



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

**ECOLOGÍA DE LA RESTAURACIÓN EN ÁREAS DEGRADADAS POR OBRAS
VIALES EN EL NOROESTE PATAGÓNICO**

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctora en Biología



Lic. Giselle Ailin Chichizola
Directora: Dra. Adriana Edit Rovere
Codirectora: Dra. Sofía Laura Gonzalez

2022

RESUMEN

Las obras de infraestructura de transporte lineal, como las rutas, presentan importantes impactos en los ecosistemas y desafíos a resolver, como la pérdida de cobertura vegetal y suelo, la introducción e invasión de especies exóticas, la modificación de las geoformas, y la alteración del valor estético y paisajístico. En la construcción de rutas y caminos, se generan taludes producto de los movimientos de suelo para nivelar la cota entre la rasante de la obra vial y la topografía natural. En los taludes de desmonte se decapita el terreno, dado que la rasante de la explanación de la ruta se sitúa por debajo de la cota del nivel natural del terreno. Además, estos taludes ponen en riesgo la seguridad de personas y vehículos, ante posibles derrumbes. Por ello es prioritario, desarrollar técnicas de rehabilitación para la revegetación de los taludes, que se fundamenten en datos ecológicos sobre la colonización de la vegetación en estas áreas degradadas y de las áreas de referencia aledañas. Ahondar en la ecología de la restauración en las comunidades que atraviesan los caminos, otorga información para la elaboración de técnicas de rehabilitación específicas, a la vez que permiten mantener la diversidad de ambientes y biodiversidad que estos albergan. El objetivo general fue evaluar aspectos ecológicos que permitan generar conocimiento para la rehabilitación en taludes de desmonte originados por obras viales en el noroeste Patagónico. Esta tesis se llevó a cabo en cinco comunidades: estepa, matorral de *Nothofagus antarctica* (ñire), bosque de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera), bosque de *N. dombeyi* (coihue), y bosque de *N. pumilio* (lenga); donde se evaluaron las condiciones físicas del sustrato, composición, abundancia y grupos funcionales de las especies de la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR). También se evaluaron los requerimientos pre-germinativos de un grupo de especies nativas para poner a prueba la existencia de mecanismos de dormancia. Finalmente se estudiaron los rasgos eco-morfológicos de las especies nativas, que facilitan la colonización y establecimiento de la vegetación en áreas degradadas. Las características físicas de los sustratos fueron similares en las diferentes comunidades. En los TD la compactación y la cobertura de sustrato desnudo fueron mayores que en las AR, con texturas mayoritariamente franco-arenosas en los TD y areno-francosas en las AR. Respecto a la vegetación, en la estepa se registraron 60 especies, siendo la cobertura de los TD menor que en las AR, predominando en ambos hierbas y gramíneas perennes. En los TD predominaron las especies *Rumex acetosella* (invasora) y *Acaena splendens* (nativa). En el banco de semillas (BS) no se observaron diferencias en la composición de especies y en la densidad de semillas entre los TD y las AR. En el matorral se registraron 72 especies, siendo la cobertura de la vegetación en los TD menor que en AR, observándose en los TD alta cobertura de hierbas y gramíneas perennes (nativas: *Acaena*

pinnatifida, *Anemone multifida*; invasoras: *R. acetosella*) y arbustos (nativas: *Baccharis magellanica*, *Berberis microphylla*). En las AR predominaron las hierbas y gramíneas perennes (nativa: *A. pinnatifida*, invasora: *Agrostis capillaris*). El BS de los TD fue menos rico en especies y densidad de semillas que las AR. En el bosque de ciprés se registraron 92 especies. En los TD la cobertura de la vegetación fue menor que en las AR. Las hierbas y gramíneas perennes y arbustos tuvieron la más alta cobertura en los TD y las AR. En los TD las especies predominantes fueron las nativas *A. pinnatifida*, *Baccharis rhomboidalis* y la invasora *A. capillaris*. En las AR las especies predominantes fueron las nativas *Vicia nigricans*, *Carex andina* y *B. rhomboidalis*. En el BS la riqueza de especies y la densidad total de semillas fueron similares entre los TD y las AR. En el bosque de coihue, se registraron 69 especies, siendo la cobertura de la vegetación en los TD menor que en las AR. La cobertura de arbustos fue la más alta en los TD y las AR, predominando en los TD las especies nativas *Aristotelia chilensis* y *Chusquea culeou*, mientras que en las AR las nativas *Maytenus chubutensis* y *C. culeou*. En el BS la riqueza de especies y la densidad total de semillas fueron similares entre los TD y las AR. En el bosque de lenga, se registraron 56 especies, siendo la cobertura de la vegetación menor en los TD que en las AR. La cobertura de hierbas y gramíneas perennes y arbustos fue menor en los TD que en las AR. En los TD predominaron las nativas *Alstroemeria aurea*, *Berberis serratodentata* y *B. microphylla*; y en las AR las nativas *A. aurea* y *Ribes magellanicum*. Con respecto al BS en los TD se encontró una menor riqueza y densidad de semillas que en las AR. Mediante los ensayos de germinación fue posible identificar especies con algún tipo de dormición, ya sea fisiológica o física (ej. *A. pinnatifida*, *A. multifida*, *Grindelia anethifolia*, *Phacelia secunda*, *Haplopappus glutinosus* y *A. splendens*), y otras que no presentaron dormición (*Acaena magellanica*, *Acaena ovalifolia*, *Baccharis linearis*, *Eryngium paniculatum* y *Oenothera odorata*). Respecto a los rasgos eco-morfológicos adecuados para la revegetación de TD de las especies nativas colonizadoras, se destacan las especies *A. splendens*, *B. magellanica*, *B. microphyla* y *H. glutinosus*. Se concluye que los taludes viales de desmonte son áreas con baja cobertura de vegetación, siendo necesario una adecuada rehabilitación que incluya la revegetación de los mismos, con especies propias nativas adaptadas al lugar. Si bien existe un banco de propágulos de especies nativas en los taludes, no siempre el mismo se expresa naturalmente. Es necesario reintroducir especies nativas, y controlar las especies invasoras, priorizando las especies que ya naturalmente colonizan áreas degradadas e ir enriqueciendo con otras nativas presentes en áreas aledañas. Con los resultados obtenidos se realizaron una serie de posibles propuestas de rehabilitación para la implementación de prácticas activas que permitan la revegetación de taludes viales en la región en futuros trabajos.

Este trabajo de tesis doctoral, es un aporte a la ecología de la restauración de taludes, resultados que sin duda van a favorecer la toma de decisiones para la rehabilitación de taludes viales del noroeste patagónico.

SUMMARY

The construction of linear transport structures like roadways has a considerable impact on ecosystems and presents many challenges, such as the loss of plant and soil cover, introduction and invasion of exotic species, and modification of geofoms and the aesthetic value of the landscape. When constructing highways and roads, slopes are formed due to the movement of soil to even the level between the roadway and the natural topography. Overlying material is removed from the road slopes, since the surface level of the roadway lies lower than the natural level of the land. These slopes can constitute a hazard, putting people and vehicles at risk through possible landslides. For this reason the development of rehabilitation techniques for revegetation of these slopes is a priority: these techniques should be based on ecological data of plant colonisation of degraded areas and nearby reference areas. Investigation into restoration ecology in the communities that the roads pass through will provide information on specific rehabilitation techniques, and at the same time make it possible to maintain the diversity of environments and the biodiversity they contain. The general objective was to evaluate ecological aspects that could be useful in the rehabilitation of road slopes generated by roadworks in northwest Patagonia. This work was carried out in five communities: steppe, *Nothofagus antarctica* (ñire) shrubland, *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera) forest, *N. dombeyi* (coihue) forest, and *N. pumilio* (lenga) forest. We assessed the physical conditions of the substrate, and the composition, abundance and functional groups of the plant species and seed banks of the road slopes (RS) and the reference areas (RA). We also evaluated the pre-germination requirements of a group of native species to test for the presence of seed dormancy mechanisms. Finally, we studied the eco-morphological traits of native species that facilitate the colonisation and establishment of vegetation in degraded areas. The physical characteristics of the substrates were similar in the different communities. In the RS, soil compaction and the cover of bare soil were greater than in the RA, with mainly sandy-loam texture in the RS and loamy-sand in the RA. With regard to vegetation, 60 species were recorded in the steppe community, the cover in RS being lower than in RA, with perennial herbs and grasses predominating in both areas. In RS the dominant species were *Rumex acetosella* (invasive) and *Acaena splendens* (native). In the seedbank (SB) no differences were observed between RS and RA in species composition or seed density. In the ñire shrubland 72 species were recorded, vegetation cover in RS being lower than in RA; in RS we observed a high level of cover of perennial herbs and grasses (native species: *Acaena pinnatifida* and *Anemone multifida*; invasive species: *R. acetosella*) and shrubs (native species: *Baccharis magellanica* and *Berberis microphylla*). In RA perennial herbs and grasses predominated (*A. pinnatifida* and invasive

Agrostis capillaris). The SB of RS had lower species richness and seed density than RA. In the ciprés forest 92 species were registered. Plant cover was lower in RS than in RA. Shrubs and perennial herbs and grasses presented the highest cover in both RS and RA. The predominant species in RS were the native *A. pinnatifida* and *Baccharis rhomboidalis*, and the invasive *A. capillaris*, whereas in RA the native *Vicia nigricans*, *Carex andina* and *B. rhomboidalis* predominated. In the SB, species richness and total seed density were similar in RS and RA. In the coihue forest 69 species were recorded, and plant cover in RS was lower than in RA. In both RS and RA, shrubs presented the highest cover. In RS the predominant species were the native *Aristotelia chilensis* and *Chusquea culeou*, whereas in RA the native *Maytenus chubutensis* and *C. culeou* predominated. Species richness and total seed density of the SB were similar in RS and RA. In the lenga forest 56 species were recorded, and plant cover was lower in RS than in RA. The cover of shrubs and perennial herbs and grasses was lower in RS than in RA. The predominant species in RS were the native *Alstroemeria aurea*, *Berberis serratodentata* and *B. microphylla*, and in RA, the native *A. aurea* and *Ribes magellanicum*. The SB of RS presented lower species richness and seed density of than that of RA. Through germination assays we identified species presenting some kind of seed dormancy, whether physiological or physical (e.g., *A. pinnatifida*, *A. multifida*, *Grindelia anethifolia*, *Phacelia secunda*, *Haplopappus glutinosus* and *A. splendens*) and others presenting no dormancy (*Acaena magellanica*, *Acaena ovalifolia*, *Baccharis linearis*, *Eryngium paniculatum* and *Oenothera odorata*). With regard to the eco-morphological traits suitable for revegetation of TD of the native colonising plants, the outstanding features were: *A. splendens*, *B. magellanica*, *B. microphylla* and *H. glutinosus*. We conclude that the road slopes constitute areas of low plant cover and that rehabilitation is therefore necessary, including revegetation of these slopes with native species adapted to the area. Although a bank of propagules of native species does exist on the slopes, they do not always grow naturally. It is necessary to reintroduce native species and control invasive species, giving priority to species that already colonise degraded areas naturally, and gradually enrich the species with other native plants from nearby areas. From these results a series of possible proposals of rehabilitation were drawn up, for the implementation of active practices that could be suitable for the revegetation of road slopes in the region in future works. This doctoral thesis contributes information on the restoration ecology of road slopes, and the results will aid decision-making related to the rehabilitation of road slopes in northwest Patagonia.

AGRADECIMIENTOS

A CONICET por otorgarme el financiamiento para realizar el doctorado. Al INIBIOMA y la Universidad Nacional del Comahue, por proporcionar el lugar de trabajo.

A mis directoras Dra. Adriana E. Rovere y Dra. Sofía L. Gonzalez, por su inmensa calidad humana, paciencia y por todo el conocimiento que pude aprender de ellas en todos estos años. Me hicieron crecer como profesional y como persona.

A la Administración del parque Nacional Nahuel Huapi, por otorgarme los permisos para realizar los muestreos de campo.

A Emiliano, el amor de mi vida, mi mundo. Gracias por el apoyo, el ánimo, y toda la ayuda siempre. Te amo.

A Luis G. Acosta Vargas por su ayuda de campo. A Silvina A. Hruby y Valeria Miranda por su ayuda de laboratorio.

A Soledad Vazquez, por su amistad, por llevarme al campo, por darme una mano con la estadística, por siempre estar cuando la necesitaba, por sus charlas y ricos mates.

A Lucía B. Zamora, por la ayuda con R y la estadística, gracias por responder cada mail y mensaje.

A mis amigas y compañeras: Flor Baudino, Marina Strelin, Ivon Pelliza, Meli Chamorro, Coli Guido, Belén Yossen y Maricel Graña Grilli. Gracias por hacer de mi lugar de trabajo un hogar.

A la Dra. Cecilia Ezcurra y a el Dr. Aníbal Prina, por ayudarme con la identificación de plantas y por su calidez humana. Especial agradecimiento a Cecilia por ser excelente docente y una maravillosa persona, “Plantas Vasculares” fue sin duda la materia que más disfruté.

A las compañeras y compañeros de Ecotono, a todas y todos ellos que hicieron del día de trabajo una alegría, de las y los que pude aprender, compartí risas, charlas, mates y hasta discusiones. Gracias por ser una gran familia.

A mis hermanos Flor y José (del corazón), por darme alegría, y por contenerme en momentos difíciles. A mi familia, especialmente a mi papucho Ricardo, por creer en mí. A Dani y Manu, por inyectarme esa dosis de Rock and Roll y sacarme de mi ñoñez ¡Las y Los amo!

¡Infinitas Gracias!

La mayoría de las gaviotas no se molestaban en aprender sino las normas de vuelo más elementales: cómo ir y volver entre playa y comida. Para la mayoría de las gaviotas, no es volar lo que importaba, sino comer. Para esta gaviota, sin embargo, no era comer lo que importaba, sino volar.

Más que nada en el mundo, Juan Salvador Gaviota amaba volar...

Richard Bach, 1983.

ÍNDICE

RESUMEN.....	i
SUMMARY	iv
AGRADECIMIENTOS	vi
ÍNDICE	viii
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1.1. Disturbios y taludes: las obras viales como disturbio	2
1.1.2. Restauración ecológica y ecología de la restauración	4
1.1.3. Ecología de la restauración y su enfoque a escala regional	9
1.2. OBJETIVO GENERAL, OBJETIVOS EPECÍFICOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS	12
1.2.1. Objetivo general	12
1.2.2. Objetivos específicos.....	12
1.3. ÁREA DE ESTUDIO	14
1.3.1 Sitios de muestreo	20
CAPÍTULO 2. SUSTRATO, VEGETACIÓN Y BANCO DE SEMILLAS EN TALUDES VIALES Y ÁREAS DE REFERENCIA.....	22
2.1. INTRODUCCIÓN.....	23
2.1.1. Efectos de la construcción de rutas sobre el sustrato de taludes	23
2.1.2. Colonización natural en taludes viales	24
2.1.3. Banco de semillas y su rol potencial en la colonización de taludes	25
2.1.4. Grupos funcionales en taludes viales y áreas de referencia	26
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES.....	26
2.2.1. Objetivos específicos.....	26
2.2.2. Hipótesis y predicciones.....	27
2.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	28
2.3.1. Área de estudio.....	28
2.3.2. Evaluación y análisis de las características del sustrato.....	29
2.3.3. Evaluación de la vegetación	32
2.3.4. Evaluación del banco de semillas.....	32
2.3.5. Análisis de datos.....	33
2.3.5.1 Condiciones físicas del sustrato	33

2.3.5.2 Evaluación de la vegetación y el banco de semillas.....	34
2.4. RESULTADOS	38
2.4.1. Características del sustrato	38
2.4.2. Vegetación y banco de semillas de la estepa.....	44
2.4.3. Vegetación y banco de semillas del matorral de <i>Nothofagus antarctica</i>	52
2.4.4. Vegetación y banco de semillas del bosque de <i>Austrocedrus chilensis</i>	63
2.4.5. Vegetación y banco de semillas del bosque de <i>Nothofagus dombeyi</i>	74
2.4.6. Vegetación y banco de semillas del bosque de <i>Nothofagus pumilio</i>	84
2.4.7. Grupos funcionales de los taludes entre ambientes.....	93
2.5. DISCUSIÓN	93
2.5.1. Propiedades físicas del sustrato.....	93
2.5.2. Características de la vegetación y banco de semillas	97
2.5.3. Análisis y discusión de las principales diferencias entre ambientes	104
2.6. CONCLUSIONES.....	105
CAPÍTULO 3. ENSAYOS DE GERMINACIÓN	107
3.1. INTRODUCCIÓN.....	108
3.1.1. Revegetación a partir de semillas.....	108
3.1.2. Técnicas de revegetación a partir de semillas	108
3.1.3. Dormancia de las semillas.....	109
3.1.4. Métodos de ruptura de la dormancia	110
3.2. OBJETIVO ESPECÍFICO, HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN.....	111
3.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	111
3.3.1. Especies estudiadas	111
3.3.2. Procesado de semillas en laboratorio	114
3.3.3. Ensayos de germinación.....	114
3.3.4. Análisis de datos.....	116
3.4. RESULTADOS	117
3.4.1. <i>Acaena magellanica</i>	117
3.4.2. <i>Acaena ovalifolia</i>	117
3.4.3. <i>Acaena pinnatifida</i>	118
3.4.4. <i>Acaena splendens</i>	119
3.4.5. <i>Anemone multifida</i>	119
3.4.6. <i>Baccharis linearis</i>	120
3.4.7. <i>Eryngium paniculatum</i>	120

3.4.8.	<i>Grindelia anethifolia</i>	121
3.4.9.	<i>Haplopappus glutinosus</i>	122
3.4.10.	<i>Oenothera odorata</i>	122
3.4.11.	<i>Phacelia secunda</i>	123
3.4.12.	Análisis de ordenamiento de especies	136
3.5.	DISCUSIÓN	138
3.5.1.	Especies con semillas sin dormancia	139
3.5.2.	Especies con semillas dormantes	142
3.6.	CONCLUSIONES	146
CAPÍTULO 4. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESPECIES NATIVAS BASADOS EN RASGOS ECO-MORFOLÓGICOS PARA LA REHABILITACIÓN DE TALUDES		148
4.1.	INTRODUCCIÓN	149
4.1.1.	Degradación del ecosistema y revegetación espontánea en los taludes	149
4.1.2.	Selección de plantas nativas para la restauración de taludes viales	150
4.1.3.	Procesos ecológicos y rasgos funcionales de las especies de los taludes.....	151
4.1.4.	Ideotipo para la restauración de taludes viales	154
4.2.	OBJETIVO ESPECÍFICO, HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN	155
4.3.	MATERIALES Y MÉTODOS	155
4.3.1.	Selección de especies	155
4.3.2.	Metodología de trabajo de campo	158
4.3.3.	Metodología para la determinación de rasgos eco-morfológicos.....	158
4.3.4.	Criterios de ordenación de especies según el valor de los rasgos eco- morfológicos	161
4.4.	RESULTADOS	161
4.4.1.	Rasgos eco-morfológicos de las especies nativas seleccionadas	161
4.4.2.	Selección de especies según rasgos eco-morfológicos para la restauración de taludes.....	164
4.5.	DISCUSIÓN	166
4.5.1.	Rasgos eco-morfológicos de las especies seleccionadas.....	166
4.5.2.	Selección de especies según rasgos eco-morfológicos para la restauración de taludes... ..	172
4.6.	CONCLUSIONES	174
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES Y PROPUESTAS DE REHABILITACIÓN		176

5.1. ECOLOGÍA DE LA RESTAURACIÓN PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE PRÁCTICAS	177
5.2. PROPUESTAS DE REHABILITACIÓN PARA TALUDES VIALES	180
5.3. CONCLUSIONES FINALES	184
APÉNDICES	187
APÉNDICE I.....	188
I.1 Test <i>a posteriori</i> para la pedregosidad del sustrato	188
I.2 Test <i>a posteriori</i> para el porcentaje de humedad del sustrato	190
APÉNDICE II.....	192
II.1 Ubicación y fecha de la cosecha de semillas para ensayos de germinación.	192
II.2 Dimensiones, peso y forma de los propágulos de las especies de los ensayos de germinación.....	194
BIBLIOGRAFÍA.....	196
TRABAJOS DE RESPALDO.....	233

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

1.1.1. Disturbios y taludes: las obras viales como disturbio

Se define como disturbio a cualquier evento espacial y temporalmente discreto que altera la estructura del ecosistema, la comunidad o una población, y modifica los recursos, el sustrato o el ambiente físico (White y Pickett 1985). Los disturbios pueden ser producidos por actividades humanas (ej. tala, pastoreo, incendios, cambio en el uso de la tierra, construcciones) o ser de origen natural (ej. derrumbes, inundaciones, incendios, tormentas, erupciones volcánicas). El trazado de rutas en obras de infraestructura vial o de transporte, constituye un disturbio antrópico dado que es producido por actividades humanas. Las rutas son elementos intrusivos en el paisaje que generan diferentes impactos (Mola *et al.* 2011).

En las infraestructuras de transporte lineales, como las rutas y caminos, donde la dimensión longitudinal es más extensa que las demás, se presentan importantes impactos y desafíos a resolver (Balaguer *et al.* 2011). Entre ellos: (I) generan corredores que a su vez son obstáculos para el cruce de animales; (II) atraviesan ecosistemas con diferentes jurisdicciones o legislaciones aplicables y (III) generan cambios en el uso de la tierra y su propiedad. Los impactos generados con la creación de rutas y caminos pueden ser directos o indirectos. Los impactos directos comprenden la pérdida de la cubierta vegetal y del suelo original con sus propiedades biológicas (Balaguer *et al.* 2011, Tongway y Ludwing 2011), y/o la introducción e invasión de especies exóticas (Valladares *et al.* 2011). Entre los impactos indirectos se encuentran la mortalidad de animales por colisiones con vehículos, el efecto de emisiones sonoras (Templeton *et al.* 2016) y gaseosas de los mismos (Cui *et al.* 2006). Existen otros impactos indirectos que afectan el valor estético y paisajístico (Fathi y Masnavi 2014), ya que los caminos representan un paisaje poco natural y atractivo, durante o inmediatamente después de su construcción (Tongway y Ludwing 2011).

Con el trazado de rutas y el deterioro de áreas cercanas por las actividades y maquinarias utilizadas en su construcción, se crean nuevos entornos distintos de los originales debido a la remoción de la vegetación nativa y la decapitación y nivelación del terreno. Para la construcción de obras viales se deben hacer movimientos de suelo. El volumen y destino de estos movimientos están sujetos a la diferencia de cota entre la rasante de la obra vial, la topografía natural del terreno y la pendiente que se genera entre estas dos (Valladares *et al.* 2011). La superficie inclinada que resulta del movimiento de suelo se denomina talud (**Fig. 1.1**) y puede ser de dos tipos (Tormo *et al.* 2009):

1- Talud de desmonte, cuando es necesario decapitar el terreno (realizando una excavación en la roca madre) porque la rasante de la explanación se sitúa por debajo de la cota

del nivel natural del terreno.

2- Talud de terraplén, cuando la rasante de la ruta se encuentra a una cota superior a la del nivel terreno y es necesario realizar un relleno con materiales alóctonos.

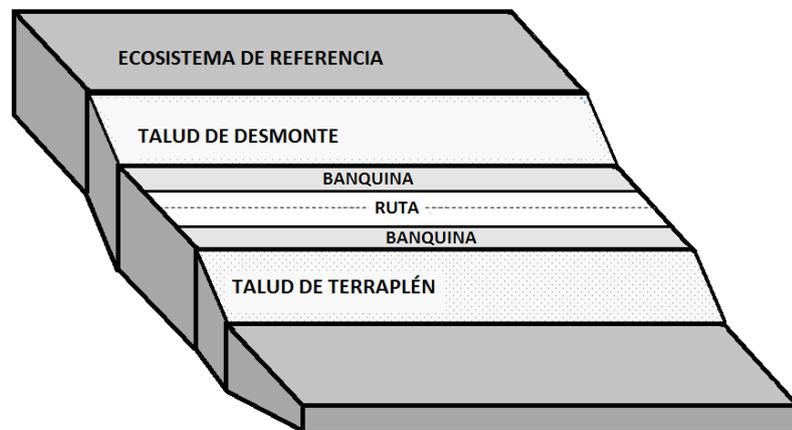


Fig. 1.1 Esquema de una ruta, ubicación de las banquinas, los taludes viales de desmonte y de terraplén, y el ecosistema de referencia. No todos los sectores de las rutas y caminos poseen banquinas y/o taludes de desmonte o terraplén, solo es una representación esquemática.

Los taludes de desmonte y de terraplén constituyen áreas degradadas, que difieren del perfil de equilibrio de las pendientes naturales, sumado a la exposición de nuevos sustratos, ocasionados por la remoción de los suelos originales en el desmonte o el aporte de suelos foráneos en el terraplén (Trombulak y Frissell 2000, Mataix 2003).

En los taludes la vegetación establecida, tanto las especies presentes como su cobertura es determinada por los disturbios ocasionados por las actividades desarrolladas durante y después de la construcción vial, transformándose con frecuencia en ambientes proclives a la invasión de especies de plantas exóticas y con una riqueza de especies y abundancia relativa diferente a la matriz del paisaje o comunidad aledaña no degradada (Mola *et al.* 2011). Estos cambios ecológicos, podrían alcanzar un ensamble estable, e incluso considerarse un nuevo ecosistema (“novel ecosystems” *sensu* (Hobbs *et al.* 2006). Estos nuevos ecosistemas son el resultado de la acción antrópica y se caracterizan por presentar una nueva combinación de especies en un determinado ecosistema o bioma, muy distintos de los ecosistemas de referencia, dicho ensamble “novedoso” de especies podrá tener potenciales cambios en el funcionamiento de los ecosistemas (Hobbs *et al.* 2006, 2014b). Enfocándonos específicamente en las áreas degradadas ocasionadas por los taludes viales, y según lo definido por Chapin y Starfield (1997) se podrían considerar nuevos ecosistemas dada la nueva combinación de especies que surge espontánea e irreversiblemente en respuesta a cambios antropogénicos del uso de la tierra. Bajo

el concepto de manejo a escala de paisaje, el uso de técnicas tradicionales (siembra, plantación, etc.) y emergentes (técnicas de bioingeniería) permitirían la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos como la estabilidad y conservación del suelo (Hobbs *et al.* 2014a, 2014b). Se resalta que el concepto de “nuevos ecosistemas” surge como un nuevo paradigma dentro de la restauración ecológica, que aún está en desarrollo (Aronson *et al.* 2014, Murcia *et al.* 2014). Sin embargo, en esta tesis es útil considerar estos nuevos ecosistemas debido a que permiten desarrollar el trabajo en ambientes profundamente modificados por la actividad humana, cuyos estados luego de los disturbios no son reversibles en la actualidad, pero se enfatiza la posibilidad de recuperar parte de la biodiversidad local y algunas funciones o servicios ecosistémicos como la estabilidad y conservación del suelo.

1.1.2. Restauración ecológica y ecología de la restauración

La restauración ecológica es el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido; es decir es la práctica concreta de iniciar o acelerar la recuperación de un ecosistema degradado llevada a cabo en sitios de proyectos específicos, considerando la composición de las especies, la estructura de la comunidad y procesos funcionales (SER 2004). Mientras que la ecología de la restauración es la ciencia sobre la cual se basa las prácticas de la restauración ecológica, la cual proporciona conceptos ecológicos, marcos teóricos, modelos, metodologías y herramientas que apoyan las prácticas de la restauración (SER 2004). Por otro lado, la rehabilitación enfatiza la reparación de los procesos ecosistémicos, la productividad y los servicios del ecosistema, no así el restablecimiento de la biodiversidad y la estructura existente en el ecosistema original pre-disturbio (SER 2004, Clewell *et al.* 2009).

