



RESCATE DE LA GEÓFITA *ZEPHYRANTHES GILLIESIANA* (AMARYLLIDACEAE): ESTUDIO DE CASO PARA EVALUAR SU CONSERVACIÓN *EX SITU*

RESCUE OF THE GEOPHYTE *ZEPHYRANTHES GILLIESIANA* (AMARYLLIDACEAE): A CASE STUDY TO ASSESS *EX SITU* CONSERVATION

Adriana E. Rovere^{1*}  & Sofia L. Gonzalez¹ 

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

*arovere@comahue-conicet.gob.ar

Citar este artículo

ROVERE, A. E. & S. L. GONZALEZ. 2023. Rescate de la geófito *Zephyranthes gilliesiana* (Amaryllidaceae): estudio de caso para evaluar su conservación *ex situ*. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 315-327.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n3.39704>

SUMMARY

Introduction and aims: In the process of urbanization, fragmentation of environments leads to the loss of habitats and native species diversity. Rescue of plants for *ex situ* conservation can be an early intervention measure after disturbance. We analyzed the effect of soil removal on the population of the bulbous geophyte *Zephyranthes gilliesiana* (Herb.) Nic. García (Amaryllidaceae) and assessed the success of rescuing specimens for *ex situ* conservation.

M&M: In a recently urbanized sector immersed in the steppe east of Bariloche city (Río Negro, Argentina), the frequency, cover, and density of *Z. gilliesiana* plants were calculated and estimated in degraded and undisturbed reference areas. Sixty *Z. gilliesiana* plants were rescued, the depth localization of the bulb was recorded, and the relationship between bulb weight and early survival (60 days after transplanting) was evaluated.

Results: Species richness and vegetation cover were lower in the degraded area than in the reference area. The frequency, cover and density of *Z. gilliesiana* were higher in the degraded area. Survival was 47% in plants with heavier bulbs (25% developed reproductive structures).

Conclusions: We consider that the rescue of *Z. gilliesiana* was successful and its documentation together with the study of agamic and sexual propagation would contribute to generate conservation plans for this species.

KEY WORDS

Biodiversity, bulbs, ornament, Patagonia, steppe, urbanization.

RESUMEN

Introducción y objetivos: En el proceso de urbanización, la fragmentación de ambientes conlleva a la pérdida de hábitats y diversidad de especies nativas. El rescate de plantas para su conservación *ex situ* puede ser una medida de intervención temprana luego de la perturbación. Se analizó el efecto de la remoción de suelo sobre la población de la geófito bulbosa *Zephyranthes gilliesiana* (Herb.) Nic. García (Amaryllidaceae) y se evaluó el éxito del rescate de ejemplares para su conservación *ex situ*.

M&M: En un sector de reciente urbanización inmerso en la estepa al este de la ciudad de Bariloche (Río Negro, Argentina), se calculó la frecuencia y se estimó la cobertura y densidad de *Z. gilliesiana* en áreas degradadas por el movimiento de suelo y áreas de referencia no disturbadas. Se rescataron 60 plantas de *Z. gilliesiana*, se registró la profundidad de ubicación del bulbo, y se evaluó la relación entre el peso del bulbo y la supervivencia temprana (60 días del trasplante).

Resultados: La riqueza de especies y la cobertura de la vegetación fueron menores en el área degradada que en la referencia. La frecuencia, cobertura y densidad de *Z. gilliesiana* fue mayor en el área degradada. La supervivencia fue del 47% en plantas con bulbos de mayor peso (25% desarrolló estructuras reproductivas).

Conclusiones: Consideramos que el rescate de *Z. gilliesiana* fue exitoso y su documentación junto al estudio de la propagación agámica y sexual contribuirían a generar planes de conservación de esta especie.

PALABRAS CLAVE


Biodiversidad, bulbos, estepa, ornamental, Patagonia, urbanización.


Recibido: 15 Dic 2022

Aceptado: 4 Abr 2023

Publicado en línea: 1 Jun 2023

Publicado impreso: 30 Sep 2023

Editores: Nicolás García Berguecio 

& Agostina Sassone 

ISSN versión impresa 0373-580X

ISSN versión on-line 1851-2372

INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad es incompatible con el crecimiento demográfico, la demanda por recursos y la actividad productiva, dada la pérdida del hábitat nativo que estos requieren (Jorquera-Jaramillo et al., 2012), procesos que se han observado en diferentes ciudades de la Patagonia argentina (Rovere et al., 2013). El establecimiento y expansión de los centros urbanos en la Patagonia han estado acompañados de la modificación de la vegetación natural, y su reemplazo por especies ornamentales invasoras (Rovere & Molares, 2012). En consecuencia, la flora de cada ejido municipal va perdiendo rápidamente sus características propias (Margutti et al., 1996).

La ciudad de San Carlos de Bariloche ha tenido un gran crecimiento poblacional en las últimas décadas, se estima que entre los censos de 1991 y 2022 el crecimiento ha sido del 71 % (INDEC, 1991, INDEC, 1991, 2023), lo cual originó un mayor desarrollo urbano, con desmonte de la vegetación nativa para apertura de nuevos caminos o rutas (Rovere et al., 2017). En esta ciudad existe un antecedente exitoso de rescate de geófitas nativas, entre ellas *Chloraea alpina* Poepp., *Eryngium paniculatum* Cav. & Dombey ex F. Delaroché y *Viola maculata* Cav. var. *maculata*, que pudieron ser conservadas *in situ* en remanentes urbanos dentro de un proyecto de parquización inmerso en la estepa (Rovere et al., 2019). En dicha área con vegetación de estepa ubicada al ingreso de la ciudad, en el que se iba a eliminar la vegetación nativa para su reemplazo por césped, se trabajó conjuntamente con la municipalidad y se lograron dos objetivos importantes: conservar parte del hábitat natural y el rescate de plantas nativas (Rovere et al., 2019).

En las geófitas, los brotes de crecimiento se encuentran protegidos bajo el sustrato, siendo componentes importantes de la vegetación en clima de tipo mediterráneo y semi-desértico (Raunkiaer, 1934). Dado que poseen las yemas de renuevo protegidas en órganos subterráneos como bulbos, tubérculos y rizomas (Hoffman et al., 1998; Barthélémy et al., 2008; Gutiérrez, 2008), este biotipo está bien adaptado para superar condiciones climáticas extremas (Cantero et al., 2019). Su capacidad de permanencia a través de

órganos subterráneos permite acciones exitosas de traslocación, siempre que se implanten en hábitats similares a los originales (Laguna, 2014).

Zephyranthes gilliesiana (Herb.) Nic. García es una geófitas frecuente en los claros de los pastizales de estepa del noroeste de la Patagonia, tanto en áreas postfuego como en áreas no quemadas (Ghermandi et al., 2004). Respecto a la delimitación taxonómica de esta especie, algunos autores consideran que *Z. gilliesiana* no es igual a *Z. elwesii* (C.H. Wright) Nic. García (García et al., 2019) y este último sería el nombre correcto para la especie que crece en el Parque Nacional Nahuel Huapi (Ravenna, 1969). En este trabajo se consideran iguales dada la incertidumbre taxonómica en torno a este grupo.

