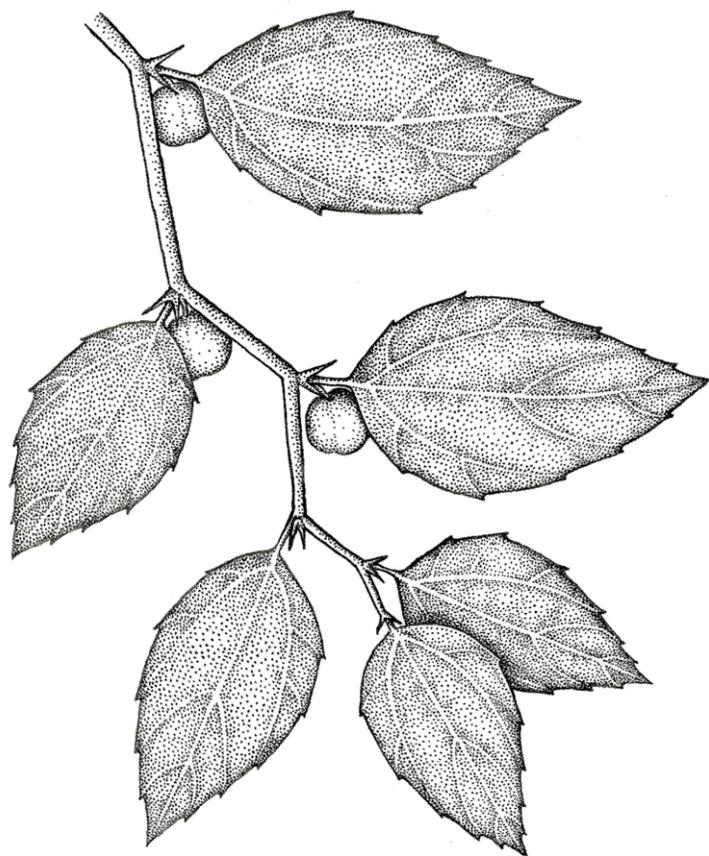


JUNIO 2025

VOLUMEN 60 (2)

Boletín de la
Sociedad Argentina de
BOTÁNICA



SAB | **80** AÑOS
SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

ISSN 0373-580X Córdoba, Argentina

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

JOSEFINA BODNAR. Museo de La Plata, La Plata. jbodnar@fcnym.unlp.edu.ar

Vicedirector

GONZALO J. MARQUEZ. Museo de La Plata, Bs. As., Argentina. cosme@fcnym.unlp.edu.ar

Editores Asociados

Biología Reproductiva: GABRIEL BERNARDELLO. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina. LEANDRO FREITAS. Instituto de Investigaciones del Jardín Botánico de Río de Janeiro, Río de Janeiro, Brasil

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

Ecología y Conservación: ANDREA INÉS IZQUIERDO. Inst. Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba, Argentina. GONZALO SOTTILE. IIMyC /CONICET-Univ. Nacional de Mar del Plata, Mar de Plata, Argentina. 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, CABA, Argentina.

Fitoquímica: MARÍAPAULA ZUNINO. Univ. Nacional de Córdoba, IMBIV, Córdoba, Argentina.

Genética y Evolución: PAOLA GAIERO. Fac. de Agronomía, Univ. de la República, Uruguay. GRACIELA ESTHER GONZÁLEZ. Fac. de Ciencias Exactas y Nat., Univ. de Buenos Aires, Argentina. GISELA M. VÍADO PICO. 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), Posadas, Misiones, Argentina.

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

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

Palinología: GONZALO J. MARQUEZ. Museo de La Plata, La Plata, Argentina. GEORGINA ERRA. Fac. de Ciencias Nat. y Museo, Univ. Nacional de La Plata, 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. OLGA G. 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, Argentina.

Producción Editorial

MARÍA CECILIA PUIGBÓ. Inst. de Botánica del Nordeste, Corrientes, Argentina. FLORENCIA CEVA. Univ. Nacional de Córdoba, Argentina. DANIEL ALEJANDRO GORRER. Secretaría de Minería e Hidrocarburos, Jujuy, Argentina. MAITEN A. LAFUENTE DIAZ. Museo Arg. Cs. Nat. Bernardino Rivadavia, CABA, Argentina. DAMIÁN A. FERNÁNDEZ. CADIC, Ushuaia, Argentina. PATRICIO E. SANTAMARINA. Museo de La Plata, La Plata, Argentina.

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, CABA, Argentina.

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

Genética y Evolución: LIDIA POGGIO. Univ. de Buenos Aires, CABA, Argentina.

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, Argentina.

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

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

ÍNDICE

ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN - ECOLOGY AND CONSERVATION

NIEVA, Á. M., S. J. CEBALLOS & G. PODAZZA

Factores asociados a la presencia y riqueza de epífitas vasculares en el arbolado del Parque 9 de Julio (Tucumán, Argentina). 131-147

Factors associated with the presence and richness of vascular epiphytes in the trees of the Parque 9 de Julio (Tucumán, Argentina)

SISTEMÁTICA DE PLANTAS VASCULARES - SYSTEMATICS OF VASCULAR PLANTS

VILLALBA, M. S., G. S. ENTROCASSI, G. J. RAMOS & E. MARTÍNEZ-CARRETERO

Capparidastrum coimbranum (Capparaceae) en las Yungas de Argentina (sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco, provincia de Salta). 149-160

Capparidastrum coimbranum (Capparaceae) in the Yungas of Argentina (sierras de Alto Macueta and del Alto Río Seco, Salta Province)

CARBONE, L. M. & G. JEWSBURY

Un nuevo pasto exótico invasor en Argentina: *Enneapogon cenchroides* (Poaceae). 161-170

A new invasive exotic grass in Argentina: *Enneapogon cenchroides* (Poaceae)

ETNOBOTÁNICA - ETHNOBOTANY

BARRIENTOS, E., S. MOLARES & A. E. ROVERE

Plantas para cercos comercializadas en una ciudad costera de la Patagonia extra-Andina (Argentina): atributos de selección e implicancias para la conservación. .. 171-190

Hedge plants marketed in a coastal city of extra-Andean Patagonia (Argentina): selection attributes and implications for conservation



FACTORES ASOCIADOS A LA PRESENCIA Y RIQUEZA DE EPÍFITAS VASCULARES EN EL ARBOLADO DEL PARQUE 9 DE JULIO (TUCUMÁN, ARGENTINA)

FACTORS ASSOCIATED WITH THE PRESENCE AND RICHNESS OF VASCULAR EPIPHYTES IN THE TREES OF THE PARQUE 9 DE JULIO (TUCUMÁN, ARGENTINA)

Ángela M. Nieva¹, Sergio J. Ceballos^{1,2} & Griselda Podazza^{1,3*}

1. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (UNT), San Miguel de Tucumán, Argentina
2. Instituto de Ecología Regional, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Nacional de Tucumán (UNT), Yerba Buena, Argentina
3. Instituto de Ecología, Comportamiento y Ambiente, Área Biología Integrativa. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina

*gpodazza@lillo.org.ar

Citar este artículo

NIEVA, Á. M., S. J. CEBALLOS & G. PODAZZA. 2025. Factores asociados a la presencia y riqueza de epífitas vasculares en el arbolado del Parque 9 de Julio (Tucumán, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 60: 131-147.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v60.n2.47931>

Recibido: 30 Dic 2024
Aceptado: 24 Abr 2025
Publicado en línea: 30 Jun 2025
Publicado impreso: 30 Jun 2025
Editora: Josefina Bodnar

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

SUMMARY

Background and aims: In cities there are epiphytic plants that live on trees, representing an important component of urban plant diversity. However, in general it is unknown which are the ecological factors that maintain the diversity of epiphytes in this environment. The objective of this study was to analyze the tree factors related to the richness of epiphytes in an urban park in San Miguel de Tucumán.

M&M: An alignment trees census was conducted in the Parque 9 de Julio, recording epiphyte richness, geographic origin, size, foliage, bark texture, and visible defects for each tree. Using a Basic Visual Analysis, the degree of risk in two tree species was evaluated and with a freehand digitalization in QGIS, the tree cover was quantified. Generalized linear models were used to relate the richness of epiphytes with characteristics of the phorophyte, their level of risk and the tree cover.

Results: Seventeen epiphytic species were recorded on 91% of the tree specimens. The richness of epiphytes was significantly higher in trees with a larger diameter, medium to large size, native, deciduous and rough bark. The richness of epiphytes also increased in trees with defects and towards areas of the park with greater tree cover.

Conclusions: According to the results, in order to conserve the richness of epiphytes in this park, it is recommended to preserve a tree cover higher than 20%, and include native, deciduous tree species with rough bark in the design.

KEY WORDS

City park, phorophyte, tree cover, urban ecology, urban trees, vascular epiphytes.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las plantas epífitas que habitan sobre el arbolado son un componente importante de la diversidad vegetal urbana. En general se desconoce cuáles son los factores ecológicos que mantienen la diversidad de epífitas en este entorno. El objetivo de este estudio fue analizar los factores del arbolado relacionados con la riqueza de epífitas en un parque urbano de San Miguel de Tucumán.

M&M: Se realizó un censo del arbolado de alineación del Parque 9 de Julio y para cada árbol se registró su riqueza de epífitas, origen geográfico, porte, follaje, textura de corteza y defectos visibles. Mediante un Análisis Visual Básico se evaluó el grado de riesgo en dos especies arbóreas y con una digitalización a mano alzada en QGIS se cuantificó la cobertura arbórea. Se utilizaron modelos lineales generalizados para relacionar la riqueza de epífitas con características de los forófitos, su nivel de riesgo y la cobertura arbórea.

Resultados: Se registraron 17 especies epífitas hospedadas en el 91% de los ejemplares arbóreos. La riqueza de epífitas fue significativamente mayor en árboles de mayor diámetro, de porte mediano a grande, nativos, caducifolios y de corteza rugosa. La riqueza de epífitas aumentó también en árboles con defectos y hacia sectores del parque con mayor cobertura arbórea.

Conclusiones: De acuerdo con los resultados, para conservar la riqueza de epífitas en este parque es recomendable preservar una cobertura arbórea mayor al 20%, e incluir en el diseño especies arbóreas nativas, caducifolias y con corteza rugosa.

PALABRAS CLAVE

Arbolado de alineación, cobertura arbórea, ecología urbana, epífitas vasculares, forófito, parque urbano.

INTRODUCCIÓN

Las epífitas vasculares son plantas herbáceas que dependen del soporte estructural de otras plantas sin parasitarlas, germinando y enraizando sobre ellas y obteniendo el agua y los nutrientes de la lluvia, el rocío y el polvo atmosférico (Zotz, 2016). Se distribuyen sobre toda la superficie aérea de los árboles, desde la base del tronco hasta las ramas más pequeñas de la copa (Putz & Mooney, 1991; Cascante-Marín *et al.*, 2006; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Parthasarathy, 2015; Zotz, 2016). Desde esa ubicación, las epífitas logran una mejor recepción de luz y distanciamiento de los herbívoros que las hierbas que habitan en el suelo. Por otra parte, las epífitas proveen de recursos como alimento y refugio a la fauna contribuyendo al aumento de la biodiversidad local (Cruz-Angón & Greenberg, 2005; Gonçalves-Souza *et al.*, 2010; Luna-Cozar *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2020).

A escala de paisaje, se comprobó que la presencia de epífitas depende de la densidad de árboles, la distancia a las fuentes de propágulos y las condiciones de temperatura (Padmawathe *et al.*, 2004; Hernández *et al.*, 2012; Ceballos *et al.*, 2016; Victoriano-Romero *et al.*, 2017; Planchuelo *et al.*, 2019). En relación a la preferencia por el forófito, la ocurrencia de epífitas es mayor en árboles longevos y de gran tamaño (Benavides *et al.*, 2006; Cascante-Marín *et al.*, 2006; Woods & DeWalt, 2013). Otras características de los árboles que facilitan el establecimiento de epífitas son la especie, su arquitectura, altura de la copa y la rugosidad de la corteza (Caldiz *et al.*, 1993; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Ceballos *et al.*, 2016).

La relación entre las epífitas con las características de los forófitos es conocida para ambientes prístinos y boscosos (Zotz, 2016; Siaz Torres *et al.*, 2024). Aunque este campo de estudio es reciente para ambientes urbanos, existen algunos trabajos que muestran resultados variables. Así, por ejemplo, en un área urbana de Sudáfrica, Bhatt *et al.* (2015) encontraron que el perímetro y altura de los árboles no son buenos predictores de la diversidad de epífitas, siendo más relevante la especie de forófito. Sin embargo, en otros estudios toman relevancia las características de los árboles, como en el caso de un jardín botánico urbano de Minas Gerais, donde Martins *et al.* (2020) observaron que la riqueza

de epífitas aumenta con la altura y el perímetro de los árboles; una relación similar se halló para determinados barrios de la ciudad de Buenos Aires, donde los árboles de mayor tamaño, corteza rugosa y nativos de Argentina presentaron mayor riqueza de epífitas (Romero Zapiola & Devoto, 2024).

En la ciudad de San Miguel de Tucumán (Noroeste de Argentina) el arbolado urbano alberga especies de epífitas, en su mayoría nativas (Kortsarz & Gómez Romero, 2012; González & Ceballos, 2021). Las más frecuentes son los “claveles del aire” o tillandsias, helechos, musgos y líquenes (Kortsarz & Gómez Romero, 2012). En cuanto a la riqueza de epífitas, González & Ceballos (2021) observaron que incrementa en un gradiente urbano-periurbano, desde el centro de San Miguel de Tucumán (mayor urbanización) hacia sectores cercanos al cerro San Javier, donde la ciudad bordea el bosque subtropical húmedo. Estos autores encontraron que el incremento en la riqueza está asociado también a condiciones de mayor humedad y menor temperatura, y a características de los árboles como mayor diámetro y corteza rugosa o agrietada. El Parque 9 de Julio es el parque urbano de mayor superficie en la ciudad de San Miguel de Tucumán, y se estima que la riqueza de epífitas podría ser mayor debido a que es un espacio verde centenario con un diseño en el que predominan las especies arbóreas nativas y porque actualmente coexisten árboles de diferentes edades en sus arboledas y arbolado de alineación (Paterlini, 1992; Kortsarz & Gómez Romero, 2012; Nieva & Podazza, obs. pers.).

El conocimiento sobre la comunidad de plantas epífitas en las ciudades resulta de gran interés dado su valor como especies indicadoras de la calidad de hábitats. Se ha comprobado que son tipos funcionales sensibles a la contaminación atmosférica y a las alteraciones antrópicas en el arbolado, como la poda anual, que afectan la riqueza y abundancia de epífitas (Turner *et al.*, 1994; Wolterbeek, 2002; Yang *et al.*, 2015; Böhnert *et al.*, 2016; Becker *et al.*, 2017; Guida-Johnson *et al.*, 2017). Una gestión del arbolado urbano orientada a la conservación de epífitas requiere tener en cuenta la proximidad a fuentes de propágulos y la selección de especies arbóreas (Izuddin & Webb, 2015; González & Ceballos, 2021). Por otra parte la presencia de epífitas en el arbolado urbano puede interferir con las observaciones requeridas en evaluaciones de riesgo (Burcham *et al.*, 2011). Las

evaluaciones de riesgo forman parte del monitoreo del estado sanitario y estructural de los árboles, enfocadas en prevenir daños humanos o materiales en las ciudades, sirven para categorizar el peligro potencial de caída de los árboles o de algunas de sus partes, en base a la identificación de defectos, estructura del árbol y distancia a estructuras urbanas o sitios con alta frecuencia de circulación de personas (Calaza Martínez & Iglesias Díaz, 2016; Reyes de la Barra *et al.*, 2018; Coelho Duarte, 2021). Estos daños podrían afectar la arquitectura del forófito, modificar la superficie de soporte y cambiar las condiciones de iluminación, humedad y temperatura para las epífitas, las que a su vez podrían dificultar la visualización de defectos (Burcham *et al.*, 2011; Izuddin & Webb, 2015). La riqueza de epífitas en el Gran San Miguel de Tucumán (GSMT), donde el clima es subtropical con veranos lluviosos, incrementa en función de la distancia a la fuente de propágulos y el tamaño del forófito (Sesma *et al.*, 1998; González & Ceballos, 2021; Nieva, 2024). En este contexto el Parque 9 de Julio ofrece la oportunidad de analizar la riqueza de epífitas en relación a las características de los forófitos, a su estado sanitario y a la fuente de propágulos, y brinda información para la gestión del arbolado urbano que contemple la conservación de las epífitas en las áreas verdes urbanas de ambientes subtropicales.

En este trabajo se plantearon los objetivos de: 1) relevar y describir la flora epífita y arbórea asociada a las principales calles del Parque 9 de Julio (San Miguel de Tucumán), y 2) evaluar la relación entre la riqueza de epífitas con i) los factores bióticos propios del forófito como diámetro a la altura del pecho (DAP), origen geográfico, porte teórico de cada especie arbórea, tipo de follaje y textura de la corteza; ii) la presencia de defectos; y iii) la cobertura arbórea del entorno del forófito.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es el Parque 9 de Julio, un parque urbano ubicado al E de la ciudad de San Miguel de Tucumán (Tucumán, Argentina) entre las avenidas Soldati al oeste, Benjamín Aráoz al sur, Gobernador del Campo al norte y Coronel Suárez al este (Fig. 1A). Este parque es considerado el

pulmón verde más grande de la ciudad con casi 200 hectáreas y declarado como parte del patrimonio cultural de la provincia de Tucumán (Romero, 2012; García, 2013).

El diseño del parque fue realizado por el paisajista francés Charles Thays, quien incluyó pendientes hacia el este para ofrecer una visión panorámica del parque, siguió un proceso meticuloso de selección de especies mediante reglas de proporción, armonía, forma y color y se aseguró de que existiera un predominio de especies arbóreas nativas con la finalidad de representar el ambiente natural tucumano (Paterlini, 1992).

La región donde se ubica la ciudad de San Miguel de Tucumán presenta un gradiente de cobertura vegetal que aumenta desde la zona céntrica, más urbanizada y con menos árboles, hacia la sierra de San Javier, que está cubierta por bosques de Yungas y ubicada a 15 km de distancia al oeste (Haedo & Blendinger, 2012). El clima es subtropical con las precipitaciones concentradas en su mayor parte en verano y otoño y escasas o nulas entre invierno y primavera (Sesma *et al.*, 1998).

Censo de árboles y palmeras y registro de epífitas

El Parque 9 de Julio consta de 29 sectores, el parqueizado se distribuye tanto en la franja de alineación como en el interior de cada sector; algunos sectores del parque presentaron una franja de alineación continua, mientras que en otros fue discontinua o inexistente. Para este trabajo se seleccionó la franja compuesta por el arbolado ubicado en las veredas (franja de alineación) y el arbolado ubicado en las zonas lindantes (Fig. 1B).

Para establecer el ancho de esta franja de censo se consideró la metodología sugerida para censos de arbolado urbano (Castelao & Fritschy, 2019; Duval *et al.*, 2020). El arbolado de alineación es aquel que se ubica dentro del ancho de las veredas, de 5 metros en veredas internas y 10 metros en las que limitan con las 4 avenidas periféricas del parque (Fig. 1C). Y el arbolado lindante es el que se ubica en una franja de 5 m desde el límite entre la vereda y el césped hacia el interior de cada sector y se sumaron además al censo aquellos ejemplares cuyas copas alcanzan la vereda o la calle, independientemente de su ubicación (Fig. 1D). En los sectores con arbolado de alineación discontinuo o inexistente, la franja de censo fue equivalente a la franja del arbolado lindante. El censo del estrato arbóreo

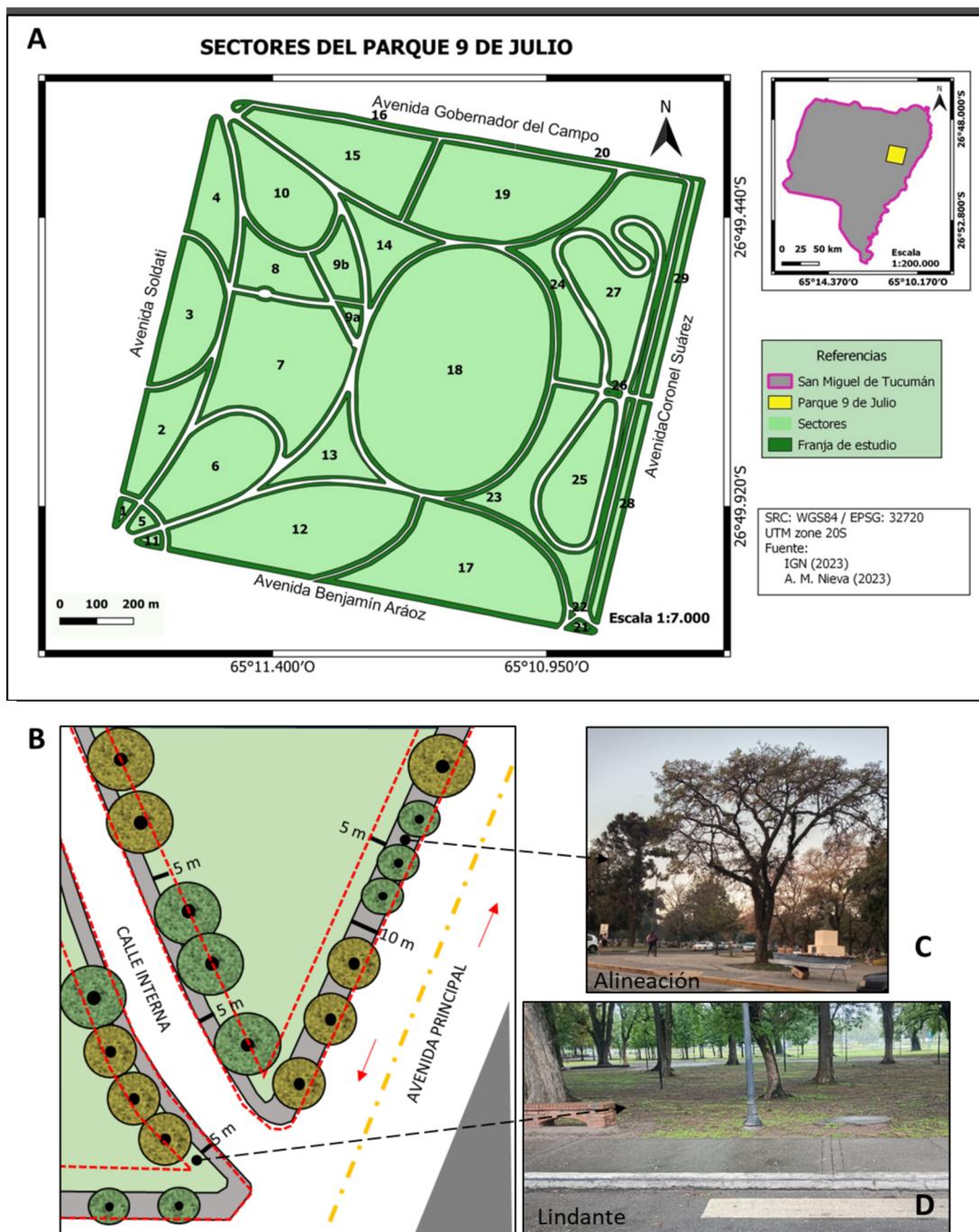


Fig. 1. A: Ubicación del Parque 9 de Julio en la ciudad de San Miguel de Tucumán y sus sectores. **B:** Esquema de la franja de estudio; la línea punteada roja enmarca la franja de censado. El arbolado de alineación se halla sobre veredas (franja gris), y el arbolado lindante se halla dentro de los 5 m desde el límite interno de la vereda (área verde claro), el ancho de vereda en contacto con las cuatro avenidas principales fue de 10 m, en cambio en las veredas internas fue de 5 m. **C:** Foto ejemplificando el arbolado de alineación. **D:** Foto ejemplificando el arbolado lindante. Fuente de fotos: Griselda Podazza.

(árboles y palmeras) fue realizado entre abril del año 2021 y octubre del año 2022.

En cada uno de los árboles censados, en la franja de alineación y lindante, se realizó un registro de la riqueza de epífitas. Las epífitas fueron identificadas a nivel de especie mediante una observación ocular hasta las segundas ramificaciones en árboles, de acuerdo a la metodología de Ferro Díaz (2015) con modificaciones, y en todo el estípote para las palmeras.

Para la identificación de árboles, palmeras y epífitas se utilizó la bibliografía disponible para la región (Covas, 1936; Burkart, 1952; Digilio & Legname, 1966; Türpe, 1975; de la Sota, 1977; Dimitri, 1978, 1980; Legname, 1982; Gómez Romero & Novara, 2010; Ceballos, 2022).

Las variables dasométricas que se registraron en árboles y palmeras fueron el DAP y la altura (esta última solamente para ejemplares en los que se realizó el análisis de riesgo). Para calcular la primera, se midió el perímetro a la altura del pecho (PAP a 1,30 m) de cada árbol con una cinta métrica y posteriormente se realizó el cálculo del diámetro a la altura del pecho ($DAP = PAP/\pi$). La altura se estimó con la aplicación Measure Height (Versión 1.4, Deskis, 2014).

Los ejemplares censados se clasificaron de acuerdo a su origen geográfico para Argentina (nativa, exótica), porte (chico, mediano y grande; referido al porte teórico cuando alcanza el desarrollo completo), follaje (caducifolio, persistente) y textura de corteza (fibrosa anillada, lisa o exfoliante, con mamelones o agujones, rugosa) (Digilio & Legname, 1966; WFO Plant List, 2024, Zuloaga *et al.*, 2024).

Defectos y grado de riesgo de las especies arbóreas para los usuarios

Para todos los árboles censados se realizó un registro de los defectos, es decir, las imperfecciones, carencias o problemas en su estado estructural o fisiológico, que indican debilidad estructural del soporte mecánico en ramas, tronco o sistema radicular, y que constituyen un riesgo de caídas de ramas o de todo el árbol (Benito & Palermo Arce, 2021). Cada uno de los árboles fue clasificado de acuerdo a los defectos por zona del árbol (raíz, tronco y copa) en cuatro categorías: 0 = sin defectos, 1 = defectos en una parte del árbol (copa, tronco o raíz), 2 = defectos en dos partes del árbol, 3 = defectos en todo el árbol.

Para dos especies de árboles, *Jacaranda mimosifolia* D. Don y *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, localizados sobre las avenidas Soldati y Aráoz del parque, se realizó una evaluación de riesgo Visual Básico (VB) siguiendo la metodología propuesta por Coelho Duarte (2021). Estas especies fueron seleccionadas por ser dos de las más abundantes y ubicadas en sitios con mayor frecuencia de circulación vehicular y peatonal. El VB consiste en una revisión más detallada, mediante el uso de un formulario y herramientas sencillas, del que se obtiene una categorización y una valoración numérica del grado de riesgo (bajo, moderado, alto, extremo).

Las herramientas que se utilizaron durante el análisis de riesgo fueron: cinta métrica para medición del perímetro a la altura del pecho y diámetro de copa, dispositivo móvil para tomar fotografías de los ejemplares, aplicación Measure Height (Versión 1.4, Deskis, 2014) para medición de altura, martillo de goma para detectar oquedades en tronco y punzón para calcular la profundidad de las oquedades en tronco.

Cuantificación de la cobertura arbórea por sector y franja censada

La cuantificación de la cobertura arbórea se realizó mediante una digitalización a mano alzada sobre una imagen satelital usando herramientas del sistema de información geográfica Quantum GIS (Versión 3.28.7, Firenze, 2023) que es un software libre y gratuito. Para ello se usó el complemento QuickMapServices para cargar la capa base del Google Earth y trazar los bordes de las copas de los árboles. Con la capa vectorial de polígonos resultante se cuantificó la cobertura arbórea por sector y franja censada.

Análisis estadísticos

El análisis de los datos se realizó con el software estadístico R (R Core Team, 2024) mediante la aplicación de una serie de modelos que permitieron determinar si existe una relación significativa entre la riqueza de epífitas y el diámetro a la altura del pecho, el origen geográfico, el porte, el tipo de follaje, la corteza, los defectos observados en el árbol, el nivel de riesgo de los árboles y la cobertura arbórea.

Para todos los análisis se probó primero el Modelo de Regresión Lineal, validado mediante

los supuestos de que la relación sea lineal, que exista una distribución normal de los residuos y que la varianza de los residuos sea constante (homocedasticidad) (Perelman *et al.*, 2019). Este modelo se ajustó con la función `lm()` que pertenece a `stats`, el paquete base de R (R Core Team, 2024). Cuando el modelo no se adecuaba a alguno de estos supuestos, se ajustó utilizando un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución tipo Poisson debido a que la variable de respuesta es un conteo (riqueza de especies) (Nelder & Wedderburn, 1972). Cuando este modelo tenía sobredispersión, se prosiguió a utilizar un GLM con distribución Binomial Negativa utilizando la librería MASS (Venables & Ripley, 2002). Los análisis de la riqueza de epífitas en relación al origen geográfico, porte, follaje y tipo de corteza de los árboles se ajustaron con el Modelo de Regresión Lineal. El modelo que incluía el nivel de riesgo de los árboles como variable explicativa se ajustó con un GLM Poisson. El modelo que incluía como variable explicativa el DAP de los árboles se ajustó con un GLM Binomial Negativo.

Para analizar la relación entre el DAP de los árboles con la riqueza de epífitas se realizaron modelos incluyendo a todos los árboles relevados y a las especies más abundantes —*Handroanthus impetiginosus*, *Jacaranda mimosifolia*, *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. y *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh.

Para los modelos que incluían variables categóricas con más de dos factores (tipo de corteza, porte y defectos) se realizaron comparaciones múltiples a posteriori con la librería `multcomp` (Hothorn *et al.*, 2008). Se compararon las diferencias significativas entre cuatro tipos de corteza (fibrosa anillada, lisa o exfoliante, mamelones o agujones, rugosa), tres tipos de porte (chico, mediano, grande) y cuatro categorías de defectos (ver Defectos y Grado de Riesgo de las Especies Arbóreas para los Usuarios).

Para cumplir con el último objetivo se realizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) para relacionar la riqueza de epífitas de un árbol individual con la cobertura arbórea (Bolker *et al.*, 2009), utilizando la librería `glmmTMB` (Brooks *et al.*, 2023). Se analizaron dos modelos para evaluar: el efecto de la cobertura arbórea relativa de cada sector del parque sobre la riqueza de epífitas (modelo 1), y el efecto de la interacción entre la

cobertura y la especie arbórea sobre la riqueza de epífitas (modelo 2). Para ambos modelos se consideró al sector donde se encuentra cada árbol como factor aleatorio (Perelman *et al.*, 2019) y solo se consideraron las especies con 10 o más registros para evitar la sobreparametrización. También se eliminaron valores extremos para mejorar el ajuste de los modelos, específicamente los datos correspondientes a la especie *Populus nigra* L. cuya totalidad de individuos carecía de epífitas. Finalmente, para seleccionar el mejor modelo se utilizó el criterio de información de Akaike (teniendo en cuenta al modelo con el valor más bajo) y una prueba de razón de verosimilitud Chisq.