La restauración de ecosistemas es reconocida mundialmente como un componente clave de los programas de conservación, y su desarrollo es esencial para la sustentabilidad a largo plazo (Aronson y Alexander 2013). Debido a una mayor degradación de los ecosistemas por diferentes disturbios, la restauración ha experimentado un desarrollo importante en los últimos 30 años a nivel mundial (Clewell *et al.* 2009, Wortley *et al.* 2013, Rey-Benayas *et al.* 2017), siendo más reciente (20 años) su desarrollo en Argentina (Rovere 2015, de Paz *et al.* 2019). La restauración ecológica se basa en el intercambio y la retroalimentación constante entre las teorías ecológicas, que permiten comprender el funcionamiento ecosistémico y los factores implicados en la práctica de la restauración, y el desarrollo de metodologías o herramientas eco-tecnológicas aplicadas a situaciones específicas (Hobbs y Harris 2001). Por lo tanto, resulta fundamental contar con información de base sobre la ecológica del sistema bajo estudio a fin

de plantear objetivos realistas que guíen la restauración (Whisenant 1999). El conocimiento de las problemáticas ambientales generadas por las actividades humanas (degradación de los suelos, pérdida de biodiversidad) y la investigación básica y aplicada en restauración ecológica de Argentina se encuentra en pleno desarrollo (Rovere 2015, Meli *et al.* 2017, Pérez *et al.* 2018), y permitirá desarrollar herramientas tecnológicas sustentables adecuadas para el uso y conservación de los recursos naturales (Chichizola 2016). La rehabilitación/restauración es un tema de interés nacional y se ha considerado en la actualización del Código Civil de Argentina mediante la integración del ambiente como un "bien jurídico", que refuerza los derechos de los ciudadanos para exigir la implementación de la prevención de la degradación y/o medidas de restauración de los ecosistemas (Zuleta *et al.* 2015).

En el caso de los taludes viales, que representan sitios muy degradados, es conveniente proponer inicialmente trabajos de rehabilitación y no de restauración ecológica, dado que este último sería más apropiado para aplicar en sitios menos impactados o luego de una etapa previa de rehabilitación (Balaguer 2002, Rodrigues 2013). Sin embargo, para el desarrollo de programas de rehabilitación o restauración ecológica es primordial conocer la estructura y el funcionamiento del ecosistema que se intenta recuperar (Bainbridge 2007). Mediante técnicas de rehabilitación, se puede restablecer la cubierta vegetal de los bordes de caminos mejorando su valor estético, estabilidad y seguridad vial (Tongway y Ludwig 2011, Valladares *et al.* 2011).

A nivel mundial esta temática se ha desarrollado con más intensidad a partir del año 1992, siendo EEUU, China, España y Australia, los países referentes tanto en investigación básica y aplicada (Spooner y Smallbone 2009, Fu *et al.* 2018, Riebkes *et al.* 2018, Chichizola y Rovere 2020, Shaiban *et al.* 2022). Existen distintas estrategias de rehabilitación de taludes entre las que se mencionan: técnicas de construcción de obras de ingeniería (muros, terrazas, gaviones, etc.) (Hearn 2011) dotados o no de cobertura vegetal; técnicas de revegetación (siembras y plantaciones) cuyo éxito está dado por la estabilización del sustrato, preparación del suelo y selección de especies idóneas; y técnicas mixtas (combinación de ambas) (Gómez Orea 2004). Entre las técnicas de revegetación se han desarrollado productos y materiales (absorbentes y estabilizantes para hidrosiembra, mallas geotextiles, mantas orgánicas, etc.) que favorecen la revegetación cuando las condiciones de los taludes no son propicias (Mataix 2003, Giráldez *et al.* 2014). Sin embargo, todas las técnicas descriptas se limitan a modificar factores físicos y/o a proporcionar la cobertura vegetal por siembra de semillas de crecimiento rápido, la mayoría especies comerciales, sin considerar las especies nativas y la recuperación de los procesos y servicios ecosistémicos (Mataix 2003). Estudios desarrollados en ambientes

mediterráneos de España, han evaluado que el arribo de semillas es el proceso ecológico que limita la vegetación en áreas viales desmontadas (Bochet *et al.* 2007a), y que la cobertura vegetal aumenta considerablemente, si se mejoran las propiedades del suelo y/o la adición de semillas de especies nativas (Balaguer 2002, Tormo *et al.* 2007). A la vez, el éxito de diferentes técnicas de restauración en un ecosistema degradado, permite profundizar el conocimiento en la ecología de los ecosistemas emergentes luego de un disturbio (Valladares y Gianoli 2007). El conocimiento en la ecología de la colonización de los taludes, a través de la estructura y composición de las especies, otorga información útil para elaborar protocolos específicos para la rehabilitación (Valladares *et al.* 2011). Por ello se considera primordial desarrollar estudios de este tipo a fin de generar la información antes mencionada que pueda utilizarse para la rehabilitación de taludes de desmonte en el noroeste de Patagonia.

Las preguntas sobre la ecología de la restauración (**Tabla 1.1**) que se van a abordar a lo largo de esta tesis, permitirán elaborar propuestas de rehabilitación según diferentes técnicas que sean más adecuadas para cada situación en particular.

Tabla 1.1 Preguntas sobre la ecología de la restauración planteadas en el desarrollo de esta tesis y fundamentación de estas para su posible aplicación en la rehabilitación de taludes.

Pregunta	Aplicación/Técnica	Referencias bibliográficas
i. ¿Las condiciones físicas del sustrato son diferentes entre las áreas de referencia y los taludes viales de desmonte?	Si son diferentes y limitantes para el establecimiento de la vegetación se puede evaluar la aplicación de enmiendas orgánicas, mulch, riego, compost, entre otros.	Varela <i>et al.</i> 2006 Cortina <i>et al.</i> 2009 Kowaljow <i>et al.</i> 2014
ii. ¿Cuáles son las especies nativas de los ecosistemas de referencia que colonizan espontáneamente los taludes de desmonte?	A fin de identificarlas y utilizarlas para aumentar la biodiversidad.	Ramírez-Marcial <i>et al.</i> 2004 Cortina <i>et al.</i> 2009 Valladares <i>et al.</i> 2011
iii. ¿Existe un banco de semillas viables en los taludes de desmonte?	Si existe un banco de semillas viables y no se expresa en el talud, pero sí en condiciones de laboratorio, podría evaluarse la posibilidad de mejorar las condiciones de los micrositios (humedad, temperatura) a campo para que el mismo se exprese mediante la aplicación de compost, riego, mulch o enramados.	Massara Paletto <i>et al.</i> 2013 Varela <i>et al.</i> 2006 Cortina <i>et al.</i> 2009 Zuleta y Li Puma 2013 Kowaljow y Rostagno 2013
iv. Si no existe un banco de semillas viable en los taludes de desmonte ¿Existe un banco de semillas viable en las áreas de referencia de los taludes?	Para evaluar la posibilidad de realizar un traslado de suelo desde el área de referencia a las áreas degradadas.	Reis <i>et al.</i> 2010

v. ¿Existe algún grupo funcional que sea más abundante en los taludes de desmonte?	Reintroducir en los trabajos de rehabilitación de taludes especies (mediante siembra o plantación) pertenecientes a los grupos funcionales de plantas nativas que naturalmente colonizan y están adaptadas a esos ambientes.	
vi. ¿Cuáles son las condiciones eco-fisiológicas de la germinación de semillas de las especies nativas que colonizan los taludes de desmonte?	A fin de evaluar la posibilidad de reproducirlas <i>ex situ</i> e introducirlas en los diferentes ambientes degradados por medio de la plantación, o realizar la siembra de semillas previamente sometidas en laboratorio a tratamientos pre-germinativos que favorezcan una alta y uniforme germinación en el tiempo a fin de aprovechar toda la estación de crecimiento.	<p>Masini <i>et al.</i> 2012 Masini <i>et al.</i> 2014 Masini <i>et al.</i> 2016 Rovere 2006</p>
vii. ¿Qué rasgos eco-morfológicos de las especies nativas favorecen la colonización y establecimiento de la vegetación en los taludes de desmonte?	El conocimiento de los rasgos permitirá realizar una selección de especies adecuadas para utilizarlas en los trabajos de revegetación de los taludes de desmonte.	Bochet y García-Fayos 2015

1.1.3. Ecología de la restauración y su enfoque a escala regional

Luego de un disturbio cada ecosistema presenta distinta resiliencia, definida como la capacidad de recobrar sus atributos estructurales y funcionales (Holling 1973). La capacidad que cada ecosistema tiene de recuperar sus atributos dependerá, del estado de degradación del mismo, de los factores bióticos como la vegetación presente, de los tipos funcionales (capacidad de rebrote, ciclos de vida, etc.), presencia de un banco de semillas viable y de las condiciones o factores abióticos que facilitan el establecimiento de las plantas (fertilidad, humedad, etc.) (**Tabla 1.1**). Algunos ecosistemas degradados poseen la capacidad de recuperarse naturalmente, si el agente de disturbio es removido, si quedan plantas remanentes y/o fuentes de semillas próximas, si las semillas tienen la capacidad de dispersarse a través del paisaje y de recolonizar el área degradada, y si el suelo permanece razonablemente intacto (Lamb y Gilmour 2003).

Se conoce que los ecosistemas áridos y semiáridos presentan baja resiliencia, dada las condiciones ambientales extremas (ej. baja disponibilidad de agua), haciéndolos vulnerables y difíciles de recuperar (Bainbridge 2007). Estudios realizados en distintas zonas áridas degradadas sometidas a disturbios severos de la Patagonia Argentina demuestran que la revegetación natural luego de la eliminación del disturbio (restauración pasiva) es pobre o nula, debido a la baja capacidad de recuperación o baja resiliencia de estos ecosistemas (Pérez *et al.* 2010). A diferencia de dichos ambientes, los matorrales del bosque andino-patagónico presentan alta resiliencia, brindada por las características de las especies leñosas que lo componen, como la capacidad de rebrote después de un disturbio (Damascos *et al.* 1999, Molaes y Rovere 2014, Rovere *et al.* 2014). En los bosques andino-patagónicos, si bien las especies del sotobosque tienen la capacidad de rebrotar, no sucede lo mismo con algunas especies arbóreas que presentan reproducción sexual obligada como por ejemplo *Austrocedrus chilensis*, *Nothofagus dombeyi* y *N. pumilio* (Rovere 2008); y por ende el sistema debe asistirse con la reintroducción de plantas o semillas.

En los taludes, la erosión del suelo inhibe los procesos de colonización natural de plantas principalmente por una disminución en la disponibilidad de agua debido a la reducción de la profundidad del sustrato (Espigares *et al.* 2011). Si la erosión hídrica del suelo es muy alta, se pueden desarrollar cárcavas aisladas e incluso conectadas en redes que reducen aún más la disponibilidad de agua, dado que constituyen vías eficientes para conducir el agua fuera del sistema (Tormo *et al.* 2007). El desarrollo de cárcavas en los taludes artificiales puede afectar negativamente a la colonización de las plantas y el establecimiento de la cubierta protectora, dado que la erosión reduce la disponibilidad de semillas y nutrientes (Espigares *et al.* 2011). Junto con la eliminación de la cubierta vegetal a causa del movimiento de tierra realizado

durante el trabajo vial, se elimina la capa fértil del suelo, quedando un sustrato pobre en nutrientes y materia orgánica, y con bancos de semillas empobrecidos o inexistentes (Tormo *et al.* 2009, Valladares *et al.* 2011). Asimismo, la generación de taludes puede ser un riesgo a la seguridad vial, si el terreno removido no está estabilizado, y la erosión hídrica por fuertes precipitaciones, heladas y nieve genera el arrastre de sedimentos por la pendiente, y puede producir desmoronamiento o derrumbes (Bochet *et al.* 2010, Giráldez *et al.* 2014, Gaitán *et al.* 2017, Solgi *et al.* 2021). El movimiento de sedimentos puede causar aludes y flujos de barro con anegamiento de los caminos y rutas (Tagliaferro y Singer 2012, Mateos 2013) y caídas de rocas y troncos (González Velásquez 2016b), con la posibilidad de ocasionar accidentes y grandes costos en reparaciones de infraestructuras.

El banco de semillas del suelo representa un reservorio a partir del cual la vegetación puede establecerse luego de un disturbio (Harper 1977). El conocimiento de la dinámica del banco de semillas (incorporación de las semillas, permanencia de las semillas viables en él, etc.) permite predecir la respuesta de la vegetación a diversos tipos de disturbios y manejos (Thompson *et al.* 1993). Por eso es clave para el manejo y la conservación de muchas especies, en especial las raras; y para la gestión y restauración de la vegetación en ambientes perturbados. Estudios realizados en área de estepa post-fuego, cercanas a la ciudad de Bariloche, encontraron que el banco de semillas contribuye a mantener la riqueza de los pastizales (Gonzalez y Ghermandi 2008), mientras que en áreas de matorrales post-fuego el banco se encuentra dominado por semillas de especies exóticas (Raselli 2014). En bosque de *N. pumilio* post-fuego también se registró que en el banco de semillas predominan especies exóticas y herbáceas, con estrategia de banco transitorio que favorece poco a la recuperación de la vegetación nativa (Varela *et al.* 2006).

En zonas áridas degradadas, el agua es un factor que limita el establecimiento y crecimiento de las plantas, y se ha mencionado que los sitios con semillas viables en el banco de semillas en general no germinan, o si lo hacen, las plántulas no sobreviven (Bainbridge 2007). Un trabajo realizado en taludes de locaciones petroleras en Patagonia, destaca que el banco de semillas del suelo es clave en la revegetación natural de los mismos; pero que la ausencia de micrositios con condiciones de humedad y temperatura óptimas, sumada a la inestabilidad de las pendientes, serían las principales restricciones que dificultarían la acumulación de semillas en el banco y el establecimiento de nuevos individuos (Massara Paletto *et al.* 2013). Un análisis de los factores ambientales que influyen en la cobertura natural de los taludes de estepa en la provincia de Chubut, registra que la cantidad de agua disponible y la exposición respecto a los puntos cardinales del talud son factores clave (Stronati *et al.* 2015).

En estos dos trabajos citados anteriormente, una técnica de intervención posible sería mejorar las condiciones de los microsítios. Algunos trabajos de revegetación en taludes viales en la provincia de Mendoza sobre la Ruta nacional N° 7, han documentado la fijación de los mismos con especies nativas rizomatosas (Dalmasso *et al.* 2015); es decir, considera determinados grupos funcionales (perennes). En algunos de los taludes de la región noroeste de Patagonia se han realizado trabajos de rehabilitación puntuales mediante la aplicación de compost como enmienda o mantas orgánicas (Pedre 2009), plantación e hidrosiembra (Anahí Pérez, Administración de Parques Nacionales, comunicación personal). Específicamente para la zona urbana de Bariloche, se han propuesto diferentes técnicas de bioingeniería, en las que se combinan estructuras de ingeniería (gaviones, enramados, escalonado y consolidación de pendientes, etc.) con especies nativas pioneras, principalmente especies leñosas (González Velásquez 2016a y b). Sin embargo, hasta el momento su desarrollo es incipiente y no se ha realizado un análisis a nivel regional sobre técnicas de estabilización de talud considerando una integración visual, paisajista y con criterios de conservación de la biodiversidad local en las distintas comunidades vegetales. Se prevé que, con el crecimiento urbano de distintas ciudades patagónicas, y junto con el desarrollo económico y turístico de la región, se incremente la demanda y mantenimiento de obras viales en toda la región.

Además del banco de semillas, es importante conocer la vegetación de comunidades cercanas no degradadas, ya que constituye la fuente más cercana de propágulos, que mediante el proceso de dispersión podrían arribar a los sitios degradados y colonizar (Wang y Smith 2002, Lamb y Gilmour 2003, Meli 2003). La incorporación de semillas de zonas aledañas al banco de semillas de los taludes, su posterior germinación y posterior establecimiento de plántulas, es relevante dado que permitiría la colonización natural de los mismos (Bochet *et al.* 2007b, Valladares *et al.* 2011). Sin embargo, hasta el momento no hay trabajos que evalúen la composición florística y magnitud del banco de semillas en áreas de taludes viales en el noroeste de Patagonia.

En relación a la germinación de las semillas, en los ecosistemas áridos, se han observado distintos mecanismos que evitan la germinación hasta el momento en que se dan las condiciones apropiadas de humedad y/o temperatura (Harper 1977). Dichos mecanismos pueden ser morfológicos (embrión inmaduro), físicos (cubierta impermeable) o fisiológicos. Las barreras físicas son frecuentes en especies que habitan regiones con una estación seca definida, como en los desiertos, estepas y matorrales (Figuroa y Jaksic 2004, Fenner y Thompson 2005). Las especies nativas del bosque comúnmente presentan dormancia fisiológica que en general se supera con tratamientos de estratificación húmeda fría (Rovere 2006, Arana *et al.* 2016). En los

trabajos de revegetación de áreas degradadas, se reintroducen especies nativas (mediante siembra o plantación) a fin de recuperar la comunidad de plantas, sin embargo, para muchas especies no hay suficiente información sobre los requerimientos de germinación (Masini *et al.* 2012, 2014). Muchas veces los trabajos de revegetación se realizan a partir del trasplante de plantas desde los ecosistemas de referencia, por lo cual es prioritario conocer los requerimientos de germinación de algunas plantas nativas, a fin de que puedan propagarse *ex situ* y utilizarse para la rehabilitación de los taludes sin afectar y/o disturbar los ecosistemas de referencia aledaños. También se ha documentado que las especies de plantas que en una determinada comunidad vegetal logran colonizar los taludes viales, comparten algunos rasgos o atributos eco-morfológicos que les permiten establecerse en ellos (Bochet *et al.* 2009, 2010, Engelbrecht *et al.* 2014). Entre los rasgos más destacados de las especies se mencionan: la presencia de apéndices en los propágulos para la dispersión a larga distancia, el peso de los propágulos que puede influir en la supervivencia de las plántulas en los primeros estadios de vida, ciclo de vida anual con rápido crecimiento y reproducción como el de especies pioneras y adaptadas a los disturbios, forma de vida leñosa, baja área foliar y follaje perenne, y presencia de una raíz principal tipo pivotante que permite una alta tolerancia al estrés y los disturbios (Bochet y García-Fayos 2015). Conocer los rasgos eco-morfológicos de las especies que colonizan los taludes permite seleccionar aquellas especies adecuadas para la revegetación, con mayor probabilidad de lograr su establecimiento.

1.2. OBJETIVO GENERAL, OBJETIVOS EPECÍFICOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

1.2.1. Objetivo general

Evaluar aspectos ecológicos que permitan generar conocimiento, para la rehabilitación en taludes de desmonte originados por obras viales, en distintos ambientes del noroeste patagónico.

1.2.2. Objetivos específicos

(a) Evaluar las características y condiciones físicas del sustrato presente en los taludes de desmonte y en el área de referencia en los ambientes de la estepa, matorral de *Nothofagus antarctica*, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *Nothofagus dombeyi* y bosque de *Nothofagus pumilio*.

(b) Evaluar la composición florística, riqueza y diversidad específica, cobertura, y grupos funcionales de la vegetación establecida en taludes de desmonte y en el área de

referencia en cada ambiente.

(c) Evaluar la composición florística, riqueza y diversidad específica, densidad de semillas y grupos funcionales en el banco de semillas de los taludes de desmonte y áreas de referencia en cada ambiente.

(d) Evaluar la similitud entre la composición florística de la vegetación establecida y la composición florística del banco de semillas de taludes de desmonte y áreas de referencia en cada ambiente.

(e) Comparar los grupos funcionales de la vegetación establecida y de los bancos de semillas de los taludes entre ambientes.

(f) Evaluar las condiciones eco-fisiológicas de la germinación de semillas y diferentes tratamientos pre-germinativos de las especies que colonizan los taludes de desmonte, para las cuales no existe información disponible o la misma sea escasa.

(g) Evaluar distintos rasgos eco-morfológicos de las especies nativas presentes en los taludes y áreas de referencia de los cinco ambientes estudiados, que facilitan la colonización y permanencia de la vegetación en la rehabilitación de los taludes de desmonte.

A fin de responder al objetivo general, los siete objetivos específicos propuestos se abordan en los Capítulos 2 - 4 de la Tesis. El Capítulo 2 tiene como objetivo comparar en cada comunidad: estepa, matorral de *Nothofagus antarctica* (ñire), bosque puro de *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera), bosque puro de *Nothofagus dombeyi* (coihue) y bosque puro de *Nothofagus pumilio* (lenga); las características físicas del sustrato, la vegetación y el banco de semillas de los taludes viales de desmonte y de las áreas de referencia circundante. Con el fin de establecer en qué medida los taludes de desmonte se encuentran degradados con respecto a su entorno contiguo no degradado. Los resultados de este capítulo permitirán evaluar si es necesario intervenir sobre el sustrato de los taludes de desmonte; determinar qué grupos funcionales y/o especies nativas se podrían reintroducir; como así también determinar si el traslado de bancos de semillas es una técnica apropiada, considerando las características particulares de cada ambiente estudiado.

El Capítulo 3 presenta como objetivo estudiar las condiciones eco-fisiológicas de la germinación de semillas de las especies nativas que colonizan los taludes viales de desmonte, para las cuales exista escasa o nula información disponible. Los resultados brindarán información específica sobre los mecanismos de dormancia de cada especie, como así también sobre los métodos pre-germinativos adecuados, los cuales podrán ser aplicados en diversas técnicas de revegetación: (a) antes de la siembra o hidrosiembra de semillas a campo, (b) a los

bancos de semillas si se realiza el traslado de bancos del suelo del área no degradada al área de talud, (c) antes de la siembra en viveros para la obtención de plantines a utilizar en plantaciones.

El Capítulo 4 tiene como objetivo evaluar los rasgos eco-morfológicos de algunas especies nativas que podrían favorecer la colonización y establecimiento de la vegetación en los taludes viales de desmonte en los diferentes ambientes de estudio. Dicho capítulo brindará información específica de algunas especies nativas, inherente a su capacidad colonizadora y de establecimiento, como por ejemplo tipo de dispersión, presencia de apéndices de dispersión en los propágulos, el peso de los propágulos, ciclo de vida, la forma de vida, la capacidad de rebrotar, el área foliar específica y la caducidad del follaje, y tipo de raíz. Adicionalmente se evaluará su facilidad de propagación sexual basado en resultados del Capítulo 3 y bibliografía. La valoración de dichos rasgos, podría ser utilizada como una variable más, para la selección de especies a utilizar en los trabajos de revegetación de los taludes de desmonte, a partir de una lista de especies propias de los diferentes ambientes.

Finalmente, el Capítulo 5 integra los principales resultados de los capítulos precedentes, y a partir de ellos se proponen posibles técnicas de restauración o rehabilitación de taludes viales en los principales ambientes de la región con el fin de orientar futuras prácticas, compatibles con la conservación de la diversidad como lo amerita un área inmersa y/o aledaña dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi.

1.3. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra ubicada al noroeste de la Patagonia en la provincia de Río Negro, y comprende los taludes de rutas y caminos y áreas aledañas a los mismos, ubicados cerca de los ejidos municipales de Bariloche y Dina Huapi, como también dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi. Esta área se encuentra incluida dentro de “Reserva de la Biosfera Andino Nor-patagónica” declarada por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) en el año 2007 (UNESCO 2019). Las rutas y caminos estudiados se encuentran en diferentes jurisdicciones (nacional, provincial y municipal), siendo Vialidad Nacional, Vialidad Rionegrina y la municipalidad de San Carlos de Bariloche, las instituciones encargadas de su mantenimiento y/o las empresas que ganaron la licitación para dichas obras (Municipalidad de Bariloche 2021, Vialidad Nacional 2021, Vialidad Rionegrina 2021).

El área de estudio está conformada por diferentes comunidades vegetales, de ahora en más denominadas ambientes. Los ambientes elegidos presentan un contrastante dado por el gradiente climático, altitudinal y geomorfológico. Los cambios extremos en los tipos vegetales

se explican debido a un marcado gradiente de precipitaciones. Los fuertes vientos predominantes con dirección oeste-noroeste provenientes del océano Pacífico son los responsables del gradiente de precipitaciones (Soriano *et al.* 1983). Las precipitaciones se concentran en las estaciones de otoño-invierno en forma de lluvias y nieve (Dzendoletas *et al.* 2006). Las precipitaciones más abundantes ocurren en el extremo oeste del lago Nahuel Huapi, alcanzando una precipitación media anual de 3000 mm y descendiendo gradualmente hacia el este hasta los 500 mm en la estepa (Ezcurra y Brion 2005, Gonzalez y Ghermandi 2008). Los vientos dominantes generan diferencias climáticas en las laderas dependiendo de la orientación que se refleja en la vegetación (Dzendoletas *et al.* 2006). A medida que la altitud aumenta 100 m la temperatura disminuye 0,7 °C, lo que ocasiona un gradiente vertical de temperaturas que determina una heterogeneidad en el paisaje montañoso ya que las montañas pueden alcanzar una elevación de 2400 m s.n.m y los fondos de los valles se encuentran a menos de 700 m s.n.m (Correa 1969-1998, Ezcurra y Brion 2005).

El paisaje del área de estudio se caracteriza por la presencia de serranías y profundos valles, intensamente modificados por la acción de los glaciares con la formación de artesas y morenas (Dzendoletas *et al.* 2006). Los suelos presentan alta variabilidad espacial, al oeste están formados por ceniza volcánica mezclados con depósitos coluviales y aluviales en diferentes proporciones, con abundante materia orgánica y alofanos (Pereyra *et al.* 2005). En sectores de altura mayores a los 1600 m s.n.m se encuentran suelos pedregosos y poco desarrollados. Hacia el este predominan suelos como Entisoles en lugares con pendiente, planicies aluvionales y afloramientos rocosos, y Molisoles con suelos más desarrollados y profundos asociados a vegetación herbácea (Pereyra *et al.* 2005). En zonas de mallines se encuentran suelos hidromórficos (Dzendoletas *et al.* 2006).

El gradiente de precipitación de la región produce diferentes tipos de vegetación:

-Estepa, hacia el extremo oriental del área de estudio con bajos valores de precipitación, dominada por arbustos xerófilos como *Azorella prolifera*, *Ephedra chilensis*, *Acaena splendens* y coirones de *Festuca pallenscens* y *Pappostipa speciosa* (Ezcurra y Brion 2005, Mermoz *et al.* 2009).

-Bosque de transición o matorral abierto con predominio de *N. antarctica* en la parte baja de las laderas y en los valles con un rango ecológico amplio desarrollándose en áreas con 1500 a 500 mm de precipitación (Ezcurra y Brion 2005, Dzendoletas *et al.* 2006). Las especies arbóreas acompañantes son *Schinus patagonica*, *Diostea juncea*, *Lomatia hirsuta*, *Maytenus boaria* y *Embothrium coccineum*, con un sotobosque compuesto por *Chusquea culeou*, *Berberis*

microphylla, *Berberis darwinii*, *Ribes magellanicum*, y las enredaderas *Mutisia spinosa*, *Mutisia decurrens* y *Vicia nigricans* (Dzendoletas *et al.* 2006).

-Bosque seco o xérico de *Austrocedrus chilensis*, con precipitaciones intermedias entre el bosque húmedo y la estepa, que se desarrolla a altitudes menores a los 1000 m s.n.m., sobre suelos poco desarrollados, con pendiente pronunciada, afloramientos rocosos y en laderas con exposición solar alta (Dzendoletas *et al.* 2006). Las especies arbóreas acompañantes son *L. hirsuta*, *M. boaria* y *S. patagonica*; en el estrato arbustivo predominan *Maytenus chubutensis*, *B. microphylla*, *Gaultheria mucronata* y *D. juncea*; en el estrato herbáceo *Alstroemeria aurea*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla chiloensis* y *Osmorhiza berteroi*; y enredaderas como *M. spinosa* y *M. decurrens* (Ezcurra y Brion 2005, Dzendoletas *et al.* 2006).

-Bosque húmedo o mesófilo que se desarrolla bajo altas precipitaciones dominado por *N. dombeyi*, especie perennifolia que crece en laderas bajas entre las orillas de los lagos y los 1100 m de altitud (Ezcurra y Brion 2005). El sotobosque está compuesto por *C. culeou* como especie dominante, especies arbóreas de *Aristotelia chilensis* y *R. magellanicum*, un estrato arbustivo con predominancia de *B. darwinii* y *M. chubutensis* y un estrato herbáceo compuesto principalmente por *O. chilensis*, *A. aurea* y *Acaena ovalifolia* (Dzendoletas *et al.* 2006).

