


LOS CANTEROS URBANOS COMO PARTE DEL PAISAJE BIOCULTURAL DE BARILOCHE (ARGENTINA): RIQUEZA DE ESPECIES Y DECISIONES DE MANEJO

URBAN FLOWER BEDS AS A PART OF BARILOCHE'S BIOCULTURAL LANDSCAPE: SPECIES RICHNESS AND MANAGEMENT DECISIONS

Adriana E. Rovere 

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA, CONICET-UNCOMA) San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

*adrirovere@gmail.com

Citar este artículo

ROVERE, A. E. 2022. Los canteros urbanos como parte del paisaje biocultural de Bariloche (Argentina): riqueza de especies y decisiones de manejo. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 57: 389-402.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n3.37477>

SUMMARY

Introduction: In urban areas, flower beds with ornamental species provide structure and color, attract pollinators, act as wildlife corridors, bring nature closer, and offer humans a fount of wellbeing. Depending on the selection criteria, urban flora can be a biodiversity reserve or a source for spreading invasive species.

Objectives: The species richness, life forms, botanical families, and origins of the plants used in Bariloche's flower beds was estimated.

M&M: The city of Bariloche lies within the Nahuel Huapi National Park and has multicultural characteristics. In total, 1,120 sidewalk flower beds were studied; 560 under municipal management and 560 managed by the neighborhood.

Results: There were 121 species, with *Lobelia erinus* (23.3%) and *Clarkia amoena* (19.7%) being the most widely used. Of the 54 botanical families represented, the most frequent were Rosaceae (28.5%, 9 species), Campanulaceae (23.7%, 2) and Compositae (20.4%, 18). Herbaceous plants were dominant (70 species), followed by shrubs (43), sapling trees (6), and climbing plant (2). The neighbors manage a larger diversity of plants and native species (92 species /11 native) than the municipality (64/4). The presence of native elements (e.g., *Alstroemeria aurea* and *Fuchsia magellanica*) holds implications for preservation, while the invasive species (e.g., *Hedera helix* and *Cytisus scoparius*) bring risk and should be monitored and controlled.

Conclusions: It is concluded that the flora in flower beds represents a part of the region's biocultural landscape, as dynamic backdrops built through time, showing similarities with worldwide selection patterns.

KEY WORDS

Municipality, neighbors, ornamental, patagonia, use.

RESUMEN

Introducción: En áreas urbanas, los canteros con especies ornamentales, brindan estructura y color, atraen polinizadores, funcionan como corredores ecológicos, acercan la naturaleza, y ofrecen bienestar a los seres humanos. La flora urbana, puede ser reservorio de biodiversidad, o fuente de invasiones según los criterios de selección.

Objetivo: Se estimó la riqueza de especies, formas de vida, familias botánicas y origen de las plantas utilizadas en canteros de Bariloche.

M&M: La ciudad de Bariloche, se halla inmersa en el Parque Nacional Nahuel Huapi, posee características pluriculturales. Se estudiaron 1120 canteros ubicados sobre las veredas, con distinto manejo, 560 de gestión municipal y 560 vecinal.

Resultados: La riqueza fue de 121 especies, siendo las más utilizadas *Lobelia erinus* (23,3%) y *Clarkia amoena* (19,7%). De las 54 familias botánicas representadas, las de mayor frecuencia de uso fueron Rosaceae (28,5%, repartida en 9 especies), Campanulaceae (23,7%, 2) y Compositae (20,4%, 18). Predominó el uso de plantas herbáceas (70 especies), seguidas por arbustos (43), renovales arbóreos (6), y enredaderas (2). Los vecinos manejan mayor diversidad de plantas y especies nativas (92 especies/11 nativas), que el municipio (64/4). La presencia de elementos nativos (e.g., *Alstroemeria aurea* y *Fuchsia magellanica*) tiene implicancias para la conservación; mientras que las especies invasoras representan riesgo (e.g., *Hedera helix* y *Cytisus scoparius*) y deberían ser controladas.

Conclusiones: Se concluye que la flora de los canteros representa parte del paisaje biocultural de la región, como escenarios dinámicos construidos a lo largo del tiempo, presentando similitudes con los patrones de selección a nivel mundial.


PALABRAS CLAVE

Municipio, ornamental, patagonia, uso, vecinos.

Recibido: 28 Abr 2022

Aceptado: 25 Jul 2022

Publicado impreso: 30 Sep 2022

Editora: María Laura Ciampagna 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

La urbanización es una de las principales actividades humanas que provoca alteraciones drásticas e irreversibles del hábitat (McKinney, 2006). En el proceso de urbanización, se pierden y fragmentan los ambientes naturales, acrecentándose la importancia de los espacios verdes para la conservación de la biodiversidad, en los cuales los jardines privados son un componente clave dado que forman redes interconectadas con hábitat adyacentes o áreas verdes de espacios públicos (Goddard *et al.*, 2010; Threlfall *et al.*, 2017). La biodiversidad en las ciudades se ve cada vez más amenazada (Aronson *et al.*, 2014), no solamente por la pérdida de hábitat, sino también por la introducción de especies exóticas competitivas o depredadoras, el cambio climático y la degradación de los ecosistemas (Grimm *et al.*, 2008). Es frecuente que, en las áreas urbanas, la fauna y la flora se encuentren empobrecidas, y/o dominadas por especies no autóctonas, y homogéneas en cuanto a los taxones presentes, aún en distintas regiones del planeta (Lepczyk *et al.*, 2017). Existen patrones globales de selección de plantas ornamentales que orientan a las sociedades a que sus floras sean muy similares (Rapoport, 1988), dada la pérdida de diversidad nativa del lugar y la introducción de especies ornamentales cosmopolitas utilizadas a nivel global (McKinney, 2006). A esto se suman motivos culturales, como el deseo de imitación de criterios paisajísticos surgidos en países del hemisferio norte, fenómeno que se han evidenciado por ejemplo desde la creación de distintas ciudades patagónicas de Chile y Argentina (Rozzi *et al.*, 2003; Rovere *et al.*, 2013).

En la Patagonia desde tiempos pre-históricos las plantas han sido utilizadas como un recurso de subsistencia para las poblaciones locales, con fines simbólicos, estéticos y ornamentales; cuando las prácticas culturales se asociaron a un mayor sedentarismo, las plantas comenzaron a adornar jardines, canteros y huertos (Ladio & Molares, 2014). La flora urbana garantiza la interacción de los seres humanos con los elementos del mundo natural y propician vínculos materiales y espirituales (Siviero *et al.*, 2011). Así, el paisaje urbano creado y recreado por los habitantes de las ciudades, tiene un rol significativo por las numerosas funciones ecosistémicas y socioculturales que sustenta (McKinney, 2006). La flora urbana, que

es moldeada por los intereses y preferencias de las personas que la manejan y conservan a lo largo de las generaciones (Betancurt *et al.*, 2017), incluye la vegetación presente en plazas, parques, en el arbolado público, veredas, en rotondas, jardines, huertas y otros ambientes naturales, remanentes como mallines y cañadones (Vacarezza *et al.*, 2017).

