E. ZÁRATE. 2018. Influence of habitat modification by livestock on páramo bird abundance in southern Andes of Ecuador. *Stud. Neotrop.* 53: 29-37. <https://doi.org/10.1080/01650521.2017.1382122>
- AVERETT, J. P., B. MCCUNE, C. G. PARKS, B. J. NAYLOR, T. DELCURTO & R. MATA-GONZÁLEZ. 2016. Non-native plant invasion along elevation and canopy closure gradients in a middle rocky mountain ecosystem. *PlosOne* 11: 1-24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147826>
- BALAH, M. 2015. Allelopathic effects of bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) root exudates on plants and soil microflora. *Egypt. J. Desert Res.* 65: 31-46. <https://doi.org/10.21608/ejdr.2015.5776>
- BALLANTYNE, M. & C. M. PICKERING. 2015. The impacts of trail infrastructure on vegetation and soils: current literature and future directions. *J. Environ. Manage.* 164: 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.032>
- BARROS, A., V. ASCHERO, A. MAZZOLARI, L. A. CAVIERES & C. M. PICKERING. 2020. Going off trails: how dispersed visitor use affects Alpine vegetation. *J. Environ. Manage.* 267: 110546. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110546>
- BARROS, A., J. GONNET & C. PICKERING. 2013. Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. *J. Environ. Manage.* 127: 50-60. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.030>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2017. How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation. *J. Environ. Manage.* 60: 57-68. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0865-9>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2014. Non-native plant invasion in relation to tourism use of Aconcagua Park, Argentina, the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Mt. Res. Dev.* 34: 13-26. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-13-00054.1>
- BARROS, A. & C. M. PICKERING. 2015. Impacts of experimental trampling by hikers and pack animals on a high-altitude Alpine sedge meadow in the Andes. *Plant Ecol. Diver.* 8: 265-276. <https://doi.org/10.1080/17550874.2014.893592>
- BROOKS, M. E., K. KRISTENSEN, K. J. VAN BENTHEM, A. MAGNUSSON, C. W. BERG, A. NIELSEN, H. J. SKAUG, M. MÄCHLER & B. M. BOLKER. 2017. Glimmtmb balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *R J.* 9: 378-400. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>
- BRUCKMAN, D. & D. R. CAMPBELL. 2016. Pollination of a native plant changes with distance and density of invasive plants in a simulated biological invasion. *Am. J. Bot.* 103: 1458-1465. <https://doi.org/10.3732/ajb.1600153>
- BUCKLEY, R. 2006. *Adventure tourism*. CAB International, London.
- CARBONI, M., M. GUÉGUEN, C. BARROS, D. GEORGES, I. BOULANGEAT, R. DOUZET, S. DULLINGER, G. KLONNER, M. VANKLEUNEN, F. ESSL, O. BOSSDORF, E. HAEUSER, M. V. TALLUTO, D. MOSER, S. BLOCK, L. CONTI, I. DULLINGER, T. MÜNKEMÜLLER & W. THUILLER. 2018. Simulating plant invasion dynamics in mountain ecosystems under global