-Bosque caducifolio de *N. pumilio* en las zonas limítrofes a la unidad Altoandina con una extensión hacia el este de la región limitada por precipitaciones menores a los 1000 mm (Ezcurra y Brion 2005, Dzendoletas *et al.* 2006). El sotobosque es abierto y está acompañado de arbustos siempreverdes como *Drimys winteri*, *Maytenus disticha*, *Berberis serrato-dentata* y *Escallonia alpina*, y un estrato herbáceo caracterizado por *Vicia nigricans*, *Adenocaulon chilense*, *A. ovalifolia*, *A. aurea* y *Viola maculata* (Ezcurra y Brion 2005, Dzendoletas *et al.* 2006).

El trabajo se realizó en taludes viales de desmonte y áreas cercanas (áreas de referencia) ubicados en diferentes rutas y caminos (**Fig. 1.2**): (A) la ruta nacional 23 tramo Dina Huapi-Pilcaniyeu, en proceso de pavimentación, une la zona andina de la provincia de Río Negro con localidades de la costa atlántica, atravesando gran parte de la estepa patagónica (B) la ruta nacional 40 en su tramo de Bariloche-El Bolsón, que atraviesa ambientes de bosques puros de *A. chilensis*, bosques húmedos de *N. dombeyi* y matorrales dominados por *N. antarctica*, (C) la ruta provincial de acceso al cerro Catedral, que atraviesa ambientes dominados por matorrales y bosques de *A. chilensis*, (D) la ruta provincial 79 que conecta Bariloche con Colonia Suiza y atraviesa matorrales post-fuego, bosques húmedos de *N. dombeyi* y bosques de *A. chilensis*, (E) la ruta provincial 81 de acceso al Cerro Tronador que cruza bosques de *N. dombeyi* y de *A. chilensis* (en convenio con el Parque Nacional Nahuel Huapi), (F) el camino de acceso al

refugio Chall-Huaco (Parque Nacional Nahuel Huapi) que cruza ambientes de bosque de *N. pumilio*, (G) el camino de acceso al lago Steffen (Parque Nacional Nahuel Huapi), que recorre matorrales de *N. antarctica* y bosques húmedos de *N. dombeyi*. También se consideraron los caminos vecinales como: (H) el camino Balcón del Gutiérrez que conecta el barrio Villa los Coihues con el cerro Catedral y cruza bosques de *N. dombeyi*, matorrales y bosques de *A. chilensis* y (I) el acceso al cerro Otto que atraviesa ambientes de bosque de *N. pumilio* (Fig. 1.2). Los nombres de las rutas presentes en el Parque Nacional Nahuel Huapi se consultaron en la página web de Vialidad Nacional y Vialidad de la Provincia de Río Negro (Vialidad Nacional 2021, Vialidad Rionegrina 2021).

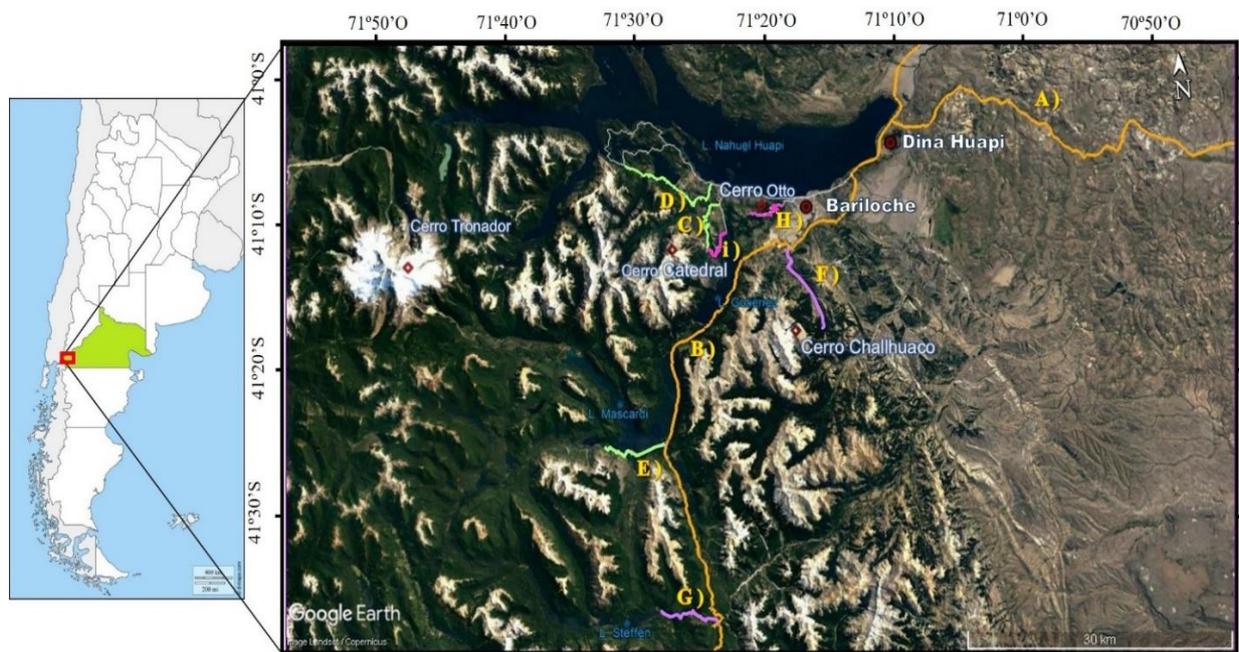


Fig. 1.2 Ubicación del área de estudio dentro de Argentina (izquierda). Mapa regional del área de estudio (derecha) con las rutas nacionales: A) N° 23 tramo Dina Huapi-Pilcaniyeu, B) N° 40 tramo Bariloche-Bolsón; rutas provinciales: C) N° 82 acceso cerro Catedral, D) N° 79 acceso Colonia Suiza, E) N° 81 acceso Cerro Tronador; y los caminos en el Parque Nacional Nahuel Huapi: F) acceso refugio Chall-Huaco, G) acceso lago Steffen; y caminos municipales: H) Balcón del Gutiérrez, I) acceso al cerro Otto. Se señala la ubicación de los principales lagos (Nahuel huapi, Gutiérrez, Mascardi y Steffen) y cerros (Otto, Catedral, Challhuaco y Tronador) y las ciudades (Bariloche y Dina Huapi).

El trabajo se realizó en cinco comunidades vegetales presentes en el noroeste de la Patagonia (estepa, matorral de *N. antarctica*, bosque puro de *A. chilensis*, bosque puro de *N. dombeyi* y bosque puro de *N. pumilio*). En cada ambiente se seleccionaron tres taludes de

desmonte en bordes de camino, con sus respectivas áreas de referencia. Estas últimas, eran áreas cercanas (20 m) que debían presentar una composición de la vegetación representativa de la comunidad en estudio y funcionar como fuente de propágulos para las áreas degradadas, promoviendo su revegetación natural. El aspecto de los taludes viales de desmonte y las áreas de referencia de cada ambiente se muestran en la **Fig. 1.3**.



Fig. 1.3 Aspecto de los taludes de desmonte (izquierda, marcado con flecha) y las áreas de referencia (derecha) en cada ambiente: A) Estepa, B) Matorral de *N. antarctica*, C) Bosque de *A. chilensis*, D) Bosque de *N. dombeyi* y E) Bosque de *N. pumilio*.

1.3.1 Sitios de muestreo

Para cada ambiente se seleccionaron tres taludes de desmonte con similares condiciones (pendiente menor a 35°, orientación, longitud de la pendiente, tipo de sustrato y precipitaciones) y que no hayan sido rehabilitados previamente; con sus respectivas áreas de referencia. Cada punto de muestreo (talud más área de referencia) fue georreferenciado con un GPS Garmin eTrex. La ubicación de los puntos de muestreo se muestra en la

Fig. 1.4, mientras que las coordenadas geográficas y altitud se muestran en la **Tabla 1.2**.

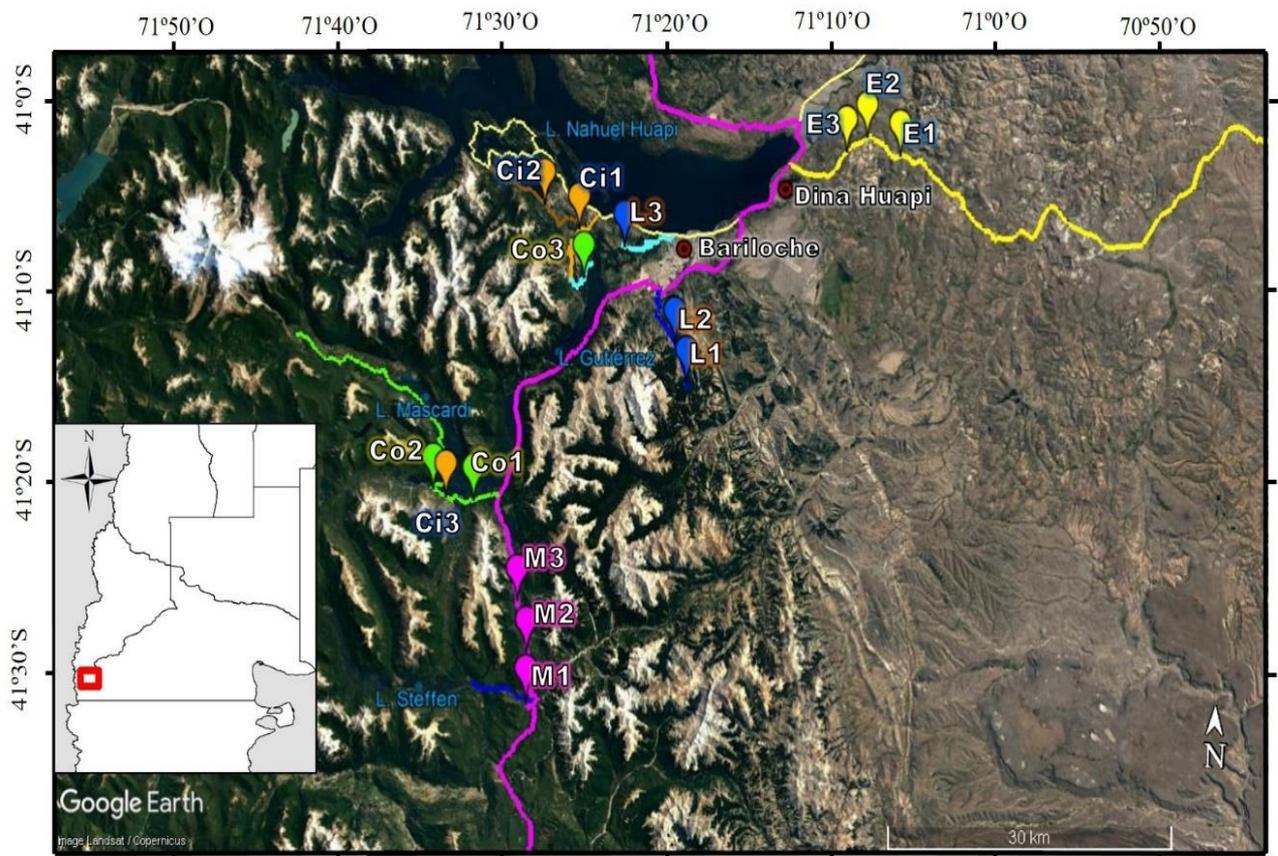


Fig. 1.4 Ubicación geográfica de los 15 puntos de muestreo (taludes de desmonte y áreas de referencia) de: estepa (E), matorral de *N. antarctica* (M), bosque de *A. chilensis* (ciprés de la cordillera, Ci), bosque de *N. pumilio* (lenga, L) y bosque de *N. dombeyi* (coihue, Co).

Tabla 1.2 Coordenadas geográficas y altitud de los diferentes puntos de muestreo para cada ambiente.

Ambiente	Puntos de muestreo	Latitud S	Longitud O	Altitud m s.n.m.
Estepa (E)	1	41°03'21,9"	71°01'27,0"	954
Estepa (E)	2	41°02'33,1"	71°04'00,9"	1029
Estepa (E)	3	41°02'56,8"	71°04'53,1"	1043
Matorral de <i>N. antarctica</i> (M)	1	41°31'22,1"	71°27'44,1"	952
Matorral de <i>N. antarctica</i> (M)	2	41°29'56,2"	71°27'57,9"	1050
Matorral de <i>N. antarctica</i> (M)	3	41°27'19,6"	71°28'52,1"	915
Bosque de <i>A. chilensis</i> (Ci)	1	41°07'54,8"	71°25'37,0"	830
Bosque de <i>A. chilensis</i> (Ci)	2	41°06'48,5"	71°28'19,4"	802
Bosque de <i>A. chilensis</i> (Ci)	3	41°21'25,1"	71°35'04,9"	815
Bosque de <i>N. pumilio</i> (L)	1	41°15'17,3"	71°16'56,1"	1157
Bosque de <i>N. pumilio</i> (L)	2	41°14'49,3"	71°17'00,9"	1273
Bosque de <i>N. pumilio</i> (L)	3	41°08'40,4"	71°22'06,9"	1328
Bosque de <i>N. dombeyi</i> (Co)	1	41°21'12,0"	71°35'37,1"	811
Bosque de <i>N. dombeyi</i> (Co)	2	41°21'36,0"	71°32'46,1"	869
Bosque de <i>N. dombeyi</i> (Co)	3	41°10'19,6"	71°25'06,9"	923

**CAPÍTULO 2. SUSTRATO, VEGETACIÓN Y BANCO
DE SEMILLAS EN TALUDES VIALES Y ÁREAS DE
REFERENCIA**

2.1. INTRODUCCIÓN

2.1.1. Efectos de la construcción de rutas sobre el sustrato de taludes

La construcción de rutas y caminos produce cambios considerables en las comunidades naturales debido a la eliminación de la cobertura vegetal y remoción de sustratos, dos disturbios que exponen los suelos a la erosión eólica e hídrica, alteran el drenaje hídrico, el ciclo de nutrientes y el nivel de recursos (Coffin 2007, Mola *et al.* 2011). Constituye uno de los procesos geomorfológicos más activos, movilizándose millones de toneladas de materiales al año (Martín Duque *et al.* 2011). La remoción de sustratos en la construcción de taludes genera cambios en las propiedades físicas-químicas de los mismos (Bochet *et al.* 2010, Haan *et al.* 2012). Estos sustratos degradados suelen ser menos fértiles, más compactados, tienen mayor superficie desnuda y fragmentos de roca, se secan más rápido y por lo tanto tienen menor contenido de humedad que las áreas adyacentes no degradadas (Tormo *et al.* 2009, Jimenez *et al.* 2013, Pereira *et al.* 2015).

La utilización de maquinaria pesada durante la estabilización de pendientes en los taludes aumenta la compactación del sustrato al destruir los agregados, los poros y su conectividad (García-Palacios 2011, Sohrabi *et al.* 2019), limitando la colonización de las plantas y su crecimiento (Bochet y García-Fayos 2004, Bochet *et al.* 2010). A escala microscópica, la compactación aumenta la densidad aparente y resistencia a la penetración de las raíces (Kozłowski 1999). A escala macroscópica, la compactación reduce la circulación de aire en el sustrato, la infiltración, el drenaje y almacenamiento del agua útil para las plantas (Jim y Ng 2018). La densidad aparente puede utilizarse para describir la compactación del sustrato, ya que relaciona el volumen ocupado por la parte sólida y por el espacio poroso (Rojas y Peña 2013). Es un parámetro que varía con la textura, la estructura, el contenido de materia orgánica y con el uso del suelo (Santos *et al.* 2017).

Numerosos estudios evalúan la textura del sustrato al investigar los impactos de los disturbios por la construcción de taludes y su efecto en la recuperación de la vegetación (Tormo *et al.* 2009, Bochet *et al.* 2010, Jimenez *et al.* 2013, Huang *et al.* 2017). La textura describe la proporción relativa de partículas de diferente tamaño, como arena, limo y arcilla (Vargas Rojas 2009). Es una referencia de la cantidad de agua y aire que retiene el sustrato, y de la velocidad con que el agua lo penetra y atraviesa (Vargas Rojas 2009, Zhang *et al.* 2021). También, brinda información sobre las prácticas a realizarse en el sustrato para mejorar su calidad, para ayudar a que las técnicas de revegetación en la rehabilitación sean posibles (Huang *et al.* 2017).

La falta de una cubierta protectora y la pedregosidad pueden afectar el contenido de humedad del sustrato. Esta humedad es aportada por la infiltración del agua que viene de las

precipitaciones y es fundamental para el desarrollo de las plantas (García-Palacios 2011). Existe un balance entre el agua absorbida por el sustrato y la escorrentía superficial que está determinada por el tamaño y abundancia de agregados superficiales (García-Palacios 2011). Este balance infiltración-escorrentía puede modificarse por grandes extensiones de sustrato desnudo y pendientes pronunciadas, en donde el agua arrastra sedimentos y se incrementa por los procesos de erosión (Bochet *et al.* 2010, Pereira *et al.* 2015, Solgi *et al.* 2021). A su vez, los fragmentos de rocas y el tamaño de estos pueden afectar la absorción de humedad y el escurrimiento del agua en el sustrato a diferentes escalas (Poesen *et al.* 1994, Katra *et al.* 2008).

2.1.2. Colonización natural en taludes viales

En los bordes de caminos se crean hábitats más homogéneos con una importante reducción de la competencia, en donde generalmente se establecen especies ruderales anuales o bianuales de crecimiento rápido y con alta producción de semillas, muchas de las cuáles son especies exóticas (Forman y Alexander 1998, Gelbard y Belnap 2003). Si bien estos hábitats pueden ser el punto de partida de algunas especies exóticas para dispersarse y ampliar su distribución hacia ambientes naturales no degradados (Murcia 1995, Cadenasso y Pickett 2001) su establecimiento suele estar limitado por la competencia con la flora nativa (Margutti *et al.* 1996). En consecuencia, la composición, riqueza y abundancia de las especies en los bordes de caminos son diferentes en relación a las presentes en áreas naturales (Parendes y Jones 2000, Mola *et al.* 2011). Por otra parte, la estructura lineal de los bordes de caminos mediada por el tránsito de vehículos puede promover y acelerar el proceso de dispersión e invasión de exóticas ampliando su distribución a una escala regional (Von der Lippe y Kowarik 2007, Sullivan *et al.* 2009). Sin embargo, el potencial de colonización de una especie y su persistencia en el ambiente invadido depende de su capacidad para superar las barreras de dispersión y ambientales, aspectos que se relacionan con sus características de reproducción y dispersión (Richardson *et al.* 2000).

Las especies exóticas transforman el hábitat afectando la biodiversidad a diferentes escalas, contribuyendo a la extinción de especies (Hobbs 2000) y creando importantes retos en su manejo y control (Mack *et al.* 2000). Sus efectos sobre la biodiversidad, salud y economía llegan a ser de tal magnitud que su control y la recuperación de los ambientes afectados son los objetivos principales de numerosos proyectos de restauración (Wearne y Morgan 2006, Zalba 2013, Abella 2014, Weidlich *et al.* 2020). Las especies de plantas exóticas potencialmente invasoras, una vez introducidas con éxito fuera de su rango original, pueden propagarse en el nuevo ambiente si sus necesidades ecológicas se satisfacen, estableciendo poblaciones

autosustentables, es decir que se encuentran establecidas en hábitats naturales o seminaturales y pueden mantenerse sin necesidad de nuevas reintroducciones (Fonseca *et al.* 2013).

La dispersión de semillas desde áreas con vegetación natural adena a los bordes de caminos y su incorporación al banco de semillas son procesos relevantes dado que permiten la colonización natural (Bochet *et al.* 2007b, Valladares *et al.* 2011). En los ambientes fragmentados por la presencia de rutas, la dispersión de semillas es un proceso crucial para la persistencia de especies a una escala regional. Una especie cuyos frutos o semillas presenten estructuras como papus plumosos, alas o ganchos que les permiten ser transportadas por el viento (anemocoria) o los animales (zoocoria), puede ampliar su área de distribución con mayor facilidad que una especie que carezca de propágulos con estas características (Nathan y Muller-Landau 2000). Por ejemplo, las especies que colonizan áreas de bordes de caminos en ambientes mediterráneos europeos presentan en su mayoría frutos o semillas con estructuras para ser dispersados por anemocoria, siendo menor la presencia de especies con otros síndromes de dispersión (zoocoria, balocoria, barocoria, etc.) (Bochet *et al.* 2011). Muchas de estas especies integran las familias *Asteraceae* y *Poaceae* que producen grandes cantidades de semillas adaptadas a la dispersión por el viento (Pauchard y Alaback 2004, Šerá 2010). Por lo tanto, la identificación de las especies que presentan síndromes de dispersión a larga distancia y que puedan colonizar los taludes viales, es relevante en la selección de especies para la rehabilitación de los mismos.

2.1.3. Banco de semillas y su rol potencial en la colonización de taludes

Los bancos de semillas de los bordes de caminos suelen ser reservorios de semillas de especies exóticas y un medio de dispersión en el tiempo favoreciendo su establecimiento y persistencia ante eventos de disturbio (Parendes y Jones 2000). En un pastizal de estepa del noroeste patagónico se encontró mayor riqueza y densidad de semillas de especies exóticas en el borde de camino que en áreas adena no disturbadas (Margutti *et al.* 1996). Sin embargo, el efecto de las plantas exóticas en los bancos de semillas difiere dependiendo de la identidad de la especie exótica y las características de las comunidades invadidas (Gioria *et al.* 2012). En general, en ambientes invadidos, se observan cambios en la composición y declinación en la abundancia de semillas de las especies nativas que empobrecen la diversidad de la comunidad (Gioria y Osborne 2009). Aunque la mayoría de los trabajos reportan cambios en la composición de especies, los cambios en la riqueza de especies nativas no son siempre evidentes (Wearne y Morgan 2006). La caracterización del banco de semillas de las especies nativas, exóticas e invasoras en ambientes disturbados es importante para predecir el

reclutamiento potencial de esas especies desde el banco y la dinámica de la vegetación frente a nuevos disturbios (Thompson *et al.* 1993, Gioria y Pysek 2016).

2.1.4. Grupos funcionales en taludes viales y áreas de referencia

La predicción de la respuesta de la vegetación a cambios en el medioambiente puede simplificarse organizando las especies en grupos funcionales (Gonzalez y Ghermandi 2008). De esta manera, se maximiza la utilidad de datos, dado que se pueden realizar comparaciones entre estudios de diferentes regiones y escalas (Reich *et al.* 2003). La clasificación de las especies de plantas en grupos funcionales de acuerdo a su ciclo de vida y forma de crecimiento puede ser aplicada al estudio de los procesos ecológicos tales como la dispersión, colonización y establecimiento de especies en los bordes de caminos (Valladares *et al.* 2008). En general, las especies que colonizan bordes de rutas y caminos son anuales o perennes monocárpicas de vida corta (Ullmann *et al.* 1998, Skov 2000, Šerá 2010). En el noroeste de la Patagonia, la respuesta de diferentes grupos funcionales a disturbios como el fuego, erupciones volcánicas y sequía ha sido bien estudiada (Gonzalez y Ghermandi 2008, Ghermandi y Gonzalez 2009, Ghermandi *et al.* 2015) pero no hay estudios sobre la colonización de diferentes grupos funcionales en los bordes de caminos de estos ambientes. Dado que diferentes grupos funcionales comparten atributos que les permiten desempeñar la misma función en el ecosistema (Reich *et al.* 2003), es importante considerar su representatividad tanto en los bordes de caminos como en la matriz circundante.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS, HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

2.2.1. Objetivos específicos

(a) Evaluar las características y condiciones físicas del sustrato presente en los taludes de desmonte y en el área de referencia en los ambientes de la estepa, matorral de *Nothofagus antarctica*, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *Nothofagus dombeyi* y bosque de *Nothofagus pumilio*.

(b) Evaluar la composición florística, riqueza y diversidad específica, cobertura, y grupos funcionales de la vegetación establecida en taludes de desmonte y en el área de referencia en cada ambiente.

(c) Evaluar la composición florística, riqueza y diversidad específica, densidad de semillas y grupos funcionales en el banco de semillas de los taludes de desmonte y áreas de referencia en cada ambiente.

(d) Evaluar la similitud entre la composición florística de la vegetación establecida y la

composición florística del banco de semillas de taludes de desmonte y áreas de referencia en cada ambiente.

(e) Comparar los grupos funcionales de la vegetación establecida y de los bancos de semillas de los taludes entre ambientes.

2.2.2. Hipótesis y predicciones

Para cada uno de los ambientes se plantean las siguientes hipótesis y predicciones:

(a) En los taludes la decapitación del suelo y la remoción de la vegetación generan efectos negativos en las propiedades físicas del sustrato.

Predicción: Los sustratos de los taludes tendrán texturas gruesas, mayor compactación, menor humedad, mayor cobertura de sustrato desnudo y mayor pedregosidad que los sustratos de las áreas de referencia.

(b) La remoción de la vegetación, la extracción de sustrato y la modificación del relieve en la construcción de las rutas afecta el ensamble de especies que recolonizan los taludes luego del disturbio; por lo que la composición florística, riqueza y diversidad específica, cobertura y grupos funcionales de la vegetación establecida en taludes y áreas de referencia será diferente.

Predicción: En los taludes habrá diferente composición florística, menor riqueza y diversidad de especies, menor cobertura de la vegetación, y un predominio de grupos funcionales específicos (por ejemplo: hierbas y gramíneas anuales/bianuales y perennes) que en las áreas de referencia.

(c) La construcción de la ruta modifica la vegetación y altera el sustrato afectando la composición florística, riqueza y diversidad de especies, densidad de semillas y grupos funcionales del banco de semillas de los taludes.

Predicción: En el banco de semillas de los taludes la composición florística será diferente, habrá menor riqueza y diversidad de especies, menor densidad de semillas, y mayor densidad de semillas de especies anuales que en las áreas de referencia.

(d) En las áreas disturbadas de los taludes, se establecen especies tolerantes a los disturbios, que forman bancos de semillas afectando la composición florística de la vegetación y el banco de semillas.

Predicción: habrá una alta similitud entre la composición florística de la vegetación y la del banco de semillas en los taludes.

(e) En la vegetación y banco de semillas de los taludes de los diferentes ambientes se encuentran grupos funcionales cuyas especies presentan estrategias vinculadas a su forma y ciclo de vida que favorecen el establecimiento y supervivencia en áreas disturbadas.

Predicción: se encontrará mayor riqueza de hierbas anuales, bianuales y perennes en la vegetación y el banco de semillas en los taludes de los diferentes ambientes.

2.3. MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1. Área de estudio

En diciembre 2016, en cada uno de los cinco ambientes presentes en la región (estepa, matorral de *Nothofagus antarctica*, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *N. dombeyi*, bosque de *N. pumilio*), se seleccionaron tres puntos de muestreo a lo largo de los caminos/rutas (**Fig. 2.1 A**). Algunas de las rutas, como las de jurisdicción nacional o provincial se encontraban pavimentadas y otras sin pavimentar (accesos a lagos, cerros o de jurisdicción municipal). La antigüedad de los caminos fue similar, entre 15 - 30 años. Se realiza periódicamente mantenimiento preventivo por nieve en las rutas y caminos estudiados debido a las condiciones climáticas, con poda de ramas pero sin remoción de sustrato y/o vegetación. En cada punto de muestreo, se seleccionaron dos sitios (**Fig. 2.1 B**): un sitio degradado de talud de desmonte (TD) y un sitio de área de referencia (AR). El sitio de TD se seleccionó a un solo lado del camino, en lugares con similares condiciones para un mismo ambiente (orientación, pendiente, longitud de la pendiente, tipo de sustrato y precipitaciones). Se estudiaron taludes que no habían sido intervenidos/rehabilitados previamente. El sitio de AR se ubicó cercano al talud a una distancia de 20 m desde el borde de la banquina. Dentro de cada punto de muestreo, tanto en los TD como en las AR, se delimitó un área rectangular de 50 m x 5 m paralela al camino en su lado más largo; dentro de dicha área se realizaron los muestreos tanto para evaluar las condiciones del sustrato, de la vegetación y del banco de semillas, ubicando al azar parcelas cuadradas en la parte media de cada área rectangular delimitada para los TD y AR (**Fig. 2.1 B**). En total se trabajó en 30 sitios [2 sitios (TD y AR) x 3 puntos de muestreo x 5 ambientes] (**Fig. 2.1 B**). Los taludes de cada ambiente se ubicaron preferentemente con orientación norte, dado que es la exposición con mayor déficit hídrico en la región. La orientación de los taludes es un factor crítico que afecta la exposición a los vientos, la radiación solar y la duración de los períodos de disponibilidad de humedad (Massara Paletto *et al.* 2013).

