

MARZO 2019

VOLUMEN 54 (1)

Boletín de la
Sociedad Argentina de
BOTÁNICA



S Δ B

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

ISSN 0373-580X Córdoba, Argentina



BOLETÍN DE LA SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Es el órgano de difusión de la Sociedad Argentina de Botánica encargado de editar trabajos científicos originales, revisiones y recensiones en todas las ramas de la biología vegetal y de los hongos. Se edita un volumen anual con dos entregas semestrales. 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> <http://revistas.unc.edu.ar/index.php/BSAB>

El Boletín está incorporado al Núcleo Básico de revistas científicas argentinas y Scielo (Scientific Electronic Library On Line) y es citado en Science Citation Index Expanded, Current Contents (Agriculture, Biology & Environmental Sciences), Scopus, AGRICOLA, Index to American Botanical literature, Periódica, Latindex, Excerpta Botanica, The Kew Record of Taxonomic Literature, CAB (Center for Agriculture and Bioscience International), Biosis Previews, Biological Abstracts.

Directora

ANA MARÍA GONZALEZ (Instituto de Botánica del Nordeste, Corrientes), boletinsab@gmail.com

Editores Asociados

GABRIEL BERNARDELLO (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba).

Biología Reproductiva. ANA CALVIÑO (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba).

Briología. GUILLERMO SUAREZ (Instituto Miguel Lillo, Tucumán).

Ecología. GUILLERMO FUNES (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba).

OMAR VARELA (Universidad Nacional de Chilecito, La Rioja).

Etnobotánica. NORMA I. HILGERT (Instituto de Biología Subtropical, Puerto Iguazú).

Ficología. LUZ ALLENDE (CONICET, Universidad Nacional de Gral. Sarmiento, Bs. As).

EUGENIA A. SAR (Universidad Nacional de La Plata).

Fisiología. FEDERICO MOLLARD (Universidad de Buenos Aires).

Fitoquímica. MARÍA PAULA ZUNINO (Universidad Nacional de Córdoba, IMBIV, Córdoba).

Genética & Evolución. VIVIANA SOLIS NEFFA (Universidad Nacional del Nordeste, IBONE, Corrientes).

Micología. LEOPOLDO IANONNE (Universidad de Buenos Aires).

MARIA VICTORIA VIGNALE, (Universidad de Buenos Aires).

Morfología & Anatomía. ANA MARÍA GONZALEZ (Universidad Nacional del Nordeste, IBONE, Corrientes).

Paleobotánica. GEORGINA DEL FUEYO (Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, CABA).

Palinología. GONZALO J. MARQUEZ (Universidad Nacional de La Plata).

Plantas Vasculares. CAROLINA I. CALVIÑO (Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro). FRANCO

E. CHIARINI (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba). MASSIMILIANO DEMATTEIS

(Universidad Nacional del Nordeste, IBONE, Corrientes). DIEGO GUTIÉRREZ (Museo Argentino de Ciencias

Naturales Bernardino Rivadavia, CABA). OLGAG. MARTINEZ (Universidad Nacional de Salta).

Secretaría de Edición

ADRIANA N. PEREZ (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba).

Asesores Editoriales

Anatomía. NANUZA LUIZA DE MENEZES (Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo, Brasil).

Biología Reproductiva. MARCELO AIZEN (Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro).

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

Ecología. MARCELO CABIDO (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Córdoba).

Etnobotánica. PASTOR ARENAS (CEFYBO, Universidad de Buenos Aires).

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

Genética, Evolución. LIDIA POGGIO (Universidad de Buenos Aires).

Micología. MARIO RAJCHENBERG (Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico, Esquel, Chubut).

Paleobotánica, Palinología. MARTA MORBELLI (Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires).

Plantas Vasculares. CECILIA EZCURRA (Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro).

JEFFERSON PRADO (Instituto de Botánica, San Pablo, Brasil).

FERNANDO ZULOAGA (Instituto de Botánica Darwinion, San Isidro, Buenos Aires).

Sistemática Filogenética. PABLO GOLOBOFF (Fundación Miguel Lillo, Tucumán).

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

© Sociedad Argentina de Botánica. Córdoba, 2019.

Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Av. Vélez Sarsfield 299, 5000 Córdoba, Argentina. Tel.: 0351433 2104.

Queda hecho el depósito que establece la ley 11.723.

Inscripción en el Registro de la Propiedad Intelectual: en trámite.

Fecha de Distribución: 28 de marzo de 2019.

ÍNDICE

FICOLOGÍA - PHYCOLOGY

- BLANCO, S., A. OLENICI, F. ORTEGA, F. JIMÉNEZ-GÓMEZ y F. GUERRERO
Taxonomía y morfología de *Craticula gadorensis* sp. nov. (Bacillariophyta,
Stauroneidaceae). 5-11
Taxonomy and morphology of *Craticula gadorensis* sp. nov. (Bacillariophyta,
Stauroneidaceae).

BRIOLOGÍA - BRYOLOGY

- COLOTTI, M. T. y G. M. SUÁREZ
Primer registro de *Catagonium brevicaudatum* (Catagoniaceae) para la
Argentina. 13-16
First record of *Catagonium brevicaudatum* (Catagoniaceae) for Argentina.

BIOLOGÍA REPRODUCTIVA - REPRODUCTIVE BIOLOGY

- CAMINA, J. L., E. TOURN, A. C. ANDRADA, C. PELLEGRINI y L. ASHWORTH
Spatial and temporal distribution of floral rewards within the capitula: the case of
Hyalis argentea (Asteraceae). 17-27
Distribución espacial y temporal de las recompensas florales dentro de los
capítulos: el caso de *Hyalis argentea* (Asteraceae).

- AMELA GARCÍA, M. T., D. AQUINO, A. BOUZA, M. C. GROHAR, A. N. HERRERA
CANO, M. LAFUENTE DIAZ, M. B. MIGUEZ, V. SCORZA y M. CHAMER
Sistema reproductivo y biología floral de *Lantana camara* (Verbenaceae) en una
población ribereña del Río de la Plata. 29-42
Reproductive system and floral biology of *Lantana camara* (Verbenaceae) in a
riparian population of the Río de la Plata.

PALEOBOTÁNICA Y PALINOLOGÍA - PALEOBOTANY AND PALYNOLOGY

- APÓSTOLO, N. M., M. F. RODRÍGUEZ y E. PINTAR
Macrorrestos vegetales en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta
de la Sierra (Catamarca, Argentina). Paleoambiente y uso de la vegetación
durante el Holoceno. 43-65
Plant macroremains at Cueva Salamanca 1 archaeological site, Antofagasta de
la Sierra (Catamarca, Argentine). Paleoenvironment and vegetation use during
the Holocene.

VELÁZQUEZ, N. J. y L. S. BURRY

Análisis palinológico de superficie de hojas y tallos de ítems dietarios de *Lama guanicoe* (Fam. Camelidae) en Patagonia (Argentina): implicancias en la identificación del origen del polen en coprolitos.

67-78

Palynological analysis of stems and leaves surface of food items of *Lama guanicoe* (Fam. Camelidae) in Patagonia (Argentina): implicances in the identification of the pollen source in coprolites.

GENÉTICA Y EVOLUCIÓN - GENETICS AND EVOLUTION

CERDEIRA, E. N., B. O. SAIDMAN y C. L. POMETTI

Evidencias de estructura poblacional y estructura genética espacial a escala fina en poblaciones argentinas de *Acacia furcatispina* (Fabaceae).

79-91

Evidences of population structure and spatial genetic structure at fine scale in Argentinean populations of *Acacia furcatispina* (Fabaceae).

ECOLOGÍA Y FITO GEOGRAFÍA - ECOLOGY AND PHYTOGEOGRAPHY

VALFRÉ-GIORELLO, T. A., R. C. TORRES, F. R. BARRI y D. RENISON

Control mecánico del árbol no nativo *Ligustrum lucidum* (Oleaceae): supervivencia, regeneración y costos.

93-104

Mechanical control of the non-native tree *Ligustrum lucidum*: survival, regeneration, and cost.

NATALE, E., M. ARANA, G. VILLALBA†, H. REINOSO, M. DE LA RETA y A. OGGERO

Caracterización y estado de conservación de la vegetación ribereña de la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina).

105-123

Characterization and conservation status of the riparian vegetation of the middle basin of the río Cuarto (Córdoba, Argentina).

ETNOBOTÁNICA - ETHNOBOTANY

TORRICO CHALABE, J. K. y C. TRILLO

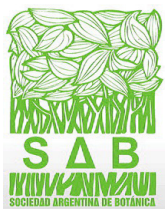
Diferencias de conocimientos, valoración y uso de Cactáceas entre pobladores de Salinas Grandes y Sistema Serrano (Córdoba, Argentina).

125-136

Differences in knowledge, valuation and use of cacti among residents of Salinas Grandes and Serrano System (Córdoba, Argentina).

PETRUCCI, N. y R. SPANO
Arqueobotánica del sitio temprano Soria 2 (Catamarca, Argentina) 137-154
Archaeobotany of the early site Soria 2 (Catamarca, Argentina).

OBITUARIO - OBITUARY 155



TAXONOMÍA Y MORFOLOGÍA DE *CRATICULA GADORENSIS* SP. NOV. (BACILLARIOPHYTA, STAURONEIDACEAE)

TAXONOMY AND MORPHOLOGY OF *CRATICULA GADORENSIS* SP. NOV. (BACILLARIOPHYTA, STAURONEIDACEAE)

Saúl Blanco^{1,*}, Adriana Olenici², Fernando Ortega^{3,4}, Francisco Jiménez-Gómez^{3,4} y Francisco Guerrero^{3,4}

1. Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales, Universidad de León, Campus de Vegazana s/n, 24071, León, España. Laboratorio de diatomología y calidad de aguas. Instituto de Investigación de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad. La Serna 58, 24007, León, España.

2. Babes-Bolyai University, Faculty of Environmental Science and Engineering, Cluj-Napoca, Rumanía.


3. Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Campus de Las Lagunillas, s/n. 23071 Jaén, España.


4. Centro de Estudios Avanzados en Ciencias de la Tierra. Campus de Las Lagunillas, s/n. 23071 Jaén, España.

* sbllal@unileon.es

Citar este artículo

BLANCO, S., A. OLENICI, F. ORTEGA, F. JIMÉNEZ-GÓMEZ & F. GUERRERO. 2019. Taxonomía y morfología de *Craticula gadorensis* sp. nov. (Bacillariophyta, Stauroneidaceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 5-11.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23574>

Recibido: 27 Agosto 2018
Aceptado: 2 Noviembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Eugenia Alicia Sar 

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

SUMMARY

Background and Aims: The diatom *Craticula gadorensis* sp. nov. is described from samples of epilithic algae collected in a shallow pond from the Gador mountains, in the province of Almería (Spain).

M&M: Samples were taken and processed following the usual protocols for diatoms. Morphological and ultrastructural characteristics of this new taxon are described and illustrated using light and scanning electron microscopy.

Results: The new species is characterised by having elliptic-lanceolate to rhombic-lanceolate valves, with slightly protracted, subrostrate apices, a linear, narrow axial area and a slightly dilated, linear-lanceolate central area.

Conclusions: A morphological comparison with related species shows that the combination of features in *Craticula gadorensis* is unique (mainly the dimensions, areola density and the shape of the central area).

KEY WORDS

Diatoms, new species, shallow lakes, Almería, Spain.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Se describe la diatomea *Craticula gadorensis* sp. nov. a partir de muestras de algas epilíticas recogidas en una balsa ganadera de la Sierra de Gádor, en la provincia de Almería.

M&M: Las muestras se tomaron y procesaron siguiendo los protocolos metodológicos para diatomeas. Los caracteres morfológicos y ultraestructurales de este nuevo taxón se describen e ilustran mediante imágenes de microscopía óptica y electrónica.

Resultados: La nueva especie se caracteriza por presentar valvas elíptico-lanceoladas a rómbico-lanceoladas, con ápices ligeramente prolongados, subrostrados, con un área axial lineal, estrecha y un área central un poco dilatada, lineal-lanceolada.

Conclusiones: La comparación morfológica con otras especies del género muestra que la combinación de caracteres de *Craticula gadorensis* (principalmente las dimensiones, la densidad de areolas y la forma del área central) es única.

PALABRAS CLAVE

Diatomeas, nueva especie, balsas ganaderas, Almería, España.

INTRODUCCIÓN

El género *Craticula* Grunow aparece en la literatura científica en el siglo XIX (Grunow, 1867) para designar un conjunto de especies de diatomeas capaces de generar “craticulae” o valvas internas. El género, con *C. perrotettii* Grunow como lectotipo designado por Robert Ross (Farr *et al.*, 1979), fue considerado inválido durante mucho tiempo, al suponerse que estaba basado meramente en células aberrantes (Fourtanier & Kociolek, 1999). Durante el siglo XX, las especies del género (principalmente *C. cuspidata* (Kütz.) D.G.Mann y afines) formaron la sección *Orthostichae* Cleve, y posteriormente los subgéneros *Cuspidata* (Grunow) Patrick

y *Halophila* Patrick, dentro de *Navicula* Bory. Round *et al.* (1990) reestablecieron *Craticula* como género independiente, describiendo sus principales apomorfías. Finalmente, Morales & Le (2005) lo hacen sinónimo de *Lacunricula* Lange-Bertalot, Cavacini, Tagliaventi & Alfinito (2003) al transferir la especie tipo del género *L. sardiniensis* Lange-Bert., Cavacini, Tagliaventi & Alfinito a *Craticula*. En su revisión del género, Mann & Stickle (1991) muestran que *Craticula* no guarda una vinculación directa con las naviculáceas, asignando tentativamente el género a la familia Stauroneidaceae, criterio que se ha seguido hasta la fecha (Cox, 2015).

Los caracteres definitorios del género son: (i) la capacidad de formar “craticulae” y “estadios heribauidii” en las formas de resistencia como respuesta al estrés osmótico (no observados en todas las especies); (ii) un sternum elevado externa e internamente; (iii) estrías uniseriadas, generalmente paralelas, que continúan en un manto proporcionalmente estrecho, con areolas pequeñas y redondeadas ocluidas internamente por hímenes perforados; (iv) areolas externamente alineadas en estrías longitudinales rodeadas por costillas longitudinales, y (v) ausencia de costillas paralelas al sistema del rafe (Round *et al.*, 1990; Lange-Bertalot, 2001). Además de ello, *Craticula* muestra diferencias evidentes con el género *Navicula* en el modo de división de los cloroplastos, en la estructura de los pirenoides y del cíngulo, y en varios aspectos de la reproducción sexual (Mann & Stickle, 1991). El género comprende algo más de 50 especies (Beauger *et al.*, 2017), una docena de las cuales habían sido citadas en la Península Ibérica a principios de siglo (Aboal *et al.*, 2003), si bien durante los últimos años se han añadido nuevas especies. Entre las contribuciones recientes al género a nivel mundial destacan *C. strelnikoviana* E.Morales, S. Rivera & C.E.Wetzel, *C. guaykuruorum* C.E.Wetzel, E.Morales & Ector (in Morales *et al.*, 2014) y *C. lecohui* Beauger, C.E.Wetzel & Ector (in Beauger *et al.*, 2017). Este artículo describe una nueva especie de *Craticula* hallada en la Balsa de la Chanata (Almería, España).

MATERIAL Y MÉTODOS

Las muestras fueron recogidas en primavera de 2017 en la zona litoral de Balsa de la Chanata

(Almería, España, 36° 54' 51.03" N, 2° 41' 29.69" O, 1425 m s.n.m., Fig. 1), una balsa ganadera temporal situada en la Sierra de Gádor. Presenta una cuenca de recepción de algo más de 6 ha y una cobertura vegetal de la cuenca del 50% (Frot *et al.*, 2008). Las muestras fueron recogidas del epilíton de piedras litorales, con la ayuda de un cepillo y preservadas usando formaldehído (4% v/v). En el laboratorio se obtuvieron suspensiones de frústulos limpios mediante la oxidación de la materia orgánica con peróxido de hidrógeno (30% v/v), calentando a 70-90 °C para acelerar la reacción. Se añadieron, además, unas gotas de ácido clorhídrico (3 M) para eliminar las inclusiones de carbonato cálcico. El montaje de las preparaciones microscópicas fue realizado usando una resina sintética de alto índice

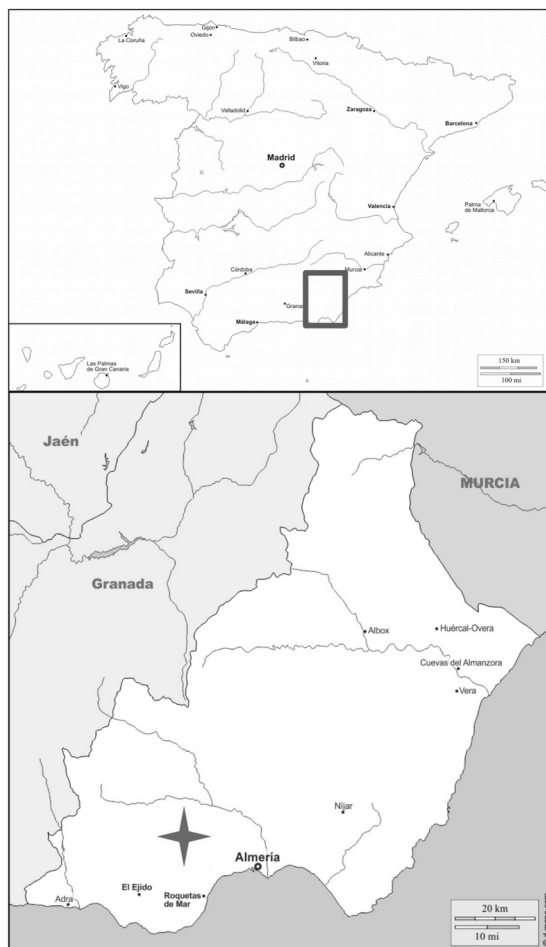


Fig. 1. Localización del sitio de muestreo.

de refracción óptica (Naphrax®). La identificación de las especies de diatomeas se realizó a 1000 aumentos, usando un microscopio óptico (MO) Olympus BX60, equipado con una cámara fotográfica OPTIKA, con la que fueron realizadas las fotografías de microscopía óptica. Las muestras fueron analizadas con microscopía electrónica de barrido (MEB) en la Unidad de Microscopía Electrónica de la Universidad de Jaén, colocando una gota de la muestra sobre una estructura metálica conductora y dejando secar a temperatura ambiente. Las muestras fueron posteriormente recubiertas con una capa de oro de 10 nm de grosor mediante un sistema de metalización modular de alto vacío (QUORUM Q150T ES). El estudio se realizó usando un microscopio MERLIN (Carl Zeiss), operando a 20 kV.

La relación entre los principales parámetros morfométricos en la población analizada fue estudiada representando las medidas realizadas en el espécimen tipo mediante un diagrama de dispersión.

RESULTADOS

Craticula gadorensis S. Blanco sp. nov.

Valvae elliptico-lanceolatae ad rhombico-lanceolatae apicibus leviter protractis subrostratis (Fig. 2). Longitudo 64–91 μm ($81,5 \pm 10,3 \mu\text{m}$), latitudo 16–20 μm ($18,2 \pm 1,1 \mu\text{m}$), ratio 3,8–4,9 ($4,5 \pm 0,4 \mu\text{m}$). Area axialis linearis, angusta. Area centralis paullo dilatata in media aream axialem. Raphe recta filiformis. Striae transapicales parallelae, ad polos modice convergentes, 14–16 in 10 μm ($14,5 \pm 0,7$ in 10 μm). Areolae ca. 35 in 10 μm . 11 valvae mensae.

Holotypus. GDA-ALGAE 9107. Muestra de microscopía óptica y preparación de microscopía electrónica de barrido. Registro: <http://phycobank.org/100518>

Locus typicus. Balsa de la Chanata, Almería, España, sobre piedras (36° 54' 51.03" N, 2° 41' 29.69" O, 1425 m s.n.m., 18-06-2017)

Etimología: “*gadorensis*”, referido a la Sierra de Gádor, donde se ubica la localidad tipo.

Descripción. Valvas elíptico-lanceoladas

a rómbico-lanceoladas, con ápices ligeramente prolongados, subrostrados (Fig. 2). Longitud: 64–91 μm ($81,5 \pm 10,3 \mu\text{m}$), anchura: 16–20 μm ($18,2 \pm 1,1 \mu\text{m}$), cociente largo/anchura: 3,8–4,9 ($4,5 \pm 0,4 \mu\text{m}$) (Fig. 3). Área axial lineal, estrecha. Área central un poco dilatada, lineal-lanceolada. Rafe recto, filiforme. Estrías transapicales paralelas, algo convergentes hacia los polos, 14–16 en 10 μm ($14,5 \pm 0,7$ en 10 μm). Medidas sobre 11 individuos.

Ultraestructura. Las valvas son planas y la transición hacia el estrecho manto es suave y gradual (Fig. 4D). El rafe yace sobre un sternum elevado tanto interna como externamente (Figs. 4A, B). Las fisuras proximales del rafe son ligeramente onduladas y ligeramente expandidas exteriormente (Fig. 4B), inconspicuas, ligeramente onduladas y puntiformes interiormente (Fig. 4C). El rafe termina apicalmente en la superficie valvar, en fisuras unciformes exteriormente (Fig. 4B), curvadas en el mismo sentido, e interiormente en fisuras ligeramente curvadas hacia el mismo lado de la valva, terminadas en helictoglosas simples,

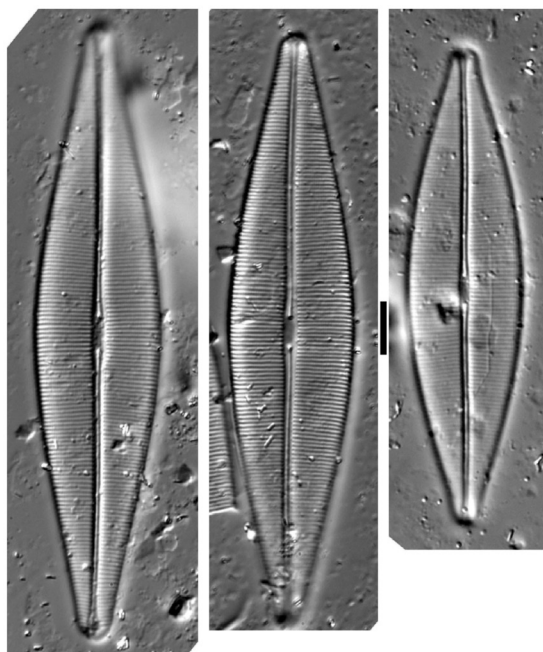


Fig. 2. *Craticula gadorensis* sp. nov. Individuos del espécimen holotipo en vista valvar (MO, contraste interferencial). Barra de escala: 10 μm .

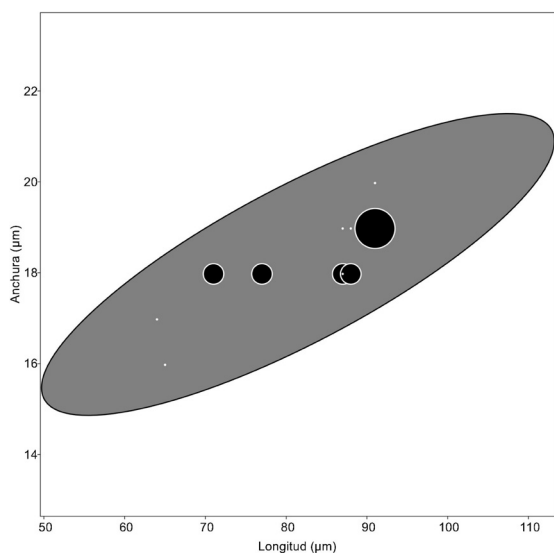


Fig. 3. Relación entre la longitud y la anchura de las valvas en la población tipo de *Craticula gadorensis*. El diámetro de los círculos es proporcional a la densidad de estrías. Puntos ajustados a una elipse de confianza del 95%.

poco desarrolladas, que interrumpen la estriación, rodeando un área apical hialina (Fig. 4D). Las areolas son redondeadas internamente, apicalmente alargadas en vista externa (excepto las que rodean al rafe, que son puntiformes), dispuestas de forma regular y continua a lo largo de la estría (ca. 35 en 10 μm), incluyendo el manto, y ocluidas internamente por hímenes (Fig. 4C). Se aprecian las costillas longitudinales en vista valvar externa (Fig. 4B).

Ecología. Las especies de *Craticula* son preferentemente bentónicas, en su mayoría típicas de aguas salobres, salinas o muy contaminadas y algunas especies son consideradas como las más tolerantes a la eutrofización (Levkov *et al.*, 2016). Se ha observado una gran diversidad del género en hábitats acuáticos alcalinos y cálidos, incluyendo lagunas temporales y efímeras (Levkov *et al.*, 2016). Las especies de este género presentan estrechos rangos de tolerancia a valores de pH, conductividad y concentración de nutrientes (Beauger *et al.*, 2017). En nuestro estudio, la población más importante de

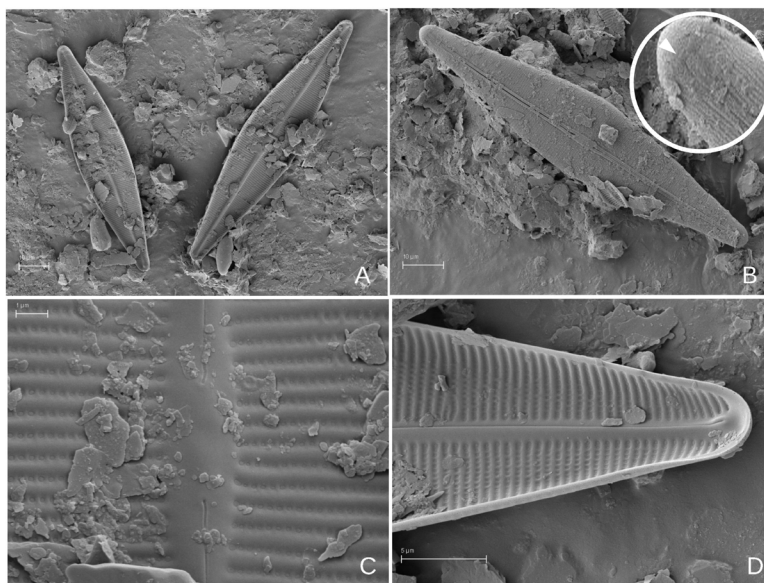


Fig. 4. *Craticula gadorensis* sp. nov. Individuos del espécimen holotipo (MEB). **A.** Habitus. Vista valvar interna, obsérvese el sternum internamente elevado. **B.** Vista valvar externa. Obsérvese el detalle de un extremo distal del rafe, que termina en la cara valvar en una fisura unciforme (flecha), y las areolas insertas en costillas longitudinales. **C.** Detalle del nódulo central en vista interna. Obsérvese las terminaciones proximales del rafe, ligeramente onduladas, que concluyen en fisuras puntiformes, y las areolas redondeadas ocluidas por hímenes. **D.** Detalle del ápice valvar en vista interna. Obsérvese la suave transición entre el manto y la superficie valvar, y la pequeña helictoglosa que delimita un campo apical hialino. Escalas= A, B: 10 μm ; C: 1 μm ; D: 5 μm .

C. gadorensis se encontró en la localidad tipo, donde constituye aproximadamente $\frac{1}{3}$ de la comunidad de diatomeas epilíticas. Este cuerpo de agua presentó bajos valores de conductividad ($0,29 \text{ mS cm}^{-1}$) y turbidez (131 NTU). La vegetación sumergida acompañante estuvo compuesta por las fanerógamas *Ranunculus peltatus* subsp. *peltatus* Moench y *Zanichellia palustris* L. y la carófito *Tolypella prolifera* (Ziz ex A.Braun) Leonh. El humedal mostró una cobertura de helófitos (*Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult.) del 70% de la cubierta lagunar. Allí se encuentra acompañada de otras especies eurioicas y cosmopolitas como *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarn., *Encyonema lange-bertalotii* Krammer o *Gomphonema exilissimum* (Grunow) Lange-Bert & E.Reichardt que indican la presencia de aguas de baja conductividad y ligeramente alcalinas. También se hallaron algunas valvas de *C. gadorensis* en la cercana Balsa Blanca ($36^{\circ} 56' 49.44'' \text{ N}$, $2^{\circ} 50' 13.88'' \text{ O}$, 1551 m s.n.m.), con similares especies botánicas (*E. palustris*, *R. peltatus* subsp. *peltatus* y *T. prolifera*, Ortega et al., 2004) y similares características limnológicas (conductividad $0,17 \text{ mS cm}^{-1}$; turbidez 52 NTU; alcalinidad 74 mg l^{-1}).

DISCUSIÓN

El conjunto de caracteres que presenta la población descrita es único dentro de *Craticula* y justifica la erección de una nueva especie, a saber: la combinación de un área central redondeada de unos $3 \mu\text{m}$ de ancho, y la presencia de una densidad de areolas de ca. 35 en $10 \mu\text{m}$.

Diagnosis diferencial: las especies de *Craticula* pueden ser divididas en dos grandes grupos morfológicos: uno comprendido por taxones de gran tamaño en torno a *C. cuspidata*, capaces de desarrollar valvas internas, y otras especies más pequeñas, sin valvas internas conocidas, afines a *C. subminuscula* (Manguin) C.E.Wetzel & Ector. Dadas sus dimensiones, *Craticula gadorensis* podría pertenecer al primer grupo, aunque no se han observado “craticulae” o “estadios heribaudii”. La morfometría y morfología de *C. gadorensis* se solapa con siete especies (Tabla 1), todas ellas con valvas de más de $15 \mu\text{m}$ de ancho. Las principales diferencias mostradas con estas especies son:

Craticula acidoclinata Lange-Bertalot & Metzeltin (1996: 41, pl. 26, fig. 1-3) tiene un área central más ancha y areolas claramente visibles en MO ($23\text{--}24$ en $10 \mu\text{m}$).

Craticula orientalis Metzeltin, Lange-Bertalot & Nergi (2009: 23, pl. 71, figs 1-6) tiene valvas claramente rómbico-lanceoladas, con ápices no prolongados.

Craticula frenguelli Metzeltin, Lange-Bertalot & García Rodríguez (2005: 36, pl. 96, figs 1-3, pl. 97, figs 1-6) se distingue claramente por presentar ápices notoriamente más ensanchados y redondeados, y una menor densidad de areolas por estría (ca. 24 en $10 \mu\text{m}$, y no ca. 35 como en *C. gadorensis*).

Craticula johnstoniae Bahls (2013: 22, figs 90-95) y *C. sardiniana* Bahls (2013: 23, figs 96-101) son dos especies similares descritas en Norteamérica. Ambas se distinguen fácilmente de *C. gadorensis* bajo el microscopio óptico por la forma elíptica

Tabla 1. Comparación morfométrica entre *C. gadorensis* sp. nov. y especies similares. ‘-’: dato no publicado.

Especies	Longitud (μm)	Anchura (μm)	Estrías en $10 \mu\text{m}$	Areolas en $10 \mu\text{m}$
<i>C. acidoclinata</i>	60–130	16–24	13–16	–
<i>C. frenguelli</i>	42–110	18–26	14–15	24
<i>C. johnstoniae</i>	78–105	18–19	14–17	28
<i>C. obaesa</i>	59–90	14–18	13–15	26–31
<i>C. orientalis</i>	85–125	16–18	17–18	30
<i>C. sardiniana</i>	68–113	16–20	14–18	26–31
<i>C. subpampeana</i>	80–110	15–21	13–17	25–28
<i>C. gadorensis</i>	64–91	16–20	14–16	35

del área central, claramente diferenciada del área axial, lo que no ocurre en la especie aquí descrita. Además, los ápices valvares de *C. johnstoniae* son rostrados a subcapitados, y no subrostrados como en *C. gadorensis*. Según Bahls (2013), *C. sardiniana* sería conespecífica de la población identificada como "*Craticula silviae* nov. spec. prov." en Lange-Bertalot 2001 (pl. 88, figs 1-5) que nunca se describió formalmente (pero véase Levkov *et al.*, 2016). En cualquier caso, estos individuos hallados en charcas alcalinas efímeras de la isla de Cerdeña son proporcionalmente más alargados que *C. gadorensis* (relación largo/ancho: 4,0–6,5 vs. 3,8–4,9 según Seeligmann *et al.*, 2008). Es de destacar que los ejemplares aquí descritos se parecen relativamente más a los ilustrados bajo el nombre de *C. sardiniana* en Levkov *et al.* (2016, figs 7: 1–3), que difícilmente se corresponden con esta especie según la descripción original.

Craticula subpampeana Van de Vijver & Sterken (in Van de Vijver *et al.*, 2010: 435, figs 37-45) difiere también en las proporciones de la valva (relación largo/ancho: 5,3) y en la presencia de un área central elíptica y no lineal. Obsérvese que, aunque el área central en *Craticula* se ha descrito invariablemente en la literatura como "estrecha" o "indistinta" (Mann & Stickle, 1991; Beauger *et al.*, 2017), tal descripción podría ser la excepción y no la regla para las especies de gran tamaño.

Craticula obaesa Van de Vijver, Kopalová & Zidarova (2015: 38, figs 10-20) es, sin duda, la especie más parecida a *C. gadorensis* en términos de morfología y morfometría (Tabla 1). Fue descrita a partir de muestras de musgos recogidas en la Isla de James Ross, Mar de Weddell, por Van de Vijver *et al.* (2015). Sin embargo, la forma del área axial, lanceolada y expandiéndose gradualmente hacia el centro, donde forma un área central de unos 3 µm de ancho, permite diferenciarla fácilmente de *C. gadorensis* (compárense nuestra fig. 2 con las figs. 10-14 en Van de Vijver *et al.*, 2015).

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

FG y FO concibieron y diseñaron el estudio y realizaron el muestreo en campo, AO y FJG realizaron el estudio fotográfico y SB redactó el borrador del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

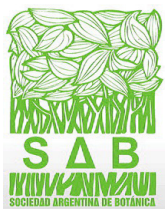
Los autores quieren agradecer a la Junta de Andalucía los permisos concedidos para la toma de muestras en humedales de montaña de las Sierras Béticas de Andalucía. Este trabajo se enmarca en el proyecto "*Humedales de montaña de Andalucía: inventario, tipologías y conservación*" financiado por el Centro de Estudios Avanzados en Ciencias de la Tierra (CEACTierra) de la Universidad de Jaén. Agradecemos además las útiles correcciones de los revisores y editores del texto.

BIBLIOGRAFÍA

- ABOAL, M., M. ÁLVAREZ-COBELAS, J. CAMBRA & L. ECTOR. 2003. Floristic list of non-marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands. Updated taxonomy and bibliography. In: Witkowski, A. (ed.), *Diatom Monographs* 4. ARG Gantner, Rugell.
- BAHLS, L. 2013. New diatoms (Bacillariophyta) from western North America. *Phytotaxa* 82: 7-28. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.82.1.2>
- BEAUGER, A., C. E. WETZEL, O. VOLDOIRE, A. GARREAU & L. ECTOR. 2017. Morphology and ecology of *Craticula lecohui* sp. nov. (Bacillariophyceae) from hydrothermal springs (Puy-de-Dôme, Massif Central, France) and comparison with similar *Craticula* species. *Nova Hedwigia Beih.* 146: 7-22. <http://dx.doi.org/10.1127/1438-9134/2017/007>
- COX, E. J. 2015. Coscinodiscophyceae, Mediophyceae, Fragilariophyceae, Bacillariophyceae (Diatoms). In: Frey, W. (ed.), *Syllabus of Plant Families. Adolf Engler's Syllabus der Pflanzenfamilien*, 13th ed., part 2/1, pp. 64-103. Borntraeger Science Publishers, Berlin.
- FARR, E. R., J. A. LEUSSINK & F. A. STAFLEAU. 1979. Index Nominum Genericorum (Plantarum). *Regnum Veg.* 100-102: 1-1896.
- FOURTANIER, E. & J.P. KOCIOLEK. 1999. Catalogue of the diatom genera. *Diatom Res.* 14: 1-190.
- FROT, E., B. VAN WESEMAEL, A. S. BENET & M. A. HOUSE. 2008. Water harvesting potential in function of hillslope characteristics: A case study from the Sierra de Gador (Almería province, south-east Spain). *J. Arid Environ.* 72: 1213-1231. <http://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.12.009>
- GRUNOW, A. 1867. *Reise seiner Majestät Fregatte Novara um die Erde*. Botanischer Theil. 1. Algen. Aus der Kaiserlich-Königlichen Hof- und Staatsdruckerei, Botanischer Theil. 1. Algen. Wein. pp. 1-104.

S. Blanco *et al.* - *Craticula gadorensis* sp. nov.

- LANGE-BERTALOT, H. 2001. *Navicula* sensu stricto. 10 genera separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia*. In: Lange-Bertalot, H. (ed.), *Diatoms Europe 2*. A.R.G. Gantner, Ruggell.
- LANGE-BERTALOT, H. & D. METZELTIN. 1996. Indicators of oligotrophy - 800 taxa representative of three ecologically distinct lake types, Carbonate buffered - Oligodystrophic - Weakly buffered soft water. In: Lange-Bertalot, H. (ed.), *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs 2*. Ecology, Diversity, Taxonomy. Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- LANGE-BERTALOT, H., P. CAVACINI, N. TAGLIAVENTI & S. ALFINITO. 2003. Diatoms of Sardinia. Rare and 76 new species in rock pools and other ephemeral waters. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs 12*. Biogeography-Ecology-Taxonomy. Koeltz Scientific Books, Koenigstein.
- LEVKOV, Z., S. TOFILOVSKA & D. MITIC-KOPANJA. 2016. Species of the diatom genus *Craticula* Grunow (Bacillariophyceae) from Macedonia. *Contrib. Sect. Nat. Math. Biotech. Sci. MASA* 37: 129-165.
- MANN, D. G. & A. J. STICKLE. 1991. The genus *Craticula*. *Diatom Res.* 6: 79-107.
- METZELTIN, D., H. LANGE-BERTALOT & F. GARCÍA-RODRÍGUEZ. 2005. Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs 15*. Taxonomy-Biogeography-Diversity. A.R.G. Gantner, Koenigstein.
- METZELTIN, D., H. LANGE-BERTALOT & S. NERGUI. 2009. Diatoms in Mongolia. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs 20*. A.R.G. Gantner, Ruggell.
- MORALES, E. A. & M. LE. 2005. The taxonomy of the diatom *Lacunicula sardiniensis* Lange-Bertalot, Cavacini, Tagliaventi et Alfinito and its relationship with the genus *Craticula* Grunow (Bacillariophyceae). *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.* 154: 155-161.
- MORALES, E. A., C. E. WETZEL, S. F. RIVERA, M. H. NOVAIS, L. HOFFMANN & L. ECTOR. 2014. *Craticula strelnikoviana* sp. nov. and *Craticula guaykuruorum* sp. nov. (Bacillariophyta) from South American saline lakes. *Nova Hedwigia Beih.* 143: 223-237.
- ORTEGA, F., M. PARACUELLOS & F. GUERRERO. 2004. Corología de macrófitos acuáticos en Andalucía oriental. *Lazaroa* 25: 179-185.
- ROUND, F. E., R. M. CRAWFORD & D. G. MANN. 1990. *Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SEELIGMANN, C., N. I. MAIDANA & M. MORALES. 2008. Diatomeas (Bacillariophyceae) de humedales de altura de la Provincia de Jujuy-Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 43: 1-17.
- VAN DE VIJVER, B., M. STERKEN, W. VYVERMAN, G. MATALONI, L. NEDBALOVA, K. KOPALOVA, J. ELSTER, E. VERLEYEN & K. SABBE. 2010. Four new non-marine diatom taxa from the Subantarctic and Antarctic regions. *Diatom Res.* 25: 431-443. <http://doi.org/10.1080/0269249X.2010.9705861>
- VAN DE VIJVER, B., K. KOPALOVÁ & R. ZIDAROVA. 2015. Three new *Craticula* species (Bacillariophyta) from the Maritime Antarctic Region. *Phytotaxa* 213: 35-45. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.213.1.3>



PRIMER REGISTRO DE *CATAGONIUM BREVICAUDATUM* (CATAGONIACEAE) PARA LA ARGENTINA

FIRST RECORD OF *CATAGONIUM BREVICAUDATUM* (CATAGONIACEAE) FOR ARGENTINA


Maria T. Colotti*¹  y Guillermo M. Suárez^{1,2} 


1. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, (4000) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.
2. Unidad Ejecutora Lillo, (CONICET- Fundación Miguel Lillo), Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

*t_colotti@ hotmail.com

Citar este artículo

COLOTTI, M. T. & G. M. SUÁREZ. 2019. Primer registro de *Catagonium brevicaudatum* (Catagoniaceae) para la Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 13-16.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23575>

Recibido: 1 Octubre 2018
Aceptado: 21 Noviembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editor: Gabriel Bernardello 

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

SUMMARY

Background and aims: The genus *Catagonium* includes two species in Argentina: *C. nitens* y *C. nitidum*. The aim of this study was recorded *Catagonium brevicaudatum* Müll. Hal. ex Broth. for Argentina in the National Park Campo de los Alisos, Tucumán.

M&M: The specimens were analyzed morphologically using conventional techniques for bryophytes and mounted in Hoyer's solution.

Results: It is distinguished from the others species of the genus by foliar characters such as leaves ovate to ovate-oblong, strongly concave, auriculate, and an abruptly piliferous, recurved apex.

Conclusions: *C. brevicaudatum* is described and illustrated, and the differences between this taxon and the other species present in Argentina are shown in a key.

KEYWORDS

Argentina, Bryophyta, Catagoniaceae, new record, taxonomy.

RESUMEN

Introducción y objetivos: El género *Catagonium* incluye dos especies en Argentina: *C. nitens* y *C. nitidum*. El objetivo de este trabajo fue registrar *Catagonium brevicaudatum* Müll. Hal. ex Broth. para la Argentina en el Parque Nacional Campo de los Alisos, Tucumán.

M&M: Los especímenes fueron analizados morfológicamente mediante técnicas convencionales para briofitas y montadas en solución de Hoyer.

Resultados: La especie se distingue sobre la base de caracteres foliares como la forma de las hojas ovadas a ovado-oblongas, fuertemente cóncavas, base auriculada y ápice abruptamente pilífero y recurvado.

Conclusiones: *C. brevicaudatum* se describe e ilustra, y las diferencias entre este taxón y las otras especies del género representadas en el país se presentan en una clave.

PALABRAS CLAVE

Argentina, Bryophyta, Catagoniaceae, nuevo registro, taxonomía.

INTRODUCCIÓN

El género *Catagonium* Müll. Hal. ex Broth. comprende musgos pleurocárpicos que se caracterizan por las plantas con hojas complanadas, dispuestas en dos hileras, ocasionalmente juláceas, las hojas son generalmente cóncavas, asimétricamente conduplicadas y los rizoides papilosos, entre otros caracteres. Es un género pequeño que incluye solo cuatro especies en el hemisferio sur distribuidas por las regiones montañosas de los trópicos y en los bosques Andino-patagónicos del sur de Chile y Argentina. Para el neotrópico dos especies han sido registradas: *C. brevicaudatum* y *C. emarginatum*. Las diferencias entre éstas se basan principalmente en el ápice de la hoja vegetativa (Lin, 1984; Gradstein *et al.*, 2001). En la Argentina el género se conocía solamente en el extremo sur del país (Neuquén, Río Negro,

Chubut, Tierra del Fuego e Islas Malvinas), con dos especies: *C. nitens* (Brid.) Cardot y *C. nitidum* (Hook. f. & Wilson) Broth. (Lin, 1984; Matteri, 2003).

En esta contribución citamos por primera vez para la Argentina a *C. brevicaudatum*. Esta especie fue encontrada por encima de los 1000 m entre la vegetación característica de las Yungas del Parque Nacional Campo de los Alisos (NOA), donde abundan laureles [*Ocotea porphyria* (Griseb.) van der Werff] y nogales [*Juglans australis* Griseb.] entre otros ejemplares representativos de la Selva (Colotti *et al.*, 2017, 2018). Incluimos una descripción, ilustración (Fig. 1), breves observaciones sobre el material estudiado, y una clave para la identificación de las especies de *Catagonium* presentes en la Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se basa en ejemplares de colectas propias realizadas en el Parque Nacional Campo de los Alisos y en la revisión de bibliografía ya publicada (Churchill & Linares, 1995; Gradstein *et al.*, 2001; Lin, 1984; Matteri, 2003; Sharp *et al.*, 1994). Asimismo, se consultaron descripciones originales y ejemplares depositados en herbarios (BM, LIL, MO). Las muestras fueron procesadas de acuerdo a técnicas convencionales para briofitas (Frahm, 2003).

Clave de las especies de *Catagonium* presentes en la Argentina.

- A. Plantas con tallos y ramas juláceas, hojas cóncavas, raramente asimétricamente conduplicadas; ápice abruptamente largo cuspidado y distalmente recto. *C. nitidum*
- A'. Plantas con tallos y ramas laxamente complanadas, hojas cóncavas, asimétricamente conduplicadas; ápice de forma diversa, curvado o recto. **B**
- B. Plantas de tamaño variable hojas ovado-triangular, ovado-oblongas a lanceoladas, mucronadas, acuminadas a cuspidadas; truncadas en la inserción, ocasionalmente con aurículas. ...
..... *C. nitens*
- B'. Plantas delicadas, pequeñas a medianas, hojas ovadas a ovado-oblongas, abruptamente pilíferas y recurvadas, levemente auriculadas.
..... *C. brevicaudatum*

RESULTADOS

Tratamiento taxonómico

Catagonium brevicaudatum Müll. Hal. ex Broth. in Nat. Pfl. 1(3): 1088. 1908. Fig. 1

Plantas pequeñas a medianas, verde amarillentas a doradas en tapices laxos a densos. **Tallos** postrados a erecto ascendentes, irregularmente ramificados, laxamente foliados, en sección transversal región cortical de 1-2 (-3) filas de células pequeñas de paredes gruesas, las internas más grandes con paredes delgadas, sin cordón central; rizoides papilosos, pardo-oscuros, en manojos laxos a lo largo de los tallos; pseudoparafilios ausentes. **Pelos axilares** con 1-2 células basales pardas, cortorectangulares, de paredes delgadas, lisas, de 5,0-6,25 x 7,5-12,5 μm y 2-3 células distales hialinas, largorectangulares, de paredes delgadas, lisas, de 8,75-10,0 x 25-47,5 μm . **Hojas** dísticas, complanadas, oblongas u ovado-oblongas, de 0,6-1,2 x 0,3-0,5 mm, conduplicadas, profundamente cóncavas; ápice obtuso redondeado abruptamente pilífero, apículo recto a flexuoso, base ligeramente auriculada; margen plano, entero; costa generalmente ausente, excepcionalmente corta y doble; células mediales linear-vermiculares, de 57,5-87,5 x 3,75-6,25 μm , de paredes firmes, lisas, células basales flexuosas, irregulares, más cortas en las aurículas e inserción de la hojas, de 25,0-37,5 x 5,0-8,75 μm ; región alar indiferenciada. Esporofitos no observados en el material estudiado.

Distribución. Brasil, Bolivia, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Guatemala, Jamaica, México, Perú y Venezuela (Bowers, 1994; Churchill & Linares, 1995; Lin, 1984). En Argentina se la registra por primera vez y se distribuye en el noroeste del país.

Comentarios. Durante la revisión del material solicitado a los herbarios (LIL, BM, MO) observamos un sintipo de *C. nitidum* recolectado por Menzier en Staten Island (18-BM). Caracteres distintivos de esta especie son las plantas con tallos y ramas juláceas y hojas dispuestas en forma imbricada. Sin embargo, el ejemplar difiere en que presenta plantas con tallos y ramas foliado-complanadas y hojas conduplicadas, truncadas en la inserción, además el ápice es largo cuspidado,

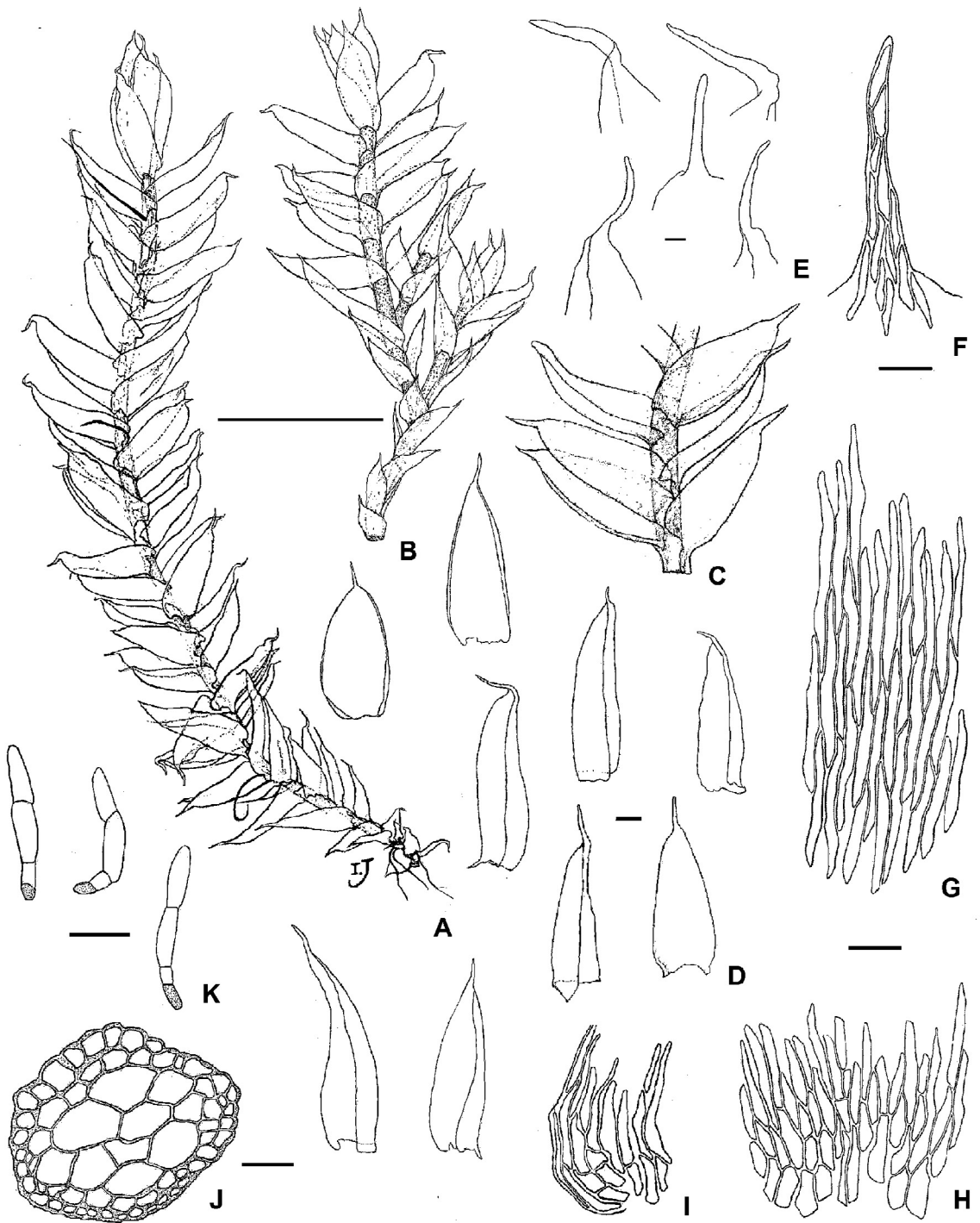


Fig. 1. *Catagonium brevicaudatum*. **A:** Hábito de la planta. **B-C:** Detalles de una rama en húmedo. **D:** Hojas. **E:** Detalles del ápice de las hoja vegetativas. **F:** Células del apículo de la hoja vegetativa. **G:** Células mediales de la hoja vegetativa. **H:** Células basales de la hoja vegetativa. **I:** Detalle de las células de la aurícula. **J:** Sección transversal del tallo. **K:** Pelos axilares. (Escala: **A-E:** 1 mm, **E-K:** 25 μ m, de G. Suárez 1680 [LIL]).

por lo que consideramos que este ejemplar fue erróneamente identificado como *C. nitidum* ya que estos caracteres se corresponden con *C. nitenis*.

Material examinado. ARGENTINA. Tucumán: Depto. Chicligasta, Parque Nacional Campo de Los Alisos, puesto Los Chorizos, 27°15'30,8" S; 65°53'32,5" W, 1.214 m, epífito sobre corteza, 02/XI/2012, G. Suárez 1680 (LIL). BOLIVIA. Tarija: Municipio de Padcaya, Canton Emborozu, Reserva Nacional Alarachi, Zona Cayotal, Rio Emborozu Chico, Bosque premontano Tucumano-Boliviano, Musgo sobre tronco de helecho arbóreo (*Alsophila*), 22°14'18" S 64°34'19" W, 1220 m. 21/X/2004. S. Churchill, M. Serrano et al. 23452 (MO).

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

GMS coleccionó el material de campo. Ambos autores participaron en la investigación y redacción del manuscrito.

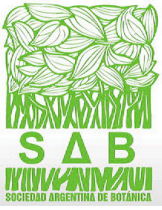
AGRADECIMIENTOS

A los revisores por su valiosa contribución en la realización del trabajo y a la Lic. Inés Jaume (Sección Iconografía, FML) por la preparación de la lámina. Este trabajo es financiado por los

proyectos PICT 0810 y PIUNT G 631, director de los mismos, GMS.

BIBLIOGRAFÍA

- BOWERS, F. D. 1994. Catagoniaceae in A. J. Sharp et al. (editors), *Moss Flora of Mexico*. Mem. New York Bot. Gard. 69: 972-974.
- CHURCHILL, S. P. & E. L. LINARES. 1995. *Prodromus Bryologiae Novo-Granatensis*. Biblioteca "José Gerónimo Triana" 12: 1-924.
- COLOTTI, M. T. & G. M. SUÁREZ. 2017. Novedades sobre la familia Ditrichaceae (Bryophyta) en los pisos superiores de las yungas subtropicales de Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 52: 277- 289. <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v52.n2.17443>
- COLOTTI, M. T., G. M. SUÁREZ & A. SCHÄFER VERWIMP. 2018. Sobre la presencia de *Mittenothamnium reduncum* (Hypnaceae) en la Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 53: 17- 20. <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n1.19859>
- FRAHM, J. P. 2003. Manual of tropical bryology. *Trop. Bryol.* 23: 1-200.
- GRADSTEIN, S. R., S. P. CHURCHILL & N. SALAZAR ALLEN. 2001. Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Mem. New York Bot. Gard.* 86: 1-577.
- LIN, S. H. 1984. A taxonomic revisión of Phyllogoniaceae (Bryopsida). Part. II. *J. Taiwan Mus.* 37 (2): 1-54.
- MATTERI, C. M. 2003. Los musgos (Bryophyta) de Argentina. *Trop. Bryol.* 24: 33-100.
- SHARP, A. J., H. CRUM & P. M. ECKEL. 1994. The Moss Flora of Mexico. *Mem. New York Bot. Gard.* 69: 1- 1113.



SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTION OF FLORAL REWARDS WITHIN THE CAPITULA: THE CASE OF *HYALIS ARGENTEA* (ASTERACEAE)

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS RECOMPENSAS FLORALES DENTRO DE LOS CAPÍTULOS: EL CASO DE *HYALIS ARGENTEA* (ASTERACEAE)

Julia L. Camina^{1*}, Elian Tourn^{2,3,4}, Ana C. Andrada², Cecilia Pellegrini² y Lorena Ashworth¹

1. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, CONICET, Córdoba, Argentina
2. LabEA, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina
3. Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC), Buenos Aires, Argentina
4. Cooperativa de Trabajo Apícola Pampero Ltda., Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina

*juliacamina@yahoo.com.ar

Citar este artículo

CAMINA, J. L., E. TOURN, A. C. ANDRADA, C. PELLEGRINI & L. ASHWORTH. 2019. Spatial and temporal distribution of floral rewards within the capitula: the case of *Hyalis argentea* (Asteraceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 17-27.

DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23577>

Recibido: 13 Julio 2018
Aceptado: 4 Diciembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Ana Calviño

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

SUMMARY

Background and aims: Differential resource allocation to attraction, reward, and sexual functions has been observed at capitula level of derived species of Asteraceae. Heterogamous capitula contain a combination of pistillate, staminate or sterile and perfect florets, thus rewarding and sexual functions are performed by different kinds of florets and at different times. Such spatial and temporal distribution of rewards within the capitula is not as clearly established in species with homogamous capitula, where all florets are perfect and produce pollen and nectar. We evaluated the spatial and temporal distribution of floral rewards in homogamous capitula of *Hyalis argentea*.

M&M: We compared the floral phenology, the number of pollen grains and nectar volume and concentration between ray and disk florets, and registered the foraging behaviour of floral visitors.

Results: Capitula have a centripetal and alternate flowering pattern and they were visited by bees, ants, butterflies, moths, beetles and thrips, but pollinated mainly by *Apis mellifera*. We did not find a temporal pattern in the offer of rewards within the capitula, but we do find a spatial pattern in nectar volume increasing from outer to inner florets.

Conclusions: This spatial variability in nectar quantity could impact pollinator behavior and thus enhance outcrossing likelihoods improving sexual reproduction in this self-incompatible species.

KEY WORDS

Asteraceae, capitulum maturation, *Hyalis argentea*, nectar, pollen.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Una asignación diferencial de recursos entre la función de atracción, recompensa y sexual ha sido observada en capítulos de especies derivadas de Asteraceae. Los capítulos heterógamos están compuestos por flores pistiladas, estaminadas o estériles y perfectas, con lo cual las funciones sexual y de recompensa son realizadas por diferentes tipos de flores y en distintos momentos. Esta distribución espacial y temporal de las recompensas dentro del capítulo no es tan clara en especies con capítulos homogamos, donde todas las flores son perfectas y producen polen y néctar. Aquí evaluamos la distribución espacial y temporal de las recompensas florales en los capítulos homogamos de *Hyalis argentea*.

M&M: Comparamos la fenología floral, el número de granos de polen y la concentración y volumen de néctar entre las flores marginales y centrales, y registramos el comportamiento de forrajeo de los visitantes florales.

Resultados: Los capítulos tienen un patrón de floración centrípeta y también alterno y son visitados por abejas, hormigas, mariposas, polillas, escarabajos y trips, siendo *Apis mellifera* su principal polinizador. No encontramos un patrón temporal en la oferta de recompensas dentro de los capítulos, pero sí un patrón espacial en el volumen de néctar que aumenta desde las flores marginales hacia las del centro del capítulo.

Conclusiones: Dicha variabilidad espacial en la cantidad de néctar podría afectar el comportamiento de forrajeo de los polinizadores y así aumentar las probabilidades de polinización cruzada, mejorando la reproducción sexual de esta especie auto-incompatible.

PALABRAS CLAVE

Asteraceae, maduración de capítulos, *Hyalis argentea*, néctar, polen.

INTRODUCTION

Angiosperms have been successful colonizers of different habitats worldwide and their great species diversity is closely related to its interaction with animal pollinators and seed dispersers (Regal, 1977; Wilmer, 2011; Van der Niet & Johnson, 2012). Given that plants are sessile organisms, they depend on vectors such as animals to ensure the movement of pollen grains to a conspecific receptive stigma and thus to achieving successful sexual reproduction. Indeed, the role of the flower is crucial because they not only contain and protect the female gametes, but also develop attracting and rewarding structures to ensure pollinator visitation. Flowers are one of the classic examples of food-reproductive exchange; they offer food to pollinators (usually pollen and nectar) in order to move male gametes and enhance outcrossing (Wilmer, 2011).

As rewards usually cannot be directly perceived by pollinators, flowers are informative structures with visual and olfactory advertising signals that generally reveal the amount and quality of rewards offered. Usually larger flowers offer more nectar (e.g. Blarer *et al.*, 2002; Fenster *et al.*, 2006; Gómez *et al.*, 2008), flowers with wider corollas have greater pollen production (Gómez *et al.*, 2008) and flower scent can advertise on nectar quality and its specific location (von Helversená *et al.*, 2000). A successful strategy for dealing with resource allocation to multiple functions relative to pollinator attraction, floral rewards, breeding, gamete protection and seed dispersal is that developed by the cosmopolitan Asteraceae family. Asteraceae species have flowers consolidated in *capitula* (inflorescences), which are very versatile structures that contain and protect reproductive organs. The *capitulum* is the pollinator attraction unit that balances morphological and physiological demands of the florets to improve reproduction (Jeffrey, 2009). *Capitula* are classified according to their morphology as homomorphic (discoid) and heteromorphic (radiate) containing only one or two morphologic type of florets, respectively (Mani & Saravanan, 1999). Moreover, *capitula* are also classified according to their sexuality as homogamous containing only perfect florets and heterogamous containing a combination of pistillate, staminate or sterile and perfect florets

(Panero & Funk, 2008). In evolutionary derived heteromorphic and heterogamous *capitula* the attracting, rewarding, and sexual functions are performed by different kinds of florets. The outer whorl of the *capitulum* (ray florets) has usually pistillate or sterile florets with large bilabiated, pseudolabiated or ligulated corollas much showier than inner whorls with tubular corollas (disk florets). Therefore ray florets attract pollinators (Stuessy *et al.*, 1996; Mani & Saravanan, 1999), and are usually non-rewarding, while inconspicuous disk florets are perfect and produce both types of reward (nectar and pollen) preserving both rewarding and sexual functions (Burt, 1961; Stuessy *et al.*, 1996; Mani & Saravanan, 1999). This spatial separation of rewarding functions among florets of the inflorescence is not clearly established in basal species of Asteraceae, which usually have homogamous *capitula* (i.e. all florets are sexually similar and usually produce pollen and nectar as rewards, Lane, 1996; Many & Saravanan, 1999; Stuessy & Urtubey, 2006; Torices *et al.*, 2006).

Asteraceae species have a centripetal maturation of the inflorescences; it means that the outer whorls open first than the inner ones. This phenological pattern would imply a temporal separation in the offer of rewards among florets from heterogamous *capitula*, but the lack of temporal separation among florets from homogamous *capitula*. In heteromorphic-heterogamous *capitula* the showy female or sterile florets open first and they do not produce rewards, then, as the *capitulum* mature, perfect rewarding florets open offering both pollen and nectar (Wist, 2005; Lelis, 2008). In this type of *capitula* the distribution of rewards varies temporally: rewards are absent at the beginning of the *capitula* maturation but they increase later with the anthesis of disk florets. Similarly, in such *capitula* there is also a spatial distribution of rewards, increasing from the outer ray to the inner disk florets (Wist, 2005, Chambó *et al.*, 2011). In heteromorphic-homogamous *capitula*, all the florets are perfect, thus, beside the centripetal maturation, the temporal separation of rewards within the *capitulum* is unlikely since pollen and nectar are offered from the first floret anthesis to the last one. However, if in such *capitula* the quantity of rewards increases from the outer to the inner florets, like in heteromorphic-heterogamous *capitula*, it is expected a spatial gradient in reward quantity.

Outer ray florets will produce less pollen and nectar than the inner disk florets. Interestingly, as far as we know, no studies have been conducted to evaluate whether differential reward quantity do exist among florets in Asteraceae species within heteromorphic-homogamous *capitula*. To test this hypothesis we worked with *Hyalis argentea* D. Don ex Hook. & Arn. var. *latisquama* Cabrera, a self-incompatible specie (Camina, 2011), belonging to the basal Tribu Hyalidae, subfamily Wunderlichioideae (Panero & Funk, 2008). *Hyalis argentea* has heteromorphic-homogamous *capitula* composed mainly of six perfect florets, five of which are ray bilabiated and one disk tubular (Cabrera, 1963). In this study, we compared the floral rewards and floral phenology between the ray and disk florets and registered the foraging behavior of floral visitors.

MATERIALS AND METHODS

Species Studied

Hyalis argentea is an endemic species from Argentina; its distribution is limited to sandy soils in the provinces of La Pampa, Córdoba, San Luis, Mendoza, Neuquén, Río Negro, Buenos Aires and Chubut (Zuloaga *et al.*, 2008). It is a perennial rhizomatous sub-shrub of *ca.* 1 m height used in environment restoration (Dalmasso, 2010). *Hyalis argentea* has *capitula* (inflorescences) arranged in terminal pseudocorymbes (Freire *et al.*, 2002). Each *capitulum* has five to six violet florets: four or five bilabiated ray florets and one tubular pentasect disk floret (Cabrera, 1963; Fig. 1). The style is bilobed, without sweeping hairs and the achene has a *pappus* with heterogeneous bristles (Cabrera, 1963; Freire *et al.*, 2002; Torres & Galetto, 2007; Roque & Funk, 2013). *Hyalis argentea* is a non-dormant species that germinates during autumn and blooms from December to February (Camina *et al.*, 2013; Forcone & Andrada, 2006), and its inflorescences are visited mainly by insects (Camina, 2011). This study was performed in a natural population at the Agronomic Department of the Universidad Nacional del Sur-UNS (38°41'S, 62°15'O, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina) from December 2009 to February 2010. The reference plant specimen (Camina 5497) was deposited in Bahía Blanca Regional Herbarium (BB), in the Agronomy Department (UNS).

Phenology

In order to evaluate whether in *H. argentea* *capitulum* maturation follows the centripetal opening pattern of Asteraceae and to assess whether the florets expose pollen and nectar simultaneously, we tagged 50 unopened *capitula* (composed by five ray and one disk florets) in 25 plants separated among them by 10 m. For these observations all the *capitula* were tagged the same day, observations started at 20:00 hs and phenological stages were checked every hour until the senescence (approximately at midnight) of the last floret occurred. All the process took three days (total 72 hours of observations per *capitulum*). For individual florets (ray and disk) we defined five phenological stages (Fig. 1): I- from the beginning of anthesis (Fig. 1A) to corolla fully extended (Fig. 1B); II- from the beginning of pollen exposure (Fig. 1C) to the beginning of stigma tip aperture (male phase, Fig. 1D); III- from the beginning of stigmatic lobes aperture to total stigma aperture at 180° (stigmatic aperture phase, Fig. 1D, E); IV- from stigmatic lobes total aperture to first signs of corolla senescence (female phase, Fig. 1D); and V-senescence, from corolla starting gets pale and oxidized to the drop of it (Fig. 1E). The phenological stage I was used to define the centripetality of the *capitula* maturation. In order to compare the initiation time of more representative functional phenological stages between ray and disk florets, anthesis (I), male phase (II), female phase (IV) and total floret lifetime (from I to V) were used. The stigma receptivity was checked by the hydrogen peroxide technique from III to V phenological stages (Zeisler, 1938).

Floral Visitors

In order to determine the rewards foraged by pollinators (pollen or/and nectar), observations of floral visitors were made during the bloom peak of *H. argentea* (January 2010). Four plots of 1 m² separated by at least 5 m were randomly chosen. Each plot had approximately 12 plants and on average 55 inflorescences (Camina, 2011). Observations were made during 15 minutes per plot and every two hours, from 8:00 to 20:00, at two different days (seven measures per day per plot). The total observation period was 840 minutes. The floral visitors were captured, identified and deposited at Laboratorio de Estudios Apícolas (LabEA-UNS). The frequency of visits was calculated as the

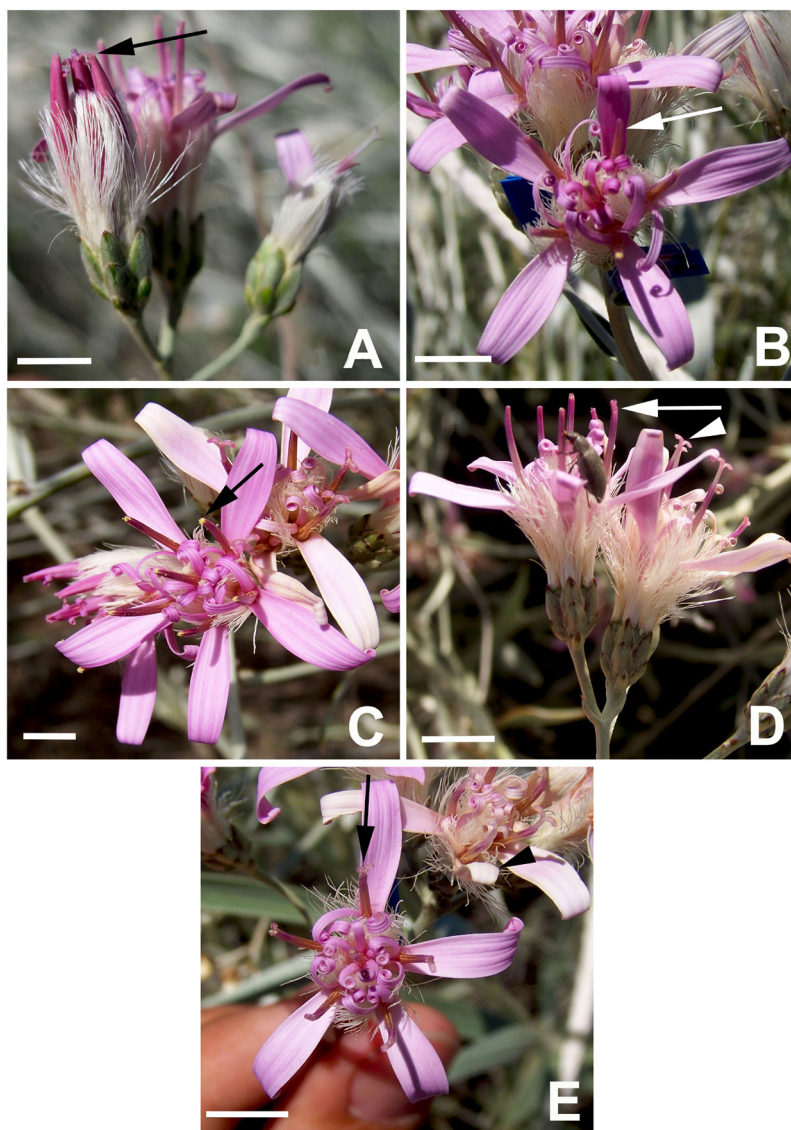


Fig. 1. Floret phenological stages of *Hyalis argentea*. **A:** beginning of corolla aperture (arrow). **B:** corolla opening (arrow) and corolla full expanded (the others four ray florets in the *capitulum*). **C:** pollen exposure (arrow). **D:** stigma tip aperture (arrow) and stigma lobes at 180° (arrowhead). **E:** stigma lobes at 45° (arrow) and floret senescence (arrowhead). Scale bar = 6 mm.

number of *capitula* visited/number of available *capitula* per plot*15 minutes (Dafni, 2005).

Floral Rewards

In *Hyalis argentea*, like in all the Asteraceae, the androecium is a synantherium with anthers forming a tubular structure, *i.e.* an anther tube. The number of pollen grains was calculated in 45

indehiscent anther tubes, from ray (three florets per *capitula*, three *capitula* per plant, five plants) and disk florets (one floret per *capitula*, five *capitula* per plant, nine plants). Anther tubes were stored in glacial acetic acid at room temperature. Pollen grains were counted from each anther tube with a haemocytometer slide in 50% glycerin (Neubauer Improved Double; Lloyd, 1972). The estimation

of pollen grains number per floret was made from three aliquots (1 µl each) per sample (one anther tube in 1 ml of glycerin 50%), in which the amount of pollen grains within the grid pattern was counted, averaged and extrapolated.

To quantify nectar volume and concentration, *capitula* from 18 plants were bagged with a mesh 48 hours before florets opened. Nectar was collected from 27 disk and 27 ray florets (three *capitula* per plant, nine plants) with microcapilar tubes during the male phase (II), between 11:00 and 16:00 hs. The volume was measured with a digital caliper. Nectar concentration was estimated with a table refractometer with sodium light at 20°C; original measures were in °Brix (weight/weight) and transformed to obtain the concentration in solute mass/solution volume (w/v, Bolten *et al.*, 1979).

Statistical analysis

In order to compare the floret phenology among ray and disk florets, the total floret lifetime (from I to V) and the initiation time of the most representative

floret phenological stages (I, II and IV) were used. A nested ANOVA with floret type (ray vs. disk) as the fixed factor and *capitulum* nested within plants as random factors was used. As data are small ranges of hours and we evaluate the most frequent initiation hour, the mode was used as a central tendency measure (Zar, 1999). The amount of pollen and nectar volume and concentration were compared between ray and disk florets by one way ANOVA. For data analysis the statistical software InfoStat (free version) was used.

RESULTS

Phenology

Total floret lifetime was *ca.* 53 ± 0.51 (SE) hours and differences were not significant between ray and disk florets ($F_{1,49} = 0.10$ $P = 0.758$; Fig. 2). The anthesis of ray florets began at night, one hour before disk florets ($20:00 \pm 0.16$ vs. $21:00 \pm 0.16$, respectively; $F_{1,49} = 23.4$, $P < 0.001$; Fig. 2). The initiation time of male (II) and female (IV)

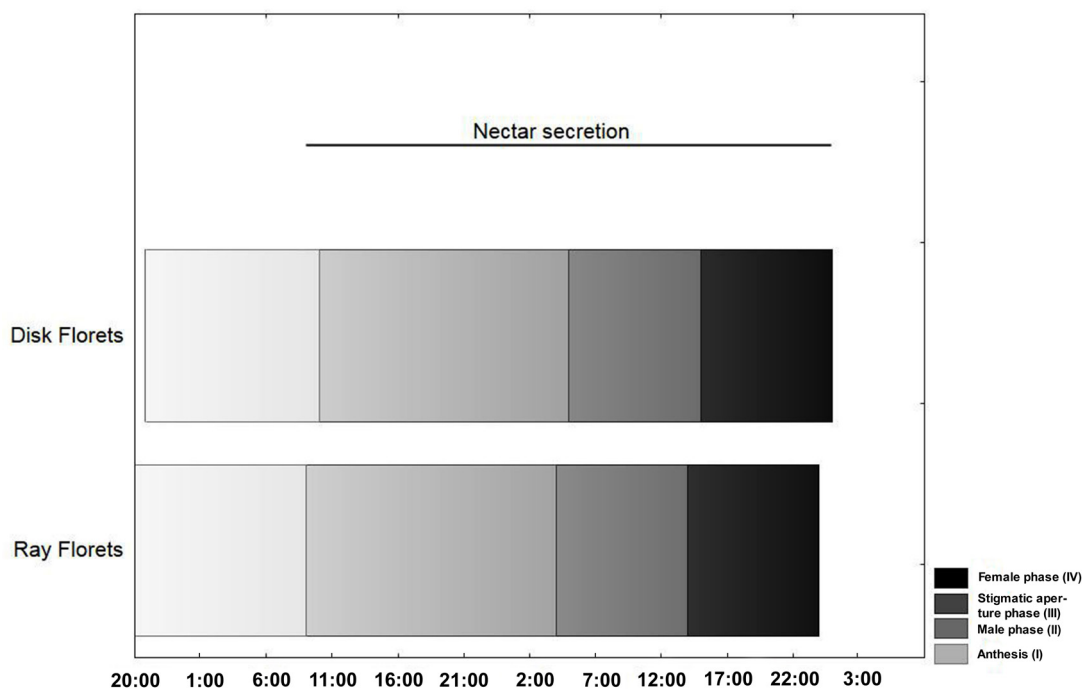


Fig. 2. Duration of floret phenological phases, total floret lifetime and nectar secretion period in ray and disk florets of *Hyalis argentea*. I: anthesis. II: male phase. III: stigmatic aperture phase. IV: female phase.

phases did not differ significantly between ray and disk florets ($F_{1, 49} = 2.95, P = 0.096$; $F_{1, 49} = 0.39, P = 0.537$; respectively). Therefore, none of the floret phenological stages differed in duration time between floret types (Fig. 2). Corolla opening extends around 14 hours (all night and part of the morning, anthesis in Fig. 2), then, around 10:00 of the second day, pollen exposure occurs and extends on average 19 hours (male phase, Fig. 2). From the early morning of the third day styles started to elongate and stigmatic lobes to open, and they continued opening around 10 hours (stigmatic aperture phase, Fig. 2). Stigmas were receptive when the aperture of the lobes was 180° , (after midday) and remained so for 10 hours during the afternoon and night (female phase, Fig. 2). Both kinds of florets were completely protandrous, male phase preceded female phase (Fig. 2) and these phases were generally not overlapped within a *capitulum*.

Capitula of *H. argentea* followed partly the centripetal flowering pattern of the Asteraceae. Although 75% of the *capitula* began opening the outer ray florets before the disk floret, the remaining 25% opened one, two, or three ray florets first and then the disk floret opened one hour later in

conjunction with the remaining ray florets (an alternate/non-strictly centripetal maturation, Fig. 3). Nevertheless, disk florets never opened before ray florets or alone, thus, the opening of florets did not follow a random pattern. It is noteworthy that *H. argentea capitula* usually have four to five ray florets and only one disk floret, but in the studied population the presence and quantity of disk florets was variable, *i.e.* we found *capitula* that had none (19%), 1 (76%) or 2 (5%) disk florets.

Floral Visitors

Ten species of insects were observed visiting the *capitula* of *H. argentea*. The domestic bee (*Apis mellifera* L.), three butterflies (*Dione vanillae* L., *Tatochila autodice* H. and *Helicoverpa zea* B.) and one moth species (*Plusia* sp.) were considered pollinators, because they made contact with the fertile organs of the florets. Two species of thrips (Tubulifera and Terebrantia), one species of beetle (Curculionidae) and two species of ants (Formicidae) were also found visiting *capitula*, but they are probably inefficient pollinators due to their low mobility between plants and to the self-incompatibility of *H. argentea*. The frequency of visits was 0.129 ± 0.022 *capitula* visited/15 minutes.

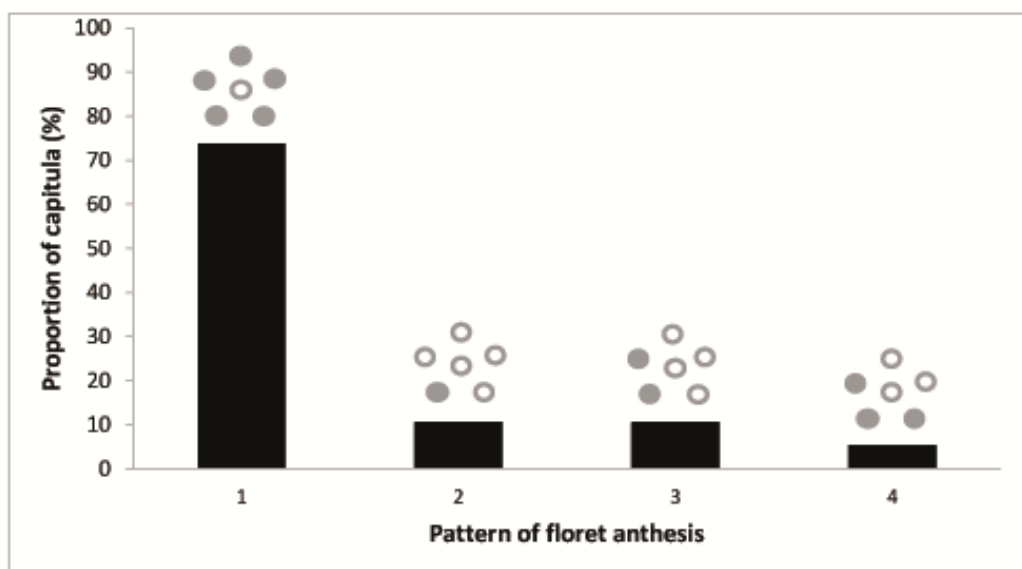


Fig. 3. Proportion of *capitula* of *Hyalis argentea* with different patterns of maturation. **1:** centripetal maturation where ray florets open before disk one. **2, 3 and 4:** options of alternate maturation where some ray florets open simultaneously with disk florets one hour later. Full circles represent florets that open first and empty circle represent florets that open one hour later.

Most of the visits (92%) were made by *A. mellifera* while the remaining 8% were made by Lepidoptera species. Throughout the studied period, *A. mellifera* foraged by pollen mainly in the morning (8:00 to 12:00) and nectar throughout the day but mostly at midday (11:00 to 14:00). Lepidoptera species foraged for nectar between 11:00 to 14:00 hs.