- change scenarios. *Glob. Chang. Biol.* 24: 289-302. <https://doi.org/10.1111/gcb.13879>
- CHARDON, N. I., C. RIXEN, S. WIPF & D. F. DOAK. 2019. Human trampling disturbance exerts different ecological effects at contrasting elevational range limits. *J. Appl. Ecol.* 56: 1389-1399. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13384>
- CHARDON, N. I., S. WIPF, C. RIXEN, A. BEILSTEIN & D. F. DOAK. 2018. Local trampling disturbance effects on Alpine plant populations and communities: negative implications for climate change vulnerability. *Int. J. Bus. Innov.* 17: 7921-7935. <https://doi.org/10.1002/ece3.4276>
- CRESPO, S., J. ARANIBAR, L. GOMEZ, M. SCHWIKOWSKI, S. BRUETSCH, L. CARA & R. VILLALBA. 2017. Ionic and stable isotope chemistry as indicators of water sources to the upper Mendoza river basin, Central Andes of Argentina. *Hydrol. Sci. J.* 62: 588-605. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1252840>
- DACAR, M. A., A. D. DALMASSO, S. Y. BOBADILLA & M. F. CUEVAS. 2019. Rol del ganado doméstico en el establecimiento de la especie invasora rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa* L.) en los Andes áridos, Argentina. *Mastozool. Neotrop.* 26: 331-339. <https://doi.org/10.31687/saremmn.19.26.2.0.17>
- DARWIN, C. 1859. *On the origin of species by means of natural selection, or preservation of favoured races in the struggle for life.* John Murray, London.
- DAVIS, M. A., J. P. GRIME & K. THOMPSON. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Eco.* 88: 528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- DOMIC, A. I., J. M. CAPRILES, K. ESCOBAR-TORREZ, C. M. SANTORO & A. MALDONADO. 2018. Two thousand years of land-use and vegetation evolution in the Andean highlands of northern Chile inferred from pollen and charcoal analyses. *Quat.* 1: 1-20. <https://doi.org/10.3390/quat1030032>
- FRANZESE, J. & L. GHERMANDI. 2014. Early competition between the exotic herb *Rumex acetosella* and two native tussock grasses with different palatability and water stress tolerance. *J. Arid Environ.* 106: 58-62. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.03.004>
- FUENTES, N., P. SÁNCHEZ, A. PAUCHARD, J. URRUTIA & L. CAVIERES. 2014. *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo.* Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción.
- GAERTNER, M., D. M. RICHARDSON & S. D. J. PRIVETT. 2011. Effects of alien plants on ecosystem structure and functioning and implications for restoration: insights from three degraded sites in South African fynbos. *J. Environ. Manage.* 48: 57-69. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9675-7>
- GOODELL, K. & I. M. PARKER. 2017. Invasion of a dominant floral resource: effects on the floral community and pollination of native plants. *Ecol.* 98: 57-69. <https://doi.org/10.1002/ecy.1639>
- GRYTNES, J. A. & C. M. MCCAIN. 2013. Elevational Trends in Biodiversity. En: LEVIN S. A. (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, 2nd. ed., pp. 149-54. Academic Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00227-6>
- HAIDER, S., C. KUEFFER, H. BRUELHEIDE, T. SEIPEL, J. M. ALEXANDER, L. J. REW, J. R. ARÉVALO, et al. 2018. Mountain roads and non-native species modify elevational patterns of plant diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 27: 667-678. <https://doi.org/10.1111/geb.12727>
- HAUTIER, Y., F. ISBELL, E. T. BORER, E. W. SEABLOOM, W. STANLEY HARPOLE, E. M. LIND, A. S. MACDOUGALL, A. MILBAU, B. J. NAYLOR, K. SPEZIALE & A. PAUCHARD. 2017. Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. *Ecol. Evol.* 2: 50-56. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0395-0>
- HERRERA, I., E. GONCALVES, A. PAUCHARD & R. O. BUSTAMANTE. 2016. *Manual de Plantas Invasoras de Sudamérica.* Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción.
- HOKÉ, G. D., J. N. ARANIBAR, M. VIALE, D. C. ARANEO & C. LLANO. 2013. Seasonal moisture sources and the isotopic composition of precipitation, rivers, and carbonates across the Andes at 32.5-35.5°S. *Geochem. Geophys.* 14: 962-978. <https://doi.org/10.1002/ggge.20045>
- INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION. 2018. Flora Argentina. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/>
- IPCC. 2021. Special report on the ocean and cryosphere in a changing climate. Disponible en: <https://www.ipcc.ch/srocc/>
- JOSLIN, A. 2021. Intersections of conservation, cattle, and culture in Ecuador's Páramo grasslands. *Mt. Res. Dev.* 41: R1-R7. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-21-00015.1>