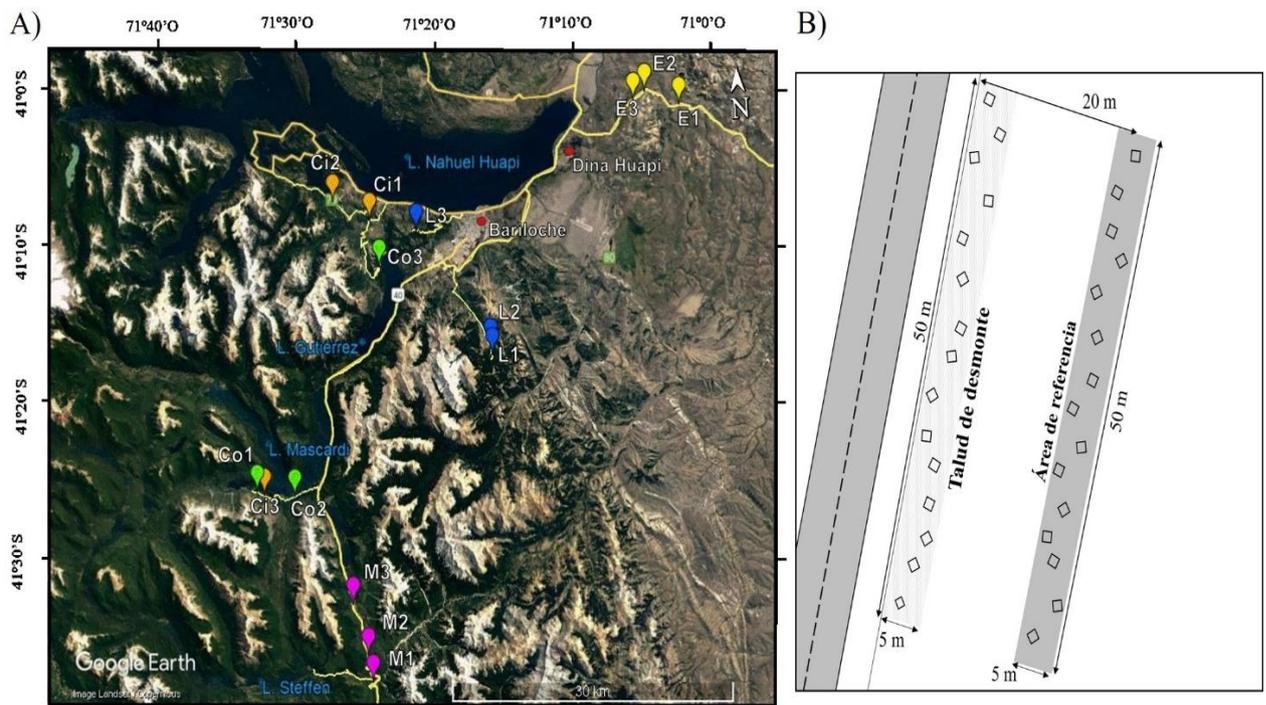


Fig. 2.1 A) Ubicación de los 15 puntos de muestreo (icono en forma de globo) en los ambientes estudiados: estepa = E1, E2, E3; matorral de *N. antarctica* = M1, M2, M3; bosque de *A. chilensis* (ciprés de la cordillera) = Ci1, Ci2 y Ci3; bosque de *N. dombeyi* (coihue) = Co1, Co2, Co3; y bosque de *N. pumilio* (lenga) = L1, L2 y L3. Las líneas amarillas representan las rutas nacionales, provinciales, caminos de acceso a lagos y cerros. Se señala la ubicación de principales lagos (Nahuel huapi, Gutiérrez, Mascardi y Steffen), y ciudades (Bariloche y Dina Hupai). B) Diagrama y ubicación de las áreas rectangulares delimitadas para el muestreo en los sitios: taludes de desmonte y áreas de referencia para cada punto de muestreo. Se muestra la distribución de las parcelas cuadradas para los muestreos de sustrato, vegetación y banco de semillas.

2.3.2. Evaluación y análisis de las características del sustrato

En cada uno de los tres puntos de muestreo por ambiente, y para cada TD se evaluó la pendiente mediante la utilización de un clinómetro, la orientación mediante una brújula, la longitud desde el borde superior al borde inferior del mismo con una cinta métrica.

Se evaluaron las propiedades físicas del sustrato en los sitios de TD y AR en cada punto de muestreo y para cada ambiente. Específicamente se evaluó: la cobertura de hojarasca, tipo de pedregosidad y cobertura con fragmentos de roca, el porcentaje de sustrato desnudo, la textura y compactación del sustrato y el contenido de humedad.

Hojarasca, pedregosidad y sustrato desnudo

Durante la temporada diciembre 2016 - enero 2017 y para cada uno de los tres puntos de muestreo por TD, AR y ambiente, se estimó el porcentaje de hojarasca (i.e. hojas, ramas y cortezas), la cobertura de fragmentos de rocas y la cobertura de sustrato en 15 parcelas cuadradas de 1 m x 1 m en los TD y AR dispuestas al azar según la escala de Braun-Blanquet (Newton 2007) (**Fig. 2.1 B**).

La pedregosidad del sustrato se estimó fotografiando 15 parcelas cuadradas de 25 cm de lado, ubicadas dentro de las parcelas de muestreo en los TD y AR en cada punto de muestreo para cada ambiente (**Fig. 2.2**). Se fotografiaron 15 parcelitas cuadradas en los TD y las AR en cada punto de muestreo para cada ambiente. En laboratorio las imágenes fueron procesadas con el programa Image J 1.52a (Rasband 2018). La determinación de pedregosidad se realizó estimando el porcentaje del área expuesta sobre el sustrato de cada fracción de fragmentos de roca según su tamaño, siguiendo la metodología descrita en Andrades *et al.* (2007). Las clases de pedregosidad consideradas fueron: fino: entre 0,2 - 1 cm, mediano: entre 1 -5 cm, grueso: entre 5 - 10 cm, y muy grueso: mayor a 10 cm, escala adaptada a partir de Speziale (2006). Las partículas con tamaño mayor a 0,2 cm se consideraron fragmentos de roca, mientras que las partículas menores a 0,2 cm representaron la fracción del suelo (Vargas Rojas 2009, USDA 2018).



Fig. 2.2 Aspecto de las parcelitas cuadradas ubicado dentro de las parcelas de muestreo de la vegetación, utilizadas para evaluar la pedregosidad.

Textura del sustrato

Para analizar la textura del sustrato se tomó en cada punto de muestreo y ambiente una muestra compuesta en cada sitio TD y AR en diciembre 2016 - enero 2017. Cada muestra estuvo

constituida por cinco submuestras que, previo al retiro de la hojarasca, fueron extraídas con un muestreador cilíndrico metálico de 9,2 cm de altura y 7,2 cm de diámetro en los claros a una profundidad máxima de 10 cm. Cada submuestra se colocó dentro de una bolsa y se mezcló, siendo debidamente identificada con un rótulo en el que se anotó el ambiente, el punto de muestreo (1, 2 o 3) y el sitio TD o AR. En total se analizaron 30 muestras (2 sitios TD y AR x 3 puntos de muestreo x 5 ambientes). En laboratorio, la clase textural de cada muestra se determinó por medio de la técnica de textura al tacto (Soil Quality Institute 2001, La Manna *et al.* 2018).

Compactación del sustrato

Para determinar la compactación superficial del sustrato, durante la temporada diciembre 2016 - enero 2017, se evaluó la densidad aparente a través del método del cilindro (Santos *et al.* 2017). Se utilizó un muestreador cilíndrico de acero con los bordes biselados de 9,2 cm de altura y 7,2 cm de diámetro. Se tomaron tres muestras aleatorias en el TD y tres en el AR, en los tres puntos de muestreo para cada ambiente. Las muestras se guardaron rotuladas, y se llevaron al laboratorio donde se extrajeron las gravas con tamiz de entramado de 2 mm de diámetro. Luego se secaron las muestras en estufa a 105°C hasta peso constante, durante un promedio de 72 h. Las muestras secas se pesaron en una balanza de precisión. El volumen de las gravas se determinó por medio del volumen de agua desplazado en una probeta milimetrada, y este volumen fue descontado del volumen del muestreador. El cálculo de densidad aparente se realizó con las siguientes fórmulas y su resultado se expresó en g/cm³:

$$DA = \frac{PS}{(V - Vg)}$$

Donde: *DA* = Densidad aparente, *PS* = Peso seco de la muestra, *V* = Volumen del cilindro muestreador, y *Vg* = Volumen de gravas.

$$V = \pi * \left(\frac{D}{2}\right)^2 * h$$

Donde: $\pi = 3,14159$; *D* = diámetro del muestreador y *h* = altura del muestreador.

Contenido de humedad del sustrato

El muestreo del contenido de humedad del sustrato se realizó en tres oportunidades a lo largo de la estación de crecimiento (octubre 2017, enero 2018 y abril 2018). Para cada mes se analizaron 90 muestras considerando todos los ambientes. El contenido de humedad se estimó mediante el método gravimétrico (Michelena *et al.* 2010). Con un barreno cilíndrico, se

recolectaron tres muestras por sitio (TD y AR), en cada punto de muestreo y ambiente previo al retiro de la hojarasca. Las muestras de sustrato se colocaron en bolsas rotuladas y herméticas para conservar su humedad. En el laboratorio, se registró el peso húmedo de cada muestra mediante una balanza digital. Luego el material se dispuso en potes de aluminio rotulados y se secó en estufa a 105 °C durante 72 horas hasta peso constante. Con los pesos de cada muestra se calculó la humedad del sustrato según la siguiente fórmula:

$$\% \text{ de humedad} = [(\text{peso húmedo} - \text{peso seco}) / \text{peso seco}] \times 100$$

2.3.3. Evaluación de la vegetación

En cada ambiente, para cada uno de los tres puntos de muestreo, se evaluó durante la temporada diciembre 2016 - enero 2017, la composición, riqueza, diversidad de especies, cobertura total y de grupos funcionales en 15 parcelas cuadradas de 1 m x 1 m (Gonzalez y Ghermandi 2008). Las parcelas fueron ubicadas al azar en los TD y las AR como se muestra en la **Fig. 2.1 B**. En cada cuadrado se registraron las especies presentes y se estimó su cobertura según el método de Braun-Blanquet (Newton 2007). En total, se obtuvo información de 450 parcelas cuadradas para evaluar la vegetación de los 30 sitios [2 sitios (TD y AR) x 3 puntos de muestro x 5 ambientes]. Se cosechó material para su identificación taxonómica. Adicionalmente, todas las especies fuera del cuadrado de muestreo, pero a una distancia menor a 1 m del mismo fueron registradas como especies presentes en el sitio.

2.3.4. Evaluación del banco de semillas

A fin de estimar el banco de semillas presente en el sustrato, se realizó un muestro a fines del mes de marzo y principios de abril del 2017 post-dispersión de las semillas/propágulos y previo a la germinación de las especies. En cada punto de muestreo y en cada ambiente, se extrajeron al azar 10 muestras de sustrato de 10 cm de diámetro y tres cm de profundidad incluyendo la hojarasca dentro del área delimitada de 5 x 50 m para los sitios TD y AR (**Fig. 2.1 B**). En total se recolectaron 300 muestras (10 muestras x 2 sitios TD y AR x 3 puntos de muestreo x 5 ambientes). Las muestras conservadas en bolsas rotuladas se estratificaron en heladera a 5°C por un período de 3 meses. La estratificación es una técnica que simula las condiciones de humedad y temperatura en las que se encuentran los propágulos en su hábitat natural, previas a su germinación y que son necesarias para romper la dormancia.

Se utilizó el método de germinación de semillas para estimar el banco de semillas a partir del reconocimiento y cuantificación de plántulas que emergen de cada muestra (Thompson *et al.* 1997). Para ello, luego del período de estratificación, se tamizaron para

eliminar restos vegetales y piedras; y se colocaron en contenedores sobre un estrato de arena estéril para favorecer el escurrimiento de agua. Los contenedores fueron dispuestos en invernadero bajo condiciones de riego controlado. Las plántulas se identificaron y contaron durante un período de 10 - 12 meses. Para la identificación botánica de las plántulas de las diferentes especies, se utilizó un manual de reconocimiento de plántulas de la región (Puntieri y Chiapella 2011), la Flora patagónica y otras fuentes bibliográficas (Correa 1969-1998, Dimitri 1974, Ezcurra y Brion 2005, Zuloaga *et al.* 2008). En el caso de que alguna plántula no fuera reconocida, se la trasplantó a una maceta más grande, a fin de que crezca y desarrolle estructuras reproductivas que facilite su identificación botánica. Finalmente, las plántulas fueron clasificadas en familia, género y especie cuando fue posible su identificación, y las plántulas que no se pudieron identificar se clasificaron a nivel de clase (monocotiledónea o dicotiledónea).

Una vez finalizado el monitoreo en el invernadero, se tamizó y analizó el sustrato remanente bajo lupa, a fin de registrar la cantidad de semillas viables pero que no germinaron. La viabilidad se analizó con el test de corte y se descartaron aquellas semillas con signos de predación por insectos y/o ataque por hongos. No se registraron semillas viables.

2.3.5. Análisis de datos

2.3.5.1 Condiciones físicas del sustrato

Para evaluar las condiciones físicas del sustrato se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) y modelos lineales mixtos (MLM) con la intención de incorporar los puntos de muestreo como factores aleatorios (Bloques), ya que se contempló la variabilidad que podrían tener las réplicas de un mismo punto de muestreo con respecto a las réplicas de los demás puntos de muestreos dentro del mismo ambiente. Para cada caso se realizó una selección jerárquica de modelos con el mejor ajuste mediante la comparación de modelos anidados por máxima verosimilitud, empleando la prueba del cociente de verosimilitud (*likelihood ratio tests*, LRT) (Zuur *et al.* 2009). Además, fue necesario aplicar MLGM o MLM dado que las variables respuesta a partir de los datos analizados no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (aún luego de ser transformados mediante log10, raíz cuadrada y arcoseno). La normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables respuesta fueron evaluadas utilizando las funciones “ks.test”, “shapiro.test” y el paquete “nortest” (Gross y Ligges 2012) para evaluar la normalidad, y “barlett.test” y “leveneTest” para la homoscedasticidad. También se analizaron visualmente gráficos de residuales de los modelos finales ajustados (qq-plot e histograma de residuales).

Para evaluar los porcentajes de cobertura de hojarasca, sustratos con fragmentos de rocas y sustrato desnudo, se utilizaron MLGM con distribución beta para los tres casos ya que se trataban de proporciones (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). En los tres casos las variables respuesta se representaron como la proporción de sustrato desnudo, fragmentos de roca y hojarasca, y la variable explicativa como el sitio con dos niveles (TD y AR).

Para evaluar la pedregosidad del suelo se estimó el porcentaje medio de fragmentos de roca según su tamaño (Sección 2.3.2) utilizando MLGM con distribución beta (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). Como variables explicativas se consideró la interacción entre dos variables: sitio (TD y AR), las clases de pedregosidad (fino: entre 0,2-1 cm; mediano: entre 1-5 cm; grueso: entre 5-10 cm; muy grueso: mayor a 10 cm), y como efecto aleatorio los puntos de muestro. Solo se analizaron mediante estos modelos los datos obtenidos de pedregosidad en estepa, matorral de *N. antactica* y bosque de *A. chilensis*, dado que en los bosques *N. dombeyi* y *N. pumilio* no se encontraron fragmentos de roca en superficie.

Para evaluar la compactación del sustrato se utilizaron MLM con distribución gaussiana (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). Se utilizó la función “lmer” del paquete “lme4” (Bates *et al.* 2015). Como variable respuesta se consideró la densidad aparente del sustrato, como variable explicativa el sitio, y como efecto aleatorio los puntos de muestreo.

Para evaluar el porcentaje de humedad del sustrato a lo largo de la estación de crecimiento (octubre 2017- abril 2018), se utilizaron MLGM con distribución beta (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). Como variable respuesta se consideró la proporción de humedad en el sustrato, y como variables explicativas se consideró la interacción entre las variables: sitio y mes (octubre, enero y abril). Se tomó en cuenta como efecto aleatorio los puntos de muestreo. Se consideró la correlación temporal de la variable respuesta mes por medio de la función AR1 dentro del paquete “glmmTMB” (Bolker 2016).

Para realizar los modelos MLGM con distribución beta se utilizó la función “glmmTMB” del paquete “glmmTMB” (Bolker 2020) del software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020). Para las comparaciones múltiples *a posteriori* de la interacción entre variables (sitio y clase de pedregosidad, y sitio y mes para humedad del sustrato) se utilizó el método de ajuste de Benjamini y Hochberg (1995) (“BH” o su alias “Fdr”), por medio de la función “glht” del paquete de R “multcomp” (Hothorn *et al.* 2008). Todos los análisis fueron realizados con el software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020).

2.3.5.2 Evaluación de la vegetación y el banco de semillas

Para describir la composición florística de la vegetación y del banco de semillas de los

TD y AR de cada ambiente, primero, se realizó la identificación taxonómica de las especies por medio de bibliografía y claves de identificación (Correa 1969-1998, Ezcurra y Brion 2005, Zuloaga *et al.* 2008). Para la identificación botánica de algunas especies se contó con la colaboración de la Dra. Cecilia Ezcurra durante la cursada de la materia de posgrado Plantas Vasculares (CRUB, UNCOma), y del Dr. Aníbal Prina de la Universidad Nacional de la Pampa. Luego de completar la identificación botánica se calculó la riqueza total en cada ambiente y en cada sitio (TD y AR), expresándose como el número total de especies en la vegetación y en el banco de semillas. Para cada especie identificada se consideró el origen biogeográfico (nativo, endémico, exótico) y la familia botánica (Correa 1969-1998, Ezcurra y Brion 2005, Zuloaga *et al.* 2008). Dentro de las especies exóticas, se identificaron las especies invasoras, a partir de diferentes bases de datos como: The Global Invasive Species Database (ISSG 2019), Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS 2019) y bibliografía de la región (Fuentes *et al.* 2014, Herrera *et al.* 2016). Además, las especies de la vegetación y del banco de semillas de los TD y AR de todos los ambientes se clasificaron en grupos funcionales según su ciclo de vida y forma de vida en: hierbas y gramíneas anuales/bianuales (GF I); hierbas y gramíneas perennes (GF II); arbustos (GF III) y renovales arbóreos (GF IV), a fin de que estén representadas todas las especies de los cinco ambientes estudiados (Gonzalez y Ghermandi 2008). En los ambientes de bosques y matorral solo se consideró para la clasificación del GF IV, los renovales de especies arbóreas hasta la altura de 1 m. Las especies *Chusquea culeou* y *Acaena splendens* fueron consideradas como arbusto y subarbusto en la clasificación de grupos funcionales realizada en esta tesis, dado a sus caracteres subleñosos y la función que cumplen en los ecosistemas estudiados.

Para evaluar la similitud en la composición de especies de la vegetación (% cobertura) y del banco de semillas (número de semillas) entre los TD y AR de un mismo ambiente, se utilizó la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Es un método de ordenación adecuado para datos que no son normales o que están en una escala discontinua, que utiliza el coeficiente de Bray-Curtis para calcular la similitud de matrices (Faith *et al.* 1987). Para evaluar la significancia en las diferencias en la composición de especies se utilizó la técnica no paramétrica de análisis multivariado de varianza ANOSIM (Clarke 1993, Clarke y Warwick 2001). Esta técnica utiliza para su análisis una matriz de distancia y se obtiene un valor R, que varía entre 1 (diferencia total en la composición de especies entre grupos) y -1 (mayor diferencia en la composición de especies dentro de los grupos que entre grupos). Un valor de R igual a cero indica que no hay diferencias en la composición de especies entre grupos. En los casos que se obtuvo un resultado significativo en la composición de

especies se realizó un análisis de SIMPER (porcentajes de similitud) para determinar la especie que contribuyó más a esa disimilitud (Clarke y Warwick 2001). Los datos se procesaron con el software PAST versión 4.02 (Hammer *et al.* 2001). El software compara las especies que contribuyen a la disimilitud entre el TD y AR dado por el porcentaje medio de disimilitud y el porcentaje de contribución por el método de Bray-Curtis para similitudes entre grupos (Clarke y Warwick 2001). Además muestra valores promedio de cobertura o densidad de semillas de cada especie en cada sitio.

Para evaluar la similitud en la composición de especies de la vegetación y del banco de semillas en los TD y AR de todos los ambientes, se utilizó el índice de Sørensen cualitativo:

$$S\text{ørensen} = \frac{2c}{(2c+a+b)}$$

Donde, c el número de especies comunes en la vegetación y el banco de semillas, a es el número de especies exclusivas de la vegetación y b es el número de especies exclusivas del banco de semillas.

Para estimar la diversidad de especies en la vegetación y en el banco de semillas viables en los TD y AR de todos los ambientes se utilizó el índice de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

En donde, P_i es la proporción de individuos que contribuye al total en la muestra y S es el número de especies en el talud de desmonte o área de referencia.

Se estimó el índice de Shannon-Weaver para cada parcela cuadrada, en el caso de la vegetación, y para cada muestra del banco de semillas por medio del software PAST versión 4.02 (Hammer *et al.* 2001). Luego se realizaron MLM con distribución gaussiana tanto para los índices de diversidad de las especies en la vegetación como para los del banco de semillas, y se compararon medias empleando la prueba del cociente de verosimilitud (*likelihood ratio tests*, LRT) (Zuur *et al.* 2009) en donde se determinó si había diferencias en la diversidad entre los TD y las AR. Se utilizó la función “lmer” del paquete “lme4” (Bates *et al.* 2015). La variable explicativa fue el sitio y el efecto aleatorio estuvo dado por los puntos de muestreo. Estos modelos se realizaron con el software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020).

Para evaluar, la cobertura de la vegetación (%) y densidad del banco de semillas total (semillas/m²) y por grupo funcionales entre los TD y AR de un mismo ambiente, se utilizó MLGM (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). La utilización de estos modelos hizo posible incorporar el diseño de muestreo (en bloques aleatorizados) en el análisis como efecto aleatorio. Para cada caso se realizó una selección jerárquica de modelos con el mejor ajuste mediante la

comparación de modelos anidados ajustados por máxima verosimilitud, empleando la prueba del cociente de verosimilitud (*likelihood ratio tests*, LRT) (Zuur *et al.* 2009). La normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables respuesta fueron evaluadas utilizando las funciones “ks.test”, “shapiro.test” del paquete “nortest” (Gross y Ligges 2012), “barlett.test” y “leveneTest”. Adicionalmente se analizaron visualmente los gráficos de residuales de los modelos finales ajustados (qq-plot e histograma de residuales) para evaluar normalidad y homogeneidad de varianzas.

Dependiendo de la naturaleza de la variable respuesta se utilizaron MLGM con diferentes distribuciones. Si la variable respuesta representaba una proporción, como el porcentaje de cobertura de la vegetación total y por grupos funcionales, se ajustaron MLGM con distribución beta (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012), con la función “glmmTMB” del paquete “glmmTMB” (Bolker 2020) del software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020). Para la estimación de la cobertura total de la vegetación se consideró como variable explicativa el sitio (TD y AR) y un efecto aleatorio dado por los puntos de muestreo. Para la cobertura por grupo funcional, las variables explicativas fueron el sitio y el grupo funcional (GF I, GF II, GF III y GF IV), y como efecto aleatorio el punto de muestreo.

En el caso en que la variable respuesta representaba un conteo (números enteros positivos), como el caso de “número de semillas”, se ajustó un MLGM con distribución Poisson (Zuur *et al.* 2009, Stroup 2012). Para ello se utilizó la función “glmer” del paquete “lme4” (Bates *et al.* 2015) del software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020). Para estimar el número total de semillas total se consideró como variable explicativa el sitio. Para estimar el número de semillas por grupo funcional las variables explicativas fueron el sitio y el grupo funcional. En todos los modelos se contempló la variable puntos de muestreo como el efecto aleatorio.

Para las comparaciones múltiples *a posteriori* de la variable grupo funcional tanto para la cobertura de la vegetación como para la densidad del banco de semillas se utilizó el método de ajuste de Benjamini y Hochberg (1995) (“BH” o su alias “Fdr”). Se empleó para estos análisis la función “glht” del paquete de R “multcomp” (Hothorn *et al.* 2008). Todos los análisis fueron realizados con el software R, versión 4.0.4 (R Core Team 2020).

A partir de los modelos ajustados se calcularon las medias estimadas y los errores estándares estimados para el porcentaje de cobertura y número de semillas tanto totales como para cada grupo funcional. Para el número de semillas se calculó posteriormente la densidad de semillas/m² como:

$$\text{Densidad de semillas (semillas/m}^2\text{)} = \frac{n^{\circ} \text{ semillas} * 10.000}{\pi * r^2}$$

Donde r es el radio del muestreador en cm.

Las especies que estuvieron presentes en los sitios, pero que no se encontraron dentro de los cuadrados de muestreo, fueron consideradas únicamente para los análisis de composición florística, riqueza total y similitud, pero no para el análisis de cobertura total, cobertura por grupos funcionales y diversidad media de especies.

2.4. RESULTADOS

2.4.1. Características del sustrato

Hojarasca, pedregosidad y sustrato desnudo

En todos los ambientes se encontró una menor cobertura de hojarasca en los taludes de desmontes (TD) que en las áreas de referencia (AR), y una mayor cobertura de fragmentos de roca en los TD que en las AR, aunque en los bosques de *Nothofagus dombeyi* y *N. pumilio* el porcentaje de hojarasca fue mayor en las AR que en los TD, y no se encontraron fragmentos de rocas en las AR (**Tabla 2.1**). En todos los ambientes el porcentaje de sustrato desnudo fue mayor en TD que las AR, exceptuando el bosque de *Austrocedrus chilensis* en donde fue similar (**Tabla 2.1**).

Tabla 2.1 Porcentaje medio estimado (error estándar) de la cobertura de hojarasca, de fragmentos de rocas y de sustrato desnudo en los taludes de desmonte (TD) y área de referencia (AR) de cada ambiente. X^2 estadístico Chi cuadrado del análisis MLGM, p-valor y significancia estadística. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Ambiente y variable	TD (%)	AR (%)	X^2	P-valor	Sig.
Estepa					
Hojarasca	4,0(0,9)	6,2(1,9)	4,8	0,027	*
Fragmentos de rocas	23,4(4,3)	8,6(1,0)	23,8	<0,001	***
Sustrato desnudo	64,3(3,6)	30,8(3,5)	39,8	<0,001	***
Bosque de <i>Nothofagus antarctica</i>					
Hojarasca	15,5(3,7)	45,9(4,3)	39,0	<0,001	***
Fragmentos de rocas	22,5(5,8)	7,7(0,1)	17,9	<0,001	***
Sustrato desnudo	57,2(4,3)	15,9(3,1)	50,1	<0,001	***
Bosque de <i>Austrocedrus chilensis</i>					
Hojarasca	24,7(4,1)	54,3(4,8)	27,8	<0,001	***

Fragmentos de rocas	18,2(4,0)	7,1(0,8)	19,4	<0,001	***
Sustrato desnudo	34,5(4,6)	24,8(4,2)	3,6	0,057	n.s.
Bosque de <i>Nothofagus dombeyi</i>					
Hojarasca	69,9(3,7)	83,8(0,9)	23,0	<0,001	***
Fragmentos de rocas	2,3(1,4)	-	1,2	0,280	n.s.
Sustrato desnudo	6,8(2,3)	3,7(0,5)	8,7	0,003	**
Bosque de <i>Nothofagus pumilio</i>					
Hojarasca	28,4(4,1)	81,3(0,6)	88,4	<0,001	***
Fragmentos de rocas	0,9(0,4)	-	0,9	0,334	n.s.
Sustrato desnudo	48,5(4,2)	7,0(0,1)	76,1	<0,001	***

Con respecto a la pedregosidad de la superficie del sustrato, en los ambientes estepa, matorral de *N. antarctica* y bosque de *A. chilensis* se encontraron diferencias significativas entre las clases de tamaños de fragmentos de roca y los sitios TD y AR en el modelo global para cada ambiente (estepa: $X^2=217,1$; $gl=7$; $P<0,001$; bosque de *N. antarctica*: $X^2=48,3$; $gl=7$; $P<0,001$; bosque de *A. chilensis*: $X^2=91,4$; $gl=7$; $P<0,001$). Los resultados de las pruebas *a posteriori* en donde se observaron diferencias estadísticamente significativas se muestran en el **Apéndice I.1** y la **Tabla I.1**. En los TD de los bosques de *Nothofagus dombeyi* y *N. pumilio* se encontraron pocos fragmentos de rocas de forma aisladas y de tamaños de finos a gruesos, por lo tanto, los datos no se analizaron estadísticamente.