RESULTADOS

Descripción florística de las epífitas y los forófitos

Se censaron 1773 ejemplares arbóreos, pertenecientes a 59 especies distribuidas en 25 familias. Las familias más abundantes fueron Fabaceae (36,5%), Bignoniaceae (32,7%) y Myrtaceae (23,6%). Las especies arbóreas más abundantes fueron *Handroanthus impetiginosus* (26,6%), *Tipuana tipu* (18,8%), *Jacaranda mimosifolia* (9,7%), *Peltophorum dubium* (9,05%) y *Eucalyptus camaldulensis* (6,6%). Los datos obtenidos de riqueza de árboles indican un predominio de especies exóticas (37) y los de abundancia indicaron predominio de ejemplares pertenecientes a especies nativas (72%). El 91% del total de los ejemplares censados presentó al menos una epífita. De acuerdo al origen geográfico del forófito, el 94% de los ejemplares nativos albergó epífitas, mientras que para los exóticos fue del 82% (ver Tabla Anexa).

Se registraron 17 especies de epífitas distribuidas en las familias Bromeliaceae (10), Cactaceae (2), Polypodiaceae (4), Orchidaceae (1) (Tabla 1), siendo los géneros con más registros, en orden descendente, *Tillandsia* L., seguido por *Rhipsalis* Gaertn. y *Pleopeltis* Hub. & Bonpl. ex Willd. *Tillandsia didisticha* (E. Morren) Baker fue la especie con mayor número de registros y, junto a *Rhipsalis lumbricoides* (Lem.) Lem. ex Salm-Dyck y *Tillandsia recurvata* (L.) L. - *T. capillaris* Ruiz & Pav. representaron el 50 % de las epífitas registradas. Entre los helechos, *Pleopeltis tweediana* (Hook.) A.R. Sm. fue la más frecuente.

Tabla 1. Listado de especies de epífitas con su frecuencia de ocurrencia.

Especie	N° de árboles
<i>Aechmea distichantha</i> var. <i>schlumbergeri</i>	341
<i>Gomesa bifolia</i>	1
<i>Microgramma squamulosa</i>	549
<i>Phlebodium areolatum</i>	1
<i>Pleopeltis minima</i>	681
<i>Pleopeltis tweediana</i>	782
<i>Rhipsalis floccosa</i>	21
<i>Rhipsalis lumbricoides</i>	1059
<i>Tillandsia australis</i>	20
<i>Tillandsia capillaris</i> <i>Tillandsia recurvata</i>	866*
<i>Tillandsia didisticha</i>	1461
<i>Tillandsia duratii</i>	1
<i>Tillandsia ixioides</i>	178
<i>Tillandsia lorentziana</i>	47
<i>Tillandsia tenuifolia</i>	68
<i>Tillandsia tricholepis</i>	674

Referencia. * *T. capillaris* y *T. recurvata* son mencionadas juntas debido a que presentaron dificultades para su determinación en estadios fenológicos vegetativos.

Relación entre la riqueza de epífitas y el DAP, origen geográfico, porte, follaje y textura de la corteza del forófito

Se halló una relación positiva y significativa entre el DAP y la riqueza de epífitas al considerar todos los ejemplares censados, es decir que a mayor DAP hay un incremento en la riqueza de epífitas (Fig. 2A). Lo mismo se halló para las cuatro especies nativas más abundantes del censo (Fig. 2B-E). Para el caso de *Eucalyptus camaldulensis*, la exótica más abundante, no se halló una relación entre el DAP y la riqueza de epífitas (Fig. 2F; Tabla 2).

Hubo una relación significativa entre el origen geográfico y la riqueza de epífitas de los ejemplares censados, con una mayor riqueza para los nativos (Fig. 3A; Tabla 2). La misma relación se halló para los tres portes, siendo “mediano” y “grande” los que presentaron una mayor riqueza de epífitas en comparación con el porte “chico” (Fig. 3B). El tipo de follaje también presentó una diferencia significativa, con una mayor riqueza para los árboles con follaje caducifolio (Fig. 3C). La textura de la corteza muestra diferencias significativas entre los 4 tipos. La riqueza de epífitas fue mayor en forófitos de corteza rugosa y en aquellos con mamelones y agujones, disminuyó significativamente en forófitos de corteza lisa o exfoliante y fibrosa anillada (Fig. 3D).

Tabla 2. Datos estadísticos según el DAP, el origen geográfico, el tipo de follaje, el riesgo y la cobertura. Abreviaturas: DAP: diámetro a la altura del pecho; z: estadístico de prueba; p: valor de probabilidad. Para el modelo de la cobertura sólo se incluye el efecto de esta variable y no los resultados para cada especie arbórea individual. El asterisco (*) representa que la relación es significativa.

Variables explicativas	Estimador	Error estándar	z	p
DAP total	0,601	0,039	15,20	<0,001*
DAP <i>Handroanthus impetiginosus</i>	1,965	0,169	11,57	<0,001*
DAP <i>Jacaranda mimosifolia</i>	1,483	0,151	9,76	<0,001*
DAP <i>Tipuana tipu</i>	0,669	0,094	7,08	<0,001*
DAP <i>Peltophorum dubium</i>	1,334	0,185	7,19	<0,001*
DAP <i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0,060	0,228	0,26	0,79
Exótica	2,402	0,089	26,92	<0,001*
Nativa	1,635	0,105	15,57	<0,001*
Follaje caducifolio	3,869	0,055	70,22	<0,001*
Follaje persistente	-1,274	0,116	-10,98	<0,001*
Riesgo	0,121	0,103	1,17	0,239
Cobertura	0,826	0,409	2,02	<0,05*

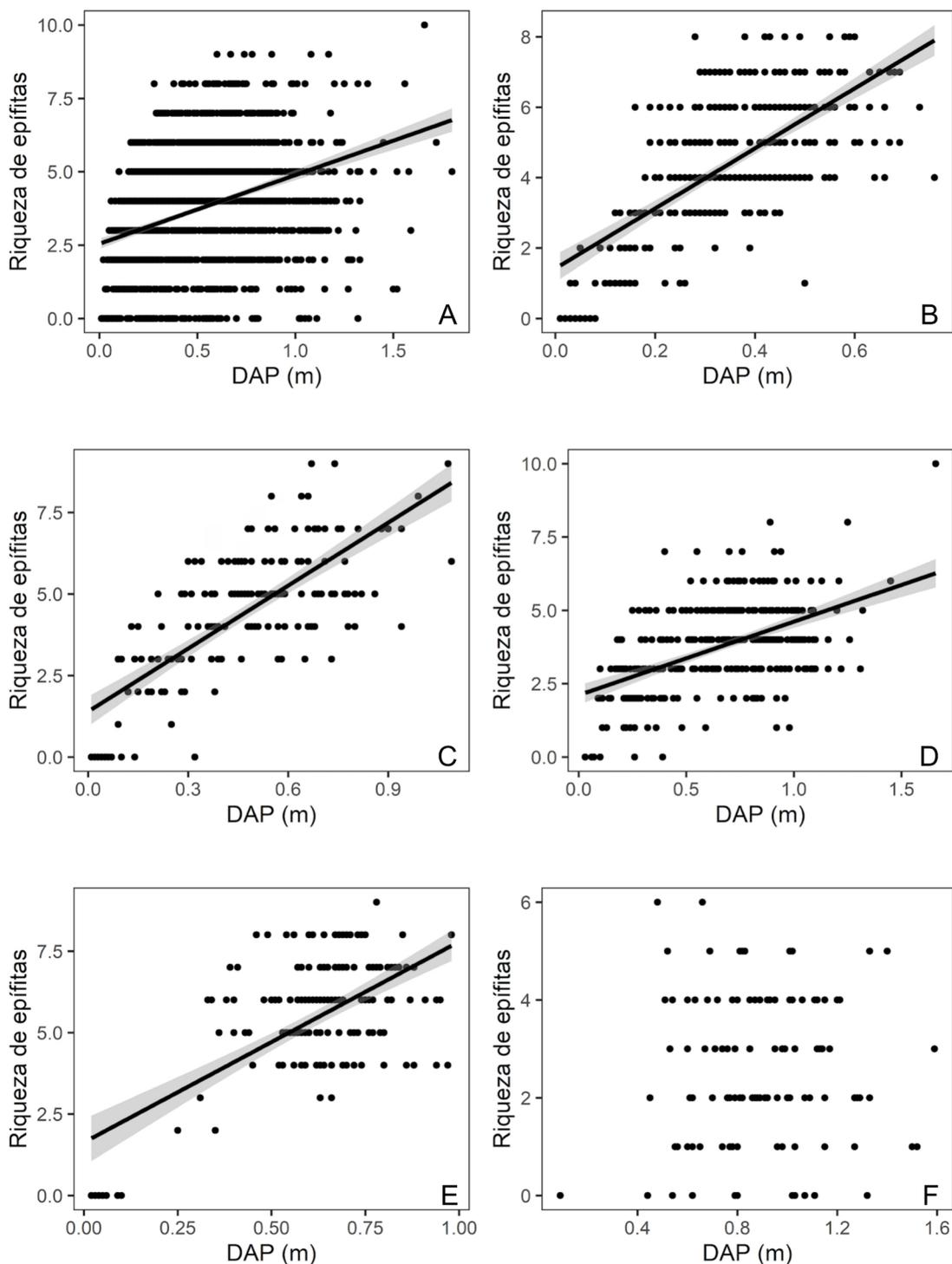


Fig. 2. Relación entre la riqueza de epífitas y el DAP (en metros). **A:** Todos los ejemplares arbóreos censados. **B:** *Handroanthus impetiginosus*. **C:** *Jacaranda mimosifolia*. **D:** *Tipuana tipu*. **E:** *Peltophorum dubium*. **F:** *Eucalyptus camaldulensis*.

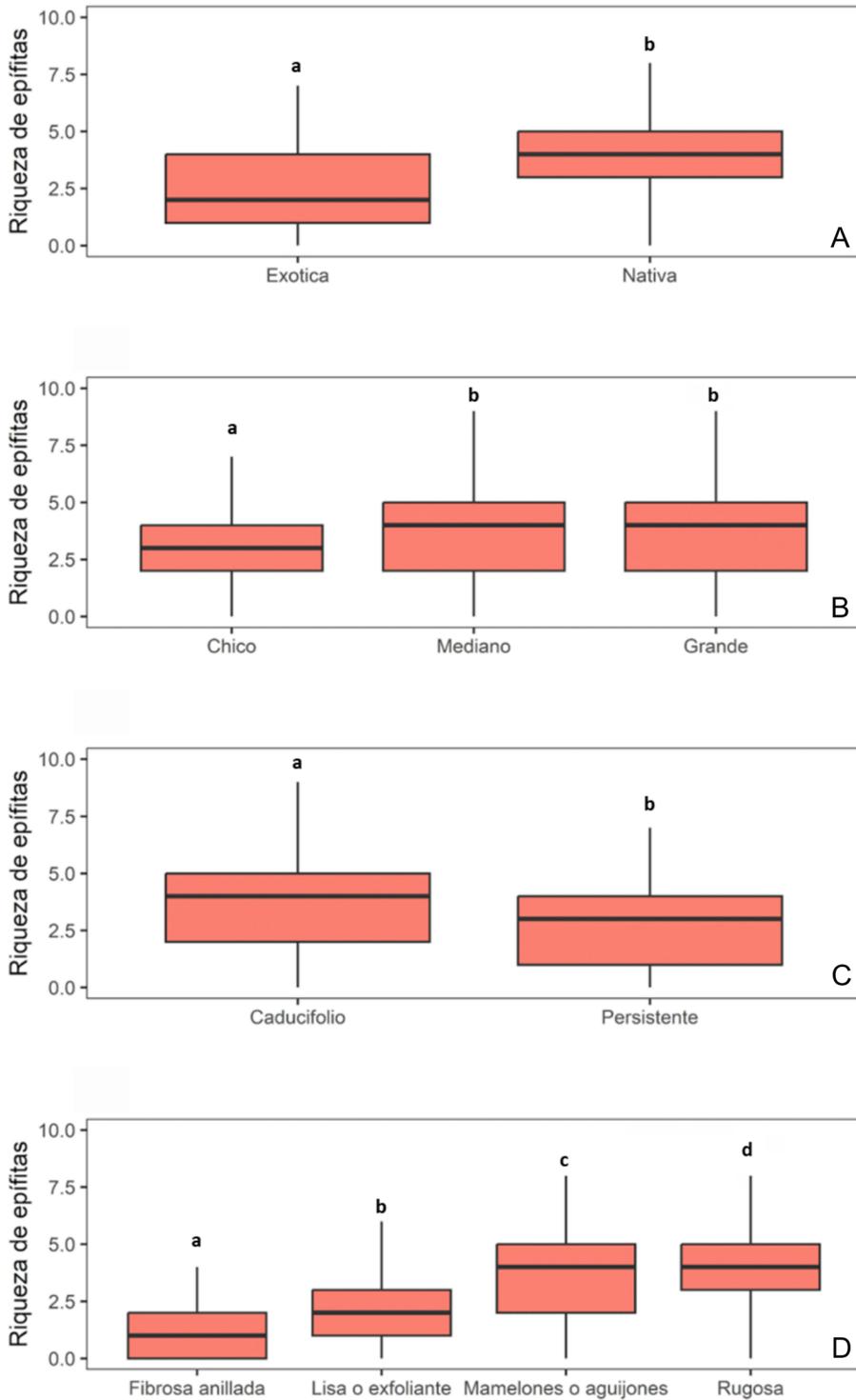


Fig. 3. Relación entre la riqueza de epífitas y distintos componentes de los ejemplares arbóreos censados. **A:** origen geográfico. **B:** porte. **C:** follaje. **D:** textura de la corteza. Letras diferentes indican diferencias significativas.

Relación entre la riqueza de epífitas y los defectos y el riesgo del arbolado

La presencia de defectos en los ejemplares censados en relación a la riqueza de epífitas fue significativamente mayor en aquellos con defectos en una, dos o tres zonas del árbol, en comparación con los árboles sin defectos (Fig. 4).

No se halló una relación significativa entre los niveles de riesgo de caída de *Handroanthus impetiginosus* y *Jacaranda mimosifolia* y la riqueza de epífitas (Tabla 2).

Relación entre la riqueza de epífitas y la cobertura arbórea

Para evaluar la relación entre riqueza de epífitas y cobertura arbórea se realizaron dos

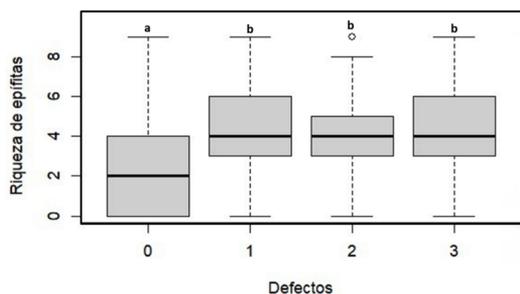


Fig. 4. Relación entre la riqueza de epífitas y la ausencia de defectos (0) o defectos en una (1), dos (2) o tres (3) de las zonas de un árbol. Letras diferentes indican diferencias significativas.

modelos: en uno se consideró la cobertura como único efecto fijo (modelo 1) y en el otro la interacción entre cobertura y especie arbórea (modelo 2). Se seleccionó el modelo 2 para explicar esta relación debido a que fue significativamente mejor ($\chi^2 = 671$ $p < 0,001$) y presentó un menor AIC que el modelo 1 (7347 versus 7674). Este modelo indicó que la riqueza de epífitas por árbol incrementó de forma significativa y asintótica hacia sectores del parque con una mayor cobertura arbórea relativa, pero que esta relación varió según la especie arbórea. Además, a partir de un 20% de cobertura arbórea, la riqueza de epífitas fue máxima, según la asintota del modelo alcanzada a una cobertura relativa de 0,2 ha (Fig. 5).

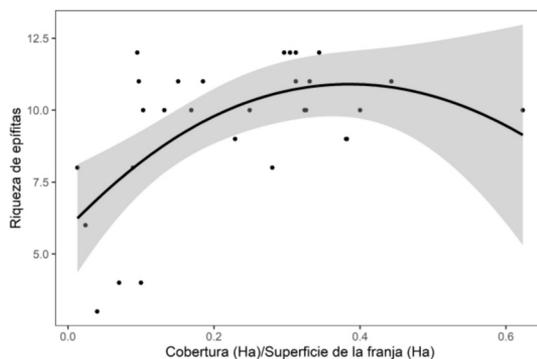


Fig. 5. Relación entre la riqueza de epífitas y la cobertura arbórea relativa (en hectáreas) de la franja censada por sector.

DISCUSIÓN

Este trabajo aporta información relevante para el conocimiento de los factores que influyen en el mantenimiento de la diversidad de especies nativas en un parque urbano de San Miguel de Tucumán, con un enfoque en la conservación de plantas epífitas vasculares. Los resultados destacan la importancia de tener en cuenta la cobertura arbórea y el estado de los forófitos para garantizar la conservación de las epífitas a largo plazo. Aunque se trata de un estudio local, se identificaron patrones clave para la gestión y conservación de la biodiversidad, brindando información valiosa que podría replicarse en otras ciudades con características similares.

Este estudio proporciona datos sobre la ecología de plantas epífitas en un parque urbano (Parque 9 de Julio, San Miguel de Tucumán), una temática usualmente estudiada en bosques (Bhatt *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2020; González & Ceballos, 2021) y recientemente en el arbolado de alineación de ambientes urbanos (González & Ceballos, 2021; Romero Zapiola & Devoto, 2024). Se analizaron los factores que influyen sobre la riqueza de epífitas, tales como las características de los forófitos, de sus defectos y de la cobertura arbórea asociada a la franja de estudio.

Las especies epífitas más frecuentes fueron similares a las reportadas por González & Ceballos (2021) para el GSMT. Sin embargo, especies registradas en el Parque 9 de Julio, como *Rhipsalis lumbricoides*, *Tillandsia capillaris* y *Pleopeltis minima*, tuvieron

frecuencias bajas o nulas para dichos autores. En otros sectores de la ciudad, Hernández *et al.* (2012) registraron la presencia de *P. minima* en ejemplares de *J. mimosifolia*. Esta diferencia podría deberse a una mayor estabilidad de la población de árboles del parque, asociada a la longevidad, que favoreció el establecimiento de estas epífitas y a la preferencia por determinados forófitos, lo cual no fue analizado en el presente trabajo. La dominancia de especies del género *Tillandsia* y de *P. tweediana* fue consecuente con este tipo de ambiente, porque son epífitas que se adaptan a la exposición con elevada luminosidad y baja humedad y tienen además la capacidad de colonizar un amplio rango de condiciones ambientales (Brown, 1986; Cascante-Marín *et al.*, 2008; Padilha *et al.*, 2017; Woods, 2017; Ceballos, 2020).

Con respecto al origen geográfico del forófito, la riqueza de epífitas fue mayor en los árboles nativos que en los exóticos, lo cual concuerda con lo encontrado para el arbolado del GSMT por González & Ceballos (2021) y para el arbolado de determinados barrios de la ciudad de Buenos Aires por Romero Zapiola & Devoto (2024). Sin embargo, otros autores no encontraron una relación similar en ambientes urbanos de Brasil (Martins *et al.*, 2020) ni en parques urbanos de México (Mondragón & Mora-Flores, 2023). Por lo tanto, el origen geográfico de los árboles no siempre es un factor consistente en relación con la riqueza de epífitas, ya que varía entre diferentes ciudades. En este trabajo, las especies se clasificaron como nativas o exóticas en relación a los límites políticos para Argentina, pero los resultados podrían diferir si se adoptaran otros criterios, como por ejemplo de tipo biogeográfico. Por lo tanto, para promover la conservación de epífitas urbanas sería recomendable tener en cuenta el contexto biogeográfico donde se emplazan las ciudades para seleccionar las especies arbóreas destinadas a los espacios verdes.

Los datos obtenidos sobre el porcentaje total de árboles con epífitas, la riqueza de epífitas y el porcentaje de árboles nativos y exóticos con epífitas, concuerdan con lo reportado por González & Ceballos (2021) para las epífitas del arbolado ubicado en el GSMT. Además, la mayoría de los árboles albergan epífitas sobre su corteza, tal como fue sugerido previamente por Kortsarz & Gómez Romero (2012). Por lo tanto, el parque se consolida como un área clave para la conservación de la diversidad de epífitas en la ciudad.

El tamaño del forófito es un factor relacionado positivamente a la riqueza de epífitas, similar a lo encontrado para ambientes boscosos y para otros ambientes urbanos (Martins *et al.*, 2020; Romero Zapiola, 2023). Si se tiene en cuenta que el crecimiento de un árbol va acompañado de un aumento del DAP, longitud del tronco y del número de ramas, los forófitos de mayor porte o tamaño funcionarían como un soporte adecuado para las epífitas en comparación con aquellos de porte pequeño, porque permitirían una mayor superficie de fijación y disponibilidad de microhábitats (Haedo & Blendinger, 2012; Woods *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2015; Elias *et al.*, 2021). No obstante, independientemente de que la riqueza de epífitas incrementó con el DAP, se observó que fue similar en especies de árboles con el porte mediano y grande. Esto puede deberse a que en el Parque 9 de Julio las especies de porte grande presentaron forófitos que no alcanzaron su estadio de maduración completo y a la presencia de especies de porte grande con riqueza muy baja, como *E. camaldulensis*. Además, algunos árboles de una misma especie mostraron cambios en su arquitectura (Nieva & Podazza, obs. pers.), probablemente debido a su ubicación espacial dentro del parque, afectando la disponibilidad de recursos para la flora vascular epífita (Alvim *et al.*, 2021). La información sobre el porte teórico y el origen geográfico (nativas, exóticas) puede ser útil para considerar la plantación de especies arbóreas que favorezcan una mayor riqueza de epífitas en el área, contribuyendo así a su conservación. Las especies arbóreas nativas más abundantes (*H. impetiginosus*, *J. mimosifolia*, *T. tipu* y *P. dubium*) mostraron un incremento de la riqueza de epífitas a mayor DAP, similar a lo observado en áreas urbanas del GSMT próximas a la sierra de San Javier (El Corte, Horco Molle y Yerba Buena) por González & Ceballos (2021). Romero Zapiola & Devoto (2024) encontraron esta misma relación positiva para ejemplares de *T. tipu* en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. La ausencia de relación entre la riqueza de epífitas y el DAP en *E. camaldulensis*, una especie representada por ejemplares de gran porte, podría deberse al tipo de corteza de textura lisa y exfoliante, lo que dificultaría la fijación de epífitas (Elias *et al.*, 2021; González & Ceballos, 2021; Romero Zapiola & Devoto, 2024).

El tipo de follaje y la corteza también fueron factores que se relacionaron con la riqueza de epífitas, la cual incrementó hacia los árboles caducifolios y de corteza rugosa. La mayor riqueza de epífitas hallada para los ejemplares con follaje caducifolio también fue encontrada por Hirata *et al.* (2009) en un bosque templado cálido de Japón, quienes asocian que, cuando el forófito pierde sus hojas hay una mayor disponibilidad de luz para las epífitas. Esto se corrobora con el dominio de las especies del género *Tillandsia* relevadas en el parque, epífitas que se adaptan muy bien a la elevada luminosidad. Por su parte, la riqueza de epífitas fue mayor en las cortezas rugosas, en comparación con las cortezas lisas o exfoliantes, fibrosas, y con presencia de agujijones o mamelones. Las cortezas rugosas, además de ofrecer una mejor superficie de sujeción son más adecuadas para las epífitas porque retienen mayor humedad y nutrientes (Callaway *et al.*, 2002; Wyse & Burns, 2011).

La relación entre la riqueza de epífitas con los defectos de los árboles y su riesgo de caída es un tema aún sin resolver. En el presente trabajo se encontró que los árboles con defectos en alguna zona (raíz, tronco o copa) tenían una riqueza significativamente mayor que los árboles con ausencia de defectos, aunque no se pudo corroborar que la presencia de epífitas sea el origen de estos defectos. No obstante existen estudios que hipotetizan sobre el impacto negativo de las epífitas sobre el forófito (Benzing & Seemann, 1978; Montaña *et al.*, 1997; Flores-Palacios *et al.*, 2012; Vergara-Torres *et al.*, 2024), sólo unos cuantos han podido demostrarlo experimentalmente y están restringidos a unas pocas especies de epífitas y forófitos. Por ejemplo, un estudio experimental reportó que en *Neltuma alba* (Griseb.) C. E. Hughes & G. P. Lewis hubo una mayor proporción de hojas en las ramas donde fueron removidas epífitas del género *Tillandsia*, en comparación con ramas con alta carga de epífitas (Soria *et al.*, 2014). Por otro lado, en el presente trabajo no se encontró relación entre la riqueza de epífitas y el riesgo de caída en *J. mimosifolia* y *H. impetiginosus*. Esto podría deberse al bajo número de individuos evaluados, así como a la posibilidad de que la variable utilizada (riqueza de especies) no sea la más adecuada para relacionar con el riesgo. Un estudio futuro debería evaluar un mayor número de árboles y utilizar otra variable del grado de epifitismo (por ejemplo, cobertura o abundancia) para analizar si efectivamente las epífitas son un

indicador del riesgo de caída de árboles. Fue sugerido que una colonización excesiva de epífitas, variable no analizada en este estudio, sería un factor vinculante al riesgo ante el consecuente incremento de su masa sobre las ramas de un árbol (Alex *et al.*, 2021).

Se encontró que una mayor cobertura arbórea en la franja censada favoreció al incremento en la riqueza de epífitas (Fig. 5). Este resultado obtenido para el análisis de proximidad a una mayor cobertura arbórea fue similar a lo observado en por Izuddin & Webb (2015) quienes comprobaron que la proximidad al bosque influyó positivamente sobre la riqueza de epífitas registrada en una carretera de Singapur. Asimismo, Aoki-Gonçalves *et al.* (2023) observaron en una ciudad neotropical de México que la riqueza de especies de bromelias epífitas se relaciona positivamente con la cobertura de especies leñosas. Con estos resultados se puede inferir que la riqueza de epífitas sobre un árbol no depende solamente de sus características intrínsecas sino también de la proximidad a otros árboles, que funcionan como fuente de propágulos y de dispersores de epífitas.

CONCLUSIONES

Este estudio brinda información detallada sobre la riqueza de epífitas en el Parque 9 de Julio, con un máximo de especies de epífitas similar al hallado por otros autores para todo el GSMT, por lo que se destaca el valor de este pulmón verde para la conservación de epífitas nativas en la ciudad. Se encontró que la riqueza de epífitas estuvo relacionada con características de los árboles, con sus defectos y con la cobertura arbórea del parque. De acuerdo a los resultados obtenidos, favorecer el mantenimiento y plantación de especies de árboles nativos, caducifolios, con corteza rugosa y de un porte mediano a grande, sería de utilidad para un manejo orientado a mantener y aumentar la diversidad de epífitas en este espacio verde. Si bien para este trabajo la riqueza de epífitas se relaciona de manera positiva con la presencia de defectos en los árboles, no se pudo corroborar que las epífitas constituyan la causa de estos defectos. Es relevante destacar que, aunque no se encontró una relación entre la riqueza de epífitas y el riesgo debido a fallas estructurales del forófito, se sugiere que una mayor abundancia podría convertirse en un factor predisponente relacionado con la masa acumulada sobre las ramas.

Se estimó que es necesario mantener una cobertura arbórea mínima del 20% por sector del parque, para conservar una riqueza máxima de epífitas. En este sentido, una adecuada gestión del parque y la promoción de la cobertura arbórea son fundamentales para fomentar la diversidad de epífitas, lo cual no solo enriquece el ecosistema urbano, sino que también puede tener un efecto positivo para la conservación y estética de este espacio verde.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

ÁN y GP realizaron el diseño de muestreo y el trabajo de campo. SC realizó el análisis estadístico. Todos los autores participaron en la escritura y corrección del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se enmarca en el trabajo de tesis de Maestría en Gestión Ambiental (UNT) de la Mag. Ángela M. Nieva. Agradecemos a la Mg. Silvia E. Gómez Romero por su colaboración en el reconocimiento de especies en campo, así como a la Dra. Priscila Powell, al Dr. Ezequiel Aráoz, al Mag. Pablo A. Quiroga y al Dr. Enrique Roger por sus valiosos aportes que enriquecieron esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

ALEX, A., U. D. CHIMA & U. D. UGBAJA. 2021. Diversity and phorophyte preference of vascular epiphytic flora on avenues within the University of Port Harcourt, Nigeria. *J. For. Environ. Sci.* 37: 217-225. <https://doi.org/10.7747/JFE>

ALVIM, F. S., S. GOMES FURTADO & L. MENINI NETO. 2021. Are vascular epiphytes in urban green areas subject to the homogenization of biodiversity? A case study in the Brazilian Atlantic. *Forest* 24:701-713. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01070-7>

AOKI-GONÇALVES, F., J. C. PENA, T. TOLEDO-ACEVES & I. MACGREGOR-FORS. 2023. Urban epiphytes: Bromeliad diversity in a green cover gradient across a Neotropical streetscape. *Urban For. Urban Green.* 83: 127901. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127901>

BECKER, D. F. P., R. LINDEN & J. L. SCHMITT. 2017. Richness, coverage and concentration of heavy metals in vascular epiphytes along an urbanization gradient. *Sci. Total Environ.* 584: 48-54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.092>

BENAVIDES, A. M., J. H. WOLF & J. F. DUIVENVOORDEN. 2006. Recovery and succession of epiphytes in upper Amazonian fallows. *J. Trop. Ecol.* 22: 705-717. <https://doi.org/10.1017/S0266467406003580>

BENITO, G. & M. PALERMO ARCE. 2021. *El árbol en la ciudad: manual de arboricultura urbana*. 1a ed. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.

BENZING, D. H. & J. SEEMANN. 1978. Nutritional piracy and host decline: a new perspective on the epiphyte-host relationship. *Selbyana* 2: 133-148. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2730-3_19

BHATT, A., S. GAIROLA, Y. GOVENDER, H. BAIJNATH & S. RAMDHANI. 2015. Epiphyte diversity on host trees in an urban environment, eThekweni Municipal Area, South Africa. *New Zeal. J. Bot.* 53: 24-37. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2014.1000935>

BÖHNERT, T., A. WENZEL, C. ALTENHÖVEL, L. BEERETZ, ... & H. KREFT. 2016. Effects of land-use change on vascular epiphyte diversity in Sumatra (Indonesia). *Biol. Conserv.* 202: 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.008>

BOLKER, B. M., M. E. BROOKS, C. J. CLARK, S. W. GEANGE, ... & J. S. S. WHITE. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127-135. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>

BROOKS, M., B. BOLKER, K. KRISTENSEN, M. MAECHLER, ... & D. B. STOUFFER. 2023. glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder. R package (version 3.2.0.). CRAN. 2023. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/index.html>

BROWN, A. D. 1986. *Autoecología de bromeliáceas epífitas del NO argentino y su relación con Cebus apella*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

BURCHAM, D. C., S. GHOSH, L. E. CHOON & F. Y. KING. 2011. Evaluation of an infrared camera technique for detecting mechanically induced internal voids in *Syzygium grande* *Arboric. Urban For.* 37: 93-98. <https://doi.org/10.48044/jauf.2011.013>

BURKART, A. 1952. *Las Leguminosas Argentinas silvestres y cultivadas*. 2nd ed. Acme Agency, Buenos Aires.