Conservar la vegetación nativa en las ciudades, es una estrategia efectiva para conservar la biodiversidad urbana (Aronson *et al.*, 2014), por ello conocer los niveles de diversidad dentro de las mismas es fundamental (Beninde *et al.*, 2015). Los espacios verdes se entretajan en el paisaje, siendo estos hábitats un recurso importante para la provisión de servicios ecosistémicos, y beneficiar tanto la biodiversidad como el bienestar humano (Turo & Gardiner, 2019; Fenoglio *et al.*, 2021). Frente a la rápida y creciente urbanización, la participación ciudadana puede contribuir al desarrollo de una ciudad más sostenible, conservando la vegetación del paisaje urbano, que aún en espacios reducidos tiene implicancia directa para la conservación de la biodiversidad de insectos polinizadores (Hall *et al.*, 2017). Constituye un desafío implementar nuevas iniciativas en las ciudades asociados con la conservación de los polinizadores urbanos en los espacios verdes públicos, dado que muchas veces el diseño óptimo y las prácticas de gestión para los hábitats de los polinizadores en las ciudades, no son compatibles con las preocupaciones de los residentes urbanos por razones de estética y/o seguridad (Turo & Gardiner, 2019). Ello es porque las recomendaciones para maximizar la calidad de los espacios para los polinizadores se centran en reducir frecuencia o intensidad de manejo, así como aumentar la abundancia de vegetación con flores (Hall *et al.*, 2017). La preservación de especies nativas en áreas remanentes de ambientes naturales inmersos en la ciudad, con frecuencia son vistos como “yuyales”, aunque preservan gran diversidad de especies nativas y endémicas (Rovere, 2019), a la vez que brindan alimento y refugio para la fauna nativa, siendo importante avanzar en estrategias concretas para valorizarlas y cuidarlas.

En Patagonia son escasos los estudios urbanos sobre el uso de flora herbácea ornamental, la mayoría de los mismos se han centrado en la flora leñosa, describiendo principalmente las especies de árboles y arbustos del arbolado público (Puntieri &

Grosfeld, 2009), las especies seleccionadas para la construcción de los cercos vivos de la vivienda y sus usos etnobotánicos (Rovere *et al.*, 2013; Molares & Rovere, 2016), en las especies ornamentales invasoras (Rovere & Molares, 2012) y de las especies que ornamentan las plazas (Betancurt *et al.*, 2017). En relación con las especies herbáceas ornamentales utilizadas, se han realizado trabajos en rotondas urbanas (Vacarezza *et al.*, 2017), en ambientes naturales remanentes en áreas urbanas (Rovere *et al.*, 2019), o estudios de diversidad en huertos urbanos (Ladio, 2017), entre otros.

Los paisajes urbanos en la región fueron modelados por la influencia y el aporte de los colonos europeos, dado que, entre otras prácticas culturales, intentaron reproducir el paisaje vegetal de su patria natal, priorizando el uso de distintas especies exóticas conocidas en el viejo mundo (Haene & Aparicio, 2007). A su vez se conoce que las distintas técnicas de manejo empleadas, así como de quienes custodian o mantienen los distintos espacios verdes urbanos, se refleja en la diversidad de especies y estructura de la vegetación que presentan (Betancurt *et al.*, 2017; Rovere *et al.*, 2019). Específicamente para la flora leñosa de plazas de la región, la diversidad de especies fue distinta según quienes la custodian, las plazas de custodia barrial o vecinal presentan mayor diversidad de especies y proporción de especies nativas que las de custodia municipal (Betancurt *et al.*, 2017).

Este trabajo constituye el primer estudio que analiza la diversidad de especies nativas y exóticas, utilizadas en canteros, macetones y macizos de una ciudad andino nor-patagónica y su papel en términos de conservación. Los canteros y macizos aportan color y estructura en espacios reducidos, ya sea por color y textura de las hojas, arquitectura de la planta o exhibir flores o frutos vistosos. Dado que en especies leñosas existen distintos criterios de selección según quienes la manejan, en este trabajo se evalúa la diversidad de especies de los canteros de custodia municipal o vecinal, tomando a estos espacios como el resultado tangible de la expresión de los criterios, percepciones y motivaciones de la gestión municipal y de los pobladores acerca en su ámbito de acción en el peri-domicilio. Los canteros, jardinerías o macetas, permiten en espacios reducidos, como balcones, patios, terrazas o veredas, cultivar hierbas o arbustos que atraigan

polinizadores, como así también que presenten follaje persistente durante todo el año (Burgueño & Nardini, 2017). Si bien los canteros son objeto de distintas prácticas de manejo, por parte de quienes los custodian, hasta el momento no han sido estudiados desde un enfoque etnoecológico. Las prácticas de manejo son aquellas que conllevan a mantener, o inclusive aumentar la diversidad y/o abundancia de especies vegetales en un espacio determinado a fin de propiciar su sostenibilidad a lo largo del tiempo (Moreno-Calles *et al.*, 2010).

El objetivo general del trabajo es estimar la riqueza de especies, formas de vida, familias botánicas y origen de las plantas utilizadas en canteros/macizos de Bariloche, bajo custodia municipal o vecinal. Los objetivos específicos de este trabajo son: 1) analizar y caracterizar al conjunto de especies que son utilizadas en canteros o macizos, sus familias botánicas y distinguir aquellas con mayor consenso de uso por parte de la gestión municipal y vecinal, 2) cuantificar las formas de vida de las principales especies utilizadas, 3) analizar el origen de las especies registradas, en relación al número de especies nativas y exóticas, 4) identificar especies exóticas que pueden implicar peligros en términos de invasiones. La hipótesis general de trabajo sostiene que al considerar las influencias que los colonos europeos tuvieron sobre el desarrollo cultural y paisajístico de la región se espera alta proporción de especies exóticas. Adicionalmente se espera distintos criterios de selección de especies según el tipo de manejo, con mayor predominio de especies nativas en la gestión vecinal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El trabajo se realizó en la ciudad de San Carlos de Bariloche (41°08'S y 71°18'O), ubicada en el NO de la Patagonia Argentina (provincia de Río Negro) e incluida dentro de los límites del Parque Nacional Nahuel Huapi. El clima de la región es templado-frío y húmedo con un régimen de precipitaciones de tipo mediterráneo con lluvias y nevadas principalmente en invierno (Dimitri, 1972). La población es de 133000 habitantes y posee características pluriculturales. La principal actividad económica es la turística. Gran parte de

la ciudad se encuentra lindante al bosque andino patagónico o inmersa en bosquetes aislados con distinto grado de perturbación, mientras que otros barrios se desarrollan en áreas de ecotono bosque-estepa (Dzendoletas *et al.*, 2006). La ciudad está dentro de la reserva región andino nor-patagónica de los bosques templados australes, incluida desde el año 2007 en la Red Mundial de Reservas de la Biosfera a través del programa “El Hombre y la Biosfera” de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2010). Estas reservas son designadas para promover y demostrar la factibilidad de una relación equilibrada entre los humanos y su entorno natural y de aquí el desafío aún más importante de mantener y conservar la diversidad biológica en el entorno urbano.