Floral rewards

There was no significant difference in average number of pollen grains per anther tube between ray and disk florets ($F_{1,88} = 0.06$, $P = 0.807$), therefore each floret had on average $3,128.6 \pm 135.5$ pollen grains. In both types of florets, nectar was produced from the moment of pollen release (male phase) until corolla senescence (Fig. 2). Nectar concentration was $41.58 \% \pm 3.06$ w/v and there was no significant difference between ray and disk florets ($F_{1,22} = 3.06 \cdot 10^{-5}$, $P = 0.99$). Nectar volume differed significantly among disk and ray florets ($F_{1,22} = 5.86$, $P = 0.036$), disk florets had more nectar ($0.522 \mu\text{l} \pm 0.173$) than ray florets ($0.378 \mu\text{l} \pm 0.074$). As both kinds of florets produced pollen and nectar, there was no a period of absence of rewards during the flowering of the *capitulum*.

DISCUSSION

Plants call the attention of pollinators by floral signals that advertise rewards (Schaefer *et al.*, 2004; Benítez-Vieyra *et al.*, 2010), and in Asteraceae species the *capitulum* is the advertising unit (Jeffrey, 2009). As we expected, there was no temporal separation in the offer of rewards during the flowering of the *capitulum*. Both types of florets produced pollen and nectar, so both rewards were offered from the anthesis of the first to the last floret in the *capitulum*. Phenological stages did not overlap temporally among florets within the *capitulum* in *H. argentea*, therefore it is possible to find entirely male or entirely female *capitula* in a plant. This complete protandry at the *capitulum* level implies that all the florets within a *capitulum* offer pollen at the same time and simultaneously with nectar. This offer of rewards may improve pollination and sexual reproduction. It would maximize pollinator attraction by catching the attention of both, pollen (*A. mellifera*) and nectar feeders (*A. mellifera* and Lepidoptera species). We

found that *H. argentea* has a complete protandry within the *capitulum*, diminishing the selfing likelihoods. Moreover we showed that the *capitula* of *H. argentea*, although homogamous, have a spatial pattern in the distribution of rewards evidenced by nectar volume. Nectar quantity increased from outer to inner florets. This pattern, although less evident, resemble that found in heterogamous *capitula* where outer florets are not rewarding (Wist, 2005; Chambó *et al.*, 2011). We did not find differences in nectar concentration and pollen quantity. Adjustments in pollen quantity and nectar concentration are probably reproductively riskier compared to adjustments in nectar volume. In *H. argentea* the pollen is actively collected by bees and because pollen grains contain the male gametes, a great variability in pollen production could seriously jeopardize the sexual reproduction of this self-incompatible species (Camina, 2011). On the other hand, nectar concentration of *H. argentea* matched that reported for other Asteraceae species (Cabrera & Dieringer, 1992; Wist, 2005; Willmer, 2011) and for species that are usually pollinated by bees and butterflies (Baker & Baker, 1983). Compared to volume, nectar concentration has higher impact in the foraging decisions of bees (Cnaani *et al.*, 2006; Konzmann & Lunau, 2014). Thus, similar nectar concentration among florets within a *capitulum* may enhance the constancy of pollinator visitation and thus reproductive success. The fact that both kinds of florets had the same concentration of nectar but higher volume in inner florets indicates that inner florets produce also more sugar than outer florets.

Most *capitula* of *H. argentea* followed the centripetal maturation pattern common to Asteraceae (*e.g.* Gross & Weerner, 1983; Andersson, 2001; Grombone-Guaratini *et al.*, 2004), but a considerable proportion of them did not fit this pattern. The alternate (non centripetal) flowering pattern in a quarter of the sampled *capitula* of *H. argentea*, is not common in Asteraceae (Cronquist, 1955, Dadpour *et al.*, 2011).

The pollinator assemblage of *H. argentea* was less diverse than the assemblage of many other species of the family (*e.g.*, Andersson, 1996; Wist, 2005; Lelis, 2008) and it was dominated by the exotic bee *A. mellifera*. Probably this assemblage is consequence of the anthropogenic condition where this study was conducted. It is likely that in

less disturbed sites *H. argentea* has more diverse pollinator assemblages which even may include nocturnal pollinators. We did not do nocturnal observations of floral visitors, but given that florets expose pollen and stigmatic lobes at night, it is likely that *H. argentea* have nocturnal pollinators as observed in other species of the family (Fagua & Gonzalez, 2007; Macgregor *et al.*, 2015). Moreover, we observed an overlapping in the foraging period for nectar among *A. mellifera* and species of Lepidoptera at midday. This suggests that the peak of nectar production could occur at this time and may vary through the day. We did not evaluate the availability of nectar and pollen through the floret lifetime, but it is likely that both rewards decrease with floral visitation. Several plant species can replenish floral nectar but not pollen (*e.g.* Ashworth & Galetto, 2002). Given the high visitation frequency of *A. mellifera*, which collect pollen intentionally in *H. argentea*, it is likely that pollen offer decreases from male to female floral phases. Thus, it is likely that pollen offer occurs during male phase only, but nectar availability occurs throughout all the floral phases. To test these ideas it is needed to evaluate production and availability of rewards throughout the floret lifetime.

Curiously, in the studied population of *H. argentea* around the 20% of *capitula* did not have the disk floret and this condition was highly variable within and among plants, ranging from plants with the majority of *capitula* with the disk floret to plants with the majority of *capitula* without the disk floret. That variability in the quantity of disk florets per *capitulum* was also observed in other natural populations of this species (Camina J. pers. obs.). The absence of the disk floret contrasts with the description made by Cabrera (1963) for this species. It is common that in Asteraceae the proportion of florets per *capitulum* usually vary (Freire *et al.*, 2002), but the variability observed here had not been previously reported for *H. argentea*. Notably, the morphological traits studied here at the *capitulum* level have been little investigated in other Asteraceae species with homogamous *capitula* (but see Lane, 1996). Our results show that some of the observed traits in *H. argentea* do not match those commonly described for derived species of Asteraceae with heterogamous *capitula*, but they interestingly

resemble traits of species from the Calyceraceae family, the sister group of Asteraceae, and might support the hypothesis about the evolutionary origin of Asteraceae and Calyceraceae inflorescences from the same common ancestor (Pozner *et al.*, 2012). The evolutionary origin of the Asteraceae *capitulum* would imply the loss of the terminal flower of the ancestral thyrse/thyrsoid structure (inflorescence) that shares the MCGA clade (Menyanthaceae, Calyceraceae, Goodeniaceae and Asteraceae, Pozner *et al.*, 2012). The presence of the only central disk floret in *capitula* of *H. argentea* might suggest a remnant of the terminal flower of this ancestral inflorescence, as proposed by Pozner *et al.*, (2012) for the central floret of some basal *Barnadesia* species. Nevertheless, studies on the *capitulum* development of this and another related species are needed to corroborate this speculation.

In summary, a spatial distribution of floral nectar was found within the *capitulum* of *H. argentea*, inner disk florets had significantly higher volume than outer ray florets. We suggest that such spatial distribution of resources among florets within the *capitulum* could impact pollinator attraction and behavior. This strategy would enhance outcrossing likelihood, which is essential to warranty sexual reproduction in this self-incompatible species.

AUTHOR CONTRIBUTION

JLC, LA and ET conceived the idea and designed the study. JLC and ET conducted fieldwork. RC performed statistical analyses. EG contributed to visualization and data presentation. ACA, CP and LA provided the financial support for the project leading to this publication. JLC and LA wrote the first draft of the manuscript and all authors contributed to the manuscript.

ACKNOWLEDGMENTS

This study was supported by a grant (24/A162) from the Secretaria General de Ciencia y Tecnología, Universidad Nacional del Sur (UNS) and FONCyT (PICT 1606). We thank Natalia Stefanazzi for the identification of the insects,

Carla Masini for logistic assistance during work in the field, Ricardo Camina for statistical analysis, Elena Galíndez for the assistance on the assembling of figures and Ana Calviño and two anonymous reviewers for valuable comments that helped to improve the manuscript.

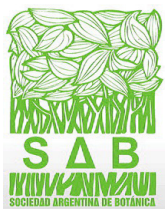
BIBLIOGRAPHY

- ANDERSSON, S. 1996. Floral display and pollination success in *Senecio jacobaea* (Asteraceae): Interactive effects of head and corymb size. *Am. J. Bot.* 83: 71-75.
<https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1996.tb13876.x>
- ANDERSSON, S. 2001. Fitness consequences of floral variation in *Senecio jacobaea* (Asteraceae): evidence from a segregating hybrid population and resource manipulation experiment. *Bot. J. Linn. Soc.* 74: 17-24.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2001.tb01373.x>
- ASHWORTH, L. & L. GALETTO. 2002. Differential nectar production between male and female flowers in a wild cucurbit: *Cucurbita maxima* ssp. *andreaana* (Cucurbitaceae). *Can. J. Bot.* 80: 1203-1208.
<https://doi.org/10.1139/b02-110>
- BAKER, H.G. & I. BAKER. 1983. Floral nectar sugar constituents in relation to pollinator type. *Handbook of experimental pollination biology* 117: 141.
- BENÍTEZ-VIEYRA, S., M. ORDANO, J. FORNONI, K. BOEGE & C. A. DOMÍNGUEZ. 2010. Selection on signal–reward correlation: limits and opportunities to the evolution of deceit in *Turnera ulmifolia* L., *J. Evol. Biol.* 23: 2760-2767.
<https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02132.x>
- BLARER, A., T. KEASAR & A. SHMIDA. 2002. Possible mechanisms for the formation of flower size preferences by foraging bumblebees. *Ethology* 108: 341-351.
<https://doi.org/10.1046/j.1439-0310.2002.00778.x>
- BURTT, B. L. 1961. *Compositae and the study of functional evolution*. Transactions of the Botanical Society of Edinburgh, Edinburgh.
- BOLTEN, A. B., P. FEINSINGER, H. G. BAKER & I. BAKER. 1979. On the calculation of sugar concentration in flower nectar. *Oecologia*, 41: 301-304. <https://doi.org/10.1007/BF00377434>
- CABRERA, A. 1963. *Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte VI (Compositae)*. Colección Científica del INTA. Buenos Aires; Argentina.
- CABRERA, L. & G. DIERINGER. 1992. Reproductive biology of a population of *Acourtia runcinata* (Asteraceae: Mutisieae: Mutisieae) at the northeastern limit of its range. *Amer. Midl. Naturalist* 128: 83-88. <https://doi.org/10.2307/2426415>
- CAMINA, J. L. 2011. Biología reproductiva de *Hyalis argentea* D. Don en Hook. & Arn. var. *latisquama* Cabrera. Degree Thesis from Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires; Argentina.
- CAMINA, J. L., E. TOURN, A. ANDRADA & C. PELLEGRINI. 2013. Germination traits of the native *Hyalis argentea* (Asteraceae). In: Busso, C.A. (Ed.), pp. 127-138. In: *Seed germination to young plants: ecology, growth and environmental influences*. Nova Science Publishers, Inc., New York.
- CHAMBÓ, E. D., R. C. GARCÍA, N. T. E. D. OLIVEIRA & J. B. DUARTE-JÚNIOR. 2011. Honey bee visitation to sunflower: effects on pollination and plant genotype. *Sci. agric.* 68: 647-651.
<https://doi.org/10.1590/S0103-90162011000600007>
- CNAANI, J., J. D. THOMSON & D. R. PAPA. 2006. Flower choice and learning in foraging bumblebees: Effects of variation in nectar volume and concentration. *Ethology* 112: 278-285.
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2006.01174.x>
- CRONQUIST, A. 1955. Phylogeny and taxonomy of the Compositae. *Amer. Midl. Naturalist* 53: 478-511. <https://doi.org/10.2307/2422084>
- DADPOUR, M. R., S. NAGHILOO & S. FARIDI NEYCHARAN. 2011. The development of pistillate and perfect florets in *Xeranthemum squarrosum* (Asteraceae). *Plant Biol.* 14: 234-243. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2011.00469.x>
- DAFNI, A., P. KEVAN & B. C. HUSBAND. 2005. *Practical pollination biology*. Enviroquest, Ltd. Cambridge, Ontario; Canada.
- DALMASSO, A. 2010. Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 45: 149-171.
- FAGUA, J. C. & V. H. GONZALEZ. 2007. Growth rates, reproductive phenology, and pollination ecology of *Espeletia grandiflora* (Asteraceae), a giant Andean caulescent rosette. *Plant Biol.* 9: 127-135.
<https://doi.org/10.1055/s-2006-924544>
- FENSTER, C., G. CHEELY, M. R. DUDASH & A. J. REYNOLDS. 2006. Nectar reward and advertisement in hummingbird-pollinated *Silene virginica* (Caryophyllaceae). *Amer. J. Bot.* 93: 1800-1807. <https://doi.org/10.3732/ajb.93.12.1800>
- FORCONE, A. & A. ANDRADA. 2006. *Flora melífera de las regiones Pampeana Austral y Patagónica Andina*. Editorial de la Universidad Nacional del Sur y Red de editoriales Universitarias Nacionales, Bahía Blanca, Buenos Aires; Argentina.
- FREIRE, S.E., L. KATINAS & G. SANCHO. 2002. *Gochnatia* (Asteraceae, Mutisieae) and the *Gochnatia* complex: Taxonomic implications from morphology. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 89, 524-550. <https://doi.org/10.2307/3298594>

- GÓMEZ, J. M., J. BOSCH, F. PERFECTTI, J. D. FERNÁNDEZ, M. A. BDELAZIZ & J. P. M. CAMACHO. 2008. Association between floral traits and rewards in *Erysimum mediohispanicum* (Brassicaceae). *Ann. Bot.* 101: 1413-1420. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn053>
- GROMBONE-GUARATINI, M. T., V. N. SOLFERINI & J. SEMIR. 2004. Reproductive biology in species of *Bidens* L. (Asteraceae). *Sci. Agric.* 6: 185-189. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162004000200010>
- GROSS, R. S. & P. A. WERNER. 1983. Relationships among flowering phenology, insect visitors, and seed-set of individuals: experimental studies on four co-occurring species of goldenrod (Solidago: Compositae). *Ecol. Monographs* 53: 95-117. <https://doi.org/10.2307/1942589>
- HARDER, L. D. & P. PRUSINKIEWICZ. 2012. The interplay between inflorescence development and function as the crucible of architectural diversity. *Ann. Bot.* 112: 1477-1493. <https://doi.org/10.1093/aob/mcs252>
- JEFFREY, C. 2009. Evolution of Compositae flowers. In: Funk, V. A., A. Susanna, T. F. Stuessy & R. J. Bayer (Eds), Systematics, evolution, and biogeography of Compositae. International Association for Plant Taxonomy, Vienna; Austria: 131-135.
- KONZMANN, S. & K. LUNAU. 2014. Divergent rules for pollen and nectar foraging bumblebees-A laboratory study with artificial flowers offering diluted nectar substitute and pollen surrogate. *PLOS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113823>
- LANE, M. A. 1996. Pollination biology of Compositae. In: CALIGARI, P. D. S. & D. J. N. HIND (Eds), *Compositae: Biology & Utilization*. Proceedings of the International Compositae Conference, Kew 1994. Royal Botanic Garden, Kew; London, UK: 61-80.
- LELIS, S. M. 2008. Biología reproductiva de *Bidens segetum* Mart. ex Colla (Heliantheae, Asteraceae). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- LLOYD, D. G. 1972. Breeding systems in *Cotula* L. (Compositae, Anthemideae). *New Phytol.* 71: 1181-1194. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1972.tb01996.x>
- MANI, M. S. & J. M. SARAVANAN. 1999. *Pollination ecology and evolution in Compositae (Asteraceae)*. Science Publishers, Inc.
- MACGREGOR, C. J., M. J. POCOOCK, R. FOX & D. M. EVANS. 2015. Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. *Ecol. Entomol.* 40: 187-198. <https://doi.org/10.1111/een.12174>
- PANERO, J. L. A & V. A. FUNK. 2008. The value of sampling anomalous taxa in phylogenetic studies: major clades of the Asteraceae revealed. *Mol. Phylogenet. Evol.* 47: 757-782. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.02.011>
- POZNER, R., C. ZANOTTI & A. JOHNSON. 2012. Evolutionary origin of the Asteraceae capitulum: insights from Calyceraceae. *Amer. J. Bot.* 99: 1-13. <https://doi.org/10.3732/ajb.1100256>
- REGAL, P. J. 1977. Ecology and evolution of flowering plant dominance. *Science*, 196: 622-629. <https://doi.org/10.1126/science.196.4290.622>
- ROQUE, N. & V. A. FUNK. 2013. Morphological characters add support for some members of the basal grade of Asteraceae. *Bot. J. Linn. Soc.* 171: 568-586. <https://doi.org/10.1111/boj.12000>
- SCHAEFER, H. M., V. SCHAEFER & D. J. LEVEY. 2004. How plant-animal interactions signal new insights in communication. *Trends Ecol. Evol.* 19: 577-584. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.08.003>
- STUESSY, T. F., D. M. SPOONER & K. A. EVANS. 1996. Adaptive significance of ray corollas in *Helianthus grosseserratus* (Compositae). *Amer. Mid. Naturalist* 115: 191-197. <https://doi.org/10.2307/2425849>
- STUESSY, T.F. & E. URTUBEY. 2006. Phylogenetic implications of corolla morphology in subfamily Barnadesioideae (Asteraceae). *Flora*, 201: 340-352. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2005.07.009>
- TORICES, R., M. MÉNDEZ & J. M. GÓMEZ. 2006. Evolution of breeding system in Asteraceae. In: *Anonymous (Ed), The International Compositae Alliance (TICA- Deep Achene)*, Barcelona, July 2006, Abstracts; Barcelona.
- TORRES, C. & L. GALETTO. 2007. Style morphological diversity of some Asteraceae species from Argentina: systematic and functional implications. *J. Plant Research*, 120: 359-364. <https://doi.org/10.1007/s10265-007-0081-4>
- VAN DER NIET, T. & S. D. JOHNSON. 2012. Phylogenetic evidence for pollinator-driven diversification in angiosperms. *Trends Ecol. Evol.* 27: 353-361. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.02.002>
- VON HELVERSENÁ, O., L. WINKLERÁ & H. J. BESTMANN. 2000. Sulphur-containing "perfumes" attract flower-visiting bats. *J. Comp. Physiol.* 186, 143-153. <https://doi.org/10.1007/s003590050014>
- WILLMER, P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- WIST, T.J. 2005. Pollination biology of *Echinacea angustifolia* and *E. purpurea* (Asteraceae) in Saskatchewan. Doctoral dissertation. University of Saskatchewan, Canadá,

J. L. Camina *et al.* - Rewards in ray and disk florets of *Hyalis argentea*

- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- ZEISLER, M. 1938. Über die abgrenzung der eigentlichen narbenfläche mit hilfe von reaktionen. *Beihefte zum Botanisches Zentralblatta*, 58: 308-318.
- ZULOAGA, F. O., O. MORRONE & M. J. BELGRANO. 2008. *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)* Volumen 2. Monographs in Systematic Botany, Missouri Botanical Garden, St. Louis, U.S.A.



SISTEMA REPRODUCTIVO Y BIOLOGÍA FLORAL DE *LANTANA CAMARA* (VERBENACEAE) EN UNA POBLACIÓN RIBEREÑA DEL RÍO DE LA PLATA

REPRODUCTIVE SYSTEM AND FLORAL BIOLOGY OF *LANTANA CAMARA* (VERBENACEAE) IN A RIPARIAN POPULATION OF THE RÍO DE LA PLATA

María T. Amela García^{1,2}, Diego Aquino¹, Agustina Bouza¹,
Mariana C. Grohar¹, Anahí N. Herrera Cano¹, Maiten A. Lafuente Diaz¹,
María B. Miguez¹, Victoria Scorza¹ y Marina Chamer^{1,3}

1. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Grupo de Biología Reproductiva en Plantas Vasculares. Buenos Aires, Argentina.
2. INMIBO (UBA-CONICET). Buenos Aires, Argentina.
3. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Buenos Aires, Argentina.

* mariana.grohar@gmail.com

Citar este artículo

AMELA GARCÍA, M. T., D. AQUINO, A. BOUZA, M. C. GROHAR, A. N. HERRERA CANO, M. LAFUENTE DIAZ, M. B. MIGUEZ, V. SCORZA & M. CHAMER. 2019. Sistema reproductivo y biología floral de *Lantana camara* (Verbenaceae) en una población ribereña del Río de la Plata. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 29-42.

DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23578>

Recibido: 17 Octubre 2018
Aceptado: 7 Enero 2019
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Ana Calviño

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

SUMMARY

Background and aims: The floral biology of *Lantana camara*, a native species of Central and South America and invasive cosmopolitan, still presents poorly-known and controversial aspects. The aim of this work was to determine the reproductive system, floral attributes and pollinators in a coastal population of Río de la Plata.

M&M: The usual methods in pollination biology were employed. The study was performed in Ciudad Universitaria, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, during the spring of 2012.

Results: The flowers emit mild and sweet odor by osmophores arranged around the floral tube entrance, in coincidence with the absorption-reflection pattern in the UV spectrum. Nectar accumulates in the floral tube, probably secreted by trichomes situated at the petals base. During anthesis, three floral phases succeed, distinguished by changes in corolla coloration, aroma intensity, reward quantity and anther and stigma maturity. The psychophilous flowers were visited by diurnal lepidopterans and by hymenopterans, dipterans and hummingbirds. The highest reproductive success occurred with free pollination; the self-incompatibility and P/O indexes showed partial self-compatibility and facultative xenogamy, respectively.

Conclusions: *L. camara* is capable of successful spontaneous self-pollination, probably one reason of its global spread. Due to their activity on the flowers, visited floral phase, pollen load and frequency of visits, only the butterflies *Agraulis vanillae maculosa*, *Dryas iullia alcionea* and *Cybaeus* sp. would pollinate in this site.

KEY WORDS

Lantana camara, facultative xenogamy, Lepidoptera, reproductive success, floral phases, UV reflectance pattern, osmophores.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La biología floral de *Lantana camara* L., nativa del Centro y Sur de América e invasora cosmopolita, tiene aspectos desconocidos y controvertidos. El objetivo de este trabajo fue determinar el sistema reproductivo, atributos florales y polinizadores en una población ribereña del Río de la Plata.

M&M: Se emplearon los métodos usuales de la biología de la polinización. El estudio se realizó en Ciudad Universitaria, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, en la primavera de 2012.

Resultados: Las flores emiten olor leve y dulce mediante osmóforos que rodean la entrada del tubo floral, coincidiendo con el patrón de absorción-reflexión en el espectro UV. El néctar se acumula en el tubo corolino, secretado probablemente por tricomas situados en la base. Durante la antesis, se suceden tres fases florales, distinguibles por cambios en la coloración de la corola, intensidad del aroma, cantidad de recompensa y madurez de las anteras y el estigma. Las flores, psicófilas, recibieron visitas de lepidópteros diurnos, y también de himenópteros, dípteros y colibríes. El mayor éxito reproductivo ocurrió con polinización libre; los índices de autocompatibilidad y P/O indicaron autocompatibilidad parcial y xenogamia facultativa, respectivamente.

Conclusiones: *L. camara* se autopoliniza espontáneamente, probablemente una causa de su propagación global. Debido a su actividad en las flores, fase floral visitada, carga polínica y frecuencia de visitas sólo las mariposas *Agraulis vanillae maculosa*, *Dryas iullia alcionea* y *Cybaeus* sp. polinizarían en este sitio.

PALABRAS CLAVE

Lantana camara, xenogamia facultativa, Lepidoptera, éxito reproductivo, fases florales, patrón de reflexión UV, osmóforos.

INTRODUCCIÓN

Las verbenáceas poseen una distribución principalmente tropical y subtropical, ocurriendo unos escasos géneros en regiones templadas (Heywood, 1985). El género *Lantana* L. incluye 150 especies tropicales en América y África, de las cuales 19 habitan la Argentina (De Marzi, 2006). *Lantana camara* L. es nativa de Sur y Centro América, habiéndose naturalizado en las islas del Pacífico, Australia, Nueva Zelanda, África y Asia meridional (Morton, 1994; Baars & Naser, 1999; Thorp & Lynch, 2000). En la Argentina, se distribuye en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Corrientes, Entre Ríos, Formosa, Jujuy, Misiones, Salta, Santiago del Estero, Santa Fe y Tucumán (Anton & Zuloaga, 2012). Este taxón es considerado una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo según la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) (Lowe *et al.*, 2000), y es reconocida como una amenaza a los ecosistemas de Australia (Haseler & Kassulke, 1996), las islas Solomon y Vanuatu (Harley, 1974), entre otros. La invasión de la especie se ve favorecida por el disturbio de los hábitats naturales a través del incremento de la explotación forestal (Wells & Stirton, 1988) y la introducción de vertebrados exóticos (Thaman, 1974; Denton *et al.*, 1991; Fensham *et al.*, 1994). A pesar de los esfuerzos de manejo, continúa siendo un problema (Bhagwat *et al.*, 2012) en muchas regiones del planeta (Goncalves *et al.*, 2014), en particular porque en forma drástica provoca cambios en la estructura de la comunidad (Sundaram & Hiremath, 2012), reduciendo la cobertura de forraje, la producción de cultivos y la disponibilidad de recursos nativos (Shackleton *et al.*, 2017). En nuestro país, se ha estudiado la dispersión de sus semillas considerando su carácter invasor (Grilli & Galletto, 2009).

Por otra parte, *L. camara* es tóxica para los vertebrados y puede causar fotosensibilidad en ganado vacuno u ovino (Tokarinia *et al.*, 1999; Matienzo *et al.*, 2003; Brito *et al.*, 2004). Sin embargo, es utilizada en la medicina tradicional en Latinoamérica (Hernández *et al.*, 2003; Rivera Amita *et al.*, 2004; Carrere, 2006; Hernández *et al.*, 2010). Posee terpenoides, esteroides y alcaloides (Ghisalberti, 2000) que le otorgan a la hoja propiedades antimicrobianas, fungicidas y

nematicidas (Chavan & Nikam, 1982; Sharma & Sharma, 1989; Begum *et al.*, 2000). Además, es empleada como ornamental para cercos vivos (debido a su fácil mantenimiento e inflorescencias vistosas), como cobertor de suelos en jardinería y como leña (Singh *et al.*, 1984; Ramírez-Hernández *et al.*, 2012).

Lantana camara es un arbusto con flores dispuestas en cimas umbeliformes, pentámeras, con los sépalos soldados y los pétalos formando una corola hipocraterimorfa, levemente zigomorfa, cuyo limbo presenta dos labios esbozados de dos y tres lóbulos, respectivamente, cuatro estambres didínamos unidos al tubo corolino, anteras de dehiscencia longitudinal, gineceo súpero y dímero. El fruto es una drupa globular púrpura oscuro o negra, con semillas de 1,5 mm de longitud (Holm *et al.*, 1977; Troncoso, 1979; Sastri & Kavathekar, 1990).

Respecto de su biología floral, se sabe que sus flores son delicadas, de colores vívidos y erectas; la corola forma un margen plano, angosto, poco disecto y un tubo angosto en el que se oculta el néctar, con guías de néctar simples, olor débil, fresco y agradable, anteras fijas y anthesis diurna sin cierre nocturno (Holm *et al.*, 1977). Durante la anthesis, el estigma secreta una sustancia mucilaginoso y el color de la corola vira del amarillo al rojo (Mathur & Mohan Ram, 1978; Valla, 1979; Weiss, 1995; Caroprese Araque *et al.*, 2011), pasando por el naranja (De Marzi, 2006). Cada flor constituye una unidad del tipo trompeta y el típico patrón polinizado por lepidópteros diurnos (psicofilia) (Faegri & Van Der Pijl, 1979). Ha sido mencionada como especie blanco de mariposas en ambientes urbanos de Buenos Aires (Núñez Bustos, 2008). La especificidad de éstas fue analizada por Schemske (1976) en base a la comparación entre algunas dimensiones de los insectos y de las flores, si bien no corroboraron el contacto con anteras ni estigmas así como tampoco el transporte de polen. Las mariposas son vectores poco eficaces en la remoción y depósito de polen debido a los escasos granos que transportan y a que algunas exhiben poca constancia floral (Percival, 1965), incluso hurtan néctar (Wiklund *et al.*, 1979); sin embargo, comparadas con las abejas, tienden a volar distancias mayores entre visitas consecutivas y, por tanto, a transferir polen xenógamo (Herrera, 1987). A pesar de las flores psicófilas de *L. camara*,

distintos autores han aseverado que *Apis mellifera* la poliniza en forma eficiente en Australia, donde ambas especies son exóticas (Goulson & Derwent, 2004, entre otros). Por el contrario, Mathur & Mohan Ram (1978) afirmaron que en India las mariposas son polinizadores eventuales y que, en cambio, los trips son regulares, aunque no corroboraron la transferencia de polen al estigma por estos últimos.

En cuanto a su sistema de autoincompatibilidad no existe consenso. Según Barrows (1976), bajo condiciones controladas, *L. camara* sólo produce frutos por polinización cruzada; según Mathur & Mohan Ram (1978), es autocompatible, aunque necesita ser polinizada por vectores. Neal (1999) señaló que en la especie existe autopolinización. Granja Barros *et al.* (2001) comentaron que algunas de las variedades ornamentales son autoincompatibles.

Ante la falta de claridad y el desconocimiento sobre algunos aspectos de la biología reproductiva de *L. camara* y debido a la importancia de generar este conocimiento, ya sea para poder aplicarlo contra su poder invasivo o para emplearlo para cultivarla por sus utilidades, el objetivo del presente trabajo fue la descripción detallada de las características florales, la determinación del sistema reproductivo y el reconocimiento de los polinizadores en una población de la ribera del Río de la Plata.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. El estudio se llevó a cabo en una población natural en el Campo Experimental de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires (FCEyN-UBA), en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Argentina) desde el 17 hasta el 26 de octubre de 2012.

Sistema Reproductivo. Para determinarlo, se realizó un experimento de polinización controlada, aplicando los siguientes tratamientos: autogamia espontánea (inflorescencia embolsada), autopolinización inducida (estigmas polinizados manualmente con polen autógeno), xenogamia inducida (estigmas polinizados con polen alógeno) y polinización abierta (control). Para cada tratamiento se utilizaron 7 inflorescencias con capullos próximos a la antesis, las cuales se embolsaron con bolsas de organza, a excepción

del tratamiento de polinización abierta, en que solamente se rotularon con una etiqueta colgante del pedúnculo. Al mes, se contabilizaron los frutos y las semillas obtenidos en cada tratamiento y se calcularon los porcentajes de fructificación y llenado de frutos. Con los datos obtenidos se calcularon los índices de autoincompatibilidad ISI (Ruiz Zapata & Arroyo, 1978) y éxito reproductivo relativo (ERR), calculado como cantidad de flores/cantidad de frutos x cantidad de óvulos/cantidad de semillas para cada tratamiento (Dafni, 1992). Además, se calculó el estimador P/O (Cruden, 1977), para lo cual se fijaron capullos próximos a la antesis y se contaron los óvulos y los granos de polen, éstos últimos con cámara de Newbauer.

Caracteres florales. Para determinar las fases florales, se observaron los cambios en 20 inflorescencias de cinco plantas distribuidas en tres parches durante cinco días. Se analizó el estado de maduración de las anteras, la receptividad estigmática y los atractivos florales (color, olor, néctar y polen). El estado de maduración de las anteras se determinó según el grado de dehiscencia y, una vez abierta, se registró la presencia/abundancia de polen en las mismas. La receptividad estigmática se evaluó según el método de Osborn *et al.* (1988), para lo que se colocó una gota de peróxido de hidrógeno sobre el estigma libre de polen, considerando positiva la reacción al observar burbujeo. Se comparó la coloración de la corola con la carta de colores de Kelly (1965). Además, se registró el patrón de reflexión UV mediante el uso de un filtro Kodak 18 A con una cámara fotográfica réflex manual Pentax K-1000.

Para detectar las piezas productoras de aroma, a dos flores de cada color se les separaron las piezas, las cuales se colocaron en frascos de vidrio, que se cerraron herméticamente. Tras 1 hora, se realizó una prueba olfatoria con siete personas. La intensidad se valoró en una escala de 1 a 10, siendo el valor 1 el menos intenso, y se calculó la moda estadística. Además, se tiñeron 3 flores de cada estadio con rojo neutro para la localización de osmóforos, y con safranina para la detección de estructuras secretoras.

Para analizar el patrón de secreción del néctar, se embolsaron tres grupos de capullos con bolsas de organza y, cuando abrieron, se midió el volumen de néctar cuando alcanzó cada grupo cada una de las fases. Para ello se extrajo el néctar con

capilares de 0,5 mm de diámetro, se midió la altura alcanzada por el néctar en el capilar y se calculó el volumen con la fórmula del cilindro. Además, se registró la concentración de azúcares totales con un refractómetro de mano.

Se determinó la predominancia de reservas del polen fresco sometiendo los granos por 5 minutos a 3 tratamientos: agua destilada (control), Sudán IV (detección de lípidos) y Lugol (detección de almidón), observándose con microscopio óptico la reacción respecto del control. Una vez conocida la reserva principal, se determinó la viabilidad de los granos de polen por el método de reservas principales (Amela García, 1999) en flores al inicio y al final de la antesis: se tiñeron granos de polen con una gota de Lugol y, luego de unos minutos, se observó al microscopio óptico. Se contabilizó la cantidad de granos viables y se calculó el porcentaje.

Visitantes florales. Se registró la visita de animales a las flores (identidad, frecuencia, duración y comportamiento) cada hora, de 8 a 19 horas, durante los días 17, 18, 24 y 25 de octubre en 10 plantas. Se capturaron ejemplares representativos para la determinación taxonómica y el análisis de la carga polínica; esta última se procesó mediante microacetólisis (Genise *et al.*, 1990), observándose con microscopio óptico y con el microscopio electrónico de barrido Zeiss Supra 40 FESEM del Centro de Microscopías Avanzadas (FCEyN, UBA). Para poder identificar los granos de polen transportados por los visitantes, se recolectaron ejemplares de herbario de las especies con posible polinización biótica alrededor de los parches principales de *L. camara* para la

confección de preparados de polen de referencia mediante acetólisis (Erdtman, 1952). La función de cada visitante se categorizó en base al transporte de polen y a su actividad en las flores acorde con Inouye (1980): hurtador, ladrón, polinizador. Una vez reconocidos los polinizadores, la importancia relativa de cada uno se consideró en base a su frecuencia.

Condiciones meteorológicas. Se registraron a través de los informes diarios de la Estación Meteorológica Automática Ciudad Universitaria (DCAO, FCEyN, UBA), ubicada en el mencionado campo experimental, con datos actualizados cada 10 minutos.

Análisis estadísticos. A fin de evaluar las diferencias entre medias, para la viabilidad polínica se realizó un contraste de pares empleando la prueba *t* de student; para la producción de semillas entre los distintos tratamientos y para la frecuencia de visitas a las distintas fases florales se usó la prueba de Kruskal-Wallis y el test de Wilcoxon para contrastes de a pares (R Development Core Team, 2009).

RESULTADOS

Sistema reproductivo. Se obtuvieron frutos con semillas en todos los tratamientos realizados. Si bien la mayor cantidad se produjo por polinización libre, reflejándose en un mayor índice ERR (Tabla 1), las diferencias no fueron significativas para los frutos (K-W = 6,26; *P* = 0,09), ni para las semillas (K-W = 5,13; *P* = 0,16). El índice ISI fue 0,57 y el índice P/O 786 ± 426 (N = 7).

Tabla 1. Productividad por inflorescencia de *L. camara* según los distintos tratamientos de polinización. Media porcentual y desvío estándar de la producción de frutos y semillas.

Tratamiento	Autogamia espontánea	Autogamia inducida	Xenogamia inducida	Polinización libre
N° de inflorescencias	6	6	5	4
N° de óvulos	246	244	206	170
N° de flores	123	122	103	85
% de frutos	4 ± 8	6 ± 8	13 ± 15	25 ± 18
% de semillas	10 ± 1	16 ± 1	13 ± 1	22 ± 1
ERR (éxito reproductivo relativo)	0,0016	0,0043	0,0086	0,0320

Antesis, fases florales y atractivos. En los capullos próximos a la antesis, las anteras estaban dehiscentes y el estigma receptivo, éste por debajo del nivel de las anteras. Una vez abierta la flor, se sucedieron 3 fases florales: temprana, intermedia y tardía, con características distintivas de color (Fig. 1), maduración de anteras, receptividad estigmática y producción de néctar (Tabla 2). La concentración del néctar fue $22\% \pm 2$ ($N=2$) y se halló en las dos primeras fases, más abundante en la primera (Tabla 2). Abrieron 3 ± 1 ($N=20$) capullos por inflorescencia por día. La apertura de capullos ocurrió principalmente por la mañana hasta el mediodía (Fig. 2) y las flores permanecieron abiertas hasta el día siguiente, sin cerrar durante la noche; el promedio de flores abiertas por día fue 7 ± 0 ($N=20$). La cantidad de flores en cada fase fue bastante variable entre inflorescencias en un mismo día en todo momento, evidenciado por los desvíos (Fig. 2). El pasaje de una fase a otra fue más lento el día 18, hallándose flores en fase 2 recién a las 11 hs y sin alcanzar la fase 3 dentro de las horas de luz de ese día, a diferencia de los días 24 y 25, en que el cambio de fases fue más homogéneo, hallándose flores en todas las fases desde las 8 hs (Fig. 2). La maduración de la inflorescencia es centripeta (Fig. 1). Según la fase en la que se hallaban la mayoría de las flores de una inflorescencia en un determinado momento, también se aplicaron los términos temprana, intermedia y tardía a las inflorescencias.

Se observó un leve contraste entre la entrada del tubo floral y el resto de la corola, tanto en el espectro visible como UV (Fig. 1E-F). El olor, dulce y leve, fue emitido en todas las fases, más intensamente en la temprana (Fig. 3A); en particular, cáliz y corola emitieron con más intensidad (Fig. 3B). Se detectaron osmóforos en el limbo alrededor de la entrada del tubo floral, siendo la intensidad de la tinción mayor en la fase

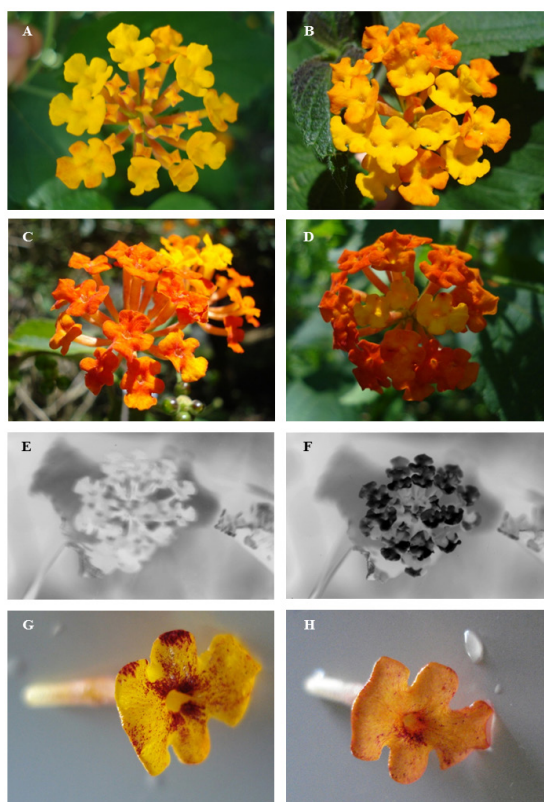


Fig. 1. Atractivos visuales y olfativos de las flores de *L. camara*. **A-D:** Coloración en el espectro visible. **A:** Inflorescencia en fase temprana. **B y C:** Fase intermedia. **D:** Fase tardía. **E-F:** Patrón de reflexión y absorción en el espectro visible (E) y en el UV (F). **G:** Osmóforos en una flor en fase temprana. **H:** Osmóforos en una flor en fase intermedia.

temprana (Fig. 1G-H). Se encontraron numerosos tricomas no capitados en el interior de la base del tubo corolino que se colorearon con safranina. La principal sustancia de reserva en los granos de

Tabla 2. Fases florales de *L. camara*. Se indica color de la corola, volumen de néctar por flor (media \pm DS, $N=2$), dehiscencia de anteras y receptividad estigmática.

Fase	Color	Néctar (μ l)	Anteras	Estigma
Temprana	amarillo anaranjado vívido	$4,5 \pm 0,1$	Dehiscentes	Receptivo
Intermedia	naranja vívido	$3,7 \pm 0,1$	Dehiscentes	No receptivo
Tardía	rojo anaranjado profundo	0	Marchitas	No receptivo

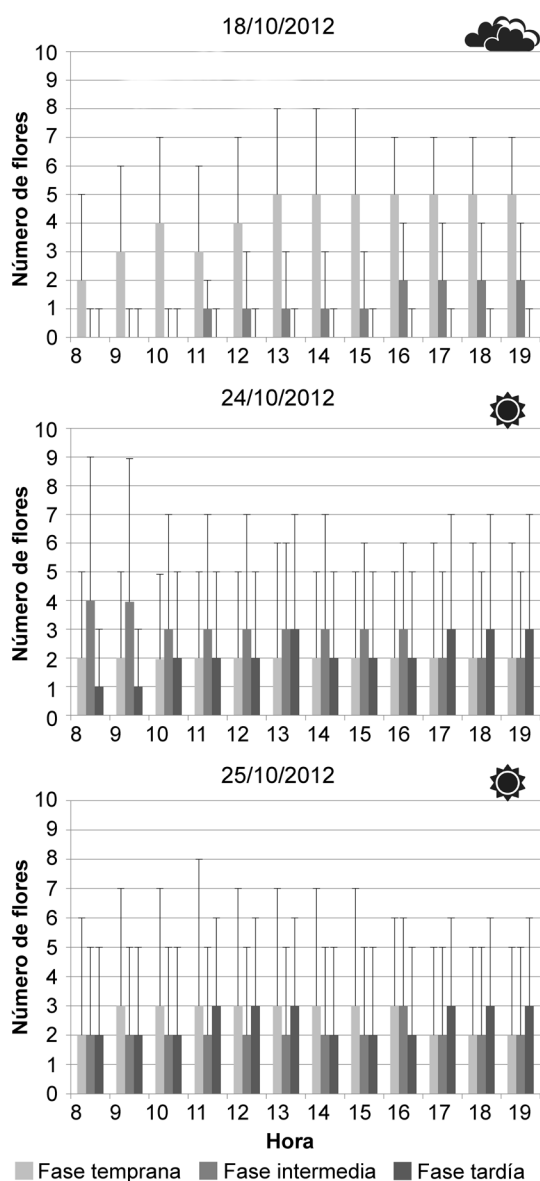


Fig. 2. Sucesión de las fases florales de *L. camara*. Promedio de flores en cada fase a lo largo de la antesis en días con distintos niveles de irradiación solar. Por cuestiones de claridad, sólo se graficaron los desvíos positivos.

polen fue almidón. Si bien la viabilidad polínica fue mayor en la fase temprana comparada con la tardía (47 ± 17 vs. 43 ± 11), las diferencias en los porcentajes no fueron significativas ($P=1$; $\alpha=0,05$; $N=3,34$ granos).

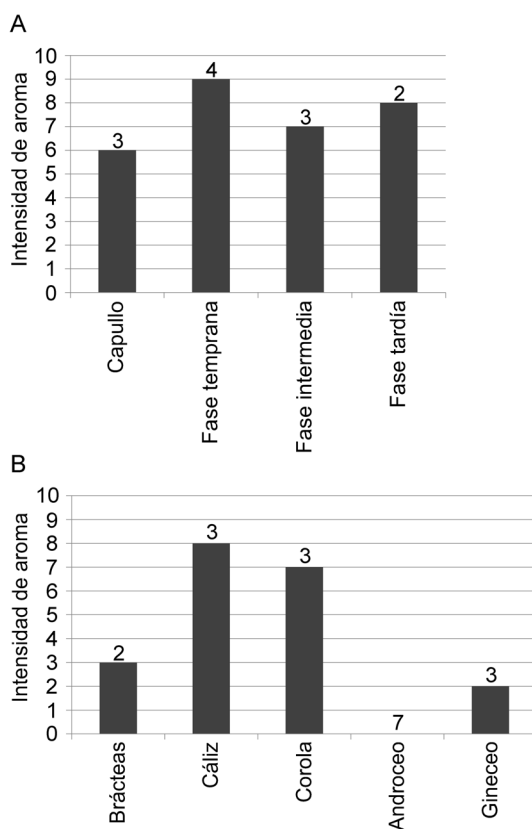


Fig. 3. Intensidad del aroma de *L. camara*. **A:** Flores enteras en las distintas fases florales. **B:** Piezas florales separadas en la fase de mayor intensidad de aroma (temprana). Escala arbitraria desde 0 (sin aroma detectable por humanos) a 10 (el más intenso). Moda sobre la opinión de 7 personas.

Visitantes florales. Acudieron 14 especies de visitantes: 13 especies de insectos (cinco pertenecientes a Lepidoptera, siete a Hymenoptera, una a Diptera) y un ave (Apodiformes) (Tabla 3). Los días 17 y 18 la temperatura fue más elevada, la humedad fue más baja y la irradiación fue mayor que los días 24 y 25 (Tabla 3). Entre los visitantes observados, predominaron las visitas de lepidópteros, destacándose *Agraulis vanillae maculosa* y *Dryas iulia alcionea*, con más frecuencia los días soleados (Tabla 3). Las flores en las distintas fases florales recibieron significativamente diferente cantidad de visitas (K-W = 22,52; $P < 0.0001$): las flores más visitadas fueron las que se hallaban en fase temprana, seguidas por la intermedia y la tardía (Tabla 4).

Tabla 3. Condiciones ambientales, fases florales y visitas en los días de muestreo.

Fechas		17/10	18/10	24/10	25/10	Total	
Condiciones meteorológicas							
	Temperatura promedio (°C)	17,3	16,8	18,5	20,1	-	
	Temperatura máxima (°C)	21,3	20,5	24,4	25,9	-	
	Temperatura mínima (°C)	14,7	11,1	12,1	13,1	-	
	Humedad relativa (%)	68,3	76,8	51,7	60,9	-	
	Irradiancia	Nublado	Nublado	Soleado	Soleado	-	
Cantidad de flores visitadas							
	Fase temprana	4	20	171	89	284	
	Fase intermedia	1	17	13	5	36	
	Fase tardía	1	4	1	0	6	
Total de flores visitadas		6	41	185	94	326	
Especies visitantes		Número de visitas					
Insecta	Lepidoptera	<i>Agraulis vanillae maculosa</i>	33	9	1	14	57
		<i>Dryas iulia alcionea</i>	33	37	42	25	137
		<i>Ortilia ithra</i>	17	0	12	9	38
		<i>Cybaeus sp.</i>	0	0	11	16	27
		<i>Epargyreus tmolis</i>	0	26	2	0	28
		Cantidad de visitas de Lepidoptera	83	72	68	64	287
	Subtotal de especies de Lepidoptera		3	3	5	4	5
	Hymenoptera	<i>Apis mellifera</i>	0	0	2	6	8
		Aff. Halictidae	0	0	0	3	3
		Aff. Andrenidae	0	0	0	2	2
		<i>Bombus sp.</i>	0	5	6	5	16
		<i>Xylocopa sp.</i>	0	0	2	0	2
		<i>Polystes sp.</i>	0	14	3	1	18
		<i>Brachygastra lecheguana</i>	0	5	1	1	7
Cantidad de visitas de Hymenoptera		0	24	14	18	56	
Subtotal de especies de Hymenoptera		0	3	5	6	7	
Cantidad de visitas de Díptera (Syrphidae)		17	2	5	0	24	
Aves	Cantidad de visitas de Aves (Apodiformes, <i>Chlorostilbon lucidus</i>)	0	2	13	18	33	

Se encontró polen de *L. camara* sólo en tres de las cuatro especies de lepidópteros que transportaban polen (Fig. 4), particularmente en la cabeza, en baja cantidad y junto con granos de otras especies. En los

ápodos y véspidos se hallaron granos de polen de otras especies de plantas, en las patas y el abdomen (Fig. 4).

La variación principal en las condiciones meteorológicas fue en la irradiación. La cantidad

Tabla 4. Cantidad de visitas de los distintos taxa a flores de *L. camara* según las fases florales. Letras distintas indican diferencias significativas ($P = 0,05$).

Especies visitantes	Fase temprana	Fase intermedia	Fase tardía
<i>Agraulis vanillae maculosa</i>	69	6	0
<i>Dryas iulia alcionea</i>	83	14	0
<i>Ortilia ithra</i>	24	1	0
<i>Cymaenes</i> sp.	51	3	0
<i>Epargyreus tmolis</i>	15	2	0
<i>Apis mellifera</i>	10	2	0
Aff. Halictidae	5	0	1
Aff. Andrenidae	5	0	0
<i>Bombus</i> sp.	17	0	1
<i>Xylocopa</i> sp.	0	0	0
<i>Polystes</i> sp.	3	4	2
<i>Brachygastra lecheguana</i>	6	6	1
Syrphidae	6	2	1
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	51	1	0
Total	345^b	41^b	6^c

de especies visitantes fue mayor los días soleados, así como la cantidad de visitas de las abejas; en cambio, la cantidad de visitas de los lepidópteros en días soleados fue levemente menor (Tabla 3).

La actividad de los visitantes florales en las flores se describe a continuación:

Agraulis vanillae maculosa (Nymphalidae, Lepidoptera). Solía aparecer de a pares, aparentemente en cortejo. Realizaba un sobrevuelo circular sobre la inflorescencia, de hasta 20 segundos, luego se posaba sobre la inflorescencia, introducía la espiritrompa en una flor y succionaba, abriendo y cerrando las alas, entre 6 y 10 segundos.

Dryas iulia alcionea (Nymphalidae, Lepidoptera). De mayor tamaño que los demás lepidópteros citados, volaba rápidamente. Inspeccionaba, posada con alas cerradas sobre la inflorescencia, y más frecuentemente libaba, con las alas extendidas, entre 2 y 4 segundos.

Ortilia ithra (Nymphalidae, Lepidoptera). Libaba sólo flores en fase temprana, posándose en las flores adyacentes a la flor libada.

Cymaenes odilia (Hesperiidae, Lepidoptera). Ahuyentaba a otros lepidópteros impidiendo que liben simultáneamente.

Epargyreus tmolis (Hesperiidae, Lepidoptera). Inspeccionaba posándose sobre la inflorescencia, sin evertir su espiritrompa. Luego de libar, solía permanecer posada en las hojas.

Apis mellifera (Apidae, Hymenoptera). Inspeccionaba sobrevolando o caminando sobre la inflorescencia. Al libar no introducía su cabeza en la corola.

Aff. Andrenidae y Halictidae (Hymenoptera). Se posaban sobre la corola y, a veces, intentaban introducir su cabeza dentro de la misma.

Bombus sp. y *Xylocopa* sp. (Apidae, Hymenoptera). Inspeccionaban caminando sobre la inflorescencia. Perforaban la corola y el cáliz.

Polystes sp. (Vespidae, Hymenoptera). Sobrevolaban lentamente las inflorescencias (aproximadamente 4 por mata). Ocasionalmente intentaban libar colgadas de las flores.

Brachygastra lecheguana (Vespidae, Hymenoptera). Sobrevolaban lentamente las inflorescencias describiendo círculos hasta posarse sobre las flores.

Syrphidae (Diptera). Se aproximaban lentamente a la flor y solían retroceder y volver a aproximarse inspeccionando cada flor de la inflorescencia.

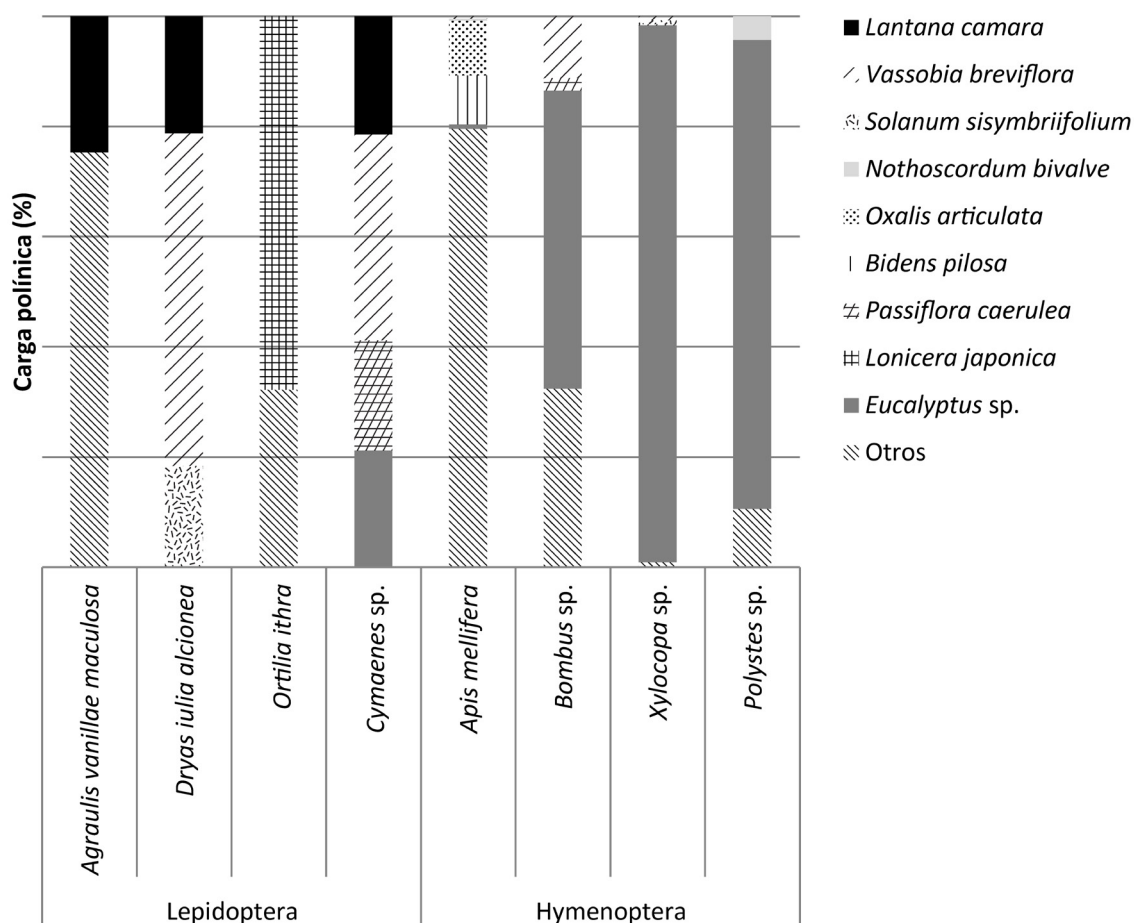


Fig. 4. Carga polínica de los insectos que visitaron las flores de *L. camara* y que transportaban polen.

Chlorostilbon lucidus (Trochilidae, Apodiformes). Visitaron sólo flores en fase temprana. Cada individuo libaba alrededor de 45 inflorescencias por mata en aproximadamente 10 minutos. Su actividad fue preponderante al atardecer. Libaron principalmente las inflorescencias situadas más arriba en los ejemplares de mayor porte.

DISCUSIÓN

Sistema reproductivo. Los resultados obtenidos del experimento de polinización controlada son consistentes con los valores obtenidos para los diferentes índices calculados. En coincidencia con Neal (1999), se observó que puede ocurrir autopolinización espontánea, aunque el éxito

reproductivo es significativamente mayor cuando actúan los polinizadores, constituyendo un sistema reproductivo predominantemente xenógamo. La hercogamia observada durante este ensayo sustenta este sistema. El valor obtenido del ISI indica que es parcialmente autoincompatible. Granja Barros *et al.* (2001) aseveraron que *L. camara* es autoincompatible: su trabajo se focaliza en variedades ornamentales, que pueden diferir en sus mecanismos genéticos de las poblaciones naturales. Según el índice P/O estimado, la especie sería xenógama facultativa, lo cual podría estar relacionado con su condición de invasora.

Antesis, fases florales y atractivos. La secuencia de la antesis de *L. camara* observada coincidió con la descrita por Barrows (1976), aunque la apertura de los capullos comenzó más tarde que

lo informado por Granja Barros *et al.* (2001) y ocurrió en menos tiempo. Esto probablemente tenga relación con las diferentes condiciones de insolación y la influencia de ésta en la actividad de los polinizadores, ya que la polinización es lo que provoca el cambio de color, como constataron Mathur & Ram (1978) mediante polinizaciones manuales. En el presente estudio el día 18, en que las flores alcanzaron la fase 2 más tarde y no pasaron a la fase 3, estuvo nublado y la frecuencia de visitas fue mucho menor, en contraste con los días 24 y 25. La fase temprana presentó el mayor volumen de néctar y la mayor duración, en coincidencia con los resultados obtenidos por Mathur & Mohan Ram (1978) y Granja Barros *et al.* (2001), así como el único estadio de receptividad estigmática, reportado también por Mathur & Mohan Ram (1978). El porcentaje de azúcares totales coincide con los valores registrados por Carrión-Tacuri *et al.* (2012), así como menor cantidad y ausencia de néctar en aproximadamente 65% de las flores naranjas y rojas, respectivamente (Carrión-Tacuri *et al.*, 2012). El polen conservó su viabilidad a lo largo de la antesis.

La polinización desencadena una rápida síntesis de antocianinas, las cuales enmascaran a los carotenoides presentes en la corola, produciendo los cambios de coloración descriptos (Mohan Ram & Mathur, 1984). El cambio de color de la corola orienta a los polinizadores hacia flores no polinizadas (Weiss, 1995). En el espectro UV, el contraste entre el interior del tubo floral y el limbo constituiría guías de néctar visuales, indicando a los polinizadores el acceso a la recompensa, acumulada en la base de la corola, muy probablemente secretado por los tricomas que allí se hallaron. La presencia de pelos nectaríferos en la base de la corola en especies de Verbenaceae es común (Bernardello, 2007). La tinción con rojo neutro reveló la presencia de guías de néctar olfativas alrededor de la entrada al tubo floral, principalmente activas durante la fase temprana. Anderson & Dobson (2003) observaron que los componentes exclusivos de la fragancia floral son vitales en el reconocimiento de recompensas alimenticias en flores de *L. camara* para mariposas de *Heliconius melpomene* (identificada como uno de los polinizadores) que realizan su primera visita a la planta, e interpretaron la coloración amarilla como el atractivo secundario que domina

el comportamiento de estos polinizadores luego de haber sido recompensados con anterioridad; en consecuencia, deben reconocer que la corola roja no presenta recompensa, es decir, mientras el color sería el atractivo a corta distancia, el olor sería el atractivo secundario a larga distancia. El tipo estructural trompeta y el síndrome psicófilo ya reportado (Faegri & Van Der Pijl, 1979) se completa con las guías nectaríferas olfativas y visuales encontradas en el presente trabajo.

El largo del tubo evitaría que los insectos de probóscide muy corta puedan acceder a la recompensa (Armstrong, 1979), por lo tanto la especie sería polinizada por insectos de probóscide suficientemente larga que acuden en busca de néctar. Los lepidópteros identificados poseen hábitos diurnos (Muthoka & Mananze, 2005), en coincidencia con la antesis presentada por las flores. Poseen la visión bien desarrollada y pueden ver, a diferencia de otros insectos, el rojo y el amarillo, colores descriptos en las inflorescencias de *L. camara*. En general, son atraídos por olores dulces y frescos (Faegri & Van Der Pijl, 1979). Liban posados; en este sentido el limbo desarrollado, en conjunto con el de otras flores de la inflorescencia, funciona como atractivo secundario y como plataforma de aterrizaje. Además, la persistencia de las flores que están finalizando la antesis sigue contribuyendo a la superficie de aterrizaje (Faegri & Van Der Pijl, 1970; Weiss, 1991). En concordancia con los reportes previos, numerosos visitantes florales utilizaron las flores adyacentes a la flor a la cual iban a buscar recompensa como superficie de aterrizaje.

Visitantes florales. De los visitantes observados, *Agraulis vanillae maculosa*, *Dryas iullia alcionea* y *Cybaeus* sp. resultaron los polinizadores principales, siendo el primero el que mayor carga polínica de *L. camara* transportó y el segundo el que mayor número de visitas realizó. A su vez, el tiempo de forrajeo por inflorescencia, breve en ambos casos (menor en *Dryas iullia alcionea*) podría favorecer la xenogamia. En relación al polen transportado, se observó abundante presencia de granos de otros taxones en *Agraulis vanillae maculosa*, sugiriendo que esta especie sobrevuela áreas más extensas o tiene preferencias más generalistas. En los tres casos, la fase floral más visitada fue la temprana, y el mayor número de visitas se produjo por la tarde, si bien la actividad matutina

de *Cybaeus sp.* fue también frecuente. La visita de *Agraulis vanillae maculosa*, aparentemente en situación de cortejo, podría tener relación con la descripción del síndrome de psicofilia realizado por Faegri & Van Der Pijl (1979), quienes señalan la presencia de aminoácidos en el néctar de las especies psicófilas como componente esencial de la dieta de los lepidópteros asociada al cortejo. *Agraulis vanillae maculosa* fue mencionada como visitante floral de *L. camara* en otros sitios (Barrows, 1976; Schemske, 1976; Weiss, 1991; Granja Barros *et al.*, 2001), pero sólo estos últimos autores corroboraron la transferencia polínica. *Ortilia ithra* forrajeó en las flores amarillas y la actividad se concentró principalmente por la tarde. *Epargyreus tmolis* se observó mayoritariamente en actividades de inspección y alimentación, mayoritariamente en la fase temprana. Como ninguna de estas especies transportaban polen de *L. camara*, serían hurtadores de néctar. Tampoco se encontró polen de *L. camara* sobre *Apis mellifera*; por otra parte, el comportamiento más frecuente consistió en la inspección y no la libación; por lo tanto, sería un hurtador de néctar cuando liba. Goulson & Derwent (2004) interpretaron que esta abeja es el principal polinizador de *L. camara* en Australia, pero su suposición se basó en registro de visitas en relación a la producción de frutos, sin comprobar la transferencia de polen; en el caso que transfiera polen, lo haría vía la probóscide, al estilo de un lepidóptero, ya que, debido a sus dimensiones, es la única parte del cuerpo que podría acceder en forma legítima al interior del tubo floral. Los andrénidos y halictidos registrados aparentemente libaban, principalmente flores amarillas, posándose sobre éstas; debido a su falta de transporte de polen, serían hurtadores de néctar. Los abejorros *Bombus sp.* y *Xylocopa sp.* no llevaban polen de *L. camara*, y por los cortes hallados en la corola de las flores recientemente visitadas por dichas especies, son ladrones de néctar. Acorde con estos resultados, Barrows (1976) enumera varios géneros de Apidae (entre éstos, *Bombus* y *Xylocopa*) como ladrones de néctar de varios géneros de plantas con corola tubular, los cuales perforan la corola por debajo de la base de los estambres, accediendo así al néctar. Respecto a los véspidos, tanto *Brachygastra lecheguana*, que libó mayoritariamente flores amarillas, como *Polystes sp.*, que visitó flores en las tres fases

(más asiduamente la intermedia), principalmente inspeccionando, pero no acarrearón polen de *L. camara*, serían hurtadores de néctar. Dado que los sírfidos principalmente inspeccionaron y no acarrearón polen durante el presente estudio, no se pueden considerar polinizadores pero tampoco se pueden sacar conclusiones respecto de otra función. *Chlorostilbon lucidus* no se pudo capturar de modo de comprobar si transportaba polen de *L. camara*, pero probablemente lo haga en su lengua, única parte que puede contactar los ciclos reproductivos, ocultos en la corola, al introducirla en ésta.

CONCLUSIONES

Las características de psicofilia están bien representadas por las flores de *L. camara*, que, agrupadas en inflorescencias densas y virando del amarillo al rojo, pasando por el naranja, y exhibiendo guías de néctar simples en los espectros UV y visible, son polinizadas mayoritariamente por mariposas, que transportan el polen en la probóscide o regiones próximas a ésta. La poca carga polínica transportada por esta clase de vectores estaría compensada por las numerosas visitas de los polinizadores y por la capacidad de autopolinización espontánea.

Aunque el índice de autocompatibilidad indicó autocompatibilidad parcial y el índice P/O predijo xenogamia facultativa, el mayor éxito reproductivo se alcanzó con polinización libre. El experimento reproductivo demostró que *L. camara* presenta capacidad de autopolinizarse espontáneamente, siendo ésta, probablemente, una de las causas de su propagación global.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

MTAG y MC diseñaron la investigación. DA, AB, MG, AHC, LDMA, MBM y VS realizaron conjuntamente y a partes iguales la colecta, análisis e interpretación de datos. MG redactó la primera versión del manuscrito. MTAG corrigió las versiones posteriores. DA realizó los análisis estadísticos. AB confeccionó las tablas. MG, MBM LDMA prepararon las figuras. VS compiló la bibliografía. AHC editó la versión final.

AGRADECIMIENTOS

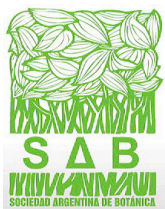
Este manuscrito es producto del último trabajo guiado por la Dra. Patricia S. Hoc en su curso “Elementos de Biología Floral” en el Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires. Desde los primeros hasta los últimos discípulos, estamos profundamente agradecidos por el entusiasmo con que nos hizo conocer esta fascinante disciplina.

BIBLIOGRAFÍA

- AMELA GARCÍA, M. T. 1999. *Biología floral y sistema reproductivo de especies nativas de Passiflora (Passifloraceae) de la Argentina*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- ANDERSSON, S. & H. E. M. DOBSSON. 2003. Behavioral foraging responses by the butterfly *Heliconius melpomene* to *L. camara* floral scent. *J. Chem. Ecol.* 29: 2303-2318. <https://doi.org/10.1023/A:1026226514968>
- ANTON, A.M. & F. O. ZULOAGA. 2012. *Verbenaceae*. En: ESTUDIO SIGMA (eds.), *Flora Argentina* Vol. 14, pp. 1-220. Buenos Aires, Argentina.
- ARMSTRONG, J. A. 1979. Biotic pollination mechanisms in the Australian flora - a review. *New Zea. J. Bot.* 17: 467-508. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1979.10432565>
- BAARS, J. R. & S. NESER. 1999. Past and present initiatives on the biological control of *L. camara* (Verbenaceae) in South Africa. *Afr. Entomol.* 1: 21-33.
- BARROWS, E. M. 1976. Nectar robbing and pollination of *L. camara* (Verbenaceae). *Biotropica* 8: 132-135. <https://doi.org/10.2307/2989633>
- BEGUM, S., A. WAHAB; B. S. SIDDIQUI & F. QAMAR. 2000. Nematicidal constituents of the aerial parts of *L. camara*. *J. Nat. Prod.* 63: 765-767. <https://doi.org/10.1021/np9903548>
- BERNARDELLO, G. A. 2007. Systematic survey of floral nectaries. In: NICOLSON, S. W., M. NEPI. & E. PACINI (eds.), *Nectaries and nectar*, pp. 19-128. Springer, London.
- BHAGWAT, S. A., E. BREMAN, T. THEKAEKARA, T. F. THORNTON & K. J. WILLIS. 2012. A battle lost? Report on two centuries of invasion and management of *Lantana camara* L. in Australia, India and South Africa. *PLoS one*, 7(3), e32407. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032407>
- BRITO, M. F., C. H. TOKARINIA & I. DÖBEREINER. 2004. A toxidez de diversas lantanas para bovinos e ovinos no Brasil. *Pesqui. Vet. Bras.* 24: 45-51. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X2004000300007>
- CAROPRESE ARAQUE, J. F., M. I. PARRA GARCÉS, D. ARRIETA PRIETO & E. STASHENKO. 2011. Anatomía microscópica y metabolitos secundarios volátiles en tres estadios del desarrollo de las inflorescencias de *L. camara* (Verbenaceae). *Rev. Biol. Trop.* 59: 473-486.
- CARRERE, R. 2006. El camará (*L. camara*): aportes para un mayor conocimiento sobre este arbusto indígena. Grupo Guayubira, Montevideo.
- CARRIÓN-TACURI, J., R. BERJANO, G. GUERRERO, M. E. FIGUEROA, A. TYE & J. M. CASTILLO. 2012. Nectar Production by Invasive *L. camara* and Endemic *L. peduncularis* in the Galápagos Islands. *Pac. Sci.* 66: 1-23. <https://doi.org/10.2984/66.4.2>
- CHAVAN, S. R. & S. T. NIKAM. 1982. Investigation of *Lantana camara* Linn (Verbenaceae) leaves for larvicidal activity. *B. Haffkine I.* 10: 21-22.
- CRUDEN, R. W. 1977. Pollen-ovule ratios: a conservative indicator of breeding systems in flowering plants. *Evolution* 31: 32-46. <https://doi.org/10.2307/2407542>
- DAFNI, A. 1992. *Pollination ecology. A practical approach*. Princeton University Press, Princeton.
- DENTON, G. R. W., R. MUNIAPPAN & M. MARUTANI. 1991. The distribution and biological control of *L. camara* in Micronesia. *Micronesica* 3: 71-82.
- DE MARZI, V. 2006. Cien plantas argentinas. Albatros, Buenos Aires.
- ERDTMAN, G. 1952. *Pollen morphology in plant taxonomy: Angiosperms*. In: Almqvist & Wiksell, Stockholm (eds.). 553 pp. Brill, Leiden.
- FAEGRI, K. & L. VAN DER PIJL. 1979. *The Principles of Pollination Ecology*. Pergamon Press, Oxford.
- FENSHAM, R. J.; R. J. FAIRFAX, & R. J. CANNELL. 1994. The invasion of *L. camara* L. in Forty Mile Scrub National Park, North Queensland. *Aust. J. Ecol.* 19: 297-305. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1994.tb00493.x>
- GENISE, J., R. A. PALACIOS, P. S. HOC, R. CARRIZO, L. MOFFAT, M. P. MOM, M. A. AGULLÓ, P. PICCA & S. TORREGOSA. 1990. Observaciones sobre la biología floral de *Prosopis* (Leguminosae, Mimosoideae). II. Fases florales y visitantes en el distrito chaqueño serrano. *Darwiniana* 30: 71-85.
- GHISALBERTI, E. 2000. Review of *L. camara* L. Verbenaceae. *Fitoterapia* 71: 467- 486. [https://doi.org/10.1016/S0367-326X\(00\)00202-1](https://doi.org/10.1016/S0367-326X(00)00202-1)
- GONCALVES, E., I. HERRERA, M. DUARTE, R. O. BUSTAMANTE, M. LAMPO, G. VELASQUEZ & S. GARCÍA-RANGEL. 2014. Global invasion of *Lantana camara*: has the climatic niche been conserved across continents? *PLoS One* 9: e111468. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111468>

- GOULSON, D. & L. C. DERWENT. 2004. Synergistic interactions between an exotic honeybee and an exotic weed: pollination of *L. camara* in Australia. *Weed Res.* 44: 195-202.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2004.00391.x>
- GRANJA BARROS, M.; V. RICO-GRAY & C. DÍAZ-CASTELAZO. 2001. Sincronía de floración entre *L. camara* (Verbenaceae) e *Psittacanthus calyculatus* (DC.) G. DON (Loranthaceae) ocorrentes nas dunas de la mancha, Veracruz, México. *Acta Bot. Mex.* 57: 1-14.
<https://doi.org/10.21829/abm57.2001.880>
- GRILLI, G. & L. GALETTO. 2009. Remoción de frutos de una especie invasora (*Lantana camara* L.) en el Bosque Chaqueño de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral* 19: 149-156.
- HARLEY, K. L. S. & R. C. KASSULKE. 1974. The suitability of *Phytobia lantanae* Frick for the biological control of *L. camara* in Australia. *J. Aust. Entomol. Soc.* 13: 229 – 233.
<https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.1974.tb02177.x>
- HASELER, W. H. 1966. The status of insects introduced for the biological control of weeds in Queensland. *Aust. J. Entomol.* 5: 1-4.
<https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.1966.tb00668.x>
- HERNÁNDEZ, T., CANALES, M., AVILA, J. G., DURAN, A., CABALLERO, J., DE VIVAR, A. R., & R. LIRA. 2003. Ethnobotany and antibacterial activity of some plants used in traditional medicine of Zapotitlán de las Salinas, Puebla (México). *J. Ethnopharmacol.* 88: 181-188.
[https://doi.org/10.1016/S0378-8741\(03\)00213-7](https://doi.org/10.1016/S0378-8741(03)00213-7)
- HERNÁNDEZ, M. P., S. M. CIVITELLA & V. G. ROSATO. 2010. Uso medicinal popular de plantas y líquenes de la Isla Paulino, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *B. Latinoam. Caribe Plant. Med. Aromat.* 9: 258 – 269.
- HERRERA, C. M. 1987. Components of pollinator “quality”: comparative analysis of a diverse insect assemblage. *Oikos* 50: 79-90.
<https://doi.org/10.2307/3565403>
- HEYWOOD, V. H. 1985. *Las plantas con flores*. In: REVERTÉ (eds.), pp. 332. Barcelona, España.
- HOLM, L. G., D. PLUCKNETT, J. PANCHO & J. HERBERGER. 1977. *The World's Worst Weeds. Distribution and Biology*. East West Center. In: UNIVERSITY PRESS OF HAWAII (eds.) pp. 609. University Press of Hawaii, Honolulu.
- INOUE, D. W. 1980. The terminology of floral larceny. *Ecology* 61: 1251-1253.
<https://doi.org/10.2307/1936841>
- KELLY, K. L. 1965. *Standard sample N° 2106 Supp. To Nat. Bur. Standards Cir. 553. Inter-Society Color Council- National Bureau of Standards color-name charts illustrated with centroid colors*. U. S. Government Printing Office, Washington DC.
- LOWE S. J., M. BROWNE & S. BOUDJELAS. 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland.
- MATIENZO, Y., B. RAMOS & E. RIJO. 2003. Revisión bibliográfica sobre *L. camara* L. Una amenaza para la ganadería. *Redalyc* 7: 45-55.
- MATHUR, G. & H. Y. MOHAN RAM. 1978. Significance of petal color in thrips-pollinated *L. camara*. *L. Ann. Bot.* 42: 1473-1476.
<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a085597>
- MOHAN RAM, H. Y. & G. MATHUR. 1984. Flower color changes in *L. camara*. *J. Exp. Bot.* 35: 1656-1662.
- MORTON, J. F. 1994. Lantana, or red sage (*L. camara* L., [Verbenaceae]), notorious weed and popular garden flower - some cases of poisoning in Florida. *Econ. Bot.* 48: 259-270.
- MUTHOKA, C. N. & S. MANANZE. 2005. Aspects of the pollination biology of *L. camara* (Verbenaceae). In: *Abstracts from TBA Tanzania project reports on pollination*, pp. 9. Tanzania.
- NEAL, J. 1999. *Assessing the sterility of ornamental Lantana varieties: Are we exacerbating the weed problem?* Honor Thesis. Department of Botany, University of Queensland.
- NÚÑEZ BUSTOS, E. 2008. Las especies urbanas de Rhopalocera de la Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). *SHILAP Rev. Lepidopt.* 36: 435-447.
- OSBORN, M. M., P.G. KEVAN & M. A. LANE. 1988. Pollination biology of *Opuntia polycantha* and *Opuntia phaeacantha* (Cactaceae) in Southern Colorado. *Plant Syst. Evol.* 159: 85-94.
<https://doi.org/10.1007/BF00937427>
- PERCIVAL, M. S. 1965. *Floral biology*. Pergamon Press, London.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-010609-0.50009-1>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, S. G., A. PÉREZ-VÁZQUEZ, J. C. GARCÍA-ALBARADO, A. GÓMEZ-GONZÁLEZ & M. D. L. C. VARGAS-MENDOZA. 2012. Criterios para la selección de especies herbáceas ornamentales para su uso en paisajismo. *Chapingo* 18: 71-79.
- RIVERA AMITA, M. M., I. HECHEVARRÍA SOSA, C. CARBALLO GUERRA & M. REYES ARIAS. 2004. Posibilidades de control de enfermedades a partir de productos naturales y controles biológicos en las plantas medicinales. *Rev. Cubana Plant. Med.* [online]. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1028-47962004000300007.

- RUIZ ZAPATA, T. & M. T. K. ARROYO. 1978. Plant reproductive ecology of a secondary deciduous tropical forest in Venezuela. *Biotropica* 10: 221-230. <https://doi.org/10.2307/2387907>
- SASTRY, C. T. & K. Y. KAVATHEKAR. 1990. Plants for reclamation of wastelands. In: *Publications and information directorate* (eds.). Csir, New Delhi.
- SCHEMSKE, D. W. 1976. Pollinator specificity in *Lantana camara* and *L. trifolia* (Verbenaceae). *Biotropica* 8: 260-264.
- SHACKLETON, R. T., A. B. WITT, W. AOOL, & C. F. PRATT. 2017. Distribution of the invasive alien weed, *Lantana camara*, and its ecological and livelihood impacts in eastern Africa. *African Journal of Range & Forage Science* 34: 1-11.
- SHARMA, S. & O. P. SHARMA. 1989. An improved procedure for isolation and purification of lantadene A, the bioactive pentacyclic triterpenoid from *L. camara* leaves. *JMAPS* 21: 686-688.
- SINGH, B., S. D. KHANDUJA & G. S. SRIVASTAVA. 1984. Qualitative analysis of some firewood shrubs. *Biomass* 5: 317-320. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(84\)90076-3](https://doi.org/10.1016/0144-4565(84)90076-3)
- SUNDARAM, B. & A. J. HIREMATH. 2012. *Lantana camara* invasion in a heterogeneous landscape: patterns of spread and correlation with changes in native vegetation. *Biological Invasions* 14: 1127-1141. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0144-2>
- THAMAN, R. R. 1974. *L. camara*: its introduction, dispersal and impact on islands of the tropical Pacific Ocean. *Micronesica* 10: 17-39.
- THORP, J. R. & R. LYNCH. 2000. *The determination of weeds of national significance*. National weeds strategy executive committee, Launceston.
- TOKARINIA, C. H. 1999. Estudos complementares sobre a toxidez de *L. camara* (Verbenaceae) em bovinos. *Pesqui. Vet. Brasil.* 19: 128-132. <https://doi.org/10.1590/S0100-736X1999000300007>
- TRONCOSO, N. S. 1979. Verbenaceae. In: BURKART, A. (ed.), *Flora de Entre Ríos*, pp. 229-294. INTA, Buenos Aires.
- VALLA, J. J. 1979. *Morfología de las plantas superiores*. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires.
- WELLS, M. J. & C. H. STIRTON. 1988. *Lantana camara: A poisonous declared weed. Farming in South Africa. Weeds A-27*. Department of Agriculture and Water Supply, Pretoria.
- WEISS, M. R. 1991. Floral colour changes as cues for pollinators. *Nature* 354: 227-229. <https://doi.org/10.1038/354227a0>
- WEISS, M. R. 1995. Floral color change: A widespread functional convergence. *Am. J. Bot.* 82: 167-185. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1995.tb11486.x>
- WIKLUND, C., T. ERIKSSON & H. LUNDBERG. 1979. The wood white butterfly *Leptidea sinapis* and its nectar plants: a case of mutualism or parasitism. *Oikos* 33: 358-362. <https://doi.org/10.2307/3544323>



MACRORRESTOS VEGETALES EN EL SITIO ARQUEOLÓGICO CUEVA SALAMANCA 1, ANTOFAGASTA DE LA SIERRA (CATAMARCA, ARGENTINA). PALEOAMBIENTE Y USO DE LA VEGETACIÓN DURANTE EL HOLOCENO

PLANT MACROREMAINS AT CUEVA SALAMANCA 1 ARCHAEOLOGICAL SITE, ANTOFAGASTA DE LA SIERRA (CATAMARCA, ARGENTINE). PALEOENVIRONMENT AND VEGETATION USE DURING THE HOLOCENE

Nancy Mariel Apóstolo^{1*}, María Fernanda Rodríguez² y Elizabeth Pintar³

1. PIEPVas. Departamento de Ciencias Básicas. Universidad Nacional de Luján, Luján, Buenos Aires, Argentina.


2. CONICET - Instituto Nacional de Antropología y Pensamiento Latinoamericano, CABA, Argentina.

3. Austin Community College, 1212 West Ave., Austin, TX 78701, EEUU.

*nancy.apostolo2@gmail.com

Citar este artículo


APÓSTOLO, N. M., M. F. RODRÍGUEZ & E. PINTAR. 2019. Macrorrestos vegetales en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). Paleambiente y uso de la vegetación durante el Holoceno. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 43-65.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23586>

Recibido: 15 Agosto 2018

Aceptado: 3 Enero 2019

Publicado: 28 Marzo 2019

Editora: Georgina M. Del Fueyo 

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

SUMMARY

Background and aims: The archaeological site Cueva Salamanca 1 (CS1), Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina), is related to the grassland, tolar and lowland plant associations and was inhabited by hunter-gatherer groups (ca. 10,000 - 6,000 years BP). The plant remains recovered from the CS1 site are studied in order to determine the palaeoenvironmental conditions that occurred during the Holocene, which determined the use and specific exploitation of different plant associations by human groups that inhabited the site.