- CALAZA MARTINEZ, P. & M. I. IGLESIAS DIAZ. 2016. *El riesgo del arbolado urbano, Contexto, concepto y evaluación*. Editorial Mundiprensa, Madrid.
- CALDIZ, D. O., J. BELTRANO, L. V. FERNANDEZ & I. ANDÍA 1993. Survey of *Tillandsia recurvata* L.: preference, abundance and its significance for natural forests. *For. Ecol. Manag.* 57: 161-168. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(93\)90169-N](https://doi.org/10.1016/0378-1127(93)90169-N)
- CALLAWAY, R. M., K. O. REINHART, G. W. MOORE, D. J. MOORE & S. C. PENNING. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecología* 132: 221-230. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1354>
- CASCANTE-MARÍN, A., J. H. D WOLF, J. G. B. OOSTERMEIJER & J. C. M. DEN NIJS. 2008. Establishment of epiphytic bromeliads in successional tropical premontane forests in Costa Rica. *Biotropica* 40: 441-448. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00403.x>
- CASCANTE-MARÍN, A., J. H. WOLF, J. G. B. OOSTERMEIJER, J. C. M. DEN NIJS, ... & A. DURÁN-APUY. 2006. Epiphytic bromeliad communities in secondary and mature forest in a tropical premontane area. *Basic Appl. Ecol.* 7: 520-532. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2005.10.005>
- CASTELAO, G. F. & B. A. FRITSCHY. 2019. Diagnóstico del arbolado urbano de alineación en vecinales La Esmeralda y Guadalupe Este. Ciudad de Santa Fe, República Argentina. *Contribuciones científicas GÆA* 31: 99-118.
- CEBALLOS, S. J. 2020. Vascular epiphyte communities in secondary and mature forests of a subtropical montane area. *Acta Oecol.* 105: 103571. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103571>
- CEBALLOS, S. J. 2022. Vascular epiphytes in Argentinian Yungas: distribution, diversity, and ecology. *Bot. Rev.* 89: 91-113. <https://doi.org/10.1007/s12229-022-09281-7>
- CEBALLOS, S. J., N. P. CHACOFF & A. MALIZIA. 2016. Interaction network of vascular epiphytes and trees in a subtropical forest. *Acta Oecol.* 77: 152-159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2016.10.007>
- COELHO DUARTE, A. P. 2021. *Evaluación del riesgo de los árboles urbanos: propuesta de un protocolo para Montevideo, Uruguay*. Tesis de maestría. Universidad de la República, Uruguay.
- COVAS, G. 1936. Las Coníferas indígenas de la República Argentina. *Rev. Fac. Agron. (La Plata)* 21: 201-223.
- CRUZ-ANGÓN, A. & R. GREENBERG. 2005. Are epiphytes important for birds in coffee plantations? An experimental assessment. *J. Appl. Ecol.* 42: 150-159. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00983.x>
- DE LA SOTA, E. 1977. Pteridofitas. En: *Flora de la Provincia de Jujuy*, vol. 8: 1-275. Colección científica del Instituto Nacional Tecnológico Agropecuario (INTA), Buenos Aires.
- DESKIS OÜ. 2014. Bitterlich. Version 1.4. Disponible en <https://measure-height-deskis-ou.en.aptoide.com/app> [Acceso: abril 2012- octubre 2022].
- DIGILIO, A. & P. LEGNAME. 1966. *Los árboles indígenas de la provincia de Tucumán*. Opera Lilloana 15. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- DIMITRI, M. J. 1978. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo I, Vol. I. Acme, Buenos Aires.
- DIMITRI, M. J. 1980. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo I, Vol. II. Acme, Buenos Aires.
- DUVAL, V. S., G. M. BENEDETTI & K. BAUDIS. 2020. El impacto del arbolado de alineación en el microclima urbano. Bahía Blanca, Argentina. *Invest. Geogr.* 73: 171-188. <https://doi.org/10.14198/INGEO2020.DBB>
- ELIAS, J. P. C., S. R. MORTARA, A. F. NUNES-FREITAS, E. VAN DE BERG & F.N. RAMOS. 2021. Host tree traits in 483 pasture areas affect forest and pasture specialist epiphyte species differently. *Am. J. Bot.* 108: 598-606. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1634>
- FERRO DÍAZ, J. 2015. Criterios metodológicos para evaluaciones sobre ecología de epífitas vasculares. Una revisión crítica. *ECOVIDA* 5: 263-282.
- FLORES-PALACIOS, A., V. H. TOLEDO-HERNÁNDEZ, A. M. CORONA-LÓPEZ, S. VALENCIA-DÍAZ, ... & S. N. MYARTSEVA. 2012. ¿Son las plantas epífitas parásitos de los árboles? Evidencia de mecanismos de daño directo e indirecto. En: RUIZ-CANCINO, E. & J. M. CORONADO-BLANCO (coords.), *Recursos Naturales*, pp. 26-35. Universidad Autónoma de Tamaulipas, Tamaulipas.
- GARCÍA, M. I. 2013. *Tucumán, un patrimonio de todos. Un recorrido por sus raíces, su cultura y su identidad*. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires.
- GÓMEZ ROMERO, S. E. & L. NOVARA. 2010. Bromeliaceae. *Aport. Bot. Salta, Ser. Fl.* 9: 1-137.

- GONÇALVES-SOUZA, T., A. D. BRESCOVIT, D. D. ROSSA-FERES, & G. Q. ROMERO. 2010. Bromeliads as biodiversity amplifiers and habitat segregation of spider communities in a Neotropical rainforest. *J. Arachnol.* 38: 270-279. <https://doi.org/10.1636/P09-58.1>
- GONZÁLEZ, M. V. & S. J. CEBALLOS. 2021. Las epífitas vasculares en un ambiente urbano están influidas por características del arbolado, el clima y las fuentes de propágulos. *Ecol. Austral* 31: 357-371. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1354>
- GUIDA-JOHNSON, B., A. M. FAGGI & G. A. ZULETA. 2017. Effects of urban sprawl on riparian vegetation: is compact or dispersed urbanization better for biodiversity? *River Res. Appl.* 33: 959-969. <https://doi.org/10.1002/rra.3138>
- HAEDO, J. & P. G. BLENDINGER. 2012. Aves y arbolado urbano en el Gran San Miguel de Tucumán. En: GRAU, A. & A. M. KORTSARZ (eds.), *Guía de arbolado de Tucumán*, pp. 255-262. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- HERNÁNDEZ, M. A., R. O. VARELA, L. C. TERÁN & M. MATA. 2012. Preferencia de hospedero, orientación y rasgos morfológicos-anatómicos de *Pleopeltis minima* (Polypodiaceae) en un ambiente urbano. *Lilloa* 49: 105-117.
- HIRATA, A., T. KAMIJO & S. SAITO. 2009. Host trait preferences and distribution of vascular epiphytes in a warm-temperate forest. *Plant Ecol.* 201: 247-254. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2795-5_19
- HOTHORN, T., F. BRETZ & P. WESTFALL. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biom. J.* 50: 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- IZUDDIN, M. & E. L. WEBB. 2015. The influence of tree architecture, forest remnants, and dispersal syndrome on roadside epiphyte diversity in a highly urbanized tropical environment. *Biodivers. Conserv.* 24: 2063-2077. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0932-6>
- KORTSARZ, A. M. & S. GÓMEZ ROMERO. 2012. Arriba de los árboles urbanos: plantas epífitas y parásitas. En: GRAU, A. & A. M. KORTSARZ (eds.), *Guía de arbolado de Tucumán*, pp. 249-254. Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- LEGNAME, P. R. 1982. *Árboles indígenas del Noroeste Argentino*. Opera Lilloana 34. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- LUNA-COZAR, J., O. MARTÍNEZ-MADERO & R. W. JONES. 2020. Ball Moss, *Tillandsia recurvata* L., as a refuge site for arthropods in a seasonally dry tropical forest of Central Mexico. *Southwest. Entomol.* 45: 445-460. <https://doi.org/10.3958/059.045.0213>
- MARTINS, P. L. S. S., S. G. FURTADO & L. MENINI NETO. 2020. Could epiphytes be xenophobic? Evaluating the use of native versus exotic phorophytes by the vascular epiphytic community in an urban environment. *Community Ecol.* 21: 91-101. <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00001-y>
- MONDRAGÓN, D. & M. P. MORA-FLORES. 2023. First steps to study the demography of vascular epiphytes in cities. *Braz. J. Biol.* 84: e270998. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.270998>
- MONTAÑA, C., R. DIRZO & A. FLORES. 1997. Structural parasitism of an epiphytic bromeliad upon *Cecidium praecox* in an intertropical semiarid ecosystem. *Biotropica* 29: 517-521. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1997.tb00046.x>
- NELDER, J. A. & R. W. WEDDERBURN. 1972. Generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society. Stat. Soc., A* 135: 370-384. <https://doi.org/10.2307/2344614>
- NIEVA, A. M. 2024. *Estructura y distribución del arbolado en las principales vías de acceso al Parque 9 de Julio (San Miguel de Tucumán) y su potencial riesgo para los usuarios*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.
- PADILHA, P. T., G. A. ELIAS, R. DOS SANTOS, R. MARTINS & V. CITADINI-ZANETTE. 2017. Vascular epiphytes respond to successional stages and microhabitat variations in a subtropical forest in southern Brazil. *Braz. J. Bot.* 40: 897-905. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0391-2>
- PADMAWATHE, R., Q. QURESHI & G. S. RAWAT. 2004. Effects of selective logging on vascular epiphyte diversity in a moist lowland forest of Eastern Himalaya, India. *Biol. Conserv.* 119: 81-92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.024>
- PARTHASARATHY, N. 2015. *Biodiversity of lianas*. Springer International Publishing Switzerland, Puducherry.
- PATERLINI, O. 1992. *Parque 9 de julio*. Imprenta Gráfica Noroeste, San Miguel de Tucumán.
- PERELMAN, S. B., L. A. GARIBALDI & P. M. TOGNETTI. 2019. *Experimentación y modelos estadísticos*. Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- PLANCHUELO, G., M. VON DER LIPPE & I. KOWARIK. 2019. Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landsc. Urban Plan.* 189: 320-334. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007>

- PUTZ, F. E. & H. A. MOONEY. 1991. *The biology of vines*. Cambridge University Press, California.
- QGIS.org, 2023. Sistema de Información Geográfica QGIS. Asociación QGIS. <http://www.qgis.org>
- R CORE TEAM. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- REYES DE LA BARRA, J., M. PONCE-DONOSO, O. VALLEJO-BARRA, G. DANILUK-MOSQUERA & A. P. COELHO-DUARTE. 2018. Comparación de cuatro métodos de evaluación visual del riesgo de árboles urbanos. *Colomb. For.* 21: 161-173. <https://doi.org/10.14483/2256201X.12604>
- ROMERO ZAPIOLA, A. 2023. *Factores que afectan la diversidad de epifitas del arbolado de alineación de la Ciudad de Buenos Aires*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Buenos Aires, Argentina.
- ROMERO ZAPIOLA, A. & M. DEVOTO. 2024. Factores que afectan la riqueza de epifitas vasculares del arbolado de alineación de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. *Ecol. Austral* 34: 579-592. <https://doi.org/10.25260/EA.24.34.3.0.2406>
- ROMERO, E. E. 2012. Alberto L. de Soldati y un proyecto de higiene y salubridad para la provincia de Tucumán. El Parque 9 de Julio. *Res Gesta* 50: 161-174.
- SESMA, J. S., E. Y. GUIDO & M. E. PUCHULU. 1998. Clima de la provincia de Tucumán. En: GIANFRANCISCO, M., M. PUCHULU, J. DURANGO DE CABRERA & G. ACEÑOLAZA (eds.), *Geología de Tucumán*. San Miguel de Tucumán, pp. 41-46. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, San Miguel de Tucumán.
- SIAZ TORRES, S. S., E. DE LA ROSA-MANZANO, L. U. ARELLANO-MÉNDEZ, K. M. AGUILAR-DORANTES, ... & M. C. JUÁREZ ARAGÓN. 2024. Species Richness, Abundance, and Vertical Distribution of Epiphytic Bromeliads in Primary Forest and Disturbed Forest. *Plants* 13: 2754. <https://doi.org/10.3390/plants13192754>
- SORIA, N. F., C. TORRES & L. GALETTO. 2014. Experimental evidence of an increased leaf production in *Prosopis* after removal of epiphytes (*Tillandsia*). *Flora: Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 209: 580-586. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.08.007>
- TURNER, I. M., H. T. W. TAN, Y. C. WEE, A. B. IBRAHIM, ... & R. T. CORLETT. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical biodiversity. *Conserv. Biol.* 8: 705-712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030705.x>
- TÜRPE, A. M. 1975. *Los géneros de Gramíneas de la provincia de Tucumán (Argentina)*. Opera Lilloana 24. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- VENABLES, W. N. & B. D. RIPLEY. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4th ed. Springer, Nueva York.
- VERGARA-TORRES, C. A., S., VALENCIA-DÍAZ, J. G., GARCÍA-FRANCO & A. FLORES-PALACIOS. 2024. Do epiphytes affect the fitness of their phorophytes? The case of *Tillandsia recurvata* on *Bursera copallifera*. *J. Trop. Ecol.* 40: 1-8. <https://doi.org/10.1017/S0266467424000117>
- VICTORIANO-ROMERO, E., S. VALENCIA-DÍAZ, V. H. TOLEDO-HERNÁNDEZ & A. FLORES-PALACIOS. 2017. Dispersal limitation of *Tillandsia* species correlates with rain and host structure in a central Mexican tropical dry forest. *PLoS One* 12: e0171614. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171614>
- WFO Plant List. Disponible en: <https://wfoplantlist.org/>. [Acceso agosto 2024]
- WOLTERBEEK, B. 2002. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. *Environ. Pollut.* 120: 11-21. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00124-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00124-0)
- WOODS, C. L. & S. J. DEWALT. 2013. The conservation value of secondary forests for vascular epiphytes in Central Panama. *Biotropica* 45: 119-127. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00883.x>
- WOODS, C. L. 2017. Primary ecological succession in vascular epiphytes: the species accumulation model. *Biotropica* 49: 452-460. <https://doi.org/10.1111/btp.12443>
- WOODS, C. L., C. L. CARDELÚS & S. J. DEWALT. 2015. Microhabitat associations of vascular epiphytes in a wet tropical forest canopy. *J. Ecol.* 103: 421-430. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12357>
- WYSE, S. V. & B. R. BURNS. 2011. Do host bark traits influence trunk epiphyte communities? *New Zeal. J. Ecol.* 35: 296-301.
- YANG, J., F. A. LA SORTE, P. PYŠEK, P. YAN, ... & J. MCBRIDE. 2015. The compositional similarity of urban forests among the world's cities is scale dependent. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24: 1413-1423. <https://doi.org/10.1111/geb.12376>
- ZHAO, M., J. X. U. GEEKIYANAGE, M. M. KHIN, D. R. NURDIANA, ... & R. D. HARRISON.

2015. Structure of the epiphyte community in a tropical montane forest in SW China. *PLoS One* 10: e0122210.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122210>
- ZOTZ, G. 2016. *Plants on plants - The biology of vascular epiphytes*. Springer, Berlín.
- ZULOAGA, F. O., M. J. BELGRANO & A. M. ANTON (eds.). 2024. *Flora Argentina: Flora Vascular de la República Argentina*. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/>



CAPPARIDASTRUM COIMBRANUM (CAPPARACEAE) EN LAS YUNGAS DE ARGENTINA (SIERRAS DE ALTO MACUETA Y DEL ALTO RÍO SECO, PROVINCIA DE SALTA)

CAPPARIDASTRUM COIMBRANUM (CAPPARACEAE) IN THE YUNGAS OF ARGENTINA (SIERRAS DE ALTO MACUETA AND DEL ALTO RÍO SECO, SALTA PROVINCE)

María S. Villalba^{1,2,3*} , Gabriela S. Entrocassi^{1,2} , Gloria J. Ramos⁴  & Eduardo Martínez-Carretero⁵ 

1. Cátedra de Botánica Sistemática y Fitogeografía. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, San Salvador de Jujuy, Argentina
2. Centro de Investigaciones y Estudios en Diversidad Vegetal (CIEDiVe), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, San Salvador de Jujuy, Argentina
3. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina
4. Secretaría de Medio Ambiente de Salta, Reserva de Flora y Fauna de Acambuco, Salta, Argentina
5. Geobotánica y Fitogeografía (IADIZA-CONICET), Mendoza, Argentina

*mvillalba@fca.unju.edu.ar

Citar este artículo

VILLALBA, M. S., G. S. ENTROCASSI, G. J. RAMOS & E. MARTÍNEZ-CARRETERO. 2025. *Capparidastrum coimbranum* (Capparaceae) en las Yungas de Argentina (sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco, provincia de Salta). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 60: 149-160.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v60.n2.47590>

Recibido: 16 Dic 2024
Aceptado: 6 May 2025
Publicado en línea: 30 Jun 2025
Publicado impreso: 30 Jun 2025
Editor: Diego G. Gutiérrez 

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

SUMMARY

Background and aims: This work is a contribution to the knowledge of *Capparidastrum coimbranum* in Argentina, a little known tree species recorded only in the Yungas of the north of Salta Province (Sierras de Alto Macueta and del Alto Río Seco). The present study aims to provide a description of the material corresponding to *C. coimbranum* collected in the Sierras de Alto Macueta, as well as to characterize floristically, ecologically and bioclimatically the forest of *C. coimbranum* found in this mountain range.

M&M: A morphological description of the material collected in the Sierras de Alto Macueta was prepared. For the characterisation of the *C. coimbranum* forest, a floristic inventory was carried out and its abundance and cover were determined. The altitudinal, latitudinal and bioclimatic distribution of *C. coimbranum* in the study area was established.

Results: The morphological description of the species, information on its distribution and habitat, phenology, uses and photographs are provided. *Capparidastrum coimbranum* dominates a woody community in the Thermotropical and Mesotropical Subhumid Premontane Forest of the Sierras de Alto Macueta. Isolated individuals were also found in the Subhumid Mesotropical Montane Rainforest of the Sierras del Alto Río Seco.

Conclusions: The presence of *C. coimbranum* in the Sierras de Alto Macueta and del Alto Río Seco extends its latitudinal distribution southwards out of Bolivian territory. For the first time, a forest dominated by a neotropical Capparaceae is described for the Argentine Yungas. This work is a contribution to the knowledge of the flora and vegetation of the Yungas of Argentina.

KEY WORDS

Bioclimatology, Capparaceae, distribution, ecology, montane rainforest, morphology, premontane forest.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Este trabajo es una contribución al mayor conocimiento de *Capparidastrum coimbranum* en Argentina, una especie arbórea muy poco conocida y registrada únicamente en las Yungas del extremo norte de la provincia de Salta (Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco). El presente estudio, tiene como objetivos proporcionar una descripción del material correspondiente a *C. coimbranum* colectado en las Sierras de Alto Macueta, como así también, caracterizar florística, ecológica y bioclimáticamente el bosque de *C. coimbranum* hallado en dicha sierra.

M&M: Se elaboró la descripción morfológica del material colectado en las Sierras de Alto Macueta. Para la caracterización del bosque de *C. coimbranum* se realizó un inventario florístico y se determinó su abundancia y cobertura. Se estableció la distribución altitudinal, latitudinal y bioclimática de *C. coimbranum* en el área de estudio.

Resultados: Se proporciona la descripción morfológica de la especie, información sobre su distribución y hábitat, fenología, usos y fotografías. *Capparidastrum coimbranum* domina una comunidad boscosa en la Selva Pedemontana Subhúmeda Termotropical y Mesotropical de las Sierras de Alto Macueta. También se hallaron individuos aislados en la Selva Montana Mesotropical Subhúmeda de las Sierras del Alto Río Seco.

Conclusiones: La presencia de *C. coimbranum* en las Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco amplía su distribución latitudinal hacia el sur, fuera del territorio boliviano. Se describe por primera vez para las Yungas argentinas un bosque dominado por una Capparaceae neotropical. Este trabajo constituye un aporte para el conocimiento de la flora y vegetación de las Yungas de Argentina.

PALABRAS CLAVE

Bioclimatología, Capparaceae, distribución, ecología, morfología, selva montana, selva pedemontana.

INTRODUCCIÓN

Capparidastrum (DC.) Hutch. (Capparaceae) es un género neotropical que se distribuye desde México hasta el norte de Argentina (Cornejo & Iltis, 2008). Hacia inicios del siglo XXI, Cornejo & Iltis (2008) reinstauraron el género y redefinieron sus límites morfológicos. Como consecuencia transfirieron 10 especies de *Capparis s.l.*, dejando a *Capparidastrum* compuesto por 15 especies en total. Asimismo, propusieron tres subgéneros: *Capparidastrum*, *Pulviniglans* X. Cornejo & H. H. Iltis y *Pachycarpum* X. Cornejo & H. H. Iltis.

Entre las especies se encuentra *Capparidastrum coimbranum* (Cornejo & Iltis) Cornejo & Iltis, la cual pertenece al subgénero *Pulviniglans* que incluye 11 especies caracterizadas morfológicamente por ausencia de hipanto, pétalos erectos o divergentes en la antesis, nectarios florales carnosos y fruto pepo amarillo-anaranjado a la madurez (Cornejo & Iltis, 2008).

Capparidastrum coimbranum es una especie arbórea endémica de Bolivia, sin embargo, fue registrada por primera vez en Corumbá (Mato Grosso do Sul, Brasil), ciudad situada en el límite occidental con Bolivia (Iltis, 2005; Cornejo & Iltis, 2008). De acuerdo con Soares-Neto & Luber (2020) la especie es nativa, pero no endémica de Brasil. En Argentina, esta especie se registró únicamente en el extremo norte de la provincia de Salta (próximo al límite con Bolivia) (Grau *et al.*, 2016). Se encuentra incorporada en la Flora Argentina aunque sin descripción, ni ejemplares de referencia (Zuloaga *et al.*, 2023). En las Sierras de Alto Macueta, también en el extremo norte de Salta, Villalba *et al.* (2021) hallaron y registraron la presencia de un bosque prácticamente puro de *C. coimbranum* e individuos aislados en las Sierras del Alto Río Seco.

Debido al exiguo conocimiento que existe sobre la presencia de esta Capparaceae neotropical en Argentina, y por su relevancia florística y biogeográfica dentro de la composición de árboles de las Yungas, en este trabajo se da a conocer, en primer lugar, la descripción morfológica, con material de referencia, de *C. coimbranum*. En segundo lugar, se describe florísticamente por primera vez para Argentina el bosque de *C. coimbranum* hallado y registrado en las Sierras de Alto Macueta.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de este estudio comprende las Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco (departamento General San Martín, provincia de Salta), ambos cordones montañosos recorren con dirección nort-sur el extremo norte de la provincia, sobre la frontera occidental con Bolivia (Fig. 1). Para realizar la descripción morfológica, se estudió el material correspondiente a *C. coimbranum* (hojas, flores, frutos y semillas) colectado en las Yungas de las Sierras de Alto Macueta por Villalba *et al.* (2021). Se utilizó microscopía óptica y se consultó bibliografía de referencia (Cornejo & Iltis, 2005, 2008; Cornejo, 2018). El material colectado fue herborizado y depositado en el Herbario de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Jujuy, Jujuy, Argentina (JUA) (Thiers, 2025).

La caracterización florística, ecológica y bioclimática del bosque de *C. coimbranum* se realizó a partir de un inventario florístico relevado en las Sierras de Alto Macueta (de 1000 m², a 797 m s.n.m.) por Villalba *et al.* (2021). En dicho inventario se registraron, además de *C. coimbranum*, todas las especies arbóreas presentes (con DAP \geq 5 cm) y se tomaron datos de abundancia y cobertura. Asimismo, se registraron datos de altura del dosel arbóreo, estratos de vegetación, duración del follaje y características geomorfológicas, edáficas, orientación y pendiente del sitio relevado. La caracterización bioclimática de este bosque se realizó en base a la información provista por la base de datos y cartografía digital elaborada por Villalba *et al.* (2024), a partir de la cual se determinaron el Bioclima, Pisos bioclimáticos (Termotipos y Ombrotipos), Temperatura Media Anual (T), Precipitación Media Anual (P), Índice de Termicidad (It) e Índice Ombrotérmico Anual (Io).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Hasta el presente y sobre la base de los registros existentes, el género *Capparidastrum* está representado en Argentina por dos especies: *C. humile* (Hassl.) X. Cornejo & H. H. Iltis que se distribuye en el noreste del país (provincias de Misiones y Corrientes), y *C. coimbranum* con distribución exclusiva en las Yungas del extremo

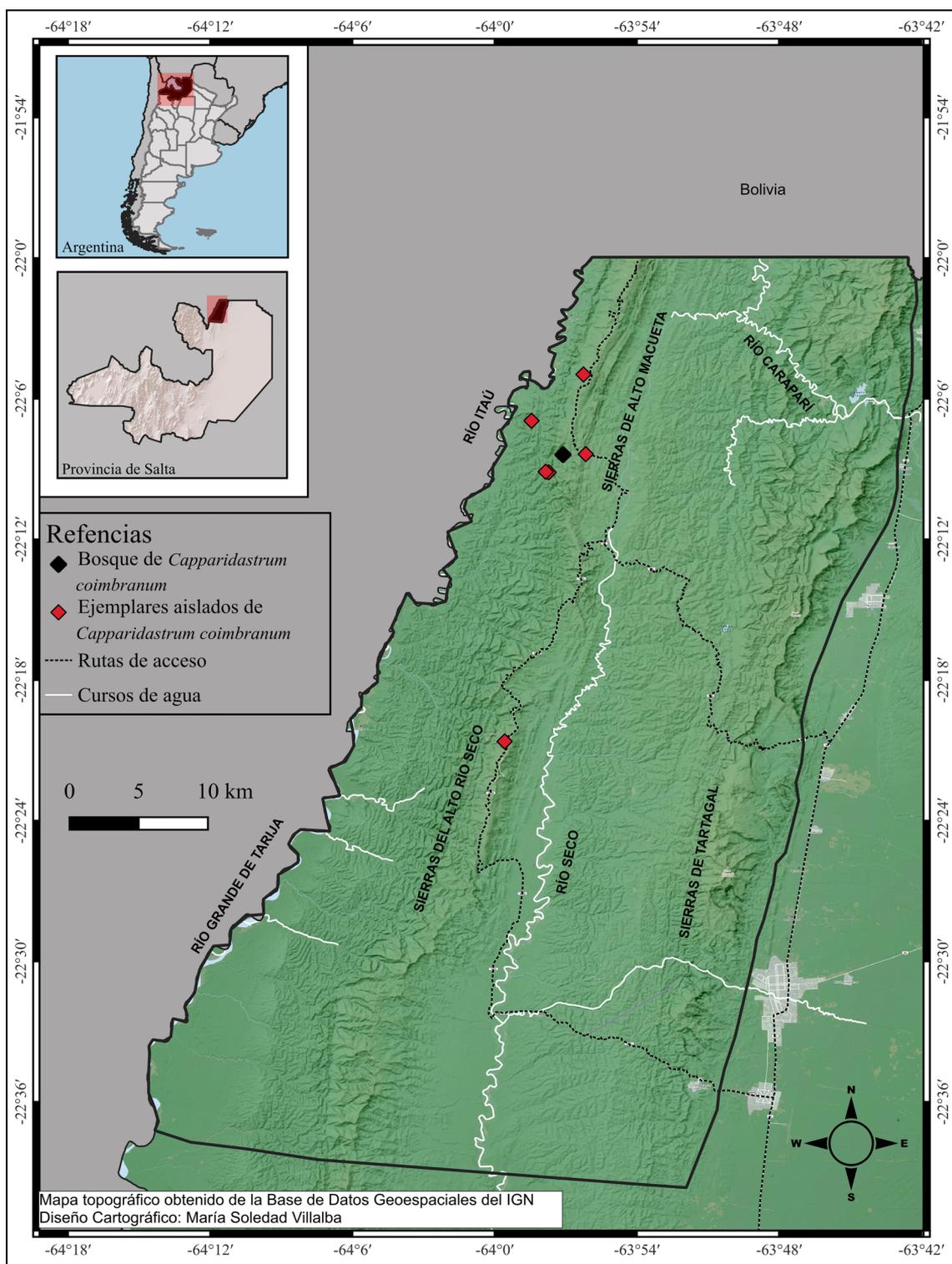


Fig. 1. Mapa de distribución de *Capparidastrum coimbranum* en las Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco (departamento General San Martín, provincia de Salta, Argentina).

norte de la provincia de Salta (departamento General San Martín).

Capparidastrum coimbranum (Cornejo & Iltis) Cornejo & Iltis, *Harvard Pap. Bot.* 13: 233. 2008. *Capparis coimbrana* Cornejo & Iltis, *Brittonia* 57: 156. 2005. TIPO: BOLIVIA. Santa Cruz: Prov. Florida, 2 km SW of Yerbabuena, along dry rocky bed of Quebrada Agua Blanca, 17° 59' S, 64° 02' W, 1200 m, 29 Dec. 1989 (fr), M. Nee 38561 (*Holotipo*, LPB [foto!]; *isotipos*, G, LPB, MO [foto!], NY [foto!], TEX, UBZ, USZ [foto!], WIS [foto!]). Figs. 2; 3; 4.

Árboles perennifolios de (4-)6-12(-20) m de altura, diámetro hasta de 80 cm, corteza lisa a verrucosa, marrón-verdosa. Hojas alternas o espiraladas, pecioladas, con pecíolo cilíndrico de (1-)7-12 cm long., lenticelado-blanquecino, glabrescente a pubérulo, con pulvino de 1,5-5 mm long., láminas elípticas, ovadas o lanceoladas, de 7,9-29,1 cm long. × 2,3-15,3 cm lat., ápice acuminado, mucronado u obtuso, base redondeada y borde entero, glabras o pubérulas en el envés, con tricomas simples principalmente sobre la nervadura central. Inflorescencias en racimos terminales, solitarias o geminadas, con hasta 30 flores, pedúnculo de la inflorescencia de 2-6 cm long.; pedicelos florales de 2-4 cm long., glabrescentes. Flores perfectas, vistosas; sépalos pequeños, carnosos, triangulares, de 4-5 mm long. × 6 mm lat. en la base, con estivación abierta, ápice agudo, margen liso, parcialmente denticulado o irregularmente denticulado, discoloros, con la cara adaxial blanquecina y la cara abaxial púrpura, blanquecina o verdosa; glándulas episépalas, carnosas, globosas u ovoides, de 3-5 mm de espesor, purpúreo-verdosas; pétalos ovados, cóncavos, de 14-18 mm long. × 13-16 mm lat., con el ápice redondeado, base truncada y margen liso, concoloros, púrpuras en el botón floral y blanco-cremoso después de la antesis; estambres 31-42, filamentos blanquecinos de 5-6,5 cm long., con tecas de 0,5-1 cm long., amarillentas; ginóforo púrpura, de 6,5-7 cm long.; gineceo verdoso, de 4-6 mm long. Fruto elipsoide a subgloboso, de 3,5-10 cm long. × 3-6 cm lat., amarillo anaranjado a la madurez, epicarpo con 4-8 costillas paralelas, mesocarpo carnoso, granuloso y blanquecino. Semillas 16-30, ovadas a arriñonadas con el contorno redondeado, asimétricas,

de 12-16 mm long. × 9-14 mm lat., rodeadas por una testa carnosa y blanquecina, cubiertas por un pericarpio castaño; embrión plegado, reniforme, blanco, cotiledones conspicuos y conduplicados, radícula ubicada en el dorso de los cotiledones.

Distribución y hábitat. *Capparidastrum coimbranum* habita en bosques secos estacionales, bosques hidrofíticos y sabanas subtropicales de la Chiquitanía (Cornejo & Iltis, 2005; Villaroel *et al.*, 2017; Paz-Roca & Mostacedo, 2020; Lino-Villalba *et al.*, 2022). También se encuentra en bosques secos y pluviestacionales de la región del Madidi y de Amboró (Cayola *et al.*, 2005; Choque-Ajata, 2007; Fernández-Choque, 2008; Linares-Palomino *et al.*, 2008; Paredes-Salinas, 2008; Torrez-Flores, 2008; Loza *et al.*, 2010; Mosqueira-Meneses, 2015) y en los bosques subtropicales tucumano-bolivianos de la Serranía de Iñaño (Chuquisaca) (Serrano-Pacheco, 2003) y de la alta cuenca del río Bermejo (Tarija), donde la especie alcanza su límite de distribución más austral en Bolivia (22° 32' 48" S) (Palomeque De la Cruz, 2012; Gallegos *et al.*, 2019). La mayor parte de los registros de *C. coimbranum* provienen del departamento Santa Cruz (provincias Florida, Ibáñez, Chiquitos y Cordillera) (Vásquez & Coimbra, 2002; Cornejo & Iltis, 2005). Esta especie tiene su límite de distribución más oriental en Corumbá (Mato Grosso do Sul, Brasil) donde habita en fragmentos de bosque caducifolio del Pantanal corumbense (Cornejo & Iltis, 2005; Iltis, 2005; Panfiglio *et al.*, 2018; Lima & Damasceno-Junior, 2020).