Muestreo y análisis de datos

Se recorrieron distintas calles del casco urbano y de diferentes barrios de la ciudad, y se seleccionaron 1120 canteros y/o macizos, ubicados en la vía pública, bajo diferente tipo de custodia o manejo. Se analizaron 560 canteros bajo custodia municipal y 560 de custodia vecinal. Por medio de observación participante y no participante (recopilación de archivos, artículos, etc.) (Höft *et al.*, 1999; Albuquerque *et al.*, 2014), se pudo conocer la custodia y manejo de los canteros o macizos ubicados en los espacios públicos de la ciudad. Los canteros de gestión municipal son mantenidos por cuadrillas de personal del área de Parques y Jardines de la Municipalidad, mientras que canteros de gestión vecinal son realizados por terceros contratados o vecinos. El muestreo se realizó desde mediados de septiembre de 2018 a mediados de mayo de 2020. En cada cantero se realizó un inventario de las especies presentes y se colectaron ramas de las especies confeccionándose un herbario de referencia, depositado en el herbario del Laboratorio Ecotono-Universidad Nacional del Comahue. Los nombres científicos fueron actualizados consultando la base de datos de la flora mundial (<http://www.worldfloraonline.org/>).

La sumatoria de las especies encontradas en los canteros urbanos fue considerada la riqueza total de especies. Se calculó la riqueza de familias botánicas de las especies registradas. Por otra parte, la frecuencia de uso (FU) de las especies se calculó mediante el Índice de consenso o

Importancia cultural de las especies, $FU = \frac{[n^\circ \text{ de canteros que contienen la especie} \times 100]}{n^\circ \text{ total de canteros}}$, índice apropiado para estimar la importancia cultural de las especies (Ladio & Lozada, 2008) y utilizado para el análisis de especies ornamentales (Rovere *et al.*, 2013). Las especies fueron clasificadas según su forma de vida en árboles, arbustos, hierbas y enredaderas según Zuloaga *et al.*, (2008). Asimismo, fueron categorizadas según su origen biogeográfico en nativas o exóticas. La riqueza de especies nativas y exóticas fue comparada usando un test binomial ($P < 0,05$). La similitud en la composición de especies, nativas, exóticas y total, entre los canteros de gestión municipal y los de gestión vecinal se analizó usando el Índice de Jaccard (IJ), $IJ = \frac{c}{[c/a + b + c] \times 100}$, donde c es el número de especies comunes a ambos tipos de gestión, a es el número de especies presentes únicamente en una de las categorías de gestión, y b es el número de especies presentes solamente en el otro tipo de gestión (Höft *et al.*, 1999). Para identificar dentro de las especies encontradas, a aquellas especies exóticas invasoras o potencialmente invasoras en la República Argentina, se buscó información para cada especie en el Sistema Nacional de Información de Especies Exóticas Invasoras (InBiAr, 2022).

RESULTADOS

La mayoría de las plantas se determinaron a nivel de especie, salvo para aquellas del género *Rosa* distintas de *Rosa rubiginosa* L. y las de los géneros *Erigeron*, *Hemerocallis*, *Tulipa* y *Zinnia*. De un total de 2467 registros, en los 1120 canteros estudiados, la riqueza total correspondió a 121 especies, distribuidas entre 54 familias botánicas (Tabla 1). Las especies más utilizadas fueron *Lobelia erinus* (23,3%), *Clarkia amoena* (19,7%) y *Rosa* sp. (17,3%). Las familias botánicas de mayor frecuencia de uso fueron Rosaceae (28,5% de frecuencia de uso, representadas por 9 especies), Campanulaceae (23,7%, 2 especies) y Compositae (20,4%, 18 especies). Respecto a las formas de vida predominó el uso de plantas herbáceas (70 especies, 57,9% respecto a otras formas de vida), seguidas por arbustos (43 especies, 35,5%), renovales arbóreos (6 especies, 4,9%) y enredaderas (2 especies, 1,7%). La mayoría de las especies empleadas en

Tabla 1. Especies utilizadas en canteros de San Carlos de Bariloche. Se indica: nombre científico, familia botánica, forma de vida, frecuencia de uso (%), y tipo de custodia (M municipal o V vecinal). En negritas se indican las especies nativas, el superíndice (*) indica si es invasora o potencialmente invasoras en Argentina.

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Frec. de uso (%)	Manejo
<i>Lobelia erinus</i> L.	Campanulaceae	Hierba	23,3	M-V
<i>Clarkia amoena</i> (Lehm.) A.Nelson & J.F.Macbr.	Onagraceae	Hierba	19,7	M-V
<i>Rosa</i> sp. (*)	Rosaceae	Arbusto	17,3	V
<i>Carex comans</i> Berggr.	Cyperaceae	Hierba	9,8	M-V
<i>Crocsmia</i> × <i>crocsmiiflora</i> (Lemoine) N.E.Br.	Iridaceae	Hierba	9,3	M-V
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill.	Lamiaceae	Arbusto	7,4	M-V
<i>Abelia</i> × <i>grandiflora</i> (Ravelli ex André) Rehder	Caprifoliaceae	Arbusto	7,1	M-V
<i>Nassella tenuissima</i> (Trin.) Barkworth	Poaceae	Hierba	6,3	M-V
<i>Phormium tenax</i> J.R.Forst. & G.Forst.	Xanthorrhoeaceae	Hierba	6,2	M-V
<i>Hedera helix</i> L. (*)	Araliaceae	Liana	6	M-V
<i>Calendula officinalis</i> L.	Compositae	Hierba	5,7	M-V
<i>Hebe carnosula</i> Cockayne & Allan	Plantaginaceae	Arbusto	5,2	M-V
<i>Antirrhinum majus</i> L.	Plantaginaceae	Hierba	5,2	M
<i>Hebe buxifolia</i> Cockayne & Allan	Plantaginaceae	Arbusto	5,1	M-V
<i>Hebe albicans</i> Cockayne	Plantaginaceae	Arbusto	4,9	M-V
<i>Spiraea</i> × <i>bumalda</i> Burv.	Rosaceae	Arbusto	3,8	M-V
<i>Lychnis coronaria</i> Desr.	Caryophyllaceae	Hierba	3,7	M-V
<i>Buxus sempervirens</i> L.	Buxaceae	Arbusto	2,9	M-V
<i>Erigeron</i> sp.	Compositae	Hierba	2,9	M
<i>Jacobaea maritima</i> (L.) Pelsler & Meijden	Compositae	Hierba	2,7	M
<i>Hemerocallis</i> sp.	Xanthorrhoeaceae	Hierba	2,7	M
<i>Viburnum tinus</i> L.	Adoxaceae	Arbusto	2,7	M-V
<i>Dianthus alpinus</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba	2,4	M
<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.	Elaeagnaceae	Arbusto	2,4	V
<i>Salvia nemorosa</i> L.	Lamiaceae	Hierba	2,4	M
<i>Malva sylvestris</i> L. (*)	Malvaceae	Hierba	2,1	M-V
<i>Festuca glauca</i> Vill.	Poaceae	Hierba	2,1	M-V
<i>Leymus arenarius</i> (L.) Hochst. (*)	Poaceae	Hierba	2,1	M
<i>Lobularia maritima</i> (L.) Desv.	Brassicaceae	Hierba	2,1	M-V
<i>Argyranthemum frutescens</i> (L.) Sch.Bip.	Compositae	Hierba	1,9	M
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> (A.Murray bis) Parl.	Cupressaceae	Árbol	1,8	M-V
<i>Pyracantha coccinea</i> M.Roem. (*)	Rosaceae	Arbusto	1,8	V
<i>Scabiosa atropurpurea</i> L.	Caprifoliaceae	Hierba	1,7	M
<i>Cotoneaster microphyllus</i> Wall. ex Lindl.	Rosaceae	Arbusto	1,6	V
<i>Achillea millefolium</i> L. (*)	Compositae	Hierba	1,4	M