Zephyranthes gilliesiana es una especie frecuente en la vegetación, pero ausente en los bancos de semillas (Ghermandi & Gonzalez, 2009). Dada su estrategia de regeneración a partir de bulbos, las plantas pueden resistir las altas temperaturas durante un incendio (Ghermandi & Gonzalez, 2009; Ghermandi et al., 2013). Se ha documentado que las geófitas nativas aumentaron su cobertura, incluyendo a *Z. gilliesiana* luego de la deposición de ceniza volcánica en pastizales de estepa (Ghermandi & Gonzalez, 2012; Ghermandi et al., 2015). Estos antecedentes exhiben la respuesta de la especie ante distintas perturbaciones naturales o antrópicas.

Zephyranthes gilliesiana pertenece a la subfamilia Amaryllidoideae (Amaryllidaceae), constituida por 60 géneros de zonas cálidas, aunque está presente en zonas templadas de Eurasia, con centros de diversificación en Sudamérica, África subsahariana y el Mediterráneo (Delucchi & Hurrell, 2009). Es considerada una subfamilia cosmopolita, dado que las especies se distribuyen en todo el mundo y muchas son utilizadas en horticultura (Barthélémy et al., 2008). Las amarilidáceas tradicionalmente se han cultivado como flor de corte (Salazar et al., 2019). Varias especies nativas de Chile y Argentina, presentan un gran potencial ornamental en el mercado nacional e internacional debido tanto a sus grandes y coloridas flores (Baeza et al., 2012; Noguera Serrano et al., 2017) que pueden comercializarse como plantas de jardín, en macetas o flores de corte (Baeza et al., 2012), como a la rusticidad y la adaptabilidad a condiciones con ciertas restricciones climáticas y edafológicas (Acosta et al., 2021). Dada sus características, la especie en estudio tiene potencial de ser conservada

(e.g. *ex situ*), siendo este el primer reporte de un ensayo de rescate y trasplante para *Z. gilliesiana*.

El objetivo general de este trabajo es analizar el efecto de la remoción de suelo sobre la población de *Zephyranthes gilliesiana* y evaluar el éxito del rescate de ejemplares para su conservación *ex situ*. Los objetivos específicos son 1) caracterizar la composición de la vegetación, riqueza y cobertura en el área en donde se produjo el movimiento de suelo y en el área aledaña sin disturbar, 2) evaluar y comparar la frecuencia, densidad de individuos y cobertura de *Z. gilliesiana* en ambas áreas y 3) evaluar la profundidad del bulbo en campo, el desarrollo de estructuras reproductivas y la supervivencia temprana de plantas rescatadas en el área degradada a los 60 días.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de San Carlos de Bariloche (41°08' S y 71°18' O) se ubica en el centro del Parque Nacional Nahuel Huapi, y su población actual es de 163.407 habitantes (INDEC, 2023). El área ocupada por el ejido es de 27.470 ha. La región presenta un marcado gradiente de precipitaciones, que varían desde los 800 mm anuales al este hasta los 2000 mm anuales al oeste (Pereyra *et al.*, 2005). El área de estudio abarca aproximadamente 4 ha de estepa, y corresponde al sector donde se emplazará la nueva terminal de ómnibus al este de la ciudad de San Carlos de Bariloche situada en Circunvalación y Esandi, y zonas cercanas donde se realizó el trazado de calles para acceso al predio y áreas de referencia no alteradas (41°09'188" S, 71°15'477" O) (Fig. 1A-C). En el área, se eliminó gran parte de la vegetación, preservando algunos sectores con vegetación arbórea y arbustiva nativa, y se removió la capa superficial del sustrato, a fin de nivelar el terreno. Las áreas denominadas de referencia son áreas aledañas en las cuales no se modificó la vegetación como así tampoco el sustrato. El sitio presenta vegetación nativa característica de estepa, dominada por arbustos xerófilos (*Ephedra chilensis* C. Presl, *Anartrophyllum rigidum* (Gillies ex Hook. & Arn.) Hieron., *Adesmia volckmannii* Phil., *Azorella prolifera* (Cav.) G.M. Plunkett & A.N. Nicolas, *Acaena splendens* Hook & Arn., *Senecio*

bracteolatus Hook & Arn. y *S. filaginoides* DC), gramíneas (*Festuca pallescens* (S.-Yves) Parodi, *F. argentina* (Speg.) Parodi, *Poa ligularis* Nees ex Steud., *P. lanuginosa* Poir, *Pappostipa speciosa* (Trin. & Rupr.) Romasch y *Hordeum comosum* J. Presl), con ejemplares aislados de *Austrocedrus chilensis* (D.Don) Pic. Serm. & Bizzarri, *Discaria chacaye* (G. Don) Tortosa y *Schinus patagonica* (Phil.) I.M. Johnst. ex Cabrera (Ezcurra & Brion, 2005).

Características de la especie

Zephyranthes gilliesiana (= *Rhodophiala mendocina* (Phil.) Ravenna) (García & Meerow, 2020), se conoce por el nombre común de rodofiala amarilla, ajo del diablo (Ezcurra & Brion 2005), azucena del campo, cebolla de la zorra y ñañaña (Ferreyra *et al.*, 2020). La especie es nativa de la región patagónica occidental (Villamil & Testoni, 2012), crece en sitios asoleados, arenosos y áridos, tanto en la alta montaña como en la estepa (Green & Ferreyra, 2012; Ferreyra *et al.*, 2020). Se distribuye en las unidades fitogeográficas del Monte, Espinal y Estepa Patagónica en Argentina (Green & Ferreyra, 2012). Es una especie endémica de Argentina, común, aunque no abundante en una o más de las unidades fitogeográficas de Argentina (categoría 3) (PlanEAR, 2008).

Es una geófita bulbosa (García & Meerow, 2020) con pocas hojas acintadas flácidas de color verde grisáceo (Villamil & Testoni, 2012), de hábito herbáceo (Ezcurra & Brion, 2005), que emerge en primavera y verano (Barthélémy *et al.*, 2008). Sus hojas son casi planas, oblongo-lineares, obtusas, de unos 20 cm de largo, glaucas, dispuestas en dos grupos y extendidas sobre el suelo (Green & Ferreyra, 2012). Las flores se disponen en umbelas sobre un escapo floral largo y erecto (Ferreyra *et al.*, 2020), son grandes, amarillo pálido y no muy vistosas porque permanecen semicerradas (Villamil & Testoni, 2012) (Fig. 2). Presenta polinización entomófila por insectos diurnos de lengua larga, dado que sus flores actinomorfas producen néctar y presentan una corola profunda (Chalcoff *et al.*, 2006).