En la estepa, los tamaños de los fragmentos de rocas fueron similares en los TD y AR, predominando los fragmentos finos y medianos con tamaños entre 0,2 - 5 cm (**Fig. 2.3**). En el matorral de *N. antarctica* y el bosque de *A. chilensis*, en los TD predominaron los fragmentos de rocas de mayor tamaño comparado con las AR (**Fig. 2.3** y **Tabla I.1** del **Apéndice I.1**). En el matorral de *N. antarctica*, se encontró en los TD mayor proporción de fragmentos de roca medianos y gruesos (1-10 cm) que en las AR. En el bosque de *A. chilensis* se encontró mayor proporción fragmentos medianos (1-5 cm) que las AR (**Fig. 2.3** y **Tabla I.1** del **Apéndice I.1**). En los AR de estos dos ambientes predominaron los fragmentos de roca finos (**Tabla I.1** del **Apéndice I.1**). Los fragmentos de roca de tamaño muy grueso (mayores a 10 cm) solo se encontraron en los TD en los ambientes estepa, matorral de *N. antarctica* y bosque de *A. chilensis* (**Fig. 2.3**).

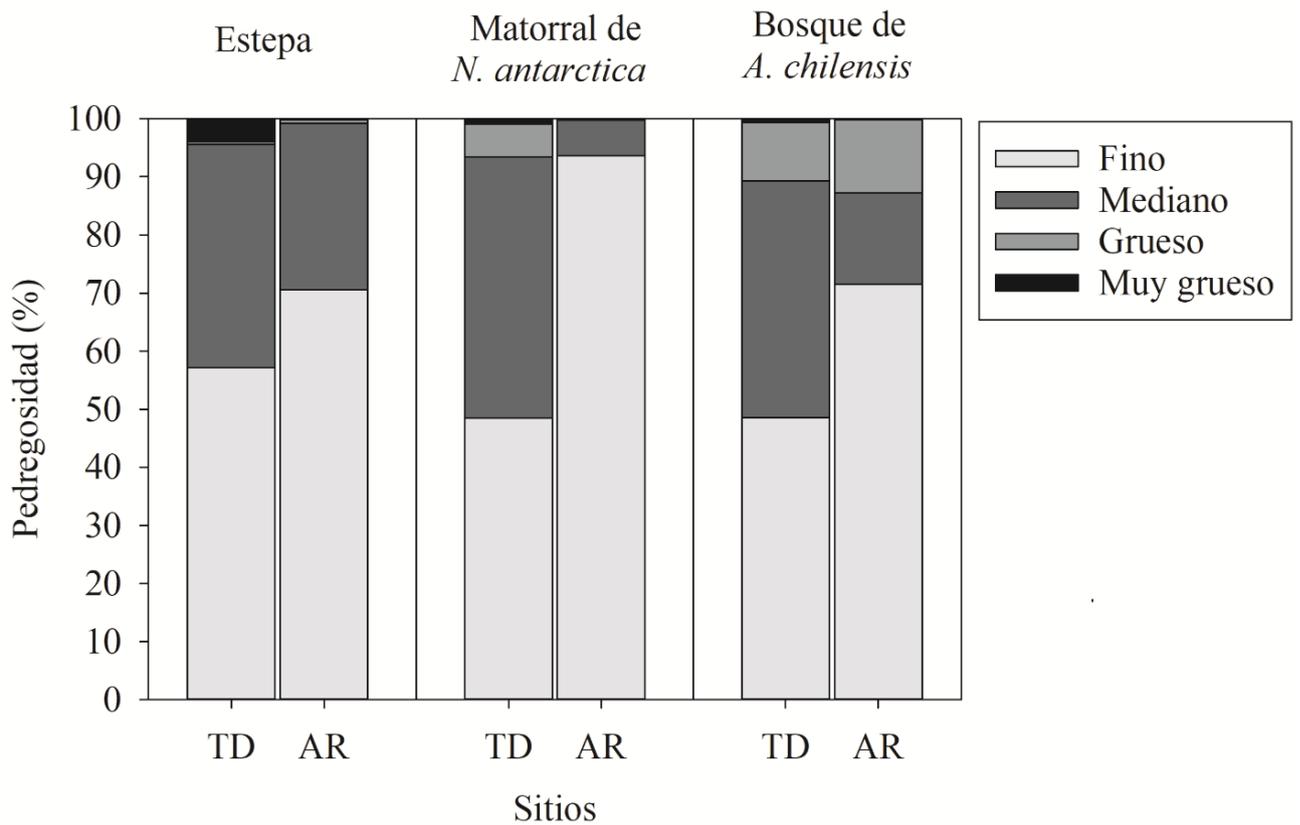


Fig. 2.3 Distribución relativa del tamaño de los fragmentos de rocas según su clase de pedregosidad (fino: entre 0,2 - 1 cm, mediano: entre 1 - 5 cm, grueso: entre 5 - 10 cm, muy grueso: mayor a 10 cm) en el talud de desmonte (TD) y área de referencia (AR) en los ambientes: estepa, matorral de *N. antarctica* y bosque de *A. chilensis*.

Textura del sustrato

En la **Tabla 2.2** se presentan los resultados de las clases texturales obtenidas para cada sitio en los tres puntos de muestreo para cada ambiente. En la estepa predominaron sustratos con clases texturales areno francas en los TD y AR, aunque en las AR se encontraron texturas más gruesas como las arenosas. En el matorral del *N. antarctica*, los sustratos de los TD fueron más heterogéneos y presentaron arcillas, siendo más finos que en las AR donde predominó la textura franco arenosa. En el bosque de *A. chilensis*, se observaron, en general, texturas arenosa y franco arenosas en los TD, y en las AR los sustratos fueron generalmente areno francos. En el bosque de *N. dombeyi*, las clases texturales de los TD fueron similares a las AR, encontrándose texturas más finas como las franco arenosas en los TD. En el bosque de *N. pumilio*, en los TD predominaron las texturas franco arenosas con presencia de arcillas, siendo más finas que en las AR donde predominaron sustratos areno francos.

Tabla 2.2 Clase textural del sustrato en los taludes de desmonte (TD) y en el área de referencia (AR) para cada ambiente.

Ambiente y punto de muestreo	Clase textural	
	TD	AR
Estepa		
Punto 1	Areno franca	Arenosa
Punto 2	Areno franca	Areno franca
Punto 3	Areno franca	Areno franca
Bosque de <i>N. antarctica</i>		
Punto 1	Arcillo arenosa	Franco arenosa
Punto 2	Franco arcillo arenosa	Franco arenosa
Punto 3	Franco arenosa	Franco arenosa
Bosque de <i>A. chilensis</i>		
Punto 1	Arenosa	Areno franca
Punto 2	Franco arenosa	Areno franca
Punto 3	Franco arenosa	Franco arenosa
Bosque de <i>N. dombeyi</i>		
Punto 1	Franco arenosa	Areno franca
Punto 2	Franco arenosa	Franco arenosa
Punto 3	Areno franca	Areno franca
Bosque de <i>N. pumilio</i>		
Punto 1	Areno franca	Areno franca
Punto 2	Franco arenosa	Areno franca
Punto 3	Franco arcillo arenosa	Franco arenosa

Densidad aparente superficial del sustrato

La densidad aparente superficial del sustrato fue mayor en los taludes de desmonte que en las áreas de referencia en todos los ambientes estudiados **Tabla 2.3**).

Tabla 2.3 Densidad aparente superficial media estimada (error estándar) del sustrato en el talud de desmonte (TD) y área de referencia (AR) en cada ambiente. X^2 estadístico Chi cuadrado del análisis MLGM, p-valor y significancia estadística. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Ambiente	Densidad aparente (g/cm ³)		X ²	P	Sig.
	TD	AR			
Estepa	1,19(0,03)	1,10(0,02)	6,33	0,012	*
Bosque de <i>N. antarctica</i>	0,82(0,04)	0,74(0,03)	4,11	0,043	*
Bosque de <i>A. chilensis</i>	0,96 (0,08)	0,59(0,05)	10,69	0,001	**
Bosque de <i>N. dombeyi</i>	0,73(0,04)	0,50(0,06)	9,26	0,002	**
Bosque de <i>N. pumilio</i>	0,71(0,03)	0,47(0,07)	7,90	0,005	**

Contenido de humedad del sustrato

En la estepa, el contenido de humedad del sustrato fue similar al comparar los TD y AR a lo largo de la estación de crecimiento (octubre 2017, enero 2018 y abril 2018) (**Fig. 2.4 A**). En ambos sitios, los sustratos más secos se encontraron en enero (TD: 2,3±0,9%; AR: 1,7±0,2%) y los más húmedos en abril (TD: 8,9±1,2%; AR: 10,6±0,9%; X²=22,7; gl=5; P<0,001; **Fig. 2.4 A**).

En el matorral de *N. antarctica*, el contenido de la humedad en los TD fue menor al de las AR a lo largo de toda la estación de crecimiento (X²=44,4; gl=5; P<0,001; **Fig. 2.4 B**). En ambos sitios, el mes con sustratos más húmedos fue abril (TD: 35,1±4,9%; AR: 45,6±2,7%). El porcentaje de humedad de enero (12,2±3,0%) fue similar al de octubre (17,1±3,5%) en los TD, en cambio en el AR, enero fue el mes con sustratos más secos (19,4±1,9%) (**Fig. 2.4 B**).

En el bosque de *A. chilensis*, el contenido de la humedad del sustrato en los TD fue menor al de las AR para los meses de abril y octubre (X²=36,7; gl=5; P<0,001; **Fig. 2.4 C**). En los TD no se encontraron diferencias en la humedad a lo largo de la estación de crecimiento (octubre: 19,6±2,2%; enero: 11,8±3,3%; abril: 13,7±2,3%; **Fig. 2.4 C**). En las AR, abril (49,9±8,6%) fue el mes con sustratos más húmedos (enero: 14,6±2,4%; octubre: 27,6±3,1%; **Fig. 2.4 C**).

En el bosque de *N. dombeyi*, el contenido de la humedad del sustrato en enero en los TD fue menor al de las AR (X²=19,8; gl=5; P<0,001; **Fig. 2.4 D**). En los TD enero (25,9±1,6%) fue el mes con el sustrato más seco (octubre: 42,6±1,6%; abril: 43,2±2,6%; **Fig. 2.4 D**). En las AR, no se encontraron diferencias de humedad a lo largo de la estación de crecimiento (octubre: 47,6±4,6%; enero: 38,9±4,4%; abril: 51,2±5,5%; **Fig. 2.4 D**).

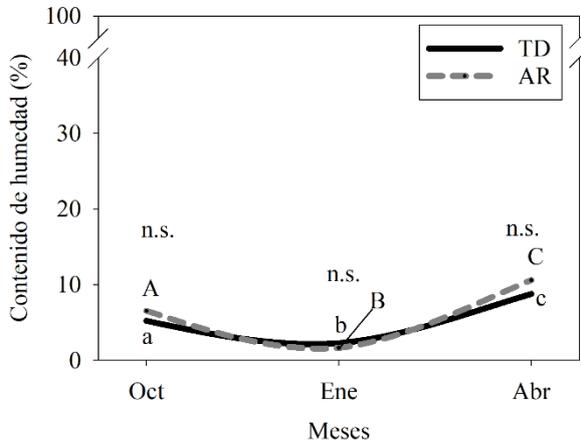
En el bosque de *N. pumilio*, el contenido de la humedad del sustrato en abril en los TD fue menor al de las AR (X²=23,2; gl=5; P<0,001; **Fig. 2.4 E**). En los TD, los sustratos de enero (18,0±1,6%) y abril (29,5±1,6%) fueron los más secos (**Fig. 2.4 E**). En las AR la humedad de enero (26,4±3,5%) fue menor al de los demás meses (octubre: 50,8±7,2%; abril: 44,7±6,2%;

Fig. 2.4 E).

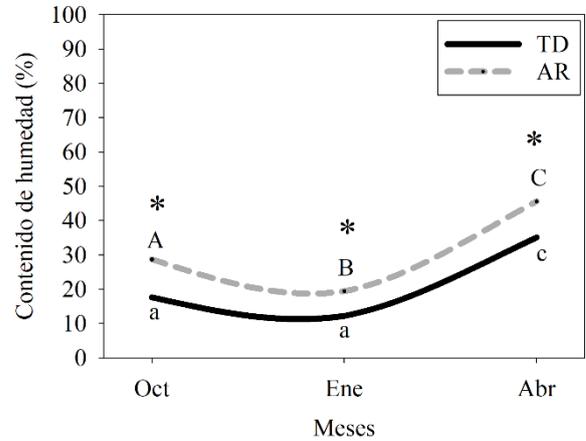
Los resultados de las pruebas *a posteriori* se muestran en el **Apéndice I.2** en la **Tabla**

I.2.

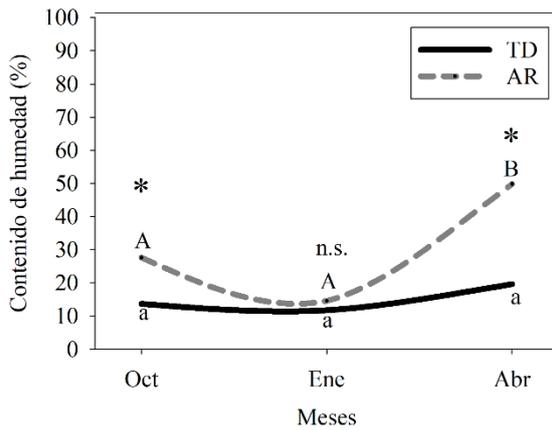
A) Estepa



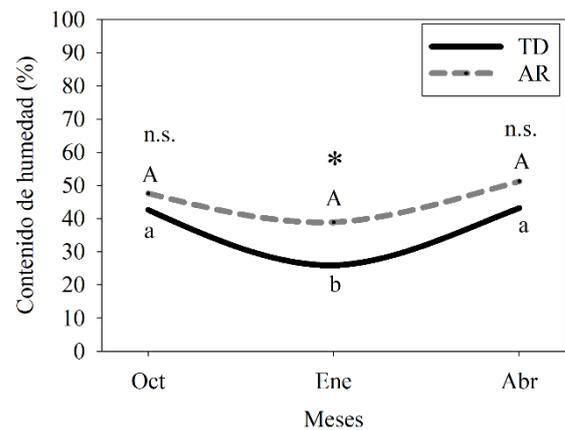
B) Bosque de *N. antarctica*



C) Bosque de *A. chilensis*



D) Bosque de *N. dombeyi*



E) Bosque de *N. pumilio*

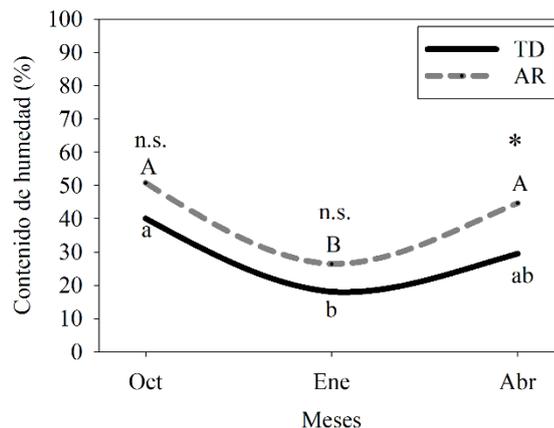


Fig. 2.4 Curvas del porcentaje de humedad del sustrato en los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) en tres meses durante la estación de crecimiento de las plantas (octubre: Oct, enero: Ene, abril: Abr) en cada ambiente. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas

entre el porcentaje de humedad de TD y AR en cada mes ($P<0,05$). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en el contenido de humedad entre meses en el sitio TD, mientras que las letras mayúsculas indican diferencias significativas en el sitio AR ($P<0,05$).

2.4.2. Vegetación y banco de semillas de la estepa

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En la estepa se registró un total de 60 especies pertenecientes a 25 familias y 47 géneros, en la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR). Según el origen biogeográfico, 37 especies fueron nativas (62%), 21 especies fueron exóticas (35%), un taxón fue identificado a nivel de género y otro a nivel de familia (3%) (**Tabla 2.4**). Entre las especies nativas se encontraron 26 especies endémicas (43%) y entre las exóticas 12 invasoras (20%) (**Tabla 2.4**).

En la vegetación y el banco de semillas de los TD se encontró un total de 48 especies, pertenecientes a 22 familias. Del total, 27 fueron nativas (56%), 20 especies fueron exóticas (42%) y un taxón fue identificado a nivel de género (2%) (**Tabla 2.4**). Entre las nativas se encontraron 17 endémicas (35%) y entre las exóticas 12 invasoras (25%) (**Tabla 2.4**). Las familias que tuvieron mayor número de especies en los TD fueron *Poaceae*, *Asteraceae* y *Rosaceae* (**Tabla 2.4**).

En las AR se encontró un total de 39 especies que pertenecían a 18 familias, en donde 27 especies fueron nativas (70%), 11 exóticas (28%), y un taxón identificado a nivel de familia (2%) (**Tabla 2.4**). Entre las nativas se registraron 21 especies endémicas (54%), y entre las exóticas 6 invasoras (15%) (**Tabla 2.4**). Las principales familias con mayor número de especies para las AR fueron *Asteraceae* y *Poaceae* (**Tabla 2.4**).

Tabla 2.4 Cobertura media en la vegetación (Cob. veg.) y densidad media de semillas (Dens. BS) del banco de semillas (BS) de las especies en los taludes de desmonte y áreas de referencia en la estepa. Nombre científico (familia botánica). Origen de las especies (E= exótico, N= nativo, N*= nativo endémico, E*= exótico invasor). Las especies fueron agrupadas por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos). n.i. taxon no identificado a nivel de especie. <0,1 porcentaje de cobertura menor al 0,1%. (p) especies encontradas en los sitios, pero fuera de las parcelas cuadradas de muestreo.

Nombre científico (Familia)	Origen	Taludes de desmonte		Áreas de referencia	
		Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)	Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)
Grupo I					
Hierbas y gramíneas anuales/bianuales					
<i>Apera interrupta</i> (Poaceae)	E	<0,1(0,1)	-	0,2(0,7)	-
<i>Boopis gracilis</i> (Calyceaceae)	N*	1,6(3,1)	-	1,4(3,2)	-
<i>Bromus tectorum</i> (Poaceae)	E*	3,7(7,3)	-	4,4(11,2)	-
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	E*	<0,1(<0,1)	23,5(76,5)	<0,1(0,4)	-
<i>Chenopodium scabriceale</i> (Chenopodiaceae)	N*	p	-	-	-
<i>Collomia biflora</i> (Polemoniaceae)	N	<0,1(0,4)	-	-	-
<i>Conyza lechleri</i> (Asteraceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Draba verna</i> (Brassicaceae)	E	<0,1(<0,1)	23,5(76,5)	<0,1(0,1)	17,6(96,5)
<i>Epilobium brachycarpum</i> (Onagraceae)	E	4,8(11,0)	135,1(369,3)	0,6(2,0)	123,4(197,2)
<i>Erodium cicutarium</i> (Geraniaceae)	E	0,1(0,5)	-	-	-
<i>Festuca australis</i> (Poaceae)	N*	<0,1(<0,1)	17,6(70,9)	<0,1(<0,1)	-
<i>Heliotropium paronychioides</i> (Boraginaceae)	N*	0,8(5,6)	293,7(371,2)	-	605,0(1166,8)
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	E*	p	-	-	-
<i>Holosteum umbellatum</i> (Caryophyllaceae)	E	<0,1(<0,1)	11,7(64,3)	-	-
<i>Juncus bufonius</i> (Juncaceae)	N	-	52,9(140,0)	-	-
<i>Lactuca serriola</i> (Asteraceae)	E*	-	5,9(32,2)	-	-

<i>Montiopsis polycarpioides</i> (Montiaceae)	N*	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Nicotiana linearis</i> (Solanaceae)	N	p	5,9(32,2)	-	-
<i>Sisymbrium altissimum</i> (Brassicaceae)	E	0,4(1,9)	29,4(81,3)	<0,1(0,4)	17,6(53,8)
<i>Tragopogon dubius</i> (Asteraceae)	E	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (Asteraceae)	E	<0,1(<0,1)	5,9(32,2)	-	-
<i>Triptilion achilleae</i> (Asteraceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Verbascum thapsus</i> (Scrophulariaceae)	E*	<0,1(<0,1)	364,2(1382,9)	-	41,1(88,8)
<i>Veronica peregrina</i> (Plantaginaceae)	E	-	5,9(32,2)	-	-
Total GFI		11,6(1,3)	975,1(115,1)	6,8(0,8)	810,6(68,1)

Grupo II

Hierbas y gramíneas perennes

<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	N	p	-	-	-
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	N*	<0,1(0,4)	5,9(32,2)	0,5(2,0)	-
<i>Astragalus palenae</i> (Fabaceae)	N*	<0,1(0,4)	-	-	-
<i>Bromus setifolius</i> (Poaceae)	N*	<0,1(0,4)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Carex andina</i> (Cyperaceae)	N*	-	5,9(32,2)	-	-
<i>Euphorbia collina</i> (Euphorbiaceae)	N*	0,6(2,0)	-	<0,1(0,4)	-
<i>Festuca pallescens</i> (Poaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Gamochaeta spiciformis</i> (Asteraceae)	N*	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Hordeum comosum</i> (Poaceae)	N	0,1(0,4)	-	1,1(2,7)	-
<i>Hypochaeris radicata</i> (Asteraceae)	E*	-	23,5(89,4)	-	41,1(136,4)
<i>Juncus balticus</i> (Juncaceae)	N	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Juncus stipulatus</i> (Juncaceae)	N	-	11,7(44,7)	-	-
<i>Montiopsis gayana</i> (Montiaceae)	N*	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Pappostipa humilis</i> (Poaceae)	N*	-	-	0,7(2,6)	-
<i>Pappostipa speciosa</i> (Poaceae)	N	0,5(2,0)	-	6,9(14,8)	-
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	N	0,5(1,9)	-	<0,1(0,4)	-
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	E*	<0,1(<0,1)	17,6(70,9)	-	-
<i>Poa ligularis</i> (Poaceae)	N*	0,3(0,8)	-	0,5(0,9)	-

<i>Poa pratensis</i> (Poaceae)	E*	-	5,9(32,2)	-	-
<i>Poa</i> sp. 1 n.i. (Poaceae)		-	5,9(32,2)	-	-
<i>Rhodophiala mendocina</i> (Amaryllidaceae)	N*	0,2(0,7)	-	0,2(0,6)	-
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	E*	23,4(17,9)	605,0(880,1)	47,6(27,9)	1503,8(1952,4)
<i>Sisyrinchium arenarium</i> (Iridaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,2(0,5)	-
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	E*	-	11,7(44,7)	<0,1(<0,1)	-
<i>Veronica anagallis-acuatica</i> (Plantaginaceae)	E*	-	5,9(32,2)	-	-
Total GF II		25,9(1,1)	699,0(51,6)	57,8(2,1)	1562,5(87,4)
Grupo III					
Arbustos					
<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	N	11,8(18,8)	23,5(76,5)	12,0(21,9)	5,9(32,2)
<i>Azorella prolifera</i> (Apiaceae)	N	2,2(9,7)	-	13,4(28,6)	-
<i>Baccharis linearis</i> (Asteraceae)	N*	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Baccharis neaei</i> (Asteraceae)	N*	-	5,9(32,2)	-	-
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	N*	-	-	p	-
<i>Ephedra chilensis</i> (Ephedraceae)	N*	-	-	p	-
<i>Fabiana imbricata</i> (Solanaceae)	N*	-	-	-	5,9(32,2)
<i>Grindelia anethifolia</i> (Asteraceae)	N*	1,1(3,2)	-	1,2(3,2)	-
<i>Rosa rubiginosa</i> (Rosaceae)	E*	p	-	-	-
<i>Senecio bracteolatus</i> (Asteraceae)	N*	3,2(11,0)	5,9(32,2)	12,9(22,6)	11,7(44,7)
Total GF III		18,3(4,3)	35,2(14,1)	39,5(7,6)	29,4(14,1)
Poaceae 1 n.i. (Poaceae)		-	-	-	5,9(32,2)

Por medio del análisis SIMPER se encontró que *Rumex acetosella* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre sitios, aportando la mayor cobertura en las AR para la vegetación y mayor cantidad de semillas para el banco (Tabla 2.5 y Tabla 2.6). En la vegetación, otras especies que contribuyeron a la disimilitud fueron *Acaena splendens* y *Azorella prolifera* (Tabla 2.5), mientras que en el banco de semillas fueron *Heliotropium paronychioides* y *Epilobium brachycarpum* (Tabla 2.6).

Tabla 2.5 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la cobertura de la vegetación de las especies (Cob. Veg.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) de la estepa. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*= exótico invasor). Disimilitud promedio (%) es el porcentaje promedio de cobertura que cada especie aporta a la disimilitud.

Especie	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Cob. Veg. (%)	
					TD	AR
<i>Rumex acetosella</i>	E*	21,6	31,3	31,3	23,4	47,6
<i>Acaena splendens</i>	N	10,5	15,1	46,5	11,8	12,0
<i>Azorella prolifera</i>	N	9,4	13,6	60,1	2,2	13,4
<i>Senecio bracteolatus</i>	N	8,7	12,6	72,7	3,2	12,9
Otras		18,9	27,3	100,0	15,2	18,3

Tabla 2.6 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la densidad del banco de semillas de las especies (Dens. BS.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) de la estepa. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*= exótico invasor).

Especie	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Dens. BS	
					TD	AR
<i>Rumex acetosella</i>	E*	33,1	41,8	41,8	604,5	1503,2
<i>Heliotropium paronychioides</i>	N	17,9	22,7	64,5	294,3	604,5
<i>Epilobium brachycarpum</i>	E	7,0	8,9	73,3	135,2	123,4
Otras		7,4	9,3	100,0	675,9	176,1

El análisis de ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM) mostró una clara separación de la composición florística de especies de la vegetación entre los TD y las AR de la estepa, el cual fue respaldado por el resultado del ANOSIM (R global=0,18; $P < 0,001$; valor de stress =0,22; Fig. 2.5 A). En el banco de semillas, se encontró que la composición florística de las especies fue similar entre los TD y AR por lo que no se observó una separación en la composición de especies en el análisis de ordenación EMD-NM

(ANOSIM: R global = 0,01; P= 0,19; valor de stress = 0,28; **Fig. 2.5 B**).