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Frec. de uso (%)	Manejo
<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	Papaveraceae	Hierba	1,4	M-V
<i>Kniphofia uvaria</i> (L.) Oken	Xanthorrhoeaceae	Hierba	1,4	M-V
Cortaderia araucana Stapf	Poaceae	Hierba	1,3	V
Escallonia rubra (Ruiz & Pav.) Pers.	Escalloniaceae	Arbusto	1,3	M-V
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vail.) Lam. (*)	Compositae	Hierba	1,3	M-V
<i>Cotoneaster franchetii</i> Bois	Rosaceae	Arbusto	1,2	V
<i>Prunus laurocerasus</i> L.	Rosaceae	Árbol	1,2	M-V
<i>Sedum spurium</i> M.Bieb.	Crassulaceae	Hierba	1,2	M-V
<i>Berberis thunbergii</i> DC.	Berberidaceae	Arbusto	1	V
<i>Phlomis fruticosa</i> L.	Lamiaceae	Arbusto	1	M
<i>Santolina chamaecyparissus</i> L.	Compositae	Arbusto	1	M
<i>Sedum album</i> L.	Crassulaceae	Hierba	1	M
<i>Weigela florida</i> (Bunge) A. DC.	Caprifoliaceae	Arbusto	1	M
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link (*)	Fabaceae	Arbusto	0,8	M-V
<i>Hypericum calycinum</i> L.	Hypericaceae	Arbusto	0,8	V
<i>Photinia bodinieri</i> H.L.v.	Rosaceae	Arbusto	0,8	V
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Compositae	Hierba	0,7	V
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl. (*)	Fabaceae	Hierba	0,7	V
<i>Cotoneaster horizontalis</i> Decne.	Rosaceae	Arbusto	0,6	V
<i>Dianthus chinensis</i> L.	Caryophyllaceae	Hierba	0,6	M
<i>Coreopsis lanceolata</i> L.	Compositae	Hierba	0,5	M
<i>Diascia barberae</i> Hook.f.	Scrophulariaceae	Hierba	0,5	M
<i>Tagetes erecta</i> L.	Compositae	Hierba	0,5	M
<i>Acorus gramineus</i> Aiton	Acoraceae	Hierba	0,4	M-V
<i>Bergenia crassifolia</i> (L.) Fritsch	Saxifragaceae	Hierba	0,4	V
<i>Felicia amelloides</i> (L.) Voss	Compositae	Hierba	0,4	M
<i>Sedum rupestre</i> L.	Crassulaceae	Hierba	0,4	M
<i>Syringa vulgaris</i> L.	Oleaceae	Arbusto	0,4	V
<i>Acanthus mollis</i> L.	Acanthaceae	Hierba	0,4	M-V
<i>Campanula carpatica</i> Jacq.	Campanulaceae	Hierba	0,4	V
<i>Equisetum hyemale</i> L.	Equisetaceae	Hierba	0,4	V
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Aquifoliaceae	Arbusto	0,4	V
<i>Mentha × piperita</i> L. (*)	Lamiaceae	Hierba	0,4	M-V
<i>Muscari armeniacum</i> Leichtlin ex Baker	Asparagaceae	Hierba	0,4	V
<i>Pallenis maritima</i> (L.) Greuter	Compositae	Hierba	0,3	M
<i>Bellis perennis</i> L. (*)	Compositae	Hierba	0,3	M-V
Berberis microphylla G. Forst.	Berberidaceae	Arbusto	0,3	V

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Frec. de uso (%)	Manejo
<i>Conium maculatum</i> L.	Apiaceae	Hierba	0,3	M
<i>Hydrangea macrophylla</i> (Thunb.) Ser.	Hydrangeaceae	Arbusto	0,3	V
<i>Lathyrus magellanicus</i> Lam.	Fabaceae	Hierba	0,3	V
<i>Lupinus arboreus</i> Sims	Fabaceae	Arbusto	0,3	V
<i>Osteospermum fruticosum</i> (L.) Norl.	Compositae	Hierba	0,3	M-V
<i>Petunia hybrida</i> E.Vilm.	Solanaceae	Hierba	0,3	V
<i>Portulaca oleracea</i> L. (*)	Portulacaceae	Hierba	0,3	V
<i>Primula vulgaris</i> Huds.	Primulaceae	Hierba	0,3	V
<i>Rosa rubiginosa</i> L. (*)	Rosaceae	Arbusto	0,3	V
<i>Ruta graveolens</i> L.	Rutaceae	Hierba	0,3	V
<i>Saponaria officinalis</i> L. (*)	Caryophyllaceae	Hierba	0,3	M-V
<i>Vinca major</i> L. (*)	Apocynaceae	Hierba	0,3	V
<i>Alstroemeria aurea</i> Graham	Alstroemeriaceae	Hierba	0,2	V
<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	Anacardiaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Erica herbacea</i> L.	Ericaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Gazania rigens</i> (L.) Gaertn. (*)	Compositae	Hierba	0,2	V
<i>Juniperus communis</i> L. (*)	Cupressaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Laburnum anagyroides</i> Medik.	Fabaceae	Árbol	0,2	V
<i>Lavandula dentata</i> L.	Lamiaceae	Arbusto	0,2	M
<i>Oenothera odorata</i> Jacq.	Onagraceae	Hierba	0,2	M-V
<i>Prunella vulgaris</i> L. (*)	Lamiaceae	Hierba	0,2	M
<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (Juss.) Moldenke	Verbenaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Rudbeckia fulgida</i> Aiton	Compositae	Hierba	0,2	M
<i>Teucrium fruticans</i> L.	Lamiaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Verbascum thapsus</i> L. (*)	Scrophulariaceae	Hierba	0,2	M-V
<i>Yucca gloriosa</i> L.	Asparagaceae	Arbusto	0,2	V
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Apiaceae	Hierba	0,1	V
<i>Ajuga reptans</i> L.	Lamiaceae	Hierba	0,1	M
<i>Alcea rosea</i> L.	Malvaceae	Hierba	0,1	V
<i>Aurinia saxatilis</i> (L.) Desv.	Brassicaceae	Hierba	0,1	V
<i>Brachyglottis greyi</i> (Hook.f.) B.Nord.	Compositae	Arbusto	0,1	V
<i>Buddleja davidii</i> Franch. (*)	Scrophulariaceae	Arbusto	0,1	V
<i>Buddleja globosa</i> Hope	Scrophulariaceae	Arbusto	0,1	V
<i>Crassula ovata</i> (Mill.) Druce	Crassulaceae	Arbusto	0,1	M
<i>Cupressus macrocarpa</i> Hartw.	Cupressaceae	Árbol	0,1	V
<i>Diploxaxis tenuifolia</i> (L.) DC. (*)	Brassicaceae	Hierba	0,1	V
<i>Forsythia viridissima</i> Lindl.	Oleaceae	Arbusto	0,1	V

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Frec. de uso (%)	Manejo
<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.	Onagraceae	Arbusto	0,1	V
<i>Geranium magellanicum</i> Hook.f.	Geraniaceae	Hierba	0,1	M
<i>Lonicera japonica</i> Thunb. (*)	Caprifoliaceae	Enredadera	0,1	V
<i>Lunaria annua</i> L.	Brassicaceae	Hierba	0,1	V
<i>Maytenus boaria</i> Molina	Celastraceae	Árbol	0,1	M
<i>Myosotis sylvatica</i> Hoffm.	Boraginaceae	Hierba	0,1	V
<i>Nothofagus antarctica</i> (G.Forst.) Oerst.	Nothofagaceae	Árbol	0,1	V
<i>Papaver rhoeas</i> L. (*)	Papaveraceae	Hierba	0,1	V
<i>Philadelphus coronarius</i> L.	Hydrangeaceae	Arbusto	0,1	V
<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	Grossulariaceae	Arbusto	0,1	V
<i>Tulipa</i> sp.	Liliaceae	Hierba	0,1	V
<i>Zinnia</i> sp.	Compositae	Hierba	0,1	V

canteros son exóticas (89%), mientras que el 11% son nativas (test Binomial, $p < 0,05$). Se destaca que, de las 108 especies exóticas registradas, 23 (21,3%) son especies invasoras o potencialmente invasoras, entre ellas *Lonicera japonica*, *Rosa rubiginosa*, *Buddleja davidii*, *Lupinus polyphyllus*, *Malva sylvestris* y *Achillea millefolium*.