M&M: The plant macroremains recovered from CS1 were analysed with microscopy and by morphological comparisons with the species of the current flora surrounding the site.

Results: Of the 60 plant species that grow in the current environment related to the CS1 archaeological site, 44% are represented in the recovered, both herbaceous and woody charred and non-charred, belonging to the families Asteraceae, Brassicaceae, Cactaceae, Caryophyllaceae, Chenopodiaceae, Ephedraceae, Fabaceae, Malvaceae, Poaceae, Solanaceae and Verbenaceae. A greater use of the tolar is observed, followed by the grassland and the lowland during the whole sequence, considering the species that grow in a radius of 30 km from the site.

Conclusions: The human groups that inhabited CS1, during the Holocene Early Middle, Late Middle and Late, have made an effective occupation and knew and identified the different plant species to be exploited as fuel, preparation of manufactures and resting litters. The morphological and anatomical adaptations observed in the species found reflect the conditions of the paleoenvironment during the Holocene.

KEY WORDS

Archaeobotany, Holocene, hunter-gatherers, paleoenvironment, plant macroremains.

RESUMEN

Introducción y objetivos: El sitio arqueológico Cueva Salamanca 1 (CS1), Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina), está relacionado a las asociaciones vegetales pajonal, tolar y vega y fue habitado por grupos cazadores-recolectores (ca. 10.000 - 6.000 años AP). Se estudian los restos vegetales recuperados del sitio CS1, con el fin de determinar las condiciones paleoambientales que se sucedieron durante el Holoceno, las cuales determinaron el uso y la explotación específica de diferentes asociaciones vegetales por parte de grupos humanos que lo habitaban.

M&M: Los macrorrestos vegetales recuperados fueron analizados con microscopía y mediante comparaciones morfológicas con las especies de la flora actual circundante al sitio.

Resultados: De las 60 especies vegetales que crecen en el ambiente actual relacionado al sitio CS1, 44 % están representadas en los macrorrestos recuperados, tanto herbáceos como leñosos no carbonizados y carbonizados, pertenecientes a las familias Asteraceae, Brassicaceae, Cactaceae, Caryophyllaceae, Chenopodiaceae, Ephedraceae, Fabaceae, Malvaceae, Poaceae, Solanaceae y Verbenaceae. Se observa un mayor uso del tolar, seguido por el pajonal y la vega durante toda la secuencia, considerando las especies que crecen en un radio de 30 km a partir del sitio.

Conclusiones: Los grupos humanos que habitaron CS1, durante el Holoceno Medio temprano, Medio tardío y Tardío, han efectuado una ocupación efectiva y conocían e identificaban las distintas especies vegetales para ser explotadas como combustible, confección de tecnofacturas y camadas de descanso. Las adaptaciones morfológicas y anatómicas observadas en las especies halladas reflejan las condiciones del paleoambiente durante el Holoceno.

PALABRAS CLAVE

Arqueobotánica, cazadores-recolectores, Holoceno, macrorrestos vegetales, paleoambiente.

INTRODUCCIÓN

El sitio arqueológico Cueva Salamanca 1 (CS1) se encuentra ubicado en la microrregión de Antofagasta de la Sierra (ANS), Catamarca, Puna Sur de la Argentina que, de acuerdo con Troll (1958), corresponde a la Puna Salada. El área puede describirse como un ambiente semidesértico e integra la Región Puneña en donde la vegetación predominante corresponde a la estepa arbustiva, desértica y semidesértica (Cabrera, 1976) (Fig. 1A-B).

De acuerdo con los estudios arqueobotánicos realizados hasta la fecha, durante los primeros 4.000 años del Holoceno, *ca.* 10.000 - 6.000 años AP, los grupos nómades que habitaron la microrregión de ANS basaron su economía en actividades extractivas de caza-recolección. A partir de *ca.* 6.000 años AP se habría dado un pasaje paulatino hacia economías productivas que incorporaron una agricultura incipiente junto con el pastoralismo, dando lugar a un mayor sedentarismo. No obstante, continuaron practicando actividades de caza y recolección durante un largo periodo.

Sobre la base de la composición florística y la cobertura vegetal, se definieron en ANS tres asociaciones vegetales: pajonal, tolar y vega (Fig. 1D-F). Por encima de los 3.800 m s. m., se desarrolla un pastizal de gramíneas tales como *Festuca* sp., *Stipa* sp. y *Deyeuxia* sp., con especies subarborescentes de los géneros *Adesmia* (Fabaceae), *Baccharis* (Asteraceae), *Parastrephia* (Asteraceae) y *Fabiana* (Solanaceae); éste corresponde a la asociación vegetal del pajonal. Por debajo de los 3.800 m s. m. comienza el tolar, en donde abundan especies de *Parastrephia* (Asteraceae) y *Acantholippia* (Verbenaceae). El cauce del Río Las Pitas se caracteriza por presentar una cubierta de gramíneas y juncáceas que conforman la vega (Rodríguez, 2000; Rodríguez *et al.*, 2006).

En relación con el paleoambiente, sobre la base de estudios sedimentológicos, granulométricos, de diatomeas (Tchilinguirian, 2008; Tchilinguirian & Olivera, 2005; Tchilinguirian *et al.*, 2008; Tchilinguirian & Morales, 2013) y florísticos en general en la Puna Norte y Sur (Markgraf & Bradbury, 1982; Markgraf, 1985, 1987; Fernández *et al.*, 1991; Lupo & Echenique, 2001), se plantea la siguiente secuencia: durante el Holoceno Temprano (10.000 – 8.500 AP) el clima habría sido más frío y

más húmedo que el actual, mientras que durante el Holoceno Medio (8.500 – 3.600 AP) se registraría un clima más cálido y más seco; el Holoceno Tardío (3.600 AP en adelante) marca el comienzo de las condiciones climáticas semejantes a las actuales.

Para el Holoceno Temprano (10.000-8.500 AP) con clima más húmedo y menos estacional, se presume que los grupos cazadores-recolectores ingresaron en el área, se dispersaron explorando distintos micro-ambientes, ocupando sitios durante breves lapsos lo cual supone una elevada movilidad residencial (Franco, 2002; Civalero & Franco, 2003). A medida que el proceso de colonización continuó las ocupaciones habrían sido recurrentes con pequeños hiatos. Sin embargo, alrededor de *ca.* 8.500 AP con el comienzo de condiciones más áridas y un ambiente más estacional, es probable que haya habido un incremento en el tamaño del rango anual de los grupos para evitar la sobre explotación de recursos y el uso de viajes logísticos para obtener materias primas de excelente calidad y también para monitorear áreas (Pintar *et al.*, 2016).

A pesar de los cambios planteados, en la Puna existen áreas con alta concentración de recursos y, por este motivo, es probable que la localización de las comunidades vegetales se haya mantenido más o menos estable a través del tiempo en relación con la altitud, variando únicamente en cantidad y extensión de acuerdo con los cambios paleoambientales, lo cual ofrecería una ventaja al evaluar la vegetación actual y aquella que predominó en el pasado. Es importante tener en cuenta que los trabajos arqueobotánicos en sitios arqueológicos de ANS que forman parte de sistemas de subsistencia-asentamiento, apoyan y refuerzan este planteo (Rodríguez, 1998, 1999, 2000, 2004 a, b, 2005, 2013, 2014; Rodríguez & Rúgolo de Agrasar, 1999; Rodríguez *et al.*, 2003; Rodríguez & Aschero, 2005). Estos estudios fueron complementados con aquellos referidos a la flora actual y la información etnobotánica (Haber, 1992; Rodríguez, 1998; Cuello, 2006). Diversos estudios, arqueológicos y etnográficos, acerca de grupos cazadores-recolectores indican que éstos eligen puntos centrales dentro de sus sistemas de asentamiento desde donde organizan partidas de caza y recolección para explotar los recursos y maximizar el rendimiento del forrajeo. Los análisis acerca del uso de recursos líticos y vegetales, sobre la base de la procedencia de las materias primas utilizadas en varios sitios de ANS, sugieren que

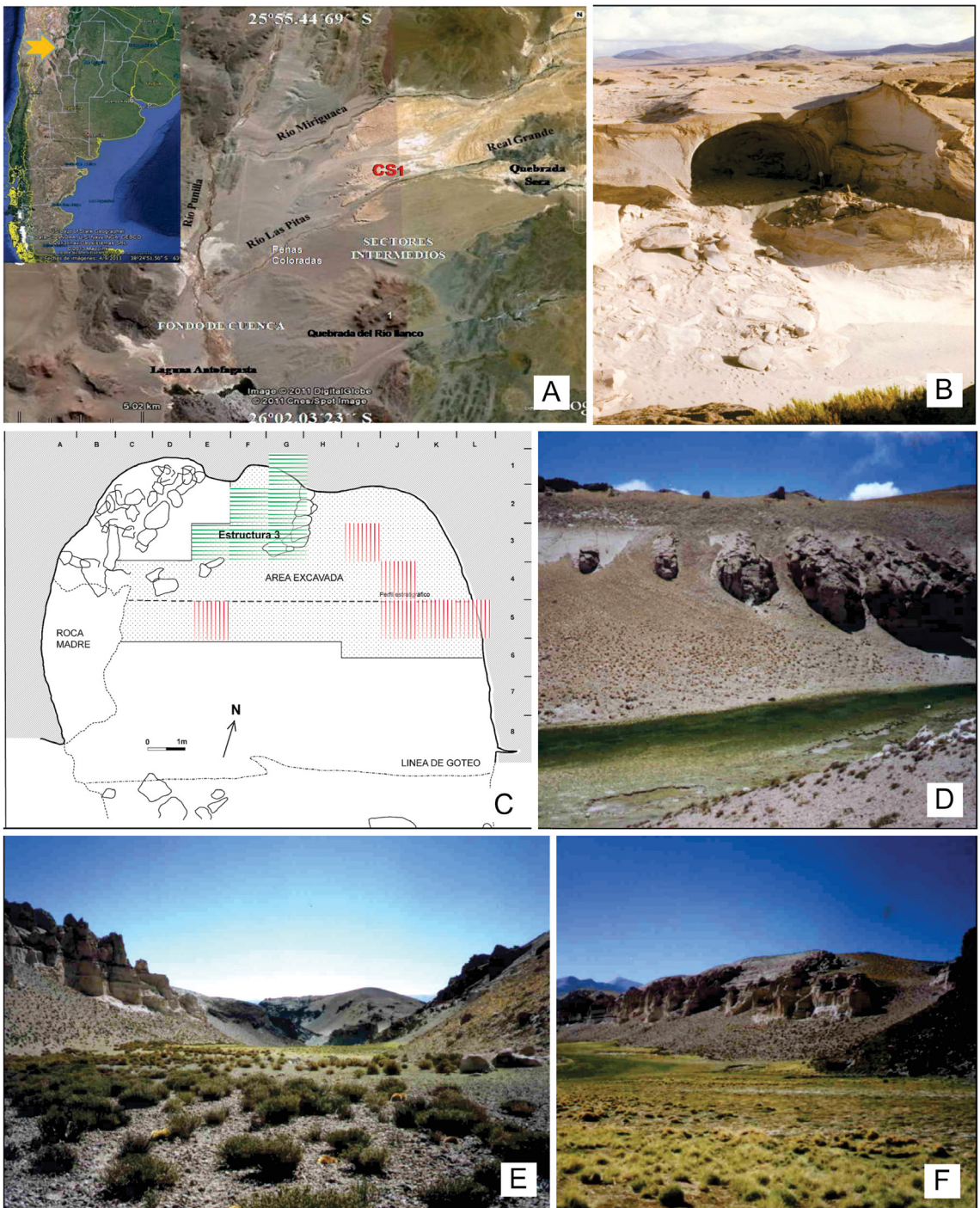


Fig. 1. Sitio Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A:** Ubicación geográfica. **B:** Vista del sitio. **C:** Planta y cuadrículas de excavación en el sitio. **D-F:** Tipo de vegetación asociada al sitio en la actualidad. **D:** Vega. **E:** Tolar. **F:** Pajonal.

el radio de forrajeo era aproximadamente de 2-3 km alrededor de las bases residenciales durante el Holoceno Temprano mientras que estos radios se expandieron a 6-7 km durante el Holoceno Medio (Grove, 2009, 2010; Kelly, 2013; Pintar & Rodríguez, 2015).

Dado que las especies vegetales recuperadas en el sitio CS1 fueron utilizadas por los distintos grupos humanos que lo habitaron y que, por otra parte, la presencia de muchos taxones en el sitio obedece a causas naturales, el análisis del registro arqueobotánico brindaría información paleoambiental a través del estudio de las adaptaciones morfológicas y anatómicas de las especies halladas. Por ello, se plantea la hipótesis de que las condiciones paleoambientales que se sucedieron durante el Holoceno determinaron el uso y la explotación específica de diferentes asociaciones vegetales de donde proceden los taxones hallados en el registro arqueobotánico de CS1.

A partir de estas consideraciones, el objetivo general de este trabajo es contrastar las características adaptativas morfológicas y anatómicas de los macrorrestos vegetales recuperados en el sitio CS1 con los modelos paleoambientales producidos hasta el momento sobre la base de datos no botánicos, estableciendo los cambios y las continuidades en el manejo del medio ambiente natural y, más específicamente, en el uso de los recursos vegetales durante distintos momentos del Holoceno. De este modo, sería posible contrastar el ambiente y el paleoambiente a través de la vegetación e indagar acerca del uso de las plantas tanto en el presente como en el pasado prehistórico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio arqueológico

El sitio CS1 se encuentra en el sector del curso medio-inferior del Río Las Pitas -localidad arqueológica Punta de la Peña- a 3.665 m s. m., en la asociación vegetal que corresponde al tolar y sus coordenadas son 26° 01' 22" S y 67° 15' 23" W (Fig. 1 A, B, D). La cueva yace en una cañada transversal a la Quebrada del Río Las Pitas, dentro de las peñas de ignimbritas que bordean la terraza del río. Está orientada al sur y sus dimensiones son 11 m de ancho, 8 m de profundidad y 7 m de alto. El área

de reparo dentro del sitio es de aproximadamente 77 m². La topografía es muy irregular con escasa cobertura vegetal y, de acuerdo con su posición, controla la única cañada de acceso al relieve que corresponde a una meseta de ignimbritas que rodea la cuenca del Río Las Pitas (Pintar, 2004) (Fig. 1B).

La secuencia arqueológica general del sitio fue definida en 3 capas o unidades estratigráficas. En la capa 1 con cerámica - *ca.* 1.800 AP- se definieron dos ocupaciones denominadas 1(1) y 1(2), seguidas por una lente de ceniza volcánica estéril. En la capa 2, correspondiente a momentos pre-cerámicos, hubo 10 ocupaciones comprendidas entre *ca.* 4.500-8.100 años AP: 2(1) a 2(10). Por debajo de ésta, hay una capa de arena estéril que apoya sobre la roca madre. Los hallazgos botánicos, líticos y faunísticos indican que este sitio fue una base residencial de grupos cazadores-recolectores durante un período comprendido entre *ca.* 6.200 – 8.100 años AP (Holoceno Medio temprano y comienzos del Holoceno Medio tardío) (Tabla 1).

Por otra parte, en CS1 se definió un sector al que se denominó estructura 3 que apoya sobre la pared de la cueva (Fig. 1C). En la misma se diferenciaron cinco extracciones que se corresponden con las capas 1(1), 1(2), 2(1), 2(2) y 2(3) respectivamente, alcanzando luego la roca madre, en las cuales se recuperaron haces de gramíneas con o sin estructuras reproductivas, restos de plantas (flores, hojas, semillas y frutos), macrorrestos leñosos, así como también huesos de animales, material lítico y cordeles (Pintar, 1996, 2004; Rodríguez, 2005).

Análisis cualitativo de muestras y datos

Se realizó un muestreo de los macrorrestos vegetales (herbáceos y leñosos) recuperados en las capas 1 y 2 de la estructura 3 (cuadrículas E3, F2, F3, G1, G2 y G3), y en el sector de la cueva opuesto a esta estructura en las cuadrículas J4, J5, K5, L5, I3 y E4 (esta última es la más cercana a la mencionada estructura) (Fig. 1C). Específicamente en la capa 2 de este último sector, por fuera de la estructura 3, se analizaron los macrorrestos hallados en 2(1) a 2(8) ya que en 2(9) y 2(10) no se registró la presencia de restos botánicos para las mencionadas cuadrículas. Estos materiales fueron registrados en su totalidad y caracterizados macroscópicamente, para luego ser identificados mediante estudios anatómicos y/o morfológicos comparativos a partir del material actual coleccionado en el área de

Tabla 1. Secuencia estratigráfica del sitio Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). Dataciones radiocarbónicas de las capas 1 y 2. Abreviaturas: HMtem, Holoceno Medio temprano; HMTardío, Holoceno Medio tardío; HTardío, Holoceno Tardío.

Capa	Fecha convencional (años AP – C14)	Material	Laboratorio	Período
1(1)	Posterior a 1796			HTardío
1(2)	1796 ± 23	Carbón	AA107153	HTardío
2(1)	4460 ± 30	Carbón	Beta-311872	HMTardío
2(2)	6250 ± 70	Carbón	LP-931	HMTardío
2(3)	7410 ± 100	Carbón	Beta-311873	HMtem
	7630 ± 40	Carbón	LP-615	HMtem
2(4)	7500 ± 60	Carbón	Beta-178223	HMtem
2(5)	7550 ± 60	Carbón	Beta-178224	HMtem
2(6)	7540 ± 50	Carbón	Beta-280987	HMtem
2(7)	7620 ± 60	Carbón	Beta-178225	HMtem
2(8)	7870 ± 50	Carbón	Beta-280988	HMtem
2(9)	7990 ± 60	Carbón	Beta-280989	HMtem
2(10)	8100 ± 50	Carbón	Beta-260687	HMtem

estudio (Rodríguez, 1998) (Tabla 2) y material de herbario pre-existente. Para esto, se confeccionó una histoteca de referencia con preparados histológicos de cortes transversales de tallos y raíces leñosas, cañas y hojas de especies actuales presentes según método convencional (D’Ambrogio de Argüeso, 1986; Zarlavsky, 2014).

Los restos herbáceos recuperados consistieron en estructuras completas o parciales de frutos, semillas, estructuras reproductivas, hojas y tallos herbáceos. Por otra parte, los restos leñosos se encontraron carbonizados (carbón) y no carbonizados (leña en zonas de combustión). Estos macrorrestos fueron individualizados teniendo en cuenta la capa en donde fueron hallados. Todos los materiales recuperados fueron observados y fotografiados con microscopio estereoscópico Zeiss STEMI 2000C.

Macrorrestos leñosos no carbonizados. Se tomaron pequeñas porciones de material y se ablandaron mediante ebullición en agua con unas gotas de lavandina de uso comercial. Esto permitió realizar cortes en forma transversal y longitudinal (radial y tangencial) en secciones de 15 -30 µm de espesor, usando micrótopo de deslizamiento Micron HM 400R. Dichos cortes fueron coloreados

con doble coloración (safranina fast-green) (D’Ambrogio de Argüeso, 1986; Zarlavsky, 2014) y montados en resina sintética para ser observados y fotografiados con cámara adosada al microscopio óptico (MO) Nikon Eclipse E200. También, los cortes transversales y longitudinales gruesos pudieron ser observados y fotografiados con Microscopio Electrónico de Barrido (MEB) (Phillips XL-30 SEM, Servicio de Microscopía del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, CABA).

Macrorrestos leñosos carbonizados. Se efectuaron cortes transversales de trozos de carbón con hojas de afeitar bajo microscopio estereoscópico Zeiss STEMI 2000C. Posteriormente, se observaron y fotografiaron con MEB.

Macrorrestos herbáceos. Estos materiales fueron observados y analizados morfológicamente por comparación con material actual de referencia y, finalmente, observados y fotografiados con MEB. Además, para analizar las hojas y las cañas floríferas de especímenes de la familia Poaceae se realizaron cortes transversales a mano alzada de la lámina de la segunda hoja caulinar en su parte

Tabla 2. Especies presentes en el ambiente actual asociado al sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). Relación con la asociación de vegetación, altitud y uso actual.

Familia	Nombre científico	Nombre vernáculo	Asociación vegetación / altitud	Ejemplar de referencia	Uso actual
Asteraceae	<i>Artemisia copa</i> Phil.	Copa-copa	Tolar superior y pajonal inferior / 3700-4000 m s .m.	Rodríguez s.n. (SI 28.330)	Medicinal: digestiva
	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Suncho	Tolar/3400-3900 m s .m.	Rodríguez s.n. (SI)	Techos
	<i>B. tola</i> Phil.	Lejía	Laderas de la Quebrada/>4000 m s.m.	Rodríguez 18 (SI)	Combustible, medicinal
	<i>Cotula mexicana</i> (DC.) Cabrera		Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.222	Sin datos
	<i>Chuquiraga atacamensis</i> Kuntze	Monte de suri	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.205	Sin datos
	<i>Ocyroe armata</i> (Webb.) Bonifacino (= <i>Nardophyllum armata</i>)	Suri-yanta	Tolar/3400-3900 m s .m.	Rodríguez 3 (SI)	Sin datos
	<i>Parastrephia lucida</i> (Meyen) Cabrera	Tola de río	Vega /3300 – 3400 m s .m.	Rodríguez 11 (SI)	Combustible
	<i>P. quadrangularis</i> (Meyen) Cabrera	Chacha tola	Laderas de la Quebrada/4000-4700 m s.m.	SI 28.325	Combustible, sahumador, delimita corrales
	<i>Senecio puchii</i> Phil.		Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.326	Medicinal: digestiva
	<i>S. santeliciis</i> Phil.	Mocoraca	Tolar/3400-3900 m s .m.	Rodríguez 2 (SI)	Combustible
	<i>S. xerophilus</i> Phil. var. <i>xerophilus</i>	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.204, Rodríguez 16 (SI)	Sin datos
Boraginaceae	<i>Cryptantha</i> sp.	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.216	Sin datos
Brassicaceae	<i>Neuontobotrys tarapacanus</i> (Phil.) Al-Shebahz.	Chuchar	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.208	Forraje
Cactaceae	<i>Maihuenopsis glomerata</i> (Haw.) R. Kiesling.	Copana	Tolar/3400 -3900 m s .m.	SI s.n.	Sin datos
	<i>Tunilla tilcarensis</i> (Backed.) D:R. hunt & Iliff. (T. cfr. Soehrensii)	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s .m.	Rodríguez 23 (SI)	Sin datos
Caryophyllaceae	<i>Pycnophyllum molle</i> Remy.	Yareta	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.327	Combustible
Chenopodiaceae	<i>Atriplex imbricata</i> D. Dietr.	Cachiyuyo	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.212	Forraje (Haber, 1987)
	<i>Chenopodium quinoa</i> Willd. var. quinoa	Quinoa blanca	Tolar/3400-3900 m s .m.	Aguirre s.n. (LIL)	Comestible
Cyperaceae	<i>Scirpus asper</i> J. Presl & C. Presl.	Sin datos	Vega/3300-3400 m s .m.	Rodríguez s.n. (SI)	Sin datos
Ephedraceae	<i>Ephedra</i> sp.	Tramontana	Tolar/3400-3900 m s .m.	SI 28.214	Sin datos
	<i>E. multiflora</i> Phil. ex Stapf	Tramontana	Tolar/3400-3900 m s .m.	Rodríguez 22 (SI)	Combustible

N. M. Apóstolo *et al.* - Macrorrestos vegetales en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1

Familia	Nombre científico	Nombre vernáculo	Asociación vegetación / altitud	Ejemplar de referencia	Uso actual
Fabaceae	<i>Adesmia echinus</i> C. Presl.	Añawa negra	Laderas de la Quebrada/4000-4700 m s.m.	SI 28.287	Combustible
	<i>A. horrida</i> Gillies	Añawa	Tolar superior y pajonal inferior / 3700-4000 m s .m.	SI 28.288, Rodríguez 13 (SI)	Combustible, forrajera
	<i>Hoffmanseggia eremophila</i> (Phil.) Burkart ex Ulibarri.	Algarrobita	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.221	Comestible (Ulibarri, 1979)
Juncaceae	<i>Juncus</i> cfr. <i>balticus</i> subsp. <i>mexicanus</i> Willd. ex Roem. & Schult.) Kirschner.	Unquillo	Vega/3300- 3400 m s. m.	Rodríguez 19, 24 (SI)	Forraje
Loasaceae	<i>Caiophora coronata</i> (Gillies ex Arn.) Hook. & Arn.	Rupachico	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.219	Sin datos
Malvaceae	<i>Tarasa</i> sp.	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.220	Sin datos
Poaceae	<i>Cortaderia speciosa</i> (Nees & Meyen) Stapf.	Cortadera	Vega/3300- 3400 m s. m.	Rodríguez 5 (SI)	No mencionan usos
	<i>Deyeuxia</i> cfr. <i>curvula</i> Wedd.	Pasto vicuña	Vega/3300- 3400 m s. m.	Rodríguez 26 (SI)	Sin datos
	<i>D. chrysophylla</i> Phil.	Sin datos	Vega/3300- 3400 m s. m.	SI 28.338, Rodríguez 28 (SI)	Sin datos
	<i>D. deserticola</i> Phil.	Sin datos	Vega/3300- 3400 m s. m.	SI s.n.	Sin datos
	<i>D. eminens</i> var. <i>eminens</i> J. Presl.	Pasto huaila, Huaya, Iru, Sora-Sora	No fue colectada en el área	Cabrera 8944 (BAA), Vervoorst 717 (LIL)	Forraje
	<i>D. eminens</i> var. <i>fulva</i> (Griseb.) Rúgolo	Pasto de vega, Cebadilla de vicuña	Vega/3300- 3400 m s. m.	Rodríguez s.n. (SI)	Forraje
	<i>D. rigescens</i> (J. Presl.) Türpe	Sin datos	Vega/3300- 3400 m s. m.	Rodríguez 27 (SI)	Sin datos
	<i>D. velutina</i> var. <i>nardifolia</i> (Griseb.) Phil.	Sin datos	Vega/3300- 3400 m s. m.	SI 28.339	Sin datos
	<i>Distichlis</i> sp.	Sin datos	Vega/3300- 3400 m s. m.	SI 28.210	Forraje
	<i>Festuca chrysophylla</i> Phil.	Paja vizcachera	Pajonal sobre meseta/ >3900 -4700 m s. m.	Rodríguez s/n (SI)	Forraje
	<i>Festuca orthophylla</i> Pilg.	Iru, Paja vizcachera	Pajonal sobre meseta/ >3900 -4700 m s. m.	Rodríguez s/n (SI)	Forraje
	<i>Festuca villipalea</i> (St.-Yves) E. B. Alexeev	Sin datos	Pajonal sobre meseta/ >3900 -4700 m s. m.	Rodríguez 7 y 8 (SI)	Forraje, techos
	<i>F. weberbaueri</i> Pilg.	Paja vizcachera (Haber, 1987)	Pajonal sobre meseta/ >3900 -4700 m s. m.	Rodríguez 6, 7 y 9 (SI)	Forraje, techos

Familia	Nombre científico	Nombre vernáculo	Asociación vegetación / altitud	Ejemplar de referencia	Uso actual
Poaceae	<i>Pappostipa frigida</i> (Phil.) Romasch	Sin datos	Pajonal/ >3900 -4700 m s. m.	SI 28.340, SI 28.341, SI 28.342	Forraje, techos
	<i>P. vaginata</i> (Phil.) Romasch	Sin datos	Pajonal sobre meseta/ >3900 -4700 m s. m.	Rodríguez 25 (SI)	Forraje, techos
	<i>Polypogon interruptus</i> Kunth.	Sin datos	Pajonal/ >3900 -4700 m s. m.	SI 28.33	Forraje
	<i>Puccinellia frigida</i> (Phil.) I. M. Johnst.		Pajonal/ >3900 -4700 m s. m.		
Portulacaceae	<i>Cistanthe minuscula</i> (Añon) Peralta	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.207	Sin datos
Solanaceae	<i>Fabiana bryoides</i> Phil.	Pata de perdiz	Tolar/3400-3900 m s. m. y laderas de la quebrada/ 4000 m s.m.	SI 28.287	Combustible, infusiones, sahumador, delimita corrales
	<i>F. denudata</i> Miers.	Tolilla	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.328	Sin datos
	<i>F. punensis</i> S. C. Arroyo	Tolilla	Tolar/3400-3900 m s. m.	Rodríguez 17 (SI)	Combustible, forrajera, medicinal
	<i>Lycium chanan</i> Phil.	Acerillo	Tolar/3400-3900 m s. m.	Rodríguez 14 (SI)	Sin datos
	<i>Nicotiana petunioides</i> (Griseb.) Millán	Tabaco de burro	Tolar/3400-3900 m s. m.	Rodríguez 4 (SI)	Forrajera (Haber, 1987)
	<i>N. undulata</i> Ruíz & Pav.	Sin datos	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.215	Sin datos
Verbenaceae	<i>Acantholippia deserticola</i> (Phil.) Moldenke	Rica-rica	Tolar/3400-3900 m s. m.	Rodríguez 1 (SI)	Medicinal, combustible
	<i>A. salsoloides</i> Griseb.	Rica-rica	Tolar/3400-3900 m s. m.	SI 28.218	Medicinal, combustible
	<i>Neosparton ephedroides</i> Griseb.	Badre	Tolar/3400-3900 m s. m.	Rodríguez 12 (SI)	Sin datos

media y cañas floríferas con órganos reproductivos o sin ellos. Se colorearon con doble coloración (safranina-verde rápido) (D'Ambrogio de Argüeso, 1986; Zarlavsky, 2014). Por último, estos materiales fueron observados y fotografiaron con MO Nikon Eclipse E200.

En todos los casos, la identificación de los macrorrestos (leñosos, carbonizados o no, y herbáceos) se realizó por comparación morfológica y anatómica a partir del material de referencia coleccionado en el área de estudio, determinado y depositado en el Herbario del Instituto de Botánica Darwinion (SI) y, en algunos casos, se utilizaron especímenes de dicho Herbario. Al tratarse de material ya identificado no fue necesario el uso de claves taxonómicas. Para el estudio morfológico se

utilizaron las plantas completas depositadas en SI, mientras que para el análisis anatómico se recurrió a la histoteca de referencia mencionada más arriba.

RESULTADOS

El material arqueobotánico recuperado y analizado consiste en macrorrestos herbáceos (pétalos, flores, estambres con polen preservado, semillas, frutos, hojas, tallos herbáceos, inflorescencias, espinas), leñosos no carbonizados (tallos y raíces leñosos) y leñosos carbonizados (carbones) (Tabla 3; Fig. 2A-D).

Las familias Asteraceae, Brassicaceae, Cactaceae, Caryophyllaceae, Chenopodiaceae,

Tabla 3. Macrorrestos herbáceos y leñosos recuperados en las capas 1 y 2 del sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). Identificación taxonómica.

Taxón	Capa 1		Capa 2							
	1(1)	1(2)	2(1)	2(2)	2(3)	2(4)	2(5)	2(6)	2(7)	2(8)
Asteraceae										
<i>Parastrephia</i> sp.	fruto	tallo	fruto		tallo	tallo	carbón (tallo)	madera		
	carbón (tallo)									
<i>Senecio</i> sp.	Infloresc. (capítulo)									
	hoja	hoja	hoja							
<i>Baccharis tola</i>								madera		
Brassicaceae										
<i>Polypsecadium arnotianum</i> (= <i>Neuontobotrys tarapacanus</i>)	fruto							fruto		
Cactaceae										
<i>Mainueniopsis glomerata</i>	espina									
Caryophyllaceae										
<i>Pycnophyllum molle</i>		ramas con infloresc.								
Chenopodiaceae										
<i>Atriplex imbricata</i>	hoja	hoja						hoja		
Ephedraceae										
<i>Ephedra multiflora</i>	estructura reproductiva (megasporangiada)	estructura reproductiva (megasporangiada)						estructura reproductiva (megasporangiada)		
	madera (tallo)	madera (tallo)	madera (tallo)							
Fabaceae										
<i>Adesmia horrida</i>	madera (tallo y raíz)		madera (tallo)		madera (raíz)	madera (tallo)				
	carbón (tallo y raíz)				carbón (raíz)	carbón (tallo y raíz)	carbón (tallo y raíz)	carbón (raíz)	carbón (tallo y raíz)	carbón (tallo y raíz)
	fruto	fruto	fruto		fruto	fruto	fruto	fruto	fruto	fruto
	flor	flor	flor		flor	flor	flor	flor	flor	flor
	estambres	estambres	estambres		estambres	estambres	estambres	estambres	estambres	estambres
	espinas					espinas				

Tabla 3 (cont.)

Taxón	Capa 1		Capa 2							
	1(1)	1(2)	2(1)	2(2)	2(3)	2(4)	2(5)	2(6)	2(7)	2(8)
<i>Hoffmanseggia eremophila</i>	fruto					fruto		fruto		
Malvaceae										
<i>Tarasa</i> sp.		estambres estructuras florales						estructuras florales		
Poaceae										
<i>Deyeuxia eminens</i> var. <i>fulva</i>	hojas (camada)	hojas (camada)								fruto
	fruto				infloresc.					
<i>Deyeuxia eminens</i> var. <i>eminens</i>	hojas (camada)	hojas (camada)	hojas (camada)	hojas (camada)						
Solanaceae										
<i>Fabiana</i> sp.	madera (tallo)		madera (tallo)				carbón (tallo)			
								fruto		
Verbenaceae										
<i>Acantholippia</i> sp.	madera									carbón (tallo)
	carbón (tallo)									carbón (tallo)
	fruto	fruto						fruto		fruto
		flor								

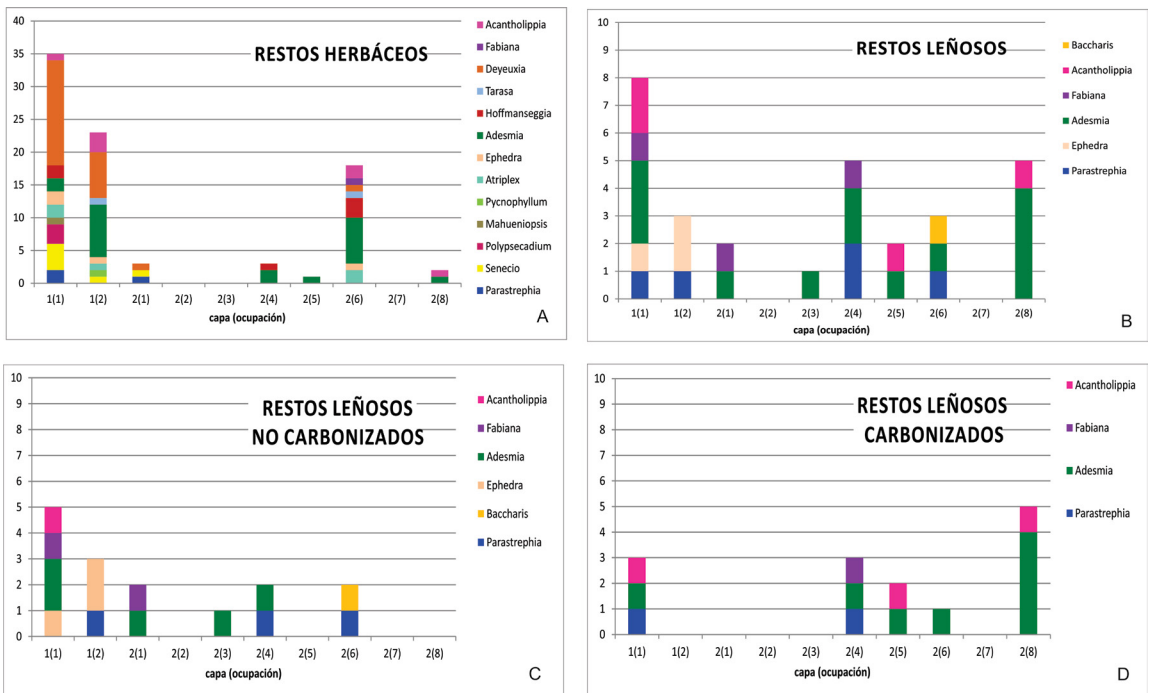


Fig. 2. Frecuencia de especies identificadas a partir del muestreo de los macrorrestos vegetales recuperados en el sitio Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A:** Macrorrestos herbáceos totales (frutos, semillas, restos florales, hojas y tallos herbáceos). **B:** Macrorrestos leñosos totales. **C:** Macrorrestos leñosos no carbonizados (tallos y raíces leñosas). **D:** Macrorrestos leñosos carbonizados (carbones).

Ephedraceae, Fabaceae, Malvaceae, Poaceae, Solanaceae y Verbenaceae conforman el registro arqueobotánico de CS1 (Tabla 3). La mayor cantidad de macrorrestos, tanto herbáceos como leñosos, fueron hallados en las capas 1(1) y 1(2) de la Estructura 3. También se observa una importante diversidad de restos leñosos en 2(4) y 2(6) (Tabla 3; Fig. 2B-D). Las ocupaciones de la capa 2 exhiben baja diversidad de restos herbáceos, excepto en 2(6) (Tabla 3; Fig. 2A). Independientemente de su presencia en cada nivel, los restos herbáceos de los géneros *Adesmia* sp. (Fabaceae) y *Deyeuxia* sp. (Poaceae) son los más abundantes (Tabla 3; Fig. 2A-D). El primer género está representado por restos florales (pétalos, estilos, estambres con polen preservado), porciones de sus frutos (artejos) y restos de tallos (Tabla 3; Fig. 3B-F). El segundo es muy abundante y conforma las camadas de gramíneas que constituyen los pisos de ocupación en las capas 1(1) y 1(2), (Tabla 3; Fig. 4B-F). Dichas camadas están compuestas por hojas de

Deyeuxia eminens var. *fulva* (vainas y láminas) (Fig. 4D), hojas de *Deyeuxia eminens* var. *eminens* (Fig. 4E-F) y frutos de este género (Fig. 4B).

Asimismo, se identificaron otros tipos de restos herbáceos con menor representación (Tabla 3; Fig. 2A). En este sentido, se registró la presencia de restos de inflorescencia (capítulo) y de hojas de *Senecio* sp. (Asteraceae) en las capas 1(1), 1(2) y 2(1) (Tabla 3; Fig. 5A, B), porciones de frutos de Brassicaceae, probablemente pertenecientes a *Polypsecadium arnottianum* o *Neuontobotrys tarapacanus* en las capas 1(1) y 2(6) (Tabla 3, Fig. 5D) y frutos completos de *Hoffmanseggia eremophila* (Fabaceae) en las capas 1(1), 2(4) y 2(6) (Tabla 3; Fig. 3A). Los restos florales y frutos completos con semillas correspondientes al género *Acantholippia* (Verbenaceae) fueron recuperados en las capas 1(2), 2(6) y 2(8) (Tabla 3; Fig. 6F-G). Es de destacar que todos los frutos de este género fueron hallados cerrados y, al ser abiertos experimentalmente, liberaron su semilla

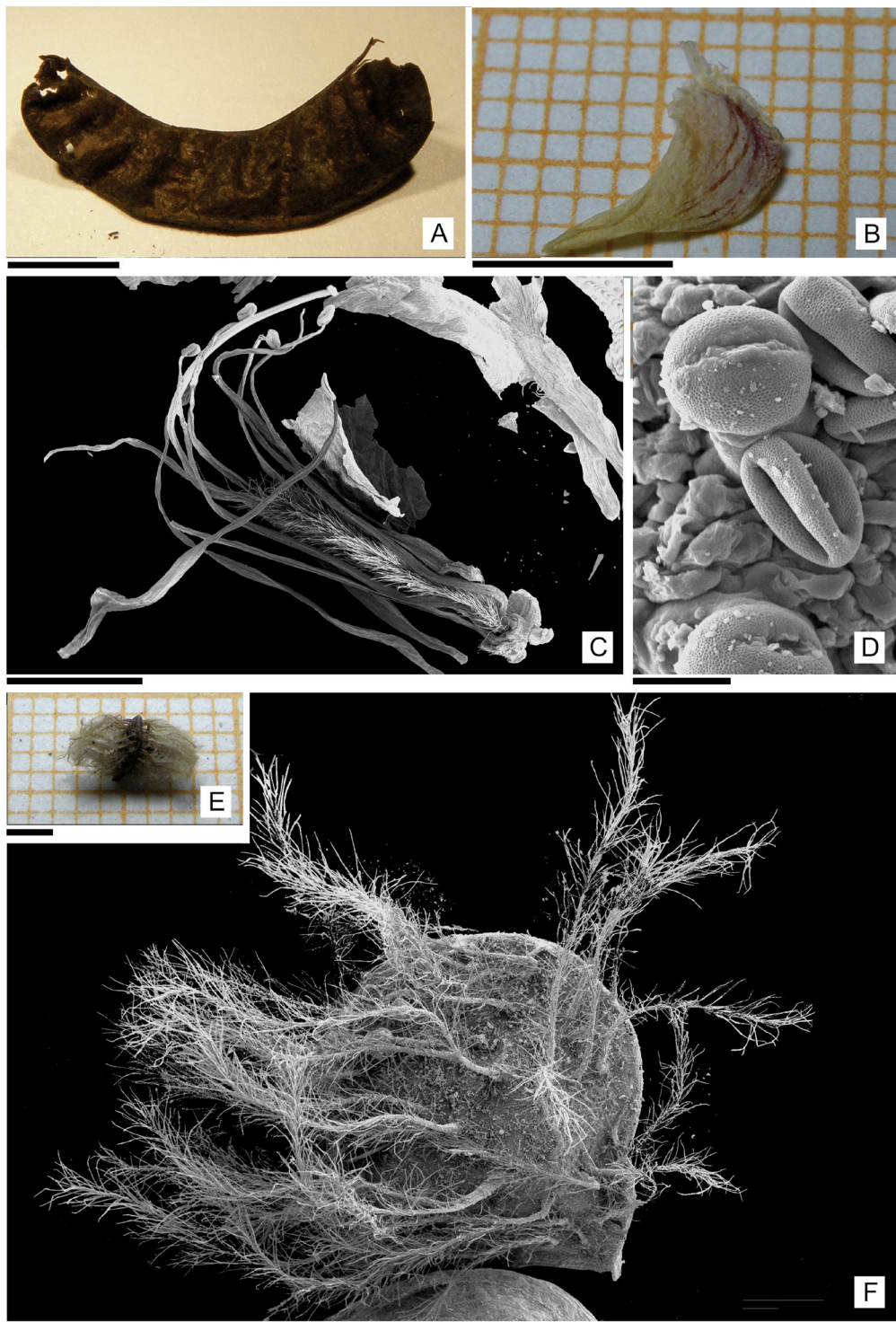


Fig. 3. Macrorrestos herbáceos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A:** *Hoffmanseggia eremophila* (Fabaceae), fruto. **B-D:** *Adesmia* sp. (Fabaceae). **B:** Pétalo. **C:** Flor; **D:** Estambre con polen preservado. **E – F:** Artejo de fruto. Escalas= A, B: 5 mm; C, E, F: 2 mm; D: 10 µm.

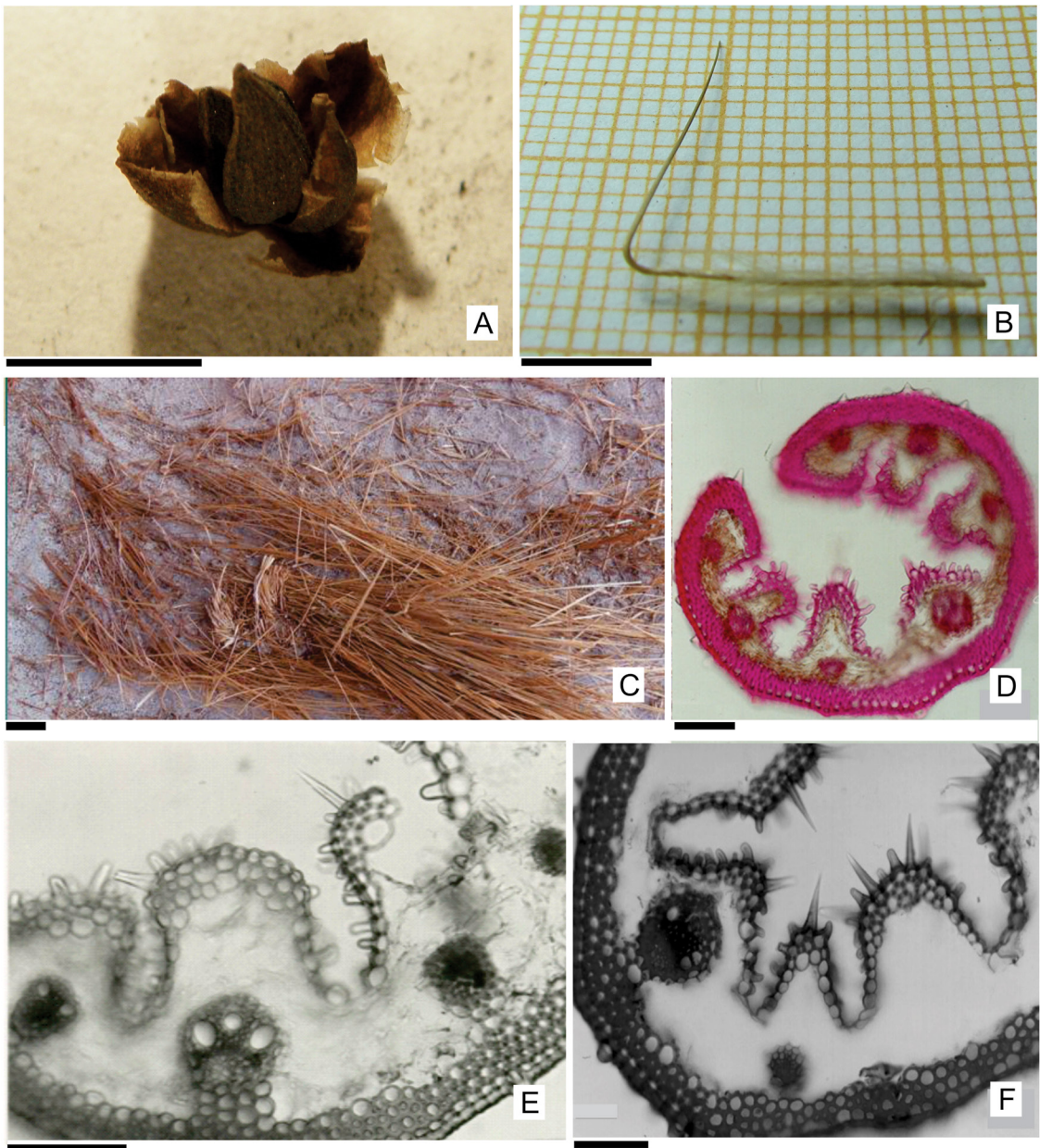


Fig. 4. Macrorrestos herbáceos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A:** *Ephedra* sp. (Ephedraceae), estructura reproductiva. **B-F:** *Deyeuxia eminens* (Poaceae). **B:** Fruto. **C:** Camadas de hojas. **D:** Corte transversal de hoja de *D. eminens* var. *fulva*, material arqueológico. **E-F:** Corte transversal de hoja de *D. eminens* var. *eminens*. **E:** Material actual. **F:** Material arqueológico. Escalas = A, B: 5 mm; C: 5 cm; D-F: 100 µm.

y emitieron un agradable aroma, típico de la mencionada familia.

Finalmente, fueron determinados algunos macrorrestos herbáceos con baja representación

en las capas 1(1), 1(2) y 2(6) (Tabla 3; Fig. 2A), como *Ephedra* (Fig. 4A), *Parastrephia* (Fig. 5C), *Atriplex* (Fig. 5E, F), *Tarasa* (Fig. 6B-E) y *Pycnophyllum* (Fig. 6A), así como también una

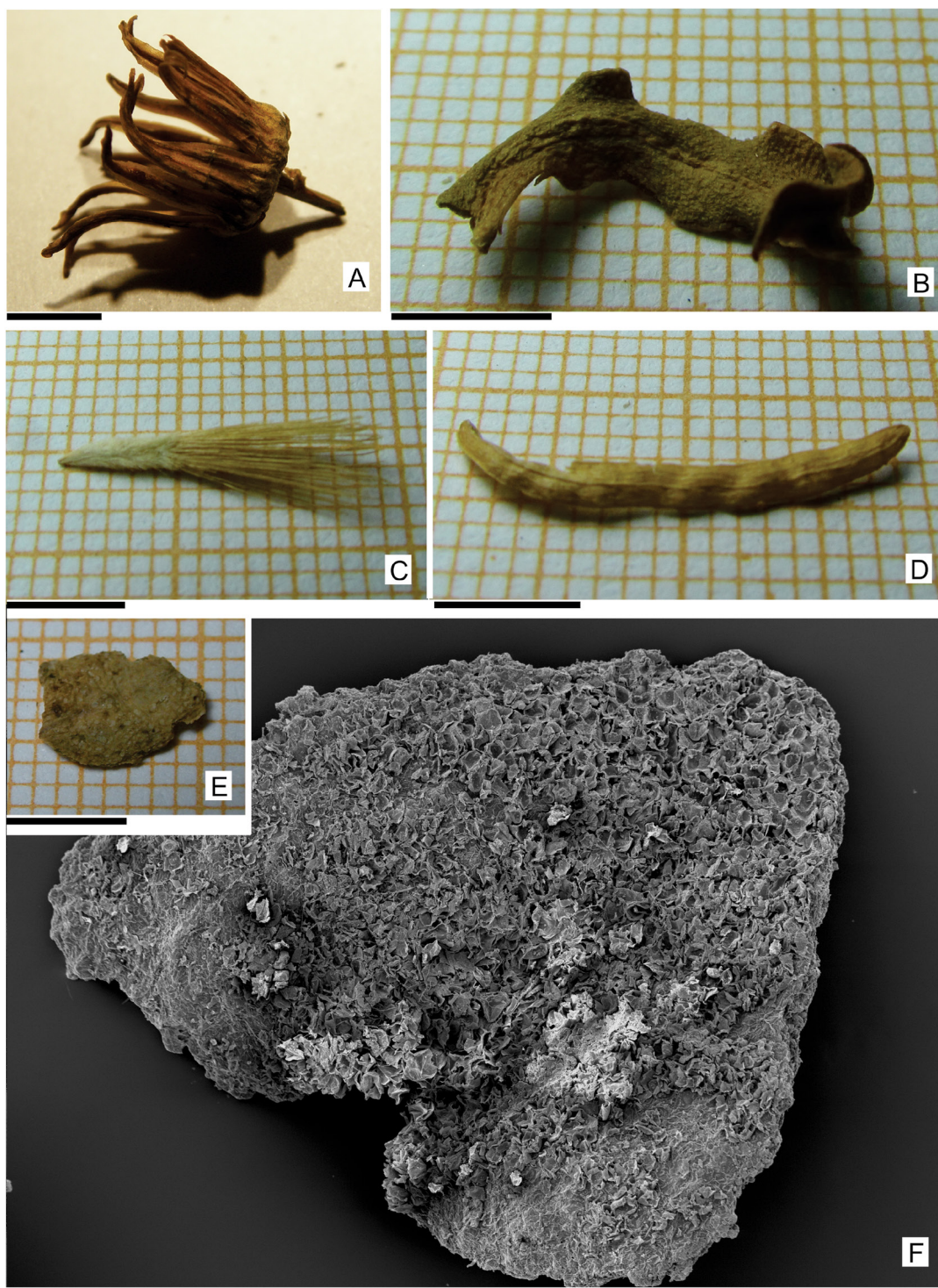


Fig. 5. Macrorrestos herbáceos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A-B:** *Senecio* sp. (Asteraceae). **A:** Inflorescencia (capítulo). **B:** Hoja. **C:** *Parastrephia* sp. (Asteraceae), fruto (aquenio). **D:** Brassicaceae, porción de fruto. **E-F:** *Atriplex imbricata* (Chenopodiaceae), hoja. Escalas = A-F: 5 mm.

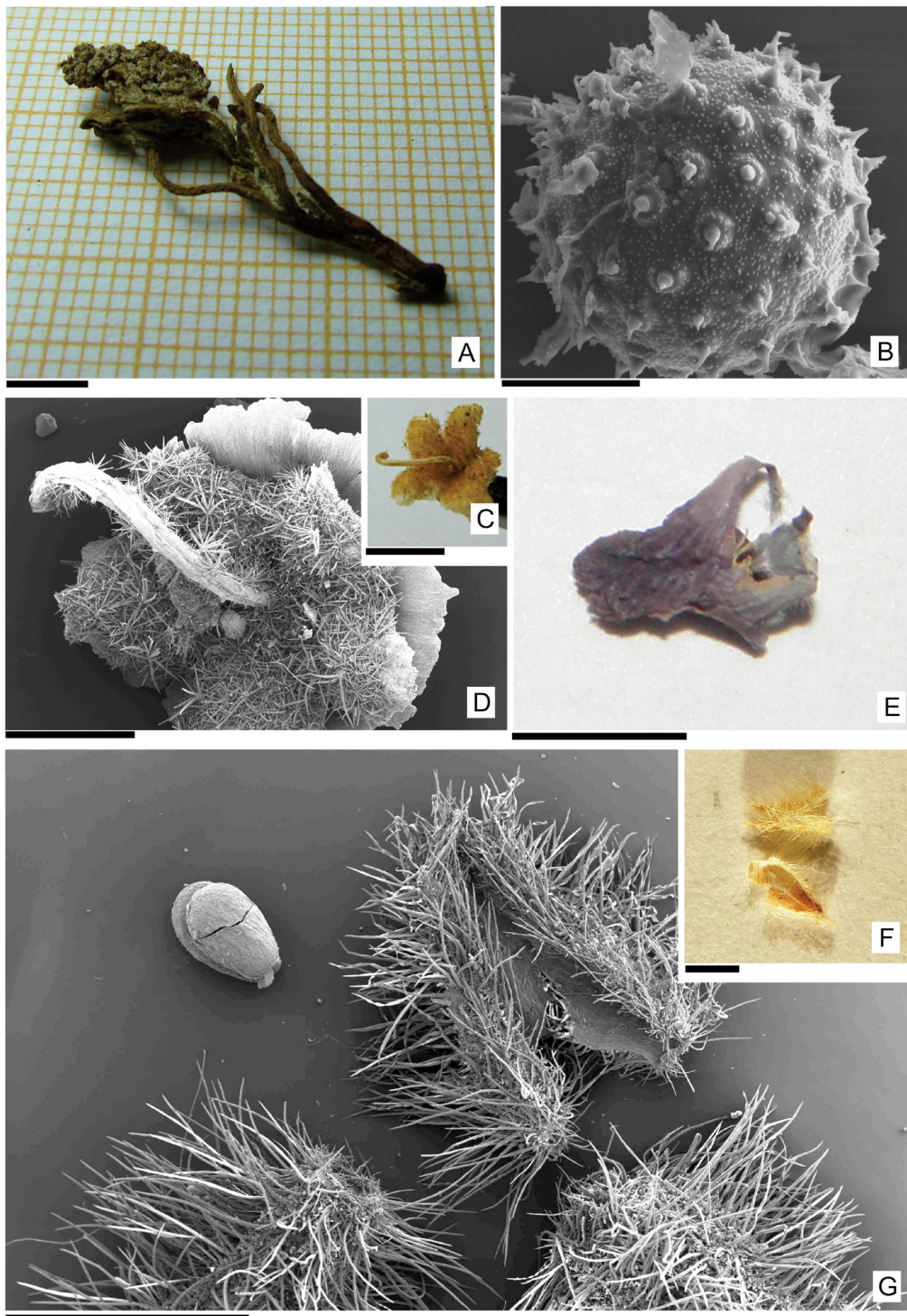


Fig. 6. Macrorrestos herbáceos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A.** *Pycnophyllum molle* (Caryophyllaceae), rama e inflorescencia. **B-D:** *Tarasa* sp. (Malvaceae). **B:** Polen recuperado de un estambre. **C-D:** Restos florales. **E:** Pétalos. **F-G:** *Acantholippia* sp. (Verbenaceae), frutos y semillas. Escalas = A, C, E: 5 mm; B: 20 μ m; D, F, G: 2 mm.

espinas de *Maihueiopsis glomerata*. Por otra parte, los restos leñosos recuperados exhiben una diversidad algo menor en cuanto a cantidad de representantes. Se registró la presencia de las familias Verbenaceae, Solanaceae, Fabaceae, Ephedraceae y Asteraceae (Tabla 3; Fig. 2B-D).

La mayor diversidad de restos leñosos se observa en las capas 2(1) y 2(2) siendo proporcional la cantidad entre restos carbonizados y no carbonizados. Las restantes ocupaciones exhiben entre una a tres especies (Fig. 2B-D). El género *Ephedra* (Ephedraceae) sólo está representado por restos de madera no carbonizada en las capas 1(1), 1(2) y 2(2) (Tabla 3; Figs. 7H, 8A). *Baccharis tola* (Asteraceae) fue identificada en una porción de madera no carbonizada de tallo localizada en la capa 2(6) (Tabla 3; Figs. 7E, 9A-B), mientras que los géneros *Acantholippia* (Verbenaceae), *Parastrephia* (Asteraceae), *Adesmia* (Fabaceae) y *Fabiana* (Solanaceae) presentan restos carbonizados y no carbonizados (Figs. 2B-D; 7A-D, F-G; 8B-F; 9C-F). Es de destacar que *Adesmia* sp. se identificó en casi todas las ocupaciones de las capas 1 y 2 y, es el taxón que más representación tiene en los materiales carbonizados (Figs. 2B-D; 9E-F). Incluso en la ocupación más temprana con registro de especies vegetales -2(8)- es el único material leñoso carbonizado (Tabla 3; Fig. 2D). En líneas generales, las capas 2(4) a 2(8) presentan una importante cantidad de macrorrestos carbonizados, mientras que los macrorrestos no carbonizados se hallaron principalmente en las ocupaciones más tardías (Tabla 3; Fig. 2B-D).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, es posible afirmar que, de las aproximadamente 60 especies vegetales que crecen en el ambiente actual (Cuello, 2006; Rodríguez, 2013) relacionado al sitio arqueológico CS1, se recuperó el 44 % en las capas 1 y 2 del sitio. Dado que los representantes de las distintas familias hallados en el sitio CS1 crecen en el tolar, el pajonal y la vega, puede considerarse que la paleovegetación era similar a la actual en el área de estudio (Tablas 2 y 3). En cuanto a la proporción de taxones recuperados, es posible que se trate de aquellos que fueron más útiles en CS1 como base residencial (combustible, camadas en

áreas de descanso, entre otros) y de aquellos que se incorporaron por causas naturales, tales como los restos florales.

Es importante hacer referencia a las adaptaciones morfológicas y anatómicas observadas en las especies halladas que reflejan las condiciones del paleoambiente durante el Holoceno. Las capas 2(10) a 2(3) corresponden al Holoceno Medio temprano (*sensu* Yacobaccio, 2013), más cálido y seco que el Holoceno Temprano, mientras que las capas 2(2) y 2(1) están asociadas al Holoceno Medio tardío, durante el cual se incrementa la aridez y la fragmentación del ambiente; por último, las capas 1(1) y 1(2) corresponden al Holoceno Tardío, período en el que comienzan a establecerse las condiciones climáticas semejantes a las actuales en ANS, ca. 3.600 AP (Tabla 1).

Teniendo en cuenta esta secuencia paleoambiental, se observan variaciones en cuanto a la frecuencia de uso de las distintas familias (Tabla 3; Fig. 2). Durante el Holoceno Medio temprano fue muy abundante el género *Adesmia* (Fabaceae) y, en menor cantidad, *Acantholippia* (Verbenaceae), ambos utilizados como combustible. Por otra parte, en el registro arqueobotánico del Holoceno Medio tardío -capas 2(2) y 2(1)- son frecuentes las familias Asteraceae, Fabaceae y Solanaceae, representados por flores, inflorescencias y estambres con polen preservado que pueden deber su presencia en el sitio CS1 a causas naturales (Tablas 2 y 3). Por último, las capas correspondientes al Holoceno Tardío -1(2) y 1(1)- son las que exhiben mayor cantidad y diversidad de macrorrestos vegetales. En estas ocupaciones están representadas las familias Asteraceae, Brassicaceae, Cactaceae, Caryophyllaceae, Chenopodiaceae, Ephedraceae, Fabaceae, Malvaceae, Poaceae, Solanaceae y Verbenaceae (Tabla 3; Fig. 2), es decir, todas las que fueron identificadas en el muestreo realizado en las cuadrículas de CS1 analizadas. No obstante, la capa 2(6), ca. 7.500 AP correspondiente al Holoceno Medio temprano, presenta una importante cantidad de macrorrestos. Esto podría estar indicando un pequeño intervalo de mayor ocupación del sitio, el cual coincidiría con condiciones climáticas de mayor humedad previas a los momentos más áridos del Holoceno Medio tardío.

A partir de estas consideraciones, es interesante destacar que la mayoría de las especies recuperadas en las capas 2(8) a 2(3) -Holoceno Medio temprano-

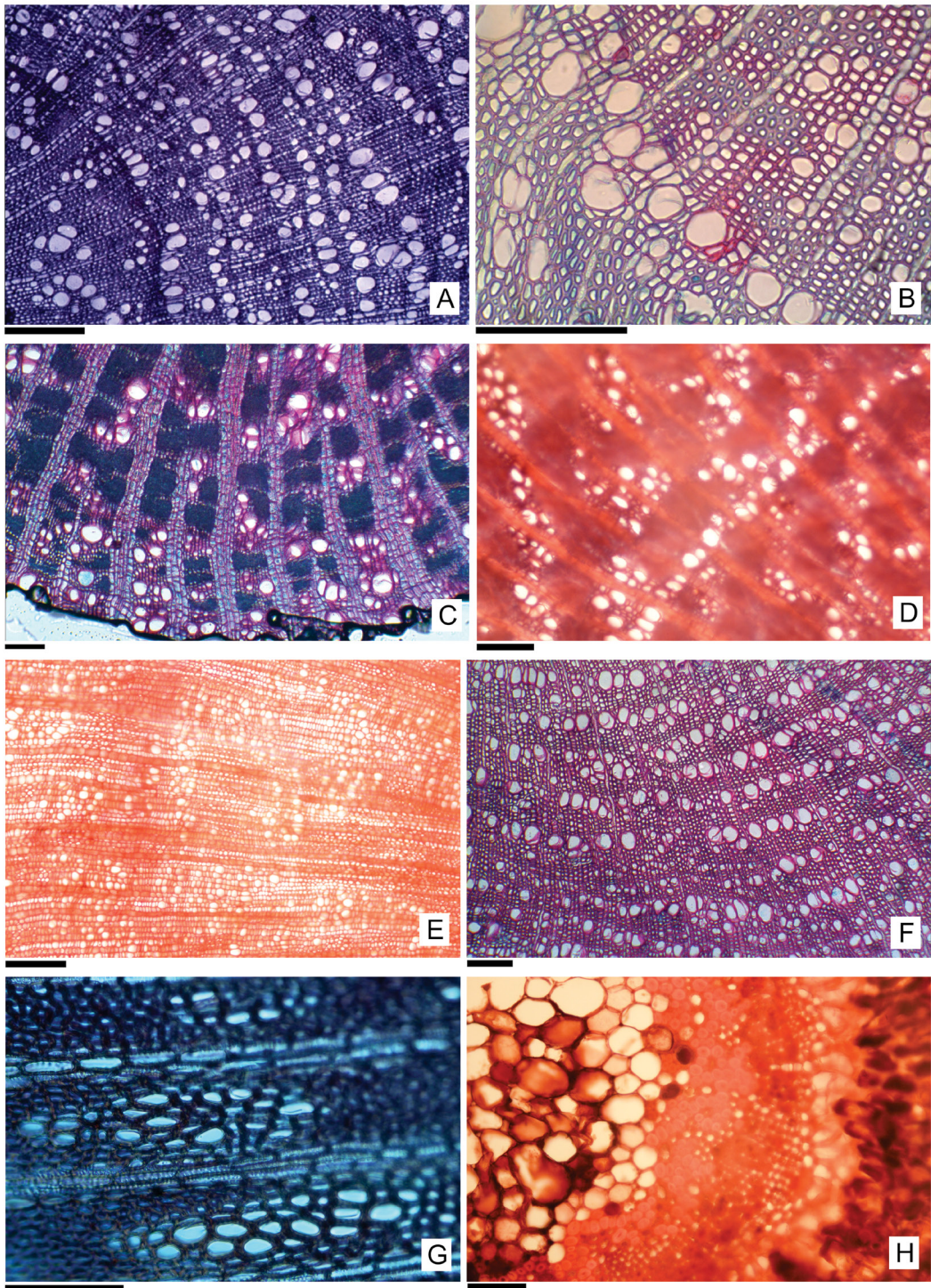


Fig. 7. Materiales de referencia. Maderas actuales, corte transversal. **A:** *Acantholippia deserticola* (Verbenaceae). **B:** *A. salsoides* (Verbenaceae). **C-D:** *Adesmia horrida* (Fabaceae). **C.** Raíz. **D.** Tallo. **E.** *Baccharis tola* (Asteraceae). **F.** *Fabiana bryoides* (Solanaceae). **G.** *Parastrephia lucida* (Asteraceae). **H.** *Ephedra multiflora* (Ephedraceae). Escalas = A-G: 100 µm.

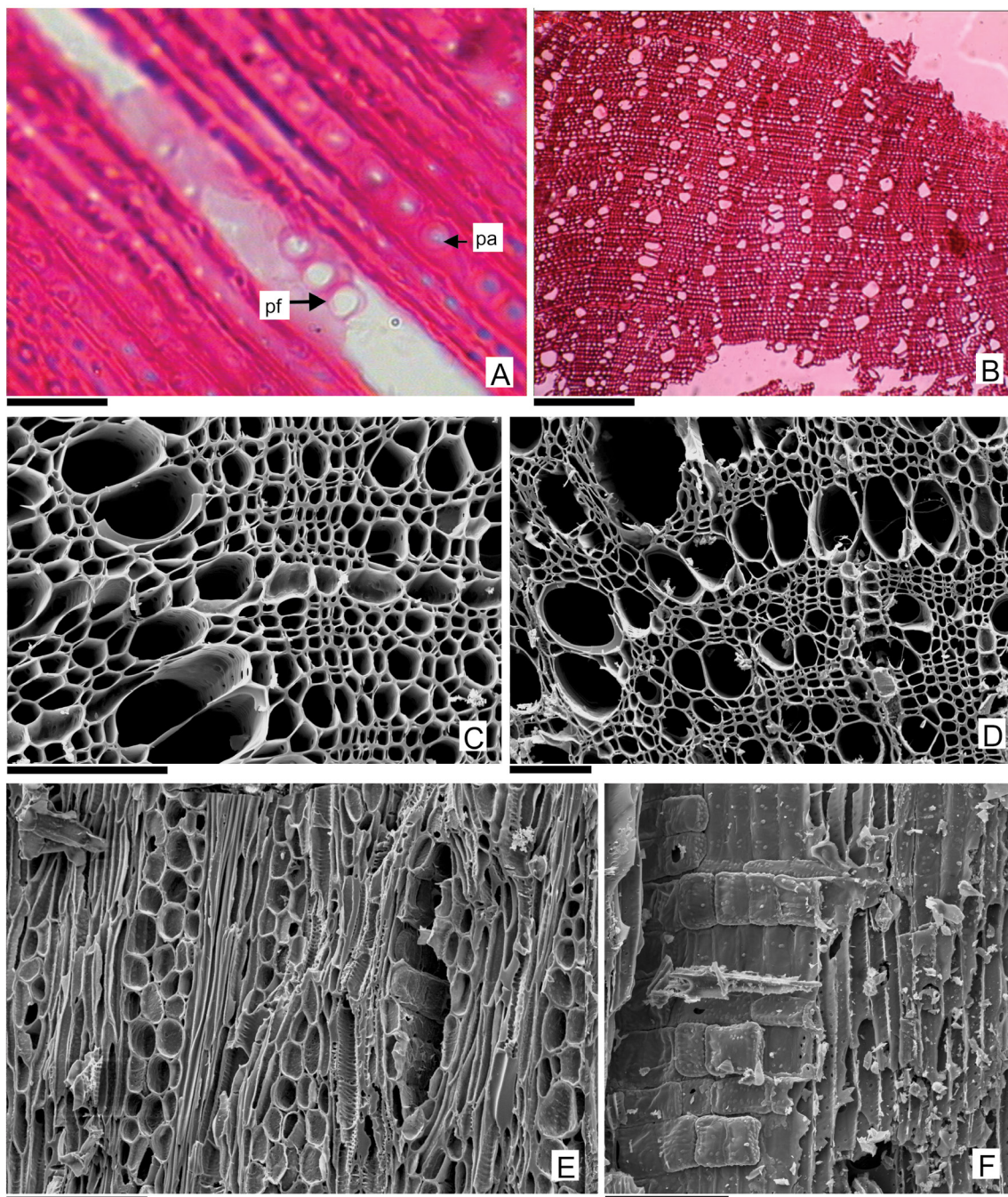


Fig. 8. Macrorrestos leñosos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A:** *Ephedra* sp. (Ephedraceae), corte longitudinal de tallo. **B-C:** *Fabiana* sp. (Solanaceae). **B:** corte transversal de tallo. **C:** detalle de corte transversal de carbón. **D-F:** aff. *Acantholippia salsaoides* (Verbenaceae), carbón. **D:** Corte transversal. **E:** Corte longitudinal tangencial. **F:** Corte longitudinal radial. Abreviaturas: pa, punteaduras areoladas; pf, placa perforada foraminada. Escalas = A, B, E: 100 μ m; C, D, F: 50 μ m.

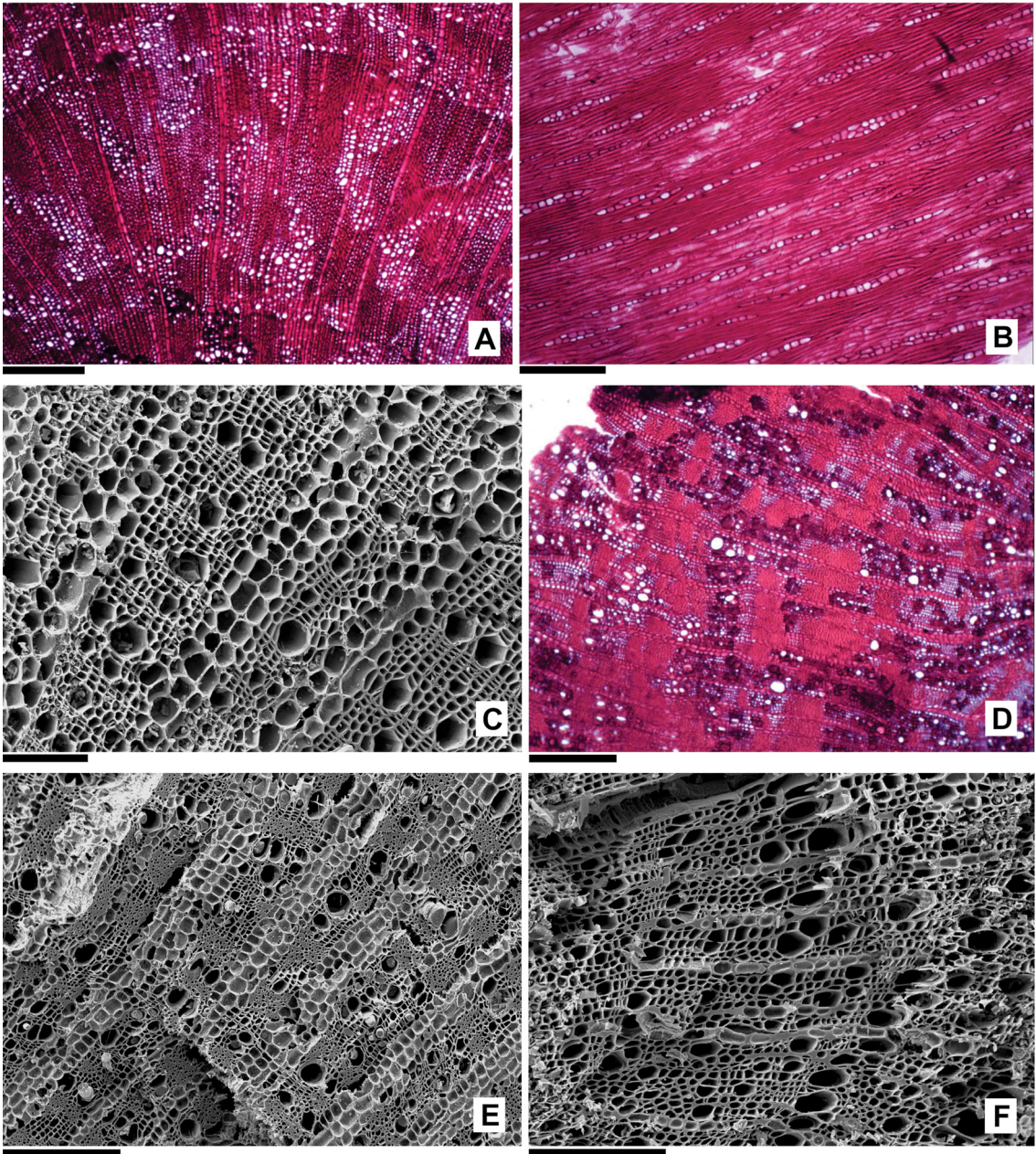


Fig. 9. Macrorrestos leñosos recuperados en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1, Antofagasta de la Sierra (Catamarca, Argentina). **A-B:** *Baccharis tola* (Asteraceae), tallo. **A:** Corte transversal. **B:** Corte longitudinal tangencial. **C:** *Parastrephia* sp. (Asteraceae), corte transversal de tallo (carbón). **D-F:** aff. *Adesmia horrida* (Fabaceae). **D:** Corte transversal de raíz. **E:** Corte transversal de raíz (carbón). **F:** Corte transversal de tallo (carbón). Escalas = A-D, F: 100 μ m; E, 200 μ m.

presentan caracteres xeromórficos dado que tienen particularidades morfo-anatómicas similares a los observados en las plantas xerófitas pero que pueden adaptarse a ambientes secos y menos áridos tal como ocurre en las plantas acharrapadas o en forma de cojín. Por otra parte, en las ocupaciones correspondientes al Holoceno Medio tardío son frecuentes las especies xerófitas con características que responden a condiciones de gran aridez, donde el agua es el factor limitante. Estas plantas poseen adaptaciones para absorber, retener o impedir la pérdida de agua. Entre estas últimas es posible citar a los géneros *Senecio* (hojas muy pubescentes), *Ephedra* (tallos fotosintéticos áfilos) y *Parastrephia* (hojas muy reducidas, hábito achaparrado). Asimismo, abundan las especies pertenecientes a los géneros *Adesmia*, *Deyeuxia* y *Fabiana*, ya presentes en el Holoceno Medio temprano. Estos taxones están adaptados a la extrema aridez, propia del Holoceno Medio tardío. Durante el Holoceno Tardío también están presentes los géneros mencionados y se incluyen otras especies xerófitas de los géneros *Atriplex* (hojas de tamaño reducido con abundantes glándulas de sal y hábito achaparrado), *Pycnophyllum* (hojas reducidas, dispuestas densamente en las ramas y hábito en cojín), *Acantholippia*, y *Hoffmanseggia*. Si bien el clima durante el Holoceno Tardío habría sido semejante al actual, con menor aridez que el Holoceno Medio tardío, se mantienen los mismos taxones que reflejan caracteres morfológicos y anatómicos xerofíticos. Estos resultados refuerzan y apoyan los datos paleoambientales obtenidos por otras vías de análisis (sedimentos, diatomeas, granulometrías, entre otros (Tchilinguirian, 2008; Tchilinguirian & Olivera, 2005; Tchilinguirian *et al.*, 2008; Tchilinguirian & Morales, 2013).

Con respecto a las áreas de captación de recursos vegetales, sobre la base de los taxones recuperados, se observa un mayor uso del tolar, seguido por el pajonal y la vega durante toda la secuencia, considerando las especies locales que crecen en un radio de aproximadamente 30 km a partir del sitio CS1. Es importante aclarar que, en otros sectores de la cueva, se registraron también especies no-locales tales como *Chusquea lorentziana* Griseb. (Poaceae) utilizada para confeccionar intermediarios para puntas de proyectiles y espinas de *Trichocereus pasacana* (Web) Britton et Rosee (Cactaceae) que pudieron servir a modo de agujas. La primera crece en la región de las yungas, a menos de 2.000 m s.m. y a 180 km

de CS1. La segunda se desarrolla en la Pre-Puna entre 2.500-3.000 m s. m. a ca. 100 km del sitio (Pintar & Rodríguez, 2015).

Para discutir los resultados obtenidos, es interesante considerar el modelo de poblamiento que propone Borrero (1994- 1995) y que incluye tres fases: exploración, colonización y ocupación efectiva del espacio. El modelo se basa en la duración de las ocupaciones y el uso de materias primas. Las dos primeras fases habrían sido procesos lentos, discontinuos y de relleno de espacios vacíos. La exploración inicial corresponde a la primera dispersión de individuos o grupos siguiendo caminos naturales en espacios no habitados. La siguiente es la fase de la colonización que se refiere a la presencia de grupos con áreas de acción específicas que habitan nuevamente sitios ubicados en lugares óptimos, lo cual resulta en una alta visibilidad arqueológica. Por último, la ocupación efectiva se vincula con la fase en la que está habitado todo el espacio deseable durante períodos más prolongados (Borrero & Franco, 1997; Borrero, 1999, 2013; Franco, 2002; Civalero & Franco, 2003; Pintar *et al.*, 2016).

Teniendo en cuenta estas tres fases de poblamiento, la secuencia de CS1 corresponde a la fase de ocupación efectiva. En las capas 2(8) a 2(1) se recuperaron especies leñosas integrando los fogones, tales como *Acantholippia* sp. (Verbenaceae), *Adesmia* sp. (Fabaceae), *Ephedra multiflora* (Ephedraceae), *Fabiana* sp. (Solanaceae) y *Parastrephia* sp. (Asteraceae). Asimismo, es muy abundante *Deyeuxia eminens* var. *fulva* en las capas de gramíneas que conforman los pisos de ocupación del sitio en las capas 1(1) y 1(2). También están presentes algunos taxones comestibles, tales como *Hoffmanseggia eremophila* (Fabaceae), del cual se recuperaron frutos en las capas 1(1), 2(4) y 2(6) (Tablas 2 y 3). Es importante destacar que en otros estudios se determinó el uso de especies vegetales no-locales, mencionadas más arriba, y locales para confeccionar tecnofacturas, ya que se hallaron nudos elaborados con *Cortaderia speciosa* y *Deyeuxia* sp. (Pintar & Rodríguez, 2015).

Al igual que en el sitio Quebrada Seca 3, ubicado en el pajonal a ca. 4.000 m s. m. (Rodríguez, 1998, 1999, 2000), durante la fase de ocupación efectiva de CS1 se habrían ampliado los radios de forrajeo. Actualmente, estos radios ya están bien establecidos en la microrregión de ANS y se considera paralelamente el uso de la materia prima lítica para la cual se registra, además del uso de las fuentes de obsidiana ubicadas

en Ona y Laguna Cavi, el comienzo de la explotación de tres nuevas fuentes de obsidiana: Purulla-Chascón y Archibarca, ubicadas hacia el Noroeste y el Salar Hombre Muerto, hacia el Norte (Pintar & Rodríguez, 2015).