La especie se ha citado por su valor medicinal (Cantero *et al.*, 2019), sus bulbos se utilizan en medicina popular (Barthélémy *et al.*, 2008). El bulbo posee galantamina, un alcaloide que fue aprobado por la Administración de Alimentos

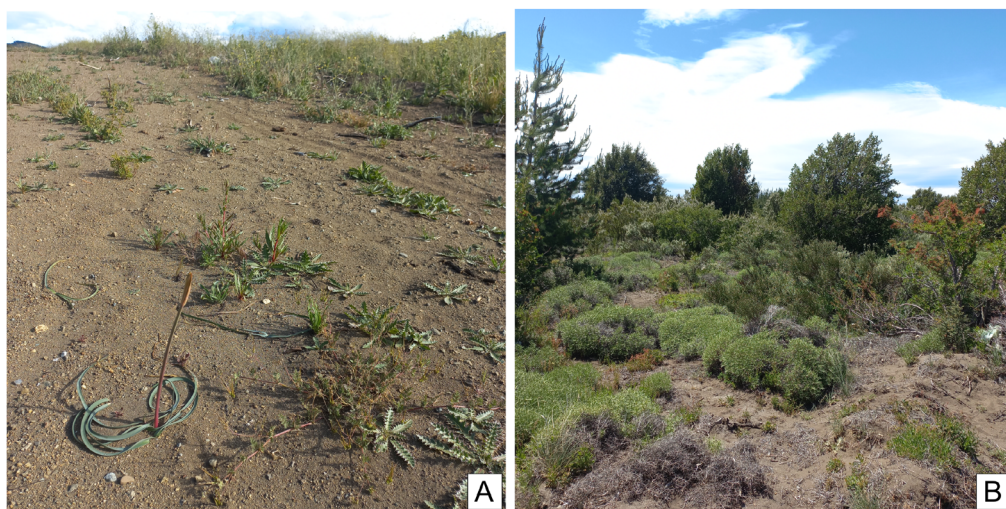
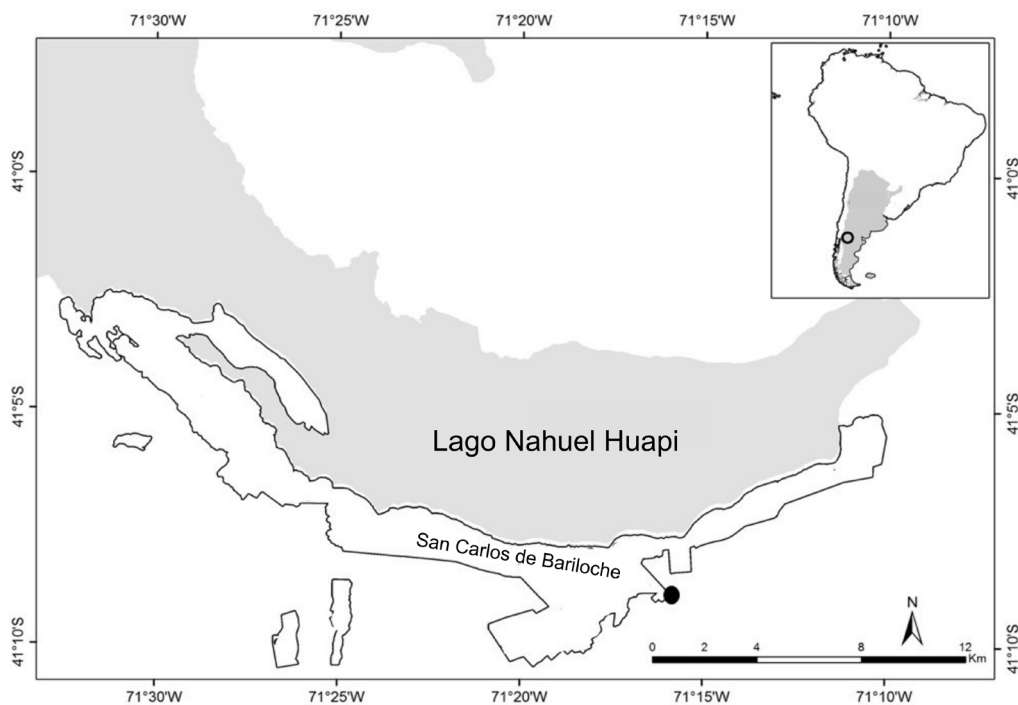


Fig. 1. Ubicación del área de estudio (marcada con un círculo negro). **A:** Área degradada. **B:** Área de referencia.

y Medicamentos de los Estados Unidos para el tratamiento paliativo de la enfermedad de Alzheimer (Bastida *et al.*, 2011). También se ha registrado su uso ornamental (Baeza *et al.*, 2012) y como forrajera en la dieta del guanaco (*Lama guanicoe* Müller) (Candia & Dalmaso, 1995).

Muestreo y análisis de datos

El muestreo se realizó entre septiembre y diciembre de 2022, luego de siete meses de la denudación del sitio, y cuando las plantas fueron visibles dado la emergencia de las primeras hojas. En el área afectada por la urbanización (área



Fig. 2. *Zephyranthes gilliesiana*. **A:** Hojas. **B:** Flores. **C:** Bulbo. Escalas= A: 3 cm; B: 8,7 cm; C: 5,9 cm.

degradada) y en el área aledaña no disturbada (área de referencia) se evaluó la composición, riqueza, diversidad de especies y cobertura total en 25 parcelas cuadradas de 1 m² ubicadas al azar (25 parcelas x 2 áreas = 50 parcelas total). En cada parcela se registraron las especies presentes y se estimó su cobertura con el método de Braun-Blanquet (Newton, 2007). Adicionalmente, todas las especies fuera del cuadrante de muestreo, pero a una distancia menor a 1 m del mismo, fueron registradas como especies presentes en el sitio. Además, se cosechó material para su identificación taxonómica. Los nombres científicos fueron actualizados consultando la base de datos de la flora mundial (<http://www.worldfloraonline.org/>). Para estimar la densidad de individuos de *Z. gilliesiana*, en cada parcela se registró el número de plantas presentes.

Se identificaron y extrajeron con una pala 60 plantas completas de *Z. gilliesiana* a inicios de octubre de 2022 en el área degradada. Para cada planta se registró la profundidad de ubicación del bulbo, y se colocó cada planta inmediatamente en una bolsa de polietileno rotulada, dado que se conoce que la desecación del bulbo es un factor importante que puede afectar la supervivencia de las plantas (Salazar *et al.*, 2019). Todos los bulbos trasplantados eran turgentes y presentaban en la mayoría de los casos un incipiente desarrollo de hojas. En el laboratorio cada planta se pesó (bulbo con hojas), y se registró el número de hojas en desarrollo y su longitud, antes de su plantación en el contenedor experimental. Se estimó el peso de los bulbos rescatados, restando al peso de la planta total, el peso de las hojas. Se midieron y pesaron 43 hojas sueltas

para no dañar las plantas. El contenedor se preparó con 60 cm de sustrato original del área degradada, se ubicó en similares condiciones al hábitat natural, en un área con pleno sol y sin riego artificial, a fin de evaluar la supervivencia de las plantas y monitorear las distintas etapas fenológicas. Los bulbos se plantaron a una profundidad similar a la registrada en su ambiente natural (aproximadamente 15 cm) y los individuos se marcaron para realizar el monitoreo de cada ejemplar. La supervivencia temprana de la parte aérea de la planta o estado vital de las plantas se evaluó a los 60 días del trasplante. Se consideró el estado vital de las hojas, como también del escapo floral de la parte aérea, dado que es frecuente encontrar en el campo plantas con el escapo floral pero sin hojas (Fig. 3). Los individuos se clasificaron como: 1) vivo, aquel con hojas verdes, y desarrollo o no de escapo floral, sin hojas o con hojas secas, pero con desarrollo de escapo floral; 2) muerto, aquel sin hojas o con hojas secas y sin escapo floral. Se registró el número de plantas que desarrollaron flores, y se calculó el desarrollo de estructuras reproductivas como una proporción de las plantas vivas.