Los vecinos manejan mayor diversidad de plantas y especies nativas (vecinos: 92 especies/11 nativas versus municipio 64 especies/4 nativas). Entre las especies nativas de los canteros de manejo vecinal se encuentran, entre otras las especies *Berberis microphylla*, *Buddleja globosa*, *Fuchsia magellanica* y *Rhaphitamnus spinosus*, mientras que los canteros de manejo municipal y vecinal comparten algunas especies nativas como por ejemplo *Oenothera odorata* y *Escallonia rubra*. Considerando el índice de Jaccard, los canteros de gestión municipales y los de gestión vecinal, la similitud fue de 15% para especies nativas, 30% para exóticas y 29% para la riqueza total de especies.

DISCUSIÓN

Este trabajo exploratorio da cuenta del conjunto significativo de especies, principalmente herbáceas y arbustivas de origen exótico que son seleccionadas para la ornamentación de canteros,

espacios que hasta el momento han recibido escasa atención. La riqueza total de especies herbáceas y leñosas registradas en los canteros en este trabajo (121 especies), es similar a las especies leñosas registradas en las plazas (130 especies) (Betancurt *et al.*, 2017), y a las especies leñosas ornamentales (137) que se utilizan para la construcción de cercos vivos Patagonia (Rovere *et al.*, 2013). Respecto al origen de las especies, se encontró un predominio en el uso de especies exóticas, similar tendencia a la documentada en la flora ornamental de las plazas de Bariloche, (Betancurt *et al.*, 2017), y de los cercos vivos de distintas ciudades de la Patagonia andina (Rovere *et al.*, 2013). Los resultados apoyan la hipótesis general que postula que la trayectoria histórica de las ciudades patagónicas estudiadas parece haber influenciado hacia el cultivo de especies de origen exótico.

Las familias botánicas de mayor frecuencia de uso fueron Rosaceae, Campanulaceae y Compositae. Respecto a las familias botánicas, en Rosaceae se encuentran especies muy vistosas, es una familia de importancia global como ornamental (Li *et al.*, 2021), entre las que se encuentran algunas de las especies documentadas en este trabajo *Rosa* sp., *Rosa rubiginosa*, *Cotoneaster microphyllus*, *C. franchetti* y *Pyracantha coccinea*. La familia Compositae es una de las familias más representativas de las floras urbanas actuales (Méndez, 2005). La familia Campanulaceae en este

trabajo se destaca, que corresponde a la especie *Lobelia erinus*, que es la de mayor frecuencia de uso en los canteros tanto de gestión municipal o vecinal. *Lobelia erinus* es una hierba anual o perenne exótica, de porte bajo apropiado para canteros, que se caracteriza por presentar profusa floración blanca, rosada o azul que ocultan las partes vegetativas (Hurrell *et al.*, 2007), la segunda especie más utilizada también en canteros de gestión municipal y vecinal es *Clarkia amoena*, hierba exótica anual de la familia Onagraceae que también presenta profusa floración de color rosa a púrpura pálido. La mayoría de las especies ornamentales presentes en jardines europeos, pertenecen a las familias Compositae, y Rosaceae (Smith *et al.*, 2006). La preferencia por el uso de distintas especies exóticas, en parte podría responder a la oferta de plantas que se comercializan en los viveros y floristerías de la ciudad de Bariloche (Mancini *et al.*, 2016).

La flora de los jardines proporciona recursos para la vida silvestre y actúa como fuente de especies exóticas, por ejemplo, en el Reino Unido se ha registrado menor uso de plantas nativas (30%), que de especies exóticas (70%), entre las que se encuentran *Buddleja davidii* y *Crocsmia x crocosmiiflora* (Smith *et al.*, 2006), especies también registradas en los canteros de Bariloche. En la provincia de Córdoba es frecuente el uso *Ruta chalepensis*, *Malva sylvestris*, *Portulaca oleracea*, *Lonicera japonica*, *Salvia officinalis*, *Rosa rubiginosa* y *Verbascum thapsus*, dado que los pobladores valoran tanto las especies exóticas como las invasoras, por su valor etnobotánico medicinal, sombra, disfrute u ornamentación (Martínez & Manzano-García, 2019). En un trabajo a nivel regional, en el que se estudia y compara los cultivos hortícolas en dos comunidades asentadas en la Patagonia, se documentó que las especies de plantas exóticas fueron cultivadas en una alta proporción en ambas comunidades (>88%), tanto para su uso ornamental, alimenticio, medicinal u otros usos (Eyssartier *et al.*, 2013). Entre las especies ornamentales utilizadas en los mismos (Eyssartier *et al.*, 2013), se registran varias hierbas, y leñosas que coinciden con este trabajo, entre ellas *Calendula officinalis*, *Dianthus barbatus*, *Antirrhinum majus*, *Tagetes erecta*, *Bellis perennis*, *Hedera helix*, *Syringa vulgaris*, *Malva sylvestris*, *Althaea rosea*, *Achillea millefolium*, *Vinca major* y *Tulipa* sp.

En relación a las características de las plantas preferidas por los habitantes en las ciudades, se conoce que una alta proporción de los mismos calificaron al atributo belleza de la planta como alta o medianamente importante (95% de los encuestados), en segundo lugar, se nombró la facilidad de mantenimiento (86%), mientras que solo el 52% de los encuestados les importaba si la especie era nativa o proporcionada alimento, entre otros criterios (Avolio *et al.*, 2019). Del conjunto de algunas de las especies de flora exótica utilizadas, por actores sociales asociados a áreas protegidas en la provincia de Córdoba, se evidencia el uso cultural de las especies en función de la disponibilidad de recursos, no necesariamente asociado con la preferencia a dichas especies (Martínez & Manzano-García, 2019). Adicionalmente, se ha destacado que los actores locales perciben las especies exóticas e invasoras de manera diferente, lo que debe ser considerado en el desarrollo de lineamientos de manejo y conservación (Martínez & Manzano-García, 2019). Un estudio que cuantifican la diversidad de especies de árboles urbanos, en patios residenciales y jardines comunitarios de Los Ángeles (EEUU), indica que el uso de plantas cultivadas se relaciona más a la disponibilidad de plantas de viveros, reflejando parcialmente las preferencias de los ciudadanos sobre los atributos de las plantas (Avolio *et al.*, 2019).