- KÖRNER, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends Ecol. Evol.* 22: 569-574.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006>
- KOWARIK, I. & M. VON DER LIPPE. 2007. Pathways in Plant Invasions. En: NENTWIG, W. (ed.), *Biological Invasions*, Ecological Studies, vol. 193: 29-47. Springer, Berlin Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2>
- LENOIR, J., J. C. GÉGOUT, A. GUISAN, P. VITTOZ, T. WOHLGEMUTH, K. E. ZIMMERMANN, S. DULLINGER, H. PAULI, W. WILLNER & J. C. SVENNING. 2010. Going against the flow: potential mechanisms for unexpected downslope range shifts in a warming climate. *Ecography* 33: 295-303.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06279.x>
- LENOIR, J., T. HATTAB & G. PIERRE. 2017. Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution. *Ecography* 40: 253-66. <https://doi.org/10.1111/ecog.02788>
- LEVINE, J. M. 2000. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science* 288: 852-854.
<https://doi.org/10.1126/science.288.5467.852>
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. J. LEMBRECHTS, R. E. M. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134.
<https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>
- LOYDI, A. & S. MARTÍN ZALBA. 2009. Feral horses dung piles as potential invasion windows for alien plant species in natural grasslands. *Plant Ecol.* 201: 4714-4780.
<https://doi.org/10.1007/s11258-008-9468-0>
- LUCAS-BORJA, M. E., F. BASTIDA, J. L. MORENO, C. NICOLÁS, M. ANDRES, F. R. LÓPEZ & A. DEL CERRO. 2011. The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in mediterranean mountain areas. *Land Degrad. Dev.* 22: 383-394.
<https://doi.org/10.1002/ldr.1014>
- LÜDECKE, D. 2021. Create Tidy Data Frames of Marginal Effects for 'ggplot' from Model Outputs. Package 'Ggeffects'. Disponible en: <https://strengelacke.github.io/ggeffects/>
- MAITRE, D. C. LE, M. B. GUSH & S. DZIKITI. 2015. Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. *AoB Plants* 7: 1-21.
<https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>
- MAZZOLARI, A. C. 2017. *Análisis de factores que contribuyen a la invasión de rosa mosqueta (Rosa canina y R. rubiginosa) en Mendoza*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/104974>
- MCDUGALL, K. L., J. M. ALEXANDER, S. HAIDER, A. PAUCHARD, N. G. WALSH & C. KUEFFER. 2011. Alien flora of mountains: global comparisons for the development of local preventive measures against plant invasions. *Divers. Distrib.* 17: 103-111.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00713.x>
- MÉNDEZ, E. 2004. La vegetación de los altos Andes I. Pisos de vegetación del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 46: 317-353.
- MÉNDEZ, E. 2009. Biodiversidad de la flora del flanco oriental del Cordón del Plata (Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina). Catálogo Florístico. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 44: 75-102.
- MÉNDEZ, E., E. MARTÍNEZ & I. PERALTA. 2006. La vegetación del Parque Provincial Aconcagua (altos Andes centrales de Mendoza, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41: 41-69.
- MENGIST, W., T. SOROMESSA & G. LEGESE. 2020. Ecosystem services research in mountainous regions: a systematic literature review on current knowledge and research gaps. *Sci. Total Environ.* 702: 134581.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134581>
- MORELLO, J., S. MATTEUCCI, A. RODRIGUEZ & M. SILVA. 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- MUÑOZ, A. A. & L. A. CAVIERES. 2008. The presence of a showy invasive plant disrupts pollinator service and reproductive output in native alpine species only at high densities. *J. Ecol.* 96: 459-467.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01361.x>
- NATALE, E., S. M. ZALBA, A. OGGERO & H. REINOSO. 2010. Establishment of *Tamarix ramosissima* under different conditions of salinity and water availability: implications for its management as an invasive species. *J. Arid. Environ.* 74: 1399-1407. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.023>
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. J. EDWARDS, J. R. ARÉVALO, L. A. CAVIERES, A. GUISAN, S. HAIDER, G. JAKOBS, K. MCDUGALL, C. I. MILLAR, B. J. NAYLOR, C. G. PARKS, L. J. REW

- & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486. <https://doi.org/10.1890/080072>
- PEARSON, D. E. 2008. Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia* 159: 549-558. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1241-5>
- PEPIN, N., R. S. BRADLEY, H. F. DIAZ, M. BARAER, E. B. CACERES, N. FORSYTHE, H. FOWLER, G. GREENWOOD, M. Z. HASHMI, X. D. LIU, J. R. MILLER, L. NING, A. OHMURA, E. PALAZZI, I. RANGWALA, W. SCHÖNER, I. SEVERSKIY, M. SHAHGEDANOVA, M. B. WANG, S. N. WILLIAMSON & D. Q. YANG. 2015. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nat. Clim. Change.* 5: 424-430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>
- PÉREZ, F. L. 1992. The ecological impact of cattle on caulescent Andean rosettes in a high Venezuelan Paramo. *Mt. Res. Dev.* 12: 29-46. <https://doi.org/10.2307/3673746>
- PERRIGO, A., C. HOORN & A. ANTONELLI. 2020. Why mountains matter for biodiversity. *J. Biogeogr.* 47: 315-325. <https://doi.org/10.1111/jbi.13731>
- PICKERING, C. M. & A. MOUNT. 2010. Do tourists disperse weed seed? A global review of unintentional human-mediated terrestrial seed dispersal on clothing, vehicles and horses. *J. Sustain. Tour.* 18: 239-256. <https://doi.org/10.1080/09669580903406613>
- QUINN, L. D., A. QUINN, M. KOLIPINSKI, B. DAVIS, C. BERTO, M. ORCHOLSKI & S. GHOSH. 2010. Role of horses as potential vectors of non-native plant invasion: an overview. *Nat. Areas J.* 30: 408-416. <https://doi.org/10.3375/043.030.0406>
- R CORE TEAM. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.r-project.org/>
- RANGWALA, I. & J. R. MILLER. 2012. Climate change in mountains: a review of elevation-dependent warming and its possible causes. *Clim. Change* 114: 527-547. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0419-3>
- ROIG, F. A., E. M. ABRAHAM & E. MÉNDEZ. 2007. Vegetation belts, cold and soil freezing in the central Andes of Mendoza, Argentina. *Phytocoenologia* 37: 99-114. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2007/0037-0099>
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L. J. REW, C. C. DAEHLER, A. PAUCHARD, B. J. NAYLOR, J. M. ALEXANDER, P. J. EDWARDS, C. G. PARKS, J. R. AREVALO, L. A. CAVIERES, H. DIETZ, G. JAKOBS, K. MCDOUGALL, R. OTTO & N. WALSH. 2012. Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21: 236-246. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00664.x>
- TROMBOTTO, D., E. BUK & J. HERNÁNDEZ. 1997. Monitoring of mountain permafrost in the central Andes, Cordón del Plata, Mendoza, Argentina. *Permafr. Periglac.* 8: 123-129. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1530\(199701\)8:1<123::AID-PPP242>3.0.CO;2-M](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1530(199701)8:1<123::AID-PPP242>3.0.CO;2-M)
- TROMBOTTO, D., N. SILEO & C. DAPEÑA. 2020. Periglacial water paths within a rock glacier-dominated catchment in the Stepanek area, central Andes, Mendoza, Argentina. *Permafr. Periglac.* 31: 311-323. <https://doi.org/10.1002/ppp.2044>
- VALTONEN, A., J. JANTUNEN & K. SAARINEN. 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biol. Conserv.* 133: 389-96. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.015>
- VERRALL, B. & C. M. PICKERING. 2020. Alpine vegetation in the context of climate change: a global review of past research and future directions. *Sci. Total Environ.* 748: 141344. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141344>
- WEDEGÄRTNER, R. E. M., J. J. LEMBRECHTS, R. VAN DER WAL, A. BARROS, A. CHAUVIN, I. JANSSENS & B. JESSEN. 2022. Hiking trails shift plant species' realized climatic niches and locally increase species richness. *Divers. Distrib.* 28:1416-1429. <https://doi.org/10.1111/ddi.13552>
- WELLS, F. H. & W. K. LAUENROTH. 2007. The potential for horses to disperse alien plants along recreational trails. *Rangel. Ecol. Manag.* 60: 574-577. <https://doi.org/10.2111/06-102R1.1>
- YANG, M., Z. LU, Z. FAN, X. LIU, L. HENS, R. DE WULF & X. OU. 2018. Distribution of non-native plant species along elevation gradients in a protected area in the eastern Himalayas, China. *Alp. Bot.* 128: 169-178. <https://doi.org/10.1007/s00035-018-0205-6>