En síntesis, los grupos humanos que habitaron CS1 utilizaron más del 40% de las plantas de la flora actual del área de ANS durante el Holoceno Medio temprano, Medio tardío y Tardío. Esto indica una ocupación efectiva del sitio pues dichos grupos conocían e identificaban las distintas especies vegetales y las usaban recurrentemente. Al mismo tiempo, implica y supone la intención de explotar, por ejemplo, determinados taxones como combustible, así como también ciertas especies como materia prima para confeccionar tecnofacturas y otras como camadas en áreas de descanso (Pintar & Rodríguez, 2015).

Por último, es importante destacar que Borrero (1994-1995) plantea este modelo sobre la base de la materia prima lítica, sin tener en cuenta las especies vegetales. En los sitios arqueológicos del área de ANS, hay una excelente preservación de los macrorrestos arqueobotánicos debido a la aridez del ambiente. Por lo tanto, se podría considerar la posibilidad de incorporar estos datos como otra fuente de información para futuras investigaciones arqueológicas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores participaron en el diseño y realización de la investigación y en la redacción del manuscrito. NMA y MFR preparación muestras y análisis morfo-anatómico, análisis e identificación taxonómica. NMA, elaboración de las figuras. EP, excavación, descripción y estudio del sitio arqueológico y recuperación del material arqueobotánico. MFR y EP, interpretación de resultados a partir de un enfoque arqueobotánico y de trabajos previos realizados en el área de estudio.

AGRADECIMIENTOS

A Natalia Mufato y Daniela Acosta, estudiantes de la carrera de Licenciatura en Ciencias Biológicas de la Universidad de Luján, por el procesamiento, acondicionamiento y sistematización del material. Al Lic. Fabián Tricarico, técnico del Servicio de

Microscopía Electrónica del Museo de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia. A Maribel Macchione por el asesoramiento en la edición de algunas fotografías de las figuras. Este trabajo ha sido financiado con fondos de subsidios a la investigación otorgados por el Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Nacional de Luján. Las excavaciones de Cueva Salamanca 1 se llevaron a cabo mediante los siguientes subsidios: PID-CONICET 3-046100/88; PIP-CONICET 6398; PIP-CONICET30-54666038-5; PIP-CONICET 0288; UBACYT 20020090200027; Earthwatch, The Center for Field Research y Fulbright 2011-2012 (E. Pintar).

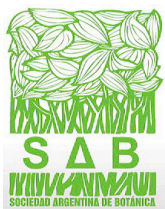
BIBLIOGRAFÍA

- BORRERO, L.A. 1994-1995. Arqueología de la Patagonia. *Palimpsestos* 4: 9-69.
- BORRERO, L. A. 1999. The prehistoric exploration and colonization of Fuego-Patagonia. *J. World Prehist.* 13: 321-355.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1022341730119>.
- BORRERO, L.A. 2013. Ranked habitats and the process of human colonization of South America. *Quat. Int.* 306: 1-4.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2013.06.013>.
- BORRERO, L.A. & N. FRANCO. 1997. Early Patagonian hunter-gatherers: subsistence and technology. *J. Anthropol. Res.* 53: 219-239.
<http://dx.doi.org/10.1086/jar.53.2.3631277>.
- CABRERA, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. En W. F. Kugler (ed.), *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, pp. 1-85, 2° Ed. Editorial Acme, Buenos Aires.
- CIVALERO, M.T. & N. FRANCO. 2003. Early human occupations in western Santa Cruz province, southernmost South America. *Quat. Int.* 109-110: 77-86.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1040-6182\(02\)00204-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1040-6182(02)00204-5).
- CUELLO, A. S. 2006. *Guía ilustrada de la flora de Antofagasta de la Sierra, Catamarca (Puna Meridional Argentina)*. Curso de entrenamiento para la obtención del grado de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Tucumán.
- D'AMBROGIO DE ARGÜESO, A. 1986. *Manual de Técnicas en Histología Vegetal*. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires, Argentina.
- FERNÁNDEZ, J., V. MARKGRAF, H. PANARELLO, M. ALBERO, F. ANGIOLINI, S. VALENCIA & M. ARRIAGA. 1991. Late Pleistocene-early Holocene environment and climates, fauna, and human occupation in the Argentine Altiplano. *Geoarchaeology* 6: 251- 272.
<http://dx.doi.org/10.1002/gea.3340060303>.

- FRANCO, N. 2002. Es posible diferenciar los conjuntos líticos atribuidos a la exploración de un espacio de los correspondientes a otras etapas del poblamiento. *Werken* 3: 119-132.
- GROVE, M. 2009. Hunter-gatherer movement patterns: causes and constraints. *J. Anthropol. Archaeol.* 28: 222-233. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaa.2009.01.003>.
- GROVE, M. 2010. Logistical mobility reduces subsistence risk in hunting economies. *J. Archaeol. Sc.* 37: 1913-1921. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2010.02.017>.
- HABER, A. 1992. Pastores y pasturas. Recursos forrajeros en Antofagasta de la Sierra (Catamarca) en relación a la ocupación Formativa. *Shincal* 2: 15-23.
- KELLY, R. 2013. *The Lifeways of Hunter-Gatherers. The Foraging Spectrum*. Cambridge University Press, New York.
- LUPO, L. C. & M. ECHENIQUE. 2001. Reconstrucción arqueopalínológica de los diversos momentos de ocupación del yacimiento Formativo Morality. Jujuy, Noroeste Argentino. *Ameghiniana* 8: 125-130.
- MARKGRAF, V. 1985. Paleoenvironmental history of the last 10,000 years in Northwestern Argentina. *Zbl. Geol. Paläont.* 1: 1739-1749.
- MARKGRAF, V. 1987. Paleoclimates of the Southern Argentine Andes. *Curr. Res. Pleist.* 4: 150-157.
- MARKGRAF, V. & P. BRADBURY. 1982. Holocene Climatic History of South America. *Striae* 11: 40-45.
- PINTAR, E. L. 1996. *Prehistoric Holocene adaptations to the Salt Puna of Northwest Argentina*. Ph. D. Thesis, Dedman College, Southern Methodist University. ProQuest/UMI. (AAT 9628671).
- PINTAR, E. L. 2004. Cueva Salamanca 1: ocupaciones altitermales en la puna sur. *Relac. Soc. Argent. Antropol.* 29: 357-366.
- PINTAR, E. & M. F. RODRÍGUEZ. 2015. Understanding foraging radius and mobility in a high desert. *J. Archaeol. Sc.* 59: 142 – 158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2015.04.013>.
- PINTAR, E., JOHNSON, A. & S. LAMKIN. 2016. *Using Binford's frames of reference to model hunter gatherer mobility and group size in the Andean Puna*. 81st Annual Meetings of the Society for American Archaeology. Orlando, Florida, EEUU. Abril 2016.
- RODRÍGUEZ, M. F. 1998. *Arqueobotánica de Quebrada Seca 3: Recursos vegetales utilizados por cazadores-recolectores durante el periodo Arcaico en la Puna Meridional Argentina*. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- RODRÍGUEZ, M. F. 1999. Arqueobotánica de Quebrada Seca 3 (Puna Meridional Argentina): Especies vegetales utilizadas en la confección de artefactos durante el Arcaico. *Relac. Soc. Argent. Antropol.* 24: 159-184.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2000. Woody plant species used during the Archaic period in the Southern Argentine Puna. *Archaeobotany of Quebrada Seca 3. J. Archaeol. Sc.* 27: 341 - 361. <http://dx.doi.org/10.1006/jasc.1999.0515>.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2004a. Cambios en el uso de los recursos vegetales durante el Holoceno en la Puna meridional argentina. *Chungara Rev. Antropol. Chil.* (Volumen especial): 403-413.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2004b. Woody plant resources in the Southern Argentine Puna. Punta de la Peña 9 archaeological site. *J. Archaeol. Sc.* 31: 1361-1372. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2004.02.014>.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2005. Human evidence during Middle Holocene in the Salty Argentine Puna. *Archaeobotanical record analyzes. Quat. Int.* 132: 15-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2004.07.011>.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2013. Acerca de la flora de Antofagasta de la Sierra, Catamarca, Argentina. Ambiente y Paleoambiente. *Darwiniana* (n. s.) 1: 295-323. <https://dx.doi.org/10.14522/darwiniana.2013.12.529>.
- RODRÍGUEZ, M. F. 2014. Archaeobotany and vegetable resources. Settlement systems and mobility in the Southern Argentinean Puna. In: E. Pintar (ed.), *Hunter-gatherers from a high altitude desert. People of the Salt Puna*, pp. 145-168. British archaeological reports (BAR). Oxford: Archaeopress, John & Erica Hedges.
- RODRÍGUEZ, M. F. & Z. E. RÚGOLO DE AGRASAR. 1999. *Deyeuxia eminens* (Poaceae: Agrostideae) en un sitio arqueológico de la Puna Meridional Argentina (Provincia de Catamarca). *Darwiniana* 37: 229-242.
- RODRÍGUEZ, M. F., Z. RÚGOLO DE AGRASAR & C. ASCHERO. 2003. El género *Deyeuxia* (Poaceae, Agrostideae) en sitios arqueológicos de la Puna meridional argentina, Provincia de Catamarca. *Chungara Rev. Antropol. Chil.* 35: 51-72.
- RODRÍGUEZ, M. F. & C. A. ASCHERO. 2005. *Acrocomia chunta* (Arecaceae): Raw material for cord making in the Argentinean. Puna. *J. Archaeol. Sc.* 32: 1534-1542. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jas.2005.04.016>.
- RODRÍGUEZ, M. F. Z. E., RÚGOLO DE AGRASAR, & C. A. ASCHERO. 2006. El uso de las plantas en unidades domésticas del sitio arqueológico Punta de la Peña 4, Puna meridional argentina. *Chungara Rev. Antropol. Chil.* 2: 257- 271.
- TCHILINGUIRIAN, P. 2008. *Paleoambientes Holocenos en la Puna Austral, Provincia de Catamarca: Implicancias geoarqueológicas*. Tesis Doctoral. UBA, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Buenos Aires, Argentina.
- TCHILINGUIRIAN, P. & D. OLIVERA. 2005. Evolución paleoambiental e implicancias geoarqueológicas en Laguna Colorada, Puna Catamarqueña, Argentina. *XVI Congreso Geológico Nacional. Actas* 4: 261-268. La Plata, 20-23 de septiembre de 2005.

N. M. Apóstolo *et al.* - Macrorrestos vegetales en el sitio arqueológico Cueva Salamanca 1

- TCHILINGUIRIAN, P., D. OLIVERA & L. GRANA. 2008. Expansiones y retrocesos de humedales de altura durante el Holoceno, Puna austral, Argentina. Implicancias ambientales. *XVII Congreso Geológico Argentino, Actas 1*: 729-730. San Salvador de Jujuy, 7 al 10 de octubre de 2008.
- TROLL, C. 1958. Las culturas superiores andinas y el medio geográfico. *Rev. Inst. Geog.* 5: 3-55.
- YACOBACCIO, H. D. 2013. Towards a human ecology for the Middle Holocene in the Southern Puna. *Quat. Int.* 307: 24-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2012.08.2109>.
- ZARLAVSKY, G. E. 2014. *Histología Vegetal: Técnicas simples y complejas*. Editorial Sociedad Argentina de Botánica. Buenos Aires, Argentina.



ANÁLISIS PALINOLÓGICO DE SUPERFICIE DE HOJAS Y TALLOS DE ÍTEMS DIETARIOS DE *LAMA GUANICOE* (FAM. CAMELIDAE) EN PATAGONIA (ARGENTINA): IMPLICANCIAS EN LA IDENTIFICACIÓN DEL ORIGEN DEL POLEN EN COPROLITOS

PALYNOLOGICAL ANALYSIS OF STEMS AND LEAVES SURFACE OF FOOD ITEMS OF *LAMA GUANICOE* (FAM. CAMELIDAE) IN PATAGONIA (ARGENTINA): IMPLICANCES IN THE IDENTIFICATION OF THE POLLEN SOURCE IN COPROLITES

Nadia Jimena Velázquez^{1*}  y Lidia Susana Burry² 

SUMMARY


1. CONICET-IPROSAM, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350, Mar del Plata, Argentina.
2. UNMDP. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Funes 3350, Mar del Plata, Argentina.

*nvelazquez@mdp.edu.ar

Citar este artículo

VELÁZQUEZ, N. J. & L. S. BURRY. 2019. Análisis palinológico de superficie de hojas y tallos de ítems dietarios de *Lama guanicoe* (Fam. Camelidae) en Patagonia (Argentina): implicancias en la identificación del origen del polen en coprolitos. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 67-78.

DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23576>

Recibido: 19 Septiembre 2018
Aceptado: 18 Diciembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editor: Gonzalo Márquez 

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

Background and aims: One of the problems of copropalynology within palaeodiet analysis is the elucidation of the source of the pollen content which can be the result of pollen contamination of food or water or post-depositional pollen contamination. The aim of this study was to analyze the pollen spectrum on the surface of stems and leaves of *Empetrum rubrum*, *Senecio filaginoides*, *Nardophyllum obtusifolium* and *Mulinum spinosum*, food items of *Lama guanicoe* from Perito Moreno National Park, to evaluate the pollen contamination of food items.

M&M: Stems and leaves of *E. rubrum*, *S. filaginoides*, *N. obtusifolium* and *M. spinosum* were collected in Roble river valley and observed under scanning electron microscope. Then, acetolysis and pollen count under optic microscope were performed.

Results: The results showed that dominant pollen types, except in the sample of *N. obtusifolium*, come from the mother plant. However, it is significant the presence of other pollen types such as *Nothofagus*, *Nassauvia*, *Podocarpus*, Poaceae and *Rumex* on plants surface

Conclusions: The results of this study are related to the epidemic characteristics and provide relevant information about the origin of pollen within coprolites of *Lama guanicoe* to reconstruction of paleodiet.

KEY WORDS

Pollen contamination, coprolites, *Lama guanicoe*.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Una de las problemáticas de la copropalinología para estudios de paleodieta es identificar la procedencia del polen que podría deberse a la contaminación polínica del alimento, al beber agua con polen en suspensión, o a contaminación postdeposicional. El objetivo de este trabajo es analizar el espectro polínico de la superficie de tallos y hojas de *Empetrum rubrum*, *Senecio filaginoides*, *Nardophyllum obtusifolium* y *Mulinum spinosum*, que conforman la dieta de *Lama guanicoe* del Parque Nacional Perito Moreno, para evaluar la contaminación polínica del alimento.

M&M: Se recolectaron tallos y hojas de cada una de estas especies en el valle del río Roble. Hojas y tallos de cada ejemplar se observaron al microscopio electrónico de barrido y se realizó acetólisis y el recuento polínico bajo microscopio óptico.

Resultados: Los resultados evidencian que los tipos polínicos dominantes, salvo en las muestras de *N. obtusifolium*, proceden de la misma especie. Sin embargo, es importante la presencia de otros tipos polínicos como *Nothofagus*, *Nassauvia*, *Podocarpus*, Poaceae y *Rumex* sobre la superficie de las plantas.

Conclusiones: Los resultados de este estudio se relacionan con las características epidérmicas de las plantas y aportan información referente a la procedencia del polen en los coprolitos de *Lama guanicoe*, permitiendo precisar la información para reconstruir paleodietas.

PALABRAS CLAVES

Contaminación polínica, coprolitos, *Lama guanicoe*.

INTRODUCCIÓN

El estudio polínico de heces actuales y coprolitos se ha orientado a la reconstrucción de la dieta de los organismos y particularmente la

de los coprolitos también a la reconstrucción paleoambiental (Reinhard & Bryant, 1992; Carrión *et al.*, 2001, 2004; Horrocks *et al.*, 2003, 2008; Velázquez *et al.*, 2010; Velázquez & Burry, 2012; Wood *et al.*, 2012). Varios autores señalan que un punto importante en el estudio de coprolitos es dilucidar la procedencia polínica (Alcover *et al.*, 1999; Carrión *et al.*, 2004; Fernández-Jalvo *et al.*, 2010). Por ejemplo, los granos de polen encontrados en los coprolitos de herbívoros y omnívoros tienen relación con su dieta y con la disponibilidad de las plantas en el ambiente, mientras que en carnívoros y también en omnívoros, se relacionan fundamentalmente a los granos que pudieran estar contenidos en el tracto digestivo de las presas consumidas (Carrión *et al.*, 2001). Es así que la presencia del polen en los coprolitos de herbívoros y omnívoros puede ser el resultado de:

- 1) la dieta por la ingesta de hojas, tallos, flores y frutos con granos de polen que quedan adheridos en la superficie de estos órganos (contaminación polínica del alimento) (Bryant & Holloway, 1983).
- 2) la toma de agua donde se encuentran suspendidos granos de polen provenientes de la lluvia polínica o de plantas acuáticas.
- 3) la inhalación de aire.
- 4) la depositación de polen sobre la superficie de las heces luego de la deposición, lo que refleja la contaminación de las heces por polen con dispersión anemófila (Carrión *et al.*, 2001, 2005). Esto ocurre porque una vez que el organismo depositó las heces, el *mucus* que las rodea, originado en la mucosa intestinal, actúa como una trampa para los granos de polen provenientes de la lluvia polínica (Chaves, 2000).

Además, la concentración y preservación del polen en el interior de los coprolitos están influenciadas por varios factores: a) el tipo de polinización de las plantas (zoófila, anemófila, hidrófila o autopolinización), b) la fisiología del sistema digestivo, c) el hábito alimenticio o comportamiento del organismo productor, d) variables ambientales como la temperatura, humedad, e) el grado de preservación del coprolito, etc.

Por esta razón para los estudios de dieta a partir del análisis de coprolitos es importante reconocer la procedencia de los granos, si fueron parte de la dieta o ingresaron por otra vía.

La emisión y depositación de polen consiste en la apertura de las flores o extensión de las anteras, la dehiscencia de las anteras, la depositación por gravedad sobre las partes florales o las hojas y tallos que se encuentran debajo de las flores, y la remoción del polen de los diferentes órganos por acción del viento o precipitaciones (D'Antoni, 2008).

Existe poca información sobre la adherencia de polen sobre diferentes plantas o partes de plantas y el efecto sobre el contenido de polen en los coprolitos. Tauber (1967) analizó el polen atrapado en la superficie de las ramas pegajosas y pubescentes del sauce y de las ramas de superficie lisa del abedul. Este autor recuperó más de 100.000 granos por gramo de todas las especies de la región en las ramas del sauce y solo algunos cientos de granos en las ramas de abedul. Con estos resultados se refleja el papel que juega la adhesividad de la superficie de las plantas que influye en las interpretaciones sobre dieta a partir del análisis del contenido de polen en los coprolitos.

Moe (1983) analizó los espectros polínicos de heces de ovejas y de superficies de hojas de plantas consumidas por estos herbívoros, e infirió que el polen anemófilo de árboles cercanos al área de estudio se debería haber depositado sobre las plantas consumidas por las ovejas antes de que sean lavadas por las precipitaciones.

Por otra parte, O'Rourke (1991) analizó el espectro polínico de la superficie de hojas de diversas especies que crecen en el desierto de Sonora. Los resultados mostraron, por un lado, que las especies presentaban en mayor proporción polen de la planta madre y por el otro, que existían diferencias entre las diferentes especies en la abundancia de polen capturado que estarían relacionadas a las características epidérmicas de las plantas.

El guanaco, *Lama guanicoe*, (Müller, 1776) es un pseudo-rumiante, cuyo hábito pasteador y ramoneador explicaría en parte, su amplia distribución geográfica y la gran adaptabilidad para vivir en diversos ambientes (Wheeler, 1991). Presenta adaptaciones fisiológicas a condiciones áridas y tiene la capacidad de soportar el estrés hídrico, siempre y cuando el contenido de humedad de los vegetales consumidos sea lo suficientemente alto. Su hábito de alimentación es generalista, de selección intermedia (Raedeke, 1980; Franklin, 1982, 1983; Wheeler, 1991; Puig *et al.* 1996; Miñoiz, 2008). Estos hábitos y sus características fisiológicas

le posibilitan habitar pampas altas, muy secas y con muy baja calidad de forraje (Lauenroth, 1998). Su área de distribución comprende ambientes con marcadas diferencias en la estructura de la vegetación, como la estepa patagónica, los bosques subantárticos (Franklin, 1983) y el ecotono bosque-estepa. Se alimenta principalmente de los estratos herbáceo (Poaceae, Juncaceae y Cyperaceae) y arbustivo (Raedeke, 1978) y en algunos casos, del estrato arbóreo cuando migra hacia el interior del bosque durante el invierno (Bank *et al.*, 2002). Posee un rango de acción amplio que varía de acuerdo a las condiciones del lugar y a la época del año, oscilando entre 1,30 y 9 km² (Burgi, 2007).

Velázquez & Burry (2012) analizaron el espectro polínico de heces actuales de guanaco provenientes de diferentes estaciones del año en el valle del río Roble (Parque Nacional Perito Moreno, Santa Cruz). Los resultados mostraron diferencias en el espectro polínico que se relacionan a la estación de polinización y/o a variaciones en la dieta. Las autoras señalan que para evaluar si la concentración de tipos polínicos con dispersión anemófila en las heces corresponde a la dieta o son producto de contaminación polínica de las plantas consumidas, se debería analizar el contenido polínico de la superficie de tallos y hojas de plantas que representan *items* alimentarios del área de forrajeo de los guanacos.

El objetivo de este trabajo es analizar el espectro polínico de la superficie de tallos y hojas de *Empetrum rubrum* Vahl ex Willd., *Senecio filaginoides* DC., *Nardophyllum obtusifolium* Hook & Arn. y *Mulinum spinosum* (Cav.) Pers., especies que conforman parte de la dieta de *Lama guanicoe* en el Parque Nacional Perito Moreno (PNPM), Santa Cruz.

Los resultados de estos análisis serán útiles para la interpretación de los espectros polínicos de los coprolitos.

Área de Estudio

En la zona del PNPM se trabajó en el Cerro Casa de Piedra (CCP) (47°57'S; 72°05'O, 900 msnm), ubicado en una faja transicional entre el bosque cordillerano y la estepa patagónica, en la cuenca del río Roble y del Lago Burmeister. Entre los años 1930 y 1940 el bosque de *Nothofagus* sp. que se desarrolla frente al Cerro ha sido modificado por talas e incendios (Pardiñas, 1998).

La vegetación que se encuentra actualmente en los alrededores del CCP desde la base del cerro

hacia el río Roble está dominada por una franja de *Empetrum rubrum* que forma un denso murtillar con *Gaultheria mucronata*; luego en algunos sectores aparece una estepa gramínea de *Festuca pallescens*; continúa un murtillar con *Azorella monanthos* y árboles adultos y renovales dispersos de *Nothofagus pumilio*; luego una estepa arbustiva con predominio de *Nardophyllum obtusifolium*, *Mulinum spinosum*, *Senecio filaginoides* y *Adesmia boronioides*. En la ribera del río Roble, se observa una estepa gramínea-arbustiva dominada por *N. obtusifolium* acompañada por gramíneas y *Acaena* sp. (Observación personal).

MATERIALES Y MÉTODOS

En el valle del río Roble se recolectaron tallos y hojas de ejemplares de *Empetrum rubrum* “murtilla” (Ericaceae), *Senecio filaginoides* “mata mora” (Asteraceae subfam. Asteroideae), *Nardophyllum obtusifolium* “mata torcida” (Asteraceae subfam. Asteroideae) y *Mulinum spinosum* “neneo” (Apiaceae) (n=16), en una campaña realizada en abril de 2014.

Para la identificación de las especies se utilizó la bibliografía de Correa (1971-1999) y Dimitri (1987). Además se consultó el Catálogo de Plantas Vasculares del Instituto Botánica Darwinion (<http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/fa.htm>).

En el laboratorio se seleccionaron hojas y tallos de cada una de las especies y se montaron sobre tacos, luego fueron cubiertas con oro-paladio para la observación al microscopio electrónico de barrido (MEB). Se observaron las estructuras epidérmicas de los tallos y hojas de las cuatro especies para evaluar la adhesividad de la superficie del obstáculo en la eficiencia de retención de granos de polen.

Para la extracción polínica, se pesaron dos gramos, entre hojas y tallos, de cada ejemplar; se adicionó agua destilada y una tableta de esporas de *Lycopodium clavatum* (Batch N°124961, media= 12542 esporas/tableta) a cada una de las muestras y se filtraron a través de una malla de 260 µm.

Se realizó la extracción polínica, según D'Antoni (1979) y Faegri & Iversen (1989) y consistió en:

a) concentración del filtrado por centrifugación 2500 rpm por 5 minutos;

- b) deshidratación con ácido acético puro.
c) eliminación del material celulósico mediante acetólisis (la mezcla acetolítica está formada por 9 partes de anhídrido acético y 1 de ácido sulfúrico) y posterior lavado con ácido acético puro para evitar la precipitación del octacetato de celulosa (D'Antoni, 1979). La mezcla acetolítica mediante hidrólisis remueve polisacáridos, como la celulosa, que están presentes en el citoplasma y en la superficie de los granos de polen (Erdtman, 1943; Faegri & Iversen, 1989).

Por último, se concentró el residuo obtenido mediante centrifugación a 2500 rpm por 5 min y las muestras se almacenaron en tubos Kahn con el agregado de 2 gotas de glicerina.

Se realizaron preparados semipermanentes (D'Antoni, 1979). La observación microscópica se realizó utilizando un microscopio óptico binocular Olympus BH-2 con aumentos de 400X y 1000X. La identificación y el recuento polínico se llevaron a cabo utilizando bibliografía especializada (Heusser, 1971; Markgraf & D'Antoni, 1978; Moore *et al.*, 1991). Además, se utilizó la palinoteca de referencia del Laboratorio de Palinología y del Grupo de Palinología y Bioantropología (Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina). La nomenclatura de los tipos polínicos se estableció de acuerdo a Joosten & De Klerk (2002) y De Klerk & Joosten (2007). La suma polínica incluyó a todos los tipos polínicos y esporas, hasta alcanzar una suma de al menos 200 entre granos y esporas.

El recuento polínico se expresó en porcentaje y concentración (n° de granos/g de muestra). Los resultados de porcentajes se presentaron en un diagrama polínico porcentual (Fig. 5) y los de concentraciones en una tabla (Tabla 1).

RESULTADOS

Observación al MEB

Una de las características epidérmicas de tallos y hojas registradas con el MEB en las especies estudiadas fue la pubescencia en la superficie de la cara abaxial de hojas y tallos de *E. rubrum* y en toda la superficie de hojas y tallos de *S. filaginoides* y *N. obtusifolium* (Fig. 1 A-C, 2 A-C y 3 A-C).

Se observaron granos de polen de la planta madre y otros granos provenientes de árboles, arbustos y hierbas del área de estudio sobre la superficie de

hojas y tallos de *S. filaginoides*, *N. obtusifolium* (Fig. 2 A-C y 3 A-C) y de *M. spinosum*. En este último caso la epidermis de los tallos no presenta pubescencia (Fig. 4 A-C)

Espectros polínicos de muestras de superficie de tallos y hojas

El diagrama polínico porcentual mostró como tipos polínicos dominantes, en todas las muestras de las diferentes especies analizadas, a los tipos procedentes de la planta madre. Es decir, las muestras de plantas de *Empetrum rubrum*, presentaron como dominante al tipo polínico *E. rubrum*, luego a *Nothofagus*, *Senecio*, *Mulinum* y *Rumex*.

Las muestras de las plantas de *Senecio filaginoides* presentaron como tipos polínicos dominantes a *S. filaginoides*, *Mulinum spinosum* y *Rumex*.

Las muestras de plantas de *Nardophyllum obtusifolium* presentaron como tipos polínicos dominantes a *Mulinum* y *Rumex*.

Por último las muestras de plantas de *Mulinum spinosum* presentaron como dominante al tipo polínico *M. spinosum* (Fig. 5).

Mulinum spinosum (zoófilo) fue el único tipo polínico presente en un porcentaje mayor al 5% en la superficie de todas las plantas analizadas. En la superficie de tallos de *M. spinosum* se observó, mayor abundancia de polen de esta misma especie que en la superficie de hojas y tallos de *S. filaginoides*, de *E. rubrum* y de *N. obtusifolium*.

Por otra parte, granos de *Rumex* (anemófilo) se recuperaron en alto porcentaje sobre la superficie de *E. rubrum* y *N. obtusifolium* como se mencionó previamente (Fig. 5).

En la Tabla 1 se observan los mayores valores de concentración polínica en las muestras de la planta madre. Es decir, en la superficie de tallos y hojas de *Empetrum rubrum* se registraron los valores más altos de concentración polínica de *E. rubrum*. En la superficie de tallos y hojas de *Senecio filaginoides* se registró el valor más alto de concentración polínica de *S. filaginoides*, lo mismo se observó para *M. spinosum*. Sin embargo, en *Nardophyllum obtusifolium* no se observó la mayor concentración de este tipo polínico en las muestras.

Por otro lado, se observaron valores bajos de concentración de otros tipos polínicos diferentes a los de la planta madre. Entre los anemófilos *Podocarpus* y Poaceae, y entre los

Tabla 1. Concentraciones de los tipos polínicos, ordenados según tipos biológicos, identificados en las muestras de superficie de plantas de *Empetrum rubrum*, *Senecio filaginoides*, *Nardophyllum obtusifolium* y *Mulinum spinosum*. En negrita la concentración de los tipos polínicos de la planta madre.

	<i>Empetrum rubrum</i>					<i>Senecio filaginoides</i>					<i>Nardophyllum obtusifolium</i>					<i>Mulinum spinosum</i>				
	78	74	82	80	98	84	68	85	67	63	70	72	53	60	54	58				
Muestras	288	100	76	43	0	13	74	102	0	374	155	191	24	40	0	214				
Árboles	11	18	97	0	20	0	11	34	35	56	26	41	12	0	0	19				
<i>Nothofagus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	224	0	55	48	0	0	0				
<i>Podocarpus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Hemiparásita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Misodendrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Arbustos	1461	236	1288	17831	0	0	85	34	0	0	142	68	12	0	0	136				
<i>Empetrum rubrum</i>	0	0	433	170	0	0	0	0	0	0	14	0	0	79	0	0				
<i>Gaultheria</i>	0	18	0	43	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Senecio</i>	133	89	476	0	5943	4017	9985	2283	0	299	52	41	72	79	313	117				
<i>Senecio filaginoides</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Baccharis</i>	0	0	11	0	0	0	0	0	0	2896	142	205	12	0	0	0				
<i>Nardophyllum obtusifolium</i>	66	65	0	0	0	13	117	0	0	0	0	27	12	0	0	0				
<i>Nassauvia</i>	0	6	11	0	0	0	0	0	17	0	39	0	0	0	0	19				
<i>Perezia</i>	144	207	43	0	341	225	1868	981	17	822	155	682	2599	5853	129904	22526				
<i>Mulinum spinosum</i>	0	6	54	0	0	0	0	17	0	112	26	0	48	0	0	58				
<i>Azorella</i>	0	30	0	0	0	13	42	0	0	168	26	0	12	60	0	97				
<i>Acaena magellanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Hierbas	0	77	33	0	0	0	21	0	0	168	26	246	60	40	104	97				
Poaceae	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Campanulaceae	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
Caryophyllaceae	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	26	14	24	60	0	194				
<i>Cerastium</i>	332	1731	97	43	1004	388	891	17	105	1215	763	1324	241	318	938	1399				
<i>Rumex</i>	0	0	0	128	0	0	21	0	0	0	0	27	0	0	0	0				
Indeterminados	2435	2611	2619	18257	7317	4718	13115	3484	174	6335	1578	2935	3177	6528	131258	24877				
Concentración total																				

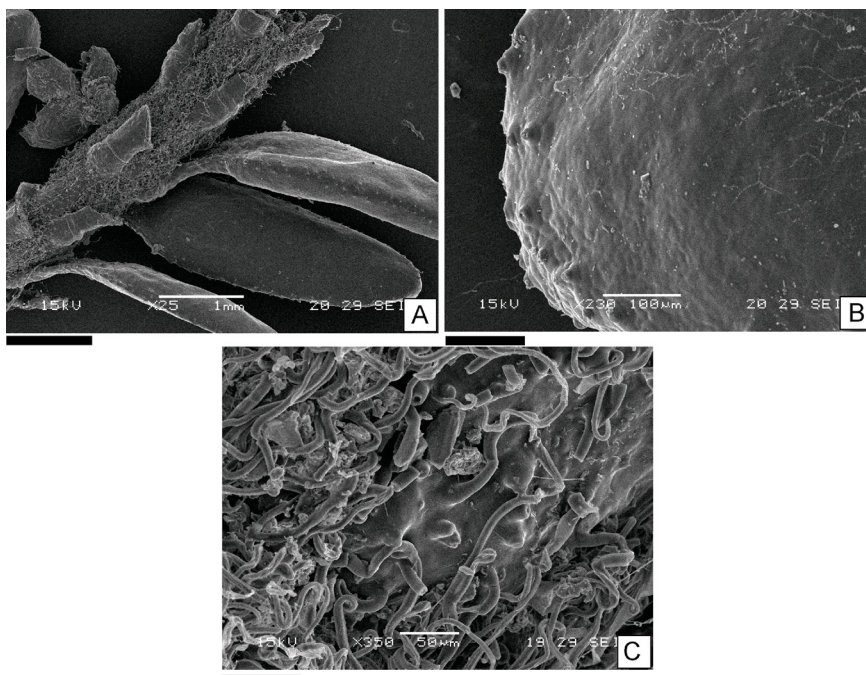


Fig. 1. Fotografías obtenidas a partir del microscopio electrónico de barrido (MEB). **A:** tallos y hojas de *Empetrum rubrum*; **B:** epidermis de hoja de *E. rubrum*; **C:** pelos epidérmicos del tallo de *E. rubrum*. Escalas= A: 1 mm; B: 100 µm; C: 50 µm.

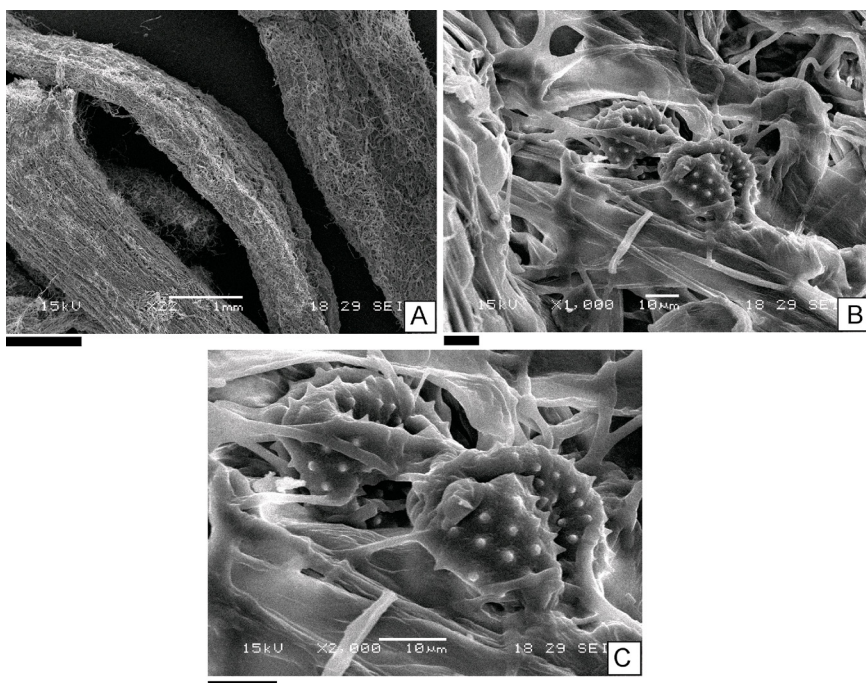


Fig. 2. Fotografías obtenidas a partir del microscopio electrónico de barrido (MEB). **A:** tallo y hojas de *Senecio filaginoides*; **B:** epidermis de hoja de *S. filaginoides*; **C:** granos de polen *S. filaginoides*. Escalas= A: 1 mm; B: 10 µm; C: 10 µm.

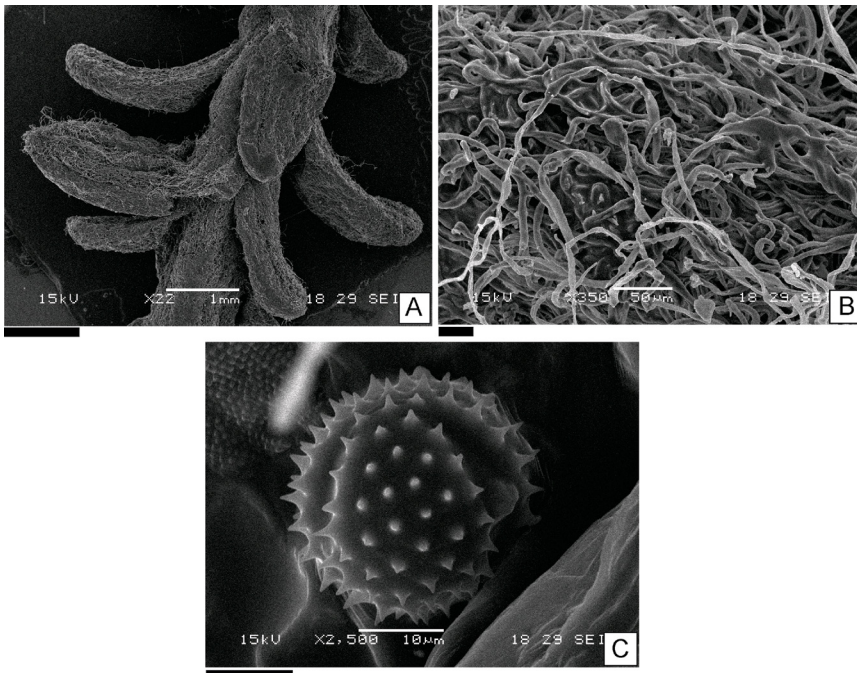


Fig. 3. Fotografías obtenidas a partir del microscopio electrónico de barrido (MEB). **A:** tallo y hojas de *Nardophyllum obtusifolium*; **B:** epidermis de hoja de *N. obtusifolium*; **C:** grano de polen de *N. obtusifolium*. Escalas= A: 1 mm; B: 50 µm; C: 10 µm.

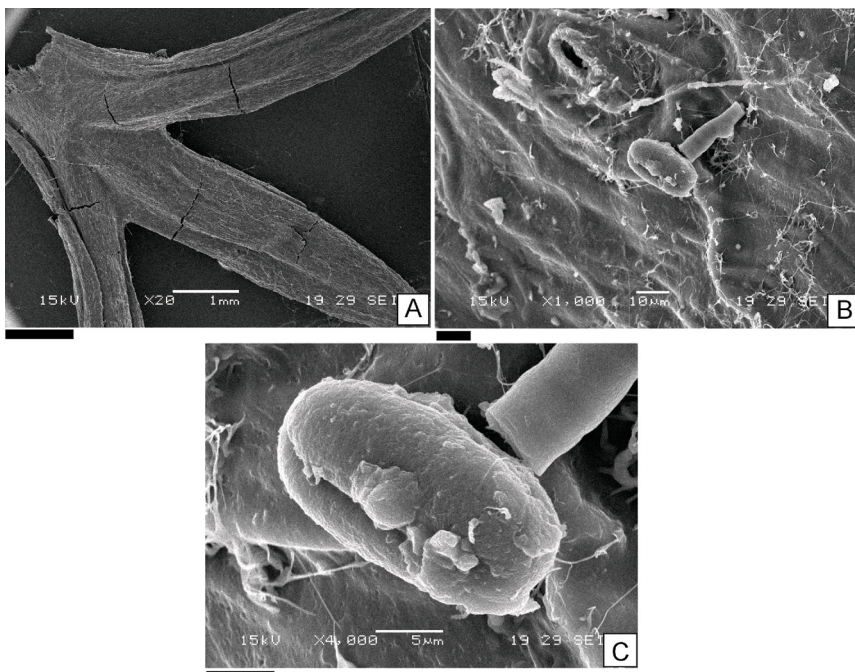


Fig. 4. Fotografías obtenidas a partir del microscopio electrónico de barrido (MEB). **A:** tallo de *Mulinum spinosum*; **B:** epidermis de tallo de *M. spinosum*; **C:** grano de polen de *M. spinosum*. Escalas= A: 1 mm; B: 10 µm; C: 5 µm.

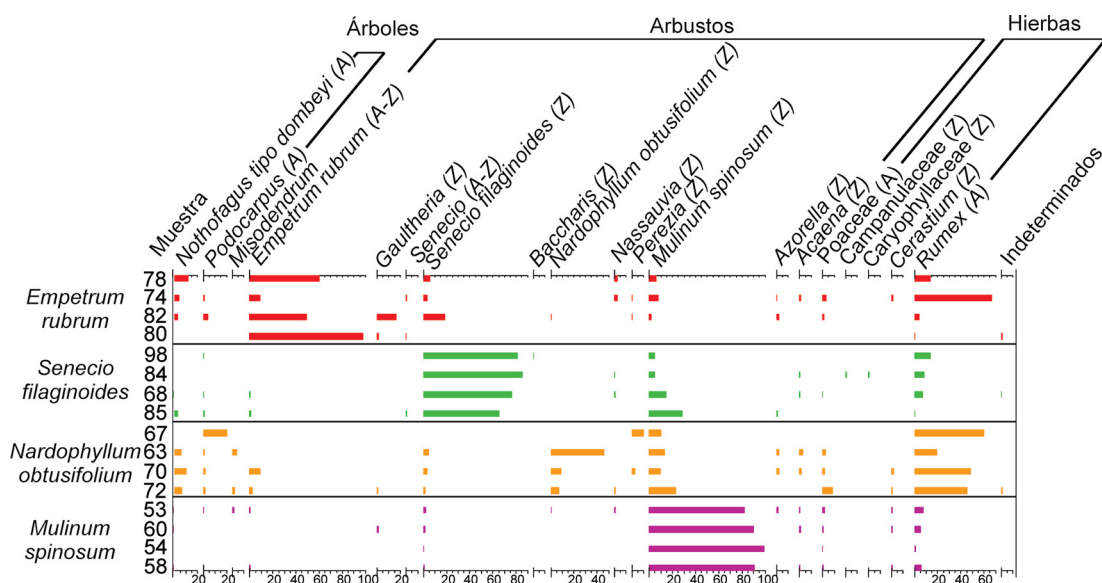


Fig. 5. Diagrama polínico porcentual de la superficie de tallos y hojas de las especies que forman parte de la dieta de *Lama guanicoe* en los alrededores del Cerro Casa de Piedra. (A) tipos polínicos anemófilos, (Z) zoófilos.

zoófilos *Gaultheria*, *Nassauvia*, *Baccharis*, *Perezia*, *Azorella*, *Acaena*, *Caryophyllaceae* y *Cerastium*. Las plantas de *N. obtusifolium* y *E. rubrum* presentaron mayor abundancia de polen de *Nothofagus* que las plantas de *Senecio filaginoides* y *Mulinum spinosum* (Fig. 5; Tabla 1).

DISCUSIÓN

La presencia de granos de polen de árboles, arbustos y hierbas, sobre la superficie de plantas de *S. filaginoides* y *N. obtusifolium* se relaciona con la pubescencia de la epidermis de las hojas y tallos de estas especies. Por el contrario, las plantas de *Mulinum spinosum* no presentan pubescencia en la superficie de sus tallos, sin embargo esta especie fue la que mayor concentración polínica presentó superando al resto de las especies.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por O'Rourke (1991) que menciona que diferentes especies del desierto "atrapan" polen del aire de acuerdo con las características epidérmicas de cada una de las especies, en este caso los pelos epidérmicos actuarían como trampa de granos de polen y esporas.

Con respecto a la relación polen - planta madre, la gran abundancia del tipo polínico *M. spinosum* sobre la superficie de la planta madre, a diferencia de lo que ocurrió en *N. obtusifolium* y *S. filaginoides*, se debería a que su pico de floración es en verano (Arroyo Kalin *et al.*, 1981; Damascos *et al.*, 2008), coincidente con el momento de recolección de las plantas para el estudio. *M. spinosum* es un subarbolito glauco, depresado-globoso, muy ramificado. Las hojas son alternas, no presentan pubescencia, son vaginantes en la base, y terminadas en 3 o 5 segmentos punzantes. Presentan flores unisexuales amarillas que sobresalen por encima del follaje (Dimitri, 1974). Tiene polinización entomófila (Forcone & Muñoz, 2009). Además, *M. spinosum* crece acompañado por *S. filaginoides* (Roig, 1998) y, por lo tanto, el polen de *M. spinosum* puede también quedar atrapado en los pelos de la superficie de hojas y tallos de *S. filaginoides*.

La alta concentración del tipo polínico *Senecio* sobre la superficie de *S. filaginoides* se debería a que esta especie florece en verano y además tiene una alta producción polínica. Además, las equinas presentes en la exina de los granos de polen le permiten adherirse con mayor facilidad a la superficie de las plantas. *S. filaginoides* es un arbusto hemisférico,

ramoso, densamente tomentoso, con tallos hojosos hasta el ápice. Presenta hojas alternas, sésiles, con láminas lineares densamente tomentosas en ambas caras (Freire, 2014). De acuerdo a las características epidérmicas, esta especie actuaría como trampa de los granos de polen lo que explicaría la alta concentración polínica de *Senecio* sobre la planta madre.

Por otro lado, la baja cantidad de polen de *N. obtusifolium* en todas las muestras analizadas podría deberse a que esta especie florece de noviembre a enero, no coincidente con la fecha de recolección de las plantas. Probablemente el polen depositado sobre las hojas de la planta madre y de las otras especies haya sido removido por las corrientes de aire o precipitaciones. *N. obtusifolium* es un arbusto densamente ramoso y con abundantes hojas, las ramas viejas sin pilosidad y las jóvenes muy tomentosas. Las hojas son pequeñas y lineales. La inflorescencia es un capítulo y se encuentra en el ápice de las ramas (Dimitri, 1974).

Por último, la alta concentración polínica de *Empetrum rubrum* sobre la superficie de las hojas y tallos de la planta madre estaría relacionada con las características epidérmicas de las plantas y la morfología de los arbustos. *E. rubrum* es un arbusto muy achaparrado y extendido horizontalmente con las ramas pegadas al suelo, que forma matas y posee ramitas con tomento blanquecino denso. Las hojas alternas o casi verticiladas, encontrándose muy amontonadas, cubren las ramitas que son gruesas y coriáceas. Las flores son pequeñas solitarias subsésiles y presentan estambres muy exertos (Dimitri, 1974). De acuerdo a su morfología esta especie podría actuar de trampa polínica, como se comportan los musgos.

La mayor cantidad de granos de *Nothofagus* sp. registrada sobre la superficie de las plantas de *N. obtusifolium* y *E. rubrum* que en las otras especies estudiadas, podría relacionarse con la presencia de árboles adultos y renovales dispersos de *Nothofagus pumilio* en el área de muestreo. De esta manera, el polen anemófilo de *Nothofagus*, con alta capacidad de dispersión, se depositaría sobre la superficie de las especies analizadas.

Por otro lado, el tipo polínico *Podocarpus*, podría corresponder a *P. nubigena* Lindl que tiene una distribución en la Cordillera de los Andes desde los 40°S hacia el sur (Donoso Zegers, 2006). La presencia de este tipo polínico en la superficie de las

plantas analizadas podría deberse a que su dispersión es anemófila y llegaría hasta el área gracias a los vientos del oeste.

Por otro lado, en todas las muestras se encontró el tipo polínico *Rumex* que podría corresponder a *Rumex acetosella* de la Familia Polygonaceae que crece en el área y florece en verano.

Los valores bajos de polen de Poaceae sobre la superficie de todas las especies analizadas podría deberse a que plantas de esta familia no se encontraban en su período de polinización. El alto porcentaje y concentración de polen de *Rumex* en las muestras de *E. rubrum* y *Nardophyllum obtusifolium* probablemente esté asociado a la estación de polinización, ya que florece en verano.

Como síntesis se puede afirmar que los espectros polínicos de la superficie de algunas plantas, que son parte de la dieta de las poblaciones de guanaco del PNPM, mostraron que los tipos polínicos dominantes proceden de la planta madre, salvo en las muestras de *N. obtusifolium*, donde *M. spinosum* dominó el espectro polínico. Además, en todas las muestras fue importante la abundancia de otros tipos polínicos tanto con dispersión anemófila o zoófila.

Estos resultados muestran la magnitud del aporte de granos de polen, a partir del consumo de órganos vegetativos de diferentes ítems alimentarios, a las heces de los guanacos y de esta manera brindan información para la interpretación del espectro polínico de heces y coprolitos de guanaco para estudios de dieta y paleodieta que se están llevando a cabo en Patagonia (Velázquez, 2016; Velázquez *et al.*, 2017). Asimismo este análisis permite conocer la composición del espectro polínico que los guanacos pudieron haber ingerido accidentalmente por estar depositado sobre la superficie de los ítems alimentarios. Una de las hipótesis que surge es que si los guanacos se alimentan de plantas de *Empetrum rubrum*, *Senecio filaginoides* y *Mulinum spinosum*, cuyo polen puede quedar atrapado entre los pelos epidérmicos de las hojas y tallos, probablemente una alta concentración polínica de estas especies en las heces estaría sugiriendo que estas especies formaron parte de la dieta del guanaco. Distinto es el caso de *N. obtusifolium*, que presentó un mayor porcentaje y concentración de *Mulinum* en sus hojas y tallos que de granos procedentes de la planta madre. Sería necesario el análisis de un mayor número de muestras de cada una de las especies analizadas, recolectadas en

diferentes estaciones del año, para evaluar el efecto de la producción y la estación de polinización sobre la abundancia de granos de polen que quedan atrapados en la superficie de las hojas y tallos. Además sería necesario evaluar cuánto tiempo permanecen en la superficie de las plantas hasta que el viento, turbulencias o las precipitaciones los remuevan.

CONCLUSIONES

El análisis de la contaminación polínica de algunos ítems alimenticios de los guanacos del PNPM permitió identificar sesgos en las asociaciones polínicas que podrían enmascarar la determinación de los ítems consumidos intencionalmente y no de forma accidental.

Los espectros polínicos de la superficie de plantas que son parte de la dieta de guanacos del PNPM mostraron que los tipos polínicos dominantes en todas las muestras proceden de la planta madre, salvo el caso de *Nardophyllum obtusifolium*.

Asimismo, la recuperación de polen anemófilo y zoófilo de especies diferentes a la planta madre, aunque en baja concentración, sobre la superficie de hojas y tallos pubescentes de especies que forman parte de la dieta del guanaco permitió conocer los tipos polínicos que podrían haber sido ingeridos accidentalmente. Estos resultados mostraron la abundancia y diversidad de polen proveniente de la lluvia polínica sobre el alimento. Estos espectros polínicos están relacionados a la estación de polinización y a la cercanía de las plantas. La contaminación del alimento con polen anemófilo arbóreo podría deberse a la alta capacidad de dispersión del polen como también a la arquitectura de las especies que actúan como trampas de polen. Por otro lado, la alta concentración de polen (tanto zoófilo como anemófilo) sobre la superficie de la planta madre está relacionada a sus características epidérmicas, como la presencia de pelos que actúan como trampas polínicas.

Resta ampliar el número de muestras para poder evaluar los efectos de a) la producción polínica y b) el tiempo de permanencia de los granos en la superficie de las plantas, sobre la abundancia de granos que quedan atrapados en la superficie de los órganos vegetativos de las diferentes especies que son fuentes alimenticias de los guanacos.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

NJV y LSB realizaron la recolección de las muestras, análisis de los resultados y desarrollo del manuscrito. NJV realizó el procesamiento y la identificación al microscopio óptico.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Proyecto (EXA-UNMDP EXA 855/18); Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT), Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT), Proyecto (PICT No. 2015 2541, L. Caruso Fermé; PICT No. 2017 3239, N.J. Velázquez; PICT No. 2017 0455, L.S. Burry). A Belén Martel quien colaboró con el procesamiento de las muestras, identificación y recuento polínico durante una pasantía de investigación en el Laboratorio de Palinología y Bioantropología, bajo la dirección de Lidia Susana Burry y la tutoría de Nadia Jimena Velázquez. A los revisores anónimos que con sus sugerencias permitieron mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ALCOVER, J. A. R., E. YIL. PEREZ-OBOL & P. BOVER. 1999. The diet of *Myotragus balearicus* Bate 1909 (Artiodactyla: Caprinae), an extinct bovid from the Balearic Islands: evidence from coprolites. *Biol. J. Linn. Soc. Lond.* 1: 57-74. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1999.tb01917.x>
- ARROYO KALIN, M. T., J. ARMESTO & C. VILLAGRAN. 1981. Plant phenological patterns in the High Andean Cordillera of Central Chile. *J. Ecol.* 69: 205-223.
- BANK, M. S., R.J. SARNO, N. K. CAMPBELL & W. L. FRANKLIN. 2002. Predation of guanacos (*Lama guanicoe*) by southernmost mountain lions (*Puma concolor*) during a historically severe winter in Torres del Paine National Park, Chile. *J. Zool.* 258: 215-222. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001334>
- BRYANT Jr., V. M. & R. G., HOLLOWAY. 1983. The role of palynology in archaeology. In: CHAVES, S.A.M. & K.J. REINHARD, 2006. Critical analysis of coprolite evidence of medicinal plant use, Piauí, Brazil. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 237: 110-118. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-003106-1.50010-9>

N. J. Velázquez y L. S. Burry - Análisis palinológico de *Lama guanicoe* en Patagonia

- BURGI, M. V. 2007. Radio de acción del guanaco (*Lama guanicoe*) en el NE de Chubut. *Mastozool. neotrop.* 14 (2): 285-291.
- CARRIÓN, J. S., G. GIL, E. RODRÍGUEZ, N. FUENTES, M. GARCÍA-ANTÓN & A. ARRIBAS. 2005. Palynology of badger coprolites from central Spain. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 226: 259-271. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2005.05.016>
- CARRIÓN, J. S., J. A., RIQUELME, C. NAVARRO & M. MUNUERA. 2001. Pollen in hyaena coprolites reflects late glacial landscape in southern Spain. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 176: 193-205. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(01\)00338-8](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(01)00338-8)
- CARRIÓN, J. S., R. YII, J. A. RIQUELME & P. GONZÁLEZ. 2004. Perspectivas del análisis polínico de coprolitos y otros depósitos biogénicos útiles en la inferencia paleoambiental. Miscelánea en Homenaje a Emiliano Aguirre: Paleontología. *Museo Arqueológico Regional, Madrid*, pp. 128-139.
- CHAVES, S. A. M. & K. J. REINHARD (eds.). 2006. Critical analysis of coprolite evidence of medicinal plant use, Piauí, Brazil. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 237: 110-118. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2005.11.031>
- CHAVES, S. A. M. 2000. Estudio palinológico de Coprólitos pré-históricos Holocenos coletados na toca do Boqueirão do sitio da Pedra Furada- contribuições paleoetnológicas, paleoclimáticas e paleoambientais para a região sudeste do Piauí-Brasil. *Revista do Museu de Arqueologia e Etnologia*, Universidade de São Paulo 10: 103-120.
- CORREA, M. V. (dir.). 1971-1999. *Flora Patagónica. Colecc. Ci. INTA*, Buenos Aires.
- DAMASCOS, M. A., D. BARTHELEMY, C. EZCURRA, P. MARTÍNEZ & C. BRION. 2008. Plant phenology, shoot growth, and branching pattern in *Mulinum spinosum* (Apiaceae), a cushion shrub of the arid Patagonian steppe of Argentina. *J. Arid Environ.* 72: 1977-1988. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.07.001>
- D'ANTONI, H. L. 1979. *Arqueoecología: El hombre en los ecosistemas del pasado a través de la Palinología*. Colección Científica de Arqueoecología. México. 134 pp.
- D'ANTONI, H. 2008. *Arqueoecología: Sistemática y Caótica*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Madrid.
- DE KLERK, P. & H. JOOSTEN. 2007. The difference between pollen types and plant taxa: a plea for clarity and scientific freedom. *Eiszeitalter und Gegenwart / Quaternary Science Journal.* 56: 162-171. <http://dx.doi.org/10.23689/figeo-1295>
- DIMITRI, J. M. 1974. Pequeña flora ilustrada de los Parques Nacionales andino-patagónicos, *Anales de Parques Nacionales* 13: 1-122.
- DIMITRI, M. 1987. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Edit. Acme, Buenos Aires.
- DONOSO ZEGERS, C. 2006. *Las Especies arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina*. Autoecología. Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile.
- FAEGRI, K. & J. IVERSEN. 1989. *Textbook of Pollen Analysis* 4th Edition, En: FAEGRI, K., KALAND, P.E., & K., KRZYWINSKI (eds.). John Wiley and Sons, Chichester, 328 pp.
- FERNÁNDEZ-JALVO, Y., L. SCOTT, J. S. CARRIÓN, G., GIL-ROMERA, J. BRINK, F. NEUMANN & L. ROSSOUW. 2010. Pollen taphonomy of hyaena coprolites: an experimental approach. First Meeting on Hyaena Dens in archaeological sites of the Iberian Peninsula. *Museo Arqueológico Regional, Alcalá de Henares*, pp. 149-156. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(01\)00338-8](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(01)00338-8)
- FORCONE, A. & M. MUÑOZ. 2009. Floración de las especies de interés apícola en el noroeste de Santa Cruz, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 44: 3-4.
- FRANKLIN, W. L. 1982. Biology, ecology, and relationship to man of the South American camelids. En: MARES, H. & M.G. GENOWAYS (eds.), *Mammalian Biology in South America*. University of Pittsburgh. Special Publication Series, 6: 457-488.
- FRANKLIN, W. L. 1983. Contrasting socioecologies of South America's wild camelids: The vicuña and guanaco. En: EISEMBERG, S. F. & D. G. KLEIMAN, (eds.), *Advances in the Study of Mammalian Behaviour, Special Publication*, 7, pp. 573-629.
- FREIRE, S. E. 2014. Flora Vascular de la República Argentina 7(3): Dicotyledoneae-Asteraceae (Senecioneae a Vernoniaeae). ZULOAGA, F. O., BELGRANO M. J. & A.M. ANTON (eds.) Instituto de Botánica Darwinion. <http://www.jstor.org/stable/j.ctt16xwb7t>.
- HEUSSER, C. J. 1971. *Pollen and Spores from Chile. Modern Types of Pteridophyta, Gymnospermae and Angiospermae*. University of Arizona Press, Tucson. 167 pp.
- HORROCKS, M., G. J. IRWIN, M. S. MCGLONE, S. L. NICHOL & L. J. WILLIAMS. 2003. Pollen, Phytoliths and diatoms in Prehistoric Coprolites from Kohika, Bay of Plenty, New Zealand. *J. Archaeol. Sci.* 30: 13-20. <https://doi.org/10.1006/jasc.2001.0714>
- HORROCKS, M., J. SALTER, J. BRAGGINS, S. NICHOL, R. MOORHOUSE & G., ELLIOTT. 2008. Plant microfossil analysis of coprolites of the critically endangered kakapo (*Strigops habroptilus*) parrot from New Zealand. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 149: 229-245. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2007.12.009>

- JOOSTEN, H. & P. DE KLERK. 2002. What's in a name? Some thoughts on pollen classification, identification, and nomenclature in Quaternary palynology. *Rev. Palaeob. Palyn.* 122: 29-45. [https://doi.org/10.1016/S0034-6667\(02\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0034-6667(02)00090-8)
- LAUENROTH, W. K. 1998. Guanacos, spiny shrubs, and the evolutionary history of grazing in the Patagonian steppe. *Ecologia Austral* 8 (2): 211-215.
- MARKGRAF, V. & H. L. D'ANTONI. 1978. *Pollen Flora of Argentina. Modern Spore and Pollen Types of Pteridophyta, Gymnospermae and Angiospermae.* The University of Arizona Press, Tucson, 208 pp.
- MOE, D. 1983. Palynology of sheep's faeces: relationship between pollen content, diet and local pollen rain. *Grana* 22 (2): 105-113. <https://doi.org/10.1080/00173138309431970>
- MOORE, P. D., J. A. WEBB & M. E. COLLINSON. 1991. *Pollen Analysis*, second ed. Blackwell, London.
- MUÑOZ, A. 2008. Guanaco (*Lama guanicoe*) browsing on lenga (*Nothofagus pumilio*) regeneration in Tierra del Fuego. Tesis para optar el título de Magíster en Ciencias Biológicas, con mención en Ecología y Biología Evolutiva. Universidad de Chile. 37pp.
- O' ROURKE, M. K. 1991. Pollen in packrat middens. *Grana* 30 (2): 337-341. <https://doi.org/10.1080/00173139109431988>
- PARDIÑAS, U. F. J. 1998. Roedores holocénicos del sitio Casa de Piedra 5 (Santa Cruz, Argentina): tafonomía y paleoambientes. *Palimpsesto. Revista de Arqueología* 5: 66-90.
- PUIG, S., F. VIDELA, S. MONGE & V. ROIG. 1996. Seasonal variations in guanaco diet (*Lama guanicoe* Müller 1776) and food availability in Northern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.* 34: 215-224. <https://doi.org/10.1006/jare.1996.0103>
- RAEDEKE, K. J. 1978. *El guanaco de Magallanes, Chile, su distribución y biología* Corporación Nacional Forestal, Publicación Técnica N° 4, Departamento de Conservación del Medio Ambiente, Santiago, Chile. 182 pp.
- RAEDEKE, K. J. 1980. Food habits of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Tierra del Fuego, Chile. *Turrialba* 30: 177-181.
- REINHARD, K. J. & V. M. J. BRYANT. 1992. Coprolite analysis: a biological perspective on archaeology, In: SHIFFER, M. (eds.), *Advances in Archaeological Method and Theory* 4. University of Arizona Press. Tucson, pp. 245-288.
- ROIG, F. A. 1998. La vegetación de la Patagonia. En: Correa M (compaginador), *Flora Patagónica. Colección Científica INTA*. Tomo VIII (1): 48-174.
- TAUBER, H. 1967. Investigations of the mode of pollen transfer in forested areas. *Rev. Palaeob. Palyn.* 3: 277-286.
- VELÁZQUEZ, N. J. & L. S. BURRY. 2012. Palynological analysis of *Lama guanicoe* modern feces and its importance for the study of coprolites from Patagonia, Argentina. *Rev. Palaeob. Palyn.* 184: 14-23. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2012.07.012>
- VELÁZQUEZ, N. J., L. S. BURRY, M. V. MANCINI, & M. H. FUGASSA. 2010. Coprolitos de camélidos del Holoceno como indicadores paleoambientales. *Magallania* 38: 213-229. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-22442010000200013>
- WHEELER, J. C. 1991. Origen, evolución y status actual. En: FERNÁNDEZ-BACA, S., (ed.), *Avances y perspectivas del conocimiento de los camélidos sudamericanos*: 11-48. Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe, Santiago, Chile.
- WOOD, J. R., J. M. WILMSHURST, S. J. WAGSTAFF, T. H. WORTHY, N. J. RAWLENCE & A. COOPER. 2012. High-Resolution Coproecology: Using Coprolites to Reconstruct the Habits and Habitats of New Zealand's Extinct Upland Moa (Megalapteryx didinus). *PLoS ONE* 7: 1-13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040025>



EVIDENCIAS DE ESTRUCTURA POBLACIONAL Y ESTRUCTURA GENÉTICA ESPACIAL A ESCALA FINA EN POBLACIONES ARGENTINAS DE *ACACIA FURCATISPINA* (FABACEAE)

EVIDENCES OF POPULATION STRUCTURE AND SPATIAL GENETIC STRUCTURE AT FINE SCALE IN ARGENTINEAN POPULATIONS OF *ACACIA FURCATISPINA* (FABACEAE)

Elias N. Cerdeira¹, Beatriz O. Saidman¹ y Carolina L. Pometti^{1*}

1. Laboratorio de Genética, Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Instituto IEGEBA (CONICET-UBA), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes s/n, Pabellón 2, Ciudad Universitaria (1428), Buenos Aires, Argentina

*cpometti@ege.fcen.uba.ar;
caritoege@gmail.com

Citar este artículo

CERDEIRA, E. N., B. O. SAIDMAN & C. L. POMETTI. 2019. Evidencias de estructura poblacional y estructura genética espacial a escala fina en poblaciones argentinas de *Acacia furcatispina* (Fabaceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 79-91.

DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23587>

Recibido: 7 Septiembre 2018
Aceptado: 21 Diciembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Viviana Solís Neffa 

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

SUMMARY

Background and aims: *Acacia furcatispina* belongs to the subgenus *Aculeiferum*.

Currently, there are no studies in population genetics in this species. The aim of this work was to investigate the genetic diversity, population structure and spatial genetic structure at fine scale (SGS) in Argentinean sample sites by means of molecular markers.

Materials and Methods: Two sample sites of *A. furcatispina* were studied with the AFLP technique. Three primer combinations were selected for this study.

Results: The three primer combinations revealed a total of 121 AFLP bands. The percentage of polymorphic loci showed a mean value of 86.8 % and the mean heterozygosity was 0.33. The Bayesian analysis performed with software STRUCTURE detected three clusters ($K=3$), corresponding one to Pasaje Pozo Zuni (PP) sample site and two for Cerro de la Gloria (CG) sample site, showing a subdivision of this last one (CG1 and CG2). The AMOVA showed that the great component of variability was represented within populations. The SGS detected significant structuration at short and middle distances in PP.

Conclusions: Based on the results of the present work, we recommend to sample trees far apart 10 m to minimize the kinship between individuals. These results present the first study in genetic diversity, population structure and spatial genetic structure at fine scale in *A. furcatispina* and all the analyses made here result of interest for management and conservation of this species.

KEY WORDS

Acacia, AFLP, CDA, genetic structure, SGS, STRUCTURE.

RESUMEN

Introducción y objetivos: *Acacia furcatispina*, pertenece al subgénero *Aculeiferum*.

Actualmente no hay estudios sobre la diversidad y estructura genética de esta especie. El objetivo de este trabajo fue estudiar la diversidad genética, estructura poblacional, y la estructura genética espacial a escala fina (SGS) en localidades argentinas de esta especie.

Materiales y Métodos: Se estudiaron dos localidades de la especie *A. furcatispina* mediante la técnica de AFLP. Se seleccionaron 3 combinaciones de cebadores.

Resultados: Con las combinaciones de cebadores seleccionadas, se revelaron un total de 121 bandas. El porcentaje de loci polimórficos presentó un valor medio de 86,8 % y la heterocigosis 0,33. El análisis bayesiano STRUCTURE mostró que los individuos analizados pertenecen a tres grupos genéticos ($K=3$), uno correspondiente a la localidad Pasaje Pozo Zuni (PP) y dos, a Cerro de la Gloria (CG), subdividida en dos poblaciones (CG1 y CG2). El AMOVA indicó que la mayor parte de la variabilidad se encuentra contenida dentro de las poblaciones. El análisis SGS detectó estructuración local significativa a cortas y medianas distancias en la población PP.

Conclusiones: Basado en los resultados del presente trabajo, se recomienda muestrear árboles a más de 10 metros de distancia para minimizar el parentesco entre individuos. Estos resultados proveen el primer estudio acerca de la diversidad, estructura genética y estructura a escala espacial fina de *Acacia furcatispina* y todos los análisis realizados resultan de interés para el manejo y conservación de esta especie.

PALABRAS CLAVE

Acacia, AFLP, CDA, diversidad genética, SGS, STRUCTURE.

INTRODUCCIÓN

El género *Acacia* pertenece a la familia Fabaceae, subfamilia Mimosoideae. Fue establecido por Miller en 1754, basándose en el nombre propuesto por Tournefort en 1694. Es un género de distribución pantropical, que habita regiones tropicales y subtropicales de América, Asia, África y Australia, siendo Australia el continente donde alcanza su mayor diversidad (Cialdella, 1984).

Actualmente, la delimitación del género *Acacia* es controversial dado que algunos autores lo consideran como varios géneros agrupados (Orchard & Maslin, 2005; Smith *et al.*, 2006; van Rijckevorse, 2006; Moore *et al.*, 2011). A pesar de esto, en este trabajo consideraremos el género *Acacia s.l.*

Se estima que aproximadamente 1450 especies integran el género en la actualidad. Para Argentina se han citado 19 especies, incluidas en dos subgéneros (Rico-Arce, 2007).

Acacia furcatispina Burkart (*A. gilliesi* Steud.), en particular, es una especie perteneciente al subgénero *Aculeiferum*. Se distribuye en Sudamérica: Argentina, Bolivia y Paraguay, donde es conocida vulgarmente como “garabato blanco”, “garabato macho”, “mochuelo”, “teatin”, “brea” o “tinticaco”, entre otros (Rico-Arce, 2007). Las especies de *Acacia*, en general, tienen la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, proveen madera para combustibles, extractos medicinales, taninos, gomas, madera de obra, fibras, sombra y alimento para animales silvestres y domésticos (Pometti *et al.*, 2012). Algunos trabajos recomiendan, entre otras especies del género, a *A. furcatispina* para la forestación; además, su madera presenta características consideradas deseables para el aprovechamiento forestal (Bravo *et al.*, 2006). Su regeneración natural es por semilla y su agente de dispersión más importante es el ganado doméstico. La germinación de las semillas se acelera debido al proceso de escarificación que reciben al pasar por el intestino del ganado (bovino, ovino y equino) (Abedini *et al.*, 2000).

La distribución geográfica de esta especie dentro de la República Argentina alcanza las provincias del centro y noroeste, citándose Buenos Aires, Catamarca, Córdoba, La Rioja, Mendoza, Salta, San Juan, San Luis, Santiago del Estero y Tucumán (Cialdella, 1984).

Es importante conocer los factores que modifican la variabilidad genética debido a la fragilidad de las especies y ecosistemas, ya que pueden ser afectadas por las alteraciones del medio ambiente. Actualmente la presión sobre los recursos naturales ha llevado a importantes pérdidas de diversidad, especialmente en lo que respecta a especies forestales (Bessega *et al.*, 2017). Para entender cómo ha evolucionado la estructura genética poblacional es necesario saber qué procesos y fuerzas evolutivas han sido importantes durante su desarrollo y mantenimiento. En este sentido, la técnica de AFLP resulta útil para el estudio de la genética de poblaciones debido a sus altos niveles de polimorfismo (Vos *et al.*, 1995) y debido a que estos marcadores están menos afectados por la presión de selección (Nybom, 2004).

Hasta el momento, las especies del subgénero *Aculeiferum* han sido poco estudiadas en Sudamérica desde el punto de vista genético poblacional (Pometti *et al.*, 2013, 2016), por lo que en el presente trabajo se propone estudiar la diversidad, estructura poblacional y estructura genética a escala fina (SGS) de dos localidades argentinas de *A. furcatispina* provenientes de dos ecorregiones diferentes. Para ello se prevé encontrar que: 1) la mayor parte de la diversidad genética estará representada dentro de las poblaciones ya que esto sucede en la mayoría de las especies de *Acacia* estudiadas, por ejemplo *A. albida* Del. (Joly *et al.*, 1992), *A. senegal* (L.) Willd. (Chiveu *et al.*, 2008; Omondi *et al.*, 2010), *A. caven* (Mol.) Mol. (Pometti *et al.*, 2011, 2012), *A. curvifruca* Burkart y *A. farnesiana* (L.) Willd. (Pometti *et al.*, 2015), *A. visco* Lorentz ex Griseb (Pometti *et al.*, 2016), *A. aroma* Gillies ex Hook (Pometti *et al.*, 2018); y 2) dado que la dispersión de *A. furcatispina* es mediante el ganado doméstico, como fue mencionado previamente, y que esta especie comparte los mismos sistemas de dispersión de polen y fruto que otras especies del género, como por ejemplo, *A. aroma* (Pometti *et al.*, 2018), se espera encontrar estructura genética espacial a escala fina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y colecciones

Se analizaron dos localidades de la especie *A. furcatispina*, provenientes de dos ecorregiones

diferentes. Una perteneciente a la provincia de Mendoza, de la localidad Cerro de la Gloria (CG: -32,885; -68,892), ecorregión Monte de llanuras y mesetas (Burkart, *et al.* 1999). Esta ecorregión se caracteriza por presentar un clima templado-árido y escasas precipitaciones, las temperaturas medias anuales son del orden de 10 a 14°C, las amplitudes térmicas son marcadas, los suelos presentan características salinas y pedregosas y, en cuanto a su vegetación, predomina el jarillal (Burkart *et al.*, 1999). La otra población proviene de la provincia de Santiago del Estero, de la localidad Pasaje Pozo Zuni (PP: -27,965933; -63,9242), ecorregión Chaco seco. Esta ecorregión se caracteriza por presentar clima cálido subtropical, con zonas que presentan las máximas temperaturas del continente, la temperatura media anual varía de norte a sur desde 23°C hasta cerca de 18°C, las precipitaciones varían entre 500 y 700 mm anuales, son marcadamente estivales y el tipo de vegetación característica es el bosque xerófilo (Fig. 1A-C) (Burkart *et al.*, 1999). Se muestrearon 20 árboles adultos por localidad y de cada árbol se coleccionaron hojas que se mantuvieron en bolsas herméticas con sílica gel hasta la extracción del ADN. Los ejemplares de referencia fueron depositados en el herbario del Instituto de Botánica Darwinion (SI) (Ejemplares CG 893, Colector C. Bessega y PP 912, Colector M. Ewens).

Extracción de ADN

Se utilizó como material experimental hojas de árboles adultos y se extrajo ADN genómico total utilizando el kit comercial *Quiagen DNeasy Plant* (Quiagen, Valencia, CA), siguiendo su respectivo protocolo.

La técnica de AFLP fue realizada siguiendo el protocolo de Vos *et al.* (1995), con pequeñas modificaciones (Pometti *et al.*, 2016). Se utilizaron tres combinaciones de cebadores selectivos: E-ACA/M-CTT (C1), E-AGG/M-CAG (C3) y E-AAC/M-CAA (C4). Los productos de la amplificación selectiva fueron visualizados en geles de poliacrilamida teñidos con nitrato de plata. El tamaño de las bandas AFLP fue de 90 a 400 pb.

Diversidad genética

Cada banda AFLP fue considerada como un *locus* simple, bialélico, con un alelo amplificable (dominante) y otro nulo (recesivo). Las bandas

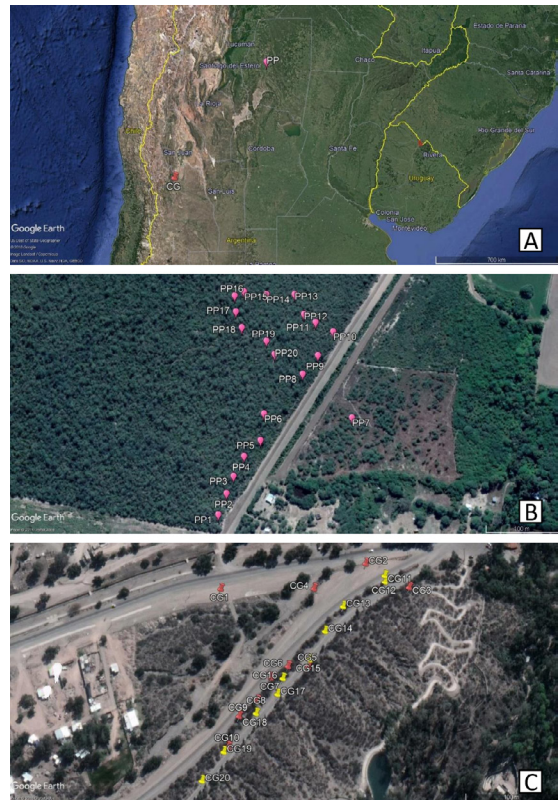


Fig. 1. Localización de las localidades de *Acacia furcatispina* estudiadas. **A:** Localización de ambas localidades en el mapa de la República Argentina. **B:** Disposición espacial de los individuos en la localidad Pasaje Pozo Zuni (PP), provincia de Santiago del Estero. **C:** Disposición espacial de los individuos de la localidad Cerro de la Gloria (CG), provincia de Mendoza. Se indican del 1 al 20 los individuos de cada localidad.

con la misma distancia de migración fueron consideradas homólogas. Se construyó una matriz de presencia (1) o ausencia (0) de bandas AFLP.

El método bayesiano de verosimilitud implementado en el programa BAYESCAN v2.1 (Foll & Gaggiotti, 2008) fue utilizado para identificar la existencia de variantes con divergencia no neutral entre las 2 poblaciones (F_{ST} -outliers). Se utilizó un período de *burn-in* de 10000, un intervalo de *thinning* de 10, el número de iteraciones fue de 25000. El estudio de diversidad genética y estructura poblacional, por consiguiente, se llevó a cabo con los *loci* neutros.

Las frecuencias alélicas fueron estimadas utilizando el método bayesiano con distribución previa no uniforme, según fue descrito por Zhivotovsky (1999), implementado en el programa AFLPSurv (Vekemans, 2002) siguiendo el enfoque de Lynch & Milligan (1994).

El porcentaje de *loci* polimórficos, la heterocigosidad y el estimador F_{ST} no jerárquico (Wright, 1978) también se estimaron con el mismo programa.

La capacidad informativa de las combinaciones de cebadores AFLP se estimó a través de los siguientes parámetros. El contenido de información polimórfica (*PIC*, *polymorphic information content*) fue calculado de acuerdo a lo propuesto por Roldan-Ruiz *et al.* (2000).

$$PIC = 1 - \sum_{i=1}^k P_i^2$$

Donde k es el número total de alelos detectados para un *locus* y P_i es la frecuencia de i -ésimo alelo en el conjunto de genotipos analizado. El valor máximo de PIC para marcadores dominantes es de 0,5.

El índice del marcador (*MI*, *marker index*) determinado mediante la metodología propuesta por Varshney *et al.* (2007) fue calculado como producto de dos funciones: el PIC y la proporción múltiple efectiva (*EMR*, *effective multiplex ratio*). El EMR de un cebador se define como (Milbourne *et al.*, 1997).

$$MI = PIC * EMR$$

Donde n es el número de *loci* polimórficos y β es la fracción de *loci* polimórficos.

El poder resolutivo (*RP*, *resolvent power*) de cada combinación de cebadores fue estimado de acuerdo a lo propuesto por Prevost & Wilkinson (1999). El valor de una posición de banda particular se puede estimar simplemente como su similitud con la condición óptima (50 % de los genotipos conteniendo esa banda). La capacidad informativa de una banda (I_b) varía entre 0 y 1 y se calcula como:

$$I_b = 1 - (2 * |0.5 - p|)$$

Donde p es la proporción de genotipos que contienen el *locus*. Si todas las bandas son óptimamente informativas, el cebador más útil será aquel que genere la mayor cantidad de posiciones de banda. La capacidad de un cebador para distinguir entre genotipos se representa como la suma de la información aportada por cada *loci*.

$$RP = \sum I_b$$

La utilidad de un marcador es un balance entre el nivel de polimorfismo detectado y la extensión a la cual un ensayo puede identificar múltiples polimorfismos. El índice del marcador (*MI*) provee una estima acertada de la utilidad del marcador.

Estructura genética poblacional

Para analizar la estructura poblacional de las localidades de *A. furcatispina*, analizadas en este trabajo, se implementó el programa STRUCTURE v.2.3.4 (Pritchard *et al.*, 2009). Los parámetros de corrida utilizados fueron: período de *burn-in* de 10000 repeticiones y 25000 iteraciones de MCMC (Cadenas de Markov Monte Carlo). Se seleccionó el modelo *no admixture* con frecuencias alélicas independientes. Se ensayó con valores de K dentro del rango de 1 a 5. Los valores de K fueron promediados a partir de 10 iteraciones. Se seleccionó el K óptimo aplicando el criterio de Pritchard (2000). Los datos fueron procesados utilizando el programa STRUCTURE HARVESTER (Earl & von Holdt, 2012) para obtener el promedio de las 10 iteraciones. Los resultados del STRUCTURE fueron editados con el programa CLUMP 1.1.2 (Jakobsson & Rosenberg, 2007) y Distruct 1.1 (Rosenberg, 2004) para obtener la representación gráfica.