En este trabajo, la presencia de especies nativas (13 especies) indica que los canteros pueden ser considerados unidades de conservación de pequeña escala que están al cuidado de los habitantes urbanos, pero que la inclusión de una mayor riqueza de especies debe ser estimulada. Las plantas nativas deberían ser cultivadas en mayor medida en los ambientes antrópicos locales, a fin de incrementar la diversidad vegetal local y aprovechar sus virtudes alimenticias, medicinales o estéticas entre otras, cumpliendo así un rol múltiple y beneficioso para los pobladores (Ladio & Molares, 2014). Por ello una mayor utilización de especies nativas permitiría, por un lado, disminuir la dispersión de especies potencialmente invasoras hacia las áreas aledañas de interés para la conservación, la formación de corredores biológicos entre las áreas urbanas y áreas protegidas, como así también ofrecer paisajes florales urbanos en sintonía con su entorno natural más próximo. La omnipresencia de especies exóticas cultivadas en las ciudades

presenta consecuencias para servicios ecosistémicos (Avolio *et al.*, 2020). Las ciudades representan oportunidades considerables para impulsar los objetivos globales de biodiversidad y sostenibilidad (Nilon *et al.*, 2017). Por ello la diversidad de plantas y su aporte a los servicios ecosistémicos son importante ante la actual situación de cambio climático.

Respecto al cultivo de especies ornamentales de Patagonia, se ha mencionado que no se les da cabida a las especies autóctonas, a pesar de existir numerosas hierbas, subarbustos, arbustos y árboles de gran valor ornamental (Dimitri, 1972). Los bosques templados de Argentina y Chile albergan muchas especies nativas atractivas y que de hecho son utilizadas con fines ornamentales en otras partes del mundo (Puntieri & Grosfeld, 2009). Existe un creciente interés por el uso de flora nativa en la ornamentación de jardines y espacios públicos a nivel regional, pero contrasta con el hecho de que las especies ornamentales de mayor utilización siguen siendo exóticas (Manzano *et al.*, 2006). La mayor frecuencia de uso de especies exóticas que de nativas, puede ser consecuencia del desconocimiento de las nativas o de sus técnicas de cultivo, como así también de la baja o nula oferta en los viveros locales (Masco *et al.*, 1998, Rovere & Ezcurra, 2014, Mancini *et al.*, 2016). Se ha resaltado que la utilización de especies nativas con fines ornamentales sería deseable, aspecto que disminuiría los costos y tiempo para su mantenimiento, y evitaría los riesgos de invasión biológica (Rovere & Molares, 2012). Dado que muchas de las especies utilizadas como ornamentales en las ciudades patagónicas, se han asilvestrado, se resalta la selección de especies ornamentales nativas como una herramienta para la conservación (Fernández Cánepa & Seijas, 2021). La utilización de las plantas nativas permite la valoración y conservación de las especies, a la vez de preservar los ecosistemas naturales (Rovere & Ezcurra, 2014). Muchas especies exóticas utilizadas en la ornamentación de los canteros y documentadas en este trabajo ya han sido registradas como invasoras, o son especies potencialmente invasoras (Tabla 1). Entre ellas, *Hedera helix* especie que ya se asilvestró en otros lugares de Argentina (Jankowski *et al.* 2000; Martínez & Manzano-García, 2019), *Rosa rubiginosa* (Ochoa *et al.*, 2012) y *Lonicera japonica* (Martínez & Manzano-García,

2019). Debido a que la expansión de especies exóticas es una problemática muy importante a nivel mundial, se realza la importancia de la identificación temprana y control de especies exóticas potencialmente invasoras a fin de generar propuestas de conservación y/o restauración (Chichizola *et al.*, 2021). La similitud entre las especies usadas por el municipio y los vecinos en la ornamentación de los canteros fue baja, siendo más similares respecto a la composición de especies totales (exóticas + nativas) y exóticas, que respecto a las nativas. En un estudio de plazas de Bariloche, se registró la misma tendencia, los vecinos manejan mayor cantidad de especies totales y de nativas que el municipio (Betancurt *et al.*, 2017).

Las personas plantan, eliminan y manejan la vegetación urbana en las ciudades con diversos propósitos y con diferente magnitud, varios estudios de biodiversidad urbana demuestran que las plantas cultivadas en las ciudades difieren de aquellas en áreas naturales remanentes, destacándose la importancia de estudiar las plantas cultivadas en las ciudades, dado que es crucial para el diseño y planificación de ciudades sostenibles (Avolio *et al.*, 2020). La función y sustentabilidad ecológica de los paisajes urbanos está fuertemente influenciada por la composición y estructura de comunidad de especies locales (Threlfall *et al.*, 2016) y determinada por el manejo de dichos ambientes (Betancurt *et al.*, 2017). La pluralidad de dueños y tipos de custodia, del espacio verde urbano, contribuyen a la gran diversidad de prácticas de manejo, e influyen en la estructura, composición y distribución de la comunidad de plantas a través del paisaje urbano (Avolio *et al.*, 2015).

Los paisajes residenciales y las directrices empleadas en la gestión del paisaje han sido el foco de estudios disciplinarios, a menudo reducidos a una sola escala de análisis, un abordaje interdisciplinario permitiría comprender la diversidad de manejo y dinámica del paisaje urbano (Cook *et al.*, 2012). Este estudio constituye uno de los primeros listados que incluye las especies herbáceas utilizadas en el ámbito urbano de una ciudad patagónica. Sin embargo, aún se desconoce los recursos florales que las especies relevadas brindan a los insectos que visitan las flores y cómo cambian con el tiempo, a fin de garantizar la continuidad en la disponibilidad de recursos florales durante todo el año, aspectos que permitirán

proponer tipos de manejo específicos para favorecer la conservación de biodiversidad en las ciudades y hacerlas más resilientes al cambio climático. Se ha documentado que las malezas nativas británicas son las principales especies productoras de néctar y de polen, entre las que se encuentran las hierbas *Papaver rhoeas* y *Eschscholzia californica* (Hicks *et al.*, 2016), especies registradas en los canteros de Bariloche. Así como se siembran y desarrollan prados para mejorar la biodiversidad y el valor estético de áreas urbanas, utilizándose mezclas de semillas «amigables para los polinizadores» (Hicks *et al.*, 2016), sería interesante evaluar el papel que desempeñan las “buenezas” (malezas comestibles para el ser humano) *sensu* Eduardo Rapoport, como “buenezas para los polinizadores”. A medida que las áreas urbanas se expanden, comprender cómo funcionan los procesos ecológicos en las ciudades se ha vuelto cada vez más importante para conservar la biodiversidad, destacándose los espacios verdes urbanos como hábitats relevantes para conservar la biodiversidad a escala local y de paisaje (Lepczyk *et al.*, 2017). Dado que la expansión de los núcleos urbanos favoreció a las especies introducidas desplazando la flora nativa, es importante considerar el cuidado de las especies autóctonas en la planificación urbana (Faggi & Dadon, 2010). En el contexto de ciudades resilientes al cambio climático, se puede plantear como desafíos a futuro evaluar diseños con especies nativas o exóticas no invasoras que garanticen la continuidad en la disponibilidad de recursos florales durante todo el año.