Las especies tanto del área degradada como del área de referencia se reunieron en grupos funcionales en base al ciclo y forma de vida: hierbas y gramíneas anuales, hierbas y gramíneas perennes, y subarbustos, arbustos y árboles. Incluimos a *A.*



Fig. 3. Escapo floral sin hojas de *Zephyranthes gilliesiana*. Escala= 11,4 cm.

splendens en el grupo funcional subarbusto, debido a su carácter de leñosa. El número de individuos, la frecuencia (porcentaje de parcelas en las que está presente la especie), la supervivencia de la parte aérea de *Z. gilliesiana* en relación al peso del bulbo, la riqueza promedio total y de especies nativas, y las coberturas totales en el área degradada y en el área de referencia se analizaron con la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (MW). Se utilizó la prueba t-Student para dos muestras para analizar la riqueza promedio de exóticas (Fridley *et al.*, 2011).

El peso del bulbo (g) al momento de recolección de las plantas cuya parte aérea sobrevivió a los 60 días y de las plantas cuya parte aérea murió se asignó a una de las siguientes seis clases de peso: 0-20; 20-40; 40-60; 60-80; 80-100 y 100-120. La comparación entre clases de cada categoría de planta se analizó con una prueba de chi-cuadrado (McHugh, 2013).

RESULTADOS

Características de la vegetación en el área degradada y en el área de referencia

En el área degradada la riqueza total (30) fue menor que en el área de referencia (53). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la riqueza promedio por parcela (área degradada: $3,6 \pm 1,8$; área de referencia: $4,2 \pm 1,7$ ($U = 375$, $P > 0,05$)). La riqueza total de especies exóticas en el área degradada (13) y promedio por parcela ($2,2 \pm 1,6$) fueron mayores que en el área de referencia (riqueza total: 6, riqueza promedio: $0,9 \pm 0,8$ ($t_{25,48} = 3,5$, $P < 0,01$), mientras que la riqueza total y promedio de especies nativas fueron mayores en el área de referencia (riqueza total: 27, riqueza promedio: $3,2 \pm 1,8$) que en el área degradada (riqueza total: 6, riqueza promedio $1,4 \pm 0,6$) ($U = 542$, $P < 0,001$). La cobertura total en el área degradada fue cuatro veces menor que en el área de referencia ($52,7 \pm 23,6$ % versus $11,8 \pm 12,6$ %, $U = 560$, $P < 0,001$). Las hierbas y gramíneas anuales fue el grupo que contribuyó con la mayor cobertura (7,6 %) en el área degradada, representada principalmente por la exótica *Brasica nigra* (L.) W.D.J. Koch, mientras que en el área de referencia fueron los arbustos y árboles (35,9 %), representados principalmente por *Adesmia boronioides* Hook. f. y *Azorella prolifera* (Tabla 1).

Tabla 1. Frecuencia (porcentaje de parcelas) y cobertura (%) de las especies registradas en el área degradada y de referencia. Las especies se agruparon en grupos funcionales y se indicó la familia. *presencia de la especie fuera del cuadro de muestreo. **especie exótica. NI: No identificada.

Especies	Familia	Frecuencia (%)		Cobertura (%)	
		Degradada	Referencia	Degradada	Referencia
Hierbas y gramíneas anuales					
<i>Brassica nigra</i> (L.) W.D.J. Koch**	Brassicaceae	28	4	2,4 (7,7)	0,1 (0,5)
<i>Bromus rigidus</i> Roth**	Poaceae	32		1,5 (3,4)	
<i>Bromus tectorum</i> L.**	Poaceae	24		0,1 (0,2)	
<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.**	Brassicaceae	4	*	0,1 (0,5)	
<i>Carduus nutans</i> L.**	Asteraceae	28	20	1 (2,6)	1,7 (7,5)
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC.**	Brassicaceae	20		0,1 (0,2)	
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton**	Geraniaceae	28	*	1,7 (4,1)	
<i>Holcus lanatus</i> L.**	Poaceae		*		
<i>Microsteris gracilis</i> (Hook.) Greene	Polemoniaceae	*	*		
<i>Oenothera odorata</i> Jacq.	Onagraceae	16	*	0,7 (2,5)	
<i>Tragopogon dubius</i> Scop.**	Asteraceae	*	4		0,02 (0,1)
Total cobertura hierbas y gramíneas anuales				7,6	1,8
Hierbas y gramíneas perennes					
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz & Pav.	Rosaceae		12		0,6 (2,5)
<i>Adesmia corymbosa</i> Clos	Fabaceae		4		0,5 (2,5)
<i>Anemone multifida</i> Poir.**	Ranunculaceae		8		0,6 (2,5)
<i>Astragalus cruckshanksii</i> (Hook. & Arn.) Griseb.	Fabaceae	4	4	0,1 (0,5)	1,5 (7,5)
<i>Calceolaria polyrrhiza</i> Cav.	Calceolariaceae	*	8		0,2 (0,7)
<i>Cerastium arvense</i> L.**			*		
<i>Chloraea alpina</i> Poepp.	Orchidaceae	4	8	0,1 (0,5)	1,3 (4,6)
<i>Dactylis glomerata</i> L.**	Poaceae	*			
<i>Eringium paniculatum</i> Cav. & Dombey ex F. Delaroche	Apiaceae		*		
<i>Euphorbia collina</i> Phil.	Euphorbiaceae	4	4	0,1 (0,5)	0,1 (0,5)
<i>Festuca pallescens</i> (St.Yves) Parodi	Poaceae		24		3,4 (8,7)
<i>Geranium magellanicum</i> Hook. f.	Geraniaceae		*		
<i>Hordeum comosum</i> J. Presl	Poaceae		*		
<i>Hordeum murinum</i> L.**	Poaceae	*			
<i>Hypochaeris radicata</i> L.**	Asteraceae	16	*	0,2 (0,7)	
<i>Mutisia decurrens</i> Cav.	Asteraceae		8		2 (7,8)
<i>Mutisia oligodon</i> Poepp. & Endl.	Asteraceae		*		
<i>Olsynium junceum</i> (E. Mey. ex J. Presl.) Goldbatt	Iridaceae	8	4	0,04 (0,1)	0,1 (0,5)