La presencia de *C. coimbranum* en las Yungas de Argentina extiende su distribución latitudinal fuera del territorio boliviano, alcanzando el paralelo 22° 20' 37" S en las Sierras del Alto Río Seco (extremo norte de la provincia de Salta). Este hallazgo representa el registro más austral conocido para la especie en Argentina.

Fenología. La floración comienza en agosto y finaliza en septiembre. La fructificación inicia en octubre-noviembre y concluye a finales de diciembre. Posterior a la época de fructificación, se observó a campo una gran cantidad de frutos caídos y semillas en diferentes etapas de germinación.

Usos. En el área de estudio (Valle de Acambuco y sus áreas de influencia), esta especie forma

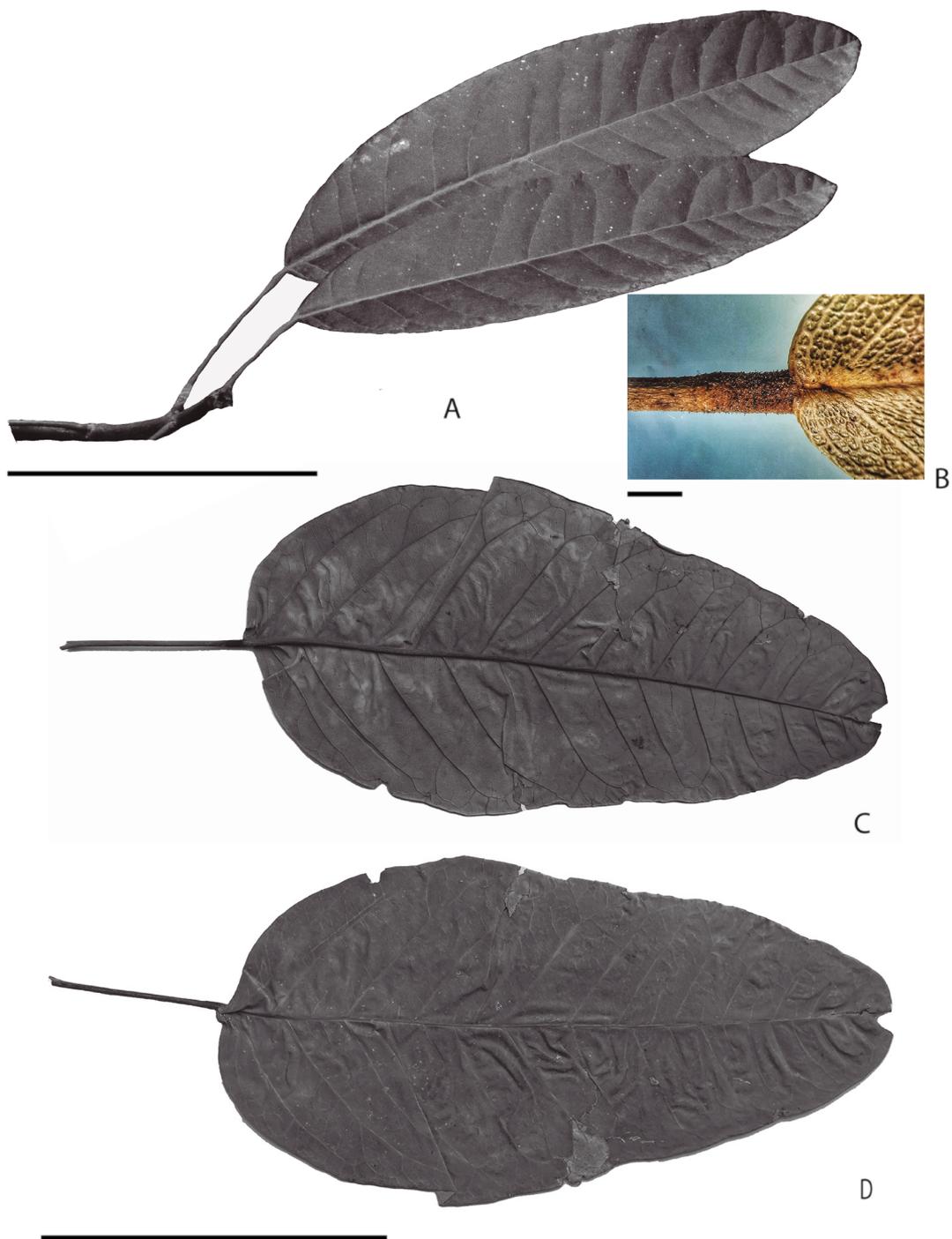


Fig. 2. *Capparidastrum coimbranum*. **A:** Hojas. **B:** Detalle del pulvino. **C:** Envés de la hoja. **D:** Haz de la hoja. Escalas= A, C-D: 15 cm; B: 5 mm. (Villalba et al. 219, JUA).

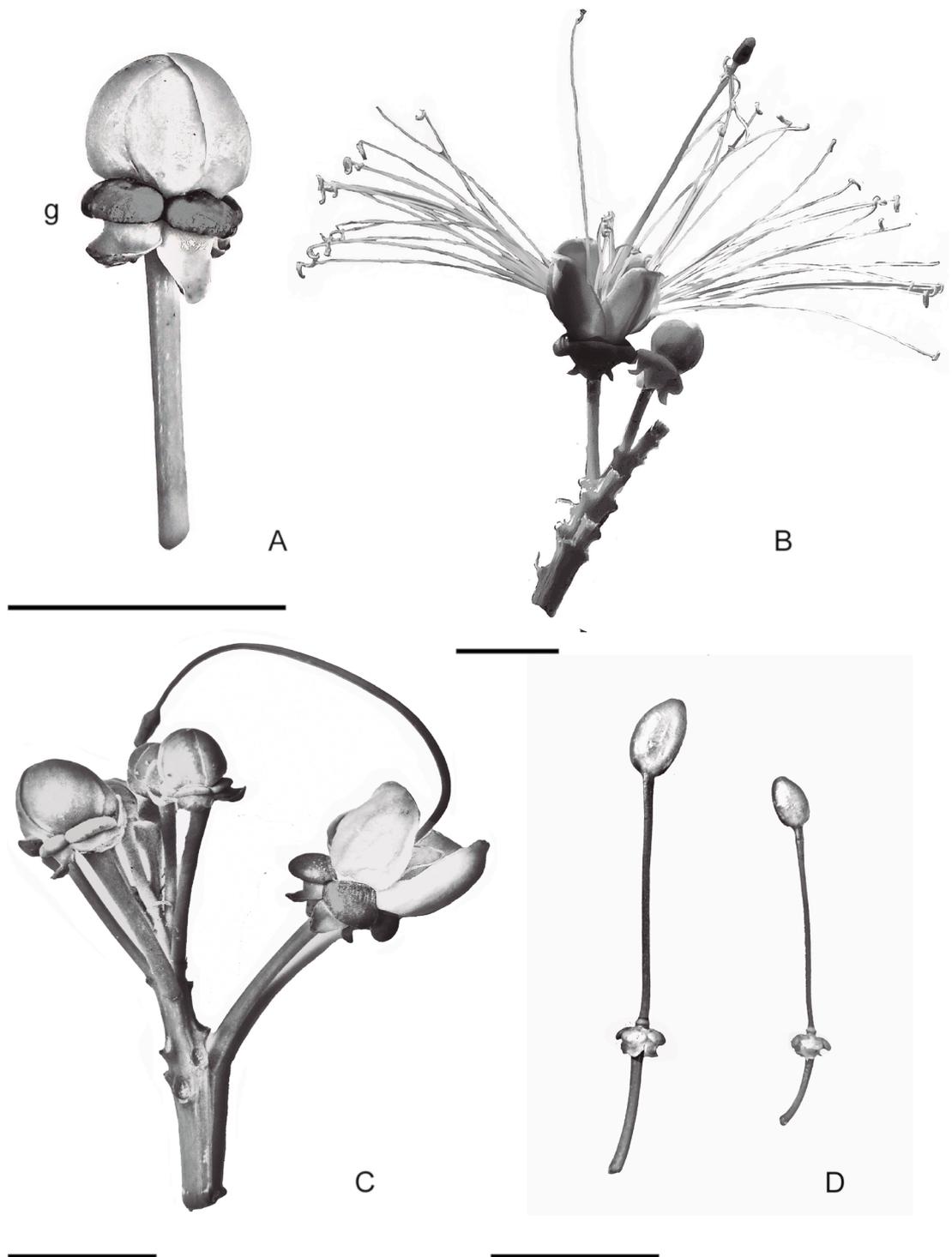


Fig. 3. *Capparidastrum coimbranum*. **A:** Botón floral ampliado con glándula episépala. **B-C:** Flores. **D:** Ginóforos. Abreviatura= g: glándula episépala. Escalas= A-D: 2,5 cm. (Ramos *et al.* 84, JUA).



Fig. 4. *Capparidastrum coimbranum*. **A-C:** Inflorescencias con botones florales, flores abiertas y en post-antesis. **D:** Fruto inmaduro. **E:** Fruto maduro. **F:** Detalles de la semilla. Abreviaturas= e: embrión; p: pericarpio; t: testa carnosa. Escala= F: 5 mm. (Ramos *et al.* 84, JUA).

parte de los saberes tradicionales propios de los pobladores, que la utilizan como forrajera (hojas y frutos) y también para consumo humano (frutos), aunque en menor cantidad. Sus frutos son también muy apetecidos por una gran variedad de aves, entre ellas pavas del monte, tucanes y loros, y por algunos mamíferos como pecaríes y agutíes (Garay, com. pers.).

Los árboles de mayor porte tienden a formar costillas en la base del fuste, conocidas localmente como “garrones”, lo que hace que no sea tomada en cuenta como especie maderable. En Bolivia posee usos similares, es utilizada por diversas comunidades locales que consumen sus frutos frescos y preparan infusiones, se emplea también como forraje y combustible (Vásquez & Coimbra, 2002; Vargas *et al.*, 2003; Carretero, 2005; Comejo & Iltis, 2005; Chiri, 2015; Lino-Villalba *et al.*, 2022).

Nombres vulgares. En el área de estudio se la conoce como “araza”. En Bolivia recibe diferentes nombres: “arasa”, “iraea”, “pacobilla”, “pacobillo”, “paltay”, “platanillo” y “uraná” (Vásquez & Coimbra, 2002; Vargas *et al.*, 2003; Carretero, 2005; Comejo & Iltis, 2005; Chiri, 2015).

Material examinado. ARGENTINA. Prov. Salta: Dpto. General San Martín, Sierras de Alto Macueta, camino a Alto Macueta, Ruta Provincial 46, Quebrada Las Trancas, 22° 8' 23" S, 63° 57' 7" O, 797 m s.n.m., 07-I-2020, Villalba *et al.* 219 (JUA); Sierras de Alto Macueta, camino al río Itaú, 22° 9' S, 63° 57' O, 797-839 m s.n.m., 17-IX-2020, Ramos *et al.* 84 (JUA).

Caracterización florística, ecológica y bioclimática del bosque de Capparidastrum coimbranum (Fig. 5). Mesobosque cerrado con densa cobertura (mayor al 75%), dosel medio de 10-12 m de altura y emergentes hasta de 20 m. Ocupa una superficie aproximada de 5,2 ha y se distribuye de manera discontinua sobre las laderas de las Sierras de Alto Macueta expuestas predominantemente hacia el oeste (entre 734-799 m s.n.m.) y colindantes con la cuenca del río Itaú (límite internacional con Bolivia), con pendientes moderadas (20-40%) y suelos oscuros con abundante materia orgánica (Phaeozems lúvicos). El bosque se desarrolla en el bioclima Tropical Pluviestacional, bajo dos termotipos: Termotropical Superior y Mesotropical

Inferior (T = 19,9-20,2 °C; It = 482-493), y un solo ombrotipo: Subhúmedo Superior (P = 1212-1239 mm; Io = 5,1-5,2) (Villalba *et al.*, 2024). Desde el punto de vista fitogeográfico, este bosque pertenece a la vegetación subtropical tucumano-boliviana de la Provincia Fitogeográfica de las Yungas (Dominio Amazónico) (Cabrera, 1994) o Provincia Biogeográfica Boliviano-Tucumana (Región Sur Andina Tropical) (Rivas-Martínez *et al.*, 2011a).

Esta comunidad boscosa presenta dos estratos arbóreos (superior: 10-20 m de altura; inferior: 4-9 m de altura). Se registraron en total 22 especies arbóreas. La especie dominante es *C. coimbranum*, que por su abundancia y cobertura conforma un bosque casi puro (“arazal”) y umbrófilo, debido al denso follaje y posición de las copas que disminuyen la entrada de luz directa en el sotobosque. Los estratos arbustivo y herbáceo son ralos. Las principales especies arbóreas acompañantes son esciófilas indicadoras de ambientes húmedos de la Selva Pedemontana y Selva Montana, como *Ocotea porphyria* (Griseb.) van der Werff, *Eugenia uniflora* L., *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. y *Ureca caracasana* (Jacq.) Gaudich. ex Griseb. Dentro del cortejo florístico también se encuentran *Calycophyllum multiflorum* Griseb., *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk., *Cupania vernalis* Cambess., *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg., *Myrcianthes pungens* (O. Berg) D. Legrand, *Myroxylon peruiferum* L. f., *Pogonopus tubulosus* (A. Rich. ex DC.) K. Schum., *Coccoloba tiliacea* Lindau, *Annona emarginata* (Schltdl.) H. Rainer y *Aralia soratensis* Marchal. Con menor abundancia acompañan *Gleditsia amorphoides* (Griseb.) Taub., *Trichilia clausenii* C. DC., *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan var. *cebil* (Griseb.) Altschul, *Ureca baccifera* (L.) Gaudich., *Pisonia zapallo* Griseb. y *Lonchocarpus lilloi* (Hassl.) Burkart. En el inventario realizado (de 0,1 ha) se contabilizaron 112 individuos de *C. coimbranum*, este valor de abundancia es superior al registrado en 4 parcelas (de 0,1 ha cada una) realizadas en los bosques submontanos tucumano-bolivianos próximos a la frontera con Argentina (Tarija, Bolivia) y ubicados al oeste de las Sierras de Alto Macueta, en los que se contabilizaron 32 individuos (Gallegos *et al.*, 2019).

Desde el punto de vista ecológico, y por sus características bioclimáticas, se trata de un bosque

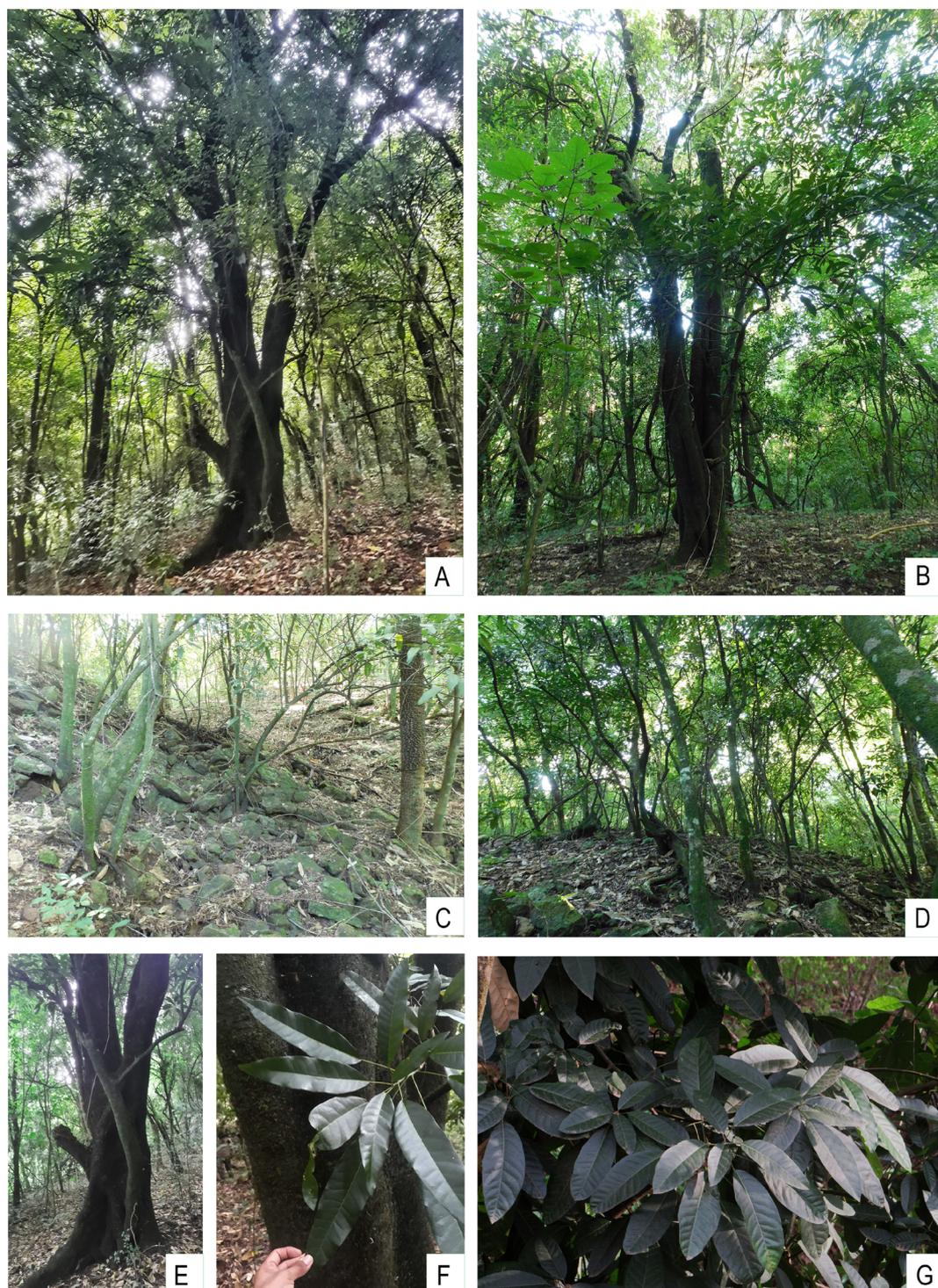


Fig. 5. Aspecto general del Bosque de *Cappariadastrum coimbranum* relevado en las Sierras de Alto Macueta (departamento General San Martín, provincia de Salta, Argentina): **A-B:** Vista del dosel del bosque. **C-D:** Sotobosque sobre suelo con afloramiento rocoso. **E:** Aspecto del tronco y corteza. **F-G:** aspecto de las hojas.

mesofítico y perennifolio estacional. De acuerdo con la tipología bioclimática de las Sierras de Alto Macueta propuesta por Villalba *et al.* (2024), la cual está basada en la “Clasificación Bioclimática de la Tierra” (Rivas-Martínez, 2008; Rivas-Martínez *et al.*, 2011b), el bosque de *C. coimbranum* estudiado tiene su óptimo de distribución dentro del intervalo altitudinal de 700-800 m s.n.m., donde ocupa la Selva Pedemontana Termotropical (entre 734-763 m s.n.m.) y la Selva Pedemontana Mesotropical (entre 764-799 m s.n.m.), en ambos casos bajo ombrotipo Subhúmedo Superior. No obstante, en estas sierras existen ejemplares aislados que descienden a 638 m s.n.m. (T = 20,6 °C; P = 1308 mm; It = 509; Io = 5,3) y ascienden hasta 967 m s.n.m. (T = 19,1 °C; P = 1224 mm; It = 454; Io = 5,3); mientras que en las Sierras del Alto Río Seco, ubicadas al sur, algunos individuos aislados remontan las quebradas húmedas y alcanzan mayores altitudes (hasta 995 m s.n.m.), habitando en parches más templados de la Selva Montana Mesotropical, con termotipo Mesotropical Inferior (It = 447) debido a que las temperaturas medias anuales descienden ligeramente a esas altitudes (T = 18,7 °C), pero bajo el mismo ombrotipo Subhúmedo Superior que en las Sierras de Alto Macueta.

Capparidastrum coimbranum es una de las pocas Capparaceae neotropicales que habita en bosques subtropicales andinos más húmedos (Cornejo & Iltis, 2005, 2012; Mercado-Gómez & Escalante, 2018). Los registros disponibles en la bibliografía y los resultados obtenidos en el presente estudio, muestran que la presencia de esta especie tanto en Argentina como en Bolivia (entre 19°-22° S), se circunscribe principalmente a los pisos inferiores de vegetación tucumano-boliviana con precipitación media anual igual o superior a 1000 mm: en las Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco, *C. coimbranum* habita entre 638-995 m s.n.m. entre las isohietas de 1200-1300 mm anuales. De manera similar, en los bosques submontanos vecinos de la alta cuenca del río Bermejo (Tarija, Bolivia), esta especie ha sido registrada en piedemontes y laderas bajas (650-820 m s.n.m.) entre las isohietas de 1000-1300 mm anuales (Gallegos *et al.*, 2019). A menor latitud (19° S) en la Serranía de Ñaño (Chuquisaca, Bolivia) se distribuye en laderas bajas orientadas al oeste y dentro de la isohieta de 1000 mm anuales (Serrano-Pacheco, 2003). Sin embargo, en el Cerrado y Pantanal boliviano

(departamento Santa Cruz), donde *C. coimbranum* tiene su óptimo ecológico, exhibe un intervalo de distribución altitudinal más amplio (entre 350-1500 m s.n.m.) con precipitaciones menores (800-1000 mm anuales) (Vásquez & Coimbra, 2002; Cornejo & Iltis, 2005).

Desde el punto de vista biogeográfico y según Mercado-Gómez & Escalante (2018), *C. coimbranum* integra un área de endemismo de Capparaceae neotropicales que se localiza principalmente en Bolivia e incluye también el norte de Argentina, sur de Perú y Brasil; dichos autores fijan el límite sur del área de endemismo a 21° 55' S en la Provincia de las Yungas. En este sentido, y de acuerdo con los registros más australes hallados en los bosques de la alta cuenca del río Bermejo (a 22° 32' 48" S en Tarija, Bolivia) y en este estudio (a 22° 20' 37" S en las Sierras del Alto Río Seco, Salta, Argentina), el límite latitudinal del área de endemismo propuesta por Mercado-Gómez & Escalante (2018) se amplía hacia el sur, siempre dentro de la Provincia de las Yungas.

CONCLUSIONES

Los bosques subtropicales o Yungas del noroeste de Argentina y sur de Bolivia comparten factores geofísicos semejantes, principalmente orográficos y climáticos, esto posibilita que algunas especies arbóreas que tienen su centro de origen y dispersión en dichos bosques bolivianos, aparezcan en el extremo norte de Salta, lo que explicaría la presencia de *C. coimbranum* en las Sierras de Alto Macueta y del Alto Río Seco. Su hallazgo tiene relevancia en términos florísticos, ya que se trata de una especie poco conocida en Argentina que se ha incorporado hace poco tiempo al cortejo de árboles de las Yungas argentinas, contribuyendo de este modo a la diversidad de su flora arbórea. Su registro es valioso en términos biogeográficos, ya que se amplía el área de distribución de esta especie hacia el sur, por fuera del territorio boliviano. De igual manera, se extiende latitudinalmente el área de endemismo que esta especie preside junto a otras Capparaceae neotropicales.

En las Sierras de Alto Macueta, *C. coimbranum* se distribuye dentro de un solo ombrotipo y dos termotipos, bajo estas condiciones bioclimáticas la especie se presenta con altos valores de abundancia

y cobertura y se comporta como dominante, constituyendo una comunidad boscosa subtropical cuyo óptimo de distribución se establece entre 734-799 m s.n.m. Fuera de este intervalo altitudinal, se distribuye en forma aislada a mayor y menor altitud, manteniéndose siempre dentro del ombrotipo Subhúmedo Superior. Dentro del área de estudio, la especie no ha sido registrada en ambientes más secos con ombrotipo Subhúmedo Inferior.

Se trata del primer bosque con dominancia de una Capparaceae neotropical registrada en las Yungas argentinas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores han realizado conjuntamente la colecta de datos, su interpretación y redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo económico y los recursos brindados para llevar a cabo este estudio a las siguientes instituciones: Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Jujuy, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina (CONICET), Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de Salta y especialmente al cuerpo de Guardaparques de la Reserva de Flora y Fauna Acambuco: Diomedes Beltrán Garay, Fidel Bidoldo Ortiz, Adalberto Izarrualde y Marcelo Cuevas Amorelli, cuyo conocimiento y trabajo profesional fueron de suma importancia durante las campañas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

CABRERA, A. L. 1994. Regiones fitogeográficas de la República Argentina. Enciclopedia de Agricultura, Jardinería y Fruticultura. Ed. Acme, Buenos Aires.

CARRETERO, A. L. 2005. *Useful Plants and Traditional knowledge in the Tucumano-Boliviano Forest*. M. Sc. Thesis. Institute of Biological Science, University of Aarhus, Dinamarca.

CAYOLA, L., A. FUENTES & P. M. JØRGENSEN. 2005. Estructura y composición florística de un

bosque seco subandino yungueño en el valle del Tuichi, Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz (Bolivia). *Ecol. Bolív.* 40: 396-417.

CHIRI, W. F. 2015. Plantas comestibles nativas y naturalizadas del Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Serranía del Ñao Chuquisaca Bolivia. *Agro-Ecológica* 2:170-179.

CHOQUE-AJATA, D. 2007. *Composición florística y uso tradicional de especies en el bosque seco del PN y AMNI Madidi, Apolo, provincia Franz Tamayo*. Tesis de Grado. Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia.

CORNEJO, X. 2018. Notes on the nomenclature of neotropical Capparaceae: an answer to global flora. *Harvard Papers in Botany* 23: 179-185. <https://doi.org/10.3100/hpib.v23iss2.2018.n3>

CORNEJO, X. & H. H. ILLIS. 2005. Studies in the Capparaceae XXIII: *Capparis coimbrana*, a new species from Bolivia. *Brittonia* 57: 155-161.

CORNEJO, X. & H. H. ILLIS. 2008. The reinstatement of *Capparidastrium* (Capparaceae). *Harvard Pap. Bot.* 13: 229-236.

CORNEJO, X. & H. H. ILLIS. 2012. Capparaceae. En: CARVAJAL S. & L. M. GONZALLES-VILLAREAL (eds.), *La flora de Jalisco y áreas colindantes*, fasc. 25, pp. 1-67. Universidad de Guadalajara, Guadalajara.

FERNÁNDEZ-CHOQUE, A. T. 2008. *Estructura de composición florística del bosque seco deciduo subandino en el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Madidi, La Paz, Bolivia*. Tesis de Grado. Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia.

GALLEGOS, S. C., F. S. ZENTENO-RUIZ, S. G. BECK & R. P. LÓPEZ. 2019. Diversidad arbórea del bosque tucumano-boliviano en la alta cuenca del río Bermejo (Tarija, Bolivia). *Ecol. Bolív.* 54: 18-39.

GRAU, A., L. R. MALIZIA & A. D. BROWN. 2016. *Arboretum Calilegua. Árboles nativos y exóticos del noroeste argentino*. Ed. Del Subtrópico, Yerba Buena.

ILLIS, H. H. 2005. Studies in the Capparaceae XXIV: Edward Palmer in Corumbá, Brazil, and the first collection of *Capparis coimbrana*. *Brittonia* 57: 162-166.

LIMA, M. S. D. & G. A. DAMASCENO-JUNIOR. 2020. Phenology and dispersal syndromes of woody species in deciduous forest fragments of the Pantanal in Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Acta Bot. Bras.* 34: 312-326. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0353>

- LINARES-PALOMINO, R., V. CARDONA, D. SOTO, S. K. HERZOG & M. KESSLER. 2008. Tree community patterns along a deciduous to evergreen forest gradient in central Bolivia. *Ecol. Boliv.* 43: 79-98.
- LINO-VILLALBA, O. A., M. TOLEDO, M. T. MARTÍNEZ-UGARTECHE, L. ARROYO-HERBAS, ... & D. VILLARROEL. 2022. Plantas nativas con valor socioeconómico de la nación Monkoxi de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. *Ecol. Boliv.* 57: 57-82.
- LOZA, I., M. MORAES & P. M. JØRGENSEN. 2010. Variation of diversity and floristic composition in relation to elevation in a Bolivian montane forest (PNANMI Madidi). *Ecol. Boliv.* 45: 87-100.
- MERCADO-GÓMEZ, J. D. & T. ESCALANTE. 2018. Areas of endemism of the Neotropical species of Capparaceae. *Biol. J. Linn. Soc.* 126: 507-520. <https://doi.org/10.1093/biolinnea/bly186>
- MOSQUEIRA-MENESES, E. 2015. *Evaluación de la dinámica de un bosque semideciduo de la región Madidi*. Tesis Doctoral. Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia.
- PALOMEQUE DE LA CRUZ, S. 2012. Biodiversidad y estado de conservación Reserva Nacional de Flora y Fauna Tariquí y zonas de amortiguamiento. Editorial GTZ, MAPZA, La Paz.
- PANFIGLIO, T., X. CORNEJO & M. A. FARINACCIO. 2018. Check-list de Capparaceae do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Bot.* 73 (supl.): 174-177. <http://dx.doi.org/10.21826/2446-8231201873s174>
- PAREDES-SALINAS, S. R. 2008. *Composición, Estructura y Biomasa del Bosque Semideciduo Andino del Valle Del Río San Juan, Parque Nacional Madidi*. Tesis de Grado. Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia.
- PAZ-ROCA, M. A. & B. MOSTACEDO. 2020. Biomasa aérea de árboles en bosques secos de la Ecorregión Chiquitana en Alta Vista, Santa Cruz, Bolivia. *Kempffiana* 16: 1-15.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 2008. Global Bioclimatics ("Clasificación Bioclimática de la Tierra"). Disponible en: <http://www.globalbioclimatics.org>.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., G. NAVARRO, A. PENAS & M. COSTA. 2011a. Biogeographic map of South America. A preliminary survey. *Int. J. Geobot. Res.* 1: 21-40.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., S. RIVAS-SÁENZ & A. PENAS-MERINO. 2011b. Worldwide bioclimatic classification system. *Glob. Geobot.* 1: 1-638.
- SERRANO-PACHECO, M. 2003. *Estructura y composición de bosques montañosos subtropicales y sus implicaciones para la conservación y el manejo de los bosques forestales en la serranía del Ñiño, Bolivia*. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Costa Rica, Turrialba.
- SOARES-NETO, R. L. & J. Luber. 2020. Capparaceae in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponible en: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB129498> [Acceso: 28 abril 2025].
- THIERS, B. 2025. (actualizado continuamente). Index Herbariorum. Disponible en: <http://sweetgum.nybg.org/science/ih>. [Acceso: 26 marzo 2025].
- TORREZ-FLORES, V. W. 2008. *Estructura y patrones de diversidad vegetal leñosa en relación a topografía y variables edáficas-Sector de bosque seco semideciduo subandino (Río San Juan, Parque Nacional Madidi, Bolivia)*. Tesis Doctoral. Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia.
- VÁSQUEZ, R. & G. COIMBRA. 2002. *Frutas Silvestres Comestibles de Santa Cruz*. Fondo Editorial, Gobierno Municipal, Santa Cruz de la Sierra.
- VARGAS, C., G. ISRAEL & C. G. JORDÁN. 2003. *Principales Plantas Útiles del Bajo Paraguá, Santa Cruz-Bolivia. Guía de Campo*. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra.
- VILLALBA, M. S., G. S. ENTROCASSI & E. MARTÍNEZ-CARRETERO. 2021. Composition, structure and diversity of the arboreal vegetation of the Subtropical Mountain Forests or Yungas at the northern extreme of Argentina (Sierras de Tartagal, Alto Macueta and del Alto Río Seco, Province of Salta). *Int. J. Geobot. Res.* 10: 45-74. <http://dx.doi.org/10.5616/ijgr211004>
- VILLALBA, M. S., G. S. ENTROCASSI & E. MARTÍNEZ-CARRETERO. 2024. Bioclimatic characterisation of the Subtropical Mountain Forests or Yungas at the northern extreme of Argentina: Sierras de Tartagal, Alto Macueta and del Alto Río Seco (Salta Province). *Mediterr. Bot.* 45: e87801. <http://dx.doi.org/10.5209/mbot.87801>
- VILLARROEL, D., G. M. ARAMAYO, M. T. MARTÍNEZ, C. E. PROENÇA, ... & M. H. NEE. 2017. Historia natural del Cerro Mutún: VI. Checklist, estatus de conservación y nuevos registros para Bolivia. *Kempffiana* 3: 29-74.
- ZULOAGA, F. O., M. J. BELGRANO & A. M. ANTON (eds.). 2023. *Flora Argentina: Flora Vascular de la República Argentina*. Disponible en: <http://www.floraargentina.edu.ar/> [Acceso: 1 abril 2025].