Otro método para estudiar la estructura genética poblacional utilizado fue el AMOVA con los niveles jerárquicos poblaciones/individuos (empleando los grupos genéticos revelados por STRUCTURE). Este análisis fue realizado con el programa Geno v.0.1 (Dyer, 2008).

Análisis discriminante canónico

Para conocer cuáles son las variables de clasificación (presencia/ausencia de banda) que mejor diferencian las poblaciones genéticas inferidas mediante el análisis STRUCTURE se realizó un análisis discriminante canónico con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, Inc. 2004).

Análisis de la estructura espacial a escala fina

Para analizar la estructura genética espacial a escala fina (SGS), se utilizó la aproximación de Hardy (2003), estudiando cada población a través de su coeficiente de parentesco (F_{ij}). El coeficiente de endogamia asumido fue de $F_{IS}=0$ (valor predeterminado por el programa). Para establecer las relaciones entre las clases de distancia geográficas y las similitudes genéticas fue estimada la pendiente de la regresión

de los coeficientes de parentesco transformados en logaritmos de las clases de distancia (b_p). Para determinar la significancia estadística de F_i (el coeficiente de parentesco medio entre individuos pertenecientes a la primera clase de distancia) y el b_{p^*} se utilizaron los límites superior e inferior del intervalo de confianza del 95% de F_{ij} , los cuales fueron definidos a partir de 10000 permutaciones de los individuos dentro de las poblaciones. El estadístico Sp se estimó para cada población basado en la pendiente de la regresión de los coeficientes de parentesco como $Sp = -b_F / (1 - F_i)$. El estadístico Sp resume la intensidad de la SGS permitiendo comparar cuantitativamente este parámetro entre especies y/o poblaciones (Vekemans & Hardy, 2004). Todas las estimaciones de SGS fueron realizadas con el programa SPAGeDi v1.5 (Hardy & Vekemans, 2002).

Una estimación indirecta del flujo génico a partir de las estimas de SGS puede ser realizada asumiendo que se ha alcanzado el equilibrio de aislamiento por distancia en la estructura genética a escala fina. En dichos casos, el flujo génico puede ser expresado en términos del tamaño del vecindario (N_b) como $N_b \cong 4\pi D_E \sigma_g^2$, donde D_E es la densidad efectiva de la población y σ_g es la distancia media padre-hijo al cuadrado y puede ser estimada como la inversa de Sp siendo $N_b = (F_i - 1) / b_F$. En este trabajo sólo estimamos el tamaño del vecindario (N_b) y la

dispersión (σ_g), en los casos en que se detectó SGS significativo, usando la densidad censada de las poblaciones y tres valores efectivos preestablecidos (1/2, 1/4 y 1/10 de la D_E).

RESULTADOS

Diversidad genética

Con las tres combinaciones de cebadores utilizadas en la técnica de AFLP se obtuvieron 121 *loci*. Cuando se realizó la búsqueda de posibles F_{ST} -outliers mediante el programa BAYESCAN (con un valor umbral de q del 10 %) no se detectaron *loci* bajo selección.

El porcentaje de *loci* polimórficos (PLP) entre cebadores varió desde 78,9 % a 100 % (Tabla 1), mientras que entre poblaciones varió desde 86,0 % a 88,4 % (Tabla 2). La heterocigosis esperada (H_E) varió desde 0,30 en Cerro de la Gloria 2 (CG2) hasta 0,37 en Cerro de la Gloria 1 (CG1) (Tabla 2).

Además se detectaron bandas únicas en las tres poblaciones. Para PP, se encontraron 2 y 9 bandas únicas para los primers C3 y C4, respectivamente. Para CG1, se encontraron 3 bandas únicas para el primer C1. Para CG2 se encontró 1 banda única para el primer C3.

Tabla 1. Polimorfismo y capacidad informativa de las tres combinaciones seleccionadas de cebadores AFLP analizados en poblaciones de *Acacia furcatispina* provenientes de dos localidades. Porcentaje de *loci* polimórficos (PLP), contenido de información polimórfica (PIC), índice del marcador (MI) y poder resolutivo (RP).

Combinación de cebadores	Bandas total	Bandas monomórficas	Bandas polimórficas	PLP	PIC	MI	RP
C1	41	0	41	100	0,26	10,66	22,45
C3	38	8	30	78,9	0,29	8,7	16,8
C4	42	4	38	90,5	0,27	10,26	23
Total	121	12	109		0,82	29,62	62,25
Promedio	40	4	36	89,8	0,27	9,87	20,75

Tabla 2. Resumen de la diversidad genética basada en el estudio de 121 *loci* AFLP analizados en 3 poblaciones de *Acacia furcatispina*. Porcentaje de *loci* polimórficos (PLP), heterocigosis esperada (H), error estándar (SE (H)), porcentaje de la varianza debido al muestreo de individuos y de *loci* (VarI% y VarL%, respectivamente).

Población	PLP	H	SE (H)	VarI%	VarL%
CG1	88,4	0,37	0,01	44,5	55,5
CG2	86,0	0,30	0,01	40,9	59,1
PP	86,0	0,32	0,01	22,5	77,5

Al analizar la capacidad informativa de los cebadores se observa que C1 y C4 presentan valores de MI y RP más altos (C1, $RP=22,45$ y $MI=10,66$; C4, $RP=23,00$ y $MI=10,26$) que los de C3 ($RP=16,80$ y $MI=8,70$), mientras que los valores de PIC son similares para las 3 combinaciones de cebadores, oscilando entre 0,26 y 0,29 (Tabla 1).

El porcentaje de varianza debido al muestreo de individuos ($VarI = 35,97\%$ en promedio) es menor al porcentaje de la varianza debido al muestreo de *loci* ($VarL = 64,03\%$ en promedio) (Tabla 2).

Estructura genética poblacional

El análisis de los datos mediante el programa STRUCTURE reveló la presencia de tres grupos ($K=3$). En dicho valor se alcanza el *plateau* para el mayor valor medio de la densidad de las probabilidades ($\ln P(D) = -2081,56$) sugiriendo que el número óptimo de K es 3. En este análisis, los individuos de la localidad PP formaron un único grupo genético, mientras que los individuos de CG se dividieron en dos grupos diferenciados (CG1 y CG2). El grupo formado por los individuos de PP, presenta mayor cantidad de individuos de origen genético diferente (Fig. 2A). Esto se evidencia cuando $K=2$ donde todos los individuos pertenecientes a PP forman una misma población junto con los individuos de CG2 (Fig. 2B)

El valor del F_{ST} , no jerárquico, obtenido mediante el programa AFLPsurv, fue de 0,12 ($P<0,001$).

Los resultados del AMOVA arrojaron que la variabilidad genética entre poblaciones representó el 24,4 % de la varianza total, mientras que el 75,6 % de la varianza total ocurrió dentro de las poblaciones. La estima de Φ_{ST} (0,24) resultó significativa, lo que evidenciaría la existencia de estructura poblacional (Tabla 3).

Análisis discriminante canónico

El análisis discriminante realizado con los tres grupos genéticos inferidos por el análisis STRUCTURE, en el cual la localidad de CG se dividió en dos grupos de 10 individuos cada uno (CG1 y CG2) muestra que los dos primeros ejes canónicos representan el 94,8 % y el 5,2 % de la varianza molecular (Fig. 3) y que 10 de los 121 *loci* analizados fueron significativos para diferenciar a los individuos de las respectivas

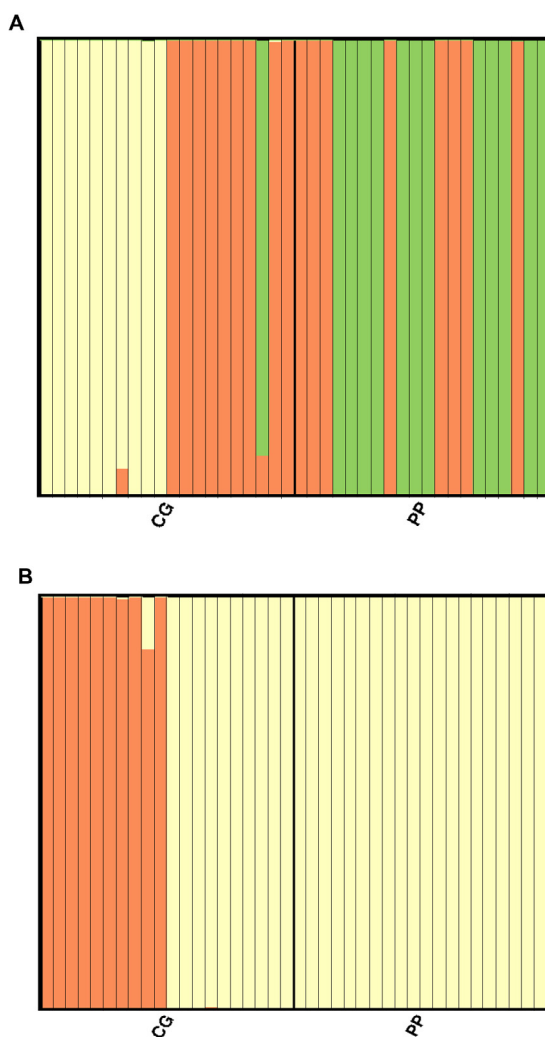


Fig. 2. Agrupamiento de individuos producido por el programa STRUCTURE. **A:** Para un valor óptimo de $K=3$. **B:** Para un valor de $K=2$. Cada individuo se representa por una barra vertical coloreada. El mismo color en diferentes individuos indica que pertenecen al mismo grupo.

poblaciones (Tabla 4). Se observa que de los 10 *loci* seleccionados, 6 pertenecen al cebador C1, 2 al cebador C3 y otros 2, a C4 (Tabla 4).

La correcta clasificación de los individuos basada en los patrones de AFLP fue del 100 % para las tres poblaciones (Tabla 5).

La representación gráfica de dichos ejes muestra una clara diferenciación de los grupos preestablecidos de *Acacia furcatispina*.

Tabla 3. Estructura poblacional estimada mediante un análisis de la varianza molecular (AMOVA) en 3 poblaciones de *Acacia furcatispina* en base al estudio de 121 *loci* AFLP. Grados de libertad (GL). Suma de las desviaciones al cuadrado (SSD)* $P < 0,05$.

Origen	GL	SSD	Componente de la varianza	% Varianza	ϕ	P
Entre poblaciones	2	85,79	2,75	24,4	0,24	0,001
Dentro de poblaciones	37	315,4	8,52	75,6	-	-
Total	39	401,19	11,27	100	-	-

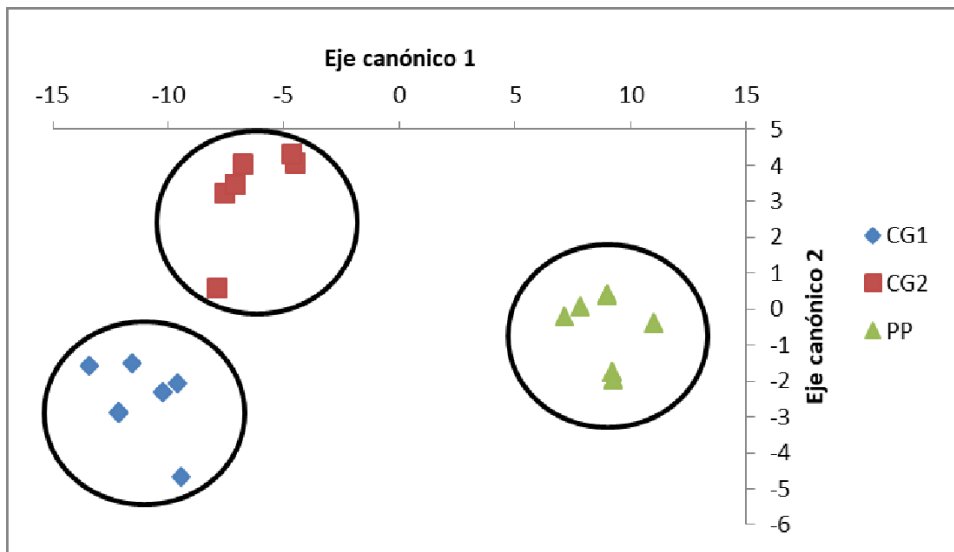


Fig. 3. Representación gráfica de los dos ejes canónicos de los 3 grupos de poblaciones de *Acacia furcatispina* a partir de los datos de 121 *loci* AFLP.

Tabla 4. Análisis *stepwise* a partir de la presencia/ausencia de 121 bandas AFLP en tres poblaciones de *Acacia furcatispina*. Se muestran los 10 *loci* que fueron significativos para diferenciar a los individuos a nivel poblacional.

Locus	Test	Valor	F	Efecto DF	Error DF	P
C1_4	Wilks	0,233	46,150	2	28	0,00
C1_5	Wilks	0,715	5,579	2	28	0,01
C1_14	Wilks	0,584	9,975	2	28	0,00
C1_21	Wilks	0,779	3,975	2	28	0,03
C1_34	Wilks	0,224	48,474	2	28	0,00
C1_35	Wilks	0,137	88,107	2	28	0,00
C3_3	Wilks	0,055	239,967	2	28	0,00
C3_35	Wilks	0,530	12,404	2	28	0,00
C4_3	Wilks	0,544	11,714	2	28	0,00
C4_7	Wilks	0,376	23,276	2	28	0,00

Tabla 5. Clasificación de los individuos de las 3 poblaciones de *Acacia furcatispina* usando el análisis discriminante basado en 121 loci AFLP.

Población	CG1	CG2	PP	Clasificación correcta (%)
CG1	0	4	6	0
CG2	0	6	4	60
PP	0	2	18	90
Total	0	12	28	60

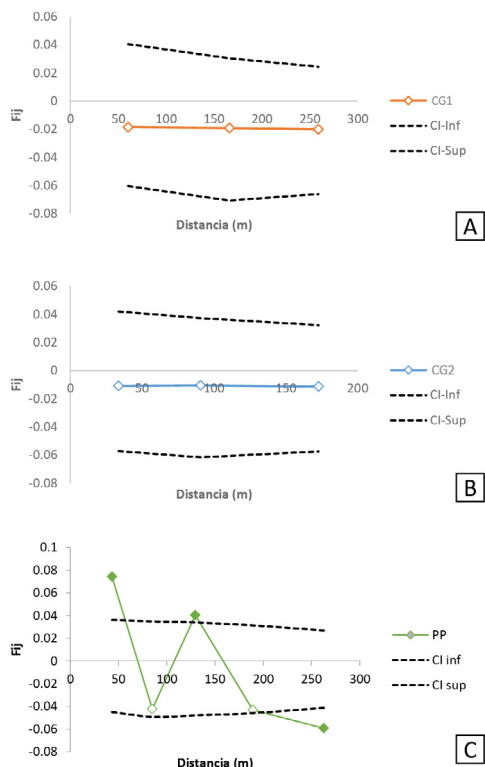


Fig. 4. Correlogramas que representan la estructura espacial a escala fina de las tres poblaciones de *Acacia furcatispina* provenientes de las localidades de Cerro de la Gloria (A y B) y Pasaje Pozo Zuni (C). Los rombos rellenos indican valores de F_{ij} significativos. La línea punteada representa los intervalos de confianza del 95% (10000 permutaciones).

Análisis de la estructura espacial a escala fina

El análisis de estructura espacial a escala fina de las tres poblaciones (Fig. 4A-C) evidenció estructuración local significativa para cortas y medianas distancias sólo en la población PP (a 43,2 y 129,5 m) (Fig. 4A-C).

El tamaño del vecindario se calculó para la población que presentó SGS significativo (PP) y fue de aproximadamente 15 individuos. La estimación de la distancia de dispersión de polen y semillas se realizó considerando cuatro densidades efectivas diferentes, obteniéndose valores que oscilan entre 2 y 6,5 metros (Tabla 6).

DISCUSIÓN

Dada la importancia ecológica y económica de la especie *Acacia furcatispina* en Argentina, en este estudio, se analizó la diversidad genética, estructura poblacional y estructura genética espacial a escala fina (SGS) de la especie en dos localidades pertenecientes a dos ecorregiones diferentes.

Las 15 bandas únicas de AFLP identificadas en este trabajo proveen la base para identificar individuos provenientes de las tres poblaciones para programas de manejo forestal, silvicultura, conservación.

La capacidad informativa de las combinaciones de cebadores AFLP reveladas por el PIC y el MI han sido ampliamente utilizadas en muchos estudios de diversidad genética (Varshney *et al.*, 2007; Shen *et al.*, 2010; Pavithra *et al.*, 2014; Khadivi-Khub *et al.*, 2015). Prevost & Wilkinson (1999) propusieron un nuevo concepto para analizar el poder discriminativo de los cebadores cuantificado por medio del coeficiente RP. El MI fue usado para estudiar cuán útil es cada combinación de cebadores. El máximo MI (10,66) se encontró para la combinación C1 (M-CAA/E-AAC), este índice fue similar para la combinación C4 (M-CTT/E-ACA) (10,26), pero

Tabla 6. Estimación de la estructura genética espacial a escala fina (SGS) en tres poblaciones de *Acacia furcatispina*. S_p es la cuantificación de la SGS, F_1 es el coeficiente de parentesco multilocus entre individuos para la primera clase de distancia, b_F es la regresión de la pendiente del logaritmo natural de la primera clase de distancia del coeficiente de parentesco (F), N_b es el tamaño del vecindario, D_E es la densidad censada determinada como árboles por hectárea (1 ha = 10000 m²) y σ_g es la distancia de dispersión génica (expresada en metros) usando cuatro densidades efectivas estimadas. * P<0,01.

	S_p	F_1	b_F	N_b	D_E	$\sigma_g (D_E)$	$\sigma_g (D_E/2)$	$\sigma_g (D_E/4)$	$\sigma_g (D_E/10)$
CG1	0,001	-0,000	-0,001	-	0,11	-	-	-	-
CG2	0,029	0,030	-0,028	-	0,12	-	-	-	-
PP	0,068	0,074	-0,063	14,75	0,15	2,1	2,9	4,2	6,6

más bajo para la combinación C3 (M-CAA/E-AAG) (8,7). Los valores de *PIC* fueron similares para las tres combinaciones de cebadores utilizadas en este trabajo. Estos valores fueron similares a los obtenidos en *A. caven* (*PIC*= 0,3) (Pometti *et al.*, 2015) y en *Satureja bachtiarica* Bunge (*PIC*= 0,41) (Khadivi-Khub *et al.*, 2015). El *RP* mostró el valor más alto para las combinaciones C4 (M-CTT/E-ACA) y C1 (M-CAA/E-AAC). Estos valores, cuando fueron comparados con otras especies de *Acacia*, resultaron mayores que los registrados para *A. farnesiana* (*RP*= 15,5) y *A. curvifructa* (*RP*= 12,4), pero menores que los de *A. caven* (*RP*= 35,1). En resumen los valores de *PIC*, *MI* y *RP* estimados para las tres combinaciones de cebadores pueden ser considerados relativamente altos, indicando que pueden ser efectivamente usados para discriminar individuos de diferentes poblaciones.

La diversidad genética observada en *A. furcatispina* es relativamente alta (*H*= 0,33) cuando es comparada con otras especies que comparten las mismas características de historia de vida (Nybom, 2004) y es similar a los valores observados en otras especies del género como *A. curvifructa* (*H*= 0,21) (Pometti *et al.*, 2015), *A. visco* (*H*= 0,20) (Pometti *et al.*, 2016), *A. senegal* (*H*= 0,26) (Chiveu *et al.*, 2008) y *A. aroma* (*H*= 0,20) (Pometti *et al.*, 2018) que fueron analizadas también con marcadores dominantes.

La estructura poblacional fue estudiada por medio del programa STRUCTURE, el cual mostró que el número óptimo de *grupos genéticos* (*K*) es 3. La localidad de Cerro de la Gloria (CG), Mendoza, fue dividida en dos poblaciones genéticas, mientras que la localidad de Pasaje Pozo Zuni (PP), Santiago del Estero, se mantuvo como un único grupo genético (población). Sin embargo, cuando *K*=2 los individuos pertenecientes a PP y CG2 se agrupan en un mismo grupo genético evidenciando un posible ancestro común para estos dos grupos. Esto se confirma cuando *K*=3, ya que en PP se pueden observar individuos con orígenes genéticos diferentes (provenientes de CG2) mientras que en CG1 y CG2 no hay mezcla en el origen genético. Una posible explicación para la división observada en la localidad de Cerro de la Gloria podría deberse a que la misma fue cosechada en dos años distintos por dos grupos de colección diferentes. Los individuos pertenecientes al primer grupo fueron muestreados en el año 2016, mientras que los individuos del segundo grupo fueron muestreados en el año 2017. Ambos grupos coexisten en simpatria. Una posible hipótesis

podría ser que los individuos del primer y segundo grupo de CG pudieran ser de edades diferentes y esto revela una heterogeneidad en el agrupamiento según STRUCTURE. Si ambos grupos fueran de edades diferentes, podrían haber estado sometidos a diferentes condiciones ambientales, actividades antropogénicas, podas, ramoneos, entre otros, y esto afectaría el criterio de selección de los individuos. Otra posible explicación es que los individuos de las dos poblaciones formen parte de distintos eventos de reforestación con poblaciones de orígenes diferentes. Esto sería factible debido a que los individuos muestreados se encuentran en el área metropolitana de la ciudad de Mendoza y a los costados de una ruta. Además, esta localidad es un área muy deforestada como se puede observar en el mapa y una posibilidad es que no todos los individuos de Cerro de la Gloria sean provenientes de poblaciones naturales, sino que sean producto de la reforestación. Todo lo antes dicho podría estar reflejado en el agrupamiento observado con el análisis del STRUCTURE. En un intento de corroborar esta hipótesis se realizaron mediciones morfológicas sobre el material de herbario de ambas poblaciones, pero no se encontraron diferencias significativas que justifiquen este agrupamiento (los datos no se presentan en este trabajo). En el caso de la población de Pasaje Pozo Zuni (PP) se observa un alto grado de heterogeneidad en el origen genético de los individuos. Esto podría deberse al flujo génico de esta población con poblaciones vecinas de la misma especie que no fueron estudiadas en este trabajo. Esta localidad se encuentra densamente forestada por esta y otras especies de *Acacia* y otros géneros, lo que favorece un mayor intercambio genético entre los individuos muestreados.

Mediante el AMOVA se observó que la mayor parte de la variabilidad genética se encuentra contenida dentro de las poblaciones (75,6 %). En la literatura se ha comprobado que las especies longevas y de fecundación cruzada tienden a mantener la mayor parte de su variabilidad dentro de las poblaciones (Hamrick & Godt, 1989). También se encontraron altos niveles de variabilidad genética dentro de las poblaciones al realizar un AMOVA en otras especies sudamericanas y africanas de *Acacia*: 91 % en poblaciones de *A. senegal var kerensis* (Omondi *et al.*, 2010), 86 % en poblaciones of *A. senegal* analizadas como un todo (Chiveu *et al.*, 2008), 68,5 % en poblaciones de *A. caven* (Pometti *et al.*, 2012) y 80 % en poblaciones de *A. visco* (Pometti *et al.*,

2013). El análisis de la varianza molecular también mostró evidencias de estructura poblacional con un valor de $\Phi_{ST} = 0,24$ ($P=0,001$). El análisis mediante el F_{ST} no jerárquico, mostró un valor bajo (0,12), pero altamente significativo ($P<0,001$) también evidenciando la existencia de estructura genética. De acuerdo a la revisión de los índices de estructura poblacional para marcadores dominantes realizada por Nybom (2004) ambos coeficientes deberían coincidir cuando se calculan sobre el mismo conjunto de datos. En este trabajo, ambos coeficientes son del mismo orden de magnitud y altamente significativos, pero no coinciden exactamente. Ejemplos reportados en la literatura muestran que no se han encontrado evidencias de estructura poblacional por medio del F_{ST} de Wright en *Acacia senegal* y *A. albida* (Joly *et al.*, 1992; Omondi *et al.*, 2010) mientras que el AMOVA sí resultó significativo. Esto puede deberse a la forma de calcular ambos índices. El Φ_{ST} es calculado a través de un método fenético que no contempla supuestos evolutivos (solo las varianzas dentro y entre poblaciones) (Dyer, 2008) mientras que el F_{ST} de Wright (1951) se calcula a través de la heterocigosis.

Para respaldar el agrupamiento observado con STRUCTURE, se realizó un análisis discriminante canónico (CDA). Los resultados de estos análisis en conjunto, aunque preliminares, indicarían que la localidad de CG se encuentra dividida en dos poblaciones genéticas.

Los resultados del porcentaje de la varianza debida al muestreo de individuos resultaron más bajos que aquellos debido al muestreo de *loci*, esto indicaría la robustez de este estudio dado que aquí se estudiaron una mayor cantidad de *loci* que de individuos y esta sería la situación óptima, acorde a estos resultados.

La fragmentación del hábitat amenaza el mantenimiento de la biodiversidad en muchos ecosistemas. En general, las consecuencias genéticas de la degradación del hábitat se focalizan en la reducción del tamaño poblacional y el aumento del aislamiento espacial de las poblaciones remanentes. No obstante, en algunos casos, la fragmentación podría incrementar el flujo génico entre las poblaciones remanentes, eliminando estructuras genéticas locales (Young *et al.*, 1996). Por tanto, es importante estudiar la estructura genética poblacional cuando se produce degradación del hábitat, con el fin de diseñar planes de manejo para mantener la diversidad genética de las especies.

Estudios preliminares demostraron que la SGS está correlacionada con el sistema de apareamiento, la historia de vida y la densidad poblacional (Vekemans & Hardy, 2004). Además, el estadístico Sp sintetiza la intensidad de la SGS y es útil para comparaciones de la fuerza de la SGS en diferentes poblaciones. En este trabajo, dos de las tres poblaciones mostraron un valor de Sp (PP presenta $Sp=0,068$ y CG1, $Sp=0,029$) comparable al obtenido para poblaciones de otra especie de *Acacia* que presentan valores entre 0,01 y 0,07 (Pometti *et al.*, 2018). Sin embargo, los valores de Sp resultaron mayores que los hallados para *Schinus molle* ($Sp=0,021$) (Lemos *et al.*, 2015) y *Prosopis alba* ($Sp=0,003$) (Bessega *et al.*, 2016), además, el tamaño del vecindario (Nb) calculado para la población PP resultó similar al de algunas poblaciones de *A. aroma* (de 15 a 64 individuos) (Pometti *et al.*, 2018). Estas especies comparten los mismos caracteres de historia de vida con *A. furcatispina*. Sin embargo, la dispersión génica (σ_g) resultó mucho menor en *A. furcatispina* (de 2 a 7 metros aproximadamente) que en *A. aroma* (De 45 a 864 m) (Pometti *et al.*, 2018), aunque comparten los mismos agentes polinizadores y de dispersión de semillas. Esto podría deberse al tamaño de la población analizada. Sin embargo, según Hardy *et al.* (2006) un tamaño muestral menor a 70 individuos puede ser suficiente cuando el tamaño del vecindario (Nb) resulta menor o igual a 50 y los marcadores son muy informativos, por ejemplo, muchos *loci* como AFLP y/o varios alelos por *locus* como los SSR.

CONCLUSIONES

Dado los altos niveles de deterioro que presentan los ecosistemas de la Argentina es necesario desarrollar planes de manejo que permitan mitigar sus efectos y conservar la diversidad genética de las poblaciones. Para ello, es imprescindible la caracterización mediante marcadores moleculares de las poblaciones de una especie que permitan determinar el número de grupos genéticamente diferentes presentes en cada región (Bessega *et al.*, 2017). El análisis de la SGS provee información que debe ser utilizada para el muestreo de individuos y recolección de semillas para planes de conservación y reforestación *ex situ*. Por lo tanto, en este estudio se recomienda

muestrear árboles a más de 10 metros de distancia para minimizar el parentesco entre individuos.

Los resultados en conjunto de este trabajo proveen el primer estudio acerca de la diversidad, estructura genética y estructura genética espacial a escala fina de *Acacia furcatispina* y todos los análisis realizados resultan de interés para el manejo y conservación de esta especie en Argentina.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todos los autores participaron en la conceptualización y la escritura del manuscrito. ENC y CLP realizaron el análisis formal, la investigación, y el diseño de la metodología.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo agradecen al Ing. Mauricio Ewens por el material provisto para la cosecha de las muestras. Este trabajo fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT-2016-0388 a CLP y PICTO 2011 -0081 OTNA a BOS).

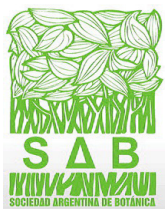
BIBLIOGRAFÍA

- ABEDINI, W., P. BOERI, L. MARINUCCI, M. RUSCITTI & L. SCELZO. 2000. Biotécnicas aplicadas a especies forestales nativas. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 9: 31-43.
- BESSEGA, C., C. L. POMETTI, M. EWENS, B. O. SAIDMAN & J. C. VILARDI. 2016. Fine-scale spatial genetic structure analysis in two Argentine populations of *Prosopis alba* (Mimosoideae) with different levels of ecological disturbance. *Eur. J. Forest Res.* 135: 495-505.
<https://doi.org/10.1007/s10342-016-0948-9>
- BESSEGA, C., C. L. POMETTI, B. O. SAIDMAN & J. C. VILARDI. 2017. Contribución de estudios genético poblacionales a la conservación de especies nativas de Argentina de interés forestal. *CEI* 67: 25-35.
- BRAVO, S., A. GIMÉNEZ, A., J. MOGLIA. 2006. Caracterización anatómica del leño y evolución del crecimiento en ejemplares de *Acacia aroma* y *Acacia furcatispina* en la Región Chaqueña, Argentina. *Bosque* 27: 146-154.
<https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002006000200009>
- BURKART, R., N. O. BARBARO, R. O. SANCHEZ & D. A. GOMEZ. 1999. *Ecorregiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.
- CHIVEU C. J., O. G. DANGASUK, M. E. OMUNYIN & F. N. WACHIRA. 2008. Genetic diversity in Kenyan population of *Acacia senegal* (L.) Willd revealed by combined RAPD and ISSR markers. *African J. Biotechnol.* 7: 2333-2340.
- CIALDELLA, A. M. 1984. El género *Acacia* (Leguminosae) en la Argentina. *Darwiniana* 25: 59-111.
- DYER, R. J. 2008. GeneticStudio: Population genetic software that doesn't suck. <http://dylab.bio.vcu.edu>.
- EARL, D. A. & B. M. VONHOLDT. 2012. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genet. Resour.* 4: 359.
<https://doi.org/10.1007/s12686-011-9548-7>.
- FOLL, M. & O. E. GAGGIOTTI. 2008. A genome scan method to identify selected *loci* appropriate for both dominant and codominant markers: a Bayesian perspective. *Genetics* 180: 977-993.
- HAMRICK, J. L. & M. J. W. GODT 1989. Allozyme diversity in plant species. En: Brown AHD, Clegg MT, Kahler AL, Weir BS, eds. Plant population genetics, breeding and genetic resources. Sunderland, MA: Sinauer, 43-63.
- HARDY, O. J. 2003. Estimation of pairwise relatedness between individuals and characterization of isolation-by-distance processes using dominant genetic markers. *Molec. Ecol.* 12: 1577- 1588.
- HARDY O. J., L. MAGGIA, E. BANDOUP, P. BREYNE, H. CARON, M. E. CHEVALLIER, A. DOLIGEZ, C. DUTECH, A. KREMER, C. LATOUCHE-HALLE, V. TROISPOUX, V. VERON & B. DEGEN. 2006. Fine-scale genetic structure and gene dispersal influences in 10 neotropical tree species. *Molec. Ecol.* 15: 559-571.
- HARDY, O. J. & X. VEKEMANS. 2002. Spagedi: a versatile computer program to analyse spatial genetic structure at the individual or population levels. *Molec. Ecol. Notes.* 2: 618-620.
- JAKOBSSON, M. & N. A. ROSENBERG. 2007. CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics* 23: 1801-1806.
- JOLY H. I., M. ZEH-NLO, P. DANTHU, C. AYGALANT. 1992. Population genetics of an African acacia, *Acacia albida*. I. Genetic diversity of populations from West Africa. *Austral. J. Bot.* 40: 59-73.
- KHADIVI-KHUB, A., H. SALEHI-ARJMAND, K. MOVAHEDI & J. HADIAN. 2015. Molecular and morphological variability of *Satureja bachtiarica* in Iran. *Pl. Syst. Evol.* 301: 77-93.

- LEMOS, R. P. M., C. B. D'OLIVEIRA & V. M. STEFENON. 2015. Genetic structure and internal gene flow in populations of *Schinus molle* (Anacardiaceae) in the Brazilian Pampa. *Tree Genet. Genomes*. 11: 75.
<https://doi.org/10.1007/s11295-015-0885-7>
- LYNCH, M. & B. G. MILLIGAN. 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Molec. Ecol.* 3: 91-99.
- MILBOURNE, D., R. MEYER, J. E. BRADSHAW, E. BAIRD, N. BONAR, J. PROVAN, W. POWELL & R. WAUGH. 1997. Comparison of PCR-based marker systems for the analysis of genetic relationships in cultivated potato. *Molec. Breed.* 3: 127-136.
- MOORE, G., G. F. SMITH, E. FIGUEIREDO, S. DEMISSEW, G. LEWIS, B. SCHRIRE, L. RICO & A. E. VAN WYK. 2010. *Acacia*, the 2011 Nomenclature Section in Melbourne, and beyond. *Taxon* 59: 1188-1195.
- NYBOM, H. 2004. Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants. *Molec. Ecol.* 13: 1143-1155.
- OMONDI, S. F., E. KIREGER, O. G. DANGASUK, B. CHIKAMAI, D. W. ODEE, S. ORCHARD, A. E. & B. R. MASLIN. 2005. The case for conserving *Acacia* with a new type. *Taxon* 54: 509-512.
- PAVITHRA, H. R., M. B. SHIVANNA, K. CHANDRIKA, K. T. PRASANNA & B. POMETTI, C. L., J. C. VILARDI & B. O. SAIDMAN. 2011. Mating system parameters and genetic structure in Argentinean populations of *Acacia caven* (Leguminosae, Mimosoideae). *Pl. Syst. Evol.* 292: 25-32.
<https://doi:10.1007/s00606-010-0389-8>
- POMETTI, C. L., C. F. BESSEGA, J. C. VILARDI & B. O. SAIDMAN. 2012. Landscape genetic structure of natural populations of *Acacia caven* in Argentina. *Tree Genet. Genomes*. 8: 911-924. <https://doi:10.1007/s11295-012-0479-6>
- POMETTI, C. L., C. F. BESSEGA, J. C. VILARDI & B. O. SAIDMAN. 2013. Comparison of mating system parameters and genetic structure in three natural scenarios of *Acacia visco* (Leguminosae, Mimosoideae). *Pl. Syst. Evol.* 299: 761-771.
<https://doi:10.1007/s00606-013-0759-0>
- POMETTI, C. L., C. F. BESSEGA, J. C. VILARDI, A. M. CIALDELLA & B. O. SAIDMAN. 2015. Genetic diversity within and among two Argentinean and one Mexican species of *Acacia* (Fabaceae). *Bot. J. Linn. Soc.* 177: 593-606. <https://doi:10.1111/boj.12262>
- POMETTI, C. L., C. F. BESSEGA, J. C. VILARDI, M. EWENS & B. O. SAIDMAN. 2016. Genetic variation in natural populations of *Acacia visco* (Fabaceae) belonging to two sub-regions of Argentina using AFLP. *Pl. Syst. Evol.* 302: 901-910.
<https://doi.org/10.1007/s00606-016-1306-6>
- POMETTI, C. L., C. F. BESSEGA, A. M. CIALDELLA, M. EWENS, B. O. SAIDMAN & J. C. VILARDI. 2018. Spatial genetic structure within populations and management implications of the South American species *Acacia aroma* (Fabaceae). *PLOS ONE* 13: e0192107.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192107>
- PREVOST, A. & M. J. WILKINSON. 1999. A new system of comparing PCR primers applied to ISSR fingerprinting of potato cultivars. *Theor. Appl. Genet.* 98: 107-112.
- PRITCHARD, J. K., M. STEPHENS & P. DONNELLY. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- PRITCHARD, J. K., X. WEN & D. FALUSH. 2009. STRUCTURE ver. 2.3.4. University of Chicago, Chicago, USA. Disponible en: <http://pritch.bsd.uchicago.edu/>
- RICO-ARCE, M. L. 2007. *American species of Acacia* (Leguminosae, Mimosoideae). Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.
- ROLDAN-RUIZ, I., J. DENDAUW, E. VANBOCKSTAELE, A. DEPICKER & M. DELOOSE. 2000. AFLP markers reveal high polymorphic rates in ryegrasses (*Lolium spp.*). *Molec. Breed.* 6: 125-134.
- ROSENBERG, N. A. 2004. Distruct: a program for the graphical display of population structure. *Molec. Ecol. Notes*. 4: 137-138.
- SHEN, J. L., X. N. JIA, H. Q. NI, P. G. SUN, S. H. NIU & X. Y. CHEN. 2010. AFLP analysis of genetic diversity of *Jatropha curcas* grown in Hainan, China. *Trees* 24: 455-462.
- SMITH, G. F., A. E. VAN WYK, M. LUCKOW & B. SCHRIRE. 2006. Conserving *Acacia* Mill. With a conserved type. What happened in Vienna? *Taxon* 55: 223-225.
- STATSOFT, Inc. 2004. STATISTICA for Windows 7.0 (Computer Program Manual). StatSoft, Inc., Tulsa.
- VAN RIJCKVORSE, P. 2006. *Acacia*: What did happen at Vienna? *Anales Jard. Bot. Madrid*. 63: 107-110.
- VARSHNEY, R. K., K. CHABANE, P. S. HENDRE, R. K. AGGARWAL & A. GRANER. 2007. Comparative assessment of EST-SSR, EST-SNP and AFLP markers for evaluation of genetic diversity and conservation of genetic resources using wild, cultivated and elite barleys. *Pl. Sci.* 173: 638-649.
- VEKEMANS, X. 2002. AFLP-SURV version 1.0. Distributed by the author. Laboratoire de Génétique et Ecologie Végétale, Université Libre de Bruxelles, Belgium.
- VEKEMANS, X. & O. J. HARDY. 2004. New insights from fine-scale spatial genetic structure analyses in plant populations. *Molec. Ecol.* 13: 921-935. PMID: 15012766.

E. N. Cerdeira *et al.* - Estudio de parámetros genético poblacionales en *Acacia furcatispina*

- VOS, P., R. HOGERS, M. BLEEKER, M. REIJANS, T. VAN DE LEE, M. HORNES, A. FRIJTERS, J. POT, J. PELEMAN, M. KUIPER & M. ZABEAU. 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucl. Acids Res.* 23: 4407-4414.
- WRIGHT, S. 1951. The Genetical Structure of Populations. *Ann. Eugen.* 15: 323-354.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1809.1949.tb02451.x>
- WRIGHT, S. 1978. *Evolution and the Genetics of Populations variability within and among natural populations*, vol. 4. University of Chicago Press, Chicago.
- YOUNG, A., T. BOYLE & T. BROWN. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Tree* 10: 413-418.
- ZHIVOTOVSKY, L. A. 1999. Estimating population structure in diploids with *multilocus* dominant DNA markers. *Molec. Ecol.* 8: 907-913.



CONTROL MECÁNICO DEL ÁRBOL NO NATIVO *LIGUSTRUM LUCIDUM* (OLEACEAE): SUPERVIVENCIA, REGENERACIÓN Y COSTOS

MECHANICAL CONTROL OF THE NON-NATIVE TREE *LIGUSTRUM LUCIDUM*: SURVIVAL, REGENERATION, AND COST

Tatiana Alejandra Valfré-Giorello^{1,2*} , Romina Cecilia Torres^{1,2} , Fernando Rafael Barri^{1,3}  y Daniel Renison^{1, 2} 


1. Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables-Dr. Ricardo Luti.
2. Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (IIByT, CONICET-UNC).
3. Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA, CONICET-UNC).

*tativalfre@gmail.com

Citar este artículo

VALFRÉ-GIORELLO, T. A., R. C. TORRES, F. R. BARRI & D. RENISON. 2019. Control mecánico del árbol no nativo *Ligustrum lucidum* (Oleaceae): supervivencia, regeneración y costos. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 93-104.

DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23588>

Recibido: 11 Junio 2018
Aceptado: 16 Noviembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editor: Omar Varela 

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

SUMMARY

Background and Aims: There is an increasing demand of cost-benefit studies for the control of invasive non-native species. We assessed the efficiency of the application of mechanical control treatments on the non-native species *Ligustrum lucidum*, through resprouting and seedling regeneration, integrating cost and effort.

M&M: The study involved 120 trees, to which we applied the following treatments: 1) control group, uncut trees, 2) felling, 3) felling and covering the stump with black polyethylene. Additionally, a half of the trees were selected in forest physiognomy and a half in shrubland physiognomy. We removed all seedlings smaller than 50 cm tall around each treated tree.

Results: After 12 months, and two treatment applications, survival for the control group, felling, and felling with polyethylene cover was 100%, 95% and 68%, respectively. Resprout height was 78% and 95% lower under felling and felling with polyethylene cover treatments, respectively, than in the control group. Vegetation physiognomy had no effect on survival and resprout growth, while seedling regeneration was 300% higher in forest than in shrubland. The cost of application of felling with polyethylene cover was 150% higher than the cost of applying of felling only.

Conclusions: To control *L. lucidum*, we recommend felling with polyethylene cover because the higher cost and effort is compensated by its greater efficacy in the reduction of survival and height. We recommend the manual removal of seedlings mainly in sites with a shrubland physiognomy and a low cover of adults of *L. lucidum*.

KEY WORDS

Black polyethylene, efficiency, felling, mechanical control, non-native woody species, resprout, seedling.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Existe una creciente demanda de estudios que evalúen el costo-beneficio de la aplicación de técnicas de control de especies no nativas. Evaluamos la eficiencia de la aplicación de dos tratamientos de control mecánico sobre la especie no nativa *Ligustrum lucidum*, a través de la regeneración por rebrote y por semilla, integrando costos y esfuerzo.

M&M: Asignamos 120 árboles a tres grupos de tratamientos: 1) testigo, sin tala ni aplicación de polietileno; 2) tala, y 3) tala con aplicación de polietileno sobre el tocón. Seleccionamos 60 árboles en fisonomía de bosque y 60 en fisonomía de matorral. Removimos manualmente todos los plantines menores a 50 cm alrededor de cada árbol tratado.

Resultados: Transcurridos 12 meses y dos aplicaciones de tratamientos, la supervivencia de los testigos, tala y tala con polietileno fue 100%, 95% y 68%, respectivamente. La altura de los rebrotes en el tratamiento de tala y en el de tala con polietileno fue 78% y 95% menor respectivamente, comparado con los individuos testigos. La fisonomía del sitio solo influyó sobre la densidad de plantines, siendo 300% mayor en bosque que en matorrales. El costo del tratamiento tala con polietileno fue 150% mayor al costo del tratamiento tala, pero fue compensado por la mayor eficacia para reducir la supervivencia y la altura de rebrotes.

Conclusiones: Debido a la mayor eficiencia, recomendamos la aplicación del tratamiento de tala con polietileno. Sugerimos remover manualmente los plantines en matorrales o sitios con baja cobertura de adultos de *L. lucidum*.

PALABRAS CLAVE

Control mecánico, eficiencia, especies leñosas no nativas, plantines, polietileno negro, rebrotes, tala.

INTRODUCCIÓN

Está ampliamente documentado que las invasiones biológicas son uno de los problemas más graves para la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ambientales (Pejchar & Mooney, 2009; Simberloff *et al.*, 2013; Pyšek & Richardson, 2010). Las plantas no nativas, por ejemplo, generan profundas transformaciones en las comunidades donde invaden, tales como alteraciones en los regímenes de fuego, los ciclos de nutrientes, la hidrología, y pueden afectar la abundancia y supervivencia de las plantas nativas (Pyšek & Richardson, 2010). Estas transformaciones están causando además, considerables impactos económicos (Pimentel *et al.*, 2001; Epanchin-Niell & Hastings, 2010; Pyšek & Richardson, 2010; Kettenring & Adams, 2011) por lo cual el control de las plantas no nativas invasoras se ha transformado en una necesidad urgente a nivel global y una parte fundamental en muchas iniciativas de restauración de los ecosistemas (Rejmánek & Pitcairn, 2002; Zalba & Villamil, 2002).

En la actualidad hay una fuerte demanda de estudios que se enfoquen en determinar aquellas técnicas de control de plantas no nativas que sean más eficientes en términos de costo-beneficio, y que proporcionen el menor impacto negativo posible en el ecosistema nativo (Kettenring & Adams, 2011). Si bien una de las técnicas más difundidas para el control de plantas no nativas es la aplicación de herbicidas (Tu *et al.*, 2001), muchas veces su uso es rechazado por la sociedad (McCarthy *et al.*, 2011) debido a posibles consecuencias sobre la salud humana, el ambiente, y por la creciente elevación de precios de estos productos (Little *et al.*, 2006).

Otras de las técnicas ampliamente usadas para el control de plantas no nativas, en especial para especies leñosas, son los tratamientos mecánicos de tala y extracción manual de individuos. Si bien los resultados de la aplicación de estas técnicas suelen ser variables, ya que muchas especies pueden rebrotar luego de la tala, tienen la ventaja de generar menos impactos negativos en el ambiente nativo y su eficacia puede incrementarse mediante variaciones en la aplicación del corte (Kettenring & Adams, 2011). En este sentido, una forma de disminuir el crecimiento de los rebrotes luego de la tala es mediante la aplicación de barreras físicas que impidan la incidencia de la luz sobre

estructuras de regeneración del individuo, como la aplicación de polietileno negro sobre tocones o ramas (Mowat, 1981; Patch *et al.*, 1998), debido a que en condiciones de baja accesibilidad a la luz se producen tejidos débiles y etiolados (Taiz & Zeiger, 2010).

A su vez, la eficacia de estas técnicas puede incrementarse aprovechando ciertas características del ambiente. Por ejemplo, los árboles que están inmersos en un parche de bosque, al tener menos acceso a la luz, nutrientes y agua debido a la competencia suelen tener menor capacidad de fotosintetizar e invierten sus reservas en el crecimiento en altura en búsqueda de luz (Packham *et al.*, 1992), lo cual al momento de sufrir un disturbio suelen presentar menor capacidad de rebrote (Kays & Canham, 1991; King *et al.*, 2005). De esta manera, la aplicación de tratamientos de control mecánico en árboles inmersos en un parche de bosque puede resultar más eficaz en la reducción de la capacidad de rebrote que en árboles que se encuentran en sitios abiertos. Asimismo, el tamaño de un individuo muchas veces es un indicador de la disponibilidad de reservas y, en consecuencia, de la capacidad para rebrotar luego de un disturbio (Gurvich *et al.*, 2005; Herrero *et al.*, 2016), por lo cual la eficacia del control mecánico puede aumentar si se aplica en individuos jóvenes.

Otro aspecto importante a considerar luego de los tratamientos de control es la regeneración de plantines del invasor (Sanhueza & Zalba, 2012). Los cambios ambientales producidos por la remoción mecánica de la vegetación suelen influir en las primeras etapas de la regeneración de las especies invasoras, porque afectan la disponibilidad de recursos y la competencia (Davis *et al.*, 2000). En este sentido, los cambios en la cobertura del dosel dados por la aplicación de la tala pueden afectar la incidencia de luz, la temperatura y humedad que recibe el suelo, y de esta manera influir en la germinación, supervivencia y crecimiento de plantines (Burnham & Lee, 2010).

Por otra parte, muchos estudios sobre especies invasoras se han centrado en aspectos teóricos como la magnitud e impacto de las invasiones, los cuales si bien son fundamentales para el diseño de planes de manejo, carecen del enfoque práctico necesario para el control a campo (Kettenring & Adams, 2011). Para que los resultados de los estudios sobre control de especies no nativas puedan ser

aplicados es necesario evaluar tanto la eficacia de las técnicas de control como sus aspectos logísticos, en relación a los costos en términos de tiempo (horas de trabajo), salario de los operarios, insumos y equipamiento (Rejmánek & Pitcairn, 2002). Esto es fundamental para que las técnicas de control puedan ser implementadas de manera extensiva por las personas encargadas de realizar el manejo (Kettenring & Adams, 2011).

En el presente estudio nos enfocamos en *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton (Oleaceae), una especie leñosa originaria de Asia, invasora en diversos ecosistemas del mundo (Richardson & Rejmánek, 2011), así como pastizales, bosques y selvas en Argentina (Zalba & Villamil, 2002; Aragón & Groom, 2003; Lewis *et al.*, 2004; Hoyos *et al.*, 2010). *Ligustrum lucidum* posee varias características que la hacen difícil de controlar: rápido crecimiento, fructificación abundante con dispersión ornitocora (Montaldo, 1993; Aragón & Groom, 2003; Ferreras *et al.*, 2008), reproducción por semilla y reproducción vegetativa a través del rebrote de raíz (Lichstein *et al.*, 2004). Además, tiene la capacidad de rebrotar luego de un corte (Starr *et al.*, 2003; Lichstein *et al.*, 2004). Posiblemente estas particularidades le han permitido invadir áreas con distintas historias de uso, ocupando desde sitios abiertos afectados por disturbios (Gavier-Pizarro & Bucher, 2004; Hoyos *et al.*, 2010) hasta rodales sombreados y sin disturbios (Hoyos *et al.*, 2010; Aragón *et al.*, 2014).

Con el fin de contribuir al control y manejo de especies no nativas en el Chaco Serrano, en el presente estudio evaluamos el éxito de la aplicación de técnicas de control mecánico en el desempeño de *L. lucidum*. Específicamente nos propusimos: (1) evaluar la supervivencia y altura de rebrote de *L. lucidum* luego de la aplicación de dos tratamientos de control mecánico: tala del fuste, y tala del fuste con recubrimiento de polietileno negro; (2) evaluar la regeneración por semilla de plantines de *L. lucidum* en parcelas sometidas a dichos tratamientos de control mecánico de los individuos adultos; (3) comparar la respuesta de *L. lucidum* a los tratamientos de control mecánico según la fisonomía de la vegetación circundante; (4) estimar la eficiencia de los tratamientos de control mecánico, integrando los costos y esfuerzo a los resultados.

Como hipótesis planteamos que, en la fisonomía de bosque la eficacia de la tala es mayor que en

los matorrales debido a que los individuos han tenido menor acceso a los distintos recursos, como luz, agua y nutrientes como resultado de la competencia, lo cual reduce la capacidad de rebrote luego de un disturbio (Kays & Canham, 1991; King *et al.*, 2005), y esta eficacia se ve potenciada por la aplicación de una barrera a la luz (Vilá, 1997), en nuestro caso el polietileno sobre los tocones (Mowatt, 1981). Por ello, esperamos encontrar menor supervivencia y altura de rebrote en ejemplares con tratamientos de tala con aplicación de polietileno en parches con fisonomía de bosque, intermedia en el tratamiento de tala con aplicación de polietileno en los ejemplares localizados en fisonomía de matorral y en los tratamientos de tala localizados en parches de bosque, y mayor en los tratamientos de tala localizados en matorral.

En cuanto a la regeneración por semilla de plantines de *L. lucidum*, planteamos que sería favorecida por los tratamientos de control mecánico porque generan una reducción de la competencia y mayor disponibilidad de recursos como luz y espacio (Davis *et al.*, 2000), pero este efecto puede quedar enmascarado en los parches de bosque donde la mayor densidad de árboles de distintas especies actúan como dispersores de semillas (Montaldo, 1993; Aragón & Groom, 2003). Esperamos hallar mayor cantidad de plantines en parches de bosque para ambos tratamientos de control mecánico (tala y tala con polietileno), intermedio en testigo en parches de bosque y testigo en matorral y menor cantidad de plantines en matorral para ambos tratamientos de control mecánico (tala y tala con polietileno).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Natural Vaquerías (31°06'LS, 64°26'LV), ubicada en las Sierras de Córdoba, centro de Argentina (Fig. 1). El clima es subtropical, con estación invernal seca y verano lluvioso. La temperatura y precipitación anual media son de 15°C y 750 mm, respectivamente (Capitanelli, 1979). La vegetación pertenece al Chaco Serrano, un bosque xerófilo a subxerófilo cuyas especies dominantes son *Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl. y *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (Giorgis *et al.*, 2011; Oyarzabal *et al.*, 2018). En

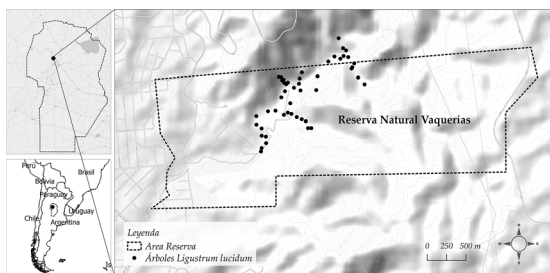


Fig. 1. Ubicación del área de estudio: Reserva Natural Vaquerías y alrededores, en el centro oeste de la provincia de Córdoba, Argentina.

la actualidad se presenta como un mosaico de fisonomías en distintos estados sucesionales, con bosques abiertos a cerrados, matorrales, pastizales y roquedales (Cabido & Zak, 1999; Gavier-Pizarro & Bucher, 2004; Giorgis *et al.*, 2017), con distintos grados de invasión de especies no nativas (Giorgis *et al.*, 2011; Salazar *et al.*, 2013). Particularmente, *L. lucidum* ha alcanzado una extensión aproximada del 7,6% de la superficie de la reserva (Salazar *et al.*, 2013). Además, se piensa que su expansión ha sido favorecida en sitios donde hubo algún disturbio como la apertura de senderos, la extracción de leña o la deforestación, aunque también está demostrado que *L. lucidum* invade rápidamente sitios sin disturbio (Hoyos *et al.*, 2010; Salazar *et al.*, 2013).

Diseño experimental

Para evaluar la influencia de la fisonomía de la vegetación en la regeneración por rebrote y semilla tras los tratamientos de control mecánico, seleccionamos 120 individuos jóvenes de *L. lucidum*, entre 3-7 m de altura, la mitad de ellos en parches con fisonomía de bosque y la otra mitad en parches con una fisonomía de matorral. Los bosques estaban codominados por *L. molleoides* y otras especies leñosas nativas y no nativas, tenían una altura aproximada entre 5 y 10 m (Salazar *et al.*, 2013) y una cobertura del dosel mayor al 70%, de modo tal que la copa del individuo de *L. lucidum* siempre estaba cubierta (Tabla 1). En los matorrales predominaban las herbáceas y especies leñosas aisladas, tanto nativas como no nativas, cuya altura era inferior a los 2 m (Salazar *et al.*, 2013), y la cobertura del dosel era menor al 10%, de modo que la copa de *L. lucidum* no estaba cubierta (Tabla 1). Los sitios fueron similares en altitud, pendiente y orientación (Tabla 1). Los individuos en cada tipo de fisonomía no estuvieron agrupados entre sí (Fig. 1) y fueron asignados al azar a tres grupos de tratamientos de control mecánico: 1) testigo: sin tala ni aplicación de polietileno; 2) tratamiento de tala: consistió en el corte con machete del fuste principal a 10 cm del suelo, y 3) tratamiento de tala con polietileno: consistió en el corte con machete del fuste

Tabla 1. Características ambientales (media \pm EE) de las parcelas de *Ligustrum lucidum* localizadas en dos fisonomías de la vegetación (bosque y matorral). n: Número de árboles de *L. lucidum* y sus correspondientes parcelas.

Variable	n(B)	n(M)	Bosque	Matorral	Wilcoxon	P (2 colas)
Cobertura del dosel (%)	60	60	71,8 \pm 13,0	7,8 \pm 7,9	5430	<0,0001
Cobertura de arbustos (%)	54	52	29,1 \pm 14,4	22,6 \pm 14,9	2373	0,009
Cobertura de herbáceas (%)	54	52	17,1 \pm 11,8	27,2 \pm 19,3	3207,5	0,007
Cobertura de suelo desnudo (%)	54	52	5,7 \pm 8,0	7,6 \pm 9,2	2972,5	0,2
Cobertura de hojarasca (%)	54	52	23,9 \pm 14,9	16,7 \pm 10,4	2404,5	0,02
Cobertura de roca (%)	54	52	24,4 \pm 17,2	25,9 \pm 21,5	2795,5	0,93
Altitud snm (%)	60	60	962,8 \pm 29,6	977,8 \pm 39,0	3298,5	0,08
Pendiente (°)	60	60	37,2 \pm 13,8	40,1 \pm 16,1	3384	0,19
Componente N-S de la orientación de la pendiente	60	60	-0,3 \pm 0,7	-0,1 \pm 0,7	3290,5	0,07
Componente E-W de la orientación de la pendiente	60	60	-0,02 \pm 0,6	-0,08 \pm 0,8	3780,5	0,42

principal a 10 cm del suelo y aplicación sobre el tocón de una doble capa de polietileno negro, de 200 μm , de un tamaño aproximado de 50 x 50 cm^2 , ajustado a la base con alambre (3 tratamientos x 2 fisionomías x 20 individuos = 120, la cantidad final de individuos varió en los distintos tratamientos debido a pérdidas por vandalismo, quedando un total de 106 individuos). Alrededor de cada individuo adulto se estableció una parcela circular de 4 m de diámetro, con el objeto de evaluar la regeneración por semilla de *L. lucidum*. Para cada parcela se estimó visualmente el porcentaje de cobertura del: (1) dosel, (2) vegetación herbácea, (3) arbustos menores a 2 m de altura, (4) roca, (5) hojarasca y (6) suelo desnudo. Además, se registraron las siguientes variables topográficas: (7) altitud (m), (8) pendiente ($^\circ$), y (9) orientación de la pendiente, considerando los componentes norte-sur y este-oeste, siguiendo la metodología propuesta por Torres *et al.*, (2008).

En la primavera de 2012 se aplicaron por primera vez los tratamientos de tala y tala con polietileno a los individuos adultos seleccionados, y se contabilizaron y removieron manualmente todos los plantines originados de semilla menores a 50 cm de altura localizados dentro de las parcelas. Transcurridos 6 meses, en otoño de 2013, se repitieron por segunda vez dichos tratamientos. En otoño de 2014 (18 y 12 meses después de la primera y segunda aplicación de los tratamientos, respectivamente) se evaluó la supervivencia, la altura de los rebrotes y de los árboles testigos, y la cantidad de plantines menores a 50 cm de altura.

Durante la primera aplicación de los tratamientos de corte y la remoción manual de plantines se registró el tiempo que demandó cada tarea y los costos de los insumos utilizados. Para estimar los costos relacionados al esfuerzo humano se consideró el salario de un brigadista forestal, persona que consideramos idónea para realizar esta tarea. Dicho salario es aproximadamente USD 10 /hs persona, e incluye insumos (ropa adecuada), viáticos y traslados (información proporcionada por personal de Administración de Parques Nacionales de Argentina).

Análisis de datos

Todas las variables fueron analizadas mediante modelos lineales empleando como variables predictoras categóricas de efectos

fijos el tratamiento de control mecánico (tres niveles), la fisionomía del sitio (dos niveles) y la interacción tratamiento de control x fisionomía del sitio (seis niveles). La supervivencia de los individuos fue analizada mediante un Modelo Lineal Generalizado con distribución binomial, utilizando el método de verosimilitud penalizada de Firth que permite obtener estimaciones consistentes de los parámetros. El crecimiento de los árboles adultos fue analizado mediante un Modelo Lineal General empleando como variable respuesta el Log10 de la altura. En ambos análisis (supervivencia y altura) se incluyó como covariable a la altura inicial, ya que los individuos en los matorrales presentaban mayor tamaño. Para evaluar la regeneración por semilla en las parcelas bajo distintos tratamientos de control y fisionomías del sitio se empleó un Modelo Lineal Generalizado, asumiendo distribución binomial negativa y empleando el número de plantines por parcela como variable respuesta. Se incluyeron la altura inicial del árbol y la altura inicial al cuadrado como covariables. Se declaró como variable compensatoria (offset) al Log10 del área de la parcela (12,57 m^2) para que las comparaciones de medias sean hechas en plantines por m^2 . Las comparaciones múltiples de medias se realizaron con la prueba LSD de Fisher. Con el fin de interpretar mejor los resultados obtenidos, se compararon las variables de micrositio medidas en los sitios con distinta fisionomía mediante una prueba de Wilcoxon. En todos los análisis se utilizó un nivel de significación de 0,05 y se corroboraron los supuestos correspondientes. Los modelos se ajustaron utilizando la librería de R (R CoreTeam 2016), en la interfaz implementada en el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2017 a, b, c).

La eficiencia relativa de los distintos tratamientos en la reducción de la supervivencia y altura de los rebrotes se obtuvo a través de la siguiente ecuación:

$$IE = E/C$$

Donde “IE” es el Índice de eficiencia, “E” es la eficacia y “C” es el costo económico de los insumos y el esfuerzo de mano de obra (dólares.árbol⁻¹). La eficacia (E) se obtuvo de la siguiente manera:

$$E = (M * DA)$$

Donde “M” es la proporción de mortalidad media y “DA” es la proporción de la disminución en altura media de los rebrotes.

RESULTADOS

Luego de dos aplicaciones de los tratamientos, la supervivencia de los árboles asignados a los grupos testigo, tala y tala con polietileno fue de 100%, 95% y 68%, respectivamente, siendo significativas únicamente las diferencias en el tratamiento de tala con polietileno ($n= 106$; $F= 10,9$; $P< 0,0001$; Fig. 2A). No se encontró un efecto de la fisonomía del sitio sobre la supervivencia ($F= -1,7$; $P= 1$) y el modelo sin interacción tuvo mejor ajuste. Por su parte, la altura inicial de los árboles estuvo positivamente relacionada con la supervivencia ($F= 7,2$; $P= 0,009$).

La altura alcanzada por los árboles asignados a los grupos testigo, tala y tala con polietileno fue de 509,1; 113,0 y 24,4 cm, respectivamente, siendo significativa la diferencia entre todos los tratamientos de control mecánico ($n= 93$; $F= 240$; $P< 0,0001$). En otras palabras, la altura de los árboles talados se redujo un 78% en relación a los árboles testigos, mientras que en el tratamiento de tala con polietileno se redujo un 95% en comparación con los testigos (Fig. 2B). No se encontró un efecto de la fisonomía del sitio sobre la altura de los rebrotes y testigos ($F= 0,06$; $P= 0,8$), ni efecto de la interacción tratamiento x fisonomía del sitio ($F= 0,7$; $P= 0,5$). Mientras que la altura de los rebrotes y del árbol testigo estuvo positivamente relacionada con la altura inicial de los árboles ($F= 13,2$; $P< 0,001$).

En cuanto a la regeneración por semilla, al inicio y antes de la aplicación de los tratamientos de control mecánico removimos 2417 plantines ($1,81$ plantines. m^{-2}), mientras que al final del estudio y luego de la aplicación de los tratamientos en dos oportunidades, removimos 2794 plantines ($2,1$ plantines. m^{-2}). La densidad de plantines fue explicada por la interacción fisonomía del sitio x tratamiento ($n= 106$; $F= 3,29$; $P= 0,04$), y cada uno de dichos factores también tuvo un efecto significativo (fisonomía del sitio: $F= 7,96$; $P= 0,006$; tratamiento: $F= 4,77$; $P= 0,011$). En los bosques, la densidad de plantines fue menor en los tratamientos de tala y tala con polietileno que en el testigo, mientras que en los matorrales la densidad de plantines fue menor en el tratamiento de tala con polietileno que en el tratamiento de tala, sin diferencias significativas entre estos tratamientos y el testigo (Fig. 2C). En promedio, la densidad de plantines fue aproximadamente 300% mayor en bosques que en matorrales ($3,34$ y $0,81$ plantines. m^{-2} , respectivamente), aunque este valor estuvo mayormente influido por el tratamiento testigo. Por su parte, la altura inicial de los árboles ($F= 5,22$; $P= 0,024$) y la altura al cuadrado ($F= 5,5$; $P= 0,021$), estuvieron positivamente relacionadas a la densidad de plantines, hecho que evidencia que en las parcelas con árboles de tamaño intermedio regeneraron la mayor cantidad de plantines.

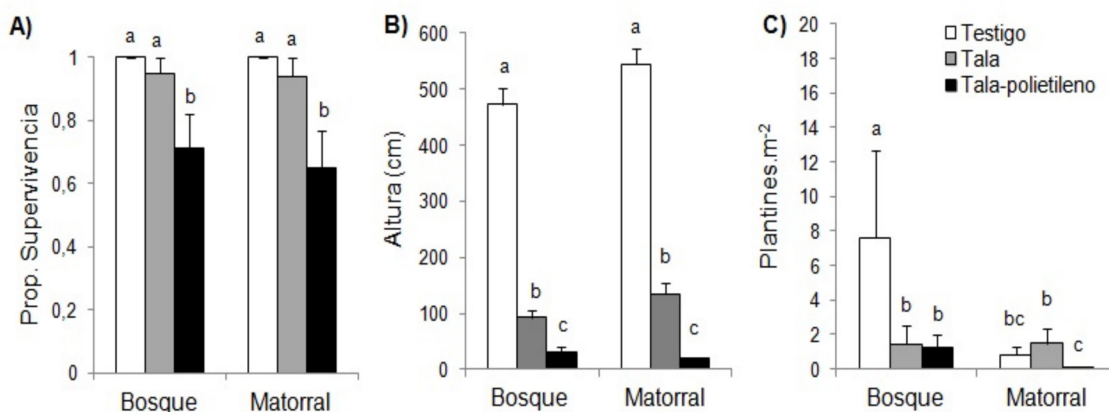


Fig. 2. Media \pm EE de la **A:** supervivencia, **B:** altura de rebrotes (cm), y **C:** densidad de plantines. m^{-2} de *Ligustrum lucidum* en dos fisonomías de la vegetación (bosque y matorral), tras 12 meses y dos aplicaciones de los tratamientos de control mecánico (testigo, tala y tala-polietileno). Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas a un nivel de $P < 0,05$.

Las parcelas en bosque y matorrales se diferenciaron principalmente en el porcentaje de cobertura del dosel, siendo aproximadamente del 70% en bosque y del 7% en matorrales. Las parcelas en matorrales se hallaban en una matriz de pastizal, mientras que en bosque predominó la presencia de arbustos menores a 2 m de altura y hojarasca. La altitud snm, pendiente y orientación no mostraron diferencias entre parcelas de bosque y matorrales (Tabla 1).

En cuanto a los costos estimados durante el control mecánico, la tala demandó 4,17 min. persona.árbol⁻¹, mientras que la tala con polietileno demandó 7,5 min. persona.árbol⁻¹, lo cual se traslada a un costo monetario en USD de 0,7 y 1,74, respectivamente, incluyendo en el segundo caso el costo de mano de obra, polietileno y alambre. De esta manera, se observa que el costo del tratamiento de tala con polietileno es 150% veces mayor que la tala. Por otra parte, la cantidad de plantines

encontrados varió desde 0 hasta 80 plantines.m⁻² y el tiempo total empleado en esta actividad fue de 18,75 hs, casi 1 min.persona.m⁻². Como no encontramos diferencias en el tiempo para remover plantines entre tratamientos, no fue incluida esta sección en los cálculos de la eficiencia relativa. No se consideró el tiempo que requirió la movilización desde un árbol hasta otro durante la aplicación de los tratamientos.

En este sentido, se obtuvo una E del 0,04 para tala (0,05 de mortalidad x 0,78 de disminución en altura de rebrote -ver resultados correspondientes-) y del 0,31 para tala con polietileno (0,32 de mortalidad x 0,95 de disminución en altura de rebrote -ver resultados correspondientes-), es decir que la tala con polietileno fue aproximadamente 650% más eficaz que la tala. Si incluimos el costo económico y obtenemos el IE, la diferencia entre los tratamientos se reduce pero continúa siendo más eficiente (200%) la tala con polietileno (Tabla 2).

Tabla 2. Tiempo, costos, mortalidad (M), disminución de la altura (DA), eficacia (E) e índice de eficiencia (IE) de los tratamientos de control mecánico (tala y tala con polietileno) sobre *Ligustrum lucidum*, tras 12 meses y dos aplicaciones. Los valores (media ± EE) están calculados por árbol y por persona. Los costos de insumos corresponden al polietileno negro y alambre. Los costos de esfuerzo de mano de obra se estimaron tasando la hora de trabajo de un brigadista forestal asalariado. Hora: USD 10. Eficacia $E = M * DA$. Índice de Eficiencia $IE = E / \text{Costos totales}$.

Variable	Tala	Tala con Polietileno
Tiempo (minutos)	4,17	7,5
Costos insumos (USD)	0	0,49
Costo esfuerzo (USD)	0,7 ± 0,07	1,25 ± 0,10
Proporción de mortalidad (M)	0,05	0,32
Proporción disminución altura (DA)	0,78	0,95
Eficacia (E)	0,04	0,31
Índice de Eficiencia (IE)	0,06	0,18

DISCUSIÓN

Este estudio constituye, a nuestro mejor entender, el primer reporte para el Bosque Chaqueño Serrano sobre la eficiencia de técnicas de control mecánico de leñosas no nativas, incluyendo costos y esfuerzo de aplicación. En Sudamérica, los estudios publicados sobre acciones de control, representan tan solo un 1% de la literatura científica sobre

invasiones biológicas (Kettenring & Adams, 2011), por lo cual los resultados aquí obtenidos son muy importantes como primera etapa en la elaboración de una estrategia de manejo de plantas leñosas no nativas (Epanchin-Niell & Hastings, 2010; Kettenring & Adams, 2011). Estudios previos han evaluado la eficacia de la aplicación de herbicidas para el control de especies del género *Ligustrum* (Starr *et al.*, 2003; DiTomaso *et al.*, 2013), sin

embargo la optimización del control a través de técnicas mecánicas es fundamental en un contexto de creciente rechazo social al uso de herbicidas (Little *et al.*, 2006; McCarthy *et al.*, 2011).

Tal como esperábamos, la aplicación de los tratamientos de control mecánico redujo la supervivencia y la altura de rebrote en la medida que disminuyó la incidencia de luz. De esta manera, el tratamiento más efectivo resultó ser la tala con aplicación de polietileno, que redujo la supervivencia un 32% y la altura de rebrote en un 95%, en comparación con los testigos no tratados. La aplicación de la tala no redujo de manera significativa la supervivencia, y los rebrotes alcanzaron un cuarto de la altura en relación a los testigos. Esta alta capacidad de recuperación por rebrote luego de la remoción de la biomasa aérea ha sido reportada por otros trabajos (Starr *et al.*, 2003; Lichstein *et al.*, 2004; DiTomaso *et al.* 2013), aunque no en todas las condiciones ya que después del fuego la supervivencia por rebrote es menor al 25% y solo los individuos de gran tamaño pueden rebrotar desde el tallo (Torres *et al.*, 2014; Herrero *et al.*, 2016). Un estudio previo había señalado a la tala con aplicación de polietileno como un tratamiento eficaz en el control de *L. lucidum*, mientras sea cubierta toda la parte aérea remanente; sin embargo se trató de resultados obtenidos en el corto plazo y luego de la aplicación de un único corte (Mowatt, 1981).

La fisonomía del sitio no provocó diferencias en la supervivencia y altura de los rebrotes. Esto indicaría que en esta etapa del ciclo de vida, y debido a la capacidad que tiene la especie de tolerar una amplia gama de condiciones ambientales (Aragón & Groom, 2003; Hoyos *et al.*, 2010; Maddox *et al.*, 2010), las diferencias entre fisonomías resulten poco limitantes en la supervivencia y crecimiento de los rebrotes. En este sentido, y con resultados opuestos, se observó que la especie no nativa *Gleditsia triacanthos*, tuvo menor tasa de crecimiento radial del leño en parches con abundante cobertura de bosque que en sitios más abiertos (Fraschina, 2014), asociando dichas respuestas a las características heliófilas de la planta.

Por otra parte, como el tamaño de los árboles condiciona la capacidad de rebrote, esto refuerza la importancia de iniciar las acciones de manejo en una etapa temprana de invasión y crecimiento

(Rejmánek & Pitcairn, 2002), por ejemplo sería conveniente aplicar los tratamientos antes que los individuos sobrepasen la canopia del bosque nativo (aproximadamente 10 m), ya que en estas instancias parece tener su mayor capacidad de dispersión (Hoyos *et al.*, 2010; Gavier-Pizarro *et al.*, 2012) y generar las mayores pérdidas en biodiversidad (Hoyos *et al.*, 2010). Dada la relación entre tamaño de los árboles y edad ($\text{Edad del árbol} = 4,11 + 0,9267 \text{ DAP}$; Gavier-Pizarro *et al.*, 2012), podemos estimar que la mayoría de los árboles de este estudio son ejemplares jóvenes (entre 10-20 años). Sería interesante determinar cómo es la relación entre la edad y la capacidad de rebrote y si a cierta edad esta capacidad de rebrote disminuye.

La regeneración de plantines por semilla mostró una clara asociación a la fisonomía de bosque y a los tratamientos testigos, es decir a los que conservaban la copa del árbol. Esto puede ser el resultado de muchos mecanismos que actúan conjuntamente. Por un lado, las condiciones microambientales de luz, temperatura y humedad en los parches de bosque pueden ser más propicias y le permitan mayor germinación y supervivencia que en los matorrales. Esto fue observado por Tecco *et al.*, (2006) para esta misma especie, quienes hallaron mayor regeneración en los arbustos de copas más densa y dicha cobertura estuvo asociada a un gradiente de temperatura, humedad y nutrientes más favorable para el establecimiento, como así también mayor protección frente al ganado. Otro de los mecanismos puede estar relacionado a la mayor dispersión de semillas en los parches de bosque, ya sea a través de otros individuos semilleros de *L. lucidum* en los alrededores de los árboles estudiados (Ferrerías *et al.*, 2015) o a la presencia de otras especies arbóreas que actúen como percha (Montaldo, 1993; Aragón & Groom, 2003). Si bien la densidad de otros individuos de *L. lucidum* no fue registrada, en los parches de bosque había mayor presencia que en los matorrales (Salazar *et al.*, 2013), lo cual pudo haber generado mayor lluvia de semillas (Ferrerías *et al.*, 2008; Ferrerías *et al.*, 2015). Además, observamos que la cantidad de plantines luego de dos extracciones fue similar a la cantidad encontrada antes de la aplicación de los tratamientos. Al tratarse de una especie que no forma banco de semillas por más de un año (Panetta, 2000), la presión de propágulos es tan elevada que logra rápidamente restituir la densidad (Ferrerías *et*

al., 2008; Ferreras *et al.*, 2015). Por otro lado, sería interesante considerar en futuras investigaciones en qué magnitud la aplicación de estos tratamientos de control mecánico afectan la regeneración y la supervivencia de las especies nativas.

Respecto al costo y esfuerzo de los tratamientos aplicados, la tala con polietileno insumió aproximadamente 150% más de los costos monetarios y de tiempo que la tala, pero esto fue compensado por la mayor eficacia (650%) y eficiencia (200%) de este tratamiento. Cabe destacar que los costos estimados en el presente trabajo pueden variar debido a factores como el tamaño del árbol, la topografía del área invadida y la densidad de individuos. El DAP de los árboles talados en el presente estudio varió entre 3 cm y 20 cm, pero *L. lucidum* puede alcanzar diámetros superiores (p.e. 63 cm Gavier-Pizarro *et al.*, 2012), por lo cual árboles de mayor porte pueden requerir mayor esfuerzo y el uso de otras herramientas, como motosierra, que facilitan la tala y disminuyen el tiempo de trabajo pero implican mayores costos. Además, en el caso de áreas invadidas en regiones montañosas la pendiente del terreno puede ser muy variable, dificultando el acceso a los focos de invasión y el traslado del personal desde un árbol a otro. La densidad de individuos en las áreas invadidas también condiciona el esfuerzo y los costos de control, por ejemplo en áreas muy invadidas por *L. lucidum* en el Bosque Serrano se ha registrado una densidad de 3300 individuos/ha con un DAP > 2,5 cm (Hoyos *et al.*, 2010), lo que significaría un costo de US\$2310 para el tratamiento de tala y US\$5742 para el tratamiento de tala con polietileno, valores extremadamente altos para llevarlos a la práctica. De esta manera, los tratamientos serían factibles de realizar en áreas reducidas y con el uso de otras herramientas, como motosierra.

CONCLUSIONES

Frente a la situación de control mecánico de esta especie, recomendamos la aplicación del tratamiento de la tala con polietileno debido a la mayor eficiencia, en comparación con el tratamiento de tala. Para aumentar el efecto de aislamiento y la durabilidad del material, sugerimos utilizar un polietileno con un grosor mayor a 200 µm, y que durante el proceso de colocación, se cubra completamente el tocón y el suelo a su

alrededor. A los fines de evitar el vandalismo, recomendamos señalar con carteles informativos las inmediaciones de los sitios donde se aplique este tratamiento. Por otro lado, a causa de los altos costos monetarios, el tratamiento de tala con polietileno resultará más conveniente aplicarlo en árboles que se encuentren alejados y sea difícil volver a controlarlos, para así evitar nuevos focos de invasión, mientras que el tratamiento de tala sería recomendable sólo en los casos que sea posible re-aplicar el corte para evitar la rápida recuperación de la biomasa. En cuanto a la remoción manual de plantines sugerimos practicarla en matorrales o en áreas con baja cobertura de *L. lucidum*, ya que en esos sitios la presión de semillas suele ser más baja que en bosques y de este modo no se restituirá tan rápidamente la densidad de plantines.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

DR y TAVG: Diseño de la investigación. FRB: Adquisición de financiamiento. TAVG: Ejecución de la metodología. TAVG y RCT: Análisis de datos. TAVG y RCT: Escritura del manuscrito. DR y FRB: Administración del proyecto y supervisión.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Lic. G. González por sus aportes en los análisis estadísticos. Al Dr. L. Agost por su colaboración en la confección del mapa. A los Guardaparques de la Reserva Natural Vaquerías J. Piedrabuena y E. Galli por su ayuda a campo. Este trabajo forma parte de la Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre de la primera autora. Fue realizado con financiación de la Universidad Nacional de Córdoba, a través de la Reserva Natural Vaquerías, y con el Programa de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, el cual cuenta con el apoyo del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América (U.S.F.W.S).

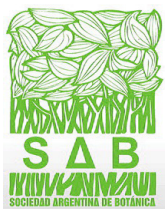
BIBLIOGRAFÍA

ARAGÓN, R. & M. GROOM. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. *Rev. Biol. Trop.* 51: 59-70.