Especies	Familia	Frecuencia (%)		Cobertura (%)		
		Degradada	Referencia	Degradada	Referencia	
<i>Plantago lanceolata</i> L.**	Plantaginaceae	20	12	0,1 (0,2)	0,3 (0,8)	
<i>Fragaria chilensis</i> (L.) Duchesne ex Weston	Rosaceae		8		0,9 (4)	
<i>Quinchamalium chilense</i> Molina	Shoepfiaceae		8		0,5 (2,5)	
<i>Ranunculus repens</i> L.**	Ranunculaceae	*				
<i>Rumex acetosella</i> L.**	Polygonaceae	8	36	0,6 (2,5)	1,7 (4,1)	
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.**	Asteraceae	4	*	0,1 (0,5)		
<i>Tristagma patagonicum</i> (Baker) Traub	Amaryllidaceae	4	4	0,02 (0,1)	0,02 (0,1)	
<i>Valeriana carnosa</i> Sm.	Caprifoliaceae		4		0,5 (2,5)	
<i>Viola maculata</i> Cav.	Violaceae		*			
<i>Zephyranthes gilliesiana</i> (Herb.) Nic. García	Amaryllidaceae	92	12	2,4 (3,2)	0,2 (0,7)	
Total cobertura hierbas y gramíneas perennes					3,7	14,4
Subarbustos, arbustos y árboles						
<i>Acaena splendens</i> Hook. & Arn.	Rosaceae	8	40	0,2 (0,7)	5,5 (9,8)	
<i>Adesmia boronioides</i> Hook. f.	Fabaceae		36		7,8 (14,1)	
<i>Anarthrophyllum subandinum</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Hieron.	Fabaceae		4		1,5 (7,5)	
<i>Azorella prolifera</i> (Cav.) G.M. Plunkett & A.N. Nicolas	Apiaceae	*	32		7,6 (16,9)	
<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz et Pav.) Pers.	Asteraceae		4		0,02 (0,1)	
<i>Baccharis magellanica</i> (Lam.) Pers.	Asteraceae	*	8		0,6 (2,5)	
<i>Berberis microphylla</i> G. Forst.	Berberidaceae	*	28		4 (8,9)	
<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link**	Fabaceae	4	4	0,02 (0,1)	0,5 (2,5)	
<i>Diostea juncea</i> (Gillies & Hook. ex Hook.) Miers	Verbenaceae		*			
<i>Discaria articulata</i> (Phil.) Miers	Rhamnaceae		20		3,7 (10,7)	
<i>Embothrium coccineum</i> J.R. Forst. & G. Forst.	Proteaceae		*			
<i>Fabiana imbricata</i> Ruiz & Pav.	Solanaceae		*			
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels ex J.F. Macbr.	Proteaceae		*			
<i>Maytenus boaria</i> Molina	Celastraceae		4		0,1 (0,5)	
<i>Maytenus chubutensis</i> (Speg.) Lourteig, O'Donell & Sleumer	Celastraceae		*			
<i>Pinus contorta</i> Douglas ex Loud	Pinaceae		*			
<i>Rosa rubiginosa</i> L.**	Rosaceae	4	12	0,1 (0,5)	2,4 (8,3)	
<i>Schinus patagonica</i> (Phil.) I.M. Johnst. ex Cabrera	Anarcadiaceae		8		0,6 (2,5)	
<i>Senecio filaginoides</i> DC.	Asteraceae		8		1,6 (7,5)	
Total subarbustos, arbustos y árboles					0,3	35,9
Gramínea NI	Poaceae		16		0,6 (2,5)	
Total cobertura					11,8 (12,6)	52,7 (23,6)

Frecuencia, densidad y cobertura de Zephyranthes gilliesiana

Zephyranthes gilliesiana fue la especie más frecuente en el área degradada (92%) (Tabla 1). En el área de referencia las especies más frecuentes fueron el subarbusto *Acaena splendens*, y los arbustos *Adesmia boronioides* y *Azorella prolifera* (entre 32-40%), mientras que *Z. gilliesiana* se encontró en un 12 % (Tabla 1). La densidad de plantas de *Z. gilliesiana* en el área degradada fue 8 veces mayor que en el área de referencia ($1,6 \pm 1 \text{ m}^{-2}$ versus $0,2 \pm 0,6 \text{ m}^{-2}$, $U = 66$, $P < 0,05$). La cobertura de *Z. gilliesiana* fue mayor en el área degradada que en el área de referencia ($U = 62$, $P < 0,001$) (Tabla 1).

Supervivencia temprana de Zephyranthes gilliesiana

Los bulbos de las plantas rescatadas estuvieron

ubicados a una profundidad promedio de $15,5 \pm 0,7$ cm, y pesaron en promedio $31,6 \pm 3,8$ g. La supervivencia temprana de la parte aérea a los 60 días del trasplante fue del 47%. Las plantas que presentaron la parte aérea viva a los 60 días, tuvieron bulbos más pesados ($38,9 \pm 8,8$) al momento de la recolección, que aquellas plantas con la parte aérea muerta ($25,2 \pm 1,4$) ($U = 299$, $P = 0,02$). Las clases de peso de bulbo fueron diferentes entre plantas con parte aérea viva y plantas con parte aérea muerta ($X^2 = 11,8$; $P = 0,04$; Fig. 4). Las plantas con la parte aérea viva presentaron mayor porcentaje de bulbos en las clases 40-60 y 100-120, mientras que las plantas con la parte aérea muerta en las clases 0-20 y 80-100 (Fig. 4). El 25% de las plantas cuya parte aérea sobrevivió desarrolló estructuras reproductivas.