UN NUEVO PASTO EXÓTICO INVASOR EN ARGENTINA: *ENNEAPOGON CENCHROIDES* (POACEAE)

A NEW INVASIVE EXOTIC GRASS IN ARGENTINA: *ENNEAPOGON CENCHROIDES* (POACEAE)

Lucas M. Carbone^{1,2*}  & Guillermo Jewsbury²

SUMMARY

1. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Universidad Nacional de Córdoba, CONICET. Córdoba, Argentina
2. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

*lcarbone@agro.unc.edu.ar

Citar este artículo

CARBONE, L. M. & G. JEWSBURY. 2025. Un nuevo pasto exótico invasor en Argentina: *Enneapogon cenchroides* (Poaceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 60: 161-170.

 DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v60.n2.48362>

Background and aims: Biological invasions are one of the leading causes of biodiversity loss and ecosystem degradation. However, the number of exotic and invasive species continues to increase globally, and Argentina is no exception. In this study, the presence of *Enneapogon cenchroides*, an Afro-Asian grass, is documented for the first time in Argentina. Information is provided on its taxonomy, morphology, distribution, invasion status, and ecological and agronomic aspects.

M&M: Vegetation surveys were conducted, herbarium specimens were studied, and information from iNaturalist was gathered.

Results: Fifteen records of *E. cenchroides* were found as a floristic novelty for Argentina, in the provinces of Córdoba and San Luis, spanning 300 km over the past 10 years. Spontaneous populations were recorded in Chaco environments, including grasslands, silvopastoral systems, and disturbed areas, with most exhibiting a high abundance of reproductive individuals.

Conclusions: *Enneapogon cenchroides* is beginning to expand as an invasive species in central Argentina. Its recent accidental introduction, spanning a wide range of habitats, is likely to continue spreading. This study highlights the need to assess the effects of invasive herbaceous species on vegetation dynamics, fire ecology, and the productivity of ecosystems.

KEY WORDS

Biological invasions, Chloridoideae, forages, grasses, invasive plants.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas. Sin embargo, el número de especies exóticas e invasoras sigue en aumento a escala global, y Argentina no es la excepción. En este trabajo, se documenta por primera vez en Argentina a *Enneapogon cenchroides*, un pasto afroasiático. Se aporta información sobre su taxonomía, morfología, distribución, estado de invasión, aspectos ecológicos y agronómicos.

M&M: Se realizaron censos de vegetación, se estudiaron ejemplares de herbario y se recopiló información de iNaturalist.

Resultados: Se encontraron 15 registros de *E. cenchroides* como novedad florística para Argentina, en las provincias de Córdoba y San Luis, a lo largo de 300 km durante los últimos 10 años. Las poblaciones espontáneas fueron halladas en ambientes chaqueños de pastizales, silvopasturas y áreas disturbadas. La mayoría presentaron una alta abundancia de individuos reproductivos.

Conclusiones: *Enneapogon cenchroides* está iniciando su expansión como invasora en el centro de Argentina. Su reciente introducción accidental, que abarca una amplia variedad de ambientes, probablemente continúe expandiéndose. Este estudio destaca la necesidad de evaluar los efectos de las especies invasoras herbáceas sobre la dinámica de la vegetación, la ecología del fuego y la productividad de los ecosistemas.

PALABRAS CLAVE

Chloridoideae, forrajeras, gramíneas, invasiones biológicas, plantas invasoras.

Recibido: 13 Mar 2025
Aceptado: 24 Abr 2025
Publicado en línea: 30 Jun 2025
Publicado impreso: 30 Jun 2025
Editor: Franco E. Chiarini 

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

INTRODUCCIÓN

Enneapogon Desv. ex P. Beauv. es un género de gramíneas ubicado en la tribu *Eragrostideae*, dentro de la subfamilia *Chloridoideae* (Soreng *et al.*, 2017). Actualmente incluye unas 26 especies xerofíticas C4 de ambientes tropicales y subtropicales cálidos de todo el mundo (POWO, 2025). La mayor diversidad de especies se encuentra en ecosistemas cálidos de África. Las especies de este género se caracterizan por presentar lemmas con nueve nervios que se prolongan en nueve aristas ciliadas, lo que da nombre al género (del griego *ennea*, nueve, y *pogon*, barba). En ecosistemas secos, estos pastos son un importante recurso forrajero para los herbívoros naturales y para el ganado, ya que sus poblaciones naturales aportan una buena cantidad y calidad de biomasa (Watson *et al.*, 1992). Sin embargo, algunas especies se han naturalizado fuera de su área de distribución nativa, con poblaciones que se expanden muy rápidamente y representan un serio problema de invasión (*e.g.*, Watson *et al.*, 1992; Felger *et al.*, 2014).

En el continente americano habita una sola especie nativa, *Enneapogon desvauxii* P. Beauv., que se distribuye ampliamente en Estados Unidos y México, y desde Perú hasta los ambientes chaqueños y del monte del centro-oeste de Argentina (Parodi, 1947; Pensiero, 2012), además de estar presente en el viejo mundo (Chen & Phillips, 2006). Recientemente, se ha documentado la presencia de nuevas especies exóticas de Poaceae para la flora argentina (*e.g.*, Carbone *et al.* 2022; Chiapella & Carbone, 2025). Algunas de estas especies exóticas están empezando a expandirse como invasoras, ya que se reproducen y dispersan activamente en múltiples sitios, alcanzan una alta abundancia y desplazan a la vegetación nativa (Blackburn *et al.*, 2011). En base a recientes muestreos de vegetación en el centro de Argentina, y al análisis de colecciones de herbario y de la información disponible en plataformas de ciencia ciudadana, hemos registrado nuevos ejemplares de *Enneapogon* en ecosistemas chaqueños que no concuerdan con las características diagnósticas de la única especie nativa para la región. Los mismos corresponden a *E. cenchroides*, un pasto originario de África y Asia.

Este trabajo tiene por objetivo documentar por primera vez en Argentina la presencia de

E. cenchroides como especie exótica, aportar información taxonómica, morfológica, de su distribución, y discutir el estado de invasión de sus poblaciones y aspectos ecológicos y agronómicos. Este tipo de estudio es primordial para planificar estrategias de conservación de la vegetación nativa, monitorear a las especies exóticas y manejar los recursos forrajeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos de vegetación y colectas en diferentes localidades del noroeste de la provincia de Córdoba (ver Marquez *et al.*, 2022) y en ambientes chaqueños de las provincias limítrofes de Catamarca, San Luis y Santiago del Estero. Para abarcar una mayor cobertura geográfica y temporal, la información de las colectas fue complementada con la revisión de las colecciones depositadas en los siguientes herbarios: Facultad de Ciencias Agropecuarias (ACOR) y Museo Botánico (CORD) de la Universidad Nacional de Córdoba, Instituto de Botánica del Nordeste (CTES), Universidad Nacional de Tucumán-Instituto Miguel Lillo (LIL), Universidad Nacional de Salta (MCNS), Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (SDE) y Universidad Nacional de Catamarca (UNCAT). Asimismo, se consultaron los registros de ejemplares de herbario disponibles en Documenta Florae Australis© (DFA, <http://www.darwin.edu.ar/iris/>).

Para complementar los registros de herbario con información más reciente y ampliar la cobertura geográfica, se realizó la búsqueda y revisión en la plataforma de ciencia ciudadana iNaturalist (<https://www.inaturalist.org>). Para esto se revisaron las fotografías de las observaciones de las especies de *Enneapogon* en Argentina, cubriendo registros con grado de investigación de observadores independientes hasta el 28 de abril de 2025. También se revisaron las observaciones de Poaceae sin identificación del género para detectar posibles registros no determinados.

Para el tratamiento taxonómico, se estudiaron morfológicamente los ejemplares de herbario con microscopio estereoscópico (Carl Zeiss Stemi DV4). La identificación de los especímenes se realizó con los siguientes tratamientos taxonómicos del género *Enneapogon*: Renvoize (1968), Reeder

(2021), Cope (2025). También se consultaron los ejemplares tipo y bases de datos *on line* (Clayton *et al.*, 2006; Oliveira & Valls, 2025). La descripción y las fotografías fueron realizadas teniendo en cuenta los caracteres diagnósticos mencionados en la bibliografía consultada y con base en la observación de los ejemplares de herbario estudiados. Basándose en la bibliografía previa (Pensiero, 2012, 2025) y datos de este estudio se construyó una clave para determinar las especies de *Enneapogon* de la Argentina.

Por último, para determinar el estado preliminar de las poblaciones, se recopiló información cualitativa clave según el modelo conceptual de invasiones biológicas propuesto por Blackburn *et al.* (2011). Para esto, se tuvo en cuenta aspectos generales como la cantidad de localidades en donde se encontró a la especie, su cobertura geográfica (rango latitudinal y altitudinal), y la abundancia de los individuos. A cada registro se le asignó, cuando fue posible, una categoría de abundancia (baja, media o alta) en base a información específicamente obtenida en los censos de vegetación, observaciones consignadas en las etiquetas de herbario o el nivel de cobertura observada en las imágenes de iNaturalist.

RESULTADOS

Nuevo registro para la flora exótica argentina

Se encontraron 15 registros de *Enneapogon cenchroides* como novedad florística para el país en el centro de Argentina. De estos, 14 fueron hallados en cinco departamentos del noroeste de la provincia de Córdoba y solo uno en la provincia de San Luis. Los mismos se ubicaron a lo largo de un rango latitudinal de aproximadamente 300 km (Fig. 1A; Tabla S1) y un rango altitudinal de 600 m (170-760 m s.n.m.) dentro del Chaco Árido, Semiárido y Serrano. Los registros correspondieron a 12 ejemplares de herbario, depositados en ACOR y CORD, de los cuales dos fueron obtenidos en censos de vegetación, y tres observaciones en iNaturalist con grado de investigación (Fig. 1A; Tabla S1). El resto de los herbarios consultados, CTES, LIL, MCNS, SDE y UNCAT, no tuvieron representación de la especie estudiada entre sus colecciones. El primer registro fue un ejemplar de herbario colectado en el año 2015 en campos ganaderos del

departamento Sobremonte. Todos los ejemplares fueron hallados en poblaciones espontáneas en ambientes naturales chaqueños, sin encontrar registros de plantas cultivadas o de áreas urbanas. De acuerdo con la categorización de la abundancia, dos registros fueron obtenidos de poblaciones con baja abundancia en bosques secundarios con manejo ganadero, pero la mayoría fueron hallados en poblaciones con abundancia alta en ambientes abiertos como pastizales, silvopasturas, áreas disturbadas y bordes de caminos (Fig. 1B-C, Tabla S1). Todos los individuos fueron hallados en estado reproductivo.

Tratamiento taxonómico

Enneapogon cenchroides (Licht. ex Roem. & Schult.) C.E. Hubb. *Bull. Misc. Inform. Kew* 1934: 119. Fig. 2.

Pappophorum cenchroides Licht. ex Roem. & Schult., *Syst. Veg.* 2: 616. 1817. TIPO: Sud África, 22 Dic. 1806, *Lichtenstein* (*holotipo*: B 10 0167929 !).

Enneapogon abyssinicus (Hochst.) Rendle., *Cat. Afr. Pl.* 2(1): 229. 1899.

Enneapogon mollis Lehm., *Nov. Stirp. Pug.* 3: 40. 1831.

Pappophorum abyssinicum Hochst., *Flora* 38: 202. 1855.

Pappophorum molle (Lehm.) Kunth., *Enum. Pl. [Kunth]* 1: 255. 1833.

Pappophorum robustum Hook. f., *Fl. Brit. India* 7(22): 302. 1897.

Pappophorum senegalense Steud., *Syn. Pl. Glumac.* 1: 199. 1855.

Plantas cespitosas, anuales (o cortamente perennes), de 50-100 cm de altura; cañas geniculadas, ca. 2 mm lat., nudos densamente pubescentes, con pelos simples, entrenudos de hasta 15 cm long., acanalados, pubescentes; vainas pubescentes, pelos simples y glandulosos, aquilladas, longitudinalmente estriadas, las basales contienen dos brácteas que no desarrollan flores cleistógamas; ligulas pilosas, de 0,7-1 mm long.; láminas planas a involutas, con pelos simples y glandulosos, de 12-20 cm long. y 0,3-0,5 cm lat. Inflorescencia panoja densa a sublaxa, de 4-14 cm long y 1-3 cm lat., con ramas basales abiertas de hasta 3,5 cm long.; raquis hirsuto, pedicelos de

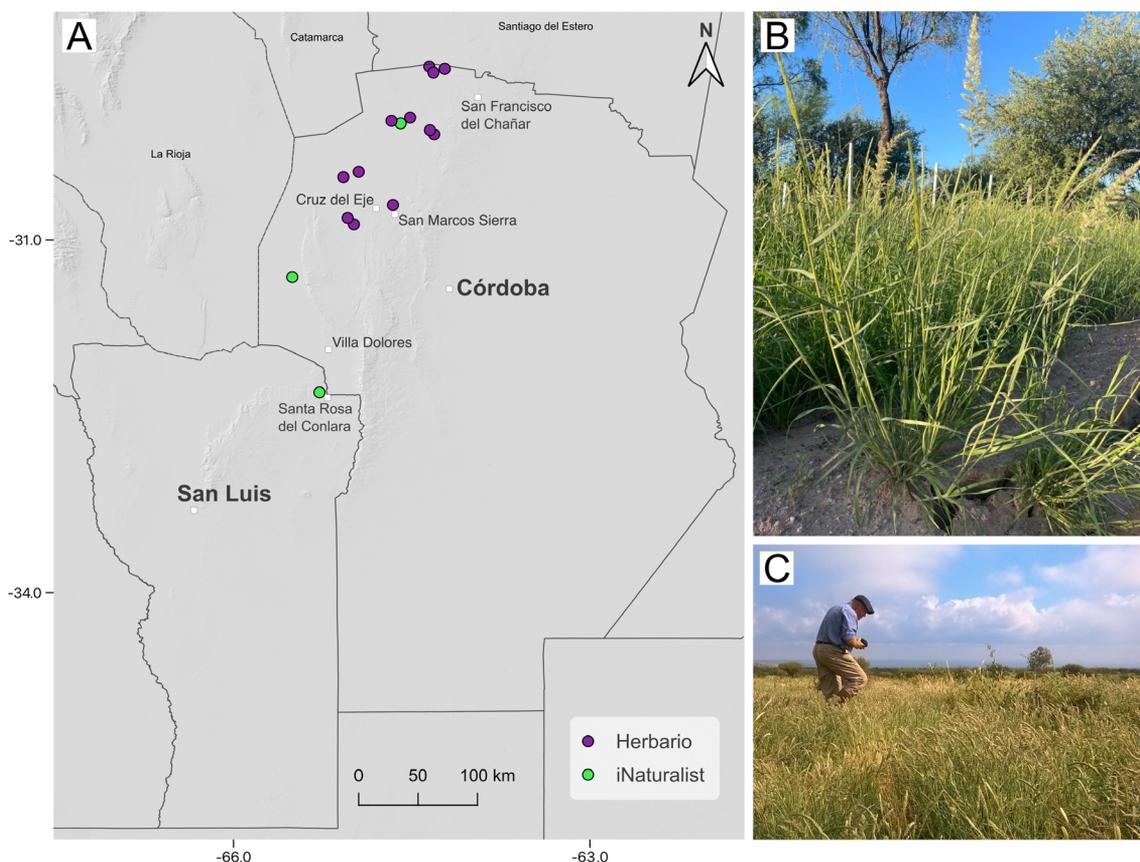


Fig. 1. *Enneapogon cenchroides* en el centro de Argentina. **A:** Distribución de los registros en Córdoba y San Luis, indicando con diferentes colores los provenientes de ejemplares de herbario o de iNaturalist. **B-C:** Individuo y pastizal de *Enneapogon cenchroides* en campos ganaderos del departamento Sobremonte, provincia de Córdoba. Crédito de las fotos= B: Ignacio Javier Olocco; C: Guillermo Jewsbury. Ver Tabla S1 para información completa de los registros.

hasta 1 mm long. Espiguillas 3-floras, de 3-4 mm long. y 1-1,5 mm lat., el primer antecio perfecto, el segundo estaminado, y el tercero neutro y rudimentario de 0,5 mm long., articulación de la raquilla por encima de la glumas; glumas membranáceas, 5-7-nervadas, la inferior de 2,8-3,2 mm long., la superior 4-4,2 mm long., ambas de ápice agudo y verde-grisáceo; lemma del antecio basal papirácea, dorso del cuerpo redondeado densamente piloso en los dos tercios basales, ápice escabroso, de 1-1,2 mm long., con 9 nervios prolongados en 9 aristas de 1,8-2 mm long., ciliadas en el tercio inferior y escabrosas hacia el ápice; pálea bicarinada, hialina, de 1,9-2,2 mm long., ciliada en las quillas; anteras de

1-1,2 mm long; cariopsis ovada, algo comprimida dorsiventralmente, no surcada, de 1,1-1,3 mm de largo, mácula embrional $\frac{1}{3}$ del largo del fruto, hilo oval-punctiforme.

Distribución y hábitat. Nativa de África y el Suroeste Asiático. Se ha naturalizado en España (Gómez-Bellver *et al.*, 2016), Estados Unidos, Brasil, y en la Isla Ascensión, donde ha tenido gran expansión (Renvoize, 1968; GBIF, 2025). Se cita por primera vez su presencia en Argentina, en las provincias de Córdoba y San Luis (Fig. 1A), hallada con alta abundancia en ambientes chaqueños áridos y semiáridos de bosques secundarios, pastizales, áreas con implantación

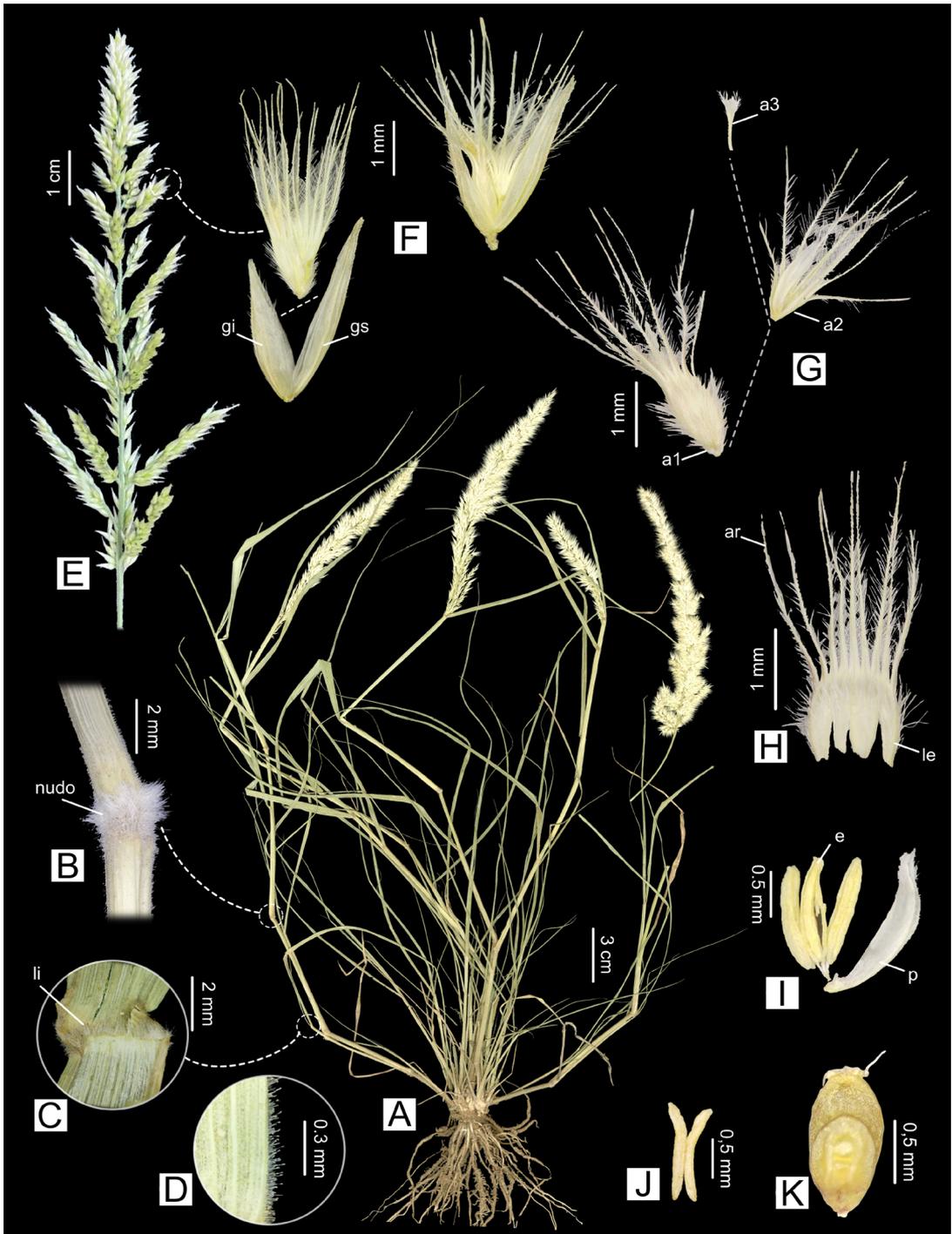


Fig. 2. *Enneapogon cenchroides* (Licht. ex Roem. & Schult.) C.E. Hubb. **A:** Planta. **B:** Nudo. **C:** Región lígular. li: lígula. **D:** Tricomos glandulares del tallo. **E:** Inflorescencia general. **F:** Espiguilla, mostrando la articulación de la raquilla. gi: gluma inferior, gs: gluma superior. **G:** Antecios. a1: primer antecio, a2: segundo antecio, a3: tercer antecio. **H:** Lemma (le) del antecio basal. **I:** Pálea (pa) y estambres (e) del segundo antecio. **J:** Estambre. **K:** Cariopsis, vista escutelar.

de silvopasturas de pastos exóticos megatérmicos como Buffel grass (*Cenchrus ciliaris* L.), Gaton panic (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) o grama Rhodes (*Chloris gayana* Kunth), bordes de caminos y áreas disturbadas.

Estado preliminar de invasión. Las poblaciones analizadas en bosques chaqueños con manejo campesino presentaron baja abundancia, pero los ambientes abiertos de pastizales y silvopasturas presentaron individuos en poblaciones con abundancia alta en estado reproductivo. Esto, sumado a la amplia cobertura latitudinal y altitudinal de los registros encontrados, indica que las poblaciones se encuentran iniciando su estado de propagación bajo la categoría de Invasoras (D1, *sensu* Blackburn *et al.*, 2011).

Importancia forrajera. Es buena forrajera por el aporte de biomasa de buena calidad en ecosistemas cálidos, con suelos fértiles y precipitaciones altas (Van Niekerk & Wassermann, 1976). Puede ser utilizada para henificación (Renvoize, 1968). Es considerada buen forraje por los pobladores locales del noroeste de Córdoba, consumida por vacas, cabras, caballos y cerdos (G. J. Martínez, com. pers.).

Nombres comunes. Se desconocen nombres vulgares en español para esta especie en Argentina (G. J. Martínez, com. pers.). En inglés: *Gray sour grass*, *Soft feather pappusgrass*. En portugués: *Capim-pena*.

Observaciones. Afín a *E. scoparius*, especie africana de la que se diferencia por presentar la base de los tallos engrosada y hojas filiformes, mientras que *E. cenchroides* no presenta los tallos engrosados en la base y sus hojas son más anchas y planas (Renvoize, 1968).

Especímenes de herbario examinados. ARGENTINA. Prov. Córdoba: *Dpto. Cruz del Eje*, San Marcos Sierra, subiendo la sierra, camino a Charbonier, 27/III/2022, G. Jewsbury 901 (ACOR); Guanaco Muerto, 2/IV/2022, H. Valdez (colección G. Jewsbury) 905 (ACOR); Villa de Soto, 11/II/2023, G. Jewsbury 997 (ACOR); Villa de Soto, camino antes del paraje El Rocio, 8/VI/2023, G. J. Martínez & M. C. Audisio 1705 (ACOR); *Dpto.*

Ischilín, campo a 12 km de Chuña, 14/III/2021, O. Luna (colección L. M. Carbone) 1442 (ACOR); *Dpto. Sobremonte*, Estancia Suyampa, 2/V/2015, G. Jewsbury 292 & 322 (ACOR); 4 Km al E de Salinas de Ambargasta, 10/XI/2018, V. Marquez *et al.* 82 (CORD); 10/XII/2019, V. Marquez *et al.* 98 (CORD); al oeste de Pozo Nuevo, 31/I/2025, I. Olocco, servicios ACOR 342 (ACOR); *Dpto. Tulumba*, Camino al Salar de San José de las Salinas, 14/III/2023, G. J. Martínez 1575 (CORD); Agua Hedionda, frente a San José de las Salinas, 07/III/2025, Marina Ganchegui, servicios ACOR 343 (ACOR).

Registros en iNaturalist. ARGENTINA. Prov. Córdoba: *Dpto. Pocho*, El Cadillo, 04/X/2024, M. G. Ramírez González <https://www.inaturalist.org/observations/213724136>; *Dpto. Tulumba*, San José de las Salinas, 28/XII/2021, A. Le Hérisse <https://www.inaturalist.org/observations/151765314>. Prov. San Luis: *Dpto. Junín*, Santa Rosa de Conlara, 07/III/2025, N. García Del Castillo, <https://www.inaturalist.org/observations/264429893>.

Iconografía. Reeder (2021) (http://beta.floranorthamerica.org/File:FNA25_P110B_Enneapogon_pg_288.jpeg); Watson *et al.*, (1992) (<https://www.delta-intkey.com/grass/images/enneap01.gif>).

Clave para diferenciar las especies de *Enneapogon* de Argentina

- Plantas de 45 a 100 cm de altura. Láminas mayores a 12 cm de largo y 0,3 cm de ancho. Panojas densas a abiertas, de 1-3 cm de ancho, con ramificaciones separadas del raquis principal. Base de las vainas basales estrechas, no engrosadas, sin espiguillas cleistógamas. Anteras de 1-1,2 mm de largo. *Enneapogon cenchroides*
- Plantas menores a 30 cm de altura. Láminas menores a 10 cm de largo y 0.2 cm de ancho. Panojas densas, contraídas, menores a 1,5 cm de ancho, ramificaciones adpresas al raquis. Base de las vainas basales engrosadas, con espiguillas cleistógamas y cariopsis. Anteras de 0,2-0,5 mm de largo. *Enneapogon desvauxii*

DISCUSIÓN

En este trabajo se registra por primera vez para Argentina a poblaciones naturalizadas de *E. cenchroides*. La elevada extensión geográfica que abarcan sus poblaciones, la alta abundancia de sus individuos, y el nivel de reproducción en ambientes naturales chaqueños abiertos indican que sus poblaciones están iniciando su expansión como invasoras (*sensu* Blackburn *et al.*, 2011) en el noroeste de la provincia de Córdoba y en el noreste de San Luis. Debido al acelerado nivel de propagación de *E. cenchroides* desde su primer registro, es probable que también existan poblaciones en provincias limítrofes a Córdoba y San Luis que comparten características ambientales y productivas; esto es, ambientes semiáridos o áridos abiertos con implantación de pastos exóticos megatérmicos, pero también en bosques chaqueños con manejo campesino (ver Marquez *et al.*, 2022; citada como *E. desvauxii*). Esta especie de reciente introducción, que se ha extendido en poblaciones a lo largo de 300 Km en 10 años, es probable que se siga expandiendo si no se toman medidas de control.

Existen antecedentes de invasión reciente de *E. cenchroides* en países americanos (GBIF, 2025). En Estados Unidos se han reportado poblaciones naturalizadas que se han expandido rápidamente y se han convertido en una invasión problemática en el suroeste de Arizona (Felger *et al.*, 2014; Zouhar, 2023) y en Hawái (Faccenda, 2025). También ha sido recientemente registrada como invasora en la ecorregión de la Caatinga en el noroeste de Brasil, donde se la ha categorizado como de difícil control (Fabricante *et al.*, 2015). Esta región, como parte de los extensos ecosistemas áridos o semiáridos de Sudamérica, poseen una alta susceptibilidad ambiental a la ocurrencia de esta gramínea (Fabricante, 2013). Esto plantea la necesidad de priorizar las evaluaciones sobre el avance de la invasión a una mayor escala para conocer la extensión total y el impacto ecológico y agronómico.

La vía de introducción de *E. cenchroides* en Argentina muy probablemente fue accidental, en línea con lo reportado en otros países (Fabricante, 2013; Faccenda, 2025). Es posible que sus propágulos hayan contaminado lotes de semillas de otras especies exóticas implantadas como

forrajeras, como *Cenchrus ciliaris*, ya que ambas especies presentan espiguillas ciliadas (Fabricante, 2013; Carbone *et al.*, 2022). La hipótesis de introducción intencional y escape de cultivo es descartada pues no se han observado registros de plantas cultivadas de *E. cenchroides* en Argentina, y además, no se encuentran registros inscriptos en el Instituto Nacional de Semillas (INASE, 2025). Sumado a esto, existen antecedentes del cultivo experimental de *E. cenchroides* junto a otros importantes pastos forrajeros en África (Ernst & Tolsma, 1992), que también sugieren que la vía de introducción accidental está ligada al cultivo de otras forrajeras y a la actividad ganadera silvopastoril. Esta situación ya ha sido reportada para otras forrajeras africanas como *Urochloa trichopus* (Hochst.) Stapf (= *U. mosambicensis*), cultivada en Salta y recientemente naturalizada en Córdoba en campos con el mismo manejo ganadero donde se ha hallado a *E. cenchroides* (Exner, 2025).