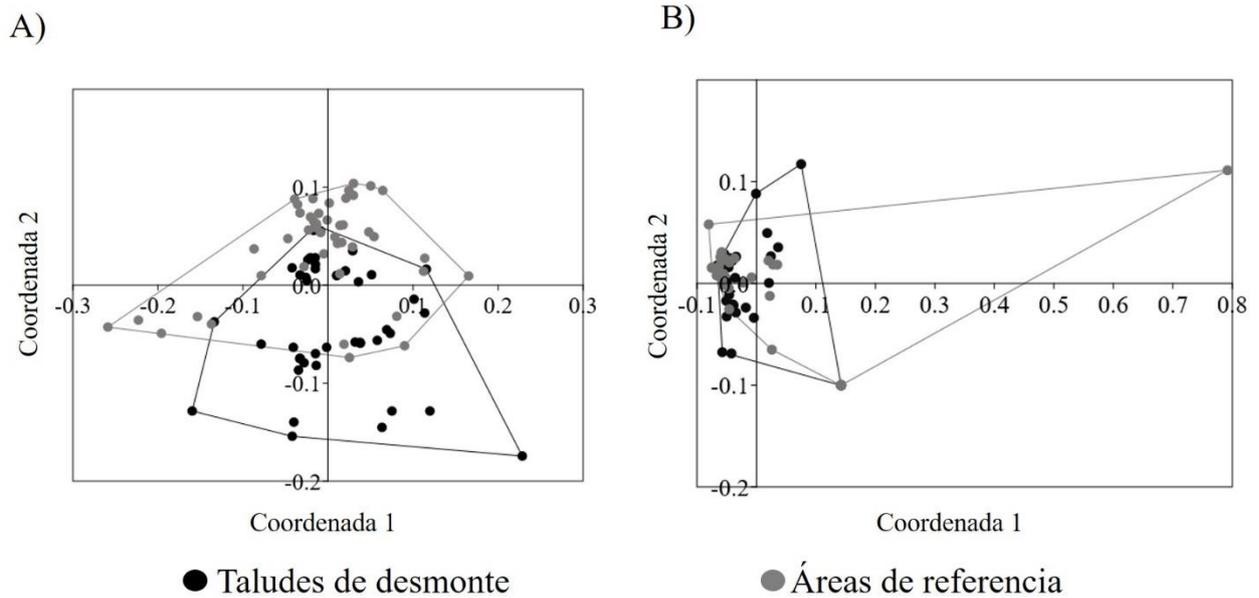


Fig. 2.5 Similitud en la composición de especies: A) de la vegetación y B) del banco de semillas entre taludes de desmonte y áreas de referencia de la estepa, utilizando la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Las líneas representan los polígonos de convergencia.

La similitud en la composición de especies entre la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte según el índice de Sørensen fue del 48%, mientras que para las áreas de referencia el índice de similitud fue de 27%.

Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad de especies, el índice de Shannon-Weaver medio para la vegetación en de los TD ($0,9 \pm 0,1$) fue similar al de las AR ($1,0 \pm 0,1$) ($X^2=0,35$; $gl=1$; $P=0,553$). En el banco de semillas se encontró que los TD ($0,9 \pm 0,1$) la diversidad media fue mayor que en las AR ($0,5 \pm 0,1$) ($X^2=6,0$; $gl=1$; $P=0,014$).

Cobertura total y de los grupos funcionales

La cobertura media de la vegetación en los TD ($57,8 \pm 3,8\%$) fue menor que en las AR ($85,6 \pm 2,2\%$) (**Fig. 2.6 A** y **Tabla 2.7**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias significativas entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.6 B** y **Tabla 2.7**). La cobertura de especies del grupo funcional II (GF II: hierbas y gramíneas perennes) y GF III (arbustos) en

los TD fue menor que en las AR (**Fig. 2.6 B** y **Tabla 2.7**). La cobertura de las especies del grupo I (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales) fue similar en ambos sitios (**Fig. 2.6 B** y **Tabla 2.7**).

En los TD, la cobertura de las especies del GF II ($31,0 \pm 2,6\%$) fue mayor a la de los grupos I ($11,9 \pm 2,6\%$) y III ($26,2 \pm 3,6\%$), siendo estos últimos similares en cobertura (**Fig. 2.6 B** y **Tabla 2.7**). En las AR, todos los grupos funcionales presentaron diferencias significativas siendo las especies del GF II ($57,4 \pm 4,8\%$) las más abundantes, y las especies del GF I ($8,8 \pm 1,7\%$) las de menor cobertura (**Fig. 2.6 B** y **Tabla 2.7**).

Tabla 2.7 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la cobertura total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio de la estepa. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Cobertura total TD- Cobertura total AR	37,0	1	0,001	**
GF I, II y III TD- GF I, II y III AR	82,7	5	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	3,0	1	0,082	n.s.
GF II TD- GF II AR	20,3	1	<0,001	***
GF III TD- GFIII AR	6,9	1	<0,001	***
GF I, II y III en los TD	14,2	2	<0,001	***
GF I, II y III en las AR	44,3	2	<0,001	***

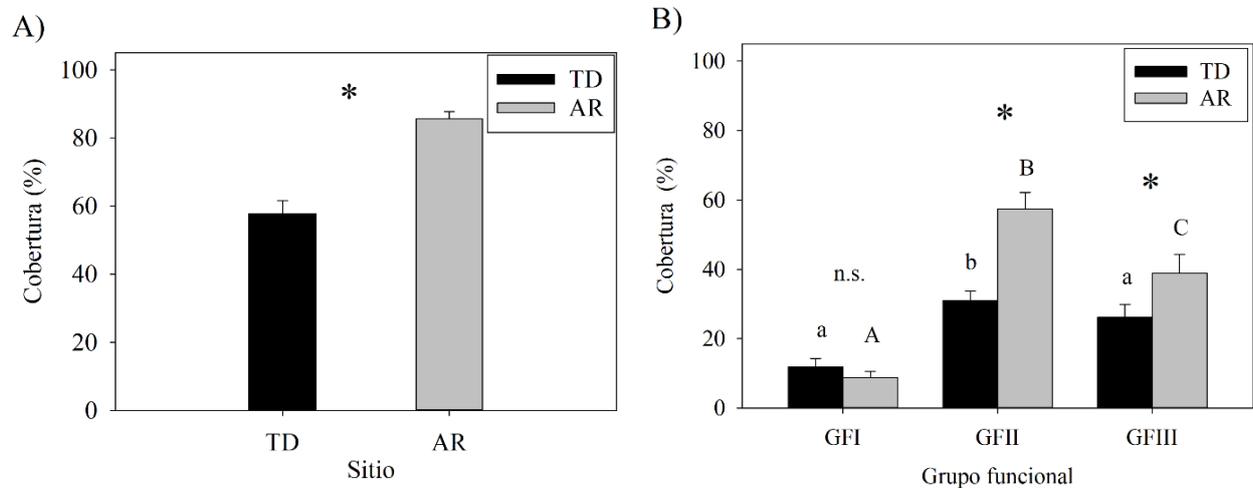


Fig. 2.6 Cobertura (media \pm ES) estimada: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas

perennes, y GF III: arbustos) presentes en la vegetación de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) de la estepa. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución beta. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre la cobertura de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la cobertura entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales

La densidad media de semillas en el banco en los TD ($1892,0 \pm 218,7$ semillas/m²) fue similar a la encontrada en las AR ($2186,0 \pm 214,7$ semillas/m²) (**Fig. 2.7 A y Tabla 2.8**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.7 B y Tabla 2.8**). La densidad de semillas de las especies del GF II fue mayor en las AR que en los TD (**Fig. 2.7 B y Tabla 2.8**). La densidad de los GF I y GF III fueron similares en ambos sitios **Fig. 2.7 B y Tabla 2.8**).

En los TD, la densidad de semillas del GF III ($34,9 \pm 15,6$ semillas/m²) fue menor que la densidad de los GF I ($912,6 \pm 298,9$ semillas/m²) y GF II ($744,0 \pm 189,7$ semillas/m²), que fueron similares entre sí (**Fig. 2.7 B y Tabla 2.8**). En las AR, la densidad de semillas entre los grupos funcionales fue diferente, en donde las especies del GF II tuvieron mayor abundancia de semillas ($1546,2 \pm 360,6$ semillas/m²), y las especies del GF III la menor abundancia ($29,1 \pm 12,2$ semillas/m²) (**Fig. 2.7 B y Tabla 2.8**).

Tabla 2.8 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la densidad de semillas total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio de la estepa. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Densidad de semillas total TD- densidad de semillas total AR	418,6	1	0,554	n.s.
GF I, II y III TD- GF I, II y III AR	534,7	5	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	1,2	1	0,268	n.s.

GF II TD- GF II AR	49,4	1	<0,001	***
GF III TD- GFIII AR	0,1	1	0,763	n.s.
GF I, II y III en los TD	188,8	2	<0,001	***
GF I, II y III en las AR	325,9	2	<0,001	***

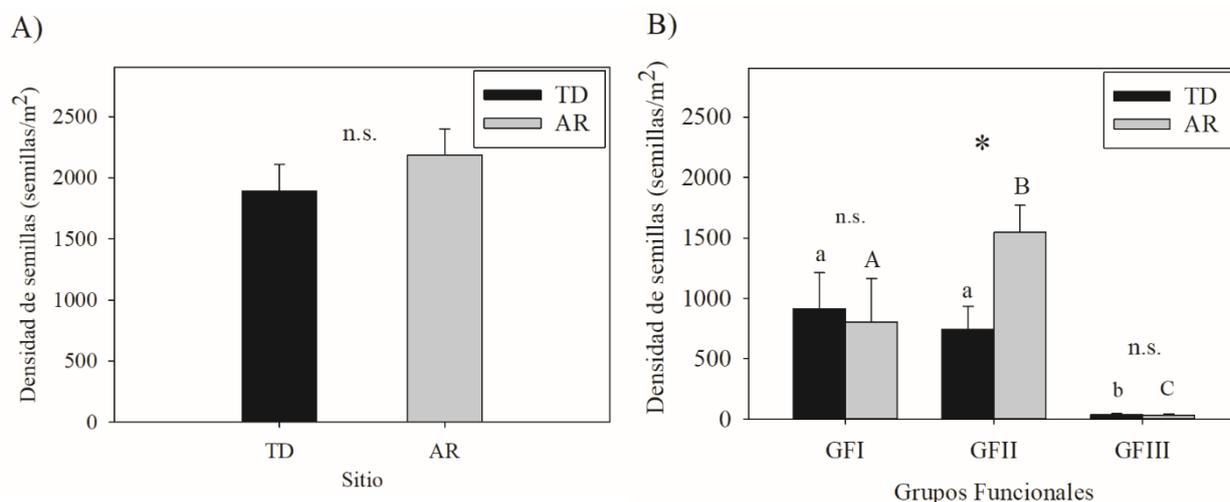


Fig. 2.7 Densidad (media±ES) estimada de las semillas: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) presentes en el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) de la estepa. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución Poisson. (*) indica diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de semillas de los TD y las AR ($P<0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la densidad de semillas entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P<0,05$).

2.4.3. Vegetación y banco de semillas del matorral de *Nothofagus antarctica*

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En el matorral de *Nothofagus antarctica* se registró un total de 72 especies pertenecientes a 32 familias y 58 géneros, en la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) (**Tabla 2.9**). Del total, 47 especies fueron nativas (65%), 19 especies fueron exóticas (26%), tres taxones identificados a nivel de género, dos a familia y uno a clase (8%) (**Tabla 2.9**). Entre las nativas se encontraron 32 endémicas (44%), y entre las exóticas se encontraron 15 invasoras (21%) (**Tabla 2.9**).

En la vegetación y el banco de semillas de los TD se encontró un total de 53 especies,

pertenecientes a 27 familias. Del total, 34 especies fueron nativas (64%), 14 especies fueron exóticas (27%), dos taxones identificados a género, dos a familia y uno a clase (9%) (**Tabla 2.9**). Entre las nativas se encontraron 23 endémicas (43%), y entre las exóticas se encontraron 12 invasoras (23%) (**Tabla 2.9**). En las AR se encontró un total de 58 especies que pertenecían a 27 familias, en donde 39 especies fueron nativas (67%), 16 especies exóticas (28%), dos taxones identificados a género y uno a familia (5%) (**Tabla 2.9**). Entre las nativas se encontraron 26 endémicas (45%), y entre las exóticas se encontraron 14 invasoras (24%) (**Tabla 2.9**). Las principales familias con mayor número de especies para ambos sitios fueron: *Asteraceae*, *Poaceae* y *Rosaceae* (**Tabla 2.9**).

Tabla 2.9 Cobertura media en la vegetación (Cob. veg.), y densidad de semillas media (Dens. BS) del banco de semillas (BS) de las especies en los taludes de desmonte y áreas de referencia en el matorral de *N. antarctica*. Nombre científico (familia botánica). Origen de las especies (E= exótico, N= nativo, N*= nativo endémico, E*= exótico invasor). Las especies fueron agrupadas por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos). n.i. taxón no identificado a nivel de especie. <0,1 porcentaje de cobertura menor al 0,1%. (p) especies encontradas en los sitios, pero fuera de las parcelas cuadradas de muestreo.

Nombre científico (Familia)	Origen	Taludes de desmonte		Áreas de referencia	
		Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)	Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)
Grupo I					
Hierbas y gramíneas anuales/bianuales					
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	11,7(8,2)
<i>Collomia biflora</i> (Polemoniaceae)	N	0,4(0,3)	-	0,3(0,1)	-
<i>Crepis capillaris</i> (Asteraceae)	E*	1,1(0,5)	-	1,5(0,5)	-
<i>Draba verna</i> (Brassicaceae)	E	-	-	-	23,5(14,0)
<i>Epilobium brachycarpum</i> (Onagraceae)	E	-	11,7(11,7)	-	-
<i>Festuca australis</i> (Poaceae)	N*	-	-	-	5,9(5,9)
<i>Heliotropium paronychioides</i> (Boraginaceae)	N*	-	-	-	11,7(11,7)
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	E*	1,1(0,5)	11,7(8,2)	2,1(1,4)	5,9(5,9)
<i>Melilotus albus</i> (Fabaceae)	E*	-	-	p	-
<i>Microsteris gracilis</i> (Polemoniaceae)	N	0,3(0,3)	-	<0,1(<0,1)	11,7(8,2)
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (Asteraceae)	E	-	-	p	-
Total GF I		3,0(0,1)	23,5(1,8)	3,9(0,2)	70,5(4,9)
Grupo II					

Hierbas y gramíneas perennes

<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	41,1(41,1)
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	N*	8,8(2,4)	41,1(20,1)	9,7(2,2)	11,7(8,2)
<i>Achillea millefolium</i> (Asteraceae)	E*	1,1(0,5)	-	3,3(1,3)	-
<i>Agrostis capillaris</i> (Poaceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	11,8(3,6)	-
<i>Alstroemeria aurea</i> (Alstroemeriaceae)	N*	-	-	0,3(0,3)	-
<i>Anemone multifida</i> (Ranunculaceae)	N	5,8(1,6)	-	4,1(1,3)	-
<i>Calceolaria polyrrhiza</i> (Calceolariaceae)	N*	0,6(0,4)	-	0,1(<0,1)	-
<i>Carex andina</i> (Cyperaceae)	N*	-	5,9(5,9)	-	17,6(9,8)
Dicotiledonea 1 n.i.		-	5,9(5,9)	-	-
<i>Euphorbia collina</i> (Euphorbiaceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Festuca purpurascens</i> (Poaceae)	N*	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Galium hypocarpium</i> (Rubiaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Galium inconspicuum</i> (Rubiaceae)	N*	-	-	0,3(0,3)	-
<i>Gamochaeta americana</i> (Asteraceae)	N	-	-	-	29,4(20,8)
<i>Gamochaeta chamissonis</i> (Asteraceae)	N*	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Gamochaeta spiciformis</i> (Asteraceae)	N*	-	35,2(25,9)	-	88,1(40,3)
<i>Geranium magellanicum</i> (Geraniaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Geum quellyon</i> (Rosaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Hypochaeris radicata</i> (Asteraceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Juncus balticus</i> (Juncaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Lupinus polyphyllus</i> (Fabaceae)	E	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Luzula chilensis</i> (Juncaceae)	N*	0,3(0,3)	-	<0,1(<0,1)	17,6(13,0)
<i>Mutisia spinosa</i> (Asteraceae)	N*	0,3(0,3)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Osmorhiza berteroi</i> (Apiaceae)	N	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Oxalis valdiviensis</i> (Oxalidaceae)	N*	1,0(0,8)	-	-	-
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	N	0,9(0,4)	-	<0,1(<0,1)	-

<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	E*	0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Poa lanuginosa</i> (Poaceae)	N	<0,1(<0,1)	-	1,0(0,8)	5,9(5,9)
<i>Poa pratensis</i> (Poaceae)	E*	0,8(0,8)	11,7(8,2)	2,8(2,0)	17,6(9,8)
Poaceae 2 n.i. (Poaceae)		-	23,5(11,1)	-	35,2(13,1)
<i>Potentilla chilensis</i> (Rosaceae)	N	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Quinchamalium chilense</i> (Schoepfiaceae)	N	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	E*	4,8(1,8)	58,7(24,4)	3,7(2,0)	94,0(31,3)
<i>Sisyrinchium arenarium</i> (Iridaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,3(0,3)	-
<i>Solidago chilensis</i> (Asteraceae)	N	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	E*	3,6(1,1)	35,2(13,1)	1,1(0,5)	64,6(21,5)
<i>Trifolium repens</i> (Fabaceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	0,1(<0,1)	5,9(5,9)
<i>Veronica serpyllifolia</i> (Plantaginaceae)	E*	-	-	-	317,2(119,3)
<i>Vicia nigricans</i> (Fabaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,6(0,4)	-
Total GF II		28,4(0,3)	240,8(3,5)	39,6(0,4)	746,0(8,7)

Grupo III

Arbustos

<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	N	3,9(1,7)	-	3,8(1,5)	-
<i>Azorella prolifera</i> (Apiaceae)	N	0,3(0,3)	-	0,8(0,8)	-
<i>Baccharis magellanica</i> (Asteraceae)	N*	2,8(1,5)	-	11,9(3,6)	-
<i>Baccharis rhomboidalis</i> (Asteraceae)	N*	3,2(2,0)	-	-	-
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	N*	2,7(1,6)	-	6,4(2,3)	-
<i>Chusquea culeou</i> (Poaceae)	N*	-	-	2,9(2,1)	-
<i>Diostea juncea</i> (Verbenaceae)	N*	0,3(0,3)	-	0,8(0,8)	-
<i>Discaria chacaye</i> (Rhamnaceae)	N*	1,9(1,2)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Fabiana imbricata</i> (Solanaceae)	N*	-	-	0,8(0,8)	-
<i>Maytenus chubutensis</i> (Celastraceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Ribes cucullatum</i> (Grossulariaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,5(0,3)	-

<i>Ribes magellanicum</i> (Grossulariaceae)	N*	-	-	3,7(2,1)	-
<i>Rosa rubiginosa</i> (Rosaceae)	E*	-	-	p	-
<i>Schinus patagonicus</i> (Anacardiaceae)	N*	0,3(0,3)	-	1,8(1,2)	-
<i>Senecio</i> sp. 1 (Asteraceae)		-	-	p	-
Total GF III		15,5(0,6)	-	33,6(1,0)	-
Grupo IV					
Renovales arbóreos					
<i>Embothrium coccineum</i> (Proteaceae)	N*	-	-	p	-
<i>Maytenus boaria</i> (Celastraceae)	N	0,8(0,8)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Nothofagus antarctica</i> (Nothofagaceae)	N*	5,1(2,0)	-	30,9(4,4)	-
<i>Pinus ponderosa</i> (Pinaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	-
Total GF IV		6,0(0,7)	5,9(1,5)	30,9(1,1)	-
Asteraceae 1 n.i. (Asteraceae)		-	11,7(8,2)	-	-
<i>Bromus</i> sp. 2 n.i. (Poaceae)		<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Poa</i> sp. 5 n.i. (Poaceae)		<0,1(<0,1)	-	0,2(<0,1)	-

Por medio del análisis de SIMPER se encontró que *N. antarctica* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre los TD y las AR en la vegetación, aportando mayor cobertura en las AR (**Tabla 2.10**). Otras especies que contribuyeron a la disimilitud fueron *Baccharis magellanica* y *Acaena pinnatifida* (**Tabla 2.10**). En el banco de semillas, *Veronica serpyllifolia* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre los TD y las AR encontrándose semillas únicamente en las AR, siguiéndole en contribución *Rumex acetosella* y *Gamochaeta spiciformis* (**Tabla 2.11**).

Tabla 2.10 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la cobertura de la vegetación de las especies (Cob. Veg.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del matorral de *N. antarctica*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*= exótico invasor).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Cob. Veg. (%)	
					TD	AR
<i>Nothofagus antarctica</i>	N	18,8	21,2	21,2	5,1	30,9
<i>Baccharis magellanica</i>	N	8,6	9,7	31,0	2,9	11,9
<i>Acaena pinnatifida</i>	N	8,2	9,2	40,2	8,8	9,7
<i>Agrostis capillaris</i>	E*	7,4	8,3	48,5	-	11,8
<i>Berberis microphylla</i>	N	5,3	6,0	54,5	2,7	6,4
<i>Acaena splendens</i>	N	4,9	5,6	60,1	3,9	3,8
<i>Anemone multifida</i>	N	4,9	5,5	65,6	5,8	4,1
<i>Rumex acetosella</i>	E*	4,2	4,7	70,3	4,8	3,7
Otras		26,3	29,7	100	19,1	25,9

Tabla 2.11 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la densidad del banco de semillas de las especies (Dens. BS.) en los taludes de desmonte (TD) y en las áreas de referencia (AR) del matorral de *N. antarctica*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*= exótico invasor). n.i. taxón no identificado a nivel de especie.

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Dens. BS	
					TD	AR
<i>Veronica serpyllifolia</i>	E*	19,5	21,2	21,2	-	317,2
<i>Rumex acetosella</i>	E*	13,6	14,9	36,1	58,7	93,9
<i>Gamochaeta spiciformis</i>	N	9,8	10,6	46,7	35,2	88,1
<i>Taraxacum officinale</i>	E*	8,7	9,4	56,2	35,2	64,7
Poaceae 2 n.i.		7,5	8,2	64,3	23,4	35,2
<i>Acaena pinnatifida</i>	N	5,1	5,5	69,9	41,1	11,8

El análisis de ordenación EMD-NM mostró una clara separación de la composición florística de especies entre los TD y las AR del matorral *N. antarctica*, el cual fue respaldado por el resultado del ANOSIM para la vegetación ($R_{\text{global}}=0,17$; $P<0,001$; valor de stress =0,31; **Fig. 2.8 A**) y el banco de semillas ($R_{\text{global}}=0,14$; $P<0,001$; valor de stress =0,65; **Fig. 2.8 B**).

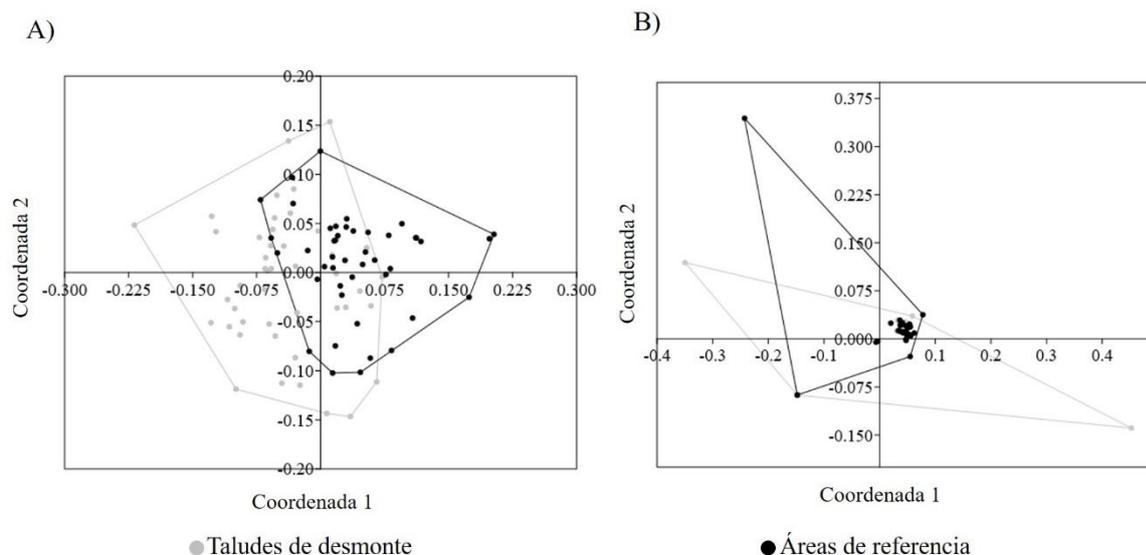


Fig. 2.8 Similitud en la composición de especies: A) de la vegetación y B) del banco de semillas entre taludes de desmorte y áreas de referencia del matorral de *N. antarctica*, utilizando la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Las líneas representan los polígonos de convergencia.

La similitud en la composición de especies entre la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmorte según el índice de Sørensen fue del 17%, mientras que para las áreas de referencia el índice de similitud fue de 29%.

Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad de especies, el índice de Shannon-Weaver medio para la vegetación de los TD ($1,2\pm 0,1$) fue similar al de las AR ($1,1\pm 0,1$) ($X^2=3,0$; $gl=1$; $P=0,083$). En el banco de semillas, se encontró que en los TD la diversidad media ($0,3\pm 0,1$) fue menor que en las AR ($0,7\pm 0,1$; $X^2=9,7$; $gl=1$; $P=0,002$).

Cobertura total y de los grupos funcionales

La cobertura media de la vegetación en los TD ($55,1\pm 4,8\%$) fue menor que en las AR ($81,8\pm 3,7\%$) (**Fig. 2.9 A y Tabla 2.12**). En cuanto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.9 B y Tabla 2.12**). La cobertura de las especies del GF III y el GF IV fue menor en los TD que en las AR (**Fig. 2.9 B y Tabla 2.12**), la cobertura de los GF I y II no tuvieron diferencias significativas entre los TD y las AR (**Fig. 2.9 B y Tabla 2.12**).

En los TD las especies de los GF II ($33,5\pm 8,6\%$) y III ($19,9\pm 4,8\%$) presentaron mayor cobertura que las especies de los GF I ($4,1\pm 0,3\%$) y GF IV ($12,9\pm 1,9\%$) (**Fig. 2.9 B y Tabla 2.12**). En las AR, las especies del GF II ($41,7\pm 7,9\%$) y III ($32,6\pm 8,8\%$) presentaron la más alta abundancia en ese sitio, mientras que las especies del GF I ($4,5\pm 0,3\%$) presentó la más baja cobertura (**Fig. 2.9 B y Tabla 2.12**).

Tabla 2.12 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la cobertura total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos) entre los taludes de desmonte (TD), y las áreas de referencia (AR) y entre grupos funcionales en cada sitio del matorral de *N. antarctica*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

VARIABLES DE CONTRASTE	X^2	gl	P-valor	Sig.
Cobertura total TD- Cobertura total AR	24,5	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	96,7	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	0,3	1	0,577	n.s.
GF II TD- GF II AR	2,1	1	0,144	n.s.
GF III TD- GF III AR	7,6	1	0,006	**
GF IV TD- GF IV AR	13,1	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV en los TD	41,8	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	37,5	3	<0,001	***

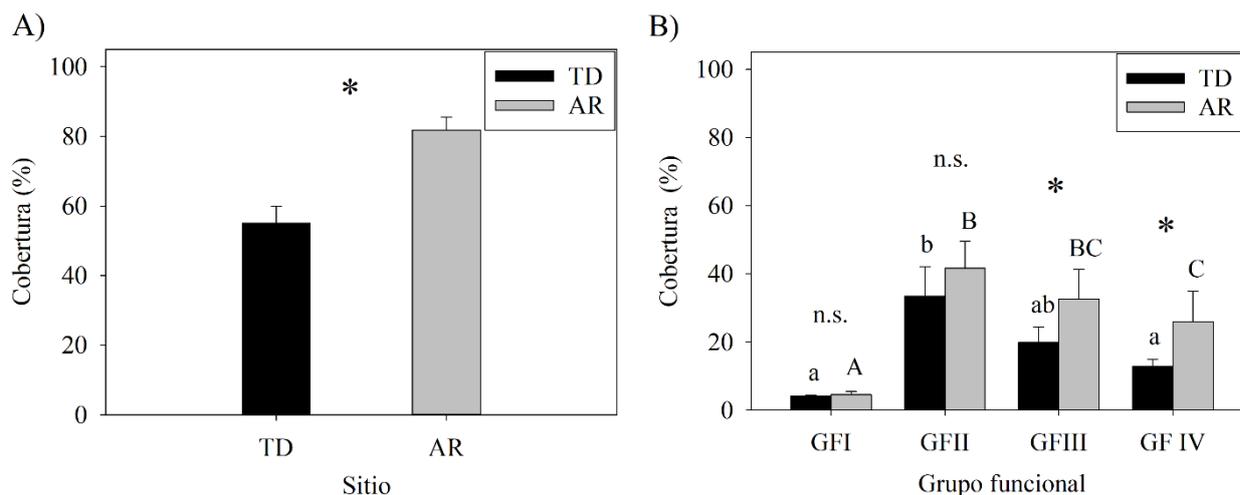


Fig. 2.9 Cobertura (media±ES) estimada: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en la vegetación de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del matorral de *N. antarctica*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución beta. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre la cobertura de los TD y las AR ($P < 0,05$) y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la cobertura entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales

La densidad media de semillas en el banco en los TD ($265,4 \pm 64,7$ semillas/m²) fue menor a la densidad de semillas en las AR ($768,5 \pm 147,9$ semillas/m²) (**Fig. 2.10 A y Tabla 2.13**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.10 B y Tabla 2.13**). La densidad de semillas de las especies de los GF I y II fue menor en los TD que en las AR (**Fig. 2.10 B y Tabla 2.13**). No se encontraron semillas de arbustos en ambos sitios, y en las AR no se encontraron semillas de renovales arbóreos (**Fig. 2.10 B**).