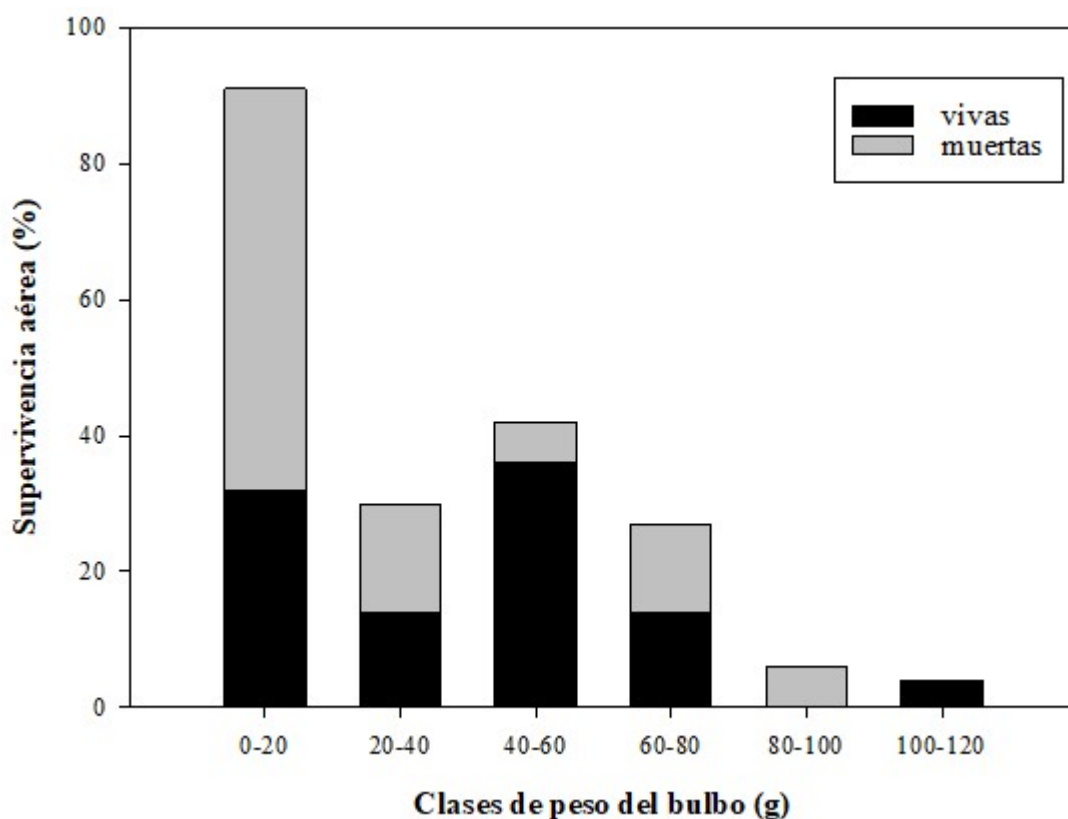


Fig. 4. Supervivencia de la parte aérea de las plantas de *Z. gilliesiana* a los 60 días respecto al peso del bulbo previo al trasplante. El peso del bulbo se repartió en clases. Datos Primarios de investigación: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/197552>

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En el área degradada de este estudio, la frecuencia, cobertura y la densidad de plantas de *Z. gilliesiana* fue mayor que en el área de referencia, lo que pudo deberse a la liberación de los recursos como espacio y luz, así como la reducción de la competencia debido a la remoción de la vegetación. Esta especie se ha encontrado con alta frecuencia en ambientes de estepa postfuego y post caída de cenizas volcánicas (Ghermandi *et al.*, 2004; Ghermandi *et al.*, 2015). Nuestros resultados coinciden con los hábitats documentados para la especie, donde se menciona que crece en ambientes de estepa, con una superficie de suelo desnudo superior al 20% e inferior al 60% (SIB, 2022). La mayor disponibilidad de recursos no solo favoreció el crecimiento de *Z. gilliesiana*, sino la colonización de hierbas anuales oportunistas, en su mayoría exóticas, aumentando la riqueza total de exóticas en el área intervenida. La propagación de exóticas es frecuente en ambientes alterados modificando la relación de riqueza de nativas y exóticas (Richardson *et al.*, 2000).

El momento óptimo para la recolección de bulbos sería en la primavera, con la aparición de las primeras hojas de la especie (Noguera Serrano *et al.*, 2017). La profundidad del bulbo en campo de *Z. gilliesiana* registrado en este trabajo (15 cm) coincide con la registrada para otras especies de la subfamilia. Letelier y Cabello (2013) destacan que el género presenta un bulbo por lo general asentado profundamente en el suelo, y en *Zephyranthes laeta* (Phil.) Nic. García la profundidad del bulbo al ser extraído fue en promedio de 14,9 cm, con valores máximos de 19,3 y mínimos de 10,3 cm. La ubicación profunda de los bulbos de *Z. gilliesiana* en este trabajo, evitó su remoción con los movimientos de suelo producidos en el área, permitiendo su rescate, aunque aquellos bulbos enterrados más superficialmente pudieron haber sido removidos.

Las geófitas ornamentales se encuentran amenazadas a nivel mundial por varios factores entre ellos el cambio climático, sobrepastoreo en los hábitats naturales, cosecha ilegal de bulbos y flores, expansión urbana y construcción de caminos (Hadas, 2009; Hesami *et al.*, 2018; Nazari, 2019) y es por ello que urge el diseño de medidas de conservación (Hoffman *et al.*, 1998; Ravenna *et al.*, 1998). Consecuentemente, las geófitas son objeto habitual

de iniciativas de rescate, que muchas veces incluyen la traslocación, es decir se identifican, extraen y reubican en áreas donde pueden persistir en el paisaje local (McCulloch, 2022). En el sitio de estudio, las condiciones de hábitat cambiaron por el movimiento de suelo abriendo una ventana de oportunidad para la aparición de *Z. gilliesiana*, cuyo profundo bulbo no fue removido. Sin embargo, dicha oportunidad de colonizar y permanecer es efímera dado el propósito a desarrollar en el área.

Considerando el bulbo como órgano de reserva de la planta, la supervivencia temprana de la planta respondió al peso del bulbo, evidenciando mayor supervivencia y desarrollo de estructuras reproductivas para los bulbos más pesados. Se conoce que en otras amarilidáceas la multiplicación vegetativa por bulbos es muy baja y que deben desarrollarse procedimientos apropiados para la conservación *ex situ*, como por ejemplo en bancos de germoplasma (Muñoz *et al.*, 2009). Si bien existen estudios en propagación agámica y reproducción sexual para *Z. gilliesiana* en la provincia de San Juan (Noguera Serrano *et al.*, 2017), constituye un desafío evaluar dichas técnicas a nivel local con poblaciones de la estepa para mantener y reproducir el germoplasma local. Por otro lado, muchas de estas geófitas tienen flores atractivas (Hoffmann, 1989) y el conocimiento de su biología es útil para su cultivo. Para algunas especies de la familia (ej. *Zephyranthes bifida* (Herb.) Nic. García & Meerow) se propone el cultivo en xerojardinería, con bajo requerimiento hídrico y nutricional que las hace aptas para jardines con un uso racional del agua, aspecto importante a fin de mitigar los efectos del cambio climático. Sin embargo, es esencial el desarrollo de protocolos de domesticación, propagación y mejoramiento genético (Facciuto *et al.*, 2021).

Es importante mencionar que las iniciativas de conservación *ex situ*, no pueden significar, en ningún caso, disminuir o reemplazar los esfuerzos por conservar *in situ*, dado que esta última, conserva la diversidad genética, las interrelaciones y los procesos ecológicos y evolutivos, siendo por lo tanto ambas complementarias (León-Lobos *et al.*, 2003).