Desde el punto de vista agronómico, *E. cenchroides* presentaría una producción de biomasa similar o superior que las gramíneas nativas más comunes del Chaco Árido en Córdoba, a pesar de que son necesarios estudios al respecto. Sin embargo, comparado con otras especies de pastos exóticos de mayor productividad, como *Cenchrus ciliaris*, *Megathyrsus maximus* y *Chloris gayana*, puede ser considerada de menor valor forrajero (Ernst & Tolsma, 1992). Teniendo en cuenta que la mayoría de las áreas donde se observaron los registros presentaron alta abundancia de *E. cenchroides*, su contaminación en una pastura exótica con mayor potencial forrajero podría disminuir la productividad promedio del potrero y su capacidad de carga ganadera. Por ende, es necesario evaluar qué efecto tiene el manejo de la carga ganadera en su proceso de colonización, como potencial herramienta para su contención.

También es necesario estudiar su relación con el fuego. Si bien se sabe que este disturbio no estimula la germinación, sus semillas toleran las altas temperaturas generadas por el fuego (Ernst, 1991). Como se vio en otras especies de *Enneapogon* en Australia, es esperable que la cobertura y biomasa de esta especie aumente en sitios quemados abiertos con baja competencia (Silcock *et al.*, 2018). Esto puede modificar las características del combustible y aumentar la recurrencia de incendios, como ya se ha reportado en matorrales áridos de Norteamérica

(Zouhar, 2023). Por otro lado, es necesario evaluar qué sucede con la productividad forrajera en ambientes naturales degradados, con baja diversidad de especies. Es probable que esta especie exótica pueda mejorar la oferta forrajera del sistema en detrimento de la regeneración del ecosistema hacia una comunidad vegetal con mayor estructura leñosa de nativas.

Es necesario realizar una evaluación cuantitativa más exhaustiva de la abundancia actual y de la extensión de las poblaciones registradas, a fin de determinar si existen diferencias en los niveles de invasión y poder así priorizar las medidas de control. No obstante, con base en la información presentada en este trabajo, se recomienda considerar posibles acciones de erradicación para frenar el avance de la invasión en los sitios donde se ha registrado una mayor abundancia. Asimismo, resulta clave prevenir nuevos focos de invasión mediante el control de los lotes de semillas forrajeras que se implanten en áreas aún no invadidas, como por ejemplo en provincias limítrofes a Córdoba, hacia donde avance la expansión de pasturas. La contaminación de lotes de semillas de especies forrajeras, como *Cenchrus ciliaris*, con *E. cenchroides* puede implicar no solo la introducción de la exótica a implantar, sino también la expansión de una nueva invasora que representa una amenaza para la biodiversidad nativa (Marshall *et al.*, 2012).

En síntesis, este estudio destaca la importancia de los trabajos taxonómicos, con base en los valiosos registros de herbarios y en las plataformas de ciencia ciudadana que involucran la interacción de la sociedad en tiempo real. En el contexto del antropoceno y de las invasiones biológicas, es cada vez más necesario contar con información botánica sólida para la evaluación ecológica y la planificación agronómica de los sistemas naturales. Conservar los escasos remanentes de vegetación nativa y planificar el uso sostenible de los sistemas naturales productivos es una necesidad ineludible para revertir la pérdida de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

LMC diseñó la investigación, revisó los registros en iNaturalist, escribió el artículo y realizó las figuras. LMC y GJ colectaron el material de campo.

Ambos autores estudiaron el material de herbario y revisaron la versión final del trabajo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los técnicos y curadores de los siguientes herbarios pertenecientes a la Red de Herbario de la Sociedad Argentina de Botánica por proporcionar asistencia e información sobre los especímenes: CORD, CTES, LIL, SDE, SPHU y UNCAT. También agradecemos a Gustavo J. Martínez por sus valiosos aportes etnobotánicos, a Ignacio Javier Olocco y Selma Bossa por proporcionarnos fotografías, a Gabriel Bernardello por sus oportunas sugerencias realizadas a la versión original de este trabajo y a los revisores por sus valiosas observaciones.

BIBLIOGRAFÍA

- BLACKBURN, T. M., P. PYŠEK, S. BACHER, J. T. CARLTON, ... & 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>
- CARBONE, L. M., A. L. CHIAPERO, H. F. GUTIÉRREZ & J. O. CHIAPPELLA. 2022. *Cenchrus* (Poaceae) ornamentales en Argentina: ¿De cultivados a invasores? *Bol. Soc. Argent. Bot.* 57: 271-286. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n2.37107>
- CHEN, S. & S. M. PHILLIPS. 2006. *Enneapogon*, En: WU, Z. Y. , P. H. RAVEN & D. Y. HONG (eds.), *Flora of China*, vol. 22: 456. Disponible en http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=111718. [Acceso: 30 abril 2025].
- CHIAPPELLA, J. O. & L. M. CARBONE. 2025. *Poaceae* (R. Br.) Barnh. En: BERNARDELLO, G., J. J. CANTERO, F. CHIARINI, A. DEGIOANNI & G. E. BARBOZA (eds.), *Flora de la provincia de Córdoba*, vol. IV: 305-833. Ed. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- CLAYTON, W. D., M. S. VORONTSOVA, K. T. HARMAN & H. WILLIAMSON. 2006. GrassBase - The Online World Grass Flora. Disponible en <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>. [Acceso: 27 febrero 2025].
- COPE, T. A. 2025. *Flora of Pakistan, Poaceae*. Missouri Botanical Garden, St. Louis, MO & Harvard

- University Herbaria, Cambridge, MA. Disponible en <http://www.efloras.org>. [Acceso: 29 febrero 2025].
- ERNST, W. H. O. 1991. Fire, dry heat and germination of savanna grasses in Botswana. En: ESSER, G. & D. OVERDIECK (eds.), *Modern Ecology: basic and applied aspects*, pp. 349-361. Elsevier.
- ERNST, W. H. O. & D. J. TOLSMA. 1992. Growth of annual and perennial grasses in a savanna of Botswana under experimental conditions. *Flora* 186: 287-300. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30547-9](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30547-9)
- EXNER, E. 2025. *Urochloa* P. Beauv. En: BERNARDELLO, G., J. J. CANTERO, F. CHIARINI, A. DEGIOANNI & G. E. BARBOZA (eds.), *Flora de la provincia de Córdoba*, vol. IV: 612-619. Ed. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- FABRICANTE, J. 2013. *Plantas exóticas e invasoras da Caatinga* - Vol. 2. Bookess, Florianópolis, SC.
- FABRICANTE, J. R., S. R. ZILLER, K. C. T. DE ARAÚJO, M. D. D. G. FURTADO & F. DE ARANTES BASSO. 2015. Non-native and invasive alien plants on fluvial islands in the São Francisco River, northeastern Brazil. *Check List* 11: 1535. <https://doi.org/10.15560/11.1.1535>
- FACCENDA, K. 2025. From the pasture to the present: The history of grass introductions in Hawai'i. *Pacific Science* 78: 165-200. <https://doi.org/10.2984/78.2.4>
- FELGER, R. S., S. RUTMAN & J. MALUSA. 2014. Ajo Peak to Tinajas Altas: A flora of southwestern Arizona. Part 6. *Poaceae* - grass family. *Phytoneuron* 35: 1-139.
- GBIF. 2025. *Enneapogon cenchroides* (Licht.) C. E. Hubb. in GBIF Secretariat (2023). GBIF Backbone Taxonomy. Checklist dataset. <https://doi.org/10.15468/39omei> [Acceso: 9 marzo 2025].
- GÓMEZ-BELLVER, C., H. ÁLVAREZ & L. SÁEZ. 2016. New contributions to the knowledge of the alien flora of the Barcelona province (Catalonia, Spain). *Orsis* 30: 167-189.
- INASE. 2025. Instituto Nacional de Semillas. Disponible en <https://www.argentina.gov.ar/inase>. [Acceso: 29 abril 2025]. iNaturalist. Disponible en <https://www.inaturalist.org>. [Acceso: 13 marzo 2025].
- MARQUEZ, V., L. M. CARBONE, A. L. CHIAPERIO, L. ASHWORTH, ... & R. AGUILAR. 2022. Silvopastoral and peasant management effects on vegetation and soil quality in the arid Chaco of central Argentina. *J. Arid Environ.* 206: 104845. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104845>
- MARSHALL, V. M., M. M. LEWIS & B. OSTENDORF. 2012. Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) as an invader and threat to biodiversity in arid environments: a review. *J. Arid Environ.* 78: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.11.005>
- OLIVEIRA, R. P. & J. F. M. VALLS. 2025. *Enneapogon* in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponible en: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB123388> [Acceso: 26 febrero 2025].
- PARODI, L. R. 1947. La especie tipo del género *Enneapogon* y su origen geográfico. *Rev. Argent. Agron.* 14: 66-69.
- PENSIERO, J. F. 2012. *Enneapogon* Desv. ex P. Beauv., pp. 177. En: ZULOAGA, F. O., Z. E. RÚGOLO DE AGRASAR & A. M. ANTON (eds.), *Flora Vascular República Argentina. Poaceae, Aristidoideae a Pharoideae*, vol. 3: 1-588.
- PENSIERO, J. F. 2025. *Enneapogon*. En: BERNARDELLO, G., J. J. CANTERO, F. CHIARINI, A. DEGIOANNI & G. E. BARBOZA (eds.), *Flora de la provincia de Córdoba*, vol. IV: 435-436. Ed. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- POWO. 2025. Plants of the World Online. Royal Botanic Gardens, Kew. Disponible en: <https://powo.science.kew.org/> [Acceso: 13 marzo 2025].
- REEDER, J. R. 2021. *Poaceae*. Flora of North America 25: 287. Utah State University. Disponible en: http://beta.floranorthamerica.org/Enneapogon_cenchroides [Acceso: 13 marzo 2025].
- RENVOIZE, S. A. 1968. The Afro-Asian species of *Enneapogon* P. Beauv. (Gramineae). *Kew Bull.* 22: 393-401. <https://doi.org/10.2307/4108332>
- SILCOCK, R. G., T. J. HALL, P. JONES, P. G. FILET & J. DOUGLAS. 2018. Spring fire effects on two *Aristida/Bothriochloa* native pastures in central Queensland, Australia. *Rangeland J.* 40: 485-500. <https://doi.org/10.1071/RJ17132>
- SORENG, R. J., P. M. PETERSON, K. ROMASCHENKO, G. DAVIDSE, ... & F. O. ZULOAGA. 2017. A worldwide phylogenetic classification of the *Poaceae* (Gramineae) II: An update and a comparison of two 2015 classifications. *J. Syst. Evol.* 55: 259-290. <https://doi.org/10.1111/jse.12262>
- VAN NIEKERK, J. P., & V. D. WASSERMANN. 1976. Important environmental factors influencing the natural distribution of *Schmidtia kalahariensis* Stent and *Enneapogon cenchroides* (Licht) C.E. Hubbard (*E. mollis* Lehm) in South West Africa. *Afr. J. Range Forage Sci.* 11: 37-41.

- WATSON, L., T. D. MACFARLANE & M. J. DALLWITZ. 1992. The grass genera of the world: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval; including synonyms, morphology, anatomy, physiology, phytochemistry, cytology, classification, pathogens, world and local distribution, and references. Disponible en: <https://www.delta-intkey.com/grass/www/enneapog.htm> [Acceso: 28 febrero 2025].
- ZOUHAR, K. 2023. Fire regimes of Sonoran desert scrub communities. En: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula Fire Sciences Laboratory. Disponible en: www.fs.usda.gov/database/feis/fire_regimes/Sonoran_desert_scrub/all.html. [Acceso: 29 abril 2025].



PLANTAS PARA CERCOS COMERCIALIZADAS EN UNA CIUDAD COSTERA DE LA PATAGONIA EXTRA-ANDINA (ARGENTINA): ATRIBUTOS DE SELECCIÓN E IMPLICANCIAS PARA LA CONSERVACIÓN

HEDGE PLANTS MARKETED IN A COASTAL CITY OF EXTRA-ANDEAN PATAGONIA (ARGENTINA): SELECTION ATTRIBUTES AND IMPLICATIONS FOR CONSERVATION

Elizabeth Barrientos¹, Soledad Molares^{2*} & Adriana E. Rovere³

1. Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Comodoro Rivadavia, Argentina

2. Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP, CONICET - Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco), Esquel, Argentina

3. Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA, CONICET - Universidad Nacional del Comahue), Bariloche, Argentina

*smolares@gmail.com

Citar este artículo

BARRIENTOS, E., S. MOLARES & A. E. ROVERE. 2025. Plantas para cercos comercializadas en una ciudad costera de la Patagonia extra-Andina (Argentina): atributos de selección e implicancias para la conservación. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 60: 171-190.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v60.n2.47680>

Recibido: 19 Dic 2024

Aceptado: 31 Mar 2025

Publicado en línea: 30 Jun 2025

Publicado impreso: 30 Jun 2025

Editora: Norma I. Hilgert

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Building living fences at home is a common practice worldwide. However, little is known about the selection criteria and trade of ornamental species for this purpose. This study surveyed the richness of species sold for fences in nurseries in Comodoro Rivadavia, the attributes related to their differential importance, and their invasive potential.

M&M: The species sold in the city's 17 nurseries were listed and photographed. In addition, semi-structured interviews were conducted with the sellers, and ecological information was completed through a bibliographic review. The sales ranking was estimated, and the data were analyzed using qualitative and multivariate methods.

Results: The nurseries offer a total richness of 47 species (3 minimum, 16 maximum), including five native species and two endemics (*Atriplex lampa* and *Pappostipa humilis*). The species with the highest ranking were *Viburnum tinus*, *Buxus sempervirens*, *Phormium tenax*, *Cupressus x leylandii*, and *Populus alba*. Species with aesthetic (64%) and acclimatization (16%) attributes have the highest sales rankings. Four species (*Hedera helix*, *Lonicera japonica*, *Ligustrum sinense*, and *Cupressus sempervirens*) are invasive in other parts of the world, although their behaviour in the study region is unknown.

Conclusions: The supply of fence species is consistent with the Holarctic pattern of ornamental plant use. We propose to consider the preferred attributes for the promotion of native species with potential value in the construction of living fences.

KEY WORDS

Nurseries, ornamental plants, Patagonia, sales ranking, urban flora.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La construcción de cercos vivos domiciliarios es una práctica frecuente en todo el mundo. Sin embargo, poco se conoce sobre los criterios de selección y el comercio de especies ornamentales para tal fin. En este estudio se relevó, en viveros de la ciudad de Comodoro Rivadavia, la riqueza de especies comercializadas para los cercos, los atributos relacionados con su importancia comercial y su potencial invasor.

M&M: Se enlistaron y fotografiaron las especies comercializadas en los 17 viveros de la ciudad. Asimismo, se realizaron entrevistas semi-estructuradas a los viveristas, y la información ecológica se completó mediante revisión bibliográfica. Se estimó el ranking de venta, y los datos se analizaron mediante métodos cualitativos y multivariados.

Resultados: Los viveros ofrecen una riqueza total de 47 especies (3 mínimo, 16 máximo), entre las que se cuentan cinco nativas y dos endémicas (*Atriplex lampa* y *Pappostipa humilis*). Las especies con mayor ranking fueron *Viburnum tinus*, *Buxus sempervirens*, *Phormium tenax*, *Cupressus x leylandii* y *Populus alba*. Las especies con atributos estéticos (64%) y de aclimatación (16%) tienen los rankings de ventas más altos. Cuatro especies (*Hedera helix*, *Lonicera japonica*, *Ligustrum sinense* y *Cupressus sempervirens*) son invasoras en diversos lugares del mundo, aunque no se conoce su comportamiento en la región de estudio.

Conclusiones: La oferta de especies para los cercos es consistente con el patrón Holártico de uso de plantas ornamentales. Proponemos considerar los atributos de preferencia para la promoción de especies nativas con potencial valor en la construcción de cercos vivos.

PALABRAS CLAVE

Flora urbana, Patagonia, plantas ornamentales, ranking de venta, viveros.

INTRODUCCIÓN

Los cercos vivos domésticos son parte destacada de la flora urbana que se definen como estructuras vegetales lineales de cobertura mayormente leñosas, aunque también pueden incluir especies herbáceas y partes inertes como hierros, rocas, alambres, etc. (Harvey *et al.*, 2005). Su principal función es limitar y proteger la propiedad del espacio circundante, de las viviendas contiguas, de los baldíos, etc. (Teruya Eichenberg *et al.*, 2009). Además, funcionan como filtros ambientales del viento, el ruido y el polvo, conformando efectivas barreras visuales. También aportan a valorizar la tierra y dar sombra (Nascimento *et al.*, 2009; Reyes Jiménez & Martínez Alvarado, 2016). Los cercos vivos, como otras construcciones verdes urbanas (plazas, jardines, etc.), son considerados escenarios que enriquecen la diversidad específica vertical y horizontal de las ciudades, pudiendo favorecer ciclos y corredores biológicos (Ospina-Ante, 2003). De acuerdo con Siviero *et al.* (2011), los cercos promueven la interacción humana con otros elementos del mundo natural, siendo una de las primeras intervenciones del paisaje que los propietarios realizan desde sus casas (Pirondo *et al.*, 2011).

En un estudio realizado en el noroeste de la región patagónica (Argentina) se encontró que los cercos vivos representan una parte importante del paisaje de las ciudades y que, según la composición de las especies empleadas, pueden ser tanto reservorio de biodiversidad como foco de invasiones (Rovere *et al.*, 2013). Estas autoras relevaron que la mayoría de las especies que los conformaban eran originarias de la región Holártica, que ocupa los continentes e islas del hemisferio norte desde los 30° de latitud norte hasta el polo, e incluye las regiones templadas y árticas de Norteamérica y Eurasia (Cabrera & Willink, 1973). Esta selección de especies refleja la influencia de los colonos europeos sobre el desarrollo cultural y paisajístico de la región. Otros autores señalan que, además de los factores socioculturales, la propaganda comercial y las campañas de promoción de la flora urbana que hacen instituciones de referencia (universidades, institutos tecnológicos y de desarrollo, etc.) también pueden influir en los criterios de selección y uso de especies ornamentales (Kinzig *et al.*, 2005;

Faeth *et al.*, 2011). De esta manera, los cercos vivos pueden comprenderse como un producto biocultural de la interacción de las prácticas y los componentes socio-culturales, económicos y biológicos, cambiante en el tiempo y entre regiones (Torres-Camacho *et al.*, 2017; Zamora Pedraza *et al.*, 2022).

Por otra parte, las principales fuentes proveedoras de plantas para la confección de los cercos son los viveros comerciales, seguido de los intercambios entre vecinos y familiares, la compra por la *web* y/o las redes sociales (Faeth *et al.*, 2011; Mancini *et al.*, 2016; Torres-Camacho *et al.*, 2017; García-Mejía *et al.*, 2018; Avolio *et al.*, 2019; Di Salvo & Rovere, 2023; Perea Orjuela, 2024). Particularmente, estudios desarrollados en Puerto Rico (Torres-Camacho *et al.*, 2017) y Argentina (Morisigue *et al.*, 2012; Rovere & Molares, 2012; Mancini *et al.*, 2016) encontraron que la mayoría de los viveros ofrecen principalmente especies exóticas de distribución global y tienen un déficit de plantas nativas en sus inventarios. Entre las excepciones, puede mencionarse la Red de Viveros de Plantas Nativas de Argentina (REVINA), que vincula a diferentes actores de la sociedad involucrados en la producción de especies, puesta en valor y usos para la restauración ecológica, aunque se encuentra principalmente enfocada a la zona centro-este del país (Lacoretz *et al.*, 2022; Echeverría *et al.*, 2024). En el caso de las ciudades emplazadas en ambientes áridos de Argentina, el desarrollo de las especies ornamentales nativas aún es limitado y depende de las prácticas culturales, basadas principalmente en el conocimiento empírico de los productores (Rovere *et al.*, 2015).

La incorporación de especies nativas a la flora urbana emerge como una propuesta de relevancia no solo para promover una estrategia de conservación *ex situ* de las mismas, sino también para contribuir a agregar valor comercial y revitalizar el significado cultural de los recursos regionales (Di Salvo & Rovere, 2023; Echeverría *et al.*, 2024). Sin embargo, las especies nativas no suelen ser las preferidas por los clientes, como tampoco por los jardineros o viveristas (Echeverría *et al.*, 2024). Esto implica que el comercio de plantas nativas sea menos rentable que el de exóticas (Di Salvo & Rovere, 2023).

En la actualidad, la demanda y el uso generalizado de especies exóticas en todo el mundo, se ha visto

asociado al aumento de invasiones biológicas en zonas periurbanas y de transición rural-urbana (Niinemets & Peñuelas, 2008). Según el InBiar (2022), existe una idea generalizada de que el cultivo de plantas ornamentales siempre resulta beneficioso, aun cuando implique riesgos de invasión, ya que, en última instancia, embellece (reverdece) el paisaje urbano. De esta manera, el establecimiento y la expansión de los centros urbanos, suele acompañarse del reemplazo de parte de la vegetación nativa por especies exóticas, muchas de ellas reconocidas invasoras en otras regiones del mundo (Rovere & Molares, 2012; García-Mejía *et al.*, 2018). El avance de especies ornamentales invasoras afecta las contribuciones de la naturaleza a las personas, implicando importantes retos de gestión para su control (Mack *et al.*, 2000; Rovere & Molares, 2012; Rovere *et al.*, 2013; Molares & Rovere, 2016).

El control de las invasiones biológicas requiere de un abordaje multidisciplinario. Por un lado, uno de los desafíos planteados radica en ampliar el conocimiento sobre los aspectos botánicos, ecológicos y productivos que faciliten el cultivo y manejo de las especies nativas lejos del ambiente original (Echeverría *et al.*, 2024). Por otro lado, es fundamental profundizar en los intereses y factores que influyen en los criterios de selección; entre estos, en los atributos que los comerciantes y consumidores valoran al momento de vender o adquirir una planta ornamental. Di Salvo & Rovere (2023) señalan, para la región urbana del Noroeste de Argentina (NOA), que los principales atributos de selección son las características morfológicas y la facilidad de mantenimiento, mientras que el origen biogeográfico y los usos adicionales (medicina, alimento, tintura, combustible, etc.) no son criterios generalmente considerados. Otro estudio desarrollado en ciudades de la Patagonia andina, destaca como atributos de selección la presencia de follaje perenne o semiperenne, denso y/o espinoso, flores amarillas y/o rojas, y frutos predominantemente carnosos (Rovere *et al.*, 2013; Molares & Rovere, 2016). De acuerdo con distintos autores, la promoción y circulación de estos atributos reproduce y refleja un patrón de selección y uso de las especies ornamentales de origen holártico (Rapoport, 1988; Teruya Eichenberg *et al.*, 2009; Rovere *et al.*, 2013; Betancurt *et al.*, 2017).

Hasta el momento se desconoce la riqueza de especies ornamentales comercializadas para la construcción de cercos vivos en la costa atlántica patagónica. Si bien en esta zona la colonización europea podría haber influido sobre su desarrollo paisajístico, las condiciones extremas del clima (frío intenso, salinidad, viento y aridez) podrían estar imprimiendo particularidades sobre la oferta de especies y el patrón global anteriormente señalado (Hirtz, 2000; Tejedo *et al.*, 2000; Griznik & Hirtz, 2000; Matteucci, 2012; San Martino *et al.*, 2021). Teniendo en cuenta esto, los objetivos planteados fueron: 1- Caracterizar y comparar la oferta de especies vegetales para la construcción de cercos vivos entre los viveros de la ciudad de Comodoro Rivadavia (SE de la provincia del Chubut, Argentina); 2- Analizar la riqueza e importancia comercial de las especies; 3- Describir los principales atributos morfológicos y funcionales que caracterizan a las especies y su relación con la importancia comercial; y 4- Identificar las especies exóticas que pueden implicar peligros en términos de invasiones biológicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y población

La ciudad de Comodoro Rivadavia, cabecera del departamento Escalante, se encuentra en el SE de la provincia del Chubut (Argentina, Fig. 1A-B). Se ubica a 45° 47' 00" S y 67° 30' 00" O, a 55 m s.n.m. El ejido urbano posee una superficie de 566 km², con una franja costera de aproximadamente 32 km (Municipalidad de Comodoro Rivadavia, 2022a). La región se caracteriza por presentar un clima semiárido, con escasas e irregulares precipitaciones (Hirtz, 2000) y fuertes vientos secos del oeste (Tejedo *et al.*, 2000). La precipitación media anual es de 200 mm y la temperatura promedio anual de 12-14 °C (Hirtz, 2000). La vegetación corresponde a la provincia fitogeográfica patagónica, específicamente a la unidad de vegetación denominada estepa arbustiva alta y gramíneo arbustiva, distrito del golfo San Jorge (Oyarzabal *et al.*, 2018).

La ciudad fue fundada en 1901. En 1907 el descubrimiento de petróleo en la región potenció su desarrollo y crecimiento sostenido (Márquez & Palma Godoy, 1993) con la consecuente afluencia

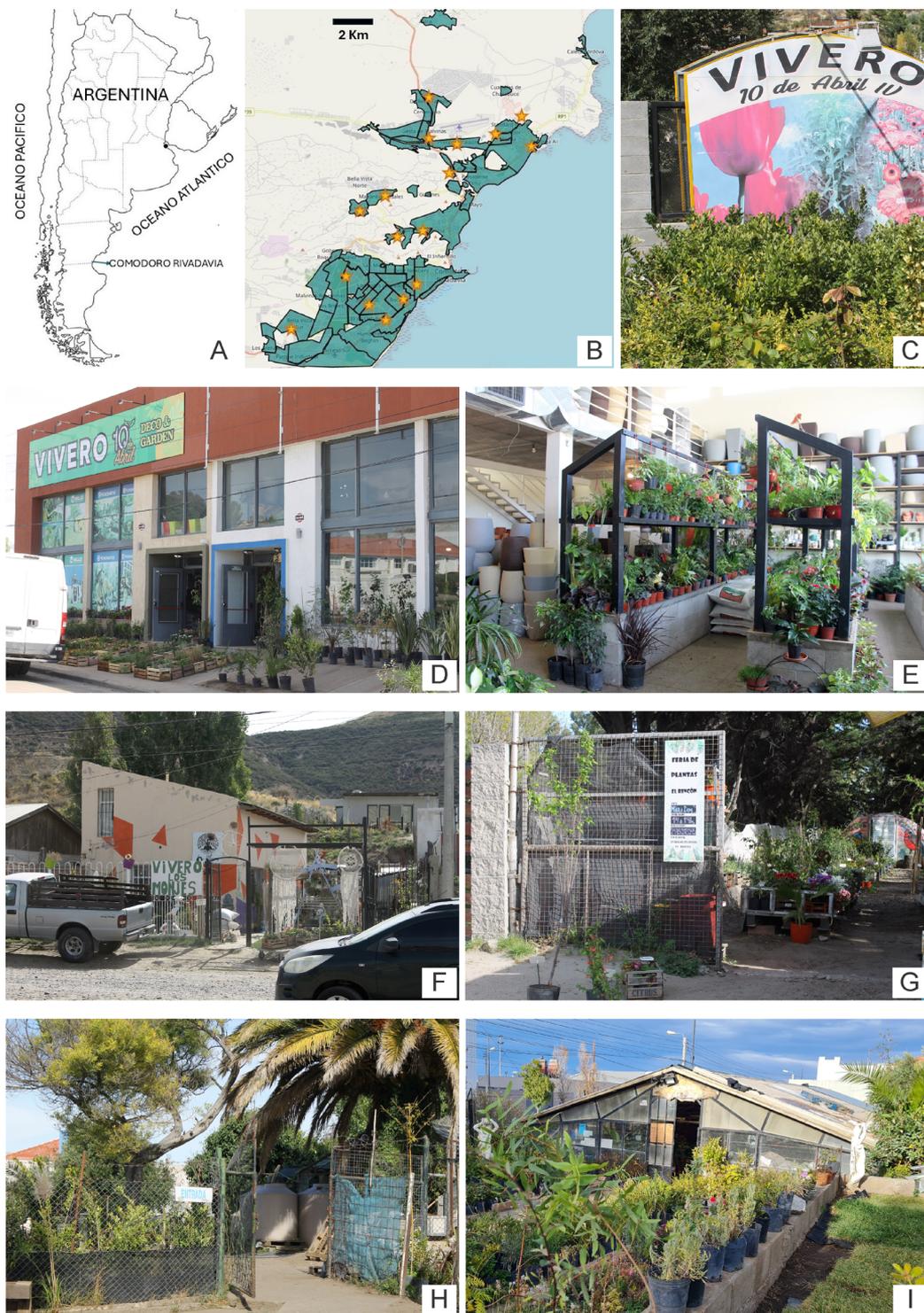


Fig. 1. A-B: Ciudad de Comodoro Rivadavia (Patagonia, Argentina). **B:** Distribución de los viveros comerciales (estrellas). Fuente del mapa base: https://umap.openstreetmap.fr/es/map/barrios-de-comodoro-rivadavia_790352#11/-45.8302/-67.4757. **C-I:** Fachadas de seis viveros de la ciudad.

de inmigrantes extranjeros (italianos, portugueses, españoles, chilenos, paraguayos, bolivianos, etc.) y nacionales (catamarqueños y riojanos) (Salomón, 2015). En la actualidad, la ciudad cuenta con 215453 habitantes (INDEC, 2022) y, entre las principales actividades económicas, se destacan la extracción petrolera y las actividades industrial, pesquera y portuaria (Tejedo *et al.*, 2000).

El Código de ordenamiento urbano (Municipalidad de Comodoro Rivadavia, 2018) define a Comodoro Rivadavia como territorio multipolar, con un gran centro principal consolidado y sub-centralidades internas. Según Usach & Freddo (2016), Comodoro Rivadavia es un territorio urbano disperso y fragmentado, atravesado por numerosos conflictos urbanísticos, sociales, económicos y ambientales; marcado por el auge de la actividad petrolera que repercute en el crecimiento de la ciudad. Este crecimiento, en los años recientes, ha supuesto una rápida ocupación del espacio periurbano sin que la provisión de servicios básicos acompañe dicha expansión. La localidad está estructurada en 64 barrios, los cuales se hallan repartidos en dos grandes zonas urbanas divididas por el Cerro Chenque. Ambas zonas están conectadas por la ruta nacional N° 3, que atraviesa toda la ciudad en dirección paralela a la costa atlántica (Municipalidad de Comodoro Rivadavia, 2022b)

Recolección de datos

Se realizó un censo de los viveros de la ciudad, contabilizándose un total de 17 comercios activos, distribuidos tanto en las áreas céntricas como en las periurbanas (Fig. 1B-I). Solo tres viveros se desarrollan en la vivienda familiar y son los de menor tamaño. En general, no producen las plantas, sino que las adquieren de mayoristas procedentes de la zona cordillerana (ej.: viveros en El Bolsón, provincia de Río Negro), de la provincia de Buenos Aires (vivero San Pedro, Necochea) y de la ciudad de Trelew (vivero Espacio Verde, provincia del Chubut), donde las condiciones climáticas favorecen la producción. Previo a la venta, las plantas se aclimatan durante una temporada.

En cuanto a los viveristas, estos tienen una experiencia comercial de 2 a 30 años, siendo tanto mujeres como hombres, de entre 38 y 50 años. Para este estudio, fueron reconocidos como informantes calificados, considerando que son los que venden

las plantas, conocen sus características, instruyen a los clientes sobre sus usos y recomiendan los métodos de manejo (Molares *et al.*, 2012; Hurrell *et al.*, 2013). El siguiente testimonio da cuenta de lo anterior: “*yo recomiendo plantas que resistan, concientizando a la gente por la falta de agua. Esto es difícil ya que la gente quiere césped, y yo les digo de la cantidad de agua que se necesita... La gente quiere jazmines o plantas que no son de la zona... No quieren tamarisco (Tamarix ramosissima Ledeb.) por la creencia de que atrae insectos, pero es mentira. La gente no sabe pedir, pide ligustrina que se pela en invierno, queda como un arbusto quemado. Les digo que más allá de hermoear pongan un árbol*” (vivero “Salamanca”). De cada uno de ellos, y siguiendo los lineamientos del Código de Ética de la Sociedad Internacional de Etnobiología, se obtuvo el Consentimiento Informado para la realización de esta investigación, previa argumentación de los objetivos, alcances y las formas posibles de devolución de resultados (ISE, 2006).