Las ciudades desempeñarán un papel cada vez más importante en la conservación de la biodiversidad mundial, como guardianes de la biodiversidad y como sitios para involucrar a la mayoría de la población mundial en temas de conservación (Oke *et al.*, 2021). En los últimos años, cada vez más ciudades del mundo han decidido invertir en una amplia gama de soluciones basadas en la naturaleza (soluciones sistémicas que emplean la capacidad de la naturaleza para regular, restaurar y regenerar los recursos) para hacer frente a los complejos desafíos ambientales urbanos y para enfrentar la crisis de la biodiversidad y el cambio climático (Nilon *et al.*, 2017; Oke *et al.*, 2021). Entre las soluciones basadas en la naturaleza, que son implementadas como medidas de adaptación y mitigación se encuentran: reconocer e implementar obligaciones y responsabilidades a nivel de la

ciudad con respecto a la biodiversidad, y realizar una planificación urbana para su conservación (Oke *et al.*, 2021). A futuro, se plantea como interesante profundizar, junto con los propietarios, los criterios de selección de las especies ornamentales que usan, así como la percepción respecto a lo nativo o no nativo.

CONCLUSIONES

El presente estudio muestra que los ensambles de plantas en canteros urbanos en la ciudad de Bariloche están dominados por especies herbáceas y arbustivas exóticas. La selección de especie fue distinta, según quienes manejan o custodian dichos espacios. Los vecinos manejan mayor diversidad de especies, totales y de especies nativas en los espacios ornamentados bajo su custodia, con respecto a las especies implantadas y manejados en los canteros por la municipalidad. La flora de los canteros/macizos representa parte del paisaje biocultural de la región, como escenarios dinámicos construidos a lo largo del tiempo, presentando similitudes con los patrones de selección a nivel mundial. Este trabajo permitió evaluar la flora ornamental utilizada en canteros y macizos de la ciudad de Bariloche, como primera línea de base para valorar la biodiversidad y conservación en un mundo cada vez más urbano. El desafío es conservar y/o enriquecer la flora urbana con especies nativas, a fin de favorecer la conservación de biodiversidad en las ciudades y hacerlas más resilientes al cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Sonia Stefe por su asistencia técnica. Esta investigación fue apoyada por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), PIP: 0196.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBUQUERQUE, U.P., L.V.F CUNHA., R.F.P. LUCENA & R.R.N.A ALVES. 2014. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer, New York.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8636-7>

- ARONSON, M.F.J., F.A. LA SORTE, C.H. NILON, M. KATTI, M.A. GODDARD, C.A. LEPCZYK, ET AL. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. Biol. Sci.* 281: 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- AVOLIO, M.L., D.E. PATAKI, T.W. GILLESPIE, G.D. JENERETTE, H.R. MCCARTHY, S. PIN CETL & L.W. CLARKE. 2015. Tree diversity in southern California's urban forest: the interacting roles of social and environmental variables. *Front. Ecol. Evol.* 3: 1-16. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00073>
- AVOLIO, M., D.E. PATAKI, G.D. JENERETTE, S. PIN CETL, L.W. CLARKE, J. CAVENDER-BARES ET AL. 2020. Urban plant diversity in Los Angeles, California: Species and functional type turnover in cultivated landscapes. *Plants, People, Planet* 2: 144-156. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10067>
- BENINDE, J., M. VEITH & A. HOCHKIRCH, A. 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol. Lett.* 18: 581-592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- BETANCURT, R., A.E. ROVERE & A.H. LADIO. 2017. Incipient domestication processes in multicultural contexts: a case study of urban parks in San Carlos de Bariloche (Argentina). *Front. Ecol. Evol.* 5: 166. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00166>
- BURGUÑO, G. & C. NARDINI. 2017. *Diseño de espacios verdes sustentables con plantas autóctonas*. Editorial Albatros. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- CHICHIZOLA, G.A., S.L. GONZALEZ, A.E. ROVERE. 2021. Alien plant species on roadsides of the northwestern Patagonian steppe (Argentina). *PLoS ONE* 16: e0246657. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657>
- COOK, E.M., S.J. HALL & K.L. LARSON. 2012. Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosyst.* 15: 19-52.
- DIMITRI, M.J. 1972. *La región de los bosques andino-patagónicos*. Sinopsis General. Colección Científica INTA, Buenos Aires.
- DZENDOLETAS, M.A., S. CAVALLARO, E. CRIVELLI & F. PEREYRA. 2006. Mapa de vegetación del ejido municipal de San Carlos de Bariloche y alrededores. Río Negro. Patagonia Argentina. *Ecol.* 20: 65-88.
- EYSSARTIER, C., A.H. LADIO & M. LOZADA. 2013. Traditional horticultural and gathering practices in two semi-rural populations of Northwestern Patagonia. *J. Arid Environ.* 97: 18-25. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.05.008>
- FAGGI, A.M. & J. DADON. 2010. Vegetation changes associated to coastal tourist urbanizations. *Multequina* 19:53-76.
- FENOGLIO, M.S., A. CALVIÑO, E. GONZÁLEZ, A. SALVO & M. VIDELA. 2021. Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. *Ecol. Entomol.* 46: 757-771. <https://doi.org/10.1111/een.13041>
- FERNÁNDEZ CÁNEPA, G. & S. SEIJAS. 2021. La jardinería como herramienta de conservación. *Ecología del Parque* 31: 5-6.
- GODDARD, M.A., A.J. DOUGILL & T.G. BENTON. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol. Evol.* 25: 90-98. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016>
- GRIMM, N.B., S.H. FAETH, N.E. GOLUBIEWSKI, C.L. REDMAN, J. WU, X. BAI & J.M. BRIGGS. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- HAENE, E & G APARICIO. 2007. *100 Árboles Argentinos*. Editorial Albatros. Buenos Aires, Argentina.
- HALL, D.M., G.R. CAMILO, R.K. TONIETTO, J. OLLERTON, K. AHRNÉ, M. ARDUSER ET AL. 2017. The city as a refuge for insect pollinators. *Conserv. Biol.* 31: 24-29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
- HICKS, D.M., P. OUVARD, K.C. BALDOCK, M. BAUDE, M.A. GODDARD, W.E. KUNIN ET AL. 2016. Food for pollinators: quantifying the nectar and pollen resources of urban flower meadows. *PLoS one* 11: e0158117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158117>
- HÖFT, M., S.K. BARIK, & A.M. LYKKE. 1999. *Quantitative Ethnobotany Applications of Multivariate and Statistical Analyses in Ethnobotany*. Division of Ecological Sciences. Paris: UNESCO.
- HURREL, J.A., D.H. BAZZANO & G. DELUCCHI. 2007. *Biota Rioplatense XII. Dicotiledóneas herbáceas 2 nativas y exóticas*. Editorial LOLA Buenos Aires.
- InBiAr. 2022. *Base de Datos sobre Invasiones Biológicas en Argentina*. GEKKO, Grupo de estudios en