La problemática ambiental de las urbanizaciones es un tema de creciente interés, en que científicos, técnicos y la población en general deberían trabajar conjuntamente tanto en aspectos de investigación aplicada, como también participar en actividades de planificación urbana y de divulgación (Rovere *et*

al., 2017). Asimismo es un desafío, la conservación y/o enriquecimiento de la flora urbana con especies nativas, a fin de favorecer la conservación de biodiversidad en las ciudades y hacerlas resilientes al cambio climático (Rovere, 2022) y promover el rescate de especies nativas. La Carta orgánica de la Municipalidad de S. C. de Bariloche (2007), instrumento fundamental en la constitución político-legal de la ciudad de Bariloche, menciona la responsabilidad indelegable e irrenunciable de la municipalidad de instrumentar las acciones a fin de “Preservar la flora y la fauna autóctonas, la biodiversidad, los ecosistemas naturales y el suelo orgánico”. Sin embargo, muchas veces las evaluaciones ambientales de los proyectos de desarrollo se enfocan en la flora arbórea. Este estudio permitió generar conocimiento y documentar que es posible el rescate de *Z. gilliesiana*, a fin de que pueda relocalizarse en otro lugar, para conservar la especie como así también su inclusión en proyectos de restauración ecológica. Finalmente, consideramos que es importante documentar el rescate de esta especie bulbosa, tanto para conservar el germoplasma nativo, como así también para generar protocolos para el rescate de otras geófitas nativas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

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

AGRADECIMIENTOS

A Patricia Martínez por su asistencia, y al personal de la Municipalidad de S. C. de Bariloche por la información brindada. Esta investigación fue apoyada por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

DATOS PRIMARIOS DE INVESTIGACIÓN

Se encuentran disponibles en el repositorio institucional del CONICET, <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/197552>

BIBLIOGRAFÍA

- ACOSTA, M. C., M. L. ALCARAZ, R. L. SCARAMUZZINO & V. T. MANFREDA. 2021. Fisiología de la germinación de *Rodophiala bifida*. *FAVE. Secc. Cienc. Agrar.* 20: 159-173. <https://doi:10.14409/fa.v20i1.10256>.
- BAEZA, C., E. RUIZ, F. ALMENDRAS & P. PEÑAILILLO. 2012. Estudio comparativo del cariotipo en especies de *Miltinea* Ravenna, *Phycella* Lindl. y *Rhodophiala* C. Presl (Amaryllidaceae) de Chile. *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo* 44: 193-205.
- BASTIDA, J., S. BERKOV, L. TORRAS, N. B. PIGNI, ... & F. VILADOMAT. 2011. Chemical and biological aspects of Amaryllidaceae alkaloids. In: MUÑOZ-TORRERO, D. (ed.), *Recent Advances in Pharmaceutical Sciences*, pp. 65-100. Transworld Research Network, Kerala.
- BARTHÉLÉMY, D., C. BRION & J. PUNTIERI. 2008. *Plantas de la Patagonia*. Vásquez Mazzini, Buenos Aires.
- CANDIA, R. & A. DALMASSO. 1995. Dieta del guanaco (*Lama guanicoe*) y productividad del pastizal en la reserva la Payunia (Mendoza Argentina). *Multequina* 4: 5-15.
- CANTERO, J. J., C. O. NÚÑEZ, G. L. BERNARDELLO, G. L. MARIOICON, ... & L. ARIZA ESPINAR. 2019. *Las plantas de importancia económica en Argentina*. Editorial UniRío, Córdoba.
- CARTA ORGÁNICA MUNICIPAL DE SAN CARLOS DE BARILOCHE. 2009. [online]. Disponible en: <https://magistraturarn.org.ar/wp-content/uploads/2014/04/San-Carlos-de-Bariloche.pdf> [Acceso: 1 marzo 2023].
- CHALCOFF, V. R., M. A. AIZEN & L. GALETTO. 2006. Nectar concentration and composition of 26 species from the Temperate Forest of South America. *Ann. Bot.* 97: 413-421. <https://doi.org/10.1093/aob/mcj043>
- DELUCCHI, G. & J. HURRELL. 2009. *Amaryllis*. In: HURRELL, J. A. (ed.), *Flora Rioplatense* 3(4). pp. 93-97. Editorial LOLA, CABA.
- EZCURRA, C. & C. BRION. 2005. *Plantas del Nahuel Huapi. Catálogo de la Flora Vasculare del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina*. Universidad Nacional del Comahue-Red Latinoamericana de Botánica, Bariloche.
- FACCIUTO, G., A. COVIELLA & V. BUGALLO. 2021. Biología reproductiva de *Rhodophia*

- bifida* (Amaryllidaceae): aspectos de aplicación en el mejoramiento genético. *FAVE. Secc. Cienc. Agrar.* 20: 147-157. <https://doi.org/10.14409/fa.v20i1.10255>
- FERREYRA, M., C. EZCURRA & S. CLAYTON. 2020. *Flores de Alta Montaña de los Andes Patagónicos*. Editorial LOLA, CABA.
- FRIDLEY, J. D., J. P. GRIME, A. P. ASKEW, B. MOSER & C. J. STEVENS. 2011. Soil heterogeneity buffers community response to climate change in species-rich grassland. *Glob. Chang. Biol.* 17: 2002-2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02347.x>
- GARCÍA, N., A. MEEROW, S. ARROYO-LEUENBERGER, R. OLIVEIRA, ... & W. JUDD. 2019. Generic classification of Amaryllidaceae tribe Hippeastreae. *Taxon* 68: 481-498. <https://doi.org/10.1002/tax.12062>.
- GARCÍA, N. & A. W. MEEROW. 2020. Corrigendum to: García & al., Generic classification of Amaryllidaceae tribe Hippeastreae [in *Taxon* 68: 481-498. 2019]. *Taxon* 69: 208-209. <https://doi.org/10.1002/tax.12208>.
- GHERMANDI, L. & S. GONZALEZ. 2009. Diversity and functional groups dynamics affected by drought and fire in Patagonia grasslands. *Ecoscience* 16: 408-417. <https://doi.org/10.2980/16-3-3264>
- GHERMANDI, L. & S. GONZALEZ. 2012. Observaciones tempranas de la deposición de ceniza por la erupción volcánica del Cordón Caulle y sus consecuencias sobre la vegetación de la estepa del NO de la Patagonia. *Ecología Austral* 22: 144-149.
- GHERMANDI, L., GONZALEZ, S., J. FRANZESE & F. ODDI. 2015. Effects of volcanic ash deposition on the early recovery of gap vegetation in Northwestern Patagonian steppes. *J. Arid Environ.* 122: 154-160. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.020>
- GHERMANDI, L., S. GONZALEZ, M. N. LESCANO & F. ODDI. 2013. Effects of fire severity on early recovery of Patagonian steppes. *Int. J. Wildland Fire* 22: 1055-1062. <https://doi.org/10.1071/WF12198>
- GHERMANDI, L., N. GUTHMANN & D. BRAN. 2004. Early postfire succession in northwestern Patagonia grasslands. *J. Veg. Sci.* 15: 67-76. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02238.x>
- GREEN, L. & M. FERREYRA. 2012. *Flores de la estepa patagónica*. Vázquez Manzuzini Editores, Buenos Aires.
- GUTIÉRREZ, J. R. 2008. El desierto florido en la región de atacama. In: SQUEO, F. A., J. R. ARANCIO & J. R. GUTIERREZ (eds.), *Libro rojo de la flora nativa y de los sitios prioritarios para su conservación; región de atacama*. pp. 285-291. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena.
- HADAS, R., R. KAMENETSKY & O. FRAGMAN-SAPIR. 2009. *Ex-situ* conservation of Israel's native geophytes-Source for development of new ornamental crops. *Isr. J. Plant Sci.* 57: 277-285. <https://doi.org/10.1560/IJPS.57.4.277>
- HESAMI, M., R. NADERI, M. YOOSEFZADEH-NAJAFABADI & M. MALEKI. 2018. *In vitro* culture as a powerful method for conserving Iranian ornamental geophytes. *Biotechnol.* 99: 73-81. <https://doi.org/10.5114/bta.2018.73563>
- HOFFMANN, A. E. 1989. Sinopsis taxonómica de las geófitas monocotiledóneas chilenas y su estado de conservación. In: BENOIT, I. (ed.), *Libro rojo de la flora terrestre de Chile*. pp. 147-157. CONAF, Santiago.
- HOFFMANN, A. J., F. LIBERONA & A. E. HOFFMANN. 1998. Distribution and ecology of geophytes in Chile. Conservation threats to geophytes in mediterranean-type regions. In: RUNDEL, P.W., G. MONTENEGRO & F. M. JAKSIC (eds.), *Landscape degradation and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*, pp. 231-253. Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-662-03543-6_13
- INDEC. 1991. Censo nacional de población, hogares y viviendas 1991 [online]. Disponible en: <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-136> [Acceso: 1 marzo 2023].
- INDEC. 2023. Censo nacional de población, hogares y viviendas 2022: resultados provisionales [online]. Disponible en: https://www.indec.gob.ar/ftp/cuadros/poblacion/cnphv2022_resultados_provisionales.pdf [Acceso: 1 marzo 2023].
- JORQUERA-JARAMILLO, C., J. M. ALONSO VEGA, J. ABURTO, K. MARTÍNEZ-TILLERÍA, ... & F. A. SQUEO. 2012. Conservación de la biodiversidad en Chile: Nuevos desafíos y oportunidades en ecosistemas terrestres y marinos costeros. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 85: 267-280. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2012000300002>
- LAGUNA, E. 2014. Experiencias de restauración de hábitats en la Comunidad Valenciana [online]. Disponible en: <https://docplayer.es/134353358-Simposio-experiencias-de-restauracion-de-habitats-y-conservacion-de-la-biodiversidad.html> [Acceso: 12 octubre 2022].
- LEÓN-LOBOS, P., M. WAY, H. PRITCHARD, A. MOREIRA-MUÑOZ, ... & F. CASADO. 2003.