Los datos fueron tomados a partir de enlistados libres, registrando la información en cuaderno de campo y por medio de fotografías de forma sistemática (Albuquerque *et al.*, 2014; Longo Blasón *et al.*, 2022). Además, el trabajo se complementó con entrevistas semi-estructuradas, lo que contribuyó a validar la información y registrar categorías locales (Albuquerque *et al.*, 2014). Durante las entrevistas se profundizó en los atributos vegetales preferidos por los clientes (características de la floración y follaje, forma y color de los frutos, tipo de crecimiento, rusticidad frente al clima, uso adicional al ornamental, importancia de la moda/propaganda, etc.), los cuales luego se clasificaron en cuatro variables categóricas: CE= características estéticas destacadas (apariciencia y tamaño de las flores, frutos, hojas y tallos), AC= aclimatación a la zona (resistencia al clima árido y frío propio de la zona de estudio, también a las condiciones de salinidad del suelo y los fuertes vientos), CR= crecimiento rápido, MC= mayor cobertura (refiere al recubrimiento que la planta pueda aportar, favoreciendo el reparo y la privacidad). Además, se indagó sobre cuáles especies eran las más vendidas, la procedencia de las plantas y los nombres comunes. El criterio de rigor fue la saturación de la información, como herramienta de probada confiabilidad y valor heurístico (Arenas, 2012). La

saturación de la muestra, es decir, cuando la curva de riqueza de especies se estabiliza, se logró con 14 viveros (Fig. 2), sin embargo, se continuó hasta completar la totalidad de viveros presentes en la ciudad a fin de registrar las especies poco frecuentes (Molares & Rovere, 2016).

Por otra parte, se realizó una búsqueda bibliográfica para la caracterización biogeográfica de las especies (Holártica, Neotropical, Paleotropical, Capense, Australiana y/o Antártica) (Cabrera & Willink, 1973). Otra búsqueda se realizó para la determinación de su potencial invasor. Para esto último se consultó la Resolución 109/2021 del ex Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (MAyDS, 2021).

Se coleccionaron muestras de las especies vegetales para su identificación botánica y como material testigo. Las mismas fueron depositadas en el Herbario Regional Patagónico (HRP), Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Para la identificación taxonómica se consultó bibliografía sobre las especies vegetales cultivadas en Argentina (Correa, 1969-1999; Dimitri, 1980; Hurrell & Bazzano, 2003; Burgueño & Rodríguez, 2022; Hurrell *et al.*, 2022). La nomenclatura se actualizó de acuerdo con *The International Plant Names Index* (IPNI, 2022), el catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga *et al.*, 2019) y las familias de angiospermas se clasificaron según el APG IV (Byng *et al.*, 2016). La mayor parte de las plantas se determinaron a nivel de especie, salvo aquellas del género *Rosa* L. debido a la gran variabilidad morfológica observada y presencia de híbridos.

Análisis de datos

La riqueza de especies comercializadas para la construcción de cercos vivos en la ciudad de Comodoro Rivadavia fue estimada a partir de la sumatoria de especies citadas por los 17 viveristas.

Como medidas de importancia comercial se estimaron la frecuencia relativa ($n_i/N \times 100$, donde n_i = número de veces que se menciona a la sp. i , y N = n° total de viveros) y el ranking de venta ($= \sum p_{ni}/N$, donde p_{ni} = posición de la sp. i en el enlistado libre del informante n , y N = n° total de viveros) de cada especie. Posteriormente se analizó la relación entre ambos índices

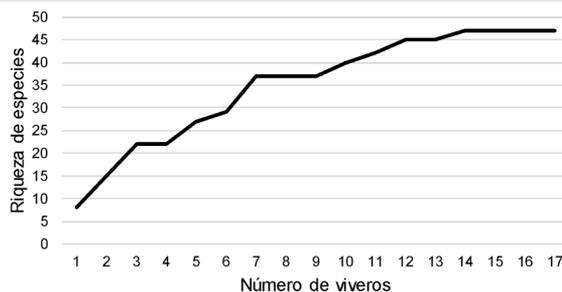


Fig. 2. Curva de acumulación de especies ornamentales comercializadas en la ciudad de Comodoro Rivadavia (Patagonia, Argentina), estabilizada en la muestra de 14 viveros.

mediante el test de correlación de Spearman para distribuciones no normales ($p < 0,05$).

Para comparar la similitud de especies entre viveros se utilizó el índice de Jaccard ($IJ = c / (a + b + c) \times 100$), donde c es el número de especies comunes entre dos viveros, a es el número de especies únicas del vivero A, y b es el número de especies únicas del vivero B (Höft *et al.*, 1999). Para este análisis se empleó el programa IBM® SPSS® Statistics versión 21.

Para evaluar la relación entre los atributos de selección y la importancia comercial de las especies se realizó un análisis de componentes principales (ACP). Los datos se ingresaron a partir de una matriz de 47 filas correspondientes al total de especies y las cuatro variables categóricas binarias (sí, no) (CE= características estéticas, AC= aclimatación, CR= crecimiento rápido, MC= mayor cobertura) y la variable continua (RK= ranking de venta) como descriptores. Otros atributos menos frecuentes como “la moda”, “otros usos”, “aromaticidad” y “precio” no fueron incluidas en el análisis por su escasa representatividad en el conjunto de datos. Los datos fueron estandarizados por presentar unidades diferentes. Para este análisis se empleó el programa InfoStat versión 2018 (Di Rienzo *et al.*, 2018).

RESULTADOS

Riqueza e importancia comercial de las especies

Los viveros comercializan un total de 47 especies para cerco (Tabla 1). En promedio cada

vivero ofrece 9 especies (3 mínimo, 16 máximo). Los valores del índice de similitud entre pares de viveros en función de las especies compartidas variaron entre 0% y 60%. Los resultados indican que aproximadamente más de la mitad de los viveros (11) presenta una oferta cuya similitud con el resto es baja (IJ= 0% - 40%). Mientras que seis pares (12) de viveros presentan una oferta relativamente similar (IJ mayor a 40%).

Las 47 especies vegetales están distribuidas en 30 familias botánicas, siendo Rosaceae (15%), Oleaceae (11%) y Cupressaceae (6%) las más representativas (Tabla 1, Fig. 3). Con respecto al hábito de crecimiento predominaron las arbustivas (55%), ej.: buxus (*Buxus sempervirens* L.), laurentino (*Viburnum tinus* L.) y evónimo (*Euonymus japonicus* Thunb.); luego las arbóreas (21%), ej.: pino leylandii (*Cupressus x leylandii* A. B. Jacks. & Dallim.) y ligustro (*Ligustrum lucidum* W.T. Aiton.); en menor medida las enredaderas (15%), ej.: hiedra (*Hedera helix* L.) y jazmín chino (*Jasminum polyanthum* Franch.); y las herbáceas (9%), ej.: formio (*Phormium tenax* J. R. Forst. & G. Forst.) y cola de caballo (*Equisetum giganteum* L.). En su mayoría son plantas perennes (77%) (Fig. 4).

Del total de especies, el 85% es de origen exótico. Solamente cinco especies son nativas del Cono Sur americano; estas son, cola de caballo (*Equisetum giganteum*), farol chino [*Callianthe picta* (Gillies ex Hook. & Arn.) Donnell], pasionaria (*Passiflora caerulea* L.), sauce criollo (*Salix humboldtiana* Willd.), Santa Rita (*Bougainvillea glabra* Choisy), coirón [*Pappostipa humilis* (Cav.) Romasch.] y zampa [*Atriplex lampa* (Moq.) Gillies ex D. Dietr.]. Estas dos últimas especies son endémicas de la región de estudio. En cuanto a la región biogeográfica de procedencia, la Holártica es la que aporta mayor riqueza de especies (54%), le siguen la Paleotropical (27%), Neotropical (12%), Antártica (4,5%), Australiana (1,5%) y Capense (1%) (Tabla 1).

Respecto a la importancia comercial, las especies con mayor frecuencia relativa fueron *Buxus sempervirens* (65%), *Cupressus x leylandii* (53%), *Ligustrum lucidum* y *Euonymus japonicus* (47%). Mientras que las especies con mayor ranking de venta fueron *Viburnum tinus*, *B. sempervirens*, *Phormium tenax*, *C. x leylandii*,

Populus alba L., *Nerium oleander* L. y *L. lucidum* (Tabla 1). Entre la frecuencia de citación y el ranking de venta existe una correlación positiva y significativa ($R^2= 0.8$; $p<0.05$).

Atributos de selección

Las especies para los cercos se seleccionan en base a los siguientes atributos (Tabla 1, Fig. 5):

Características estéticas (64%): Incluye la descripción de 35 especies, que fueron caracterizadas por el color de las flores (18 spp.); por el color de los frutos (5 spp.); por la tonalidad de las hojas (6 spp.) y por la forma de las hojas (6 spp.). Entre las más destacadas se cuentan *Cupressus x leylandii*, *Nerium oleander*, *Viburnum tinus* y *Phormium tenax* (Tabla 1).

Aclimatación a la zona (16%): Fueron descritas 18 especies. Algunos ejemplos son el azarero (*Pittosporum tobira* (Thunb.) W. T. Aiton), madreSelva (*Lonicera japonica* Thunb.), tamarisco (*Tamarix ramosissima*), ciprés (*Cupressus sempervirens* L.), laurel comestible (*Laurus nobilis* L.) y formio (*Phormium tenax*) (Tabla 1).

Rápido crecimiento (9%): Este atributo incluye 7 especies, por ejemplo, a olea texana (*Ligustrum japonicum* Thunb.), álamo (*Populus alba*), sauce (*Salix humboldtiana*), senecio (*Senecio angulatus* L. f.), pino leylandii (*Cupressus x leylandii*) y hiedra (*Hedera helix*) (Tabla 1).

Mayor cobertura (9%): Fueron descritas 6 especies, son ejemplos la hiedra (*Hedera helix*) y la pasionaria (*Passiflora caerulea*) (Tabla 1).

Otros atributos poco frecuentes incluyen a “la moda” (2%) que refiere a las especies que se venden en determinado momento debido a la publicidad y/o mayor disponibilidad en el mercado (ej.: formio, *Phormium tenax*); a la presencia de “otros usos” (ej.: cola de caballo, *Equisetum giganteum*, a menudo aprovechada en infusiones por sus propiedades diuréticas; el romero, *Salvia rosmarinus* Spenn., como condimento); “aromaticidad” (ej.: lavanda, *Lavandula angustifolia* Mill.; romero, *R. officinalis*); al precio, es decir que sean “baratas” (ej.: ligustro, *Ligustrum lucidum*; hiedra, *Hedera helix*); y/o a su “maleabilidad”, cuando se les puede dar forma fácilmente a través de la poda (ej.: evónimo, *Euonymus japonicus*; buxus, *Buxus sempervirens*).

Tabla 1. Especies vegetales para cerco comercializadas en los viveros de Comodoro Rivadavia. Referencias: RBO= Región biogeográfica de origen: HO= Holártica, PALEO= Paleotropical, NEO= Neotropical, AU= Australiana, CA= Capense, AN= Antártica; P/C= Perenne/ Caduca; Atributos de selección: CE= características estéticas (FVyF: flores violetas y fucsias, FR: flores rojas, FB: flores blancas, FA: flores amarillas; FrR: frutos rojos; HB: hojas brillantes, HV: hojas que cambian de color; FH: forma de la hoja), AC= aclimatación a la zona, MC= mayor cobertura, CR= crecimiento rápido; I: Invasora; FR: Frecuencia relativa; RV: Ranking de venta.

Nombre científico/ Familia	Nombre común	Origen	RBO	P/C	Atributo de selección				I	RV	FR
					CE	AC	MC	CR			
Árboles											
<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy/ Nyctagina-ceae	santa rita	Nativa	NEO	PE	FVyF					0,2	5,9
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq./ Rosaceae	crataegus	Exótica	HO	CA	FrR			X		1,4	29,4
<i>Cupressus x leylandii</i> A.B.Jacks. & Dallim./ Cupressaceae	pino leylandi	Exótica	HO	PE	FH	X	X	X	X	2,4	52,9
<i>Cupressus sempervirens</i> L./ Cupressaceae	pino ciprés	Exótica	HO-PALEO	PE		X		X		0,4	5,9
<i>Eleagnus angustifolia</i> L./ Eleagnaceae	eleagnus híbrido	Exótica	HO-PALEO	CA	HV					0,2	5,9
<i>Laurus nobilis</i> L./ Lauraceae	laurel comestible	Exótica	HO	PE	X			X		0,3	5,9
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton/ Oleaceae	ligustrum/ligustro	Exótica	HO-PALEO	PE	FB	X	X	X	X	2,0	47,1
<i>Populus alba</i> L./ Salicaceae	álamo	Exótica	HO	PE				X	X	2,4	23,5
<i>Thuja occidentalis</i> L./ Cupressaceae	thuja smarag-pino thuja	Exótica	HO	PE	HV		X			1,2	17,6
<i>Salix humboldtiana</i> Willd./ Salicaceae	sauce criollo	Nativa	NEO-AN	CA			X			0,1	5,9
Arbustos											
<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) Gillies ex D.Dietr./ Amaranthaceae	zampa	Endémica	NEO-AN	PE		X				0,5	5,9
<i>Buxus sempervirens</i> L./ Buxaceae	buxus	Exótica	HO-PALEO	PE	HV	X				2,8	64,7
<i>Callianthe picta</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Donnell/ Malvaceae	farol chino	Nativa	NEO	PE	FR					0,6	5,9
<i>Camellia japonica</i> L./ Theaceae	rosa camelia	Exótica	HO-PALEO	PE	FB					0,3	5,9
<i>Chaenomeles japonica</i> (Thunb.) Lindl./ Rosaceae	membrillo de jardín	Exótica	HO-PALEO	CA	FR			X		0,2	5,9
<i>Cotoneaster franchetii</i> Bois/ Rosaceae	cotoneaster	Exótica	HO-PALEO	PE	FrR	X				1,6	35,3
<i>Euonymus japonicus</i> Thunb./ Celastraceae	evónimo	Exótica	HO-PALEO	CA	HB	X				1,8	47,1
<i>Genista monspessulana</i> (L.) L.A.S. Johnson/ Fabaceae	retama enana	Exótica	HO	PE	FA			X		1,5	17,6
<i>Veronica speciosa</i> R. Cunn. ex A. Cunn./ Plantaginaceae	verónica	Exótica	AU	PE	FVyF	X				1,5	29,4

Nombre científico/ Familia	Nombre común	Origen	RBO	P/C	Atributo de selección					I	RV	FR
					CE	AC	MC	CR	CR			
<i>Hydrangea macrophylla</i> (Thunb.) Ser./ Hydrangeaceae	hortensia	Exótica	HO	CA			X				0,2	5,9
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill./ Lamiaceae	lavanda	Exótica	HO	PE	FH						0,5	5,9
<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb./ Oleaceae	olea texana	Exótica	HO	PE	HB	X		X			1,6	35,3
<i>Ligustrum sinense</i> Lour./ Oleaceae	ligustrina	Exótica	HO-PALEO	PE	FB				X		1,0	23,5
<i>Melaleuca citrina</i> (Curtis) Dum.Cours./ Myrtaceae	callistemon/limpiabotella	Exótica	AU	PE	FR						0,5	11,8
<i>Nerium oleander</i> L./ Apocynaceae	laurel de jardín	Exótica	HO	PE	FB						2,1	35,3
<i>Photinia glabra</i> (Thunb.) Pépin/ Rosaceae	fotinia	Exótica	HO-PALEO	PE	HV						1,9	29,4
<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T.Aiton/ Pittosporaceae	azarero	Exótica	HO-PALEO	PE		X					1,1	11,8
<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem./ Rosaceae	piracanta/espino de fuego	Exótica	HO	PE	FrR				X		0,3	11,8
<i>Ribes rubrum</i> L./ Grossulariaceae	grosella	Exótica	HO	CA	FrR						0,5	5,9
<i>Rosa</i> spp. L./ Rosaceae	rosa mini- rosal trepador	Exótica	HO	PE	FR						1,5	17,6
<i>Salvia rosmarinus</i> Spenn. / Lamiaceae	romero	Exótica	HO	PE	FH						0,5	5,9
<i>Rubus idaeus</i> L./ Rosaceae	frambuesa	Exótica	HO	CA	FrR						0,6	5,9
<i>Spartium junceum</i> L./ Fabaceae	retama	Exótica	HO	CA	FA				X		0,4	5,9
<i>Tamarix ramosissima</i> Ledeb./ Tamaricaceae	tamarisco	Exótica	HO-PALEO	CA		X					0,4	5,9
<i>Viburnum tinus</i> L./ Viburnaceae	laurentino	Exótica	HO	PE	FB	X					2,9	47,1
<i>Wisteria sinensis</i> (Sims) DC./ Fabaceae	glycina	Exótica	PALEO-HO	CA	FvYf						0,4	5,9
Enredaderas												
<i>Hedera helix</i> L./ Araliaceae	hiedra	Exótica	HO	PE		X	X		X		1,4	29,4
<i>Jasminum mesnyi</i> Hance/ Oleaceae	jazmín amarillo	Exótica	HO-PALEO	PE		X					0,9	5,9
<i>Jasminum polyanthum</i> Franch./ Oleaceae	jazmín chino	Exótica	HO-PALEO	PE	FB	X					1,1	17,6
<i>Lonicera japonica</i> Thunb./ Caprifoliaceae	madreselva	Exótica	HO-PALEO	PE	FA	X	X		X		1,7	17,6
<i>Passiflora caerulea</i> L./ Passifloraceae	pasionaria	Nativa	NEO	PE				X			0,9	11,8
<i>Senecio angulatus</i> L. f./ Asteraceae	senecio	Exótica	CAP	PE					X		0,1	5,9
<i>Trachelospermum jasminoides</i> (Lindl.) Lem./ Apocynaceae	jazmín de leche	Exótica	HO-PALEO	PE	FB	X					0,7	11,8

Nombre científico/ Familia	Nombre común	Origen	RBO	P/C	Atributo de selección				I	RV	FR
					CE	AC	MC	CR			
Herbáceas											
<i>Equisetum giganteum</i> L./ Equisetaceae	cola de caballo	Nativa	NEO-AN	PE	FH				0,4	11,8	
<i>Pappostipa humilis</i> (Cav.) Romasch./ Poaceae	coirón	Endémica	NEO	PE	FH				0,6	5,9	
<i>Pelargonium x hybridum</i> (L.) L'Hér./ Geraniaceae	malvón	Exótica	HO-NEO	PE	FR				0,7	5,9	
<i>Phormium tenax</i> J.R.Forst. & G.Forst./ Asphodelaceae	formio	Exótica	PALEO	PE	FH	X			2,8	35,3	

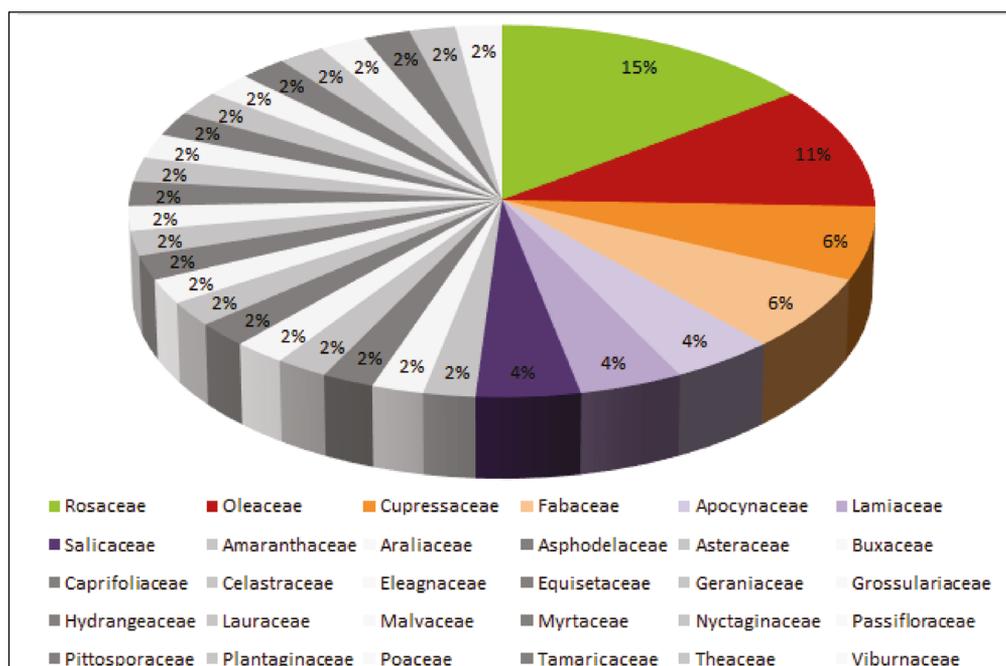


Fig. 3. Importancia relativa de las familias botánicas con especies ornamentales en los viveros de la ciudad de Comodoro Rivadavia.

Atributos de selección y su relación con el ranking de venta

El análisis de componentes principales (ACP) presentó un porcentaje acumulado de la varianza del 40% para el primer eje, y 65% para el segundo eje de ordenación (Fig. 6; ver datos suplementarios). El descriptor RK (ranking de venta) es el que contribuyó en mayor medida (0,65) al primero, y el descriptor CR (atributo crecimiento rápido) el que contribuyó mayormente (0,68) al segundo de estos. La ordenación que se ilustra en el biplot de la Figura 6 señala un alto grado de correlación positiva entre RK con AC (aclimatación) y CE (características estéticas), y, en menor medida, entre RK con MC (mayor cobertura) y CR. Los grupos observados se componen de las especies: 1) *Buxus sempervirens*, *Viburnum tinus*, *Cotoneaster franchetii* Bois, *Euonymus japonicus*, *Veronica speciosa* (R. Cunn. ex A. Cunn.) Andersen, *Phormium tenax*, *Lonicera japonica*, *Ligustrum japonicum*, *Ligustrum lucidum*, *Rosa* spp., *Photinia glabra* (Thunb.) Pépin, *Genista monspessulana* (L.) L.A.S. Johnson y *Nerium oleander*, asociadas a valores altos de RK y los atributos de AC y CE; 2)

Cupressus x leylandii, *Populus alba* y *Hedera helix*, asociadas a valores altos de RK y los atributos de MC y CR; y 3) *Senecio angulatus*, *Tamarix ramosissima*, *Bougainvillea glabra*, *Salix humboldtiana*, *Camellia japonica*, *Eleagnus angustifolia* L., *Spartium junceum* L., *Chaenomeles japonica* (Thunb.) Lindl., *Equisetum giganteum*, *Melaleuca citrina* (Curtis) Dum. Curs., *Cupressus sempervirens*, *Laurus nobilis*, *Wisteria sinensis* (Sims) DC. y *Pyracantha coccinea* M. Roem., de ranking bajo y medio, no relacionadas a ninguno de los atributos de selección considerados.

De acuerdo con estos resultados, las especies de ranking alto serían las más vendidas por sus características estéticas y por su mejor aclimatación a la zona de estudio.

Especies para cercos con potencial invasor

Según la revisión bibliográfica, cuatro especies, entre estas dos enredaderas (*Hedera helix* y *Lonicera japonica*), un arbusto (*Ligustrum sinense*) y un árbol (*Cupressus sempervirens*), se consideran invasoras en diversos lugares del mundo. Sin embargo, en la zona de estudio su comportamiento no ha sido investigado aún.

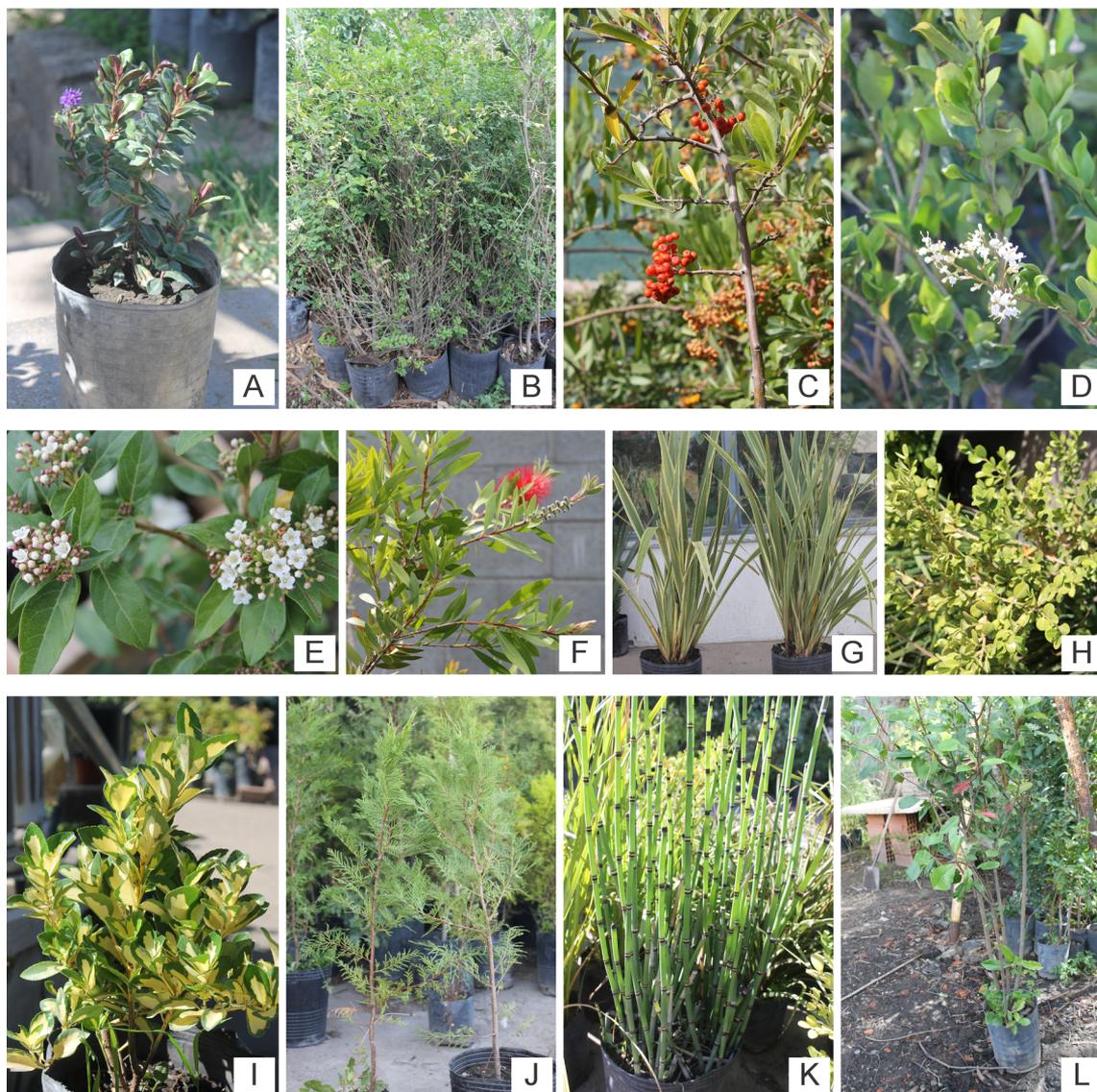


Fig. 4. Algunas de las especies ornamentales comercializadas para la construcción de cercos vivos en la ciudad de Comodoro Rivadavia. **A:** *Veronica speciosa*. **B:** *Ligustrum lucidum*. **C:** *Pyracantha coccinea*. **D:** *Ligustrum japonicum*. **E:** *Viburnum tinus*. **F:** *Melaleuca citrina*. **G:** *Phormium tenax*. **H:** *Buxus sempervirens*. **I:** *Euonymus japonicus*. **J:** *Cupressus x leylandii*. **K:** *Equisetum giganteum*. **L:** *Photinia glabra*.

DISCUSION

Los viveros de la ciudad de Comodoro Rivadavia ofrecen un conjunto diverso de especies vegetales para cercos, mayoritariamente perennes y arbustivas. Estas especies presentan distintos atributos, aunque las características estéticas y

la capacidad de prosperar ante las condiciones adversas que caracterizan la zona son los atributos más destacados, reflejando las preferencias de la población local (Townshley-Brascamp & Marr, 1995; Rodríguez & Barrezuela Unda, 2016; Perea Orjuela, 2024). Similarmente, un estudio en Los Ángeles (EE. UU.) encontró que el 95% de la

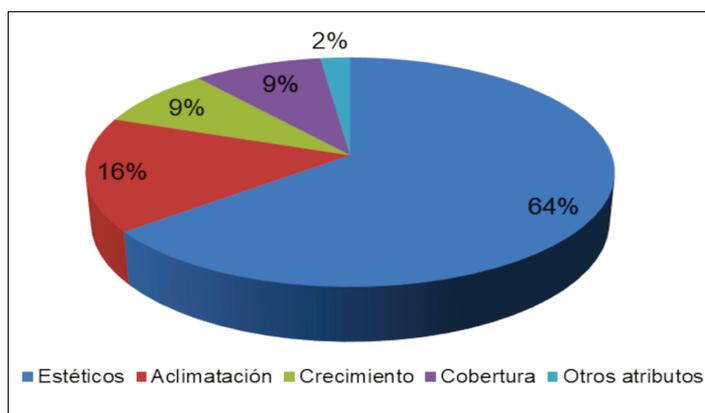


Fig. 5. Importancia relativa de los distintos atributos vegetales preferidos para la construcción de cercos vivos en Comodoro Rivadavia.