- ARAGÓN, R., L. MONTTI, M. M. AYUP & R. FERNÁNDEZ. 2014. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. *Acta Oecol.* 54: 21-28.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2013.03.007>
- BURNHAM, K. M. & T. D. LEE. 2010. Canopy gaps facilitate establishment, growth, and reproduction of invasive *Frangula alnus* in a *Tsuga canadensis* dominated forest. *Biol. Invasions* 12: 1509-1520.
<https://doi.org/10.1007/s10530-009-9563-8>
- CABIDO, M. R. & M. ZAK. 1999. *Vegetación del Norte de Córdoba*. Instituto Multidisciplinario Biología Vegetal. Universidad Nacional de Córdoba y CONICET. Córdoba, Argentina.
- CAPITANELLI, R. G. 1979. Clima. En: VÁZQUEZ, J. B., R. A. MIATELLO & M. E. ROQUÉ (eds.), *Geografía física de la Provincia de Córdoba*, pp. 45-138. Boldt, Buenos Aires.
- DAVIS, M. A., J. P. GRIME & K. THOMPSON. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.* 88: 528-534.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- DI RIENZO, J. A., F. CASANOVES, M. G. BALZARINI, L. GONZALEZ, M. TABLADA & C. W. ROBLEDO. 2017a. InfoStat. Córdoba, Argentina. Grupo InfoStat. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- DI RIENZO, J. A., E. MACCHIAVELLI & F. CASANOVES. 2017b. Modelos lineales generalizados mixtos: aplicaciones en InfoStat. Grupo InfoStat, Córdoba.
- DI RIENZO, J. A., E. MACCHIAVELLI & F. CASANOVES. 2017c. Modelos lineales mixtos: aplicaciones en InfoStat. Grupo InfoStat, Córdoba.
- DITOMASO, J. M., G. B. KYSER, S. R. ONETO, R. G. WILSON, S. B. ORLOFF, L. W. ANDERSON & C. RANSOM. 2013. *Weed control in natural areas in the western United States*. Weed Research and Information Center, University of California.
- EPANCHIN-NIELL, R. S. & A. HASTINGS. 2010. Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecol. Lett.* 13: 528-541.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01440.x>
- FERRERAS, A. E., C. TORRES & L. GALETTO. 2008. Fruit removal of an invasive exotic species (*Ligustrum lucidum*) in a fragmented landscape. *J. Arid Environ.* 72: 1573-1580.
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.03.015>
- FERRERAS, A. E., M. A. GIORGIS, P. A. TECCO, M. R. CABIDO, & G. FUNES. 2015. Impact of *Ligustrum lucidum* on the soil seed bank in invaded subtropical seasonally dry woodlands (Córdoba, Argentina). *Biol. Invasions* 17: 3547-3561.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-015-0977-1>
- FRASCHINA, L. 2014. Efecto de la cobertura de bosque nativo sobre la tasa de crecimiento de la especie invasora *Gleditsia triacanthos* L. en la Reserva Natural Vaquerías, Córdoba. Tesina de grado. Universidad Nacional de Córdoba.
- GAVIER-PIZARRO, G. I. & E. BUCHER. 2004. Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina* 101: 3-27.
- GAVIER-PIZARRO, G. I., T. KUEMMERLE, L. E. HOYOS, S. I. STEWART, C. D. HUEBNER, N. S. KEULER & V. C. RADELOFF. 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sens. Environ.* 122: 134-145.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.09.023>
- GIORGIS, M. A., P. A. TECCO, A. M. CINGOLANI, D. RENISON, P. MARCORA & V. PAIARO. 2011. Factors associated with woody alien species distribution in a newly invaded mountain system of central Argentina. *Biol. Invasions* 13: 1423-1434.
<https://doi.org/10.1007/s10530-010-9900-y>
- GIORGIS, M. A., A. M. CINGOLANI, D. E. GURVICH, P. A. TECCO, J. CHIAPPELLA, F. E. CHIARINI & M. R. CABIDO. 2017. Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation gradients in central Argentina. *Appl. Veget. Sci.* 20: 558-571. <https://doi.org/10.1111/avsc.12324>
- GURVICH, D. E., L. ENRICO & A. M. CINGOLANI. 2005. Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecol.* 30: 789-796.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01522.x>
- HERRERO, M. L., R. C. TORRES & D. RENISON. 2016. Do wildfires promote woody species invasion in a fire-adapted ecosystem? Post-fire resprouting of native and non-native woody plants in central Argentina. *Environ. Manage.* 57: 308-317.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0616-8>
- HOYOS, L. E., G. I. GAVIER-PIZARRO, T. KUEMMERLE, E. H. BUCHER, V. C. RADELOFF & P. A. TECCO. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biol. Invasions* 12: 3261-3275.
<https://doi.org/10.1007/s10530-010-9720-0>
- KAYS, J. S & C. D. CANHAM. 1991. Effects of time and frequency of cutting on hardwood root reserves and sprout growth. *Forest Sci.* 37: 524-539.
- KETTENRING, K. M. & C. R. ADAMS. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and metaanalysis. *J. Appl. Ecol.* 48: 970-979.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>

- KING, D. A., S. J. DAVIES, M. N. NURSUPARDI & S. TAN. 2005. Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. *Funct. Ecol.* 19: 445-453.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00982.x>
- LEWIS, J. P., S. NOETINGER, D. E. PRADO & I. M. BARBERIS. 2004. Los remanentes de bosques del Espinal en el este de la provincia de Córdoba. *Revista Agromensajes* 13: 23-27.
- LICHSTEIN, J. J., H. R. GRAU, R. ARAGÓN. 2004. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *J. Veg. Sci.* 15: 721-728.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02314.x>
- LITTLE, K. M., I. WILLOUGHBY, R. G. WAGNER, P. ADAMS, H. FROCHOT, J. GAVA & R. P. WEI. 2006. Towards reduced herbicide use in forest vegetation management. *Southern Africa Forestry Journal* 207: 63-79. <https://doi.org/10.2989/10295920609505254>
- MADDOX, V., J. BYRD & B. SERVISS. 2010. Identification and control of invasive Privets (*Ligustrum* spp.) in the Middle Southern United States. *Invas. Plant Sci. Mana.* 3: 482-488.
<https://doi.org/10.1614/IPSM-D-09-00060.1>
- MCCARTHY, N., N. S. BENTSEN, I. WILLOUGHBY & P. BALANDIER. 2011. The state of forest vegetation management in Europe in the 21st century. *Eur. J. For. Res.* 130: 7-16.
<https://doi.org/10.1007/s10342-010-0429-5>
- MONTALDO, N. H. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 66: 75-85.
- MOWATT, J. 1981. Control of large-leaved privet (*Ligustrum lucidum*) and small leaved privet (*Ligustrum sinense*) in urban bushland. *Proceedings of the Australasian Weeds Conference* 1: 165-168.
- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI, P. TOGNETTI, I. BARBERIS, H. M. MATURO, R. ARAGÓN, P. I. CAMPANELLO, D. PRADO, M. OESTERHELD & R. J. C. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Aust.* 28: 040-063.
<https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PACKHAM, J. R., D. J. L. HARDING, G. M. HILTON & R. A. STUTTARD. 1992. *Functional ecology of woodlands and forests*. Chapman and Hall, London
- PANETTA, F. D. 2000. Fates of fruits and seeds of *Ligustrum lucidum* WT Ait. and *L. sinense* Lour. maintained under natural rainfall or irrigation. *Aust. J. Bot.* 48: 701-706. <https://doi.org/10.1071/BT00005>
- PATCH, N. L., D. GEESING & P. FELKER. 1998. Suppression of resprouting in pruned mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) saplings with chemical or physical barrier treatments. *For. Ecol. Manage.* 112: 23-29.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00303-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00303-X)
- PEJCHAR, L. & H. A. MOONEY. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends Ecol. Evol.* 24: 497-504.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.016>
- PIMENTEL, D., S. MCNAIR, J. JANECKA, J. WIGHTMAN, C. SIMMONDS, C. O'CONNELL, E. WONG, L. RUSSEL, J. ZERN, T. AQUINO & T. TSOMONDO. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84: 1-20.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X)
- PYŠEK, P. & D. M. RICHARDSON. 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Ann. Rev. Env. Resour.* 35: 25-55.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. [Online] Disponible en: <http://www.R-project.org>
- REJMÁNEK, M. & M. J. PITCAIRN. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? In: VEITCH, C. R. & M. N. CLOUT (eds.), *Turning the tide: the eradication of invasive species*, pp. 249-253. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- RICHARDSON, D. M. & M. REJMÁNEK. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Divers. Distrib.* 17: 788-809.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- SALAZAR, J., F. BARRI & G. CARDOZO. 2013. Distribución espacial y tasa de invasión de flora exótica en la Reserva Natural de Vaquerías—Provincia de Córdoba (Argentina). *Quad. Bot. Amb. Appl.* 24: 3-12.
- SANHUEZA, C. & S. M. ZALBA. 2012. Experimental control of Spanish broom (*Spartium junceum*) invading natural grasslands. *Manag. Biol. Invasion.* 3: 97-104.
<http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2012.3.2.04>
- SIMBERLOFF, D., J. L. MARTIN, P. GENOVESI, V. MARIS, D. A. WARDLE, J. ARONSON, F. COURCHAMP, B. GALIL, E. GARCÍA-BERTHO, M. PASCAL, P. PYŠEK, R. SOUSA, E. TABACCHI & M. VILA. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol. Evol.* 28: 58-66.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- STARR, F., K. STARR & L. LOOPE. 2003. *Ligustrum* spp. Privet Oleaceae. United States Geological Survey-Biological Resources Division Haleakala Field Station, Maui, Hawaii. [Online] Disponible en: http://hear.its.hawaii.edu/starr/hiplants/reports/pdf/ligustrum_spp.pdf. [Acceso: 10 Noviembre 2018].
- TAIZ, L. & E. ZEIGER. 2010. *Plant Physiology*. 5th ed. Sunderland, MA: Sinauer Associates.

- TECCO, P. A., D. E. GURVICH, S. DIAZ, N. PÉREZ-HARGUINDEGUY & M. R. CABIDO. 2006. Positive interaction between invasive plants: the influence of *Pyracantha angustifolia* on the recruitment of native and exotic woody species. *Austral Ecol.* 31: 293-300. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01557.x>
- TORRES, R. C., D. RENISON, I. HENSEN, R. SUAREZ, L. ENRICO. 2008. *Polylepis australis*' regeneration niche in relation to seed dispersal, site characteristics and livestock density. *For. Ecol. Manage.* 254: 255-260. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.007>
- TORRES, R. C., M. A. GIORGIS, C. TRILLO, L. VOLKMANN, P. DEMAIO, J. HEREDIA & D. RENISON. 2014. Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano forest of Central Argentina. *Austral Ecol.* 39: 346-354. <https://doi.org/10.1111/aec.12084>
- TU, M., C. HURD & J. M. RANDALL. 2001. *Weed Control Methods Handbook: Tools and Techniques for Use in Natural Areas*. The Nature Conservancy. [Online] Disponible en: <https://www.invasive.org/gist/handbook.html> [Acceso: 10 Noviembre 2018].
- VILÁ, M. 1997. Effect of root competition and shading on resprouting dynamics of *Erica multiflora* L. *J. Veg. Sci.* 8: 71-80. <https://doi.org/10.2307/3237244>
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1020532609792>



CARACTERIZACIÓN Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA VEGETACIÓN RIBEREÑA DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO CUARTO (CÓRDOBA, ARGENTINA)

CHARACTERIZATION AND CONSERVATION STATUS OF THE RIPARIAN VEGETATION OF THE MIDDLE BASIN OF THE RÍO CUARTO (CÓRDOBA, ARGENTINA)


Evangelina Natale^{1,2,3*}, Marcelo Arana¹, Gabriela Villalba[†], Herminda Reinoso¹, Marina de la Reta^{1,3} y Antonia Oggero¹


1. Dpto Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
2. CONICET.
3. Fundación Conservación y Desarrollo (ConyDes).

*enatale@exa.unrc.edu.ar;
evangenatale@yahoo.com.ar

Citar este artículo

NATALE, E., M. ARANA, G. VILLALBA[†], H. REINOSO, M. DE LA RETA & A. OGGERO. 2019. Caracterización y estado de conservación de la vegetación ribereña de la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 105-123.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23589>

Recibido: 16 Agosto 2018
Aceptado: 21 Noviembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editor: Guillermo Funes 

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

SUMMARY

Background and aims: The processes of change of land use have had a very profound impact on the ecological patterns and processes of landscapes in recent times, owing to that, this study aims to characterize the vegetation patches associated with the middle basin of the río Cuarto and to determine its conservation status in order to delineate management strategies that allow planners to choose the best alternative for urban development.

M&M: Vegetation censuses were carried out in the different environments. The environmental units were digitized and an Integral Environmental Evaluation Index included in a Geographic Information System platform was applied to the define the conservation value.

Results: Seven vegetation units belonging to the biogeographic district of Espinal were delimited and 340 remnants of natural vegetation were digitized. According to the Integral Environmental Evaluation Index, more than 50% of the UA are in bad status of conservation, where the patches with regular and good status presented a high value of ecological functionality within the basin. By other hand, less than 1% of the environmental units are in very good status of conservation.

Conclusions: These results allowed us to generate management recommendations in order to promote its preservation and improvement of its environmental health. These recommendations could be included in the territorial planning of the cities associated to the studied basin.

KEY WORDS

Biodiversity, conservation, ecosystem services, landscape metrics, territorial planning.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Los procesos de cambio de uso de la tierra han tenido un impacto muy profundo en los patrones y procesos ecológicos de los paisajes en los últimos tiempos, por lo que éste trabajo tiene por objetivos caracterizar los parches de vegetación asociados a la cuenca media del río Cuarto y determinar su estado de caracterización, con el fin de delinear estrategias de manejo que permitan a los planificadores optar por la mejor alternativa para el desarrollo urbano.

M&M: Se realizaron censos de vegetación en los diferentes ambientes y se digitalizaron las unidades ambientales; luego se les calculó el Índice Integral de Evaluación Ambiental, incluido en una plataforma de Sistema de Información Geográfica, para definir el valor de conservación.

Resultados: Se definieron siete unidades de vegetación pertenecientes al distrito biogeográfico Espinal y se digitalizaron 340 parches. El índice integral de evaluación ambiental arrojó que más del 50% de las Unidades Ambientales se encontraron en mal estado de conservación, donde los parches regulares y buenos presentaron un alto valor de funcionalidad ecológica dentro de la cuenca. Por otro lado, menos del 1% de las unidades ambientales entraron en la categoría de muy buen estado de conservación.

Conclusiones: Estos resultados permitieron generar una serie de recomendaciones de manejo tendientes a su preservación y mejoramiento de su salud ambiental que pueden ser incluidas en el ordenamiento territorial de las ciudades asociadas a la cuenca en estudio.

PALABRAS CLAVE

Biodiversidad, conservación, métricas del paisaje, ordenamiento territorial, servicios ecosistémicos.

INTRODUCCIÓN

Los procesos de cambio de uso de la tierra son una expresión de las transformaciones socioeconómicas que han tenido un impacto muy profundo en los patrones y procesos ecológicos de los paisajes en los últimos tiempos (Costanza *et al.*, 1997; Parcerisas *et al.*, 2012). Así, se ha reconocido que la expansión de las urbes junto a las prácticas agrícolas se configuran como una de las principales causas antrópicas que ejercen una presión negativa significativa sobre los recursos naturales (Jaeger *et al.*, 2010). Esta transformación del paisaje subyace a la mayoría de los problemas de conservación ya que el impacto de las actividades antrópicas ha llevado a la pérdida de servicios ecosistémicos, como la capacidad de captación de agua, la protección de suelos, la regulación de los ciclos de nutrientes y la reducción de los efectos del cambio climático global (ej: prevención de inundaciones y atenuación de las consecuencias de las sequías) (Szpeiner *et al.*, 2007; Bilenca *et al.*, 2008). A esto se le suma la declinación de las poblaciones de especies nativas, algunas hasta la extinción (Benton *et al.*, 2003; Dirzo & Raven, 2003). Es por ello que, en el debate internacional sobre el Cambio Climático, el concepto de servicios ecosistémicos se ha convertido en un tema central y se ha concluido que el progresivo aumento de la demanda de los recursos naturales, y la consecuente pérdida de los servicios que proveen, hace que la protección de los ecosistemas y la biodiversidad se conviertan en una cuestión esencial (Frank *et al.*, 2012).

En este devenir se deja de tener en cuenta que el ambiente urbano (ciudades, suburbios, pueblos, etc.) y los sistemas productivos dependen de los ecosistemas, naturales o seminaturales, que se encuentran en su interior o en la periferia, para la provisión de las funciones y servicios mencionados anteriormente (Li *et al.*, 2005). Desde esta perspectiva, los remanentes de vegetación inmersos en matrices agrícolas-urbanas tienen un valor económico y social en el mantenimiento de la salud pública y el bienestar, así como en la contribución a la conservación, soportando una biodiversidad única (Fuller *et al.*, 2007; Lawson *et al.*, 2008; Escobedo *et al.*, 2011). La mitigación de los impactos del crecimiento de las ciudades y los sistemas productivos sobre los sistemas y procesos naturales es complicada, debido al alto valor

económico que poseen las tierras, a la diversidad de partes interesadas y a una falta de práctica de investigación en relación con la amenaza de la urbanización a la diversidad biológica (Gordon *et al.*, 2009). Por lo tanto, las matrices compuestas por agro-ecosistemas, urbanizaciones y remanentes naturales o seminaturales proveen la oportunidad de fusionar el manejo ecológico con el diseño del paisaje para brindar una variedad de servicios y bienes sociales (Williams *et al.*, 2009), a través de la generación de planes de gestión y políticas que permitan reducir los efectos negativos de las actividades antrópicas (Gallardo *et al.*, 2011).

Frente a esta realidad, la gestión ambiental se enfrenta con la necesidad de transferir el concepto de servicios ecosistémicos a los procesos de ordenamiento territorial (de Groot, 2006; Burkhard *et al.*, 2010), y de manejar paisajes enteros, que a menudo consisten en complejos mosaicos de diferentes parches de hábitat y ecosistemas que interactúan entre sí (Lindenmayer *et al.*, 2008). Por tal motivo, las evaluaciones de paisaje se configuran como una herramienta útil y rápida, con enfoques integrados y de fácil aplicación, que permiten la cuantificación de los beneficios derivados de los ecosistemas para que los planificadores y políticos puedan incluirlas en el desarrollo de sus planificaciones territoriales (de Groot, 2006; Sandstrom *et al.*, 2006; Cadenasso *et al.*, 2007; Burkhard *et al.*, 2010; Farley & Costanza, 2010; Parcerisas *et al.*, 2012).

Un enfoque, muy utilizado, para evaluar la estructura de los patrones espaciales relacionados con el paisaje y el impacto en los servicios ecosistémicos es el uso de métricas del paisaje (MP) (Frank *et al.*, 2012). Estas métricas son útiles para la aplicación de los conceptos de la ecología del paisaje a la planificación sostenible (Lin *et al.*, 2007) y al monitoreo de los procesos de desarrollo (Uuemaa *et al.*, 2009). Una vasta literatura avala el punto de vista de que, para la conservación efectiva a escala de paisaje, no solo se requiere de información sobre la extensión y/o superficie de los remanentes sino también información sobre el arreglo espacial, la composición y el estado la vegetación natural; siendo, este último factor, dependiente de las modificaciones antrópicas, el grado de conectividad, la intensidad de uso del suelo, entre otros (Forman, 1995; Primack & Ros, 2002; Natale *et al.*, 2015). En este contexto, los

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

mapas de vegetación y ambientes se configuran como instrumentos básicos para el conocimiento de un área geográfica, ya que resumen propiedades de los ecosistemas presentes y, en muchos casos, permiten inferir aspectos funcionales de los paisajes constituyéndose en insumos necesarios para los planes de gestión y ordenamiento (Kandus *et al.*, 2006).

Además, la incorporación de este tipo de variables en índices globales o integrales y en modelos que permitan obtener resultados espaciales explícitos, encuadrados dentro de un entorno de Sistema de Información Geográfica, se vuelven especialmente útiles (Branquart *et al.*, 2008; Van der Biest *et al.*, 2014). Hasta la fecha, sólo unos pocos estudios han combinado, en un enfoque intersectorial, los conceptos de servicios ecosistémicos y las métricas del paisaje en las aplicaciones prácticas dentro de la planificación territorial (Lin *et al.*, 2007; Frank *et al.*, 2012). Se puede citar el trabajo realizado por Natale *et al.* (2015) quienes propusieron un índice, que incorpora métricas de paisaje en un contexto SIG, para evaluar la integridad ecológica de remanentes de vegetación natural y seminatural, inmersos en un medio urbano donde los resultados fueron incorporados en el plan de ordenamiento de dicha ciudad.

En nuestro país la desaparición de los sistemas naturales y semi-naturales fue y continúa siendo a expensas de la expansión de la frontera agrícola y del desarrollo urbano (Grau *et al.*, 2005; Donald & Evan, 2006). Para el caso particular de los bosques, que a comienzos del siglo XX cubrían casi el 40% del continente sudamericano, actualmente no llegan al 12% (UMSEF, 2015). Stocker *et al.* (2013) alertaron, para el 2014, que el 4,3% de la deforestación global ocurría en la Argentina. En la provincia de Córdoba, de las 1653210 hectáreas de superficie total, los bosques nativos originales representaban alrededor de 71,4% (12000000 ha) mientras que, ya para el año 2008, sólo ocupaban menos del 3,6% (594000 ha) (Zak *et al.*, 2008). Particularmente, son destacables las actividades de deforestación y degradación que han sufrido los bosques de ribera, uno de los ecosistemas más importantes en cuanto a los servicios ecosistémicos que brindan, ya que cumplen funciones como la estabilización de las márgenes, captación y regulación del ciclo del agua, regulación de los ciclos de inundación y de nutrientes, construcción

y asimilación del suelo, neutralización de los desechos tóxicos, y corredores para la fauna y la flora, entre otros (Elosegi & Sabater, 2009; Romero *et al.*, 2014).

En este contexto se enmarca el paisaje de la cuenca media del río Cuarto, ubicada al sur de la provincia de Córdoba, en la región central de Argentina, que presenta un número considerable de relictos de vegetación natural y seminatural asociados a las márgenes de sus ríos y arroyos, distribuidos en forma de parches y aislados entre sí por una matriz constituida por agro-ecosistemas y áreas urbanas. Tal como lo informa Elosegi & Sabater (2009) en otros paisajes similares, las actividades antrópicas que allí ocurren (extracción de áridos, basurales a cielo abierto, urbanizaciones, agricultura, entre otras) están llevando a la conversión de éstos sistemas naturales modificando las características físicas y químicas, tanto del cauce como de la calidad del agua, e influyendo fuertemente en la biota, en el funcionamiento del sistema fluvial y en la salud humana de las comunidades asociada a la cuenca.

Por lo expuesto, los objetivos de este trabajo fueron realizar una caracterización de la vegetación de la cuenca media del río Cuarto, diagnosticar el estado de conservación de los remanentes de bosque ribereño, a través del ajuste metodológico del Índice Integral de Evaluación Ambiental desarrollado por Natale *et al.* (2015) y evaluar el riesgo que posee cada remanente, asociado a los potenciales impactos que generan las actividades antrópicas que se desarrollan en el área. Todo ello con la finalidad de generar recomendaciones de manejo que sean de utilidad en la planificación del desarrollo urbano de las localidades asociadas al área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra en la cuenca media del río Cuarto que comienza en la confluencia del río las Tapias y Piedras Blancas (32°53'54,83"S – 64°44'10,01"O a 650 msnm), donde el curso de agua se denomina Chocancharava, hasta la localidad de los Cisnes (33°21'47,91"S, 63°28'16,23"O a 172 msnm) (Fig. 1). Dicha zona se encuentra inmersa en el distrito biogeográfico del Espinal, perteneciente a

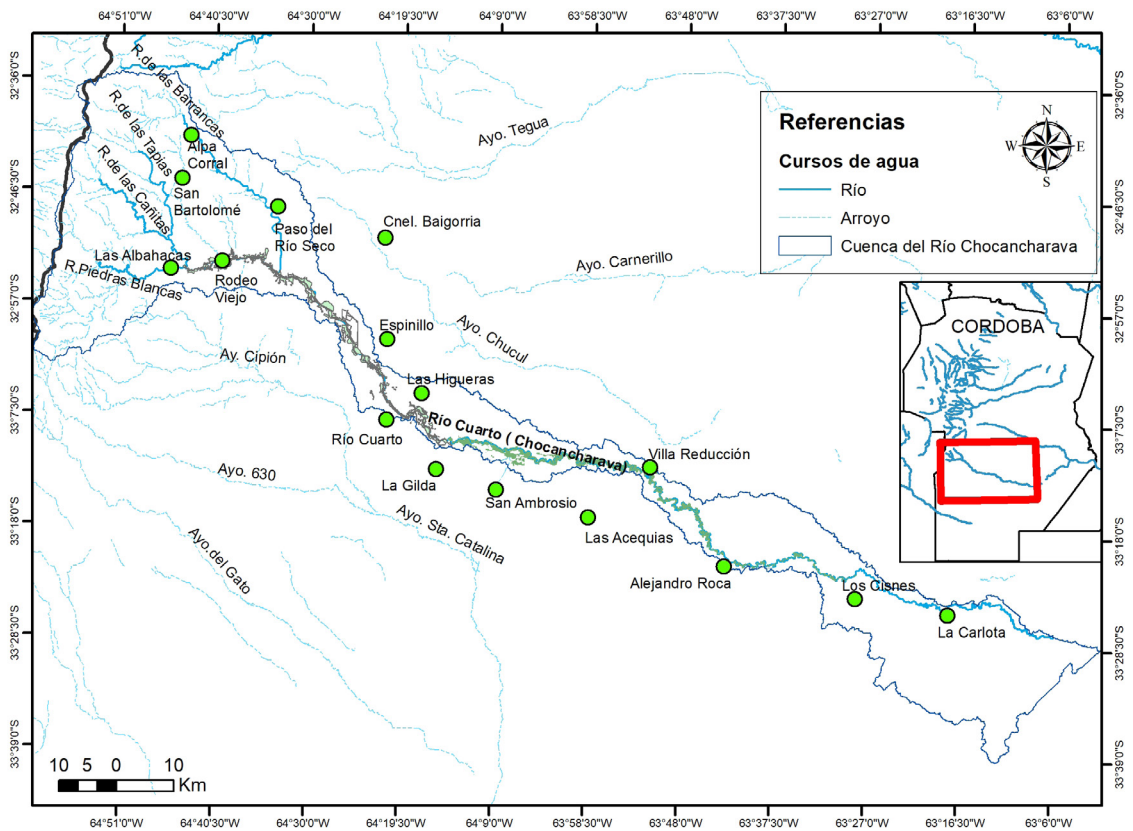


Fig. 1. Ubicación geográfica de la Cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava).

la provincia biogeográfica Pampeana (Arana *et al.* 2017). Este distrito se caracteriza por la presencia de bosque xerófilo abierto, cuyos elementos arbóreos característicos son: *Prosopis alba* Griseb. (algarrobo blanco), *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltdl. (quebracho blanco), *Schinus fasciculatus* (Griseb.) I.M. Johnst. (moradillo), *Schinus longifolius* (Lindl.) Speg. (moradillo), *Celtis ehrembergiana* (Klotzsch) Liebm. (tala), *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart (chañar) y *Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) Reissek (peje), acompañados en menor medida por *Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger (espinillo) y *Porlieria microphylla* (Baill.) Descole, O'Donnell & Lourteig (cucharero). Se pueden encontrar, de manera intercalada, poblaciones de *Trithrinax campestris* (Burmeist.) Drude & Griseb. (palma). Hacia el sudoeste aparece *Prosopis caldenia* Burkart (caldén), árbol endémico representativo de la Provincia biogeográfica

Pampeana por antonomasia, acompañado de los arbustos *Baccharis articulata* (Lam.) Pers. (carqueja) y *Lippia turbinata* Griseb. (poleo). Predominan especies de cactáceas pertenecientes a los géneros *Opuntia* Mill. (tunas) y *Cereus* Mill. (cardones). En el estrato herbáceo se destacan las Poaceae pertenecientes a los géneros *Nassella* Desv. (flechillas) y *Setaria* Pal. Beauv. (cola de zorro). En zonas de mayor humedad, a lo largo de los ríos aparecen *Salix humboldtiana* Willd. var. *humboldtiana* (sauce criollo), *Sambucus australis* Cham. & Schltdl. (saúco), *Baccharis salicifolia* (Ruiz & Pav.) Pers. (chilca) entre otras (Arana & Bianco, 2011).

Método

Para la caracterización de la vegetación se efectuaron censos de vegetación en donde el tamaño de las unidades de muestreo se determinó por el método de área mínima con la corrección

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

propuesta por Cain (1938). Se realizaron censos distribuidos al azar a lo largo del área de estudio, en donde se registró la presencia y cobertura-abundancia por especie utilizando la escala de Braun Blanquet (1979). Se recolectó y herborizó el material y se confeccionó la lista de los taxones registrados, indicando la unidad de vegetación donde se encontraban, los endemismos específicos y las entidades exóticas. Todo el material herborizado se determinó en laboratorio y los ejemplares de referencia se depositaron en el herbario RCVC (Thiers, 2018). Además, para delimitar las comunidades vegetales se llevaron a cabo análisis fitosociológicos a través del método de agrupamiento con el programa PC-ord.

La cartografía de base se construyó mediante la utilización de imágenes satelitales obtenidas del Google Earth Pro 7.3 (2017) con tamaño pixel 0,5 m² donde se identificaron los diferentes componentes ambientales de la cuenca media del río Cuarto (ríos, arroyos, vías de comunicación, zonas urbanas, zonas rurales, etc.). A partir de técnicas de clasificación visual y verificación a campo, dentro del área definida por la línea de ribera geológica que delimita la zona inundable en crecidas de gran magnitud (Fernández *et al.*, 2009), se definieron las unidades ambientales utilizando el criterio fisonómico estructural (vegetación) definido por Gómez Orea & Gómez Villarino (2013). De acuerdo con estos autores, se entiende por unidades ambientales a recintos territoriales relativamente homogéneos que representan externamente el ecosistema subyacente; permite por tanto hacer una aproximación por sistemas al conocimiento del medio físico y permite un entendimiento más real, útil y operativo del mismo; por eso se les llama también unidades de integración o de síntesis. Una vez obtenido el mapa de unidades ambientales se procedió a calcular el índice integral de evaluación ambiental (IIEA) propuesto por Natale *et al.* (2015). Dicho índice posee tres componentes: 1) la integridad ecológica conformada por las métricas del paisaje: tamaño, forma y tipo de parche, tipo de contacto y tipo de borde; 2) la importancia geológica dado por un valor de protección y un valor de singularidad; 3) variables de contexto referentes al impacto antrópico que incluyeron la presencia de caminos, presencia de asentamientos, porcentaje de superficie raleada y/o desmontada y porcentaje de superficie invadida por especies

exóticas. Las variables definidas en cada uno de estos componentes se integran en una ecuación general que, mediante algoritmos matemáticos, intentan reflejar la interacción de las mismas. Donde la ecuación muestra una relación de tipo limitante entre los tres componentes, por lo que un parche debe presentar valores aceptables de los tres para encontrarse en un estado ambiental adecuado. Finalmente, se le agrega un valor adicional a las unidades ambientales, que por su forma y ubicación espacial, pueden ser consideradas corredores biológicos (Anexo I). Debido a que el índice presentado por Natale *et al.* (2015) utilizó variables del componente geológico, específicas a una situación geográfica y ambiental particular, en este trabajo se redefinieron a partir de estudios de base geológicos realizados en la zona (Sagripanti *et al.*, 2005).

Finalmente, para la evaluación del riesgo, de cada unidad ambiental, asociado a los diferentes usos antrópicos se realizó un análisis de componentes principales categórico utilizando el programa IBM SPSS Statistics 20. En dicho análisis se utilizaron todas las variables, incluidas en el índice Integral de Evaluación Ambiental (Anexo I), las cuales fueron recodificadas como variables categóricas; y se consideró la totalidad de las unidades ambientales identificadas previamente como casos.

RESULTADOS

Caracterización de la vegetación de los parches de la cuenca media del río Chocancharava.

El relevamiento arrojó que existen un total de 8795,6 ha de vegetación ribereña que ocupan un 2,9% de la superficie total de la cuenca del río Cuarto, tomando desde la desembocadura de los ríos y arroyos de cuenca alta hasta la localidad de los Cisnes, a partir de donde comienza cuenca baja (Fig. 1). Esta superficie se presentó como fragmentos aislados con un grado importante de alteración, delimitando un total de 340 parches, con escasa conexión entre ellos. Estos ambientes pertenecen al bosque ribereño de la provincia biogeográfica Pampeana (Arana *et al.*, 2017) que, a lo largo de la trayectoria del río, aparecen de manera intercalada formaciones de estratos boscosos y arbustivos en distintos estados de sucesión ecológica. En ocasiones, estos bosques se encuentran reemplazadas por formaciones boscosas de especies exóticas invasoras como *Ligustrum*

lucidum Ait. (siempre verde), *Melia azedarach* L. (paraíso), *Gleditsia triacanthos* L. (acacia negra), *Ulmus pumila* L. (olmo), *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent. (morera de papel), *Arundo donax* L. (caña de Castilla) y *Salix fragilis* L. (sauce frágil). Según su fisonomía, estructura y composición se definieron las siguientes unidades de vegetación (Fig. 2-4):

Bosque: sectores con predominio de ejemplares leñosos xerófilos o semi xerófilos. Las variantes definidas fueron:

Bosque pampeano primario: El estrato de leñosas posee mayor altura y cobertura, llegando aproximadamente hasta los 7-8m y caracterizado por la presencia de *Prosopis alba* (algarrobo), *Aspidosperma quebracho-blanco* (quebracho blanco), *Vachellia caven* (espinillo), *Celtis ehrenbergiana* (tala), *Schinus fasciculatus* (moradillo), *Prosopis caldenia* (caldén), *Geoffroea decorticans* (chañar) y *Jodina rhombifolia* (peje). Acompañados, en el estrato arbustivo, por *Sida rhombifolia* L., *Porlieria microphylla* (cucharero), *Solanum pseudocapsicum* L., *Ephedra triandra* Tul. emend. J.H. Hunz (pico de loro), *Cestrum parqui* L'Herit. (duraznillo negro), *Lepechinia floribunda* (Benth.) Epling y *Baccharis articulata* (carqueja). En el estrato herbáceo aparecieron frecuentemente *Solanum sisymbriifolium* Lam., *Cantinoa mutabilis* (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore, *Selaginella sellowii* Hieron., *Nassella neesiana* (Trin. & Rupr.) Barkworth y *Passiflora caerulea* L. (pasionaria), entre otros. En el área solo estuvo representado por dos parches que sumaron tan sólo 97,29 ha, el 1,1% de la superficie total del área estudiada. Es importante destacar que esta superficie presenta la distribución más austral de *Aspidosperma quebracho-blanco*.

Bosque pampeano secundario: Caracterizado por un estrato de leñosas con ausencia de algarrobos y caldenes y una altura de hasta 2-3m, en el cual se observaron, como especies más comunes, a *Vachellia caven* (espinillo), *Celtis ehrenbergiana* (tala), *Schinus fasciculatus* (moradillo) y *Geoffroea decorticans* (chañar), mientras que en el estrato arbustivo dominaron *Baccharis salicifolia* (chilca) y *Lippia turbinata* (poleo). A su vez, en esta variante se delimitaron tres categorías:

Bosque secundario cerrado: Dominaron *Geoffroea decorticans* (chañar) y *Vachellia caven* (espinillo), además se encontraron *Celtis ehrenbergiana* (tala), *Schinus fasciculatus* (moradillo) y *Porlieria microphylla* (cucharero). En el estrato arbustivo se caracterizó por la presencia de *Lycium cestroides* Schltld. (talilla), *Lycium ciliatum* Schltld. (piquillín de víbora), *Lippia turbinata* (poleo), *Ephedra triandra* (pico de loro), *Caesalpinia gilliesii* (Wall. ex Hook.) D. Dietr. (lagaña de perro), *Cestrum parqui* (duraznillo negro), *Aloysia gratissima* (palo amarillo), *Senecio pampeanus* Cabrera (sombra de liebre) y enredaderas como *Araujia odorata* (Hook. & Arn.) Fontella & Goyder (tasi), *Clematis montevidensis* Spreng. (cabello de ángel) y *Passiflora caerulea* (pasionaria). En el estrato herbáceo abundaron las orquídeas como *Sacoila lanceolata* (Aubl.) Garay, eudicotiledóneas como *Dichondra microcalyx* (Hallier f.) Fabris (oreja de ratón), *Salpichroa organifolia* (Lam.) Baill. (huevito de gallo), *Sphaeralcea crispa* Baker f. (malvavisco) y varias especies de poáceas como *Botriochloa springfieldii* (Gould) Parodi, *Chascolytrum subaristatum* (Lam.) Desv., *Nassella neesiana* y *Paspalum dilatatum* Poir. En los parches con esta variante se pudieron observar renovales de árboles nativos. Esta formación abarcó una superficie de 3285,7ha (37,35%) distribuidas en 99 parches, de los cuales casi un 50% presentaron superficies menores a 50 ha. Espacialmente, esta formación se encontró distribuida uniformemente a lo largo de toda el área estudiada.

Bosque secundario abierto: Se acentúan los procesos de erosión del suelo por el drenaje del agua de los campos; esta formación se caracterizó por la presencia de árboles bajos aislados de *Vachellia caven* (espinillo), *Lippia turbinata* (poleo), y una cobertura vegetal herbácea abundante con cactáceas como *Opuntia sulphurea* Gillies ex Salm-Dyck, *Cereus aethiops* Haw. (hachón) y plantas semileñosas como *Ephedra triandra* (pico de loro). También se observaron *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn. (cortadera), *Cyperus rotundus* L. (cebollín), además de numerosas especies que actúan como malezas. En las situaciones más degradadas, próximo a los cursos de agua, se registraron

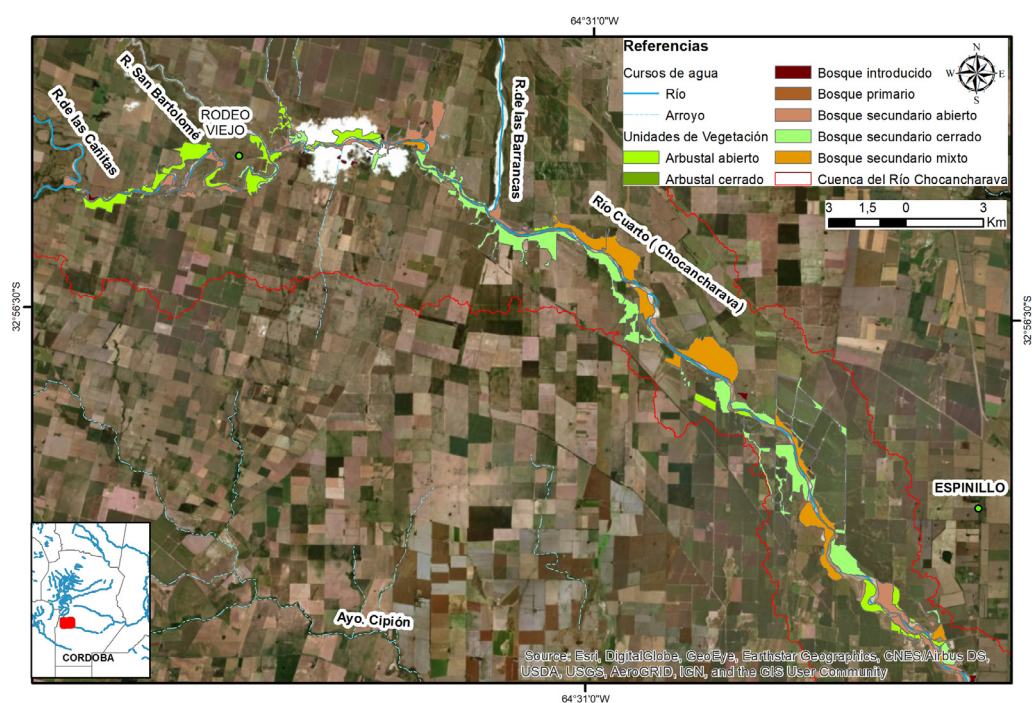


Fig. 2. Unidades de vegetación de la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-alta.

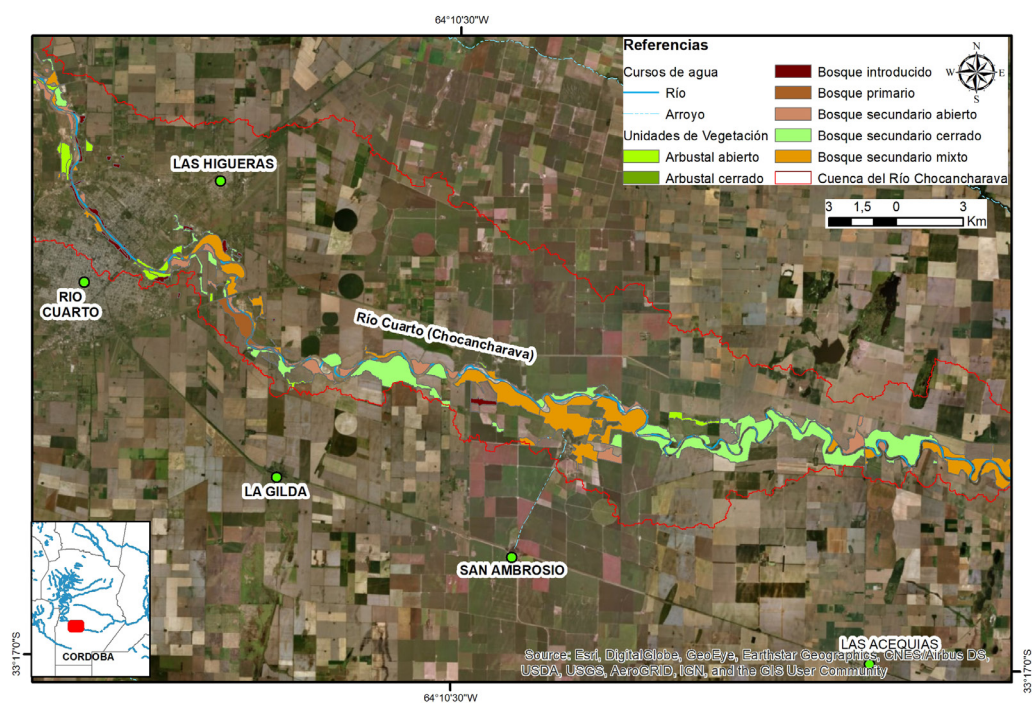


Fig. 3. Unidades de vegetación de la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-media.

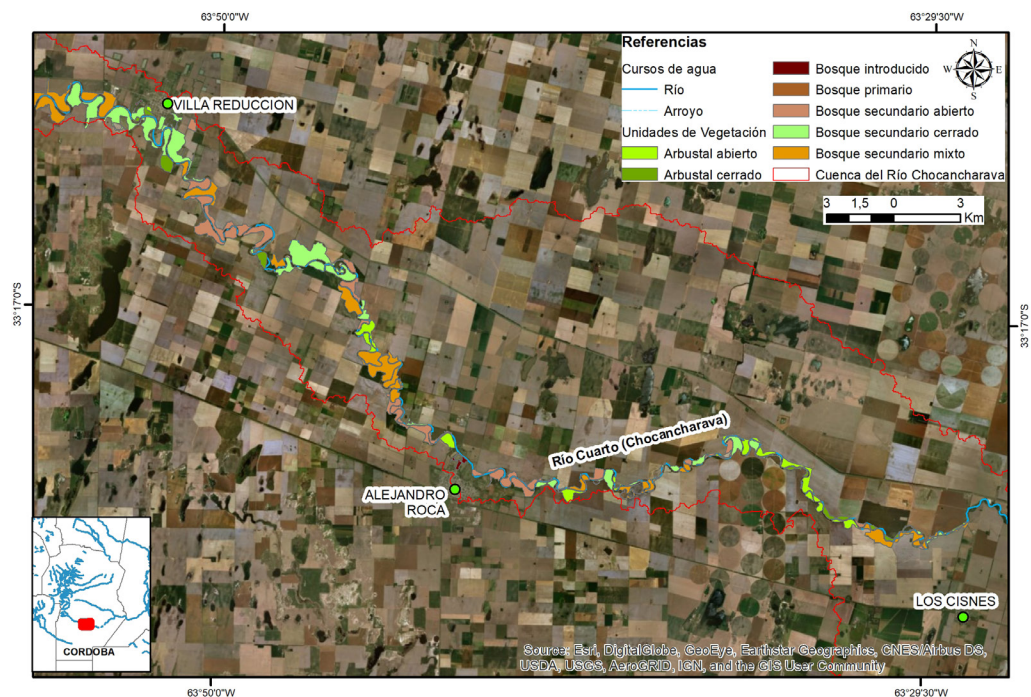


Fig. 4. Unidades de vegetación de la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-baja.

abundantes matas de especies exóticas como *Rubus ulmifolius* Schott (zarzamora) y *Arundo donax* (caña de Castilla). Este tipo de bosques ocupó una superficie de 1388 ha, un 15,79% del total de la cuenca media del río Chocancharava. Al igual que en la unidad anterior, se presentó fragmentado contabilizando un total de 76 parches distribuidos a lo largo de toda el área de estudio.

Bosque secundario mixto: Formación tipo sabana con predominio de cobertura vegetal herbácea del suelo y solo algunos ejemplares leñosos aislados de *Vachellia caven* (espinillo), *Geoffroea decorticans* (chañar), *Porlieria microphylla* (cucharero) y *Celtis ehrenbergiana* (tala). En estos ambientes se entremezclan abundantes arboledas de especies exóticas compuestas por *Ligustrum lucidum* (siempre verde), *Ulmus pumila* (olmo), *Melia azedarach* (paraíso), *Gleditsia triacanthos* (acacia negra) y *Robinia pseudoacacia* L. (acacia blanca). Los bosques mixtos presentaron una superficie de 2655,8 ha (30,18%) distribuidas en 56 parches

comenzando a la altura de río Seco hasta la localidad de Los Cisnes.

Bosque Introducido: donde los árboles existentes pertenecen a especies exóticas como *Ligustrum lucidum* (siempre verde), *Melia azedarach* (paraíso), *Gleditsia triacanthos* (acacia negra), *Ulmus pumila* (olmo), *Broussonetia papyrifera* (morera de papel) y *Salix fragilis* (sauce frágil). Esta unidad solo abarcó unas 201,15 ha, un 2,28% de la superficie total estudiada distribuida en 39 parches de pequeño tamaño, menor a 23 ha. A diferencia de las unidades anteriores, estos bosques se concentraron en los alrededores de las zonas urbanas, principalmente sobre la ciudad de río Cuarto.

Arbustal: área en donde las plantas dominantes fueron arbustos leñosos acompañados de vegetación herbácea de diferentes portes con neto dominio de gramíneas, sin árboles. En este tipo se delimitaron dos variantes:

Arbustal abierto: ambientes con predominio de pastos y con escasos arbustos aislados de

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

Baccharis salicifolia (chilca). Se encontró dispuesto en unos 60 parches que ocuparon una superficie de 1058,7 ha, un 12,03% del total de la cuenca media. Al igual que el Bosque introducido tuvieron una configuración espacial asociados a las zonas urbanas.

Arbustal cerrado: predominio de vegetación arbustiva leñosa cubriendo con individuos de las especies *Lippia turbinata* (poleo), *Cortaderia selloana* (cortadera), *Baccharis salicifolia* (chilca) y *Aloysia gratissima* (palo amarillo). Solo se presentó en la cuenca media baja, a partir de la localidad de Reducción, con tan solo 8 parches, muy aislados entre sí, que sumaron unas 108 ha (1,22%).

Estado de conservación de la cuenca media del río Cuarto

Para ajustar el desempeño de Índice Integral de Evaluación en el área de estudio se calibró el componente geológico (Valor de singularidad geológica + valor de protección – ver anexo I) definiendo nuevas variables que se aplicaran al área de estudio. En base a esto, se tomó como “valor de singularidad” a la capacidad del río de generar humedales, es decir que mediante el mecanismo de desborde se formen llanuras aluviales inundadas y funcionen como niveles de almacenamiento transitorio de agua. Mientras que, para determinar el “valor de protección”, se consideraron tres variables: 1) la relación agua superficial – agua subterránea que considera la conexión existente entre el curso de agua del río y el acuífero freático que se encuentra en el subsuelo; 2) la erodabilidad de márgenes, definida como la susceptibilidad de la unidad ambiental a

ser erosionada debido a la dinámica fluvial; y 3) la pendiente. Para todas estas variables se definieron los umbrales críticos siguiendo la metodología presentada por Natale *et al.* (2015), para poder ser incorporadas al cálculo del IIEA (Tabla 1).

Una vez ajustadas las variables geológicas al área de estudio, se procedió a correr el Índice Integral de Evaluación Ambiental para cada una de las unidades ambientales definidas. Así el IIEA arrojó que el 56,5% (192) de las unidades ambientales se encontraron en mal estado de conservación, el 31,2% (106) presentaron un estado regular, el 11,8% (40) alcanzó un buen estado y tan sólo un 0,6% (2) llegó a un muy buen estado de conservación (Fig. 5-7). Por otro lado, los resultados de la variable que midió la funcionalidad ecológica arrojaron que el 65% (221) de las unidades ambientales fueron consideradas corredores biológicos. La distancia promedio al parche más cercano fue de 3,92 m, aunque se reportaron algunos casos con distancia mayores a los 500 m, estas mayores distancias entre parches se ubicaron espacialmente asociadas a los conos urbanos.

En la Tabla 2 se muestra el estado de conservación por unidad de vegetación donde se destaca que las dos únicas unidades ambientales de bosque primario presentaron estados regular y bueno. Por otro lado, el bosque secundario mixto fue el que incluyó las dos unidades ambientales en muy buen estado de conservación (Fig. 6).

Para la ejecución del análisis de componentes principales categóricos se excluyeron las unidades ambientales (UA) en muy buen estado de conservación ya que, por encontrarse en tan baja proporción, son consideradas como “outlayer” por el programa. Dicho análisis generó como resultado que la variable de

Tabla 1. Valores umbrales de las variables geológicas definidas para las variables de susceptibilidad y singularidad geológica.

Susceptibilidad	Alta	Media	Baja
Erodabilidad de márgenes	Muy erodable	Parcialmente resistentes	Resistente
Pendiente	>30%	30-10%	<10%
Relación agua superficial- agua subterránea	Freática influente o efluente con cursos superficiales		Indiferente
Singularidad			
Potencialidad de ser Humedal	Área que se anegan periódicamente	Área de desborde	Baja o nula probabilidad de desborde

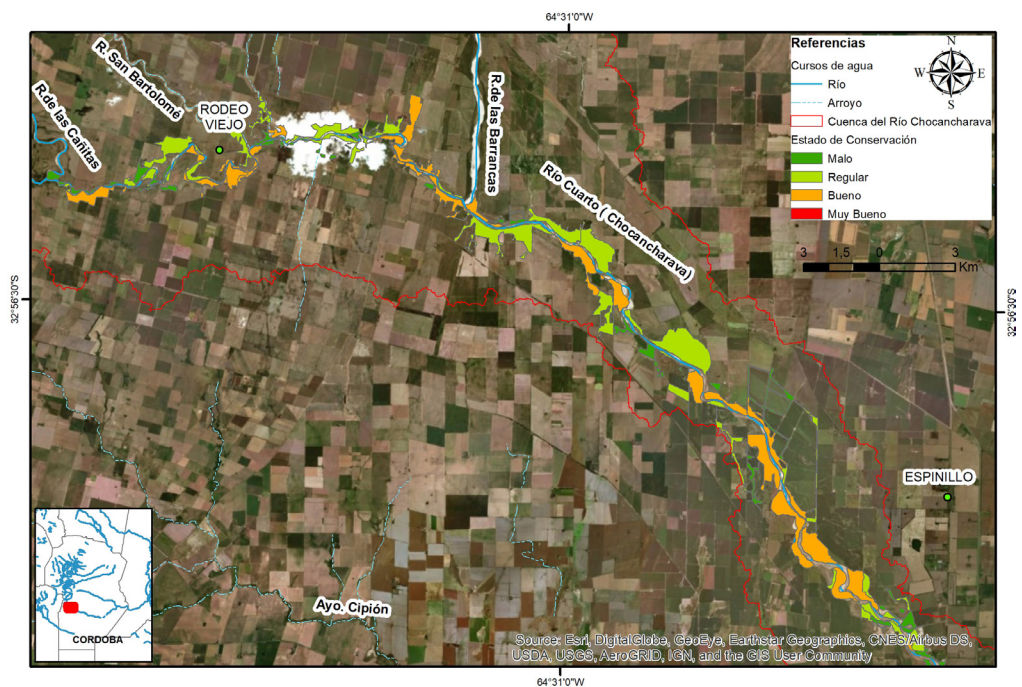


Fig. 5. Estado de Conservación de las unidades ambientales asociadas a la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-alta.

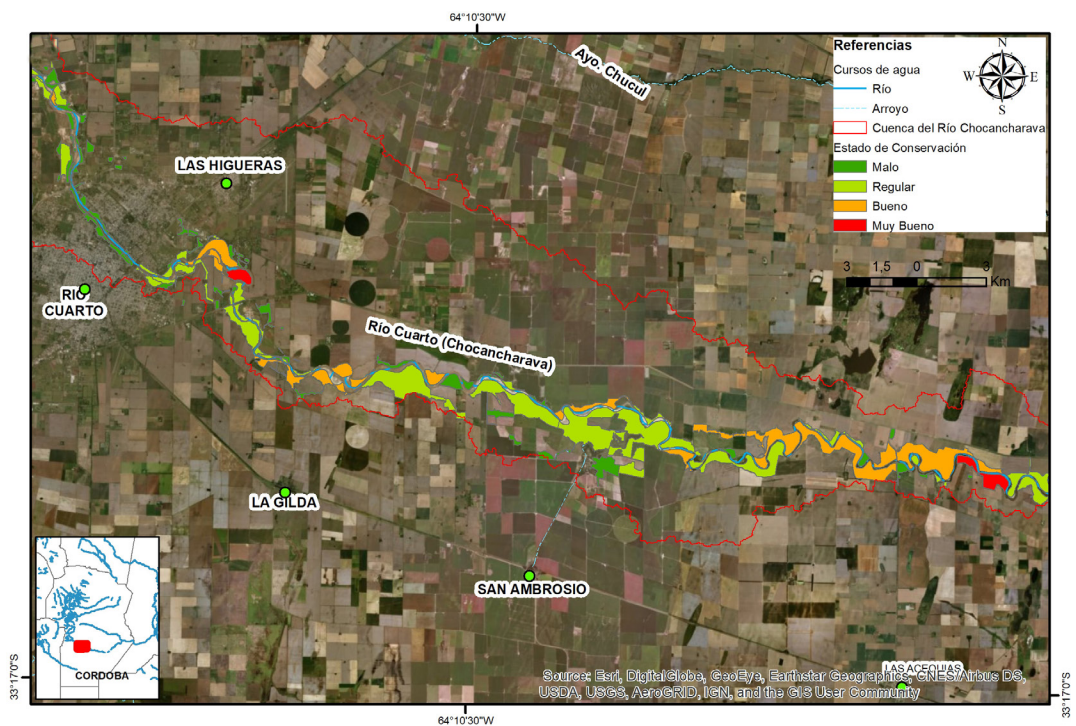


Fig. 6. Estado de Conservación de las unidades ambientales asociadas a la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-media.

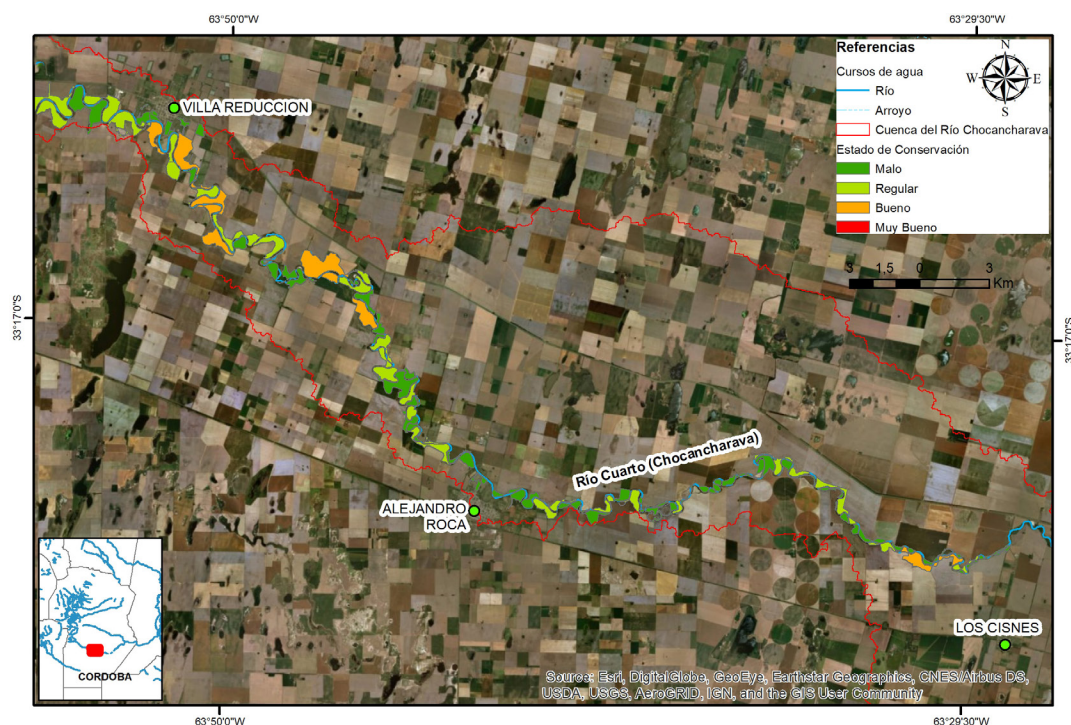


Fig. 7. Estado de Conservación de las unidades ambientales asociadas a la cuenca media del río Cuarto (río Chocancharava). Sector cuenca media-baja.

impacto antrópico que separa a las UA en mal estado de conservación del resto fue la superficie invadida, mostrando valores medios de invasión (16 al 30%) como la situación más frecuente. El resto de los impactos, con sus diferentes grados, se distribuyeron de manera variable entre las tres categorías (Fig. 8).

En cuanto a la integridad ecológica, la variable tamaño del parche separó a las UA en mal estado de

conservación del resto de las categorías, indicando que el mayor porcentaje de UA en mal estado se da por presentar superficies menores a 10 ha. El resto de las variables de integridad ecológica no pudieron explicar los diferentes estados de conservación mostrando una gran uniformidad en los valores a lo largo de todo el trayecto estudiado. La mayoría de los parches presentaron formas alargadas y contactos

Tabla 2. Cantidad de unidades de vegetación, de la cuenca media del río Cuarto, en diferentes categorías de conservación.

Unidad de Vegetación	Malo N°(%)	Regular N°(%)	Bueno N°(%)	Muy Bueno N°(%)	Total N°
Arbustal abierto	31(52)	24(40)	5(8)	0	60
Arbustal cerrado	6(75)	2(25)	0	0	8
Bosque primario	0	1(50)	1(50)	0	2
Bosque secundario abierto	40(53)	26(34)	10(13)	0	76
Bosque secundario cerrado	50(51)	27(27)	22(22)	0	99
Bosque secundario mixto	23(41)	20(36)	11(20)	2(4)	56
Bosque introducido	39(100)	0	0	0	39

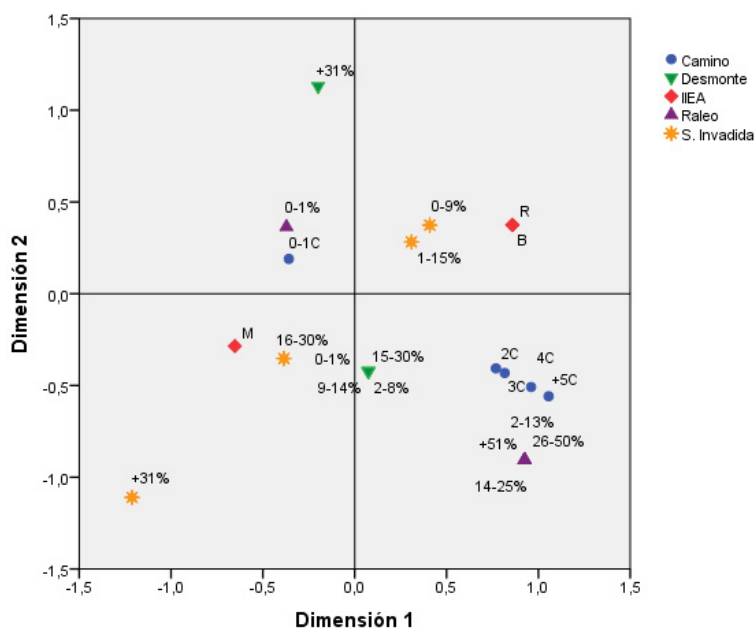


Fig. 8. CCA categóricas con las variables de contexto utilizadas en el Índice Integral de Evaluación Ambiental para las UA pertenecientes al río Chocancharava.

estructurales naturales, por encontrarse dentro de la faja fluvial del curso de agua por un lado, y contactos antrópicos generados por el avance de la frontera

agrícola hasta donde lo permite la estabilidad del terreno (Fig. 9). En el mismo sentido las variables geológicas mostraron que las UA con categorías

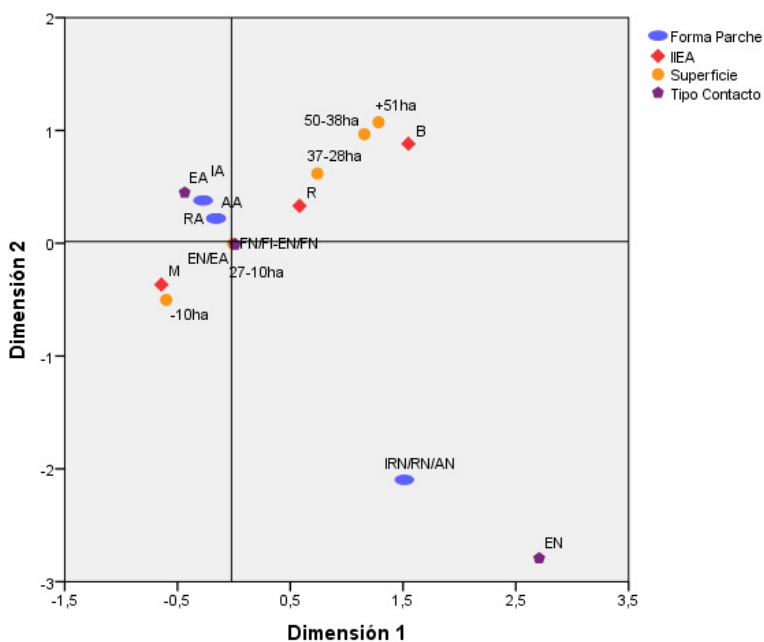


Fig. 9. CCA categóricas con las variables de integridad ecológica utilizadas en el Índice Integral de Evaluación Ambiental para las UA pertenecientes al río Chocancharava.

de regular a bueno se relacionaron con altos valores de erodabilidad. Respecto a la variable de singularidad, la potencialidad de funcionar como humedal, las UA regulares y buenas presentaron valores de medio a alto, siendo las UA de estado de conservación regular las que presentaron valores más altos en cuanto a la potencialidad de funcionar como un humedal. A esto se suma que tanto la relación de influencia como de efluencia entre el

agua superficial y el agua subterránea también se mostró más asociada con las UA regulares y buenas. Estas mismas categorías también estarían funcionando como corredores biológicos (Fig. 10). Es importante aclarar que de los tres componentes del Índice Integral de Evaluación Ambiental el que mayor poder de explicación de la varianza tuvo fue el componente de contexto (impacto antrópico) explicando un 58,74%.

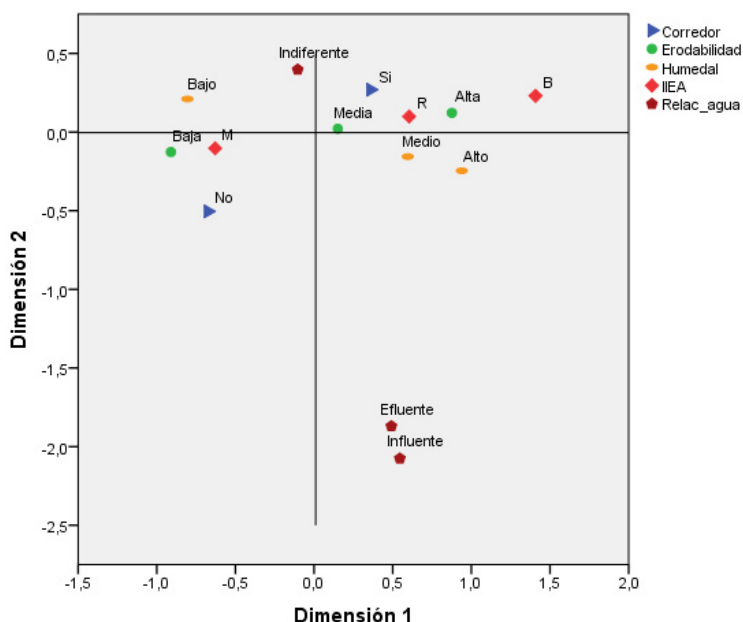


Fig. 10. CCA categóricas con las variables geológicas utilizadas en el Índice Integral de Evaluación Ambiental para las UA pertenecientes al río Chocancharava.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

Debido al avance de la frontera agrícola en toda la cuenca media del río Cuarto, los únicos relictos de vegetación que quedan son los que se encuentran asociados a las márgenes del río Chocancharava; por lo que se puede decir que tan sólo el 8% de la superficie de la cuenca media se encuentra cubierta por vegetación nativa, entre bosques y arbustales en distintos grados de conservación, y más del 50% de los parches presentan altos grados de degradación antrópica. Tan solo 139 ha (2 UA), que representan menos del 0,6% de la superficie estudiada, pudieron ser consideradas de alto valor de conservación (Figs. 6; 7). Cabe destacar que

ambas UA no fueron las que presentaron mayores tamaños, sino las que exhibieron valores casi nulos de superficie invadida y, en general, valores bajos respecto a los impactos antrópicos como presencia de caminos y asentamientos, superficies raleadas y/o desmontadas. Sumado a esto, se encontraron alejadas de las zonas urbanas y rodeadas de UA en estado de conservación de bueno a regular, que podrían estar actuando como zonas de amortiguamiento frente a los impactos antrópicos. Estos resultados apoyan lo expresado por Frank *et al.* (2012) acerca de la necesidad de incorporar, a este tipo de estudios, variables que contemplen y valoren, no solo la extensión del parche, sino también su configuración espacial y el contexto que los rodea.

Los mayores impactos sobre los ambientes estudiados fueron el avance de las especies exóticas invasoras y la drástica disminución de la superficie por avance del desarrollo urbano y agroproductivo; esto dejó un gran porcentaje de unidades ambientales con superficies menores a 10 ha y con procesos de invasión que han reemplazado casi totalmente a la vegetación nativa. Por otro lado, la existencia de parches dentro de categorías de conservación regulares a buenas, con tamaños mayores a 51 ha y altas probabilidades de funcionar como humedales temporarios y con graves procesos de erosión, se debió a que presentaron una considerable superficie (hasta un 15%) con procesos de invasión. Estos resultados sostienen lo expuesto por el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (UNEP), quienes consideran que las invasiones biológicas representan el mayor factor de presión para el 15% de las especies de plantas en riesgo de extinción, y se ha convertido en la segunda amenaza mundial para la biodiversidad en sistemas aislados tanto geográfica como evolutivamente (Kairo *et al.*, 2003). En este sentido, investigaciones realizadas en Chile (Romero *et al.*, 2014) han mostrado que las microcuencas con porcentajes mayores de cobertura con plantaciones exóticas, producen un menor caudal hídrico estival que las cuencas con una cubierta mayor de especies nativas, afectando a las actividades productivas.

La necesidad de evaluar la calidad de los cursos de agua ha llevado al desarrollo de una cantidad considerable de índices para la valoración de la vegetación de ribera. Así, se pueden nombrar al índice “QBR” desarrollado por Munné *et al.*, (1998), el índice RQI (Riparian Quality Index) (Gonzales del Tánago *et al.*, 2006), el IFV (Índice de Vegetación Fluvial) (Gutierrez *et al.*, 2001) y el RFV (Evaluación del estado del bosque de ribera) desarrollado por Magdaleno *et al.* (2010), entre otros. Todos ellos se basan en la recopilación de diferentes atributos de los componentes del área de ribera; algunos haciendo más énfasis en la estructura de la vegetación, otros en la composición, en la continuidad del bosque a lo largo del curso de agua y en la capacidad de regeneración del sistema. En una comparación entre el índice “QBR” y el IIEA, utilizado en este estudio, consideramos que éste último presenta algunas posibles ventajas. En primer lugar, la asignación de los valores para cada una de las variables en el índice QBR depende

de una evaluación visual, mientras que el IIEA se basa en índices de aptitud (SI) de cada variable, con umbrales asignados por fundamentos teóricos de la biología de la conservación y la ecología del paisaje. Sumado a esto, el IIEA incluye variables de impacto antrópico que el QBR no contempla. Si se compara el resto de los índices con el aplicado en este estudio, de manera general, se puede decir que la mayoría presenta un valor final que surge de la sumatoria de las variables evaluadas, mientras que el IIEA presenta un algoritmo que intenta reflejar las interacciones ecológicas entre los componentes del sistema y ponderar las variables, de acuerdo a la influencia que pueden llegar a ejercer sobre el estado del mismo. Finalmente, el IIEA, permite evaluar grandes áreas en poco tiempo y expresar los resultados en un entorno cartográfico, fundamental en el ámbito de la planificación territorial.

De esta manera, se concuerda con lo expuesto por Natale *et al.* (2015) respecto a que el índice, como herramienta, permite abarcar grandes extensiones, ya que en esta oportunidad se logró evaluar una superficie de 302,832 ha en un periodo relativamente corto de tiempo y a un bajo costo. Sumado a esto, la obtención de un valor cuantitativo de conservación, a pesar de que en la representación cartográfica se haya expresado con valores categóricos, brindará, a los agentes de planificación urbana y ordenamiento territorial, un orden de prioridad a la hora de ejecutar estrategias de intervención del territorio. Por un lado, se podrán priorizar las acciones de restauración comenzando con las unidades ambientales que posean mayor posibilidad de mantener procesos ecosistémicos; y, por otro lado, frente al inminente avance de los procesos de desarrollo, se podrá definir áreas denominadas “de sacrificio”, considerando las unidades ambientales con los valores más bajo de índice y que por ende menos factibles (económica y logísticamente) de ser recuperadas.

Según Gomez Orea & Gomez Villarino (2013), en cualquier propuesta de ordenamiento territorial se deben incluir las tres dimensiones del desarrollo sustentable: albergar a más población, reducir el impacto económico y la pérdida de servicios ecosistémicos y, finalmente, minimizar el esfuerzo político institucional necesario para realizar la propuesta. De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, y coincidiendo con lo postulado por los mencionados autores, se resalta la necesidad de

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

incorporar en los planes de ordenamiento territorial el componente ambiental, que lleve a un desarrollo urbano que minimice los costos económicos, ambientales y sociales, permitiendo mejorar la calidad de vida de los habitantes.

En cuanto a la actuación del índice en diferentes situaciones ambientales, podemos decir que los resultados obtenidos aquí (56% de UA en mal estado de conservación) fueron sustancialmente diferente a lo obtenido por Natale *et al.* (2015), a partir de la aplicación del mismo índice en los sistemas naturales de la ciudad de Merlo (provincia de San Luis), donde el 60% de las UA se encontraron en muy buen estado de conservación. Esta gran diferencia es atribuible a que los sectores estudiados pertenecen a cuenca media y cuenca alta respectivamente y, por lo tanto, sometidos a diferentes intensidades de uso del suelo, situación que el IIEA estaría reflejando. Sumado a esto, el presente estudio arrojó un alto porcentaje de UA en mal estado de conservación, que coincidieron con las formaciones de arbustales consideradas etapas tempranas de una sucesión secundaria, producto de procesos de recuperación natural del sistema. Situación que se presentó de manera opuesta en el trabajo realizado por Natale *et al.* (2014) en la zona de cuenca alta del río Cuarto donde el 81% de las formaciones de arbustal, uno de los estadios maduros de sucesión en estos ambientes, se encontró en muy buen estado de conservación. Ambas comparaciones proporcionan evidencias sobre una buena performance del IIEA como herramienta de evaluación a nivel de paisaje, que permitiría la comparación entre diferentes situaciones ambientales.

Finalmente, de acuerdo a la meta siete (7) del Plan estratégico de conservación de la diversidad biológica 2011-2020 y las metas AICHI, que expresan que las zonas destinadas a agricultura, acuicultura y silvicultura se gestionarán de manera sostenible, garantizándose la conservación de la diversidad biológica, de los resultados de este trabajo se pueden puntualizar algunas consideraciones y recomendaciones de manejo a tener en cuenta al momento de la planificación del territorio de las ciudades asociadas al río Chocancharava, de manera de propender al cumplimiento de dichas metas.

Debido al alto porcentaje de parches en mal estado de conservación, se deben aplicar estrategias

curativas tendientes a la recuperación de los factores ambientales y de las áreas degradadas; mientras que, en los parches con bueno a muy buen estado de conservación, deberían aplicarse estrategias que permitan fortalecer la homeostasis y resiliencia de sus componentes. A partir del análisis de las variables utilizadas, se pudo agrupar la totalidad de los parches estudiados en categorías de intervención, teniendo en cuenta su importancia relativa en el sistema cuenca, el estado de conservación que arrojó el IIAE y el costo logístico de llevar a cabo las acciones de recuperación. Así se definieron cuatro grupos.

Grupo I (UA en mala condición): corresponden a tamaños pequeños con graves procesos de invasión y altamente degradados; a esto se suma que se encuentran en zonas de bajo valor de protección y singularidad, inmersas en áreas urbanas y asociadas a zonas de usos recreativos. Las estrategias se deben centrar en la utilización de las especies arbóreas nativas para la forestación de las zonas de uso recreativo como así también la valoración de las mismas dentro el arbolado público de las ciudades. Esto permitirá disminuir la presión de propágulos y posterior dispersión de especies exóticas invasoras hacia unidades ambientales en mejores estados de conservación. A esto se tienen que sumar acciones específicas de control de Especies Exóticas Invasoras. En este sentido, a través de la participación de los investigadores, autores de este trabajo, en el Consejo Consultivo Municipal de Protección del Arbolado Público de la ciudad de río Cuarto, se logró aprobar la Ordenanza Municipal 558/17 “especies recomendadas y prohibidas para el arbolado público urbano para la ciudad de río Cuarto” donde se recomiendan especies nativas para la forestación y se prohíbe la utilización de especies exóticas invasoras como el olmo y el ligustro, y otras con antecedentes de invasión en la provincia.

Grupo II (UA en condición regular a mala; estas últimas de superficies mayores a 20 ha concentradas en la zona sur de la cuenca): En general presentan grandes superficies por lo que las acciones deben centrarse en controlar la actividad antrópica principal y/o mitigar amenazas incipientes. La mayoría de las actividades antrópicas se vinculan a actividades no permitidas como el depósito de residuos sólidos urbanos, de construcción o poda, la extracción indiscriminada de áridos, la proliferación

de pistas de motocross, entre otras. Estas actividades deben ser reguladas y/o erradicadas con un efectivo control y fiscalización de la zona por parte de los gobiernos tanto provinciales como municipales.

Grupo III (UA en condiciones regulares, con superficies mayores a 51 ha, a buenas): Estos parches se presentan como áreas de más de 60 ha con formas alargadas, en su mayoría, configurándose en el paisaje como verdaderos corredores biológicos. Sumado a esto están emplazados en zonas con alto valor de protección y singularidad. Por tal motivo las estrategias de manejo deben centrarse en medidas de conservación eficaces fuera de áreas protegidas, tales como reservas privadas, regulación de usos, entre otras. En este sentido la Ciudad de río Cuarto, a través de la ordenanza 183/12, declaró al área coincidente con la unidad geomorfológica faja fluvial del río Cuarto como zona de Preservación y lo denominó Corredor Ambiental Chocancharava. Es importante recordar que en esta categoría entran las dos UA pertenecientes a bosque primario por lo que, debido a su alta riqueza taxonómica y funcional debería considerarse una figura legal de conservación que permita resguardar los componentes originales del espinal, principalmente el bosque de quebrachos más austral de la Argentina.

Teniendo en cuenta estos resultados, se puede resaltar un aspecto metodológico respecto al índice utilizado, en cuanto a que el mismo no tuvo la sensibilidad suficiente para discriminar aquellos parches con singularidad biológica, particularmente en este caso debido a sus componentes botánicos (presencia de quebrachos). Por lo que sería interesante explorar la posibilidad de incorporar este tipo de variables con la finalidad de ponderar elementos particulares de la biodiversidad

Grupo IV (UA en muy buen estado de conservación): Debido a que solo dos de las 340 unidades relevadas presentan esta condición, la estrategia más adecuada debería ser la conservación estricta a través de la creación de una figura legal de protección. Aquí es importante destacar que los resultados de este estudio fueron plasmados en una propuesta de creación de área protegida que fue avalada por la Mesa Interinstitucional del corredor Chocancharava (creada en diciembre de 2017) y el Concejo Deliberante de la ciudad de río Cuarto, y presentada ante la legislatura de la provincia de Córdoba. Fue así que, en marzo de 2018, se creó por ley provincial 10.525 la “Reserva Provincial

de Uso Múltiple Corredor Chocancharava”. La misma incluye la Unidad ambiental en muy buen estado de conservación que se encuentra al sur de la ciudad de río Cuarto, las tres UA en buen estado de conservación que se encuentran más al norte y las dos UA en estado regular que se encuentran hacia el sur, siendo el límite el puente Antártida Argentina, emplazado sobre la Ruta Nacional N° 8. La creación de esta reserva, de más de 230 ha, permitió aumentar la superficie bajo protección del distrito biogeográfico el espinal, una de las regiones más amenazadas por la expansión agrícola (Brown *et al.*, 2005; Oggero *et al.*, 2014) y con menos del 5% de superficie protegida bajo alguna figura legal (Bertonatti & Corcuera, 2000).

La elaboración e implementación de estas recomendaciones tienden a cumplir con la Meta 14 de AICHI y la meta 21 de la Estrategia Nacional Sobre Biodiversidad, en donde, en líneas generales, se plantea que para el 2020 se deberán haber restaurado y salvaguardado los ecosistemas que proporcionan servicios esenciales, incluidos servicios relacionados con el agua, y que contribuyen a la salud, los medios de vida y el bienestar (MAyDS, 2016).

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

EN: Confección de cartografía de base, digitalización de las Unidades Ambientales, clasificación visual mapa de vegetación, muestreos a campo, ejecución del Índice Integral de Evaluación Ambiental, análisis de componentes principales, evaluación de resultados para diseño de recomendaciones de manejo. MA, AO: Censos de vegetación, definición de unidades de vegetación, identificación de especies. GV: Muestreos a campo, definición de variables geológicas, valoración del componente geológico de las unidades ambientales, evaluación de resultados para diseño de recomendaciones de manejo. MDLR: muestreos a campo, valoración de las unidades ambientales respecto a las variables del IIEA. HR: Revisión general del manuscrito, directora del proyecto.