En los TD, la densidad de semillas del GF II ($228,7 \pm 55,7$ semillas/m²) fue mayor que la densidad de semillas de los GF I ($15,3 \pm 14,0$ semillas/m²) y IV ($5,9 \pm 5,9$ semillas/m²), que fueron similares entre sí (**Fig. 2.10 B y Tabla 2.13**). En las AR, la densidad de semillas del GF II ($708,4 \pm 137,7$ semillas/m²) fue mayor que la del GF I ($46,0 \pm 24,8$ semillas/m²) (**Fig. 2.10 B y Tabla 2.13**).

Tabla 2.13 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la densidad de semillas total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos; GF IV: renovales arbóreos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del matorral de *N. antarctica*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Densidad de semillas total TD- Densidad de semillas total AR	46,2	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	366,2	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	4,2	1	0,041	n.s
GF II TD- GF II AR	46,2	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV en los TD	64,4	2	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	223,7	2	<0,001	***

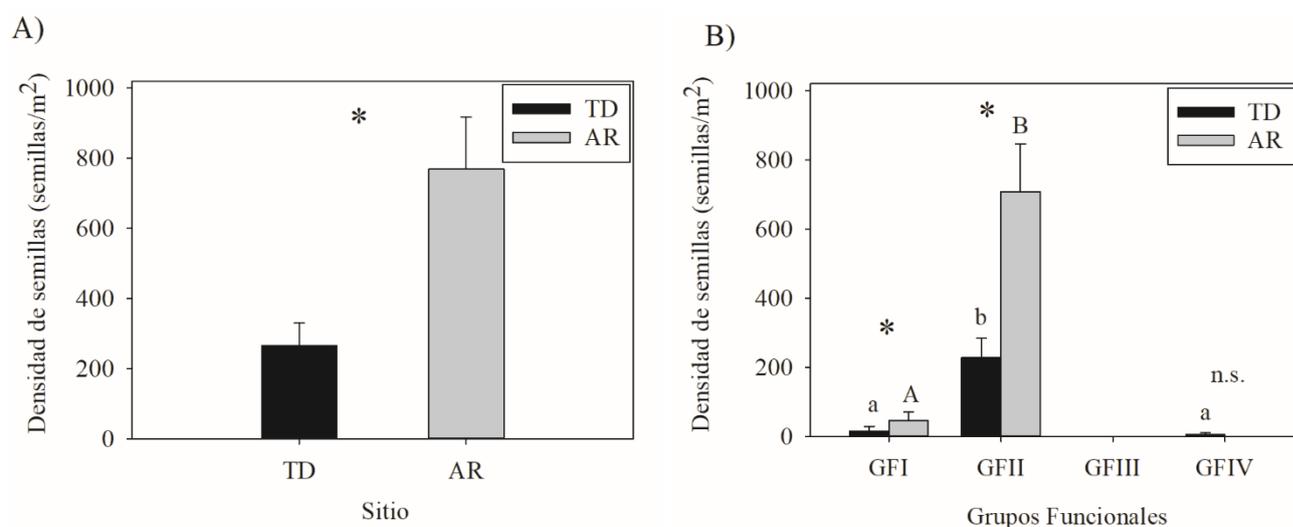


Fig. 2.10 Densidad (media±ES) estimada de las semillas: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos) presentes en el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del matorral de *N. antarctica*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución Poisson. (*) indica diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de semillas de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la densidad de semillas entre grupos funcionales en el sitio TD,

mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

2.4.4. Vegetación y banco de semillas del bosque de *Austrocedrus chilensis*

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En el bosque de *Austrocedrus chilensis* se registró un total de 92 especies pertenecientes a 36 familias y 72 géneros, en la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR). Del total, 52 especies fueron nativas (57%), 32 especies fueron exóticas (35%), cuatro taxones fueron identificados a nivel de género y cuatro a nivel de familia (8%) (**Tabla 2.14**). Entre las especies nativas se encontraron 35 endémicas (38%) y entre las exóticas 20 invasoras (22%) (**Tabla 2.14**).

En la vegetación y el banco de semillas de los TD se encontró un total de 64 especies, pertenecientes a 25 familias. Del total de especies, 33 especies fueron nativas (52%), 25 especies fueron exóticas (39%), dos taxones fueron identificados a nivel de género y tres a familia (9%) (**Tabla 2.14**). Entre las nativas se encontraron 22 endémicas (34%) y entre las exóticas 17 invasoras (27%) (**Tabla 2.14**).

En las AR se encontró un total de 76 especies que pertenecían a 34 familias, en donde 47 especies eran nativas (62%), 24 especies exóticas (32%), tres taxones identificados a género y dos a familia (6%) (**Tabla 2.14**). Entre las nativas se encontraron 34 endémicas (45%) y entre las exóticas 16 invasoras (21%) (**Tabla 2.14**). Las principales familias con mayor número de especies para ambos sitios fueron: *Poaceae*, *Asteraceae* y *Fabaceae* (**Tabla 2.14**).

Tabla 2.14 Cobertura media en la vegetación (Cob. veg.) y densidad de semillas media (Dens. BS) del banco de semillas (BS) de las especies en los taludes de desmonte y áreas de referencia en el bosque de *Austrocedrus chilensis*. Nombre científico (familia botánica). Origen de las especies (E= exótico, N= nativo, N*= nativo endémico, E*= exótico invasor). Las especies fueron agrupadas por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos). n.i. taxón no identificado a nivel de especie. < 0,1 porcentaje de cobertura menor al 0,1 %. (p) especies encontradas en los sitios, pero fuera de las parcelas cuadradas de muestreo.

Nombre científico (Familia)	Origen	Taludes de desmonte		Áreas de referencia	
		Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)	Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)
Grupo I					
Hierbas y gramíneas anuales/bianuales					
<i>Aira caryophyllea</i> (Poaceae)	E*	-	728,4(313,7)	-	146,9(83,3)
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (Caryophyllaceae)	E	-	5,9(5,9)	-	5,9(5,9)
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	E*	0,1(<0,1)	-	-	11,7(8,2)
<i>Collomia biflora</i> (Polemoniaceae)	N	3,0(1,6)	-	0,4(0,3)	-
<i>Conyza sumatrensis</i> (Asteraceae)	N	0,4(0,3)	-	0,4(0,3)	11,7(11,7)
<i>Draba verna</i> (Brassicaceae)	E	-	223,2(78,3)	-	534,6(206,0)
<i>Epilobium brachycarpum</i> (Onagraceae)	E	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Festuca antucensis</i> (Poaceae)	N*	-	-	-	5,9(5,9)
<i>Festuca australis</i> (Poaceae)	N*	0,8(0,4)	158,6(67,3)	0,4(0,1)	35,2(19,6)
<i>Festuca myuros</i> (Poaceae)	E*	-	11,7(11,7)	-	-
<i>Galium aparine</i> (Rubiaceae)	E	-	-	-	11,7(11,7)
<i>Galium richardianum</i> (Rubiaceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	E*	0,2(<0,1)	17,6(13,0)	-	23,5(23,5)
<i>Holosteum unbellatum</i> (Caryophyllaceae)	E	-	-	-	41,1(28,9)

<i>Juncus bufonius</i> (Juncaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Medicago lupulina</i> (Fabaceae)	E	<0,1(<0,1)	-	1,2(0,9)	-
<i>Microsteris gracilis</i> (Polemoniaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Myosotis sylvatica</i> (Boraginaceae)	E	-	-	-	47,0(47,0)
<i>Oenothera odorata</i> (Onagraceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Poa annua</i> (Poaceae)	E*	-	11,7(8,2)	-	17,6(13,0)
<i>Stellaria media</i> (Caryophyllaceae)	E*	-	-	p	-
<i>Tragopogon dubius</i> (Asteraceae)	E	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Trifolium dubium</i> (Fabaceae)	E*	-	-	-	5,9(5,9)
Total GF I		4,6(0,1)	1174,8(22,4)	2,4(<0,1)	898,8(20,5)

Grupo II

Hierbas y gramíneas perennes

<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	N	-	-	-	5,9(5,9)
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	N*	5,5(1,6)	5,9(5,9)	4,4(1,7)	5,9(5,9)
<i>Agrostis capillaris</i> (Poaceae)	E*	6,3(2,1)	-	0,2(<0,1)	-
<i>Alstroemeria aurea</i> (Alstroemeriaceae)	N*	-	-	0,8(0,8)	-
<i>Anemone multifida</i> (Ranunculaceae)	N	-	-	<0,1(<0,1)	5,9(5,9)
Asteraceae 2 n.i. (Asteraceae)		-	-	-	17,6(17,6)
<i>Bromus coloratus</i> (Poaceae)	N*	-	11,7(11,7)	-	-
<i>Calceolaria volckmannii</i> (Calceolariaceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Carex andina</i> (Cyperaceae)	N*	0,9(0,4)	-	5,3(2,1)	-
<i>Cerastium arvense</i> (Caryophyllaceae)	E	0,3(0,3)	-	-	-
<i>Cerastium fontanum</i> (Caryophyllaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	35,2(29,8)
<i>Chloraea magellanica</i> (Orchidaceae)	N*	-	-	0,1(<0,1)	-
<i>Dactylis glomerata</i> (Poaceae)	E*	4,1(1,6)	-	4,9(1,1)	-
<i>Epilobium ciliatum</i> (Onagraceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Eryngium paniculatum</i> (Apiaceae)	N	-	-	0,8(0,8)	-

<i>Galium hypocarpium</i> (Rubiaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Gamochaeta chamissonis</i> (Asteraceae)	N*	1,1(0,5)	117,5(70,9)	0,3(0,3)	141,0(50,3)
<i>Gamochaeta spiciformis</i> (Asteraceae)	N*	-	-	-	152,7(70,1)
<i>Geranium magellanicum</i> (Geraniaceae)	N*	0,5(0,3)	-	2,8(1,2)	-
<i>Hypericum perforatum</i> (Hypericaceae)	E*	0,8(0,8)	-	-	-
<i>Hypochaeris radicata</i> (Asteraceae)	E*	0,7(0,3)	-	1,0(0,5)	-
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Asteraceae)	E	p	-	-	-
<i>Lupinus polyphyllus</i> (Fabaceae)	E	2,1(1,0)	23,5(18,4)	0,3(0,3)	-
<i>Mutisia decurrens</i> (Asteraceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Mutisia spinosa</i> (Asteraceae)	N*	2,0(1,4)	-	1,2(0,5)	-
<i>Nassella poeppigiana</i> (Poaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Osmorhiza berteroi</i> (Apiaceae)	N	-	-	0,3(0,3)	-
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	N	4,1(1,7)	23,5(16,3)	-	5,9(5,9)
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	E*	p	-	-	-
<i>Poa pratensis</i> (Poaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	11,7(8,2)
<i>Poa</i> sp. 2 n.i. (Poaceae)		-	23,5(11,1)	-	-
<i>Poa</i> sp. 3 n.i. (Poaceae)		-	11,7(11,7)	-	5,9(5,9)
Poaceae 2 n.i. (Poaceae)		-	11,7(8,2)	-	-
<i>Potentilla chilensis</i> (Rosaceae)	N	-	-	3,3(2,0)	-
<i>Quinchamalium chilense</i> (Schoepfiaceae)	N	0,1(<0,1)	-	0,3(0,3)	-
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	E*	5,3(1,3)	58,7(29,7)	2,6(1,0)	76,4(42,0)
<i>Rumohra adiantiformis</i> (Dryopteridaceae)	N	-	-	4,7(1,5)	-
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	E*	-	11,7(8,2)	<0,1(<0,1)	17,6(13,0)
<i>Veronica serpyllifolia</i> (Plantaginaceae)	E*	-	-	-	17,6(13,0)
<i>Vicia nigricans</i> (Fabaceae)	N*	3,3(1,8)	-	6,0(2,0)	-
Total GF II		37,0(0,4)	323,1(5,4)	39,5(0,4)	499,3(6,8)

Grupo III

Arbustos

<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	N	0,3(0,3)	-	0,1(<0,1)	-
<i>Adesmia boronioides</i> (Fabaceae)	N*	3,2(1,6)	-	2,2(1,2)	-
<i>Aristotelia chilensis</i> (Elaeocarpaceae)	N*	0,3(0,3)	-	5,9(2,6)	-
<i>Baccharis magellanica</i> (Asteraceae)	N*	0,8(0,8)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Baccharis rhomboidalis</i> (Asteraceae)	N*	10,1(2,7)	11,7(8,2)	7,0(2,5)	23,5(14,0)
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,4(0,3)	-
<i>Berberis trigona</i> (Berberidaceae)	N*	0,3(0,3)	-	0,6(0,4)	-
<i>Cytisus scoparius</i> (Fabaceae)	E*	-	17,6(13,0)	<0,1(<0,1)	5,9(5,9)
<i>Diostea juncea</i> (Verbenaceae)	N*	-	-	1,7(1,4)	17,6(17,6)
<i>Fabiana imbricata</i> (Solanaceae)	N*	2,3(1,4)	23,5(11,1)	0,3(0,3)	29,4(14,8)
<i>Gaultheria mucronata</i> (Ericaceae)	N*	-	-	6,0(2,5)	-
<i>Juniperus communis</i> (Cupressaceae)	E	-	-	1,4(0,9)	-
<i>Lupinus arboreus</i> (Fabaceae)	E*	p	-	-	-
<i>Maytenus chubutensis</i> (Celastraceae)	N*	0,6(0,4)	-	3,6(1,4)	-
<i>Myoschilos oblongum</i> (Santalaceae)	N*	0,3(0,3)	-	1,1(0,9)	-
<i>Ovidia andina</i> (Thymelaeaceae)	N*	-	-	3,7(2,1)	-
<i>Ribes magellanicum</i> (Grossulariaceae)	N*	-	-	1,4(0,9)	-
<i>Rosa rubiginosa</i> (Rosaceae)	E*	2,2(1,6)	-	3,4(2,0)	-
<i>Schinus patagonicus</i> (Anacardiaceae)	N*	1,2(0,9)	-	2,6(1,6)	-
Total GF III		21,5(0,6)	52,9(1,7)	41,3(1,1)	76,4(2,8)

Grupo IV**Renovales arbóreos**

<i>Austrocedrus chilensis</i> (Cupressaceae)	N*	0,7(0,4)	-	7,3(2,3)	-
<i>Embothrium coccineum</i> (Proteaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Lomatia hirsuta</i> (Proteaceae)	N	0,3(0,3)	-	11,7(3,8)	17,6(13,0)
<i>Maytenus boaria</i> (Celastraceae)	N	0,1(<0,1)	-	0,5(0,3)	-

<i>Nothofagus antarctica</i> (Nothofagaceae)	N*	-	-	4,7(2,2)	-
<i>Nothofagus dombeyi</i> (Nothofagaceae)	N*	-	-	p	-
Total GF IV		1,2(0,1)	-	24,3(1,4)	17,6(2,2)
<hr/>					
Asteraceae 1 n.i. (Asteraceae)		<0,1(<0,1)	-	-	-
Asteraceae 3 n.i. (Asteraceae)		-	11,7(11,7)	-	5,9(5,9)
<i>Bromus</i> sp. 1 n.i. (Poaceae)		-	-	-	5,9(5,9)
<i>Poa</i> sp. 4 n.i. (Poaceae)		1,3(0,9)	-	0,1(<0,1)	-

Por medio del análisis de SIMPER se encontró que 16 especies contribuyeron a casi el 70% de la disimilitud entre los TD y las AR de la vegetación, siendo *Baccharis rhomboidalis* y *Lomatia hirsuta* las especies que más contribuyeron (**Tabla 2.15**). En el banco de semillas, *Draba verna* y *Aira caryophyllea* fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre los TD y las AR, siguiéndole *Gamochaeta chamissonis* (**Tabla 2.16**).

Tabla 2.15 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la cobertura de la vegetación de las especies (Cob. Veg.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *Austrocedrus chilensis*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*=exótico invasor).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Cob. Veg. (%)	
					TD	AR
<i>Baccharis rhomboidalis</i>	N	8,5	9,1	9,1	10,1	7,0
<i>Lomatia hirsuta</i>	N	6,5	7,0	16,1	0,3	11,7
<i>Austrocedrus chilensis</i>	N	4,8	5,1	21,3	0,7	7,3
<i>Vicia nigricans</i>	N	4,7	5,1	26,4	3,3	6,0
<i>Dactylis glomerata</i>	E*	4,7	5,0	31,4	4,1	4,9
<i>Acaena pinnatifida</i>	N	4,4	4,8	36,1	5,5	4,4
<i>Rumex acetosella</i>	E*	3,8	4,1	40,2	5,3	2,6
<i>Agrostis capillaris</i>	E*	3,6	3,9	44,1	6,3	0,2
<i>Aristotelia chilensis</i>	N	3,6	3,8	48,0	0,3	5,9
<i>Adesmia boronioides</i>	N	3,4	3,6	51,6	3,2	2,2
<i>Gaultheria mucronata</i>	N	3,0	3,3	54,9	-	6,0
<i>Carex andina</i>	N	3,0	3,3	58,1	0,9	5,3
<i>Nothofagus antarctica</i>	N	2,9	3,1	61,2	0,0	4,7
<i>Phacelia secunda</i>	N	2,6	2,8	64,1	4,1	-
<i>Rumohra adiantiformis</i>	N	2,6	2,8	66,8	-	4,7
<i>Rosa rubiginosa</i>	E*	2,5	2,6	69,5	2,2	3,5
Otras		28,4	30,5	100,0	19,4	31,4

Tabla 2.16 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la densidad del banco de semillas de las especies (Dens. BS.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *Austrocedrus chilensis*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico, E*=exótico invasor).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Dens. BS	
					TD	AR

<i>Draba verna</i>	E	14,5	15,8	15,8	223,8	534,0
<i>Aira caryophylllea</i>	E*	13,8	15,0	30,8	727,8	146,8
<i>Gamochaeta chamissonis</i>	N	10,3	11,2	41,9	117,5	141,0
<i>Rumex acetosella</i>	E*	5,6	6,1	48,0	58,7	76,3
<i>Fabiana imbricata</i>	N	5,6	6,1	54,1	23,4	29,4
<i>Festuca australis</i>	N	5,2	5,7	59,8	158,6	35,2
<i>Gamochaeta spiciformis</i>	N	3,5	3,8	63,6	-	152,8
<i>Phacelia secunda</i>	N	2,9	3,1	66,7	23,4	5,9
<i>Holcus lanatus</i>	E*	2,8	3,1	69,8	17,6	23,4
Otras		27,7	30,2	100	211,3	358,2

El análisis de ordenación EMD-NM mostró una clara separación de la composición florística de especies de la vegetación entre los TD y las AR del bosque de *Austrocedrus chilensis*, el cual fue respaldado por el resultado del ANOSIM (R global=0,16; $P < 0,001$; valor de stress =0,39; **Fig. 2.11 A**). En el banco de semillas, se encontró que la composición florística de las especies fue similar entre los TD y las AR (ANOSIM: R global = -0,01; $P = 0,61$; valor de stress = 0,68; **Fig. 2.11 B**).

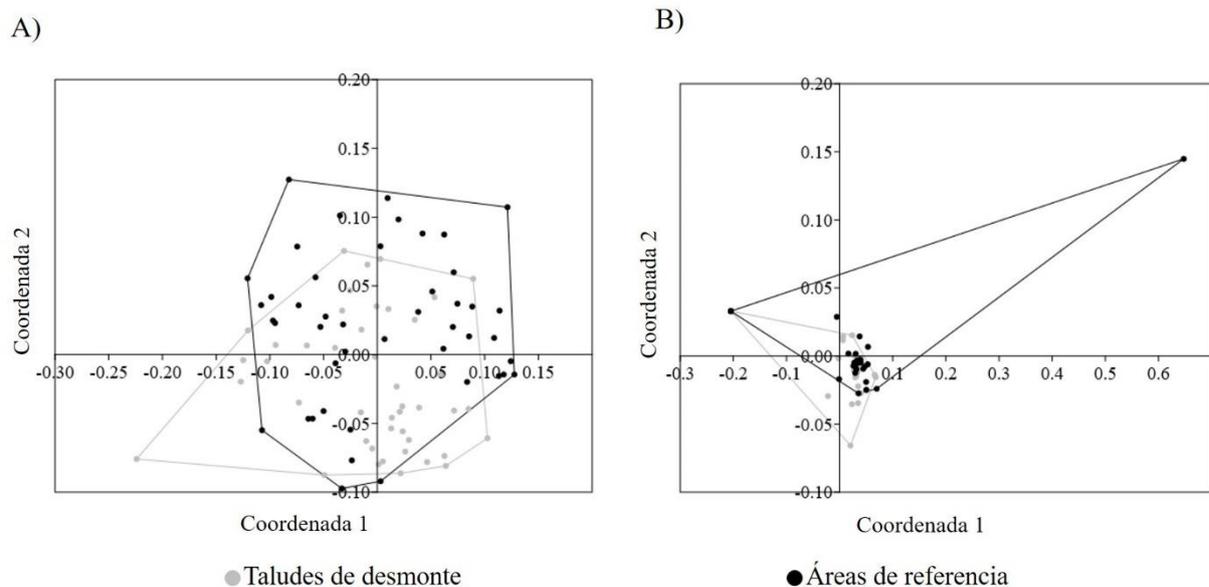


Fig. 2.11 Similitud en la composición de especies: A) de la vegetación y B) del banco de semillas entre taludes de desmonte y áreas de referencia del bosque de *Austrocedrus chilensis*, utilizando la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Las líneas representan los polígonos de convergencia.

La similitud en la composición de especies entre la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte según el índice de Sørensen fue del 24%, mientras que para las áreas

de referencia fue de 27%.

Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad de especies, el valor del índice de Shannon-Weaver medio para la vegetación de los TD ($1,2 \pm 0,1$) fue similar al de las AR ($1,3 \pm 0,1$; $X^2=2,8$; $gl=1$; $P=0,092$). En el banco de semillas, el valor del índice de diversidad medio en los TD ($0,5 \pm 0,1$) también fue similar al valor de las AR ($0,6 \pm 0,1$; $X^2=0,6$; $gl=1$; $P=0,451$).

Cobertura total y de los grupos funcionales

La cobertura media de la vegetación en los TD ($65,2 \pm 4,4\%$) fue menor que en las AR ($80,2 \pm 3,4\%$) (**Fig. 2.11 A y Tabla 2.17**). En cuanto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.12 B y Tabla 2.17**). Al ajustar un modelo para cada grupo, la cobertura de las especies del GF I (hierbas y gramíneas anuales/bianuales) y del GF II (hierbas y gramíneas perennes) fue similar entre los TD y en las AR (**Fig. 2.12 B y Tabla 2.17**; Error! No se encuentra el origen de la referencia.). La cobertura de las especies del GF III (arbustos) y el GF IV (renovales arbóreos) fue menor en los TD que en las AR (**Fig. 2.12 B y Tabla 2.17**).

En los TD las especies del GF II ($40,2 \pm 4,1\%$) y del GF III ($25,2 \pm 3,7\%$) presentaron mayor cobertura que las especies de los GF I ($5,1 \pm 1,6\%$) y IV ($9,7 \pm 0,5\%$) (**Fig. 2.12 B y Tabla 2.17**). En las AR, la cobertura de las especies de los GF II ($41,2 \pm 4,2\%$) y III ($42,4 \pm 5,3\%$) fue mayor que la de los GF I ($4,0 \pm 1,2\%$) y IV ($22,1 \pm 4,6\%$), a su vez, la cobertura del GF IV fue mayor a la del GF I (**Fig. 2.12 B y Tabla 2.17**).

Tabla 2.17 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la cobertura total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *Austrocedrus chilensis*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P -valor	Sig.
Cobertura total TD- Cobertura total AR	10,2	1	0,001	**
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	115,6	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	1,6	1	0,173	n.s.

GF II TD- GF II AR	0,02	1	0,881	n.s.
GF III TD- GFIII AR	9,1	1	0,003	**
GF IV TD- GF IV AR	15,1	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV en los TD	41,8	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	45,1	3	<0,001	***

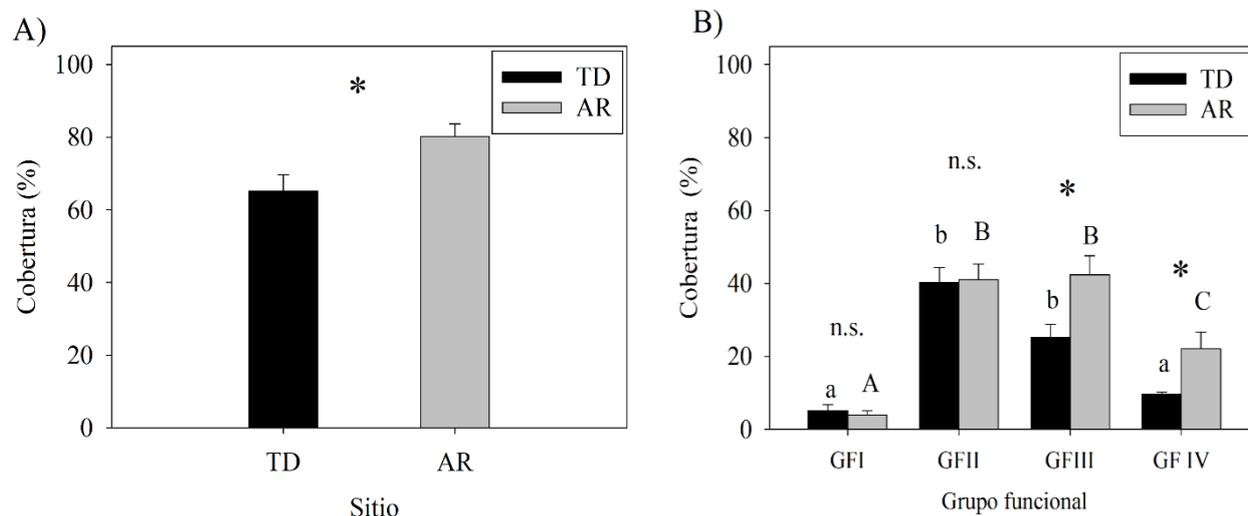


Fig. 2.12 Cobertura (media±ES) estimada: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en la vegetación de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *Austrocedrus chilensis*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución beta. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre la cobertura de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la cobertura entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales

La densidad media de semillas en el banco en los TD ($912,4 \pm 468,2$ semillas/m²) fue similar a la densidad de semillas en las AR ($878,1 \pm 349,0$ semillas/m²) (**Fig. 2.13 A y Tabla 2.18**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.13 B y Tabla 2.18**). La densidad de semillas/m² de las especies de los GF I fue mayor en los TD que en las AR, mientras que la densidad de semillas de los GF II y IV fue mayor en las AR que en los TD, siendo la densidad de semillas del GF III similar entre

ambos sitios (**Fig. 2.13 B** y **Tabla 2.18**). No se encontraron semillas de renovales arbóreos en los TD (**Fig. 2.13 B** y **Tabla 2.18**).