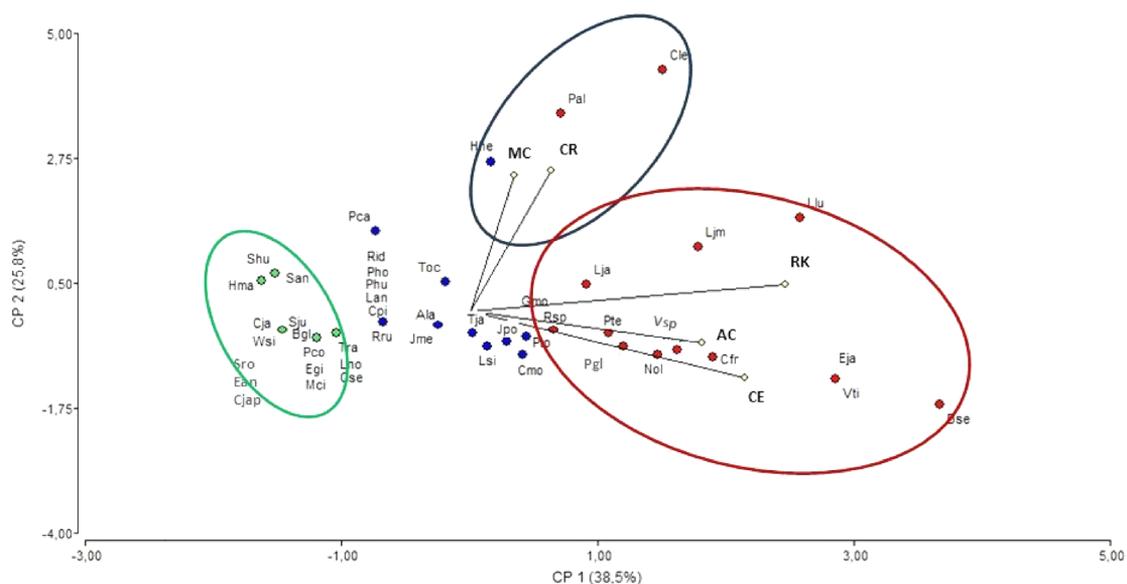


Fig. 6. Análisis de Componentes Principales de especies según atributos de selección y ranking de venta. Referencias: Ranking (RK) categorizado= Alto (círculos rojos), Medio (círculos azules) y Bajo (círculos verdes). Atributos de selección= CE (características estéticas), AC (aclimatación a la zona), MC (mayor cobertura) y CR (crecimiento rápido). Especies: Ala: *Atriplex lampa*; Bgl: *Bougainvillea glabra*; Bse: *Buxus sempervirens*; Cpi: *Callianthe picta*; Cja: *Camellia japonica*; Cjap: *Chaenomeles japonica*; Cfr: *Cotoneaster franchetii*; Cmo: *Crataegus monogyna*; Ce: *Cupressus x leylandii*; Cse: *Cupressus sempervirens*; Ean: *Elaeagnus angustifolia*; Egi: *Equisetum giganteum*; Eja: *Euonymus japonicus*; Gmo: *Genista monspessulana*; Vsp: *Veronica speciosa*; Hhe: *Hedera helix*; Hma: *Hydrangea macrophylla*; Jme: *Jasminum mesnyi*; Jpo: *Jasminum polyanthum*; Lno: *Laurus nobilis*; Lan: *Lavandula angustifolia*; Ljm: *Ligustrum japonicum*; Llu: *Ligustrum lucidum*; Lsi: *Ligustrum sinense*; Lja: *Lonicera japonica*; Mci: *Melaleuca citrina*; Nol: *Nerium oleander*; Phu: *Pappostipa humilis*; Pca: *Passiflora caerulea*; Phy: *Pelargonium x hybridum*; Pte: *Phormium tenax*; Pgl: *Photinia glabra*; Pto: *Pittosporum tobira*; Pal: *Populus alba*; ; Pco: *Pyracantha coccinea*; Rru: *Ribes rubrum*; Rsp: *Rosa spp.*; Sro: *Salvia rosmarinus*; Rid: *Rubus idaeus*; Shu: *Salix humboldtiana*; San: *Senecio angulatus*; Sju: *Spartium junceum*; Tra: *Tamarix ramosissima*; Toc: *Thuja occidentalis*; Tja: *Trachelospermum jasminoides*; Vti: *Viburnum tinus*; Wsi: *Wisteria sinensis*.

población selecciona plantas ornamentales por su valor estético, mientras que el 86% por su facilidad de mantenimiento (Avolio *et al.*, 2019), dando cuenta de criterios compartidos en contextos costeros donde predomina la aridez.

Las familias con mayor número de especies son Rosaceae, Oleaceae y Cupressaceae. Si bien no existen antecedentes previos sobre la composición de los cercos vivos en la costa atlántica patagónica, se encuentra que estas familias coinciden parcialmente con lo observado en calles, parques, plazas y jardines de Comodoro Rivadavia (Municipalidad de Comodoro Rivadavia, 2020; González & Urquieta Ramírez, 2023) donde, salvo Rosaceae, las más frecuentes son Oleaceae, Cupressaceae, Ulmaceae, Myrtaceae, Fabaceae y Elaeagnaceae, las que incluyen algunas de las especies comercializadas en los viveros visitados, como *Nerium oleander*, *Ligustrum lucidum*, *Ligustrum sinense*, *Cupressus x leylandii*, *Melaleuca citrina*, *Spartium junceum*, *Euonymus japonicus*, *Hedera helix* y *Eleagnus angustifolia*. En cambio, un estudio similar realizado en cercos de ciudades de la Patagonia andina encontró que las familias más frecuentes son Rosaceae, Fabaceae y Cupressaceae (Rovere *et al.*, 2013). Por su parte, estudios realizados en jardines europeos registran que la mayoría de las especies ornamentales pertenecen a Asteraceae y Rosaceae (Smith *et al.*, 2006). Si bien tanto en nuestro caso como en la zona andina, Asteraceae no resulta ser relevante, es de destacar la importancia global de Rosaceae, la que podría deberse a distintos motivos, entre los que se destacan los atributos estéticos de sus flores y frutos (Li *et al.*, 2021).

Respecto al origen biogeográfico de las especies, encontramos que la mayoría son exóticas, procedentes principalmente de la región Holártica. De modo similar, un estudio desarrollado en cercos de ocho ciudades de la Patagonia andina, registró que la mayoría de las especies provienen de la región Holártica (72%) (Rovere *et al.*, 2013). El mayor empleo de especies exóticas de circulación comercial global ha sido previamente notado en trabajos vinculados a plantas ornamentales (Restrepo & Herrera Villa, 2014; Torres-Camacho, 2017; Avolio *et al.*, 2019; Traore *et al.*, 2024). Aún en zonas de la cordillera, donde el volumen de comercialización de nativas es más alto, continúa siendo menor al de las exóticas (Mancini *et al.*, 2018). Estos resultados apoyan la idea de la existencia de un patrón global

de uso de plantas ornamentales de origen Holártico, sumando evidencia a estudios previos en otros contextos socioculturales de la Patagonia (Rovere *et al.*, 2013).

Un aspecto importante para resaltar es que cuando se involucran especies exóticas, puede aumentar el riesgo de invasiones biológicas. En este trabajo encontramos que el 8,5% de las especies son invasoras en otras partes del mundo, aunque no se conoce su comportamiento en la zona de estudio. Diversos autores advierten sobre el riesgo de su comercio (ej. Restrepo & Herrera Villa, 2014; Culley & Feldman, 2023). A esto se suman cuestiones culturales y la propaganda comercial que promueven la imitación de criterios paisajísticos surgidos en países del hemisferio norte, que se han instalado en la sociedad desde la creación de las ciudades patagónicas. Esta selección de especies exóticas por parte de los habitantes también ha causado cambios en el paisaje, dado que muchas de estas se han asilvestrado (Rovere & Ezcurra, 2014). Asimismo, Faggi & Dadon (2010) consideran que el proceso de crecimiento urbano en localidades balnearias del extremo norte de la costa atlántica argentina desplazó parte de la flora nativa por especies exóticas, promoviendo el avance de invasoras como *Lonicera japonica*, escapada de los jardines domésticos.

Muchas especies exóticas invasoras se integran gradualmente en las culturas locales, incluso con el tiempo pueden ser percibidas como elementos originarios, modificando los usos y valores de las especies nativas. Es en este punto donde se destaca el enfoque etnobotánico para el concepto de paisaje (Capparelli *et al.*, 2011). Según estos autores, las distintas sociedades no sólo interactúan con la heterogeneidad ambiental, sino también crean heterogeneidad biocultural por medio de la domesticación, el manejo y el uso múltiple del ambiente. Estas prácticas y las diversas percepciones y actitudes vinculadas, crean sentido y hacen del entorno habitado, un fenómeno físico-cultural e históricamente determinado. El desconocimiento de las múltiples dimensiones que configuran los paisajes, entre ellas la cultural, podría afectar, por ejemplo, el apoyo público para la gestión y control de las especies invasoras (Jaric *et al.*, 2024).

Según Heywood (2011) es necesario difundir de manera más eficaz la información sobre el acceso a plantas introducidas y su destino; y se debe tener cuidado en los riesgos que podrían representar

nuevas introducciones. Desde una perspectiva de planificación, introducir más especies nativas en las ciudades a través del paisajismo podría ser una herramienta para dar a conocer la biodiversidad local y aumentar el apoyo de la población a su conservación (Niinemets & Peñuelas, 2008; Sánchez-Escalante, 2009; Herzog, 2013). De esta manera, la utilización de especies nativas con fines ornamentales sería deseable, aspecto que disminuiría los costos y el tiempo para su mantenimiento, evitando los riesgos de invasiones biológicas (Rovere & Molares, 2012; Fernández Cánepa & Seijas, 2021). En esta línea, existe un creciente interés por parte del sector científico-tecnológico de promover el uso de flora nativa para la ornamentación de jardines y espacios públicos a nivel regional y nacional (Manzano *et al.*, 2006; Echeverría *et al.*, 2024). Aunque, según Mancini *et al.* (2016), un gran porcentaje de viveristas considera que el mantenimiento de las plantas nativas en relación con el de las exóticas es más complejo y menos redituable. Posiblemente ello pueda ser consecuencia del desconocimiento de las técnicas de cultivo de las especies nativas (Rovere & Ezcurra, 2014; Mancini *et al.*, 2016; Avolio *et al.*, 2019).

Asimismo, la construcción de cercos vivos construidos en base a los atributos preferidos es parte de las prácticas culturales de manejo mediante las cuales los habitantes pueden dar lugar a especies nativas y, de esta manera, fomentar su conservación. Esto sería posible no solo a través del cultivo sino también a través de la tolerancia al permitir su desarrollo cuando se establecen de forma espontánea (Rovere *et al.*, 2013).

CONCLUSIONES

Este trabajo constituye el primer estudio urbano que analiza la diversidad de especies nativas y exóticas comercializadas para cercos vivos y su papel en términos de conservación para la costa atlántica patagónica.

En la ciudad de Comodoro Rivadavia los viveros ofrecen principalmente especies exóticas de la región Holártica, de acuerdo con el patrón global de selección de plantas ornamentales. Generalmente se trata de arbustos siempreverdes, con flores blancas, violetas o amarillas, frutos rojos, hojas verdes brillantes, moteadas o rojizas, siendo la apariencia

estética de las plantas el atributo más valorado por los clientes. También se menciona la aclimatación a las condiciones limitantes del ambiente como son la salinidad del suelo, la falta de agua y los vientos fuertes. Las especies que presentan estas adaptaciones son las que tienen el mayor ranking de venta.

Entre el conjunto de especies ofrecidas, cuatro de ellas (*Hedera helix*, *Lonicera japonica*, *Ligustrum sinense* y *Cupressus sempervirens*) podrían implicar riesgos de invasiones biológicas en la zona de estudio. Mientras que la difusión y promoción del uso de especies nativas adaptadas a las condiciones locales podría contribuir a las estrategias de conservación *in situ* mediante la tolerancia y protección de remanentes de vegetación nativa en la ciudad; o también de conservación *ex situ*, al promover alternativas de venta en el mercado de ornamentales, revitalizando su valor biocultural en las zonas urbanas (Rovere *et al.*, 2019). En este sentido, y considerando que las especies nativas no son en general preferidas por los consumidores, jardineros y viveristas (Echeverría *et al.*, 2024), un plan para incorporar más plantas nativas con fines ornamentales debería incluir no solo la divulgación de conocimientos botánicos, ecológicos y horticulturales para el manejo y producción de estas, sino también la consideración de los atributos preferidos por los consumidores. Esto podría sumar mayor interés y compromiso entre los actores urbanos involucrados, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad en la ciudad, de frente a los complejos desafíos relacionados al cambio climático y social (Oke *et al.*, 2021).

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

EB recolectó los datos y tomó las fotografías. SM y AR diseñaron y supervisaron el desarrollo de la investigación. La versión final del artículo fue redactada y revisada por las tres autoras.

AGRADECIMIENTOS

Un especial agradecimiento a los viveristas de Comodoro Rivadavia, quienes generosamente compartieron sus saberes y tiempo con nosotras. Al Dr. Adrián O. Cefarelli por ayudarnos en la elaboración de las figuras. Este trabajo fue financiado

por la Universidad Nacional de la Patagonia SJB, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica -PICT-2021-00645 (SM).

BIBLIOGRAFÍA

- ALBUQUERQUE, U. P., M. ALVES RAMOS, R. F. PAIVA DE LUCENA & N. L. ALENCAR. 2014. Methods and techniques used to collect ethnobiological data. En: ALBUQUERQUE, U. P., L. V. F. CRUZ DA CUNHA, R. F. P. DE LUCENA & R. R. N. ALVES (eds.), *Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology*, pp. 15-37. Humana Press, Nueva York.
https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8636-7_2
- ARENAS, P. 2012. *Etnobotánica en zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica*. CEFYBO-CONICET, Buenos Aires.
- AVOLIO, M., D. PATAKI, D. JENERETTE, S. PINCETL, ... & T. TRAMMELL. 2019. Urban plant diversity in Los Angeles, California: Species and functional type turnover in cultivated landscapes. *Plants People Planet* 2: 144-156.
<https://doi.org/10.1002/ppp3.10067>
- BETANCURT, R., A. E. ROVERE & A. H. LADIO. 2017. Incipient Domestication Processes in Multicultural Contexts: A Case Study of Urban Parks in San Carlos de Bariloche (Argentina). *Front. Ecol. Evol.* 5: 166. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00166>
- BURGUEÑO, G. & G.O. RODRÍGUEZ. 2022. *Plantas Invasoras del Cono Sur*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- BYNG, J., M. CHASE, M. CHRISTENHUSZ, M. FAY, ... & P. STEVENS. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *J. Linn. Soc. Bot.* 181: 1-20.
<https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- CABRERA, A. L. & A. WILLINK. 1973. *Biogeografía de América latina*, vol. 13. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington DC.
- CAPPARELLI A., N. HILGERT, A. LADIO, V. S. LEMA, ... & P. STAMPELLA. 2011. Paisajes culturales de Argentina: Pasado y presente desde las perspectivas etnobotánica y paleoetnobotánica. *RASADEP* 2: 67-79.
- CORREA, M. N. 1969 - 1999. *Flora Patagónica*, partes I-VIII. Colección Científica del INTA, Buenos Aires.
- CULLEY, T. & T. FELDMAN. 2023. The Role of Horticulture in Plant Invasions in the Midwestern United States. *Int. J. Plant Sci.* 184: 260-270.
<https://doi.org/10.1086/724662>
- DI SALVO, N. & A. E. ROVERE. 2023. *Plantas Nativas del NOA: Componente clave para ciudades sostenibles*. Editorial Fundación R.E. VERDECER, Salta.
- DIRIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, ... & C. W. ROBLEDO. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>.
- DIMITRI, M. J. 1980. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Descripción de plantas cultivadas*. Editorial ACME SACI, Buenos Aires.
- ECHEVERRÍA, M. L., S. I. ALONSO & V. M. COMPARATORE. 2024. Flora nativa de valor ornamental potencial del extremo sudoriental del sistema serrano de Tandilia (Argentina): una alternativa de uso y conservación. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 59: 221-238.
<https://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v59.n2.44399>
- FAETH, S., C. BANG, & S. SAARI. 2011. Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. *Ann. New York Acad. Sci.* 1223: 69-81.
<https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- FAGGI, A. M. & J. DADON. 2010. Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina* 19: 53-76.
- FERNÁNDEZ CÁNEPA, G. & S. SEIJAS. 2021. La jardinería como herramienta de conservación. *Ecós del Parque* 31: 5-6.
- GARCÍA-MEJÍA, E. E., J. GARCÍA-VIRGEN & R. E. CHÁVEZ-VALDEZ. 2018. Gestión de la comercialización de plantas ornamentales utilizando normas de trazabilidad hacia adelante. *RIIT* 6: 1-14.
- GONZÁLEZ, S. & L. URQUIETA RAMÍREZ. 2023. Composición florística y diversidad específica de los espacios verdes de la ciudad de Comodoro Rivadavia, Chubut, Argentina. *Quebracho* 31: 5-23.
- GRIZINIK, M. & N. HIRTZ. 2000. Salinización en el ejido urbano de la ciudad de Comodoro Rivadavia, Chubut. Argentina. Evaluación y propuesta de saneamiento. *Aguas Subterráneas*. Disponible en: <https://aguassubterranas.emnuvens.com.br/subterranas/article/view/23479>

- HARVEY, C. A., C. VILLANUEVA, J. VILLACÍS, M. CHACÓN, ... & F. L. SINCLAIR. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes in Central America. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111: 200-230. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.011>
- HERZOG, C. 2013. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. *Landscape Ecol. Eng.* 12: 141-150. <https://doi.org/10.1007/s11355-013-0233-8>
- HEYWOOD, V. 2011. The role of botanic gardens as resource and introduction centres in the face of global change. *Biodiversity Conserv.* 20: 221-239. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9781-5>
- HIRTZ, N. 2000. *Carta Geoambiental de Comodoro Rivadavia. Chubut. Informe final. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.* Secretaría Ciencia y Técnica, Comodoro Rivadavia.
- HÖFT, M., S. K. BARIK & A. M. LYKKE. 1999. *Quantitative Ethnobotany Applications of Multivariate and Statistical Analyses in Ethnobotany.* Division of Ecological Sciences. UNESCO, París.
- HURRELL, J. A. & D. H. BAZZANO. 2003. *Biota Rioplatense VIII. Arbustos 1. Nativos y exóticos.* Editorial LOLA, Buenos Aires.
- HURRELL, J. A., M. L. POCHETTINO, J. P. PUENTES & P. M. ARENAS. 2013. Del marco tradicional al escenario urbano: Plantas ancestrales devenidas suplementos dietéticos en la conurbación Buenos Aires-La Plata, Argentina. *Bol. Latinoam. Caribe Plantas Med. Aromat.* 12: 499-515.
- HURRELL, J. A., D. H. BAZZANO & G. DELUCCHI. 2022. *Biota Rioplatense IX. Arbustos 2 nativos y exóticos.* Editorial LOLA, Buenos Aires.
- IBM SPSS Statistics para Windows, versión 21. Disponible en: <https://www.ibm.com/support/pages/downloading-ibm-spss-statistics-21>.
- InBiAr. 2022. *Base de Datos sobre Invasiones Biológicas en Argentina.* GEKKO, Grupo de Estudios en Conservación y Manejo, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina. Disponible en: <http://www.inbiar.uns.edu.ar>
- INDEC. Instituto Nacional de Estadística y Censos. 2022 [online]. Disponible en: <https://www.indec.gov.ar/>
- IPNI. 2022. *International Plant Names Index.* The Royal Botanic Gardens, Kew, Harvard University Herbaria & Libraries and Australian National Botanic Gardens [online]. Disponible en: <http://www.ipni.org>
- ISE. International Society of Ethnobiology. 2006. *Code of Ethics* (with 2008 additions). Disponible en: <http://www.ethnobiology.net/code-of-ethics>
- JARIC, I., Á. FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, Z. MOLNÁR, U. ARBIEU, ... & J. M. JESCHKE. 2025 (preprint). Cultural inception of Invasive species. *Eco. Evo. Rxiv.* <https://doi.org/10.32942/X25G81>
- KINZIG, A. P., P. WARREN, C. MARTIN, D. HOPE & M. KATTI. 2005. The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity. *Ecol. Soc.* 10: 23. <https://doi.org/10.5751/ES-01264-100123>
- LACORETZ, M. V., I. VILLANOVA, M. I. SÁNCHEZ, E. VERRASTRO & P. M. CRISTIANO. 2022. La Red de Viveros de Plantas Nativas de Argentina (REVINA): Una perspectiva etnobotánica para fortalecer la restauración de ecosistemas en la Argentina. *Ecol. Austral* 32: 174-185. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.0.1784>
- LI, M., Y. XIAO, S. MOUNT & Z. LIU. 2021. An Atlas of Genomic Resources for Studying Rosaceae Fruits and Ornamentals. *Front. Plant Sci.* 12: 644881. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.644881>
- LONGO BLASÓN, M. S., S. MOLARES & A. H. LADIO. 2022. Las etnoespecies comercializadas en la feria de agricultores de Bariloche (Rio Negro, Argentina) y su versatilidad en alimentos locales: Contribuciones hacia la soberanía alimentaria local. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 57: 1-10. <https://dx.doi.org/doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n3.37329>
- MACK, R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, E. HARRY, ... & F. BAZZAZ. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- MANCINI, F., A. MAZZONI, A. PRINA, & I. VILLANOVA. 2016. Viveros de la Patagonia norte [online]. *Economía & Viveros.* Disponible en: https://economiyviveros.com.ar/noviembre2016/actualidad_floricola_2.html.
- MANCINI, F., A. MAZZONI, A. PRINA & I. VILLANOVA. 2018. Caracterización de viveros de plantas ornamentales nativas de la Patagonia Norte Andina. En: *Libro de Resúmenes del 40° Congreso Argentino de Horticultura*, p. 92. Asociación Argentina de Horticultura. Córdoba.
- MANZANO, E., A. MANSILLA, P. SEEMANN, F. SCHIAPPACASSE, ... & P. RIEDEMANN. 2006. Estudio, multiplicación y manejo de especies

- nativas con aptitud ornamental, presentes en la flora patagónica de la región de Aysén. *Agro Sur* 34: 12-13. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2006.v34n1-2-07>
- MÁRQUEZ, D. & M. PALMA GODOY. 1993. *Comodoro Rivadavia en tiempos de cambio: una propuesta para la revalorización de nuestras identidades culturales*. Editorial Proyección Patagónica, Comodoro Rivadavia.
- MATTEUCCI, S. D. 2012. Ecorregión Estepa Patagónica. En: MORELLO, J., S. D. MATTEUCCI, A. RODRIGUEZ & M. SILVA (eds.), *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, pp. 549-654. Orientación Gráfica Editora S.R.L., Buenos Aires.
- MAYDS 2021. Res. 109/2021 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación). Lista de especies exóticas invasoras, potencialmente invasoras y criptogénicas de la República Argentina [online]. Disponible en: www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-109-2021-348718.
- MOLARES, S., P. ARENAS & A. AGUILAR. 2012. Etnobotánica urbana de los productos vegetales adelgazantes comercializados en México DF. *Bol. Latinoam. Caribe Plantas Med. Aromat.* 11: 400-412.
- MOLARES, S. & A. E. ROVERE. 2016. Plantas medicinales, comestibles y aromáticas en cercos vivos de una ciudad patagónica de Argentina: características y potencialidades de un recurso poco explorado. *Bol. Latinoam. Caribe Plantas Med. Aromat.* 15: 41-52.
- MORISIGUE, D. E., D. A. MATA, G. R. FACCIUTO & L. BULLRICH. 2012. *Floricultura. Pasado y presente de la floricultura argentina*. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- MUNICIPALIDAD DE COMODORO RIVADAVIA. 2018. Código de ordenamiento urbano de Comodoro Rivadavia. Chubut [online]. Disponible en: www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/planes-loc/CHUBUT/Codigo-Urbano-Comodoro-Rivadavia.pdf
- MUNICIPALIDAD DE COMODORO RIVADAVIA. 2020. Plan de gestión integral de arbolado urbano (PGIAU). Secretaría De Gobierno, Modernización y Transparencia Subsecretaría de Ambiente https://drive.google.com/file/d/1h7RI4A7vGUWhwuiRbF_0wxFVXp1e12T/view
- MUNICIPALIDAD DE COMODORO RIVADAVIA. 2022a. Perfil de la ciudad [online]. Disponible en: www.comodoro.gov.ar/miciudad/2022/08/03/perfil-de-la-ciudad/
- MUNICIPALIDAD DE COMODORO RIVADAVIA. 2022b. Dirección general de catastro [online]. Disponible en: www.comodoro.gov.ar/miciudad/2020/12/21/relevamiento-barrios/
- NASCIMENTO, V. T., L. G. SOUSA, G. C. ALVES, E. L. ARAUJO & U. P. ALBUQUERQUE. 2009. Rural fences in agricultural landscape and their conservation role in an area of *caatinga* (dryland vegetation) in Northeast Brazil. *Environ. Dev. Sustain.* 11: 1005-1029. <https://doi.org/10.1007/s10668-008-9164-1>
- NIINEMETS, U. & J. PEÑUELAS. 2008. Gardening and urban landscaping: significant players in global change. *Trends Plant Sci.* 13: 60-65. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2007.11.009>
- OKE, C., S. BEKESSY, N. FRANTZESKAKI, J. BUSH, ... & S. GAWLER. 2021. Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *npj Urban Sustain* 1: 11. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>
- OSPINA-ANTE, A. 2003. *Agroforestería. Aportes Conceptuales, metodológicos y Prácticos para el Estudio Agroforestal*. Asociación del Colectivo de Agroecología del Suroccidente Colombiano, Santiago de Cali, Colombia.
- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI, ... & R. J. C. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral* 28: 040-063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PEREA ORJUELA, K. 2024. *Hacia una caracterización de los compradores entre 20 y 35 años, actuales y potenciales de plantas ornamentales vivas en Bogotá*. Tesis de posgrado. Universidad El Bosque, Bogotá, Colombia.
- PIRONDO, A., J. P. COULLERI, H. A. KELLER & M. S. FERRUCCI. 2011. Influencia de factores externos sobre la comercialización de plantas medicinales en un medio urbano: el caso de vendedores criollos e indígenas en Corrientes, Argentina. *Bol. Latinoam. Caribe Plantas Med. Aromat.* 10: 553-569.
- RAPOPORT, E. H. 1988. Lo Bueno y lo malo tras el Descubrimiento de América. El punto de vista ecológico y biogeográfico. *Arbor* 131: 103-125.
- RESTREPO, L. & M. HERRERA VILLA. 2014. Jardines Ornamentales Urbanos Contemporáneos: Transnacionalización, Paisajismo y Biodiversidad. Un Estudio Exploratorio en Medellín, Colombia. *Rev. Fac. Nac. Agron.* 68. 7557-7568.
- REYES JIMÉNEZ, J. & C. MARTINEZ ALVARADO. 2016. *Establecimiento y manejo de cercas vivas*. Fundación Produce Sinaloa [online].

- Disponible en: www.fps.org.mx/portal/index.php/publicaciones/103-pecuario/1238-establecimiento-y-manejo-de-cercas-vivas
- RODRIGUEZ, M. A. & S. B. UNDA. 2016. Análisis de la cadena de comercialización de plantas ornamentales de los viveros en la ciudad de Machala, Ecuador. *Rev. Caribeña Cienc. Soc.* Mayo 2016: 1-11. Disponible en: www.eumed.net/rev/caribe/2016/05/viveros.html
- ROVERE, A. E. & S. MOLARES. 2012. Una estrategia inter-jurisdiccional para el control de especies ornamentales invasoras. *Eco sociedad 2012: bosque, ruralidad y urbanismo*: 256-263.
- ROVERE, A. E., S. MOLARES & A. H. LADIO. 2013. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecol. Austral* 23: 165-173.
- ROVERE, A. E. & C. EZCURRA. 2014. Recuadro 5. Plantas ornamentales del bosque templado. En: RAFFAELE, E., M. DE TORRES CURTH, C. MORALES & T. KITZBERGER (eds), *Ecología e historia natural de la Patagonia Andina: un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*, p. 225. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires.
- ROVERE, A. E., S. MOLARES, & A.H. LADIO. 2015. Cercos vivos en la flora de una ciudad de la Patagonia semiárida argentina: especies preferidas e implicancias para la restauración ecológica. En: MARTINEZ CARRETERO, E. & A. D. DALMASSO (eds.), *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* 2, pp. 429-442. IADIZA, Mendoza.
- ROVERE, A. E., M. STECCONI, P. MARTÍNEZ, M. FERREYRA & G. CHICHIZOLA. 2019. Senderos de conservación de nativas en el este de Bariloche. *Desde la Patagonia, difundiendo saberes* 16: 2-9.
- SALOMÓN, M. 2015. *Desarrollo local, migraciones y desarraigo: la agricultura periurbana en Comodoro Rivadavia como testimonio de la voluntad transformadora de los desarraigados*. Tesis de posgrado. Universidad Nacional del Sur, Argentina.
- SAN MARTINO, L., B. DÍAZ, C. MASSERA, G. STOESSEL, ... & V. GARGAGLIONE. 2021. *El agua como activo ambiental en la cuenca del Golfo San Jorge. Principales Problemáticas. Documento de trabajo en el marco de la Plataforma de Innovación Territorial "Cuenca del Golfo San Jorge"*. INTA, Trelew.
- SÁNCHEZ-ESCALANTE, J. 2009. Asociación para las plantas nativas de Sonora: spreading Knowledge and Appreciation of Plants. *The Plant Press* 33: 16-17.
- SIVIERO, A., A. DELUNARDO, M. HAVERROTH, L. OLIVEIRA & Â. MENDONÇA. 2011. Cultivo de espécies alimentares em quintais urbanos de Rio Branco, Acre, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 25: 549-556.
- SMITH, R. M., K. THOMPSON, J. G. HODGSON, P. H. WARREN & K. J. GASTON. 2006. Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biol. Conserv.* 129: 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.045>
- TEJEDO, A., F. PEREYRA, C. ANIELLI & M. JONES. 2000. *Comodoro Rivadavia. Provincia de Chubut. Programa Nacional de Cartas Geológicas de la República Argentina.1:250.000. Carta de Peligrosidad Geológica 4566-III*. Boletín: 305. Subsecretaría de Minería de la Nación. SEGEMAR. I.G.R.M. Dirección de Geología Ambiental y Aplicada, Buenos Aires.
- TERUYA EICHEMBERG, M., A. M. C. DE MELLO & L. CUNHA DE MOURA. 2009. Species composition and plant use in old urban homegardens in Rio Claro, Southeast of Brazil. *Acta Bot. Bras.* 23: 1057-1075.
- TORRES-CAMACHO, K., E. MELENDEZ-ACKERMAN, E. DÍAZ, N. CORREA, ... & J. SEGUINOT. 2017. Intrinsic and extrinsic drivers of yard vegetation in urban residential areas: implications for conservation planning. *Urban Ecosyst.* 20: 403-413. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0602-9>
- TOWNSLEY-BRASCAMP, W. & N. E. MARR. 1995. Evaluation and analysis of consumer preferences for outdoor ornamental plants. *Acta Hort.* 391: 199-208. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1995.391.19>
- TRAORE, B., B. OUATTARA, B. ZONGO & P. OUOBA. 2024. Availability of forest tree species in nurseries for domestic use and for reforestation in different climatic zones in Burkina Faso (West Africa). *J. Hort. For.* 16: 1-19. <https://doi.org/10.5897/JHF2023.0712>
- USACH, N. & B. FREDDO. 2016. Dispersión y fragmentación socioespacial en el crecimiento reciente de una ciudad petrolera de la Patagonia argentina. *Pap. Poblac.* 22: 265-301.
- ZAMORA PEDRAZA, G., S. AVENDAÑO-REYES, R. COATES, J. A. GÓMEZ DIAZ, ... & J. C. LÓPEZ-ACOSTA. 2022. Live

Fences as Refuges of Wild and Useful Plant Diversity: Their Drivers and Structure in Five Elevation Contrast Sites of Veracruz, Mexico. *Trop. Conserv. Sci.* 15: 1-22. <https://doi.org/10.1177/19400829221078489>

ZULOAGA, F., M. BELGRANO & C. ZANOTTI. 2019. Actualización del Catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur. Instituto de Botánica Darwinion. *Darwiniana*, n. s. 7: 208-278. <https://dx.doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Comisión Directiva

Presidenta: Alicia LOPEZ MENDEZ
Vice-Presidente: Federico Omar ROBBIATI
Secretaria: Agustina YAÑEZ
Secretaria de Actas: Adolfini SAVORETTI
Tesorera: Eliana COTUREL
Protesorera: Marisa BONASORA

Vocales titulares

Jessica Noelia VIERA BARRETO, Roberto SALAS, Jorge Rafael FLORES, Vanina SALGADO,
Renato Andrés GARCÍA, Juan Facundo RODRIGUEZ CRAVERO

Vocales suplentes

María Belén DOUMECQ

Revisores de cuentas

Agostina Belén SASSONE, Nicolás Fernando BRIGNONE

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.
El maquetado del presente volumen fue hecho 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, Argentina

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.