- Conservación y Manejo, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina [online]. Disponible en: <http://www.inbiar.uns.edu.ar>. [Acceso: 14 abril 2022].
- JANKOWSKI, L., D. BAZZANO, A. SÁENZ, M. TOURN & G. ROITMAN. 2000. *Plantas trepadoras nativas y exóticas*. Biota Rioplatense Vol. V. Editorial L.O.L.A. Buenos Aires,
- LADIO, A.H. & S. MOLARES. 2014. El paisaje patagónico y su gente. En: RAFFAELE, E., M. DE TORRES CURTH, C.L. MORALES & T. KITZBERGER (eds.). *Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*. pp. 205-223. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. CABA,
- LADIO, A.H. 2017. Panorama etnoecológico de la pequeña horticultura familiar en enclaves rurales y urbanos del centro-norte de la Patagonia. En: DUARTE ALMADA E. & M. OLIVEIRA E SOUZA (eds.). *QUINTAIS: Memória, resistência e patrimônio biocultural*. pp. 139-157. Belo Horizonte, Brasil.
- LADIO, A.H. & M. LOZADA. 2008. Medicinal plant knowledge in rural communities of Northwestern Patagonia, Argentina. A resilient practice beyond acculturation. En: ALBUQUERQUE, U.P. & M.A. RAMOS. *Current topics in Ethnobotany*. pp. 40–53. Kerala.
- LEPCZYK, C.A., M.F. ARONSON, K.L. EVANS, M.A. GODDARD, S.B. LERMAN & J.S. MACIVOR. 2017. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience* 67: 799-807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>
- LI, M., Y., XIAO, S. MOUNT & Z. LIU. 2021. An Atlas of Genomic Resources for Studying Rosaceae Fruits and Ornamentals. *Front. Plant Sci.* 12: 397. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.644881>
- MANCINI, F., A. MAZZONI, A. PRINA & I. VILLANOVA. 2016. Plantas Nativas Ornamentales. Producción y comercialización en viveros de la Patagonia Norte argentina. *Presencia* 66:44-48.
- MANZANO, E., A. MANSILLA, P., SEEMANN, F., SCHIAPPACASSE, M., MUSALEM & P. RIEDEMANN. 2006. Estudio, multiplicación y manejo de especies nativas con aptitud ornamental, presentes en la flora patagónica de la Región de Aysén. *Agro Sur* 34: 12-13. <https://doi.org/10.4206/agrosur.2006.v34n1-2-07>
- MARTÍNEZ, G.J., & J. MANZANO-GARCÍA. 2019. Perception and use of non-native and invasive flora from Sierras de Córdoba in central Argentina. *Acta Bot. Bras.* 33: 241-253. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0316>
- MASCO, E.D.L., M., OLIVA, G. E., KOFALT, B. R., & G. HUMANO. 1998. *Flores nativa de la Patagonia Austral. Una selección de especies silvestres con potencial ornamental de Santa Cruz y Tierra del Fuego*. INTA-CAP-UNPA.
- MCKINNEY, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol Conserv.* 127: 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- MÉNDEZ, E. 2005. Flora y vegetación del centro urbano de Luján de Cuyo. Mendoza (Argentina). *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo* 1:67-74.
- MOLARES, S. & A.E. ROVERE. 2016. Plantas medicinales, comestibles y aromáticas en cercos vivos de una ciudad patagónica de Argentina: características y potencialidades de un recurso poco explorado. *BLACPMA* 15: 41-52.
- MORENO-CALLES, A., A. CASAS, J., BLANCAS, I., TORRES, O., MASERA, J., CABALLERO, ET AL. 2010. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: the case of the Tehuacan-Cuicatlan Valley, Central Mexico. *Agrofor. Syst.* 80: 315-331. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9349-0>
- NILON, C.H., M.F. ARONSON, S.S. CILLIERS, C. DOBBS, L.J. FRAZEE, M.A. GODDARD, ET AL. 2017. Planning for the future of urbanbiodiversity: a global review of city-scale initiatives. *BioScience* 67: 332–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix012>
- OCHOA, J., N.A. MARTYNIUK, K.D. LEDIUK, L.Y. RAMOS, M.S. CARLETTI, M.A. DAMASCOS & C.I. NUÑEZ. 2012. Rosas cultivadas en los jardines de Bariloche: ¿posibles invasoras de los Parques Nacionales andino-patagónicos? *Ecós del Parque* 14: 3-4.
- OKE, C., S.A. BEKESSY, N. FRANTZESKAKI, J. BUSH, J.A. FITZSIMONS, G.E. GARRARD, ET AL. 2021. Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Urban Sustainability* 1:11. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>
- PUNTIERI, J.G. & J.E. GROSFELD. 2009. Arbolado urbano en la Patagonia andina: buscando el equilibrio. *Desde La Patagonia Difundiendo Saberes* 6: 2–9.
- RAPOPORT, E.H. 1988. Lo bueno y lo malo tras el Descubrimiento de América. El punto de vista ecológico y biogeográfico. *Arbor Consejo Superior Investigaciones Científicas Madrid* 131: 103–125.

- ROVERE, A.E., M. STECCONI, P. MARTÍNEZ, M. FERREYRA & G. CHICHIZOLA. 2019. Senderos de conservación de nativas en el este de Bariloche. *Desde la Patagonia, difundiendo saberes* 16: 2–9.
- ROVERE, A.E. & S. MOLARES. 2012. Una estrategia inter-jurisdiccional para el control de especies ornamentales invasoras. *Eco sociedad 2012: bosque, ruralidad y urbanismo* 256-263.
- ROVERE, A.E., S. MOLARES & A.H. LADIO. 2013. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral*, 23:165-173. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.3.0.1171>
- ROVERE, A.E. 2019. El INIBIOMA presente en la inauguración del Paseo del Este. *Boletín del Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente* 14.
- ROVERE, A.E. & C. EZCURRA. 2014. Recuadro 5. Plantas ornamentales del bosque templado. En: RAFFAELE, E., M. DE TORRES CURTH, C.L. MORALES & T. KITZBERGER (eds). *Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*. p. 225. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, CABA.
- ROZZI, R., F. MASSARDO, J.R. SILANDER, O. DOLLENZ, B. CONNOLLY, C. ANDERSON & N. TURNER, N. 2003. Árboles nativos y exóticos en las plazas de Magallanes. *An. Inst. Patagon.* 31: 27-42.
- SIVIERO, A., T.D. DELUNARDO, M. HAVERROTH, L.C. DE OLIVEIRA & A.M. SILVA MENDONÇA. 2011. Cultivo de Especies Alimentares em Quintais Urbanos de Rio Branco, Acre, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 25: 549-556. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300006>
- SMITH, R.M., K. THOMPSON, J.G. HODGSON, P.H. WARREN & K.J. GASTON. 2006. Urban domestic gardens (IX): composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biol. Conserv.* 129: 312-322. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.045>
- THRELFALL, C.G., A.K. AOSSOLA, N.S.G. HAHS, L. WILLIAMS, L. WILSON & S.J. LIVESLEY. 2016. Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Front. Ecol. Evol.* 4:66. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066>
- THRELFALL, C.G., L. MATA, J.A. MACKIE, A.K. HAHS, N.E., STORK, N.S. WILLIAMS, & S.J. LIVESLEY. 2017. Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *J. Appl. Ecol.* 54: 1874-1883. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>
- TURO, K.J. & M.M. GARDINER. 2019. From potential to practical: conserving bees in urban public green spaces. *Front. Ecol. Environ.* 17: 167-175. <https://doi.org/10.1002/fee.2015>
- UNESCO. 2010. Biosphere Reserves world network 564 in 109 countries. The MAB programme [online]. Disponible en: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000217380> [Acceso: 23 abril 2022].
- VACAREZZA, M., A.E. ROVERE, M. RIAT, G. SÁNCHEZ & B. TELLO. 2017. Rotondas viales en Bariloche. En: G. BURGUEÑO & C. NARDINI (eds.). pp.:132-135. *Diseño de espacios verdes sustentables con plantas nativas*. Editorial Albatros. CABA.
- 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)*. Volume 107 Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden. Missouri Botanical Garden Press. St. Louis, Missouri, U.S.A.