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Comisión Directiva

Presidenta: Mariana Andrea GROSSI
Vice-Presidenta: Carmen Adriana BARTOLI
Secretaria: Agustina YAÑEZ
Secretario de Actas: Pedro Cayetano BERRUETA
Tesorera: Josefina BODNAR
Protesorera: Carmen Cecilia MACLUF

Vocales titulares

Alicia LÓPEZ, Vanina Gabriela SALGADO, Marisa Gabriela BONASORA, Diego Germán GUTIÉRREZ, Juan Facundo RODRÍGUEZ-CRAVERO, Federico Omar ROBBIATI.

Vocales suplente

Renato Andrés GARCÍA, Jessica Noelia VIERA BARRETO, María Belén DOUMECQ, Natalia Evelyn DELBÓN

Revisores de cuentas

Agostina Belén SASSONE, Elián Leandro GUERRERO

Para asociarse, puede contactarse con la sede central de la sociedad, o bien consultar en www.botanicaargentina.org.ar las direcciones de los representantes locales distribuidos en todo el país.

Categorías de asociados:

Protectores: aquellos que abonan una cuota anual doble a la de un socio activo.

Benefactores: los que donan una suma equivalente o mayor a cien cuotas anuales de socio activo, o bien que pagan una cuota anual equivalente a diez veces la de socio activo.

Vitalicios: los que pagan de una sola vez el equivalente a 30 cuotas de socio activo.

Activos: los que pagan la cuota societaria que se establece cada año.

Institucionales: personas jurídicas que pagan una cuota anual no menor a la de socio activo.

Adherentes: estudiantes de nivel terciario que pagan una cuota societaria equivalente al 50% de la cuota anual de socio activo.

El diseño del isotipo de la S.A.B. pertenece a Nidia Flury.

La composición y el armado del presente volumen fueron hechos por María Cecilia Puigbó (IBONE).

La Sociedad Argentina de Botánica es una asociación civil sin fines de lucro, cuyos propósitos son:

- a) agrupar a los profesionales y aficionados a la Botánica
- b) fomentar el progreso de todas las ramas de esta ciencia
- c) editar trabajos de investigación botánica
- d) propender al mejoramiento de la enseñanza de la Botánica, en todos los niveles
- e) estimular la protección de la vegetación natural
- f) organizar y auspiciar reuniones científicas
- g) llevar a cabo excursiones botánicas
- h) contribuir a una mayor precisión de la terminología botánica.



Sede Central

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Museo de Ciencias Naturales de La Plata

Paseo del Bosque s/n, B1900 La Plata,

Provincia de Buenos Aires, Argentin

E-mail: sabotanica@gmail.com

Domicilio legal: Av. Angel Gallardo 470. CP (C1405DJR)

Ciudad Autónoma de Buenos Aires - Argentina

Página WEB: www.botanicaargentina.org.ar

En venta en la Argentina y en el exterior:

LIBRERÍA L.G.C

Pasaje Gallego 3570

CP (C1240ACD)

Ciudad Autónoma de Buenos Aires - Argentina

Teléfono: (011) 49241140.