AGRADECIMIENTOS

Evangelina Natale recibe financiamiento de CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones

Científicas y Técnicas, Argentina). Este trabajo fue financiado por la SecyT – UNRC. Agradecemos a los miembros de la Mesa del Corredor Chocancharava por su compromiso e involucramiento en la implementación de los resultados de este estudio en estrategias concreta de conservación. Finalmente, un especial agradecimiento a la Geóloga Gabriela Villalba quien dedicó su vida a los estudios aplicados a la conservación de los recursos naturales de nuestro país, a cuya memoria se dedica este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- ARANA, M. D. & C. A. BIANCO. 2011. *Helechos y licofitas del centro de la Argentina*. Editorial UNRC.
- ARANA, M. D., G. MARTINEZ, A. J. OGGERO, E. NATALE & J. J. MORRONE. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa* 4341: 420-422. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4341.3.6>
- BENTON, T. G., J. A. VICKERY & J. D. WILSON. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends Ecol. Evol.* 18: 182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- BERTONATTI, C. & J. CORCUERA. 2000. *Situación ambiental argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Argentina.
- BILENCA D., M. CODESIDO & C. GONZÁLEZ FISCHER. 2008. Cambios en la fauna Pampeana. *Ciencia Hoy* 18:8-17.
- BRANQUART, E., K. VERHEYEN & J. LATHAM. 2008. Selection criteria of protected forest areas in Europe: The theory and the real world. *Biol. Conserv.* 141: 2795-2806. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.08.015>
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales* [ed. 3]. H. Blume Ediciones, Barcelona.
- BROWN, A., U. MARTINEZ ORTIZ, M. ACERBI & J. CORCUERA. 2006. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- BURKHARD, B., I. PETROSILLOAN & R. COSTANZA. 2010. Ecosystem services—bridging ecology, economy and social sciences. *Ecol. Complexity* 7: 257–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.07.001>
- CADENASSO, M.L., S.T.A. PICKETT & K. SCHWARZ. 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Front. Ecol. Environ.* 5: 80–88. [https://doi.org/10.1189/01540-9295\(2007\)5\[80:SHIUER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1189/01540-9295(2007)5[80:SHIUER]2.0.CO;2)
- CAIN, S. 1938. The species-area curve. *The American Midland Naturalist* 19: 573-581. <http://dx.doi.org/10.2307/2420468>
- COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, M., B. HANNON, LIMBURG, K., S. NAEEM, R.V. O'NEILL, J. PARUELO, R.G. RASKIN, P. SUTTON & M. VAN DEN BELT. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–259. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- DE GROOT, R.S. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts implanning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75:175–186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- DIRZO, R. & P. RAVEN. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28: 137-167. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- DONALD, P.F. & A. D. EVANS. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration. *J. Appl. Ecol.* 43:209-218. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01146.x>
- ELOSEGI, A. & S. SABATER. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, 1 ed.
- ESCOBEDO, F.J., T. KROEGER & J.E.WAGNER. 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environ. Pollut.* 159: 2078-2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- FARLEY, J. & R. COSTANZA. 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecol. Econ.* 69: 2060-2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- FERNÁNDEZ, L., J. RAU & A. ARRIAGADA. 2009. Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28'S;72°59'W) utilizando el índice QBR. *Gayana Bot.* 66: 269-278. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432009000200011>
- FORMAN, R.T.T. (ed) (1995). *Land Mosaic: The Ecology of Landscapes and Regions*. Great Britain: Cambridge University Press.
- FRANK, F., C. FÜRST, L. KOSCHKE & F. MAKESCHIN. 2012. A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecol. Indic.* 21: 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.027>
- FULLER, R.A., K.N. IRVINE, P. DEVINE-WRIGHT, P.H. WARREN & K.J. GASTON. 2007. Psychological benefits of green space increase with biodiversity. *Biol. Lett.* 3: 390-394. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>
- GALLARDO, B., S. GASCÓN, X. QUINTANA & F.A. COMÍN. 2011. How to choose a biodiversity indicator – Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. *Ecol. Indic.* 11: 1177-1184. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.019>

- GÓMEZ OREA, D. & A. GÓMEZ VILLARINO. 2013. *Ordenación Territorial*. Madrid Mundi: Prensa.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., D. GARCÍA DE JALÓN, F. LARA & R. GARILLETI. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143: 97-108.
- GORDON A., D. SIMONSON, M. WHITE, A. MOILANENC & S.A. BEKESSY. 2009. Integrating conservation planning and land use planning in urban landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 91: 183-194.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.011>
- GRAU, H. R., N. I. GASPARRI & T. M. AIDE. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of northwest Argentina. *Environ. Conserv.* 32: 140-148.
<https://doi.org/10.1017/S0376892905002092>
- GUTIÉRREZ, C., A. SALVAT & F. SABATER. 2001. Índex per a l'avaluació de la qualitat del medi fluvial a partir de la vegetació de ribera, Índex IVF. Documents Tecnics del'Agencia Catalana de l'Aigua.
- JAEGER, J. A.G., R. BERTILLER, C. SCHWICK & F. KIENAST. 2010. Suitability criteria for measures of urban sprawl. *Ecol. Indic.* 10: 397-406.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.07.007>
- KAIRO, M., B. ALI, O. CHEESMAN, K. HAYSOM & S. MURPHY. 2003. *Invasive Species Threats in the Caribbean Region*. Report to The Nature Conservancy. CAB international.
- KANDUS, P., D.R. QUINTANA. R.F. BÓ (eds). 2006. *Patrones de paisaje y biodiversidad del bajo delta del río Paraná. Mapa de ambientes*. 1a ed. - Buenos Aires: Pablo Casamajor.
- LAWSON, D.M., C.K. LAMAR & M.W., SCHWARTZ. 2008. Quantifying plant population persistence in human-dominated landscapes. *Conserv. Biol.* 22: 922-928.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00936.x>
- LI F, R. WANG, J. PAULUSSEN & X. LIU. 2005. Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: A case study in Beijing, China. *Landsc. Urban Plan.* 72: 325-336.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.04.002>
- LIN Y., N. HONGB, P. WU, C. WU & P. H. VERBURG. 2007. Impacts of land use change scenarios on hydrology and land use patterns in the Wu-Tu watershed in Northern Taiwan. *Landsc. Urban Plan.* 80: 111-126.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.007>
- LINDENMAYER, D., R.J. HOBBS, R. MONTAGUE-DRAKE & E. ZAVALITA. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol. Lett.* 11: 78-91.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x>
- MAGDALENO, F., R. MARTÍNEZ & V. ROCH. 2010. Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil* 157: 85-96.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA NACIÓN. 2016. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad. Plan de Acción 2016-2020. [Online]. Disponible en: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/estrategia-biodiversidad_2016-2020.pdf [Acceso: 20 de junio de 2018].
- MUNNÉ, A., C. SOLÁ & N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua* 175: 20-37.
- NATALE, E., G. A. MARTINEZ, A. J. OGGERO, M. D. ARANA, G. VILLALBA & H. REINOSO. 2014. Evaluación del estado de conservación de remanentes naturales y seminaturales en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina) a través de índices de calidad de hábitat. XI Congreso Latinoamericano de Botánica. Salvador de Bahía, Brasil. [Online]. Disponible en: <http://www.botanica.org.br/trabalhos-cientificos/65CNBot/5116-FLF.pdf> [Acceso: 20 junio 2018].
- NATALE, E., G. VILLALBA, J. E. JUNQUERA & S. M. ZALBA. 2015. Assessment of the conservation status of natural and semi-natural patches associated with urban areas through habitat suitability indices. *Int. J. Environ. Res.* 9: 495-504.
<https://doi.org/10.22059/IJER.2015.923>
- OGGERO, A. J., N. DE LUCA, E. NATALE & M. D. ARANA. 2014. Caracterización y situación actual de los bosques nativos en el centro sur de la provincia de Córdoba. *Voces en el Fénix* 142-151.
- PARCERISAS, L., J. MARULL, J. PINO, E. TELLO, F. COLL & C. BASNOU. 2012. Land use changes, landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme County, 1850-2005). *Environ. Sci. Policy* 23: 120-130.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.002>
- PRIMACK, R. & J. ROS. 2000. *Introducción a la Biología de la Conservación*. 1º edición. Ariel, España.
- ROMERO, F. I., M. A. COZANO, R. A. GANGAS & P. I. NAULIN. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque* 35: 3-12.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- SAGRIPANTI, G., J. CONIGLIO & A. CABRERA, (Autores) E. MATTEODA, N. DOFFO & G. VILLALBA (colaboradores). 2005. *Hoja Geológica 3363-III, Río Cuarto, Provincia de Córdoba. Instituto de Geología y Recursos Minerales, SEGEMAR. Boletín 349. Buenos Aires.*

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

- SANDSTRÖM, U. G., P. ANGELSTAM & A. KHAKEE. 2006. Urban comprehensive planning—identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. *Landsc. Urban Plan.* 75: 43–57. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.11.016>
- STOCKER, T. F., D. QIN, G. PLATTNER, M. M. TIGNOR, M. SIMON, K. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX & P. M. MIDGLEY. 2013. *Cambio Climático. Bases Físicas. Contribución del grupo de trabajo y al quinto informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio.
- SZPEINER, A., M. A. MARTINEZ-GHERSA & C. GHERSA. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 101: 38–46.
- THIERS, B. [continuously updated]. 2018. Index Herbariorum: a global directory of public herbaria and associated staff. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. [Online]. Disponible en: <http://sweetgum.nybg.org/ih> [Acceso: 5 octubre 2017].
- UNIDAD DE MANEJO DEL SISTEMA DE EVALUACIÓN FORESTAL (UMSEF). 2015. *Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Periodo 2013-2014.* Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación. 67pp.
- UUEMAA, E., M. ANTROP, J. ROOSAARE, R. MARJA & U. MANDER. 2009. Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Review Landscape Research* 3. [Online]. Disponible en: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2009-1>. [Acceso: 7 de noviembre de 2015]
- VAN DER BIEST, K., R. D'HONDT, S. JACOBS, D. LANDUYT, J. STAES, P. GOETHALS & P. MEIRE. 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecol. Indic.* 37: 252–265. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>
- WILLIAMS N. S. G., M. V. SCHWARTZ, P. A. VESK, M. A. MCCARTHY, A. K. HAHS, S. E. CLEMANTS, R. T. CORLETT, R. P. DUNCAN, B. A. NORTON, K. THOMPSON & M. J. MCDONNELL. 2009. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *J. Ecol.* 97: 4–9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>
- ZAK, M., M. CABIDO, D. CÁCERES & S. DÍAZ. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina?. *Enviro. Manage.* 42: 181–189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>

ANEXO I

Descripción del índice integral de evaluación ambiental (IIEA) (Natale et al., 2015)

Dicho índice está compuesto por tres componentes, la integridad ecológica conformada por las métricas del paisaje: tamaño (Ar), forma (Fr) y tipo de parche (Tr), tipo de contacto (Tc) y Funcionalidad ecológica (Fe) (Tabla 3), la importancia geológica dado por un valor de protección (Vp) y un valor de singularidad (Vs) (para este estudio definidas en la sección resultados), y por variables de contexto referentes al impacto antrópico que incluye la presencia de caminos (Pc), presencia de asentamientos (Pa), porcentaje de superficie raleada (R) y/o desmontada (D) y porcentaje de superficie invadida (Pi). Las variables definidas en cada uno de estos componentes se integran en una ecuación general que, mediante algoritmos matemáticos, intentan reflejar la interacción de las mismas (Ecuación 1).

Tabla 3. Definición de las variables de integridad ecológica.

Variables	Estados	Definición
Tipo de parche	Disturbio	Resultado de la alteración o disturbio de un área pequeña
	Remanente	Aparece como una pequeña área que escapó a algún disturbio de los alrededores
	Ambiental	Es causada por las condiciones naturales del ambiente físico
	Regeneración	Aparece cuando la vegetación se ha recuperado después de un disturbio.
	Introducido	Generado por la acción del hombre a través de plantación de especies exóticas (ornamentales principalmente)
Forma del parche	Regular	Sin bordes intrincados y donde las dimensiones principales tienen una relación menor a 2:1 (Puede ser natural o antrópico que se distinguen por la forma de los bordes; límites naturales son curvados mientras que los creados por el hombre tienen una o más líneas rectas)
	Irregular	Cantidad de lóbulos principales presentes, probablemente como resultado de la heterogeneidad espacial o temporal en los procesos de control. (Puede ser natural o antrópico que se distinguen por la forma de los bordes)
	Alargado	Se mide por la relación largo-ancho con una relación mayor a 2:1 sin bordes intrincados. (Puede ser natural o antrópico que se distinguen por la forma de los bordes)
Tipo de contacto	Florístico natural	Contacto gradual entre dos remanentes de vegetación nativa
	Florístico introducido	Contacto de un remanente de vegetación natural con remanentes introducidos
	Estructural Natural	Contacto entre dos remanentes de vegetación natural pero en distintas etapas sucesionales (Después de un disturbio antrópico)
	Estructural Antrópico	Contacto de un remanente natural con sitios con disturbio antrópico (desmonte, raleo, fuego, etc.)
Funcionalidad ecológica	Corredo	Tipo de parche alargado
	No corredor	

A cada variable se le asignó un valor de aptitud de índice que va de 0 a 1 donde 0 es la peor condición y 1 la condición más adecuada (Fig. 11; 12 y Tabla 4).

$$(IEA) = [(((Pc + Pa + D + R)/4) * Pi)^2 * (((Fr + Tr + Tc)/3) * Ar)^2 * ((Vp + Vs)/2)]^5 + [(((Pc + Pa + D + R)/4) * Pi)^2 * (((Fr + Tr + Tc)/3) * Ar)^2 * ((Vp + Vs)/2)]^5 * 0,1 * Fe \quad (1)$$

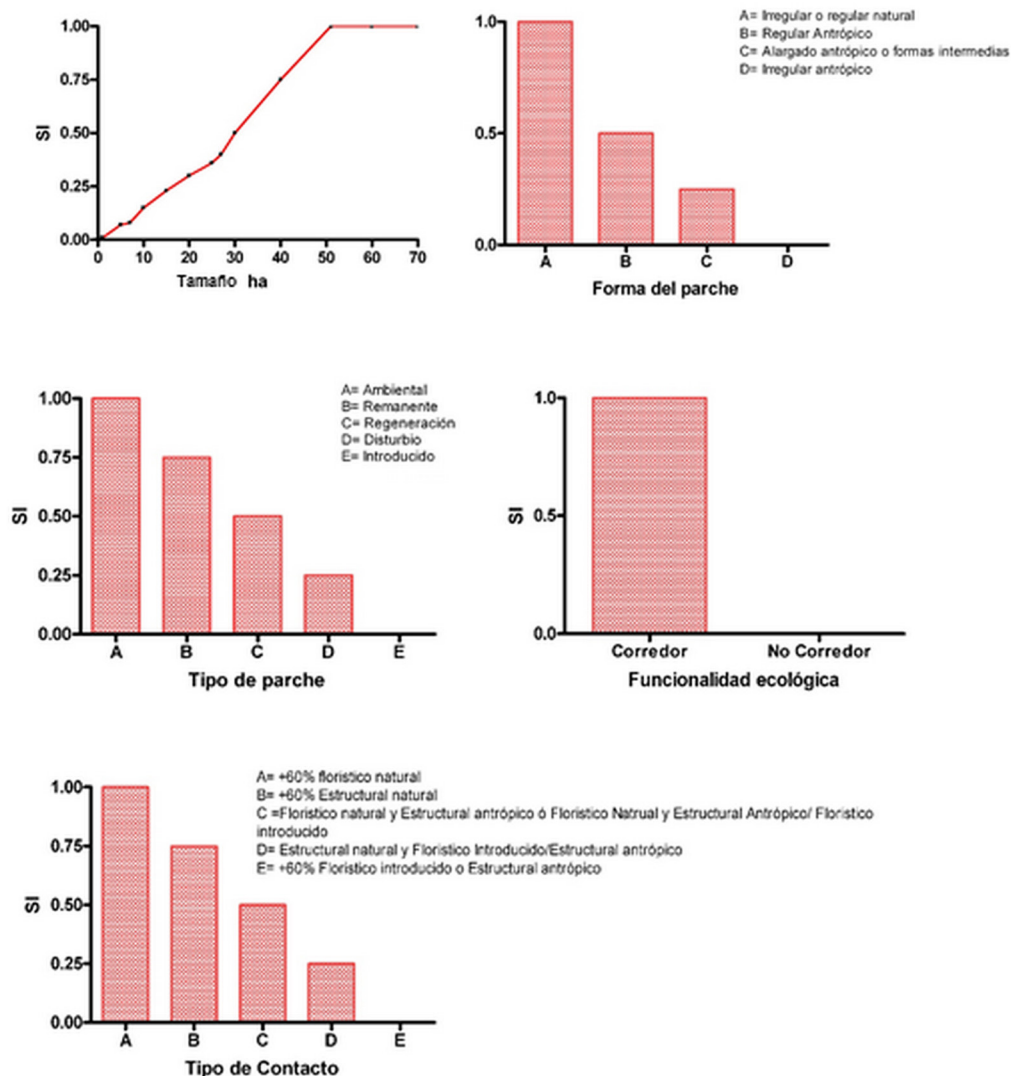


Fig. 11. Valores de aptitud de índice (SI) por variable de integridad ecológica.

E. Natale *et al.* - Caracterización ambiental de la cuenca del río Cuarto

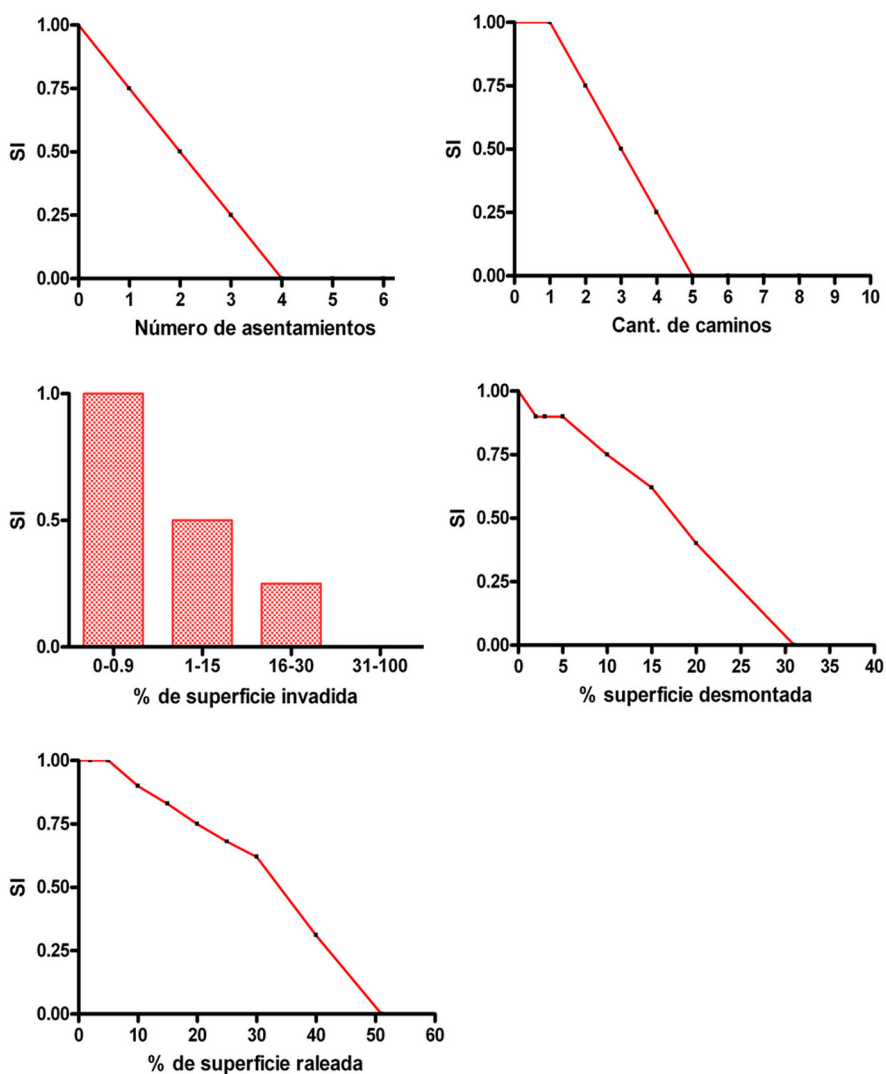


Fig. 12. Valores de aptitud de índice (SI) para variable de impacto antrópico.



Tabla 4. Asignación de aptitud de índice para las variables del componente geológico.

Variable	Alto (1)	Medio (0,5)	Bajo (0,2)
Valor de protección	2 o más variables con valores altos de susceptibilidad	Dominio de valores medios de susceptibilidad o uno de cada categoría	2 o más variables con valores bajos de susceptibilidad



DIFERENCIAS DE CONOCIMIENTOS, VALORACIÓN Y USO DE CACTÁCEAS ENTRE POBLADORES DE SALINAS GRANDES Y SISTEMA SERRANO (CÓRDOBA, ARGENTINA)

DIFFERENCES IN KNOWLEDGE, VALUATION AND USE OF CACTI AMONG RESIDENTS OF SALINAS GRANDES AND SERRANO SYSTEM (CÓRDOBA, ARGENTINA)


Julieta K. Torrico Chalabe^{1,2} y Cecilia Trillo²


1. Becaria Doctoral Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
2. Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, FCEyN, UNC e IMBIV (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal)

*jullieta_111@hotmail.com

Citar este artículo

TORRICO CHALABE, J. K. & C. TRILLO. 2019. Diferencias de conocimientos, valoración y uso de Cactáceas entre pobladores de Salinas Grandes y Sistema Serrano (Córdoba, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 125-136.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23590>

Recibido: 17 Agosto 2018
Aceptado: 18 Diciembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Norma Hilgert 

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

SUMMARY

Background and aims: The valuation, use and management practices of natural resources of small producers, in general rely on local ecological knowledge (LEK). In order to compare the communities of two physiographic units: Salinas Grandes and Serrano System, the study of LEK on cacti was discussed.

M&M: We performed 21 interviews with key informants about diversity, uses and valuation.

Results: On the one hand, in Salinas Grandes one use and management practice associated with traditions for each taxon were mentioned at least; on the other hand, less types of uses were mentioned by Serrano System's informants.

Conclusions: In this place, uses related to tourism and commercialization highlight. Residents of Salinas Grandes, who live in extreme aridity conditions and have scarce herbaceous resources available, conserve knowledge linked to traditions which is necessary to ensure their social reproduction, and the Cactaceae appear as key resources for their subsistence. Those of the Serrano System, which have a greater diversity of forage resources, can offer other services and reorient their knowledge towards new activities. This suggest the flexibility of this knowledge (LEK), which allows adjustments to deal with contextual change situations.

KEY WORDS

Cactaceae, changes, ethnobotany, knowledge, small producers, uses.

RESUMEN

Introducción y objetivos: La valoración, uso y manejo de los recursos naturales por parte de pequeños productores se sustenta en el conocimiento ecológico local (CEL). Con el objeto de comparar entre sí las comunidades de dos unidades fisiográficas: Salinas Grandes y Sistema Serrano, abordamos el estudio del CEL sobre las cactáceas.

M&M: Realizamos 21 entrevistas a informantes claves sobre diversidad, usos y valoración.

Resultados: En Salinas Grandes nos mencionaron por lo menos un uso para cada taxón y formas de manejo asociadas a tradiciones; en cambio, los informantes del Sistema Serrano mencionaron menos tipos de usos y cobraron relevancia otros tipos relacionados al turismo y la comercialización.

Conclusiones: Por un lado, los pobladores de Salinas Grandes, que viven en condiciones de aridez extrema y con escasos recursos herbáceos, conservan conocimientos ligados a tradiciones que son necesarios para asegurar su reproducción social, donde las Cactáceas aparecen como recursos claves para su subsistencia. Por otra parte, los del Sistema Serrano, que cuentan con mayor diversidad de recursos forrajeros, pueden ofrecer otros servicios y reorientan sus conocimientos hacia nuevas actividades, donde se evidencia la flexibilidad de estos saberes (dentro del CEL) que permite ajustes a las situaciones de cambio contextual.

PALABRAS CLAVE

Cactáceas, cambios, conocimientos, etnobotánica, pequeños productores, usos.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de conocimiento locales, según Vandebroek *et al.* (2011), consisten en conjuntos de saberes y creencias, en definitiva, visiones del mundo desarrolladas y sostenidas por las comunidades humanas. En términos de Nazarea (1999), es el sistema de conocimiento *situado* de las personas que participan de una trama de relaciones con su entorno, localizada en el tiempo y el espacio. En este marco se inscribe el denominado *conocimiento ecológico local* (CEL) (Berkes, 1999; Correa *et al.*, 2012), referido a las relaciones entre las personas y su entorno biológico y cultural, que orienta, por ejemplo, la valoración, selección y manejo de los recursos naturales locales: lo que es un *recurso* para un determinado grupo humano puede no serlo para otro (Hurrell *et al.*, 2018).

El CEL no es estático sino dinámico: cambia de acuerdo a los ajustes del grupo humano, a las circunstancias cambiantes de su entorno biocultural (Hurrell, 2014). El término *biocultural*, en este contexto, se desprende del concepto de *diversidad biocultural*, es decir, la diversidad de la vida tanto en sus aspectos biológicos como culturales, aspectos que no se asumen como instancias separadas, o que transcurren por vías paralelas; por el contrario, interactúan de forma compleja y co-evolucionan (Maffi, 2001, 2005).

En diversos estudios etnobotánicos sobre Cactáceas (Caballero *et al.*, 1998; Caballero & Cortés, 2001; Casas *et al.*, 1987; Casas, 2001), se destaca su valoración positiva por parte de los pobladores locales debido a su capacidad de persistir en condiciones de extrema aridez, así como su importancia cultural, expresada en una gran diversidad de usos y un mejor aprovechamiento como recurso.

En la Argentina, existen múltiples referencias etnobotánicas sobre Cactáceas en el marco de estudios más amplios (Martínez-Crovetto, 1964; Roig & Bárcena, 1983; Arenas & Scarpa, 1998; Biurrun *et al.*, 2007; Scarpa, 2007, Arias Toledo & Trillo, 2014), en los que se relevaron sus usos tradicionales como alimento, forraje, remedios caseros y colorantes. En la provincia de Córdoba, se destacan los trabajos de Herrera (2003) y Zapata *et al.* (2005). El uso de estas plantas y su valoración histórica por parte de los pobladores del norte de Córdoba queda evidenciado por el hallazgo de restos arqueológicos en el noroeste de esta provincia, que muestran la utilización del “cardón” (*Stetsonia coryne* (Salm-Dyck) Britton &

Rose) como cercos vivos (Berberían, 1987; Pastor *et al.*, 2012; Recalde, 2015). Además, en trabajos etnobotánicos en esta zona (Torrico Chalabe & Trillo, 2015; Ahumada & Trillo, 2017), se han indicado numerosos usos actuales nuevos (como el ornamental, recurso estético y para la comercialización) y valoraciones positivas asociadas a estas plantas, donde se destacan “tuna”, *Opuntia ficus-indica* (L.) Mill., con muchas variedades locales; “cardón”, “quimilo”, *Opuntia quimilo* K. Schum., y “tunilla”, *Opuntia sulphurea* Gillies ex Salm-Dyck.

En la provincia de Córdoba, una de las principales problemáticas bioculturales se encuentra íntimamente relacionada a la producción agropecuaria, la que presenta diferentes niveles de intensidad y que, a lo largo de las últimas décadas, ha sufrido importantes procesos de deforestación, desertización y “descampesinización” (Cáceres *et al.*, 2010; Cáceres, 2014), en relación al avance de la frontera agraria (Kimbrell, 2002). El cambio en el uso de la tierra y de las tecnologías de producción se destacan como mayores modificaciones en el Sistema de Bosque Serrano en comparación con Salinas Grandes, que no presenta cambios considerables (Cabido *et al.*, 2005, Hoyos *et al.*, 2012).

En el norte provincial, y en mayor intensidad en las zonas de Sistema Serrano y de planicies que presentan una mayor aptitud productiva, la pérdida de biodiversidad y la desaparición de la mayoría de los agricultores tradicionales se vinculan al avance de la agricultura industrial, entre otros factores, que conlleva una pérdida en el sistema de conocimientos locales tradicionales, producto de años de interacción entre las personas y su entorno vegetal (Trillo *et al.*, 2007; Arias Toledo *et al.*, 2010; Arias Toledo & Trillo, 2014).

A partir de estudios previos sobre la importancia de las Cactáceas en la vida de las poblaciones de las zonas áridas de Córdoba (Torrico Chalabe & Trillo, 2015; Ahumada & Trillo, 2017), surgió el interés de comparar y analizar el conocimiento ecológico local (CEL) sobre las Cactáceas. El trabajo se enfocó en las narrativas de los informantes claves de diferentes comunidades criollas de las unidades fisiográficas de Salinas Grandes (localidades alejadas de los principales centros urbanos) y Sistema Serrano (contextos pluriculturales cercanos a los centros urbanos y con desarrollo turístico).

Las principales preguntas que orientaron el trabajo fueron: ¿existen diferencias en cuanto a

los saberes sobre los cactus entre los informantes de Salinas Grandes y del Sistema Serrano? ¿Qué relevancia tienen los conocimientos ligados a tradiciones en ambas unidades fisiográficas para estos informantes de comunidades rurales?

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se realizó en 12 localidades del noroeste de la provincia de Córdoba, que corresponden

a la Provincia Fitogeográfica Chaqueña, en las subregiones (Fig. 1A-B) de Chaco Árido y Chaco Serrano (Cabrera, 1976; Atlas de Bosques Nativos de Argentina, 2003), y que también se enmarcan en las zonas fisiográficas de Salinas Grandes y Sistema Serrano (Fig. 1C) (Cabido & Zak, 1999).

Las Salinas Grandes presentan precipitaciones entre 300 y 500 mm anuales mientras que el Sistema Serrano entre 400 y 800 mm por año, ambas zonas con un máximo de lluvias en verano, que concentra el 70% de la precipitación total (Cabrera, 1976); mientras que la temperatura

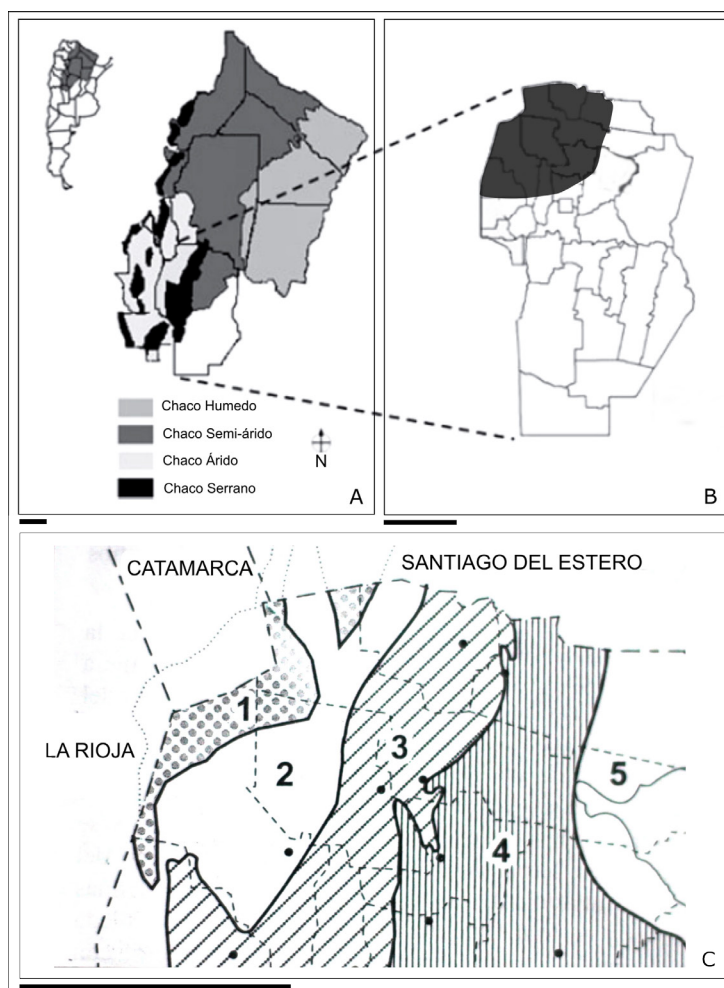


Fig. 1. Área de estudio. **A:** Localización del Gran Chaco y de la provincia de Córdoba, Argentina, y las subregiones del Gran Chaco (Atlas de Bosques Nativos de Argentina, 2003). **B:** Zona de estudio en el norte de Córdoba. **C:** Zonas fisiográficas del norte de Córdoba 1-Salinas Grandes, 2-Planicie Occidental, 3-Sistema Serrano, 4-Planicie Oriental y 5-Depresión de Mar Chiquita (Cabido & Zak, 1999). Escalas= 140 km.

media anual aumenta en sentido contrario (18,6°C de temperatura media anual en Sistema Serrano y 19,9°C en Salinas Grandes) (Cabido & Zak, 1999). Ambas zonas presentan un balance negativo entre la precipitación y la evapotranspiración, y la mayor parte del año hay déficit de agua (FAO, 2007). Como consecuencia, el invierno es particularmente duro para la vida de las personas y de los animales, y es casi imposible establecer cultivos como por ejemplo de secano.

Las localidades del Sistema Serrano en las que se trabajó son: San Marcos Sierra (2199 habitantes), Cerro Colorado (285), Guasapampa (241), La Playa (220), Chañar Viejo (186), Eufrasio Loza (166) y Rayo Cortado (691) (INDEC, 2010) (Fig. 2). Esta zona presenta una cubierta vegetal que se distribuye en pisos o cinturones altitudinales de vegetación: bosques entre los 700 y 1200 msnm; matorrales entre los 900 y 1500 msnm; pastizales por encima de los 1500 msnm. Comprende 3 unidades vegetación: 1) bosque serrano, con una fisonomía de bosque abierto a semi-cerrado, 2) matorrales serranos o “romerillares”, dominados por el “romerillo”, *Baccharis aliena* (Spreng.) Joch. Müll., 3) un “espinillar”, donde domina el “espinillo”, *Vachellia*

caven (Molina) Seigler & Ebinger. La mayor parte del área ha sido alterada de forma directa o indirecta por las actividades humanas, considerándose zonas de “vegetación cultural”, es decir, una zona de flora natural que ha sufrido cambios significativos en su composición y estructura (Cabido & Zak, 1999; Cabido & Pacha, 2002). Las principales actividades económicas de estas ciudades son el turismo y la producción ganadera para autosustento y ventas menores (Cáceres *et al.*, 2006). Estas poblaciones se constituyen en contextos pluriculturales, dado que las personas provienen de otras áreas urbanas del país y de la provincia, y también de áreas rurales cercanas; estos pobladores son descendientes de inmigrantes y/o de poblaciones originarias de la zona. Se considera que, desde el punto de vista de los saberes locales, en el contexto pluricultural coexisten conocimientos ligados a las tradiciones de origen y los no tradicionales, novedosos, difundidos en la urbanización creciente y en los medios de comunicación (Hurrell, 2014).

Las localidades de las Salinas Grandes en las que se trabajó son: Serrezuela y Piedrita Blanca (2678 habitantes), La Batea (180), San José de las Salinas (777) y Lucio Victorio Mansilla (881) (INDEC,

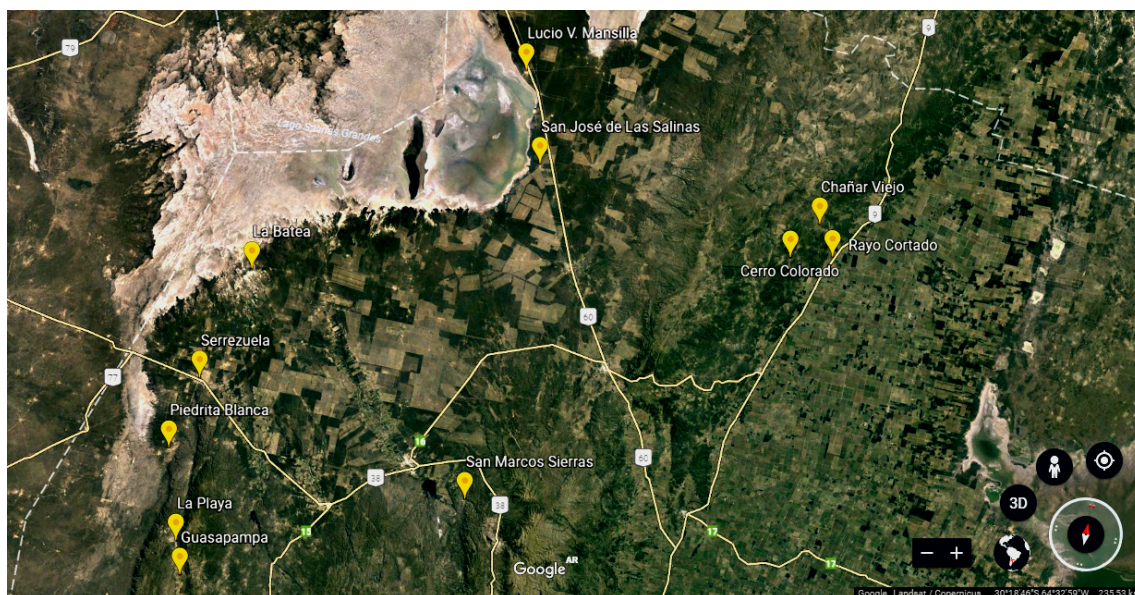


Fig. 2. Ubicación del área de estudio, con identificación de las localidades visitadas: San Marcos Sierra, La Playa, Cerro Colorado, Chañar Viejo y Rayo Cortado (Sistema Serrano) y Serrezuela, La Batea, Piedrita Blanca, San José de las Salinas y Lucio V. Mansilla (Salinas Grandes) (Imagen Satelital de Google Earth, 2017).

2010) (Fig. 2). La depresión de las Salinas Grandes se encuentra entre 150 y 300 msnm, el suelo de este “bolsón” o “playa” es relativamente plano y salino, conformando característicos desiertos de sal con manchones de vegetación halófito; los márgenes, más elevados, presentan una vegetación transicional entre los matorrales de plantas halófitas y el bosque chaqueño xerófito (Cabido & Zak, 1999). La vegetación halófito incluye dos unidades: 1) el matorral halófito bajo, o “jumeal” de *Allenrolfea patagónica* (Moq.) Kuntze y *Heterostachys ritteriana* (Moq.) Ung.-Sternb., y 2) el matorral sub-halófito bajo, con “cardón” (*Stetsonia coryne*). La principal actividad económica es la cría de ganado ovino caprino el área es de difícil acceso, con condiciones climáticas muy radicales y está alejada de las principales urbes de la zona (Cáceres *et al.*, 2006).

Metodologías etnobotánicas y análisis de datos

Para la realización de este trabajo se siguieron metodologías habituales en etnobotánica: entrevistas, recorridas etnobotánicas y observación participante (Albuquerque *et al.*, 2014, 2018). En todos los casos se obtuvo el consentimiento oral informado, de acuerdo a lo establecido en el Código de Ética de la SOLAE (2016) y se establecieron mecanismos claros, precisos y previamente acordados de reciprocidad con los pobladores con quienes se trabajó. Se hicieron relevamientos preliminares sobre la familia Cactaceae en el norte de Córdoba (Torrico Chalabe & Trillo, 2015; Ahumada & Trillo, 2017) y posteriormente se desarrolló un proyecto de extensión en conjunto con la Agencia de Extensión Rural Villa de María del Río Seco (INTA): “Puesta en valor del conocimiento y germoplasma de los cactus del Norte de Córdoba. Intercambio recíproco y acciones de conservación con pobladores y gestores” (Resolución UNC: 1428/2014-HCS).

Los actores sociales del área de estudio incluyen técnicos, pequeños, medianos y grandes productores. Este estudio se enfocó en los pequeños productores y campesinos, autoconsiderados “criollos” (Trillo, 2010). El pequeño productor campesino posee una unidad agropecuaria de producción y consumo, bajo distintas formas de tenencia, que por la escasez de recursos naturales o de capital se basa principalmente en el grupo familiar (Bergamín, 1992; Trillo, 2010). Cáceres *et al.* (2006) sostienen que las “unidades campesinas” del noroeste de la provincia de Córdoba pueden entenderse como ámbitos de actividad

múltiple, no restringidas exclusivamente al campo productivo.

La aproximación realizada fue cuali-cuantitativa, e incluyó el análisis de las narrativas obtenidas en entrevistas libres y semi-estructuradas (Fernandes Saraiva, 2012; Parlee *et al.*, 2012; Pochettino & Hurrell, 2013; Albuquerque *et al.*, 2014). En las recorridas con informantes y observación participante se recurrió a la utilización de un álbum de fotografías de las especies de la zona (Torrico Chalabe & Trillo, 2015). Se realizó una muestra no aleatoria y sólo se incluyeron informantes clave, es decir, pobladores criollos, pequeños productores y campesinos con un profundo conocimiento de la familia Cactaceae (Costa-Neto, 2002). El método de muestreo fue el de “bola de nieve”, en el cual el primer sujeto contactado da al investigador el nombre de otro sujeto, que a su vez proporciona el de un tercero, y así sucesivamente (Aguilera *et al.*, 2003).

Se realizaron entrevistas a 8 y 13 informantes claves pertenecientes a Salinas Grandes y al Sistema Serrano, respectivamente (Padua, 1994; Aldrige & Lavine, 2003; Bernard, 1995). En todas se realizaron preguntas generales (Cotton, 1996) sobre los usos de las Cactáceas (actuales o pasados, si eran anecdóticos o novedosos), los taxones reconocidos (cómo se identifican y cuál es su manejo en sus campos) y sobre la valoración de la familia Cactaceae en general (positiva o negativa para su vida diaria, importancia de algunos taxones, y relatos sobre su rol actual).

Las especies, subespecies y formas de Cactaceae relevadas (12 taxones en total) fueron registradas mediante fotografías. Su identificación botánica fue realizada a partir de bibliografía específica (Kiesling & Ferrari, 2005; Demaio & Trevisson, 2006; Torrico Chalabe & Trillo, 2015) y la nomenclatura científica fue actualizada consultando la base de datos del Catálogo de Plantas Vasculares del Conosur.

Se realizaron histogramas de frecuencia relativa para mostrar tanto la cantidad de informantes que reconocieron cada taxón, como también la cantidad de informantes que mencionaron los diferentes tipos de uso; comparando ambas zonas fisiográficas.

A partir de las narrativas, se realizó un cuadro comparativo basado en 2 criterios de comparación: a) temporalidad de usos, b) valoración de las Cactáceas. La temporalidad de los usos, permitió analizar si eran actuales o pasados (anecdóticos) y evaluar cómo se genera el proceso de resignificación. Se buscó relevar, en particular, los relatos sobre los usos asociadas a

conocimientos tradicionales, cuestionando si existían en la actualidad, cómo se hubieran resignificado o si se los nombraba como un recuerdo. Para la segunda categoría, se tomó como criterio cuáles eran los saberes más importantes para cada unidad, a que motivación refería esa relevancia y por la valoración general de las Cactáceas.

RESULTADOS

Análisis cuantitativo

En las gráficas (Figs. 3, 4) se observan las frecuencias relativas sobre el reconocimiento de los 12 taxones trabajados y sobre el conocimiento de usos que poseen los informantes claves.

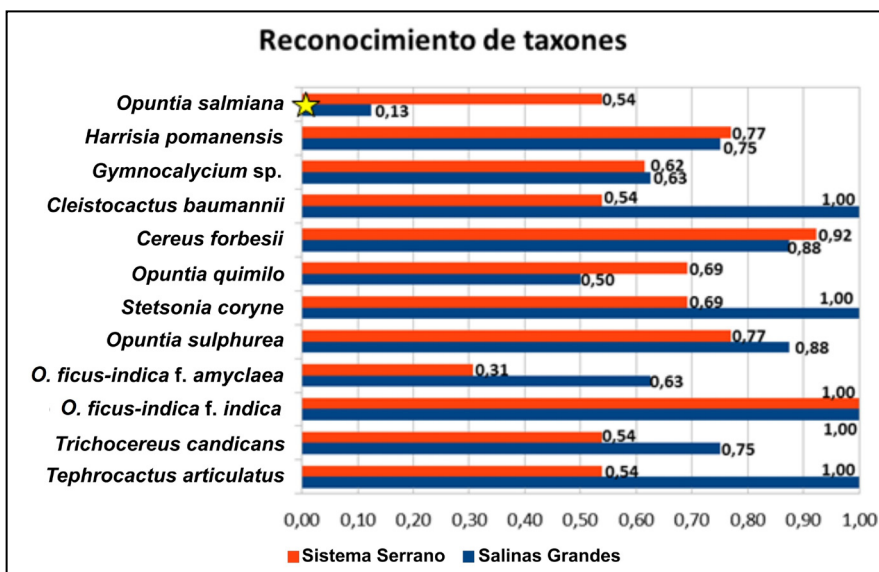


Fig. 3. Histograma de frecuencias relativas de reconocimiento sobre la totalidad de entrevistas en cada zona (eje X) de cada taxón de Cactáceas (eje Y). *Se destaca *Opuntia salmiana* que sigue un patrón inverso.

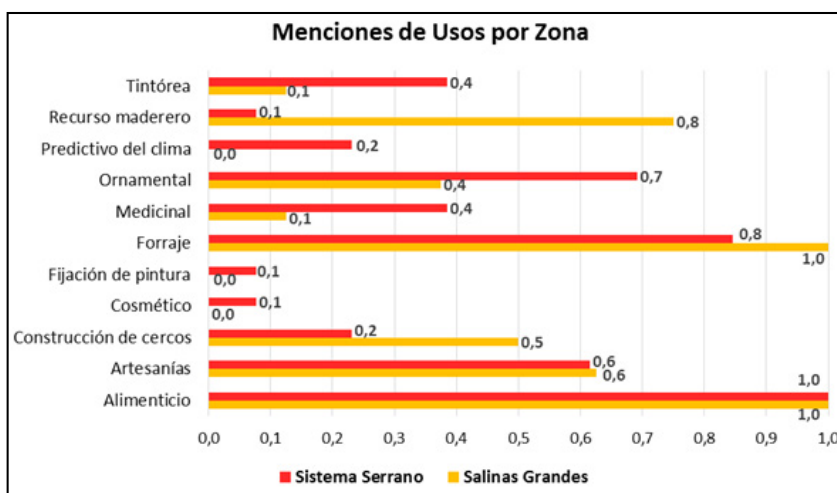


Fig. 4. Histograma de frecuencias relativas de informantes que mencionaron tipos de usos para algún taxón de Cactáceas sobre la totalidad de entrevistas en cada zona (eje X) de cada tipo de uso (eje Y).

De manera general, se puede observar que en Salinas Grandes (SG) es mayor la cantidad de personas que poseen conocimientos de los taxones que en el Sistema Serrano (SS) (Fig. 3) y que todos los informantes mencionaron al menos un tipo de uso alimentario para cada taxón reconocido (Fig. 4). Se destaca como excepción a *Opuntia ficus-indica*, ya que todos los entrevistados la reconocen y mencionan sus usos. También es importante resaltar que, a pesar de las diferencias registradas en la cantidad de informantes que las reconocen, todas las especies fueron nombradas por lo menos una vez en ambas zonas fisiográficas y que los entrevistados las mencionan como parte de la vegetación nativa de la zona.

En cuanto al reconocimiento de los taxones (Fig. 3), todos fueron identificados en ambas zonas, y se presenta como caso particular la “bola de gato” (*Opuntia salmiana* Parm.) que es más reconocida por los pobladores del Sistema Serrano (54% SS y 13% SG). Este taxón, que además es reconocido como el más abundante de la zona, también es nombrado “huevo de gato” y como “la que hace llorar al tigre” (“uturungo huakachinan” en quichua) (Demaio & Trevisson, 2006; Di Lullo, 1946). Esta última forma de identificación tiene un alto peso cultural por su historia relacionada al “tigre” *Panthera onca* L., un relato oral que se transmitió generación a generación, dado que el último ejemplar en la provincia fue cazado en 1958 en la zona de Bañados del río Dulce (Haro *et al.*, 2006), pero continúa presente en las narrativas actuales, como sucede con los animales domésticos y de cría en su vida diaria. “La planta que hace llorar al tigre, se le dice así porque estando en el monte, al tigre se le pega en la mano el frutito, se lo quiso sacar con la boca, y luego en la mano, y eso es lo que lo hace llorar, cuando se le pega a los perros también lloran” (Mistol F., 66 años, Varón). En cuanto a Salinas Grandes, hay 4 taxones que fueron reconocidos por todos los informantes, la “colita de zorro” (*Cleistocactus baumannii*), el “cardón” (*Stetsonia coryne*), la “tuna” (*Opuntia ficus-indica* f. *ficus-indica*) y el “huevo de indio” (*Tephrocactus articulatus*). De estas últimas, se mencionan usos forrajeros, alimentarios y para construcción de cercos, mientras que al “huevo de indio” es reconocida por ser una especie negativa para el ganado.

En cuanto a los tipos de usos (Fig. 4) en ambas zonas los más mencionados son el uso alimentario y para forraje, y también se pueden observar algunas diferencias, por ejemplo: en Sistema Serrano el tercer uso más mencionado es el ornamental, mientras que en Salinas Grandes se indica como recurso maderero.

Análisis comparativo de las narrativas

Se realizó un cuadro comparativo a partir de las narrativas de los informantes clave y se añadieron algunas expresiones de los entrevistados como ejemplos (Tabla 1).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Este trabajo permitió comparar las unidades fisiográficas chaqueñas de Salinas Grandes y Sistema Serrano del Noroeste de Córdoba, en relación con la valoración y los usos de las “pencas” (plantas del género *Opuntia*), “tunas” (variedades o frutos de *Opuntia ficus-indica*) y “cactus” (nombre común general para las Cactaceae), correspondientes a 10 especies nativas y 2 formas de *Opuntia ficus-indica* naturalizada, que forman parte de la vida local de los pobladores entrevistados.

La unidad fisiográfica Salinas Grandes se destacó por el alto reconocimiento de las especies nativas de Cactáceas y por el mayor conocimiento de usos asociados a la subsistencia. Al igual que Ruiz Posse *et al.* (2007), se observó en particular que las Cactáceas en esta zona constituyen un recurso de gran importancia para el desarrollo y reproducción social de las comunidades locales. Esto también explica cómo tanto las prácticas de manejo (Torrico Chalabe & Trillo, 2015) como los usos ligados a tradiciones se preservan en la actualidad (Cavanna *et al.*, 2010). Al igual que en otros trabajos (Cavanna *et al.*, 2010; Pastor *et al.*, 2012; Recalde, 2015), *Stetsonia coryne* resulta una especie característica en las zonas de Salinas Grandes, principalmente por su consideración como recurso forrajero clave (Cavanna *et al.*, 2009; Coirini *et al.*, 2010; Karlin *et al.*, 2013).

En la unidad fisiográfica Sistema Serrano, los pobladores entrevistados reconocen la mayoría de las especies y conocen sus nombres vernáculos, como se indicó en trabajos previos (Torrico Chalabe & Trillo, 2015), pero los conocimientos sobre los

Tabla 1. Diferencias entre las narrativas de informantes claves de Salinas Grandes y Sistema Serrano.

Criterios	Salinas Grandes	Sistema Serrano
Temporalidad de los usos	<p>En las narrativas de los informantes se destaca que todos los usos de los diferentes taxones se mencionan como usos actuales, que forman parte de su vida cotidiana.</p> <p><i>El quishcaloro es el que más se usa después del cardón, el fruto se come y hacemos arroje, y se le da a la vaca toda la planta, en tiempos de seca tiene valor.</i> (Omar S. 64 años, Varón).</p> <p><i>Con el ucle [Cereus forbesii Otto ex C.F. Först.], hacemos arroje, dulce es, y se usa de forraje y con el ucle rojo [Cereus aethiops Haw.] también.</i> (Isabel O., 62 años, Mujer)</p> <p><i>La úlva [Cleistocactus baumannii (Lem.) Lem.] se come el fruto y se usa para forraje.</i> (Isabel O., 62 años, Mujer).</p> <p>Además se mencionan como actuales y relevantes, usos asociados a tradiciones.</p> <p><i>Las pencas como siempre se usan como forraje, quemamos las espinas y se las damos a los animales.</i> (Norberto L. 63 años, Varón).</p> <p><i>El cardón la flor y la fruta la usamos de forraje, así lo hacía desde mi abuela. La madera del cardón para el horno y para hacer artesanías. Se construye el cerco de cardón.</i> (Perla L. 61 años, Mujer).</p>	<p>Tiene como punto de referencia central la idea de <i>anécdota</i> respecto de usos tradicionales que son parte del pasado; se indican como recursos que antes se utilizaban.</p> <p><i>La pasacana, se deja, yo tengo en el campo, antes en sequía le quemábamos las espinas para el animal, la flor sí la come el animal.</i> (Américo B., 64 años, Varón).</p> <p><i>El quishcaloro, es la que se arrastra por el suelo, puede tener cochinita, es para teñir, pero no se usa, antes se usaba un montón.</i> (Nini R. 72 años, Varón).</p> <p><i>El quimilo la vaca lo come, pero no sirve para nada, se le daba en la época de seca.</i> (Jesús G., 68 años, Varón).</p> <p>Se indican diversas alusiones a usos ligados a tradiciones, como parte del pasado que, en este momento, perdieron actualidad.</p> <p><i>La tuna, es la que más se utiliza, para el arroje, y antes se la partía al medio para usar la babasa para sacar el calor, es una planta fría, que se usaba para la indigestión.</i> (Marta B., 69 años, Mujer).</p> <p><i>La surpiña o surpiyar [Cleistocactus baumannii], a la fruta la comíamos de chicos, así nos criaron, es lindo recordar eso, que cuando voy a ver a mis amigos a Córdoba, les llevo.</i> (Mistol F., 66 años, Varón).</p> <p><i>A las vacas en el invierno antes les cortábamos la penca para alimento, se usaba mucho.</i> (Griselda I., 43 años, Mujer).</p>
Valoración de las Cactáceas	<p>Son los relacionados con la subsistencia de las personas y de la ganadería; por esto se destacan los usos para forraje, alimentación y construcción de cercos.</p> <p><i>El cardón es el más valioso, para el que es ganadero más que nada, porque se le da todo, la penca, la flor se las bajamos, la usamos para armar los cercos y también para leña. Además, para la sed del que trabaja.</i> (Omar S. 64 años, Varón)</p> <p><i>Los cactus son valiosos para los animales, son muy útiles y más para los tiempos de seca.</i> (Domingo R., 55 años, Varón)</p> <p>La valoración generalmente es positiva centrada en su importancia como recurso de subsistencia.</p> <p><i>Los cactus tienen mucho valor por los animales, porque es el alimento.</i> (Esteban B., 66 años, Varón).</p> <p><i>Son útiles porque cuando hay sequías es lo que te ayuda a salir del invierno.</i> (Noberto L., 63 años, Varón)</p> <p><i>Es bueno que haya por los animales, las pencas, son muy importantes, más en agosto y septiembre, que escasea.</i> (Irma V. 60 años, Mujer).</p> <p>Se destaca una especie entre las demás, el "cardón" (<i>Stetsonia coryne</i>), por su multiplicidad de usos y de dar respuesta a muchas de sus necesidades.</p> <p><i>El cardón es la penca de las sequías, te da fruto y flor para el animal y la pala para calmarle la sed, se usa también para el fuego. Y los frutos se comen.</i> (Noberto L., 63 años, Varón)</p> <p><i>El cardón se usa para varias cosas, el fruto y la flor se la baja para los animales y con los brazos para el cerco. La madera se usa para artesanías.</i> (Pedro B., 52 años, Varón).</p>	<p>Son los relacionados con la ornamentación y comercialización. Se destacan por una cuestión estética, lo cual aumenta su valor comercial.</p> <p><i>Los tengo de adorno, también los vendo, dicen que hay que sacar un permiso, por ser cosas como de patrimonio que no se pueden vender pero no se.</i> (Rosa P., 54 años, Mujer)-</p> <p><i>Estas son para vender, a la gente les gusta los bochitas [género <i>Gymnocalycium</i>].</i> (Rosa M., 50 años, Mujer)</p> <p><i>Los cactus, son para adorno, yo los traigo para mostrar, por donde voy traigo.</i> (Rosa Q., 80 años, Mujer)</p> <p>La valoración se resalta como negativa por el daño que producen a los animales.</p> <p><i>Son malos porque lastiman a los animales, porque el puqui [espinas] queda encarnado en el animal.</i> (Nini R. 72 años, Varón)</p> <p>Sin embargo se valora por una cuestión simbólica y de identidad cultural. Además, aquellos pobladores de mayor edad y los que tienen familiares de varias generaciones anteriores que estuvieron en ese campo, mencionan una pérdida de conocimientos ligada al avance del desmonte y de la urbanización que sufrieron las sierras.</p> <p><i>Ahora se está perdiendo todo, yo soy nacido y criado en el campo, todo lo que hay en el monte sirve para algo, los cactus todos se usan, todos los yuyos [plantas herbáceas] son remedios. Se está perdiendo todo por como desmontan, antes había cualquier cantidad pero ahora no porque se limpió todo, y es bueno que haya un buen monte, ahora llueve y se inunda todo porque el agua no tiene donde quedarse.</i> (Jesús G., 68 años, Varón)</p>

usos y las prácticas tradicionales son menores, siendo las mismas personas pertenecientes a esta unidad quienes plantean que se han “olvidado” o que los recuerdan como anécdotas. Esta dinámica en los saberes coincide con el avance de la urbanización y la consolidación del área como zona turística, que algunos informantes destacan como parte de los factores de pérdida de conocimientos y usos ligados a tradiciones. Estos cambios permiten el desarrollo de nuevas actividades económicas, asociadas en las narrativas a la aparición de los nuevos usos (principalmente el ornamental); en este sentido, podría compararse con los resultados de Muiño (2012) que reflejan similares patrones de uso de los recursos en la provincia de La Pampa. Es importante destacar que si bien no contamos con datos ecológicos que permitan concluir sobre una pérdida de la biodiversidad en las zonas del Sistema Serrano, los mismos entrevistados relacionan estas transformaciones al desmonte, como destacan Arias Toledo *et al.* (2010) para los bosques chaqueños de Córdoba. Por otro lado, en esta zona se reconocen y valoran más los usos asociados a la comercialización y al rol ornamental, de las mismas especies que en Salinas Grandes presentan usos tradicionales. De esta manera es posible afirmar la existencia de un proceso de resignificación de los usos, generado principalmente por ciertas especies vegetales que pasan del contexto tradicional al no tradicional, en el que muchos usos originales no se transponen de modo exacto; por el contrario, sufren modificaciones (Hurrell *et al.*, 2013). La resignificación refleja la compleja construcción de respuestas de ajuste a diferentes condiciones bioculturales (ecológicas y económicas), a las que se ven expuestos los criollos, pequeños productores y campesinos con los que se trabajó en el Noroeste de Córdoba. Por un lado, los pobladores de Salinas Grandes, que viven en condiciones de aridez extrema y con escasos recursos herbáceos, conservan conocimientos ligados a tradiciones que son necesarios para asegurar su reproducción social, donde las Cactáceas aparecen como recursos claves para su subsistencia. Por otra parte, los del Sistema Serrano, que cuentan con mayor diversidad de recursos forrajeros herbáceo, arbustivo y arbóreo, y menor distancia a las zonas urbanas, pueden ofrecer servicios comerciales y reorientan sus conocimientos hacia nuevas actividades, si bien las Cactáceas siguen teniendo un rol protagónico.

En este caso, se evidencia la flexibilidad de estos saberes (dentro del CEL) que permite ajustes a las situaciones de cambio contextual.

En concordancia con otras publicaciones (Fernández-Llamazares & Reyes-García, 2016), este trabajo permite contribuir a la discusión y a una nueva comprensión sobre las dinámicas que tiene el CEL y su rol en un contexto de cambio.

CONTRIBUCIÓN DE LAS AUTORAS

Las autoras han realizado conjuntamente y a partes iguales la colecta de datos, su interpretación y redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las personas que colaboraron con este trabajo, tanto las de Salinas Grandes y del Sistema Serrano que compartieron sus historias de vida y percepciones, y a J. A. Hurrell, P. Demaio, L. Ahumada, V. Saur Palmieri, C. Ibarra y G. Tortoni, quienes nos ayudaron en la realización de esta contribución. A los dos revisores anónimos por sus sugerencias. También hacemos llegar nuestro reconocimiento al CONICET. Este trabajo se financió en el marco del Proyecto de Investigación de la Secretaría de Ciencia y Técnica – Universidad Nacional de Córdoba (2016-2017) “Percepción, manejo y uso de unidades de paisajes en zonas rurales de Córdoba, transformaciones en el tiempo”, Dirigido por la Dra. Trillo C.

BIBLIOGRAFÍA

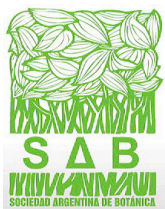
- AGUILERA, R. M., A. DURAND-SMITH, E. M. RODRÍGUEZ, & M. ROMERO MENDOZA. 2003. Veinticinco años de investigación cualitativa en salud mental y adicciones con poblaciones ocultas. Primera parte. *Salud Mental* 26: 76-83.
- AHUMADA, M. L., & C. TRILLO. 2017. Diversidad de Especies Naturalizadas del género *Opuntia* (Cactaceae) utilizadas por los pobladores de Córdoba (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 52: 193-208.
- ALBUQUERQUE, U. P. DE, L. V. F. CRUZ DA CUNHA, R. F. P. LUCENA, & R. R. N. ALVES. 2014. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer-Humana Press, New York, USA.

- ALBUQUERQUE, U. P., PAIVA DE LUCENA, R. F., FERNANDES CRUZ DA CUNHA, L. V. & R. R. NÓBREGA ALVES. 2018. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. 2nd ed. Springer-Humana Press, New York, USA
- ALDRIGE, A., & K. LAVINE. 2003. *Topografía del mundo social*. Teoría y práctica de la investigación mediante encuestas. Gedisa Editorial, Barcelona, España.
- ARENAS, P., & G. F. SCARPA. 1998. Ethnobotany of *Stetsonia coryne* (Cactaceae), the “cardón” of the Gran Chaco. *Haseltonia* 6: 41-51.
- ARIAS TOLEDO B. & C. TRILLO. 2014. Animales y plantas que curan: avances sobre la farmacopea natural de los pobladores del área de Laguna Mar Chiquita. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 1(2):77-85.
- ARIAS TOLEDO, B., C. TRILLO & M. GRILLI. 2010. Uso de plantas medicinales en relación al estado de conservación del bosque en Córdoba, Argentina. *Ecología austral* 20:235-246.
- ATLAS DE LOS BOSQUES NATIVOS ARGENTINOS. 2003. *Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR*. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- BERBERIÁN, E. 1987. *Crónicas del Tucumán: siglo XVI*. Editorial Comechingonia, Córdoba, Argentina.
- BERGAMÍN, G. 1992. Conceptualización sobre marginalidad, tipología de productores y desarrollo para caracterizar el Chaco árido. En: KARLIN, U. & R. COIRINI (Eds). *Sistemas agroforestales para pequeños productores de zonas áridas*; pp. 13-17. Proyecto de desarrollo agroforestal en comunidades rurales del noroeste argentino, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- BERKES, F. 1999. Context of Traditional Ecological Knowledge. In: Berkes F. (Ed.) *Sacred Ecology, Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*, pp. 3-15. Taylor & Francis, Philadelphia, USA.
- BERNARD, H. R. 1995. *Research Methods in Anthropology Qualitative and Quantitative Approaches*. Altamira Press, Oxford, UK.
- BIURRUN, E., L. GALETTO, A. M. ANTON & F. BIURRUN. 2007. Plantas silvestres comestibles utilizadas en poblaciones rurales de la Provincia de La Rioja (Argentina). *Kurtziana* 33: 121-140.
- CABALLERO, J. & L. CORTÉS. 2001. Percepción, uso y manejo tradicional de los recursos vegetales en México. En: RENDÓN, B., S. REBOLLAR, J. CABALLERO & M. A. MARTÍNEZ (Eds.). *Plantas, Cultura y Sociedad: Estudio sobre la relación entre seres humanos y plantas en los albores del siglo XXI*, pp. 79-100. Editorial Universidad Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- CABALLERO, J., A. CASAS, L. CORTÉS & C. MAPES. 1998. Patrones en el conocimiento, uso y manejo de plantas en pueblos indígenas de México. *Estud. Atacameños* 16: 181-196.
- CABIDO, M. & M. J. PACHA. 2002. *Vegetación y Flora de la Reserva Natural Chancaní*. Publicaciones Técnicas serie C. Agencia Córdoba Ambiente, Córdoba, Argentina.
- CABIDO, M. & M. ZAK. 1999. *Vegetación del Norte de Córdoba*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables de la provincia de Córdoba y Agencia Córdoba Ambiente, Córdoba, Argentina.
- CABIDO, M., M. ZAK, A. CINGOLANI, D. CÁCERES & S. DÍAZ. 2005. Cambios en la cobertura de la vegetación del centro de Argentina: ¿Factores directos o causas subyacentes? En: OESTERHELD, M., M. AGUIAR, C. GHERSA & J. PARUELO (Eds.). *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*, pp. 271-300. Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- CABRERA, A. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: KUGLER W. (Ed.). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, pp. 1-85. Segunda Edición. Editorial ACME, Buenos Aires, Argentina.
- CÁCERES, D. 2014. Amenazas y desafíos que enfrenta el campesinado en Argentina. ¿Descampesinización o Persistencia? En: CRAVIOTTI C. (Ed.). *Agricultura Familiar en Latinoamérica. Continuidades, Transformaciones y Controversias*, pp. 205-232. Editorial Ciccus, Buenos Aires, Argentina.
- CÁCERES, D., F. SILVETTI, G. FERRER & G. SOTO. 2006. *Y... vivimos de las cabras*. Transformaciones sociales y tecnológicas de la capricultura. La Colmena, Buenos Aires, Argentina.
- CÁCERES, D., G. SOTO, G. FERRER, F. SILVETTI & C. BISIO. 2010. *La expansión de la agricultura industrial en Argentina Central*. Su impacto en las estrategias campesinas. Cuadernos de Desarrollo Rural 7: 91-119.
- CASAS, A. 2001. Silvicultura y Domesticación de plantas en Mesoamérica. En: RENDÓN, B., S. REBOLLAR, J. CABALLERO & M. A. MARTÍNEZ (Eds.). *Plantas, Cultura y Sociedad: Estudio sobre la relación entre seres humanos y plantas en los albores del siglo XXI*, pp. 123-157. Editorial Universidad Autónoma de México, Distrito Federal, México.
- CASAS, A., J.L. VIVEROS, E. KATZ & J. CABALLERO. 1987. Las plantas en la alimentación mixteca: una aproximación etnobotánica. *América indígena* 47:317-343.
- Catálogo de Plantas Vasculares del Conosur: <http://www2.ddarwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp>.

J. K. Torrico Chalabe y C. Trillo - Conocimientos, valoración y usos de Cactáceas

- CAVANNA, J. A., G. CASTRO, R. COIRINI, U. KARLIN & M. KARLIN. 2009. Caracterización socio-productiva de ocho comunidades de pequeños productores de las Salinas Grandes, provincia de Catamarca, Argentina. *Multequina* 18: 15-29.
- CAVANNA, J., G. CASTRO, U. KARLIN & M. KARLIN. 2010. Ciclo ganadero y especies forrajeras en Salinas Grandes, Catamarca, Argentina. *Zonas Áridas* 14: 170-180.
- COIRINI, R. O., M.S. KARLIN & G.J. REATI. 2010. *Manejo sustentable del ecosistema Salinas Grandes, Chaco árido*. Grupo Editor Encuentro, Córdoba, Argentina.
- CORREA, S. L., S. TURBAY & M. VÉLEZ. 2012. Conocimiento ecológico local sobre ecosistemas marinos en dos comunidades costeras: El Valle y Sapzurro. *Gestión y Ambiente* 15: 17-32.
- COSTA-NETO, E. M. 2002. *Manual de Etnoentomología*. Editorial SEA Zaragoza, Bahia, Brasil.
- COTTON, C. M. 1996. *Ethnobotany: principles and applications*. John Wiley & Sons, New York, USA.
- DEMAIO, P. & M. TREVISSON. 2006. *Cactus de Córdoba y el centro de Argentina*. Editorial L.O.L.A. Literature of Latin America, Buenos Aires, Argentina.
- DILULLO, O. 1946. *Contribución al estudio de las voces santiagueñas*. Santiago del Estero. Publicaciones de la Provincia de Santiago del Estero.
- FAO. 2007. Las tierras áridas del mundo. En: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Ed.), *Secuestro de carbono en tierras áridas: Informes sobre recursos mundiales del suelo*, pp. 9-19, Roma, Italia.
- FERNÁNDEZ-LLAMAZARES, A. & V. REYES-GARCÍA. 2016. An Ethnobiology of Change. In: ALBUQUERQUE U.P. & R.R. NÓBREGA ALVES (Eds.). *Introduction of Ethnobiology*, pp 69-74. Springer International Publishing.
- FERNANDES SARAIVA, R. C. 2012. Saberes, fazeres e natureza nas vozes de mulheres da Chapada dos Veadeiros-Goias. *História Oral* 1: 209-229.
- HARO, J. G., P. MICHELUTTI, R. M. TORRES, A. MOLLI & E. H. BUCHER. 2006. Mamíferos. En: BUCHER, E. H. (Ed.). *Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita*, pp. 277-283. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Argentina.
- HERRERA, D.R. 2003. *Tuna: Planificación e Implantación del Tunal Comercial*. Instituto Nacional Tecnológico Argentino, Centro Regional Córdoba, Oficina Técnica Villa de María, Córdoba, Argentina.
- HOYOS, L. E., A. M. CINGOLANI, M. ZAK, M.V. VAIERETTI, D.E. GORLA & M.R. CABIDO. 2012. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Appl. Veg. Sci.* 16: 260-271.
- HURRELL, J. A., STAMPELLA, P. C., DOUMECQ, M. B. & POCHETTINO, M. L. 2018. Ethnoecology in Pluricultural Contexts: Theoretical and Methodological Contributions. In: ALBUQUERQUE, U. P., PAIVA DE LUCENA, R. F., FERNANDES CRUZ DA CUNHA, L. V. & R. R. NÓBREGA ALVES (eds.), *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*, pp. 163-186. 2nd ed. Springer-Humana Press, New York, USA
- 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. *BLACPMA* 12: 499-515.
- HURRELL, J. A. 2014. Urban Ethnobotany in Argentina: Theoretical advances and methodological strategies. *Ethnobia. Conserv.* 3(2):1-11.
- INDEC. 2010. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Argentina. Disponible en: www.indec.gov.ar [Acceso: abril 2018].
- KARLIN, M. S., U.O. KARLIN, R.O. COIRINI, G.J. REATI & R.M. ZAPATA. 2013. *El Chaco Árido*. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- KIESLING, R. & O .E. FERRARI. 2005. *100 Cactus Argentinos*. Editorial Albatros Saci Buenos Aires, Argentina.
- KIMBRELL, A. (Ed.). 2002. *The fatal harvest reader: the tragedy of industrial agriculture*. Island Press, Washington, USA.
- MAFFI, L. 2001. Introduction. On the interdependence of biological and cultural diversity. In: MAFFI, L. (Ed.) *Biocultural diversity: Linking language, knowledge, and the environment*, pp. 1-50. Smithsonian Inst., Washington.
- MAFFI, L. 2005. Linguistic, cultural, and biological diversity. *Annu Rev Anthropol* 29: 599-617.
- MARTÍNEZ-CROVETTO, R. 1964. Estudios etnobotánicos. I: Nombres de plantas y su utilidad, según los indios tobas del este del chaco. *Bonplandia* 1: 279-333.
- MUÑO, W. 2012. Los “puestos” del oeste pampeano. La relación de los campesinos criollos con las plantas a través de los huertos y jardines. En: ARENAS P. (Ed.) *Etnobotánica en zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica*, pp. 225-250. CEFYBO-CONICET, Buenos Aires, Argentina.
- NAZAREA, V. D. 1999. A view from a point: ethnoecology as situated knowledge. In: NAZAREA, V. D. (ed), *Ethnoecology: situated knowledge/located lives*, pp 3-20. University of Arizona Press, Tuscon, AZ.
- PADUA, J. 1994. *Técnicas de investigación aplicadas a las ciencias sociales*. Fondo de Cultura Económica, México.

- PARLEE, B. L., K. GEERTSEMA & A. WILLIER. 2012. Social-ecological thresholds in a changing boreal landscape: insights from Cree knowledge of the Lesser Slave Lake region of Alberta, Canada. *Ecol. Soc.* 17: 20.
- PASTOR, S., M. MEDINA, A. RECALDE, L. LÓPEZ & E. BERBERIÁN. 2012. Arqueología de la región montañosa central de Argentina. Avances en el conocimiento de la historia Prehispánica tardía. *Relaciones* 37: 89-112.
- POCHETTINO, M.L. & J.A. HURRELL. 2013. Los cambios ambientales en la región rioplatense (Argentina) y las narrativas de los pobladores locales. *Actas X Reunión de Antropología del Mercosur*, Córdoba, Argentina.
- RECALDE, A. 2015. Representaciones en contexto. Características del Paisaje Rupestre de Cerro Colorado (Sierras Del Norte, Córdoba, Argentina). *Relaciones* 30: 523-548.
- ROIG, F. A. & J.R. BÁRCENA. 1983. *Tephrocactus andicola* (Cactaceae), recurso alimenticio de aborígenes pre y posthispánicos de Mendoza, Argentina. *Parodiana* 2: 59-66.
- RUIZ POSSE, E., U.O. KARLIN, E. BUFFA, M. KARLIN, C.G. LEVRA & G. CASTRO. 2007. Ambientes de las salinas grandes de Catamarca, Argentina. *Multequina* 16: 123-137.
- SCARPA, G. F. 2007. Etnobotánica de los Criollos del oeste de Formosa: Conocimiento tradicional, valoración y manejo de plantas forrajeras. *Kurtziana* 33: 153-174.
- SOLAE. 2016. Código de Ética. *Revista Etnobiología* 14.
- TORRICO CHALABE, J. K. & C. TRILLO. 2015. Prácticas de manejo, usos y valoración de taxones de Cactaceae en el noroeste de Córdoba, Argentina. *Bonplandia* 24: 5-22.
- TRILLO, C., P. DEMAIO, S. COLANTONIO & L. GALETTO. 2007. Conocimiento actual de plantas tintóreas por los pobladores del valle de Guasapampa, provincia de Córdoba. *Kurtziana* 33: 65-71.
- TRILLO, C. 2010. Valoración del bosque y conocimiento de las plantas silvestres por parte de los pobladores de las Sierras de Guasapampa, Noroeste de la Provincia de Córdoba. *Tesis Doctoral*, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. Pp. 188.
- VANDEBROEK, I., V. REYES-GARCÍA, U.P. DE ALBUQUERQUE, R. BUSSMANN & A. PIERONI. 2011. Local knowledge: Who cares? *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 7: 35.
- ZAPATA, R.M., U.O. KARLIN, F. LUCERO, R.O. COIRINI & M. KARLIN. 2005. *Manejo Sustentable del Ecosistema Salinas Grandes. Manejo de los tunales*. Proyecto "Desarrollo de un polo productivo integral en el norte de Córdoba: cultivo y procesamiento de la tuna (*Opuntia ficus-indica*) y especies aromáticas bajo certificación orgánica". Proyectos Federales de Innovación Productiva del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva, Córdoba, Argentina.



ARQUEOBOTÁNICA DEL SITIO TEMPRANO SORIA 2 (CATAMARCA, ARGENTINA)

ARCHAEOBOTANY OF THE EARLY SITE SORIA 2 (CATAMARCA, ARGENTINA)

Natalia Petrucci^{1*}  y Romina Spano² 

SUMMARY


1. Laboratorio de Etnobotánica y Botánica Aplicada, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, U.N.L.P.

2. Centro Regional de Investigaciones Científicas y Transferencia Tecnológica de La Rioja (CRILAR) – CONICET.

*nataliapetrucci@gmail.com

Citar este artículo

PETRUCCI, N. & R. SPANO. 2019. Arqueobotánica del sitio temprano Soria 2 (Catamarca, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 54: 137-154.

 DOI: <http://dx.doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23591>

Background and aims: In the valley of Santa María or Yocavil the archeobotanical studies included the systematic recovery of remains by means of the flotation technique. However, plant archaeological remains have been scarcely studied so far. The aim of this paper is to present the identification of plant remains recovered by flotation and contribute to the interpretation, in this case, the site early Soria 2 located in the Valley, from analysis of this research.

M&M: The flotation technique implemented was mechanical. Quantification methods used were: absolute amount, relative frequency, density and ubiquity. Once identified, the taxa were analyzed according to modes of association with human communities: wild, weedy and domesticated.

Results: The following taxa could be taxonomically identified: *Trichocereus* sp., *Geoffroea decorticans*, *Chenopodium* sp., *Opuntia* sp., *Prosopis* spp., *Zea mays* and Solanaceae. When grouping the taxa according to their degree of association we see that the ruderal weeds are the ones with the highest densities, followed by the wild ones, while the rest presented similar density percentages.

Conclusions: The differences of presence / absence of taxa and proportions between the different spaces that make up the domestic unit, could indicate differential activities carried out in the past, suggesting practices with different spatial anchorage. The carpological set of the site suggests the presence and the use of disturbed and undisturbed environments next to cultivation spaces indicated by domesticated plants and agricultural weeds for early moments.

KEY WORDS

Valley of Santa María, archaeobotany, flotation, identification, modes of association.

RESUMEN

Introducción y objetivos: En el valle de Santa María o Yocavil los estudios arqueobotánicos comprendieron la recuperación sistemática de restos mediante la técnica de flotación. No obstante los restos arqueológicos vegetales han sido escasamente estudiados hasta el momento. El objetivo de este trabajo es presentar la identificación de los restos vegetales recuperados por flotación y contribuir a la interpretación, en este caso, del sitio temprano Soria 2, emplazado en el Valle, a partir de análisis de esta línea de investigación.


M&M: La técnica de flotación implementada fue de tipo mecánica. Los métodos de cuantificación utilizados fueron: cantidad absoluta, frecuencia relativa, densidad y ubicuidad. Una vez identificados, los *taxa* se analizaron de acuerdo a modos de asociación con comunidades humanas: silvestre, maleza y domesticado.

Resultados: Se pudieron identificar taxonómicamente los siguientes *taxa*: *Trichocereus* sp., *Geoffroea decorticans*, *Chenopodium* sp., *Opuntia* sp., *Prosopis* spp., *Zea mays* y Solanaceae. Al agrupar los *taxa* según su grado de asociación vemos que las malezas ruderales son las que mayores densidades presentaron, seguidas por las silvestres, en tanto que el resto presentó porcentajes de densidad similares.

Conclusiones: Las diferencias de presencia/ausencia de *taxa* y de proporciones entre los distintos espacios que componen la unidad doméstica, podrían indicar actividades diferenciales efectuadas en el pasado, sugiriendo prácticas con diferente anclaje espacial. El conjunto carpológico del sitio nos sugiere la presencia y el aprovechamiento de ambientes disturbados y no disturbados junto a espacios de cultivo indicados por plantas domesticadas y malezas agrícolas para momentos tempranos.

PALABRAS CLAVE

Valle de Santa María, arqueobotánica, flotación, identificación, modos de asociación.

Recibido: 17 Octubre 2018
Aceptado: 6 Diciembre 2018
Publicado: 28 Marzo 2019
Editora: Norma Hilgert 

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

INTRODUCCIÓN

Las investigaciones enmarcadas en la interdisciplina arqueobotánica han aumentado hace poco más de dos décadas en nuestro país. La misma es entendida como las interrelaciones entre los seres humanos y las plantas en el pasado, a partir del estudio de macro y microrrestos presentes en los sitios arqueológicos. En el valle de Santa María o Yocavil los estudios de esta índole comprendieron la recuperación sistemática de restos arqueobotánicos mediante la técnica de flotación, cuyo resultado fue la colecta de un importante *corpus* de materiales a lo largo del tiempo. No obstante, por variadas circunstancias, los restos arqueológicos vegetales han

sido escasamente estudiados hasta el momento. El objetivo de este trabajo es presentar la identificación de los restos vegetales recuperados por flotación y contribuir a la interpretación, en este caso, del sitio temprano Soria 2 (período comprendido, aproximadamente, entre el 600 AC y el 600 AD), emplazado en el Valle, a partir de análisis de esta línea de investigación.

El sitio Soria 2 (Fig. 1), se localiza entre las sierras del Aconquija y el sector sudoriental del valle de Santa María; se asienta en una antigua terraza del tercer nivel pedemontano (mesada de Andalhuala Banda, MAB) de la formación Caspinchango, sobre cuyo sector sur se ubica el poblado actual de Andalhuala Banda (Spano *et al.*, 2014a).