- Conservación *ex situ* de la flora de Chile en banco de semillas. *Chloris Chilensis* 6(1).
- LETELIER, P. & A. CABELLO. 2013. Descripción de bulbos y hojas de *Rhodophiala tiltilensis* (Traub & Moldenke) Traub, y propagación vegetativa. *Rev. Chagual* 11: 72-78.
- MARGUTTI, L., E. RAFFAELE & E. H. RAPOPORT. 1996. Bariloche alguno de sus problemas ambientales. *Rev. Soc. Nat. Andino Patagónica* 1: 3-27.
- MCCULLOCH, D. 2012. Braklaagte Solar PV facility plant rescue and protection plan. *African J. Bot.* 79: 148-158.
- MCHUGH, M. L. 2013. The chi-square test of independence. *Biochem. Medica* 23: 143-149. <https://doi.org/10.11613/BM.2013.018>
- MCKINNEY, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127: 247-260. <https://doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- MUÑOZ, M., P. SEEMANN, G. JARA & R. RIEGEL. 2009. Influence of vessel type, physical state of medium and temporary immersion on the micropropagation of three *Rhodophiala* species. *Chil. J. Agric. Res.* 69: 581-587. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392009000400014>
- NAZARI, F. 2019. Propagation of endemic and endangered *Sternbergia lutea* with a high ornamental value by bulb chipping and plant growth regulators. *Acta Sci. Pol. Hortorum Cultus*, 18: 123-131.
- NEWTON, A. C. 2007. *Forest ecology and conservation. A handbook of techniques*. University Press, Oxford. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198567448.001.0001>
- NOGUERASERRANO, S. P., J. D. ZARAGOZAPUCHOL & G. E. FERESIN. 2017. Estudio para la propagación (agámica y sexual) de *Rhodophiala mendocina* (Phil.) Ravenna. *Rev. Horticultura Argentina* 36: 6-18.
- PATAKI, D. E. 2015. Grand challenges in urban ecology. *Front. Ecol. Evol.* 3, 57. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00057>
- PEREYRA, F., J. ALBERTONI, C. BRÉARD, S. CAVALIARO, ... & C. WILSON, C. 2005. Estudio Geo científico aplicado al Ordenamiento Territorial: S. C. de Bariloche. SEGEMAR. *An. Inst. Geol. y Rec. Min.* 42: 1-140.
- PlanEAR. 2008. *Rhodophiala mendocina* (Phil.) Ravenna [online]. Disponible en: planear.org/index.php?item=especie&accion=ver_ficha&id=30165 [Acceso: 12 diciembre 2022].
- RAUNKIAER, C. 1934. *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*. Clarendon Press, Oxford.
- RAVENNA, P.F. 1969. Amaryllidaceae. En: CORREA, M. N. (ed.), *Flora Patagónica. Parte II*, pp. 152-164. INTA, Buenos Aires.
- RAVENNA, P., S. TEILLIER, J. MACAYA, R. RODRÍGUEZ & O. ZÖLLNER. 1998. Categorías de conservación de las plantas bulbosas nativas de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat.* 47: 47-68.
- RICHARDSON, D. M., P. PYSEK, M. REJMÁNEX, M. G. BARBOUR, ... & C. J. WEST. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6: 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- 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: 1-14. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n3.37477>.
- 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., S. MOLARES, G. CHICHIZOLA, M. RIAT & L. RONCALLO. 2017. Diferentes enfoques de conservación y restauración en el éjido de San Carlos de Bariloche. *III Congreso Argentino de Ecología de Paisaje*: 90-94.
- 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.
- SALAZAR, C., F. LANDEROS, E. BUSTOS, P. BRAVO, C. PÉREZ, ... & M. URIBE. 2019. Propagation and bulblet enhancement of *Rhodophiala pratensis* from seeds germinated *in vitro*. *Cienc. Inv. Agr.* 46: 12-22. <http://dx.doi.org/10.7764/rcia.v46i1.1847>.
- SIB. 2022. Sistema de Información de Biodiversidad [online]. Disponible en: <https://sib.gob.ar/especies/rhodophiala-mendocina> [Acceso: 12 diciembre 2022].
- VILLAMIL, C.B. & D. TESTONI. 2012. *La flora del Parque Nacional Laguna Blanca*. Patagonia Argentina. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