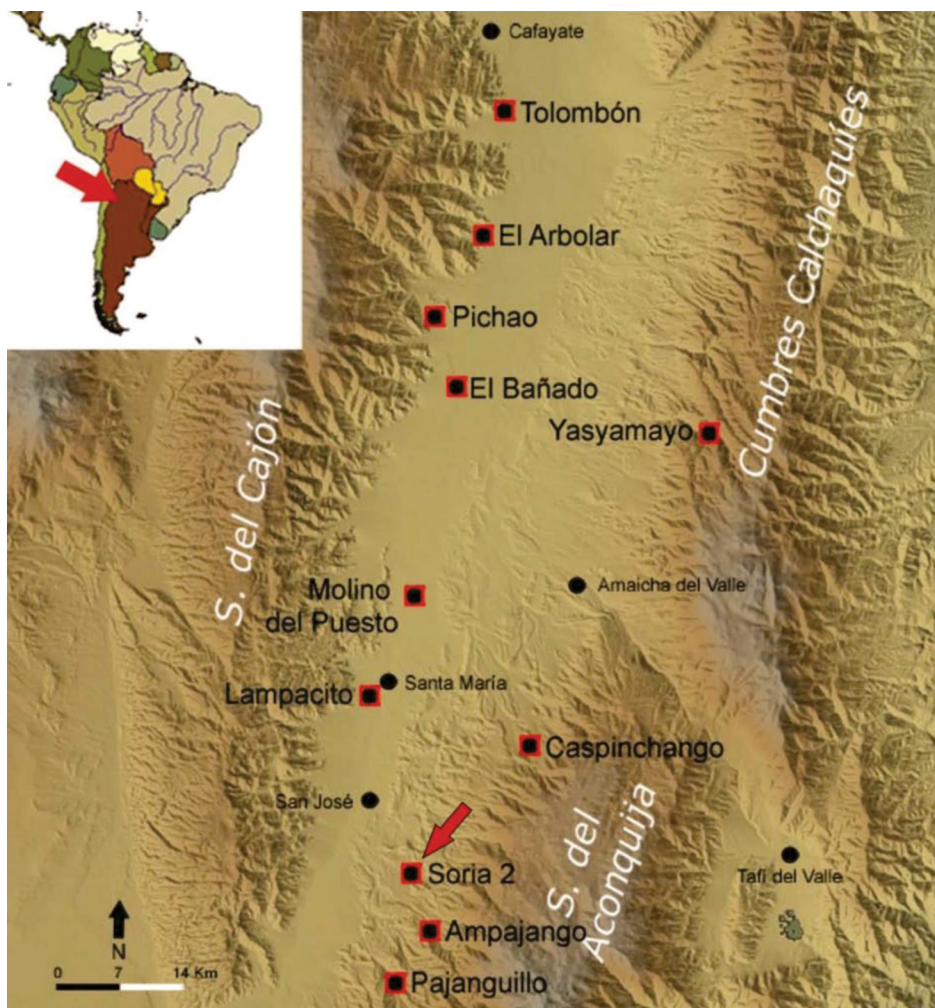


Fig. 1. Ubicación del sitio Soria 2 y otros sitios tempranos en el valle de Santa María (tomado de Spano, 2011).

La flora local se corresponde con la estepa de *Larrea* o de jarillas -arbustal abierto con ejemplares que no superan el 1,50 m de alto, compuesto principalmente por *Larrea cuneifolia*, *Larrea divaricata* y *L. nitida*- y con el monte espinoso -arbustal abierto con predominio de especies caducifolias espinosas- (Morlans, 1995), ambos pertenecientes a la provincia de Monte (Cabrera, 1976). También se encuentra presente la provincia Pre-puneña caracterizada por cactáceas columnares de gran tamaño (Morlans, 1995).

La evidencia arquitectónica y los estilos alfareros de superficie indican una ocupación que abarcaría, al menos, desde tiempos tempranos hasta la actualidad. En algún momento de ese período, el lugar presentó una fisonomía de aldea, posiblemente respondiendo a un sistema de asentamiento con unidades domésticas de residencia familiar, dispersas en campos agrícolas, implicando un área de al menos 70 ha de extensión (Álvarez Larrain, 2009, 2014). La sostenida ocupación en el tiempo de la mesada dificulta determinar la extensión del espacio destinado a trabajos agrícolas

en tiempos tempranos, ya que existe superposición de estructuras arquitectónicas a lo largo de más de 1500 años. La excavación del conjunto arquitectónico de Soria 2 permitió identificar una unidad compuesta por, al menos, dos recintos subcuadrangulares adosados, denominados 1 y 2, que constituyó una casa; el patio (R1, en adelante), construido con posterioridad al recinto 2 (R2), data de inicios de la Era (1940 + 80 AP, 103 AC-310 DC cal); en ambos recintos se hallaron entierros de infantes, depositados luego del abandono de la casa (Palamarczuk *et al.*, 2007, Spano *et al.*, 2014a, b) (Fig. 2). La parte superior del piso de ocupación del conjunto arquitectónico se halló a una profundidad variable entre 20 y 45 cm por debajo de la superficie actual del terreno, la cual presenta una pendiente hacia el oeste (Palamarczuk *et al.*, 2007). Al noroeste del R1 se dispone adosada otra estructura arquitectónica (E3), la cual no fue intervenida mediante excavación en área hasta el momento; solo es posible observar una línea de piedras dispuestas en sentido norte-sur, descubierta mediante una limpieza expeditiva.

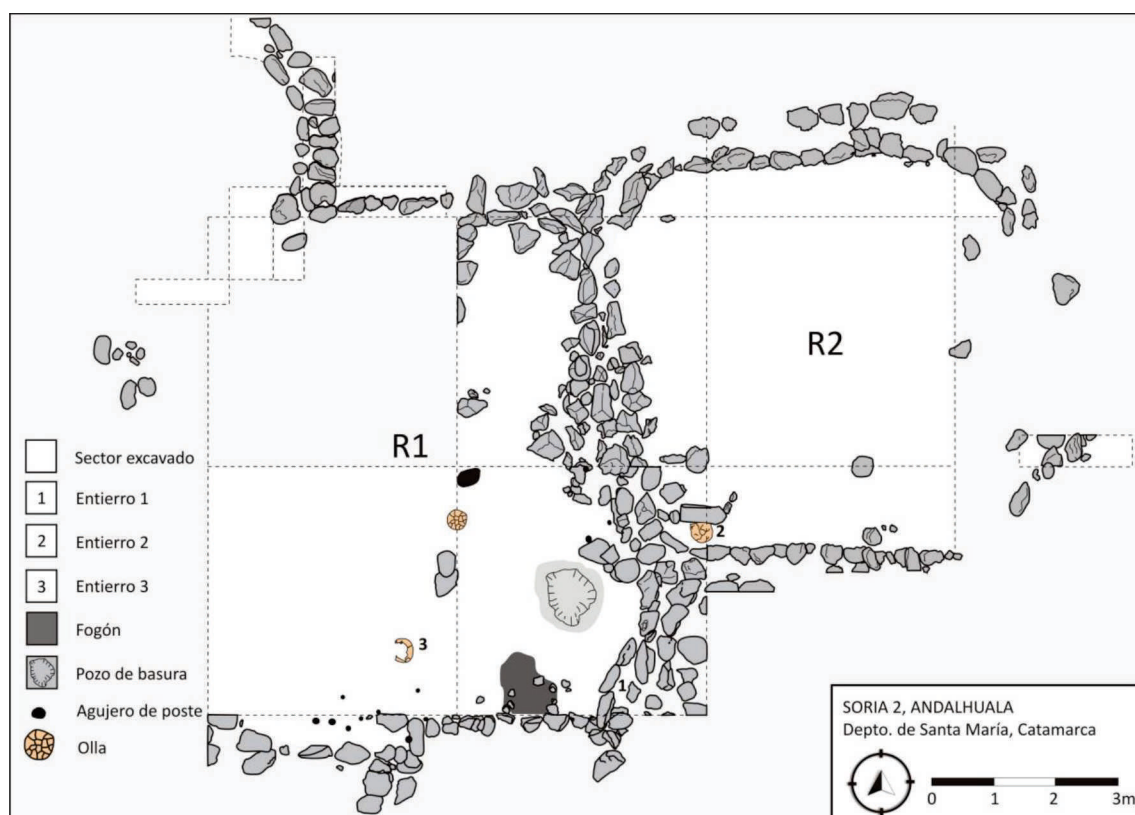


Fig. 2. Planta del sitio Soria 2 con indicación de áreas excavadas (tomado de Álvarez Larrain, 2014).

La excavación se ordenó mediante el trazado de cuadrículas de 4 por 4 metros; se efectuó decapado siguiendo el método estratigráfico (Harris, 1991). De este modo, se identificaron unidades estratigráficas de procedencia para referenciar los hallazgos e interpretar los procesos de formación del sitio. Durante la excavación se separaron muestras para aplicar la técnica de flotación sobre los sedimentos con el propósito de recuperar restos arqueobotánicos. Ésta tiene como finalidad recuperar aquellos elementos que, por su reducido tamaño, usualmente no son detectados durante el proceso de excavación por decapado ni en la zaranda seca de malla fina, sin sufrir deterioro.

Los recintos

La excavación del recinto R1 permitió definir un piso de ocupación y rasgos, como agujeros de poste alineados que pudieron sostener algún tipo de techado o enramada. En la zona sureste del recinto se detectó un fogón contenido por un semicírculo de piedras tiznadas y termoalteradas (Palamarczuk *et al.*, 2007). Un fechado radiocarbónico convencional obtenido sobre carbón de dicho fogón resultó en 1940 ± 80 años A.P. (L.P. 1541) (Palamarczuk *et al.*, 2007). Además, se recuperaron 3.877 especímenes (NISP = 766) de restos óseos faunísticos, la mayor parte de camélidos (Belotti, 2011); 996 artefactos líticos, principalmente de andesita, incluyendo desechos, núcleos, dos puntas de proyectil de obsidiana y otros instrumentos como artefactos de molienda simples (Carbonelli, 2009, 2011); y 8.707 fragmentos de cerámica, con un 25% de cerámica fina, fundamentalmente de cocción en atmósfera pobre en oxígeno y superficie pulida y un 75% de cerámica ordinaria, de cocción oxidante y superficies mayormente alisadas (Spano, 2011); estos hallazgos se encontraron asociados al piso de ocupación. Al norte del fogón, aproximadamente a 1 m, se localizó un pozo de residuos. El mismo es un rasgo de planta pentagonal de 21,5 cm de profundidad, lleno de sedimento carbonoso, fragmentos cerámicos artefactos líticos, huesos de fauna y semillas quemadas (Spano, 2008). También se encontró una inhumación secundaria de al menos dos individuos, un niño y un infante, con un fechado obtenido por AMS de 1730 ± 46 AP (AA87351) (Spano *et al.*, 2014 a: 8-9). En este espacio se dispuso también el entierro primario de un neonato en olla, fechado por AMS en 1766 ± 46 AP (AA87353) (Spano *et al.*, 2014a).

En el recinto R2 se encontró un entierro primario de un neonato en olla, datado por AMS 1762 ± 46 AP (AA87352) (Spano *et al.*, 2014a).

Todos los entierros fueron llevados a cabo post abandono (Spano *et al.*, 2014a).

De la excavación las tres estructuras arquitectónicas se obtuvieron muestras de flotación, en las cuales se pondrá el foco en esta contribución. Las evidencias de uso de plantas en el sitio obtenidas a través de otras vías de análisis, como estudios químicos e inspecciones de microrrestos colectados al interior de artefactos, han sido comunicadas en artículos previos (Rosso & Spano, 2005-2006; Andreoni *et al.*, 2012), otras se encuentran inéditas por ahora.

MATERIALES Y MÉTODOS

Técnica de recuperación de los restos arqueobotánicos

Las muestras de flotación analizadas provienen de baldes de ocho litros de capacidad de sedimento, extraídos al azar a razón de un balde de diez, de cada unidad de procedencia excavada, representando de esta manera un 10% del total de universo. La técnica de flotación implementada fue de tipo mecánica: se empleó una máquina cuyo efecto agitador lo realizaba una toma de agua corriente conectado a un regador que hacía a su vez el efecto de burbujeo. Se separó el sedimento en fracción liviana (<5mm) y pesada (>5mm), y se les adjuntó una tarjeta de identificación. La fracción liviana fue tendida en una sogá para su secado, mientras que la fracción pesada se dejó secar al descubierto. Una vez seca se embolsó la fracción pesada en bolsas plásticas.

Se tomaron en total 151 muestras, las cuales totalizaron 376 litros en el R1, 440 litros en el R2 y 152 litros en el E3. En el caso de la E3, al estar poco excavado, consideramos que los datos derivados del espacio intervenido no son extrapolables a toda la estructura, de manera que solo se contabilizaron los restos recuperados, pero no se consideraron para el análisis.

Los materiales recuperados en zaranda seca durante los trabajos de excavación se encuentran en proceso de estudio.

Metodología de identificación

Los tejidos blandos no se conservan en ambientes físicos de depositación, salvo aquellos

anaeróbicos permanentes o extremadamente secos, si el suelo tiene pH por debajo de 5.5 (Ford, 1979). Sólo quedan microrrestos, como polen y fitolitos, en el depósito sedimentario. La actividad de microorganismos presentes en el suelo y los procesos geológicos impactan continuamente los depósitos. Estos disturbios son menores en aleros y cuevas, mientras que en sitios a cielo abierto son más activos (Popper, 1988). El tipo de clima semi-desértico del valle de Santa María no favorece la preservación de los restos orgánicos, de manera que para asegurarnos que los macrorrestos recuperados pertenecieran a vestigios de las ocupaciones pretéritas del sitio, se consideraron solo los que se encontraban carbonizados. De la diversidad de macrorrestos recuperados se consideraron para este trabajo solo los carporrestos que se encontraron en los niveles asociados al piso de ocupación. La evaluación de procesos tafonómicos se realizó identificando los restos carpológicos en todos los niveles y no solo en los ocupacionales, al igual que los ejemplares secos. Estos últimos podrían llegar a corresponder a ocupaciones pasadas, o ser parte del aporte de plantas actuales del área, sobre todo en el caso de especies silvestres y malezoides. Ante la escasez de estudios tafonómicos en arqueobotánica -y menos a nivel del valle- que nos permitan evaluar la preservación diferencial de restos secos y cómo esto afectaría las interpretaciones derivadas de los mismos, no los hemos considerado en el análisis. De esta manera, de la totalidad de litros de sedimento flotado, se analizaron 288 l en el R1 y 384 l en el R2.

En una primera instancia en el laboratorio se procesaron las fracciones liviana y pesada, las cuales fueron íntegramente observadas bajo microscopio estereoscópico; de esta manera se dividieron los restos antracológicos de los carporrestos. Una vez que todas las muestras fueron separadas se procedió a la identificación de estos últimos. Para llevar a cabo el reconocimiento taxonómico de los restos se utilizó la información del herbario realizado por Cabrera en 1990 y las colecciones de plantas útiles del Laboratorio de Etnobotánica y Botánica Aplicada de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (FCNyM – UNLP). Se confeccionó además un herbario propio del área de estudio, colectando en distintos momentos del año las plantas incluyendo su parte reproductiva y las semillas. El mismo se encuentra depositado

en el Laboratorio de Etnobotánica y Botánica Aplicada (LEBA). Se utilizó además material bibliográfico de referencia (Cabrera, 1971, 1976, 1983; Herbario MCNS, 2011), el Catálogo de las Plantas Vasculares del Conosur (IBODA, 2016), textos sobre caracteres diagnósticos (Winton & Winton, 1932, 1935) y claves de determinación.

La imposibilidad de asignación taxonómica de algunos restos obedeció a que los mismos presentaban un estado de conservación tan malo que no permitía apreciar caracteres básicos necesarios para cualquier tipo de asignación, incluso la más general; no obstante, sí se pudo comprobar que correspondían a restos vegetales. Así, se consideró y denominó a estos restos como “no identificables”.

Una vez identificados, los restos de cada muestra fueron separados y puestos en un sobre de aluminio con una etiqueta que especificaba: sitio, unidad de procedencia (es decir, unidad estratigráfica), recinto, número de muestra, fracción (liviana o pesada) y un número de identificación. En un cuaderno y en una planilla Excel 2010 se volcaron los datos de las etiquetas, la identificación y observaciones particulares de cada muestra. Para el registro de los datos de laboratorio se confeccionó una tabla estandarizada propia, donde se consignaron variables como: unidad de procedencia, recinto, nivel, número de muestra, taxón, órgano (semilla, endocarpo, marlo/cúpula, por ejemplo), integridad (fragmentado, entero) y cantidad. Los datos una vez registrados fueron procesados gráfica y estadísticamente con el programa Excel.

Métodos de cuantificación

Los métodos de cuantificación utilizados fueron: cantidad absoluta, frecuencia relativa, densidad y ubicuidad.

Cantidad absoluta se refiere al número de ejemplares (enteros o fragmentados) de un determinado taxón por unidad de muestreo o unidad de procedencia, expresado en número entero. Si bien el conteo absoluto es la forma primaria de contabilizar y presentar los datos siendo además indispensable para calcular otros parámetros, las cantidades pueden reflejar problemas de preservación diferencial, de manera que no se utilizaron con fines comparativos.

La frecuencia o proporción relativa se refieren a la importancia que tiene un taxón con respecto a otro en una misma muestra individual o agregativa,

ya que permite estandarizar las cantidades absolutas de cada muestra. La ventaja de este esquema de cuantificación es que todos los *taxa* pueden ser considerados simultáneamente, sin tener en cuenta el volumen inicial de cada muestra. En este caso, para el análisis, hay que tener en cuenta: la cantidad de semillas que produce la planta, la amplitud ecológica, la frecuencia de consumo, la conservación con respecto a otras especies, la parte que es consumible (Buxó, 1997).

La densidad es expresada como la relación entre el volumen de sedimento flotado en una muestra y la cantidad de restos obtenidos. Se puede utilizar la cantidad absoluta o el peso de los restos recuperados. En nuestro caso estandarizamos la densidad como cantidad absoluta de restos recuperados (n) por litro de sedimento flotado (l). No se utilizó la variable peso, ya que algunos restos poseían un peso tan escaso que no se registraba en balanza de precisión digital. Es una medida estandarizada de los datos que permite comparar muestras de diferentes volúmenes y cantidades originales (Miller, 1988; Popper, 1988; Pearsall, 1989).

La ubicuidad o análisis de presencia no tiene en cuenta la cantidad absoluta de un taxón, sino que considera el número de muestras en que un taxón aparece dentro de un grupo de muestras (Popper, 1988).

Asignación de grados de asociación con comunidades humanas y prácticas de manejo

Una vez identificados, los *taxa* se analizaron de acuerdo a modos de asociación con comunidades humanas: silvestre, maleza y domesticado. Asimismo, siguiendo a Casas (2001), se consideraron distintas prácticas de manejo (tolerancia, fomento, erradicación y protección) que pueden ser consideradas como modos de cultivo *sensu lato*, en vez de *sensu stricto* (donde cultivo es igual a siembra), además de prácticas de recolección (Lema, 2009). Siguiendo las definiciones de De Wet & Harlan (1975: 100), las plantas silvestres son aquellas que crecen naturalmente y no pueden invadir con éxito, de forma permanente, los hábitats disturbados por el ser humano. Además de recolectadas pueden ser cultivadas (en sentido amplio o estricto), pudiendo tener lugar –en ambos casos– modificaciones en la abundancia y frecuencia génica de las poblaciones (Lema, 2009). El término maleza es

el que posee más acepciones, pero en este trabajo la definiremos a partir de su comportamiento ecológico siguiendo a De Wet & Harlan (1975). De esta manera, las malezas son plantas pioneras de sucesiones secundarias, son exitosas en hábitats disturbados por los humanos y no requieren la intervención de éstos para su propagación. Dentro de esta categoría se encuentran las denominadas “ruderales” que son plantas que crecen en lugares donde habita el ser humano entre construcciones, ruinas o escombros, y las “arvenses” que son plantas que crecen entre los cultivos (De Wet & Harlan, 1975). Las prácticas de manejo en relación a las malezas pueden ser tolerancia, erradicación, cultivo o recolección (Lema, 2009). Las plantas domesticadas requieren cultivo y la continua intervención del ser humano para su reproducción, ya que las mismas perdieron la habilidad de dispersar sus semillas o propágulos vegetativos por medios naturales; por lo tanto lo que diferencia a las malezas de las plantas domesticadas es el grado de dependencia con los humanos (De Wet & Harlan, 1975; Harlan, 1992). De lo anterior se desprende también el hecho de que malezas y plantas domesticadas pueden compartir los mismos espacios en el caso de aquellas clasificadas como “arvenses” o “malezas agrícolas”, por ello restos de las mismas se han usado en trabajos arqueobotánicos extra americanos como indicadores de ecosistemas agrícolas pasados, considerando que la interacción entre cultivo y maleza marca modalidades de manejo agrícolas particulares (Hartmann *et al.*, 2015). Para ello resulta importante poder identificar malezas obligadas *versus* facultativas, las primeras –siguiendo la propuesta de Zohary– prosperan solo en campos de cultivo y se asocian en algunos casos a ciertas plantas domesticadas; es por ello que resulta esencial además caracterizar la flora malezoide de los conjuntos arqueobotánicos, distinguiendo grupos característicos de restos de malezas *versus* la aparición esporádica de una sola maleza (Hartmann *et al.*, 2015).

RESULTADOS

Identificación de los carporrestos recuperados

En la tabla 1 se presentan las cantidades absolutas de los *taxa* recuperados en el sitio Soria 2.

Tabla 1. Cantidades absolutas de carporrestos carbonizados recuperados de las muestras de flotación del sitio Soria 2.

Taxa	Soria 2
<i>Trichocereus</i> sp.	132
<i>Prosopis</i> spp. aff. <i>flexuosa/nigra</i>	4
<i>Prosopis</i> spp. aff. <i>alba/chilensis</i>	1
<i>Prosopis</i> spp. aff. <i>flexuosa/nigra/alba/chilensis</i>	1
<i>Zea mays</i>	12
<i>Opuntia</i> sp.	4
<i>Chenopodium</i> sp.	15
<i>Chenopodium quinoa</i> var. <i>quinoa</i>	8
<i>Chenopodium</i> aff. <i>carosulum</i>	13
<i>Geophroea decorticans</i>	24
Solanaceae	9
Identificable tipo leguminosa 1	1
Identificable tipo leguminosa 2	3
No identificable	24
Total	251

El la fig. 3 se observan los carporrestos recuperados en el sitio Soria 2, cuyas descripciones permitieron su identificación.

El color natural de las semillas de *Trichocereus* sp. (A. Berger) Riccob. es negro, con lo cual no es fácil detectar si las mismas están o no carbonizadas, por ello se les realizó un corte transversal a fin de observar si los tejidos internos estaban o no efectivamente carbonizados. En las fig. 4 A, B, C y D se muestran de forma comparativa dos semillas, recuperadas de los niveles de ocupación. En las fig. 4 A y B se observan los tejidos internos secos, de color castaño, y en las fig. 4 C y D se puede apreciar a los mismos carbonizados; solo estos últimos ejemplares fueron considerados en este trabajo. Lo mismo se realizó con las semillas de *Portulaca* sp. L. (N=718), las cuales también presentan coloración oscura, esto llevó a confusión en un primer momento e hizo que fueran consideradas en los análisis. En este caso ninguna de las semillas correspondía a ejemplares carbonizados (de manera que fueron retiradas del análisis).

Dentro de los restos recuperados de maíz tenemos por un lado los granos, y por otro las estructuras

que los contienen (marlo/cúpula). En esta última categoría debemos aclarar que consideramos: *marlo* cuando al resto se le pueden contabilizar las hileras de cúpulas, y *cúpula* cuando solo se conservó dicha estructura.

Todos los restos de semillas, endocarpos y partes de fruto de *Prosopis* sp. L. identificados en este trabajo se corresponden a los denominados “algarrobos blancos” o “algarrobos negros” en las etnotaxonomías contemporáneas del NOA y NEA (Arenas, 2003; Capparelli, 2007, 2008). A nivel taxonómico los mismos abarcan a *Prosopis chilensis* (Molina) Stuntz emend. Burkart y *P. alba* Griseb. (algarrobos blancos) y *P. flexuosa* D.C. y *P. nigra* (Griseb.) Hieron. (algarrobos negros) (Burkart, 1940, 1952; Boelcke, 1946; Cabrera, 1983; IBODA, 2016). Dado que no hay un nivel de agregación taxonómica que agrupe estas etnocategorías, dejamos asentado que a lo largo de este trabajo, con la anotación *Prosopis* spp. nos referimos a las cuatro especies antes mencionadas y no a otros miembros del género, motivo por el cual ocasionalmente nos referiremos también a estos restos como “algarrobos”. En algunos casos se han podido distinguir los restos correspondientes a algarrobos blancos de los de algarrobos negros, en el primer caso los mismos se consignan como *Prosopis* spp. aff. *alba/chilensis* y en el segundo como *Prosopis* spp. aff. *flexuosa/nigra* (ver Tabla 1).

Grados de asociación

En el sitio Soria 2 se identificaron solo dos especies domesticadas y, por lo tanto, cultivadas: el maíz (*Zea mays* L.) y la quínoa (*Chenopodium quinoa* Willd. var. *quinoa*). Asimismo, se identificaron dos *taxa* silvestres: *Prosopis* spp. aff. *flexuosa/nigra/alba/chilensis* y *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) Burkart (chañar). Los mismos prosperan en el área de estudio y, si bien en el caso del algarrobo se ha mencionado la posibilidad de cultivo prehispánico del mismo (Mc Rostie, 2016), teniendo en cuenta el estado actual de las investigaciones para el área, consideraremos la presencia de carporrestos de ambos como producto de la recolección.

En cuanto a *Chenopodium* aff. *carosulum* Moq., una hipótesis planteada al respecto del origen de la quínoa, es que durante su evolución participaron parientes silvestres diploides, realizando aportes significativos en su genoma, así, *C. carosulum* le

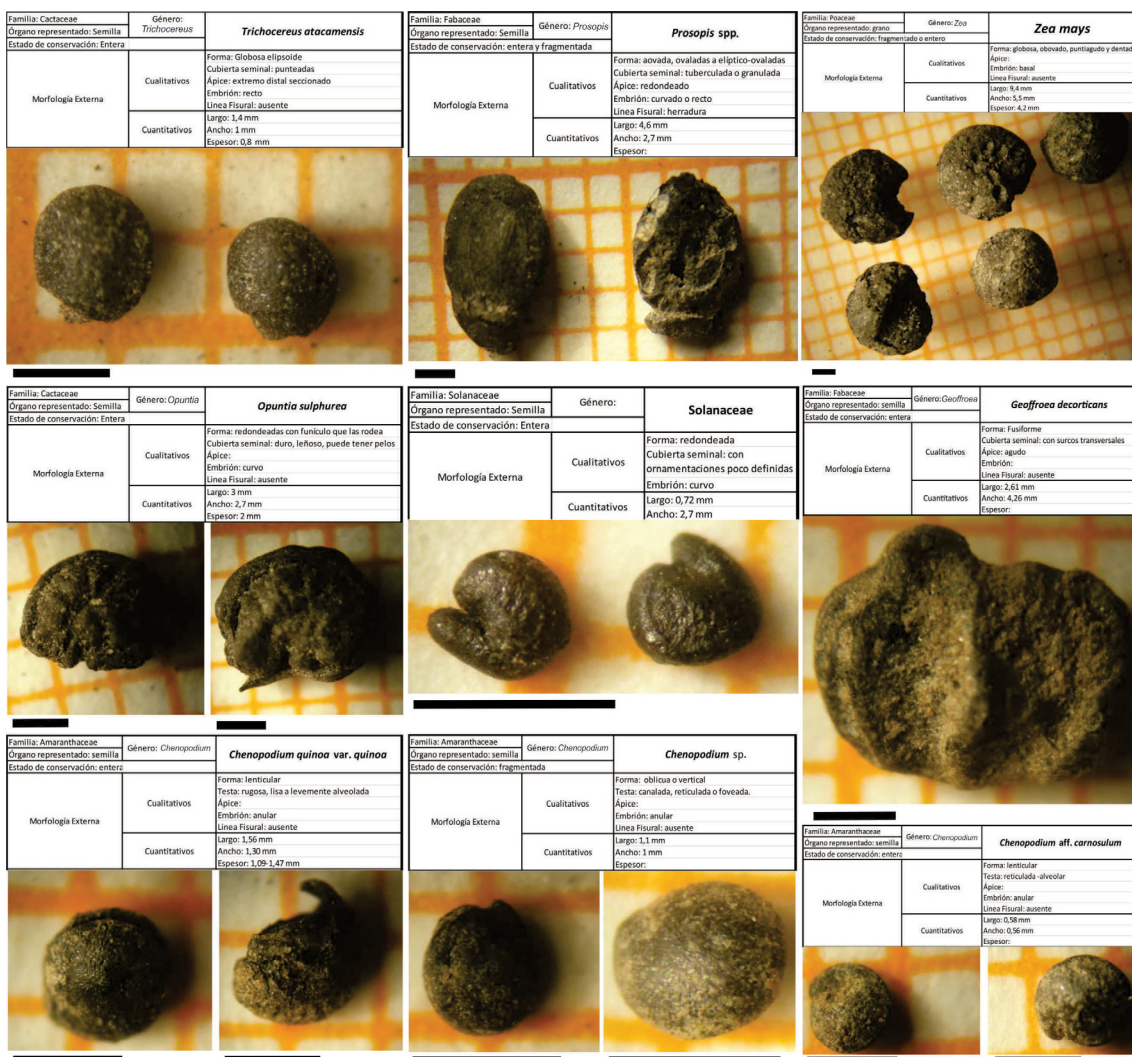


Fig. 3. Carporrestos recuperados por la técnica de flotación del sitio temprano Soria 2

otorgó a la quínoa domesticada gran tolerancia a la salinidad, *C. petiolare* Kunth resistencia a la sequía y *C. pallidicaule* Aellen resistencia al frío (Mujica & Jacobsen, 2006). Si bien *C. carnosulum* prospera por fuera de los campos cultivados, también puede estar presente en los mismos y participar del flujo génico con otros miembros del género, por lo cual la consideramos como una maleza facultativa. Los restos determinados como *Chenopodium* sp. L. no se corresponden con la quínoa ni con *C. carnosulum*, por lo cual, si bien estamos en condiciones de afirmar que no se trata de restos de la forma domesticada, puede tratarse tanto de formas malezoides como silvestres y por lo tanto sujetas a prácticas de

recolección, tolerancia, erradicación, fomento o cultivo (*sensu stricto*).

Las cactáceas fueron identificadas a nivel genérico. En el caso de *Opuntia* sp. Mill., la misma puede pertenecer –considerando las especies que prosperan en el área de estudio- a *Opuntia anacanta* Speg., *O. ficus indica* (L.) Mill., *O. quimilo* K. Schum., *O. salmiana* Parm., *O. schickendantzii* F.A.C. Weber y *O. sulphurea* Gillies ex Salm-Dyck (IBODA, 2016). En todos los casos se trata de especies silvestres y si bien podrían tener un comportamiento malezoide, no hemos hallado estudios que avalen esta propuesta, por lo cual será considerada como silvestre y asociada a prácticas de recolección.

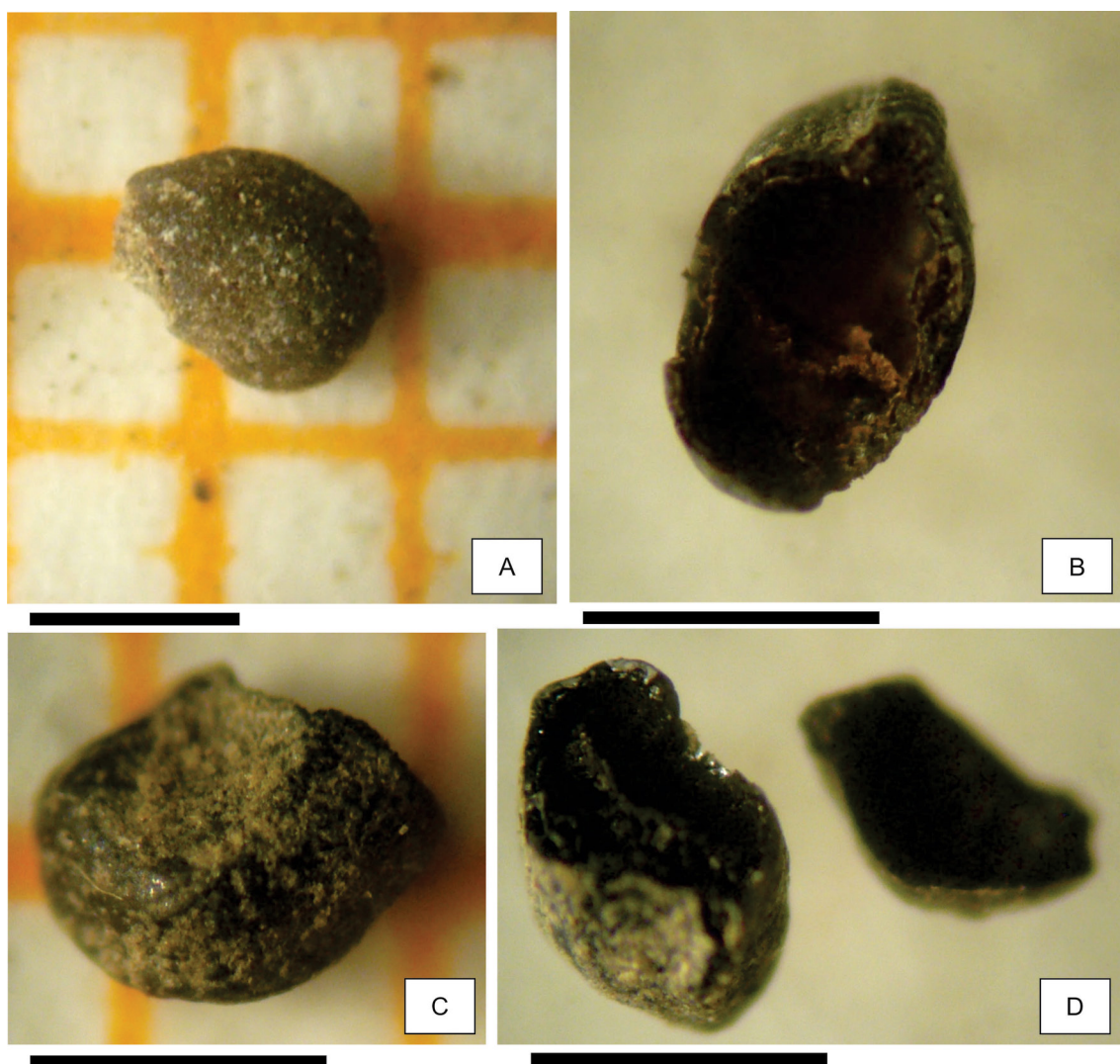


Fig. 4. A-B: semilla de *Trichocereus* sp. seca, recuperada del nivel 7, R2 del sitio Soria 2, **C-D:** semilla de *Trichocereus* sp. carbonizada recuperada del nivel 8, R1 del sitio Soria 2.

En el caso de los restos de semillas de *Trichocereus* sp., los mismos pueden corresponder a las especies *T. andalgalensis* (F.A.C. Weber) Hosseus, *T. atacamensis* (Phill.) Backeb., *T. cabreræ* R. Kiesling, *T. huascha* (F.A.C. Weber) Britton & Rose, *T. tarijensis* (Vaupel) Werderm. y *T. terscheckii* (Parm. ex Pfeiff.) Britton & Rose (IBODA 2016); asimismo, los herbarios de la zona indican que en la misma prospera *T. atacamensis*. Halloy (2008) ha planteado que los miembros del género podrían servir de indicadores de cambios climáticos pasados y uso de la tierra, a partir de su

forma de crecimiento, longevidad y la tendencia a concentrarse en antiguas ruinas pre hispánicas. El trabajo realizado por Rodríguez-Arévalo y colaboradores (2006) sobre cactus columnares en México plantea que la mayor abundancia de individuos está asociada a sitios perturbados por el establecimiento de poblaciones humanas. En este sentido, y considerando el hábito de las malezas de prosperar en ambientes con disturbio antrópico, los restos de semillas de *Trichocereus* sp. podrían catalogarse como malezas facultativas no agrícolas y por lo tanto de tipo ruderal.

Los dos restos de leguminosas que no pudieron identificarse con más precisión no se corresponden a restos de plantas domesticadas de la familia propias de la zona, ni corresponden a la sección Mimosoidea, ni a los *taxa* registrados en los herbarios elaborados para la zona. Existiendo tanto formas silvestres como malezas de la familia (Burkart, 1940, 1952; Rapoport *et al.*, 2009) y que los restos pueden corresponderse por su morfología y anatomía tanto a unas como a otras, solo podemos afirmar que no se trata de especies domesticadas.

En lo que respecta a carporrestos de semillas de Solanaceae, los herbarios realizados para la zona mencionan a *Lycium chilense* Miers ex Bertero y *Solanum sisymbriifolium* Lam., esta última maleza del maíz. Las comparaciones con ambas especies no ha dado resultados definitivos, tampoco ha sido coincidente con otras Solanaceas registradas a nivel arqueobotánico como *Solanum eleagnifolium* Cav. (Capparelli, 2009; Lema, 2009, 2014) o Solanoides (género *Solanum* L. o *Capsicum* L.) (Calo, 2010). Habiendo descartado que las semillas identificadas en este trabajo correspondan a especies domesticadas de la familia, podemos considerar a las mismas como representativas de formas silvestres o malezoides.

Distribución de los carporrestos

Cuando analizamos el material recuperado en el sitio en su conjunto, sin diferenciar los restos recuperados en cada recinto ni los asociados a los niveles de ocupación, tenemos que del total de los carporrestos (N=251), se pudieron identificar taxonómicamente el 90,44%, dentro de los cuales se encuentran los siguientes *taxa* y órganos: semillas de *Trichocereus* sp. (52,6%), semillas de *Geoffroea decorticans* (9,6%), granos de *Chenopodium* sp. (5,9%), semillas de *Opuntia* sp. (1,6%), semillas y endocarpos de *Prosopis* spp. (2,4%), marlo/cúpula y granos de *Zea mays* (4,8%) y semillas de Solanaceae (3,6%). El taxón más abundante, de manera destacada, es *Trichocereus* sp., seguido del chañar, encontrándose los demás presentes en cantidades similares entre sí. A lo anterior se suma que *Trichocereus* sp. es el taxón más ubicuo, seguido por los ejemplares pertenecientes al género *Chenopodium* y a la especie *Geoffroea decorticans* (Fig. 5).

Al analizar lo que se sucede en los niveles asociados a la ocupación temprana de forma comparativa entre los recintos R1 y R2, observamos que *Trichocereus* sp. es el *taxa* con mayor densidad (Fig. 6), seguidos por los restos de chañar que son los más abundantes, sobre todo y de manera notable, en el patio.

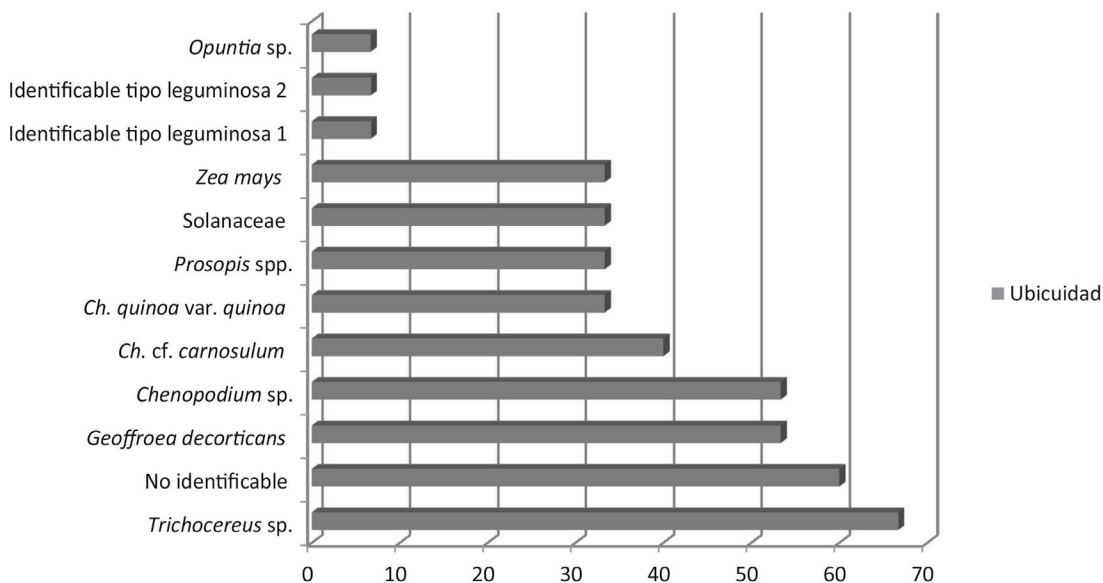


Fig. 5. Ubicuidad de *taxa* en el sitio Soria 2.

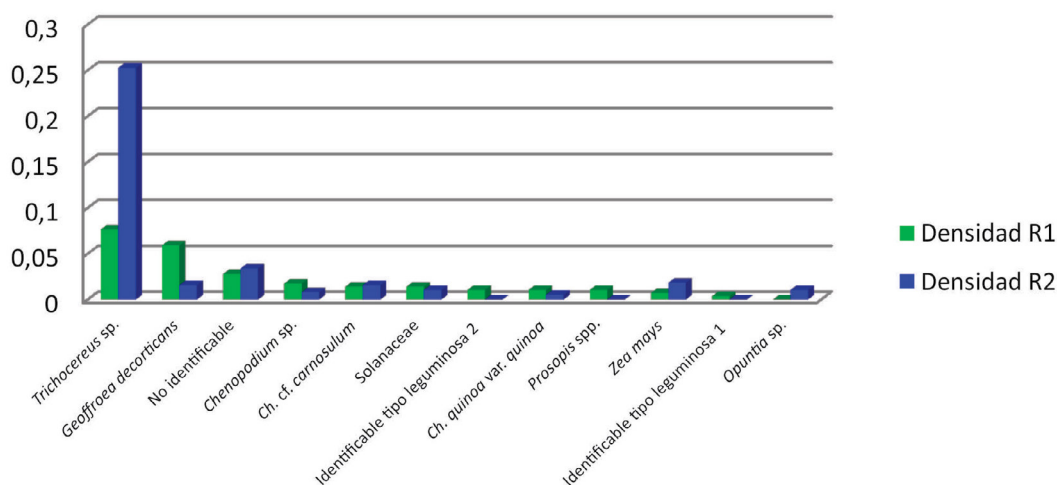


Fig. 6. Densidad de *taxa* de los recintos R1 y R2, asociada a los niveles de ocupación temprana del sitio Soria 2.

Al analizar la ubicuidad entre los recintos, observamos diferencias significativas (Fig. 7). El taxón con mayor presencia en los recintos R1 y R2 sigue siendo *Trichocereus* sp., seguido de ejemplares del género *Chenopodium*. *Geoffroea decorticans* y *C. aff. carnosolum* tienen mayor presencia en

el patio, los restos de algarrobo y los ejemplares afines a leguminosas solo están presentes en dicho recinto. El maíz, restos de solanáceas y de quinoa son más abundantes en el R2, recinto donde están presentes las semillas de *Opuntia* sp. de manera exclusiva. Con respecto a los restos de maíz sólo se

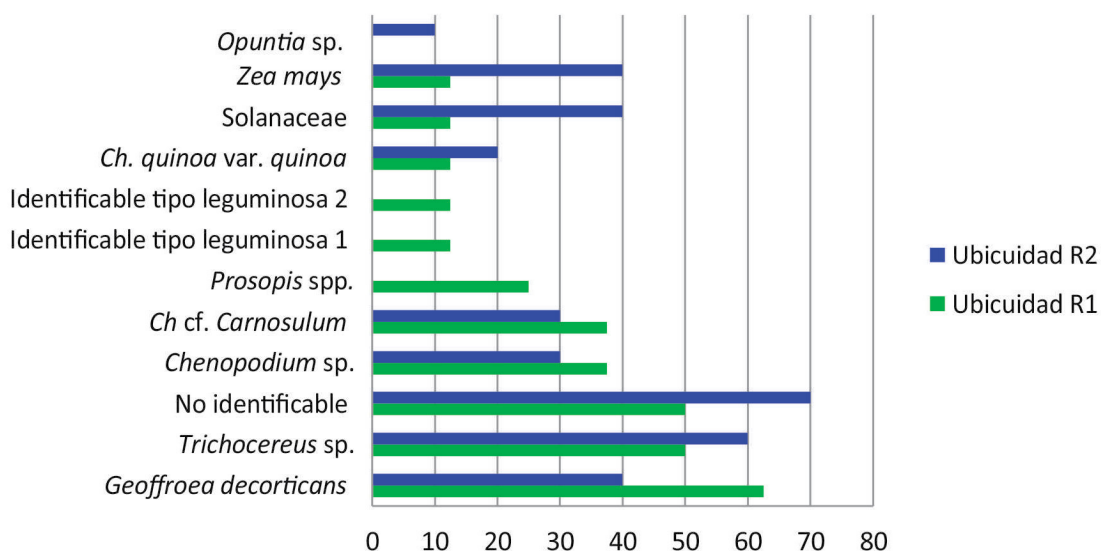


Fig. 7. Ubicuidad de *taxa* de los recintos R1 y R2 asociada a los niveles de ocupación temprana del sitio Soria 2.

recuperaron marlos en R1, mientras que en R2 granos y marlos. Estas diferencias de presencia /ausencia de *taxa* y de proporciones entre los mismos, podrían sugerir prácticas diferenciales entre los espacios (recintos) que componían esta unidad domestica temprana. Las diferencias de presencia/ausencia antes mencionadas entre algarrobo y *Opuntia* sp. entre R1 y R2 no se reflejan en densidades disímiles. El análisis de densidad nos arroja una imagen diferente respecto al de ubicuidad en el caso de *C. aff. carnosolum* el cual posee una frecuencia de aparición (ubicuidad) mayor en el patio, pero es más abundante en el R2; la misma situación ocurre con los ejemplares de Solanaceae que eran más ubicuos en el R2, pero son más densos en R1.

Finalmente, si combinamos ubicuidad (en tanto presencia/ausencia) y densidad en R1 y R2 (tabla

2) vemos que el patio tiene más densidad de restos y mayor riqueza taxonómica por lo cual puede considerarse que en el mismo se llevaron a cabo de manera más intensa prácticas vinculadas a las plantas y/o una limpieza menos intensa.

Al agrupar los *taxa* recuperados en los niveles de ocupación, según su grado de asociación vemos que las malezas ruderales son las que mayores densidades presentaron, seguidas por las silvestres (Fig. 8), en tanto que el resto presentó porcentajes de densidad similares. El conjunto carpológico del sitio nos sugiere la presencia y el aprovechamiento de ambientes disturbados y no disturbados junto a espacios de cultivo indicados por plantas domesticadas y malezas agrícolas para momentos tempranos.

Tabla 2. Ubicuidad y densidad de *taxa* en los recintos 1 y 2 del sitio Soria 2. X: presencia/ausencia (ubicuidad); + y -: mayor y menor densidad respectivamente.

<i>Taxa</i>	R1 (patio)	R2 (unidad habitacional)
<i>Trichocereus</i> sp.	X(-)	X(+)
<i>Zea mays</i>	X(-)	X(+)
<i>Chenopodium aff. carnosolum</i>	X(-)	X(+)
<i>Geophroea decorticans</i>	X(+)	X(-)
<i>Chenopodium quinoa</i> var. <i>quinoa</i>	X(+)	X(-)
<i>Chenopodium</i> sp.	X(+)	X(-)
Solanaceae	X(+)	
Identificable tipo leguminosa 1	X	
Identificable tipo leguminosa 2	X	
<i>Prosopis</i> spp. cf. <i>flexuosa/nigra/alba/chilensis</i>	X	
<i>Opuntia</i> sp.		X

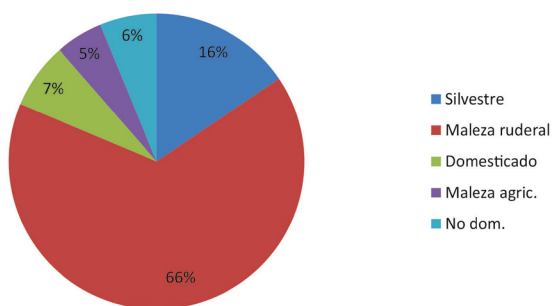


Fig. 8. *Taxa* identificados en los niveles ocupacionales de Soria 2 agrupados de acuerdo a su tipo de asociación con poblaciones humanas (porcentajes calculados a partir de valores de densidad).

DISCUSIÓN

Sobre la preservación de los restos

Los restos carpológicos combustionados que fueron recuperados del sitio deben su presencia a distintas vías de procedencia. Por un lado, debe considerarse que los carporrestos pueden representar, dependiendo de la planta de la cual se trate y sus modalidades de procesamiento y consumo, restos de partes consumidas que no llegaron a serlo y por ende se descartaron, o bien parte de órganos que se descartaron por no ser porciones consumibles (por ejemplo, marlo de maíz). Por otro lado, debe considerarse que los

mismos pueden estar termo-alterados ya que se empleaban como combustible de fogones (como los marlos de maíz), porque forman partes de las heces de los animales utilizadas como combustible (Pearsall, 1989), o bien por limpieza de los recintos, sobre todo en casos donde el procesamiento de los alimentos no implicaba contacto con el fuego, como en el caso de los frutos de algarrobo (Capparelli, 2008, 2011), a los cuales podemos sumar los restos de semillas de frutos de cactáceas como los de los géneros *Trichocereus* y *Opuntia* recuperados, al igual que restos de potenciales malezas agrícolas que ingresan a los recintos con las cosechas (Pearsall, 1989). También debe considerarse para el caso de granos de maíz y quinoa, que las partes utilizables pudieron entrar en contacto con el fuego constituyendo desechos de comida, caídas accidentalmente durante la cocción, o ejemplares descartados por daño (Munson *et al.*, 1971), aunque para evaluar estas posibilidades son necesarios estudios de procesamiento.

Las modificaciones ocasionadas en los ejemplares por la carbonización –y posiblemente por el procesamiento– generaron en algunos casos distorsiones de los caracteres morfológicos cualitativos y cuantitativos dificultando su identificación. Análisis histológicos, así como ensayos experimentales de carbonización de distintas partes de plantas, son herramientas que probablemente permitirán en el futuro la posibilidad de identificar estos restos afectados por la combustión. En otros casos los efectos de estos procesos redujeron la posibilidad de identificaciones a nivel genérico o específico, por ejemplo, con los ejemplares de la familia Solanaceae, y del género *Chenopodium*, limitando también nuestras capacidades de proyección interpretativa sobre los mismos.

Uno de los objetivos de este trabajo fue procurar identificaciones taxonómicas lo más precisas posible. Como señalamos anteriormente, además de aspectos taxonómicos y de la combustión misma, el procesamiento atenta contra la conservación de rasgos diagnósticos para identificaciones taxonómicas de distinto orden. Esto llevó, en nuestro caso de estudio, a que varios restos no pudieran ser identificados con mayor precisión o bien a que directamente no pudieran ser identificados. En relación a este último aspecto propusimos una categoría para los ejemplares que por su estado

de conservación no permitía apreciar caracteres básicos de clasificación taxonómica, pero que correspondían a restos vegetales, denominados “no identificables”. En muchos casos, se realizaron aproximaciones taxonómicas que nos sirvieron para poder diferenciar entre distintas formas de los miembros de determinada categoría. Un ejemplo de esto son los ejemplares no identificados que llamamos “Identificable tipo Leguminosa 1” e “Identificable tipo Leguminosa 2”, que por sus caracteres pudimos estimar que no se trataba de ninguna forma domesticada de la familia Fabaceae, ni pertenecientes a la Subfamilia Mimosoideae y que no comprendía a formas domesticadas de dicha familia. Los restos clasificados como identificables son aquellos que sí poseen rasgos característicos bien conservados pero que, sin embargo, no pudieron determinarse hasta el momento. Otra identificación a nivel de familia fueron las Solanaceae, sobre las cuales no se pudo ofrecer más precisión ya que no se contaba con las claves de identificación, o bien las mismas se basaban en caracteres que se ven afectados por la carbonización (como la presencia de pelos); tampoco contábamos con semillas de todos los ejemplares actuales más allá de los herbarios de referencia del área. En este sentido remarcamos la importancia de las colecciones de referencia para el estudio de restos arqueobotánicos, ya que permiten la identificación taxonómica y procesos particulares de combustión (Capparelli *et al.*, 2015). Solanaceae es una familia muy vasta, con miembros de muy diverso uso y grados de asociación con las poblaciones humanas, además de ser recurrente en los sitios arqueológicos del NOA. Contar a futuro con mayores posibilidades de reconocimiento de las mismas servirá para enriquecer la comprensión de prácticas pasadas. Tómese como ejemplo nuevamente el caso de la familia de las leguminosas¹, la cual posee representantes desde silvestres a domesticados, con porte variado yendo desde hierbas hasta árboles de usos diversos (alimenticio, medicinal, psicoactivo, entre otros). Procurar ir más allá de una identificación general que englobe a todas las

¹ El análisis químico del contenido de una de las pipas recuperadas en este sitio permitió identificar la presencia de alcaloides producidos por *Anadenanthera colunbrina* var. *cebil*, especie psicoactiva ampliamente utilizada en el Noroeste Argentino prehispánico (Rosso & Spano, 2005-2006).

leguminosas (ver por ejemplo D'Altroy *et al.*, 2000) y precisar los *taxa* presentes, particularmente en el caso del género *Prosopis* y sus especies de vainas comestibles como *alba*, *nigra*, *chilensis* y *flexuosa* (Capparelli, 1997; Oliszewski, 1999, 2004) al igual que avanzar en la interpretación de sus modalidades de consumo y procesamiento (Capparelli, 2007, 2008, 2011), ejemplifica la importancia de precisar los estudios de identificación.

En los sitios donde, por condiciones climáticas, no se conservan los restos en estado seco, considerándose los restos que se encuentran en estado carbonizado como pertenecientes a la ocupación, como en el sitio bajo estudio, existe la posibilidad de confusión con las semillas de color negro, ya que la combustión produce, entre otras consecuencias, una alteración en el color de los tejidos tornándolos a una coloración negra. En el sitio Soria 2, dos carporrestos que se recuperaron en gran cantidad, *Trichocereus* sp. (N=988) y *Portulaca* sp. (N=718), poseen semillas de color negro, lo cual en un primer momento generó confusión e hizo que fueran consideradas en los análisis. Para corroborar que las mismas se encontraban carbonizadas, y que su color no se debía a su tono natural, se optó por realizar cortes transversales de cada una de las semillas para la observación de los tejidos internos. Con respecto a estos dos *taxa*, los mismos fueron encontrados en otros sitios: *Trichocereus* sp. en El Shincal no fue computado ya que los restos fueron considerados como secos (Capparelli, 2016 *com. pers.*), y en El Pichao, donde se recuperaron carporrestos de *Trichocereus* sp. y *Portulaca* sp. (Cano, 2011). En este último sitio, el autor no especifica si realizó alguna prueba para corroborar que se trataban de ejemplares carbonizados. Distinto es el caso cuando se consideran ejemplares secos procedentes de sitios de buena preservación como son las cuevas, por ejemplo, la identificación de presencia de *Trichocereus* aff. *pasacana* en la capa E1 de la cueva III de Huachichocana en Jujuy (Fernández Distel, 1974).

Interpretación del sitio a partir de la integración de estudios previos y los restos arqueobotánicos

En el sitio Soria 2, las diferencias de presencia/ausencia de *taxa* y de proporciones entre los R1 y R2, podrían indicar actividades diferenciales efectuadas en el pasado entre ambos, sugiriendo prácticas con

anclaje espacial dentro de la unidad doméstica. Vemos por ejemplo que el patio tiene más densidad de restos y mayor riqueza taxonómica, por lo cual puede considerarse que en el mismo se llevaron a cabo de manera más intensa prácticas vinculadas a las plantas y/o una limpieza menos cuidada.

El análisis de cactáceas abre una puerta de indagación interesante que no ha sido ampliamente estudiada en otros sitios de la región. En primer lugar, y como ya mencionamos, los restos de *Trichocereus* sp. nos indican el aprovechamiento de especies con tendencia malezoide de tipo ruderal de forma muy notable en este sitio, lo cual podría llegar a estar sugiriendo una configuración del paisaje donde los cardonales fueron quizá tolerados en estos asentamientos que se encontraban dispersos en los campos de cultivo. Estas malezas (no agrícolas) recuperadas en el sitio nos indican la presencia de espacios disturbados y el aprovechamiento de los frutos de cardones (*Trichocereus* sp.).

Cuando comparamos los recintos, observamos que por ejemplo en el recinto definido como patio se encontraron cúpulas/marlos de maíz, pero no granos, y en el recinto R2 se encontraron ambos tipos de restos, teniendo mayor presencia los granos. En un análisis previo se pudo identificar que los mismos eran de tipo redondo, de endosperma vítreo, sin pericarpio y presentaban evidencias de cocción incompleta (Petrucci & Lema, 2016). La ausencia de pericarpio nos alerta acerca de la posibilidad de que los granos hayan sido hervidos con cenizas para su pelado; la cocción incompleta nos sugiere que el hervido tuvo que ver más con un pre-tratamiento del grano para quitar el pericarpio que con su cocción completa para consumo. El hallazgo de este tipo de restos en el R2 nos podría hablar de granos de maíz pre-tratados y almacenados para su posterior consumo. En Andreoni *et al.* (2012) se comunicó la identificación de microrrestos de granos de almidón de maíz (*Zea mays*) -entre otros elementos- remanentes en el contenido carbonizado de un hornillo de pipa cerámica hallada en R1. Esta presencia fue interpretada por los autores como producto de la utilización y/o el descarte del artefacto en un contexto doméstico en el cual se estuvo procesando maíz. Tomando en consideración la volatilización del maíz molido y su eventual dispersión más allá del espacio de actividad, los granos de almidón pudieron haber quedado atrapados en el contenido

de la pipa. Esta identificación ofrece evidencia para bosquejar las prácticas acaecidas en este espacio doméstico, sugiriendo la “coexistencia” de las actividades de moler y fumar (Andreoni *et al.*, 2012). Se ha propuesto una situación semejante de coexistencia de actividades en el sitio temprano Cardonal situado en el vecino valle del Cajón (Bugliani *et al.*, 2010).

Lo mismo planteamos para los restos de quinoa y los ejemplares del género *Chenopodium* que no pudieron determinarse con más precisión, que presentaron mayores densidades en el recinto R2, mientras que se encontraron en menores densidades junto con la maleza en el patio. Esta diferencia en la distribución permitiría realizar algunas inferencias, pero en este caso también creemos que el análisis de procesamiento posibilitaría una aproximación más ajustada en esta diferenciación de los espacios marcada por los restos. Granos de *Chenopodium* sp., recuperados en el referido sitio Cardonal estaban representados únicamente en la estructura definida como patio; los mismos presentaron evidencias de hervido y posterior carbonización (Calo, 2010). En dicho sitio también se identificaron restos escasos de algarroba afines a la etnovarietal blanco (Calo, 2010). En Soria 2 se presentaron restos de este tipo y también de algarroba negra en el patio, donde asimismo se hallaron semillas de chañar y artefactos de molienda individuales móviles. Esto sugiere que en el patio pudieron molerse frutos de algarrobos, chañares y posiblemente maíz-ya que dicha práctica desintegra el grano-.

Como mencionamos, *C. aff. carnosulum* fue recuperada junto a la especie domesticada *C. quinoa* var. *quinoa*. Esta asociación nos sugiere no solo que haya sido posiblemente maleza obligada de la quinoa, sino también que las mismas pudieron ser toleradas (o incluso fomentadas, cultivadas *sensu lato*) y de esta manera ingresar a los recintos junto con la forma domesticada cultivada. Podemos pensar en un ingreso accidental junto a la cosecha, o bien en uno intencional con el fin de consumir sus hojas como verdura o sus granos en alguna preparación. Descartamos la erradicación, ya que si se hubiese llevado a cabo dicha práctica de forma intensiva y sostenida, no existiría posibilidad de ingreso de estas malezas a los recintos, - el desmalezado se habría realizado en el propio campo de cultivo y quizás haya sido descartado en las inmediaciones-. Vimos también que otras formas

silvestres o malezoides de *Chenopodium* sp. se hacen presentes, reforzando la idea de complejos silvestre-maleza-domesticado en momentos tempranos (Lema, 2014; Korstanje *et al.*, 2015; Martínez *et al.*, 2015).

Finalmente, el conjunto carpológico del sitio nos sugiere la presencia y el aprovechamiento de ambientes disturbados y no disturbados junto a espacios de cultivo indicados por plantas domesticadas y malezas agrícolas. En este sentido es sugerente pensar que la división patio/habitación dentro de la unidad doméstica podría no solo marcar distintas actividades, sino también la alusión semántica a paisajes extra vivienda: algarrobales, chañarales y cardonales en el patio, y campos de cultivo sembrados con granos en la habitación. Más allá del sitio, un mundo por recuperar en la fracción fina y la pesada.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

RS dirigió las excavaciones en el sitio Soria 2. RS y NP realizaron la flotación de los sedimentos. La identificación y análisis de los restos arqueobotánicos estuvo a cargo de NP. Interpretación e integración con todos los hallazgos NP y RS. Todos los autores participaron en la redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Verónica Lema y la Dra. María Lelia Pochettino quienes ayudaron en todo el proceso de identificación y análisis de las muestras. A la Dra. Myriam Tarragó, quien como directora del Proyecto Arqueológico Yocavil, alienta y refuerza nuestra pasión por esta carrera. A las Dras. Aylen Capparelli y María Laura López, que colaboraron en el análisis de los restos botánicos. A la Dra. Valeria Palamarczuk, impulsora del “regreso” de la flotación.

BIBLIOGRAFÍA

ÁLVAREZ LARRAIN, A. 2009. *Teledetección y análisis del uso del espacio en el sudeste del Valle de Santa María (depto. de Santa María, prov. de Catamarca)*. Tesis de Licenciatura en Cs. Antropológicas (orientación Arqueología). F.F.y L., UBA. Ms.

- ÁLVAREZ LARRAIN, A. 2014. *Habitar una región. Espacialidad arquitectónica y construcción de paisajes en Andahuala, valle de Yocavil (Catamarca, Argentina)*. Tesis de Doctorado en Arqueología. FFyL, UBA. Ms.
- ANDREONI, D., R. C. SPANO & V. LEMA. 2012. Nota sobre evidencias de uso de plantas en el sitio Soria 2 a partir del análisis microscópico del contenido de pipas. *Arqueología* 18: 235-243.
- ARENAS, P. 2003. *Etnografía y alimentación entre los Toba-Nachilamoleek y Wichi-Lhuku'tas del Chaco Central (Argentina)*, Edición del autor.
- BELOTTI LÓPEZ MEDINA, C. 2011. Zooarqueología del sitio formativo Soria 2, valle de Santa María (Catamarca), siglo I d.C. *Revista del Museo de Antropología* 4: 3-16.
- BOELCKE, O. 1946. Estudio morfológico de las semillas de leguminosas Mimosoideas y Cesalpinoideas de interés agronómico en Argentina. *Darwiniana* 7: 240-321.
- BUGLIANI, M. F., M. CALO & M. C. SCATTOLIN. 2010. ¿Fumando en la cocina? Determinación de contenidos por técnicas fisicoquímicas en dos pipas cerámicas del sitio Cardonal. En BERTOLINO, S., R. CATTÁNEO & IZETA, A. (eds.), *La arqueometría en Argentina y Latinoamérica*, pp. 231-236. Córdoba.
- BURKART, A. 1940. Materiales para una monografía del género *Prosopis* (Leguminosae). *Darwiniana* 4: 57-128.
- BURKART, A. 1952. *Las Leguminosas argentinas silvestres y cultivadas*, 2da. ed. Buenos Aires: Acme.
- BUXÓ, R. 1997. Arqueología de las plantas. La explotación económica de las semillas y los frutos en el marco mediterráneo de la Península Ibérica. Crítica, Barcelona.
- CABRERA, A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 14 (1-2).
- CABRERA, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, T. 2(1). ACME, Buenos Aires.
- CABRERA, A. L. 1983, *Flora de Jujuy*. INTA, Jujuy.
- CALO, M. 2010. Plantas útiles y prácticas cotidianas entre los aldeanos al sur de los valles Calchaquíes (600 a.C.-900 a.C.). Tesis de doctorado. FCNyM, UNLP.
- CANO, S. 2011. *Utilización de Recursos Vegetales y Subsistencia en el Valle de Santa María durante el Período de Desarrollos Regionales: Un Caso de Estudio en el Sitio El Pichao (S Tuc Tav 5)*. Tesis de grado. F.C.N. e I.M.L. U.N.T.
- CAPPARELLI, A. 1997. *Reconstrucción ambiental de la instalación arqueológica Inka El Shincal*. Tesis de doctorado. FCNyM, UNLP.
- CAPPARELLI, A. 2007. Los productos alimenticios derivados de *Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz y *P. flexuosa* DC., Fabaceae, en la vida cotidiana de los habitantes del NOA y su paralelismo con el algarrobo europeo. *Kurtziana* 3: 1-19.
- CAPPARELLI, A. 2008. Caracterización cuantitativa de productos intermedios y residuos derivados de alimentos del algarrobo (*Prosopis flexuosa* DC y *P. chilensis* (Mol.) Stuntz, Fabaceae): aproximación experimental aplicada a restos arqueobotánicos desecados. *Darwiniana* 46 (2): 175-201.
- CAPPARELLI, A. 2009. Intra-site comparison of the archaeoethnobotanical evidence of El Shincal: implications to the Inka economy. *Treballs d'Etnoarqueologia* 7: 113-144.
- CAPPARELLI, A. 2011. Elucidating post-harvest practices involved in the processing of algarrobo (*Prosopis* spp.) for food at El Shincal Inka site (Northwest Argentina): an experimental approach based on charred remains. *Archaeol Anthropol Sci* 3: 93-112. <https://doi.org/10.1007/s12520-011-0061-4>
- CAPPARELLI, A., M. L. POCHETTINO, V. LEMA, M. L. LÓPEZ, D. ANDREONI, M. L. CIAMPAGNA & C. LLANO. 2015. The contribution of ethnobotany and experimental archaeology to interpretation of ancient food processing: methodological proposals based on the discussion of several case studies on *Prosopis* spp., *Chenopodium* spp. and *Cucurbita* spp. from Argentina. *Veg Hist Archaeobot* 24:151-163. <https://doi.org/10.1007/s00334-014-0497-4>
- CARBONELLI, J. 2009. *Interacciones cotidianas entre materias primas y sujetos sociales en el Valle de Yocavil. El caso del sitio Soria 2 (Andahuala, Pcia. de Catamarca)*. Tesis de licenciatura en Cs. Antropológicas (orientación en Arqueología) F.F. y L., UBA.
- CARBONELLI, J. 2011. Motivos porque y para en la tecnología lítica de un sitio formativo en el Valle de Santa María, provincia de Catamarca. *Intersecciones en Antropología* 12: 31-45.
- CASAS, A. 2001. Silvicultura y domesticación de plantas en Mesoamérica. En AGUILAR, B.; S., DOMÍNGUEZ; J. CABALLERO NIETO y MARTÍNEZ ALFARO (eds.), *Plantas, cultura y sociedad. Estudio sobre la relación entre seres humanos y plantas en los albores del siglo XXI*. M. UAM-S.M.A.R.N. y P. México.
- DE WET, J. M. & J. R. HARLAN. 1975. Weeds and Domesticates: evolution in the man-made habitat. *Econ.Bot.* 29: 99-107. <https://doi.org/10.1007/BF02863309>
- D'ALTROY, T., A. LORANDI, V. WILLIAMS, M. CALDEGARI, C. HASTORF, E. DEMARRAIS & M. HAGSTRUM. 2000. Inka Rule in the Northern Calchaquí valley, Argentina. *J. Field Archaeol.* 27: 1-26.
- FERNÁNDEZ DISTEL, A. 1974. Excavaciones arqueológicas en las cuevas de Huachichocana, Dep. de Tumbaya, Prov. de Jujuy, Argentina. *Rel. Soc. Argent. Antropol.* 8: 101-127.

- FORD, R. 1979. Paleoethnobotany in American Archaeology. In M. B. SCHIFFER (ed.), *Advances in archaeological method and theory*. Vol 2, pp. 285-336. Academic Press. New York.
- HALLOY, S. 2008. Crecimiento exponencial y supervivencia del cardón (*Echinopsis atacamensis* subsp. *pasacana*) en su límite altitudinal (Tucumán, Argentina). *Ecol. Boliv.* 43(1): 6-15.
- HARLAN, J. 1992. *Crops and man*. Nueva York, American Society of Agronomy.
- HARRIS, E. C. 1991. *Principios de Estratigrafía Arqueológica*. Crítica. Barcelona.
- HARTMANN-SHENKMAN A, M. KISLEV, E. GALILI, Y. MELAMED & E. WEISS. 2015. Invading a new niche: obligatory weeds at Neolithic Atlit-Yam, Israel. *Veg Hist Archaeobot* 24: 9-18.
<https://doi.org/10.1007/s00334-014-0498-3>
- HERBARIO MCNS. 2011. Flora del valle de Lerma. [Disponible en]: <http://natura.unsa.edu.ar/web/index.php/herbario-mcns/herbario/aportes-botanicos-salta/flora-valle-de-lerma/detail>. [Último acceso]: 24/10/2016.
- IBODA. 2016. Flora del Conosur. Catálogo de Plantas Vasculares. [Disponible en]: <http://www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina>. [Último acceso]: 24/10/16.
- KORSTANJE A., M. QUESADA, V. FRANCO SALVI, V. LEMA V. & M. MALOVERTI. 2015. Gente, tierra, agua y cultivos: los primeros paisajes agrarios del hoy noroeste argentino. En KORSTANJE A., LAZZARI M., BASILE M., BUGLIANI F., LEMAV., PEREYRA DOMINGORENA L. & QUESADA M. (eds.), *Crónicas materiales precolombinas. Arqueología de los primeros poblados del Noroeste Argentino*, pp. 721-749. Sociedad Argentina de Antropología.
- LEMA, V. 2009. *Domesticación Vegetal y Grados de Dependencia Ser Humano-Planta en el Desarrollo Cultural Prehispánico del Noroeste Argentino*. Tesis de doctorado. F.C.N.yM., UNLP.
- LEMA, V. 2014. Boceto para un esquema: domesticación y agricultura temprana en el Noroeste argentino. *Rev. Rsp. Antropol. Am.* 44: 465-494.
- MARTÍNEZ A., S. PÉREZ, V. LEMA & F. LÓPEZ ANIDO. 2015. Modificación de caracteres ligados a la domesticación en *Cucurbita maxima*. Utilización de la morfometría como herramienta para su identificación. *Acta Bot. Malac.* 40: 95-106.
- MCROSTIE, V. 2016. Algarrobales de Atacama. Nativos o exóticos? silvestres o domésticos? En *Actas del XIX Congreso Nacional de Arqueología Argentina*: 1539-1544.
- MILLER, N. F. 1988. Ratios in Paleoethnobotanical Analysis. In C. HASTORF & V. POPPER (eds.), *Current Paleoethnobotany. Analytical Methods and Cultural Interpretations of Archaeological Plant Remains*, pp. 72-85. University of Chicago, Chicago.
- MORLANS, M. C. 1995. Regiones naturales de Catamarca. Provincias Geológicas y Provincias Fitogeográficas. *Revista Ciencia y Técnica* 2: 1-42.
- MUJICA, A. & S.E. JACOBSEN . 2006. La quinua (*Chenopodium quinoa* Willd.) y sus parientes silvestres. En M. MORAES R., B. OLLGAARD, L. P. KVIST, F. BORCHSENIUS y H. BALSLEV (eds.), *Botánica Económica de los Andes Centrales*, pp. 449-457. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- MUNSON, P. J., P. W. PARMALEE & R. A. YARNELL. 1971. Subsistence ecology of Scovill, a terminal Middle Woodland village. *Am. Antiq.* 36: 410-431.
<https://doi.org/10.2307/278461>
- OLISZEWSKI, N. 1999. La importancia del algarrobo en el Campo del Pucará, Andalgalá, Catamarca) durante el período Formativo, En ASCHERO, C.; A. KORSTANJEY & P. VUOTO (Eds.). *Los tres reinos: prácticas de recolección en el cono sur de América*, pp. 171-178. UNT, Tucumán, Argentina.
- OLISZEWSKI, N. 2004. *Utilización de recursos vegetales en Campo del Pucará (Andalgalá, Catamarca) durante el periodo formativo (200- 500 DC). Análisis de macrorrestos*. Tesis de doctorado. F.C.N. e I.M.L. U.N.T.
- PALAMARCZUK, V., R. SPANO, F. WEBER, D. MAGNIFICO, S. LÓPEZ & M. MANASIEWICZ. 2007. Soria 2. Apuntes sobre un Sitio Formativo en el Valle de Santa María (Catamarca, Argentina). *Intersecciones en Antropol.* 8: 121-134.
- PEARSALL, D. 1989. *Paleoethnobotany. A Handbook of Procedures*. Academic Press. San Diego.
- PETRUCCI, N. & V. LEMA. 2016. Caracterización de procesamiento y carbonización de productos derivados de *Zea mays* L.: aproximación experimental aplicada a restos arqueobotánicos carbonizados. *Intersecciones Antropol.* 17:291-302.
- POPPER, V. S. 1988. Selecting Quantitative Measurements in Paleoethnobotany. In C. HASTORF & V. POPPER (eds.), *Current Paleoethnobotany. Analytical Methods and Cultural Interpretations of Archaeological Plant Remains*, pp. 53-71. The University of Chicago Press, Chicago.
- RAPOPORT, E., A. MARZOCCA & B. DRAUSAL. 2009. *Malezas comestibles del cono sur y otras partes del planeta*. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- RODRÍGUEZ-ARÉVALO, I., A. CASAS, R. LIRA & J. CAMPOS. 2006. Uso, manejo y procesos de domesticación de *Pachycereus hollianus* (F.A.C. Weber) Buxb. (Cactaceae), en el valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Revista Interciencia* 31 (9): 677-685.
- ROSSO, C. & R. SPANO. 2005-2006. Evidencias del uso de alucinógenos en pipas halladas en dos sitios tempranos de los valles Cachaquies. *Arqueología* 13: 79-98.

- SPANO, R. 2008. *Indagaciones sobre las sociedades aldeanas del valle de Santa María; análisis de la alfarería fina del sitio Soria 2 (Andalhuala, Pcia. de Catamarca)*. Tesis de Licenciatura (orientación Arqueología), F. F. y L., UBA.
- SPANO, R. 2011. Primera sistematización de las características estilísticas de la alfarería fina del sitio Soria 2 (Valle de Santa María, Noroeste argentino). *Revista del Museo de Antropología* 4: 127-144.
- SPANO R., M. S. GRIMOLDI & V. PALAMARCZUK. 2014 a. Morir temprano. Entierros de infantes en un espacio doméstico formativo de Santa María, noroeste argentino. *Estudios. Antropología. Historia. Nueva serie* 2: 141-173.
- SPANO, R., M. S. GRIMOLDI, V. PALAMARCZUK & A. ÁLVAREZ LARRAIN. 2014 b. Entre muros y vasijas: entierros y memoria en Soria 2, valle de Santa María. En: KORSTANJE, A., M. LAZZARI, M. BASILE, F. BUGLIANI, V. LEMA, L. PEREYRA DOMINGORENA & M. QUESADA. *Crónicas materiales precolombinas. Arqueología de los primeros poblados del noroeste argentino*, pp. 485-517. SAA, Buenos Aires.
- WINTON, A. L. & K. B. WINTON. 1932. *The structure and Composition of foods (Cereals, starch, oil seeds, nuts, oils, forage plants)*. New York.
- WINTON, A. L. & K. B. WINTON. 1935 *The structure and composition of foods*. John Willey y Sons, Inc. New York.

OBITUARIO

NÉLIDA MARÍA BACIGALUPO

1924 - 2019

Allá muy lejos, en 1949 y en el Instituto de Botánica Darwinion, el Ing. A. Burkart recibió a Nélide Bacigalupo como una de las primeras colaboradoras. En ese lugar y bajo su dedicación y mirada atenta, ella se inició en la taxonomía de Angiospermas y fueron 60 años los que dedicara a su gran pasión: el conocimiento de la flora argentina y de las Rubiáceas. Además de sus tareas de recolección e identificación, desde el primer momento continuó la valiosa labor del fichado manuscrito de las publicaciones que iban surgiendo de las especies de la flora argentina. Esta actividad había sido iniciada por C. Hicken y continuada por A. Burkart y esta rica información, con su posterior digitalización, fue la base inicial del Catálogo de Plantas Vasculares de Argentina y del Cono Sur.



La “Negra”, como cariñosamente todos la llamábamos, fue curadora del Herbario SI del Instituto Darwinion y directora del *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, habiendo sido designada merecidamente como Socia honoraria de la SAB. Su gran desafío, después de la muerte de Burkart, fue tomar la responsabilidad de continuar con la concreción de la Flora de Entre Ríos, junto a Nélide Troncoso. Después de fallecida su coeditora, ella continuó la tarea, pero por razones de salud no pudo concluir con el último tomo de la misma. Conocía profusamente las Commelináceas, las Portulacáceas, las Euforbiáceas y tantas otras familias. Pero su mayor reconocimiento como botánica fue como especialista en las Rubiáceas, donde en congresos y en reuniones internacionales de la familia le expresaban su respeto y admiración por sus publicaciones sobre ellas.

Colaboró con numerosas floras: de las provincias de Buenos Aires, Jujuy, San Juan, del Valle de Lerma, de São Paulo, de Paraguay, de Bolivia, entre otras. Describió numerosas especies nuevas y algunos nuevos géneros en Rubiáceas. Su labor fue reconocida en las Jornadas Argentinas de Botánica realizadas en Corrientes y en Posadas. En 2007, se la nombró “Mujer ejemplar de San Isidro”, por sus contribuciones en el campo de la botánica. Pero su mayor reconocimiento fue dado por todos los que la conocimos y podemos dar fe de su nobleza, su amabilidad y su generosidad para aportar sus conocimientos.

Conocer a la Negra fue un obsequio de la vida por la entrega y calidez que la caracterizó. Cuando las Rubiáceas nos acercaron, valoré sus cualidades de maestra y percibí que yo era protagonista del privilegio de ser su discípula. Pero también, con el tiempo, comenzó mi compromiso de proyectar sus cualidades a nuevas generaciones interesadas por la “familia del café”.

Desde que la conocí, admiré su permanente capacidad de orientación con la mejor predisposición y sabiduría, pero lo que más me asombró, fue observarla brindarse con tanto desinterés y con tanta humildad. Con estos valores y cualidades me dispuse a buscar definirla como en una clave dicotómica y es muy fácil identificarla, porque la encontré “entre los grandes”. Para Ud., mi querida Negra, vaya mi eterna gratitud.

Elsa Leonor Cabral
Instituto de Botánica del Nordeste
Corrientes, Argentina

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Comisión Directiva

Presidente: Gabriel Bernardello
Vicepresidente: Gloria E. Barboza
Secretaria: M. Laura Las Peñas
Tesorero: Gustavo Delucchi
Protesorero: Claudio A. Sosa
Secretaria de Actas: Natalia Evelin Delbón

Vocales Titulares:

Juan J. Cantero, Lucas Carbone, Rocío Deanna, Rita Morero, Raquel Scrivanti,
y Cecilia Trillo

Vocales suplentes:

María C. Luján, Adriana N. Perez, Federico O. Robbiati y Melina Scandaliaris

Revisores de cuentas:

Pablo Horacio Demaio y Ana Sofía Machado

Para asociarse, puede contactarse con la sede central de la sociedad, o bien consultar en su página “web”, las direcciones de los 34 representantes locales distribuidos en todo el país.

Categorías de asociados:

Protectores: aquellos que abonan una cuota anual doble a la de un socio activo.

Benefactores: los que donan una suma equivalente o mayor a cien cuotas anuales de socio activo, o bien que pagan una cuota anual equivalente a diez veces la de socio activo.

Vitalicios: los que pagan de una sola vez el equivalente a 30 cuotas de socio activo.

Activos: los que pagan la cuota societaria que se establece cada año.

Institucionales: personas jurídicas que pagan una cuota anual no menor a la de socio activo.

Adherentes: estudiantes de nivel terciario que pagan una cuota societaria equivalente al 50% de la cuota anual de socio activo.

El diseño del isotipo de la S.A.B. pertenece a Nidia Flury.

La composición y el armado del presente volumen fueron hechos por María Cecilia Puigbó (IBONE).

La Sociedad Argentina de Botánica es una asociación civil sin fines de lucro, cuyos propósitos son:

- a) agrupar a los profesionales y aficionados a la Botánica
- b) fomentar el progreso de todas las ramas de esta ciencia
- c) editar trabajos de investigación botánica
- d) propender al mejoramiento de la enseñanza de la Botánica, en todos los niveles
- e) estimular la protección de la vegetación natural
- f) organizar y auspiciar reuniones científicas
- g) llevar a cabo excursiones botánicas
- h) contribuir a una mayor precisión de la terminología botánica.



Sede Central

SOCIEDAD ARGENTINA DE BOTÁNICA

Museo Botánico

Av. Velez Sarsfield 299

Casilla de Correo 495

5000 Córdoba, Argentina

Tel./Fax 54 351 4332104

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.