En los TD, la densidad de semillas del GF I ($325,1 \pm 385,6$ semillas/m²) fue mayor que la densidad de semillas de los GF II ($288,9 \pm 99,4$ semillas/m²), a su vez la densidad de semillas del GF II fue mayor a la del GF III ($39,7 \pm 17,2$ semillas/m²) (**Fig. 2.13 B** y **Tabla 2.18**). En las AR, las semillas de las especies del GF II ($446,5 \pm 236,1$ semillas/m²) fueron las más abundantes, las semillas del GF I ($248,7 \pm 291,4$) fueron más abundantes que las del GF III ($57,3 \pm 24,9$ semillas/m²) y IV ($6,4 \pm 12,9$ semillas/m²) (**Fig. 2.13 B** y **Tabla 2.18**).

Tabla 2.18 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la densidad de semillas total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *Austrocedrus chilensis*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Densidad de semillas total TD- Densidad de semillas total AR	0,2	1	0,661	n.s
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	646,9	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	6,3	1	0,012	*
GF II TD- GF II AR	6,5	1	0,011	*
GF III TD- GF III AR	0,7	1	0,392	n.s
GF IV TD- GF IV AR	4,2	1	0,041	*
GF I, II, III y IV en los TD	387,5	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	259,1	3	<0,001	***

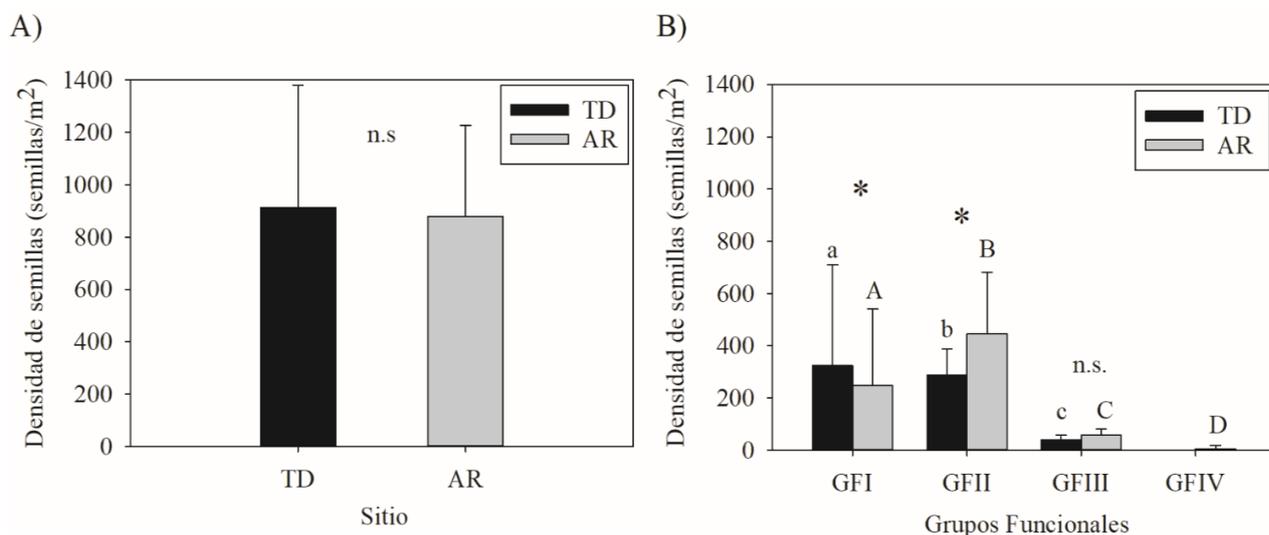


Fig. 2.13 Densidad (media±ES) estimada de las semillas: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *Austrocedrus chilensis*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución Poisson. (*) indica diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de semillas de los TD y las AR ($P<0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la densidad de semillas entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P<0,05$).

2.4.5. Vegetación y banco de semillas del bosque de *Nothofagus dombeyi*

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En el bosque de *N. dombeyi* se registró un total 69 especies pertenecientes a 32 familias y 52 géneros, en la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) (**Tabla 2.19**). Del total, 43 especies fueron nativas (62%), 20 especies fueron exóticas (29%), cuatro taxones fueron identificados a nivel de género y dos a nivel de familia (9%) (**Tabla 2.19**). Entre las nativas se encontró que 32 especies eran endémicas (51%) y entre las exóticas que 15 especies eran invasoras (24%) (**Tabla 2.19**).

En la vegetación y el banco de semillas de los TD se encontró un total de 54 especies, pertenecientes a 28 familias. Del total de especies 36 especies fueron nativas (67%), 14 especies exóticas (26%), tres taxones fueron identificados a nivel de género y uno a familia (7%) (**Tabla 2.19**). Entre las especies nativas se encontraron 27 endémicas (50%), y entre las exóticas 11 invasoras (20%). Las principales familias con mayor número de especies para los TD fueron: *Poaceae*, *Asteraceae* y *Rosaceae* (**Tabla 2.19**).

En las AR se encontró un total de 48 especies pertenecientes a 28 familias, en donde 30 especies fueron nativas (63%), 15 fueron exóticas (31%), dos taxones fueron identificados a nivel de género y uno a familia (6%) (**Tabla 2.19**). Entre las especies nativas se encontraron 24 endémicas (50%), y entre las exóticas 12 invasoras (25%). Las principales familias con mayor número de especies para las AR fueron: *Asteraceae* y *Poaceae* (**Tabla 2.19**).

Tabla 2.19 Cobertura media en la vegetación (Cob. veg.) y densidad de semillas media (Dens. BS) del banco de semillas (BS) de las especies en los taludes de desmonte y áreas de referencia en el bosque de *N. dombeyi*. Nombre científico (familia botánica). Origen de las especies (E= exótico, N= nativo, N*= nativo endémico, E*= exótico invasor). Las especies fueron agrupadas por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos). n.i. taxón sin identificación a nivel de especie. < 0,1 porcentaje de cobertura menor al 0,1 %. (p) especies encontradas en los sitios fuera de las parcelas cuadradas de muestreo.

Nombre científico (Familia)	Origen	Taludes de desmonte		Áreas de referencia	
		Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)	Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)
Grupo I					
Hierbas y gramíneas anuales/bianuales					
<i>Arenaria serpyllifolia</i> (Caryophyllaceae)	E	-	-	-	17,7(17,7)
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	E*	-	5,9(5,9)	<0,1(<0,1)	11,8(8,2)
<i>Claytonia perfoliata</i> (Montiaceae)	E	-	-	1,8(1,4)	-
<i>Collomia biflora</i> (Polemoniaceae)	N	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Festuca australis</i> (Poaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Galium aparine</i> (Rubiaceae)	E	0,7(0,4)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	E*	1,7(0,9)	-	-	-
<i>Juncus bufonius</i> (Juncaceae)	N	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Poa annua</i> (Poaceae)	E*	-	-	<0,1(<0,1)	-
Poaceae 3 n.i. (Poaceae)		-	-	-	11,8(11,8)
	Total GF I	2,5(0,1)	17,7(1,6)	1,8(0,1)	47,1(4,0)
Grupo II					
Hierbas y gramíneas perennes					
<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	N	-	11,8(11,8)	-	-

<i>Acaena ovalifolia</i> (Rosaceae)	N*	0,8(0,4)	11,8(8,2)	1,4(1,4)	-
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	N*	0,7(0,4)	-	-	-
<i>Adenocaulon chilense</i> (Asteraceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Alstroemeria aurea</i> (Alstroemeriaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	2,0(1,0)	-
<i>Bromus catharticus</i> (Poaceae)	N	-	-	p	-
<i>Calceolaria polyrrhiza</i> (Calceolariaceae)	N*	-	-	p	-
<i>Carex patagonica</i> (Cyperaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Dactylis glomerata</i> (Poaceae)	E*	3,2(1,0)	-	1,0(0,8)	-
<i>Epilobium glaucum</i> (Onagraceae)	N	-	17,7(9,8)	-	11,8(8,2)
<i>Festuca purpurascens</i> (Poaceae)	N*	-	100,1(64,9)	-	17,7(17,7)
<i>Galium inconspicuum</i> (Rubiaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Gamochaeta chamissonis</i> (Asteraceae)	N*	-	-	-	11,8(11,8)
<i>Gamochaeta spiciformis</i> (Asteraceae)	N*	-	-	-	29,4(29,4)
<i>Gavilea lutea</i> (Orchidaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Geranium magellanicum</i> (Geraniaceae)	N*	0,2(<0,1)	-	0,3(0,3)	-
<i>Hypochaeris radicata</i> (Asteraceae)	E*	2,5(1,0)	-	0,1(<0,1)	-
<i>Juncus balticus</i> (Juncaceae)	N	-	-	-	5,9(5,9)
<i>Juncus</i> sp. 1 n.i. (Juncaceae)		-	-	-	11,8(8,2)
<i>Lathyrus magellanicus</i> (Fabaceae)	N	0,3(0,3)	-	-	-
<i>Mutisia decurrens</i> (Asteraceae)	N*	p	-	-	-
<i>Mutisia spinosa</i> (Asteraceae)	N*	2,5(1,2)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Osmorhiza berteroi</i> (Apiaceae)	N	9,1(2,2)	-	42,7(3,5)	17,7(9,8)
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	E*	-	-	-	11,8(11,8)
<i>Poa pratensis</i> (Poaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	5,9(5,9)
<i>Potentilla chilensis</i> (Rosaceae)	N	1,1(0,9)	-	-	-
<i>Prunella vulgaris</i> (Lamiaceae)	E*	0,3(0,3)	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	E*	-	-	<0,1(<0,1)	11,8(8,2)

<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	E*	0,2(<0,1)	17,7(9,8)	-	11,8(11,8)
<i>Trifolium repens</i> (Fabaceae)	E*	(-)	-	p	11,8(11,8)
<i>Veronica serpyllifolia</i> (Plantaginaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	17,7(13,0)
<i>Vicia nigricans</i> (Fabaceae)	N*	1,5(0,9)	5,9(5,9)	1,1(0,9)	-
<i>Viola maculata</i> (Violaceae)	N*	0,3(0,3)	5,9(5,9)	-	-
Total GF II		23,0(0,3)	182,5(3,9)	48,9(0,3)	176,6(4,6)
Grupo III					
Arbustos					
<i>Aristotelia chilensis</i> (Elaeocarpaceae)	N*	13,7(3,7)	17,7(9,8)	9,5(2,8)	47,1(18,8)
<i>Baccharis rhomboidalis</i> (Asteraceae)	N*	2,2(1,6)	-	-	-
<i>Berberis darwinii</i> (Berberidaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	1,1(0,9)	-
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	N*	3,7(1,6)	-	2,6(1,2)	-
<i>Chusquea culeou</i> (Poaceae)	N*	7,5(2,6)	-	15,3(4,1)	-
<i>Diostea juncea</i> (Verbenaceae)	N*	0,8(0,8)	11,8(8,2)	-	11,8(8,2)
<i>Gaultheria mucronata</i> (Ericaceae)	N*	0,3(0,3)	-	2,6(1,6)	-
<i>Juniperus communis</i> (Cupressaceae)	E	0,8(0,8)	-	-	-
<i>Maytenus chubutensis</i> (Celastraceae)	N*	3,2(1,4)	-	18,5(3,8)	-
<i>Myoschilos oblongum</i> (Santalaceae)	N*	1,4(1,4)	-	3,7(2,1)	-
<i>Ribes cucullatum</i> (Grossulariaceae)	N*	-	-	p	-
<i>Ribes magellanicum</i> (Grossulariaceae)	N*	0,8(0,8)	-	2,1(1,2)	5,9(5,9)
<i>Rosa rubiginosa</i> (Rosaceae)	E*	2,4(1,4)	-	2,4(1,4)	-
<i>Schinus patagonicus</i> (Anacardiaceae)	N*	0,6(0,4)	-	9,6(3,0)	5,9(5,9)
Total GF III		37,7(1,2)	29,4(1,3)	67,3(1,6)	70,7(2,8)
Grupo IV					
Renovales arbóreos					
<i>Austrocedrus chilensis</i> (Cupressaceae)	N*	1,8(1,2)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Embothrium coccineum</i> (Proteaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-

<i>Lomatia hirsuta</i> (Proteaceae)	N	1,4(0,9)	-	1,7(1,2)	-
<i>Maytenus boaria</i> (Celastraceae)	N	0,6(0,3)	-	0,4(0,3)	-
<i>Nothofagus dombeyi</i> (Nothofagaceae)	N*	3,8(1,8)	-	1,7(0,9)	-
<i>Pinus ponderosa</i> (Pinaceae)	E*	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Prunus cerasus</i> (Rosaceae)	E	0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Pinaceae)	E*	1,4(0,9)	-	<0,1(<0,1)	-
Total GF IV		9,0(0,6)	5,9(0,7)	4,0(0,3)	-
<i>Bromus</i> sp. 3 n.i. (Poaceae)		0,7(0,4)	-	-	-
<i>Galium</i> sp. 1 n.i. (Rubiaceae)		-	5,9(5,9)	-	5,9(5,9)
<i>Carex</i> sp. 1 n.i. (Cyperaceae)		-	5,9(5,9)	-	-
Poaceae 4 n.i. (Poaceae)		-	11,8(11,8)	-	-

Se encontró que *Osmorhiza berteroi* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre los TD y las AR en la vegetación; las especies que le siguieron fueron *Chusquea culeou* y *Aristotelia chilensis* (Tabla 2.24). En el banco de semillas, *Aristotelia chilensis* y *Festuca purpurascens* fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre los TD y las AR, siguiéndole *Epilobium glaucum* (Tabla 2.25).

Tabla 2.20 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la cobertura de la vegetación de las especies (Cob. Veg.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *N. dombeyi*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Cob. Veg. (%)	
					TD	AR
<i>Osmorhiza berteroi</i>	N	19,7	23,0	23,0	9,1	42,7
<i>Chusquea culeou</i>	N	10,9	12,7	35,7	7,5	15,3
<i>Aristotelia chilensis</i>	N	9,8	11,4	47,1	13,7	9,5
<i>Maytenus chubutensis</i>	N	8,9	10,4	57,5	3,2	18,5
<i>Schinus patagonicus</i>	N	4,7	5,5	63,0	0,6	9,6
<i>Berberis microphylla</i>	N	3,6	4,2	67,1	3,7	2,6
<i>Nothofagus dombeyi</i>	N	2,2	2,6	69,7	3,8	1,7
Otras		26,1	30,3	100,0	31,3	22,0

Tabla 2.21 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la densidad del banco de semillas de las especies (Dens. BS.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *N. dombeyi*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Dens. BS	
					TD	AR
<i>Aristotelia chilensis</i>	N	13,3	16,0	16,0	17,6	47,1
<i>Festuca purpurascens</i>	N	11,1	13,4	29,4	99,9	17,6
<i>Epilobium glaucum</i>	N	6,3	7,6	36,9	17,6	11,8
<i>Taraxacum officinale</i>	E	5,6	6,7	43,7	17,6	11,8
<i>Veronica serpyllifolia</i>	E	5,3	6,4	50,0	5,9	17,6
<i>Osmorhiza berteroi</i>	N	4,6	5,5	55,6	-	17,6
<i>Diostea juncea</i>	N	4,5	5,4	61,0	11,8	11,8
<i>Carduus thoermeri</i>	E	3,3	3,9	64,9	5,9	11,8
<i>Poa pratensis</i>	E	3,2	3,9	68,8	5,9	5,9
Otras		26,0	31,2	100,0	70,5	141,1

El análisis de ordenación EMD-NM mostró una clara separación de la composición

florística de especies de la vegetación entre los TD y las AR del bosque de *N. dombeyi*, el cual fue respaldado por el resultado del ANOSIM ($R_{\text{global}}=0,25$; $P<0,001$; valor de stress =0,25; **Fig. 2.14 A**). En el banco de semillas, se encontró que la composición florística de las especies fue similar entre los TD y AR (ANOSIM: $R_{\text{global}}<0,01$; $P= 0,46$; valor de stress = 0,73; **Fig. 2.14 B**).

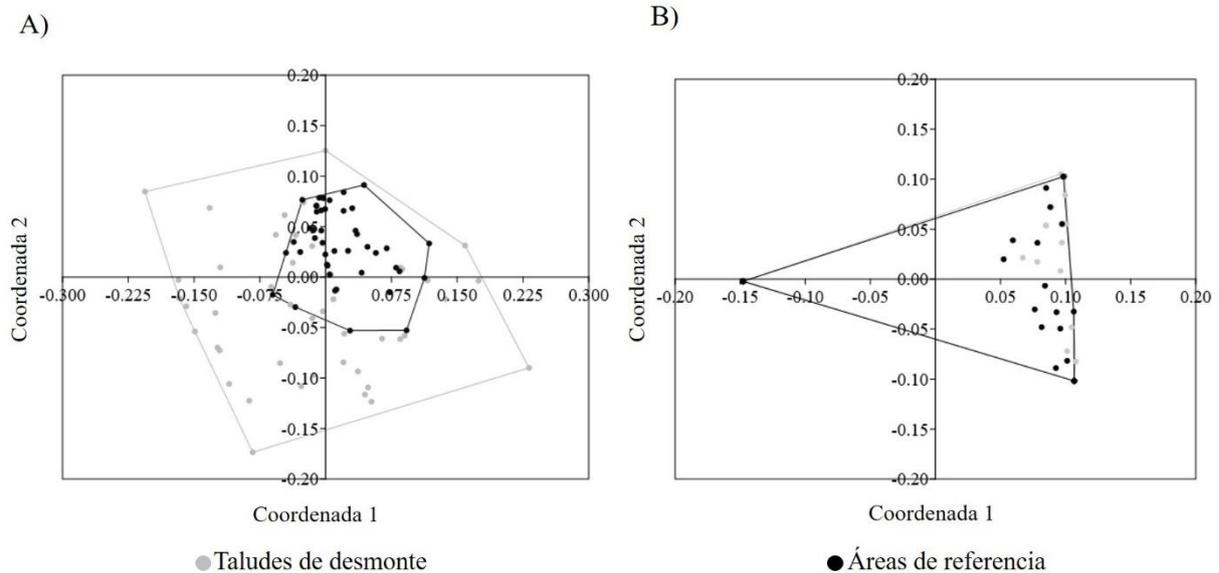


Fig. 2.14 Similitud en la composición de especies: A) de la vegetación y B) del banco de semillas entre taludes de desmonte y áreas de referencia del bosque de *N. dombeyi*, utilizando la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Las líneas representan los polígonos de convergencia.

La similitud en la composición de especies entre la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte según el índice de Sørensen fue del 20%, mientras que para las áreas de referencia fue de 25%.

Diversidad de especies

En cuanto a la diversidad de especies, en los TD el índice de Shannon-Weaver medio en la vegetación ($1,09\pm 0,07$) y el banco de semillas ($0,20\pm 0,05$) fue similar al de las AR (vegetación: $1,03\pm 0,05$ y banco: $0,23\pm 0,07$) ($X^2=2,8$; $gl=1$; $P=0,092$; $X^2=0,6$; $gl=1$; $P=0,451$).

Cobertura total y de los grupos funcionales

La cobertura media de la vegetación en los TD ($69,5\pm 4,3\%$) fue menor que en las AR ($85,0\pm 2,9\%$) (**Fig. 2.15 A** y **Tabla 2.22**). En cuanto a los grupos funcionales, se encontraron

diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.15 B** y **Tabla 2.22**). En los TD la cobertura de las especies del GF II (hierbas y gramíneas perennes) y GF III (arbustos) fue menor que en las AR (**Fig. 2.15 B** y **Tabla 2.22**). En los TD la cobertura de las especies del GF I (hierbas y gramíneas anuales/bianuales) y el GF IV (renovales arbóreos) fue similar a las AR (**Fig. 2.15 B** y **Tabla 2.22**).

En los TD y las AR las especies del GF III (TD: 39,9±4,3%; AR: 66,1±5,1%) presentaron mayor cobertura que los demás grupos funcionales. A su vez la cobertura del GF II (TD: 24,9±3,4%; AR: 49,6±4,2%) fue mayor que la de los GF I (TD: 3,5±1,0%; AR: 2,9±1,4%) y GF IV (TD: 8,9±2,6%; AR: 6,8±1,4%) (**Fig. 2.15 B** y **Tabla 2.22**).

Tabla 2.22 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la cobertura total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *N. dombeyi*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Cobertura total TD- Cobertura total AR	14,6	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	239,5	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	0,8	1	0,364	n.s.
GF II TD- GF II AR	22,6	1	<0,001	***
GF III TD- GFIII AR	18,1	1	<0,001	***
GF IV TD- GF IV AR	2,0	1	0,612	n.s.
GF I, II, III y IV en los TD	65,1	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	135,5	3	<0,001	***

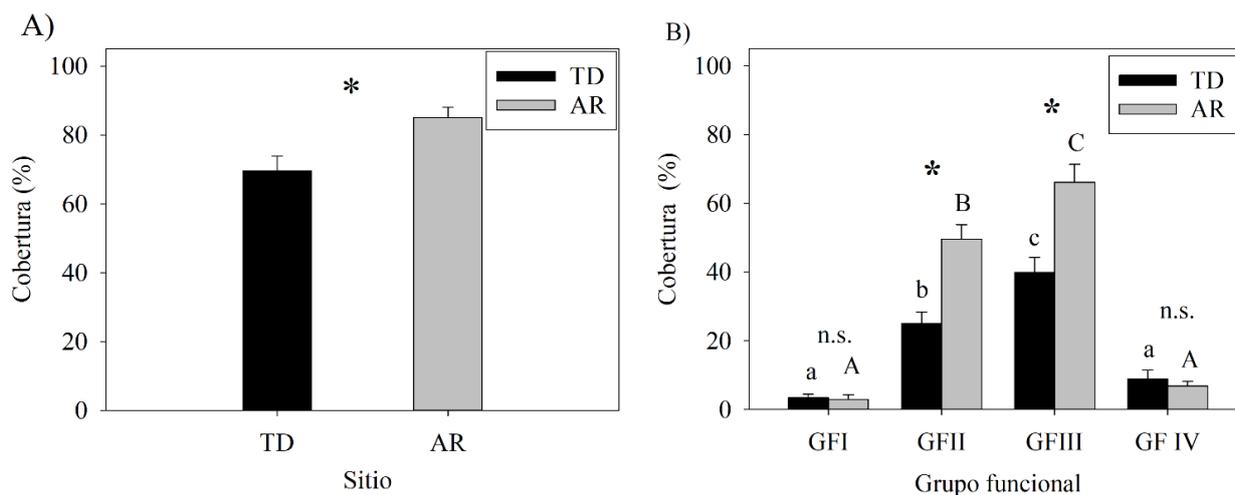


Fig. 2.15 Cobertura (media±ES) estimada: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GFI: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GFIII: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en la vegetación de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *N. dombeyi*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución beta. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre la cobertura de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la cobertura entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales

La densidad media de semillas en el banco en los TD ($232,9 \pm 58,6$ semillas/m²) fue similar a la densidad de semillas en las AR ($270,8 \pm 77,6$ semillas/m²) (**Fig. 2.16 A** y **Tabla 2.23**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.16 B** y **Tabla 2.23**). La densidad de semillas/m² de las especies de todos los grupos funcionales fue similar entre ambos sitios, y no se encontraron semillas de renovales arbóreos en los AR (**Fig. 2.16 B** y **Tabla 2.23**).

En los TD la densidad de semillas del GF II ($170,3 \pm 85,5$ semillas/m²) fue mayor que aquella de los GF I ($15,9 \pm 9,8$ semillas/m²), III ($27,0 \pm 14,8$ semillas/m²) y IV ($5,8 \pm 5,8$ semillas/m²) (**Fig. 2.16 B** y **Tabla 2.23**). En las AR, la densidad de semillas del GF II ($164,8 \pm 53,4$ semillas/m²) fue mayor que aquella de los GF I ($42,5 \pm 22,2$ semillas/m²) y III ($64,7 \pm 20,0$ semillas/m²) (**Fig. 2.16 B** y **Tabla 2.23**), y no se encontraron semillas del GF IV en

el AR (**Fig. 2.16 B**).

Tabla 2.23 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la densidad de semillas total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *N. dombeyi*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Densidad de semillas total TD- Densidad de semillas total AR	0,5	1	0,468	n.s.
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	96,9	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	2,4	1	0,125	n.s.
GF II TD- GF II AR	<0,1	1	0,898	n.s.
GF III TD- GF III AR	3,0	1	0,084	n.s.
GF IV TD- GF IV AR	1,4	1	0,239	n.s.
GF I, II, III y IV en los TD	51,4	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	44,4	3	<0,001	***

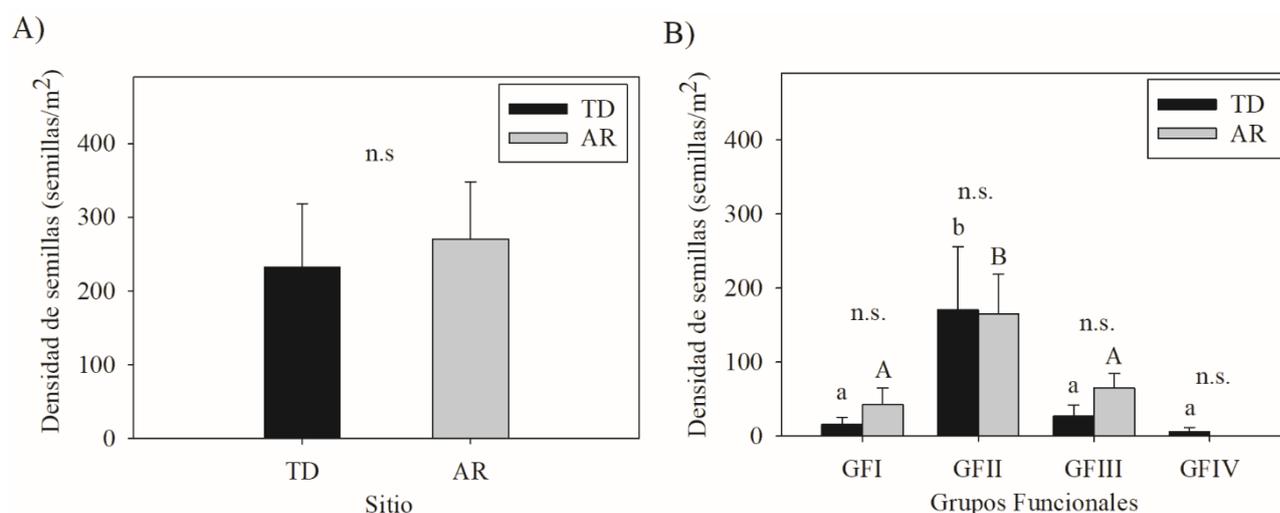


Fig. 2.16 Densidad (media \pm ES) estimada de las semillas: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *N. dombeyi*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución Poisson. (*) indica diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de semillas de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay

diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la densidad de semillas entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

2.4.6. Vegetación y banco de semillas del bosque de *Nothofagus pumilio*

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En el bosque de *N. pumilio* se registró un total 56 especies pertenecientes a 28 familias y 45 géneros, en la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) (**Tabla 2.24**). Del total, 37 especies fueron nativas (66%), 10 especies fueron exóticas (18%), cinco taxones fueron reconocidos a nivel de género, dos a nivel de familia y dos a nivel de clase (16%) (**Tabla 2.24**). Entre las especies nativas se encontraron 26 endémicas (46%), y entre las exóticas 8 invasoras (14%) (**Tabla 2.24**).

En la vegetación y el banco de semillas de los TD se encontró un total de 41 especies, pertenecientes a 23 familias. Del total, 28 especies fueron nativas (68%), 8 especies fueron exóticas (20%), tres taxones reconocidos a nivel de género y dos a familia (12%) (**Tabla 2.24**). Entre las especies nativas se encontraron 20 endémicas (49%), y entre las exóticas 7 invasoras (17%) (**Tabla 2.24**).

En las AR se encontró un total de 39 especies que pertenecían a 22 familias, en donde 27 especies eran nativas (69%), 7 especies exóticas (18%), dos taxones identificados a nivel de género, uno a familia y dos a nivel clase (13%) (**Tabla 2.24**). Entre las especies nativas se encontraron 20 endémicas (51%), entre las exóticas 6 invasoras (15%). Las principales familias con mayor número de especies para ambos sitios fueron: *Asteraceae*, *Poaceae* y *Rosaceae* (**Tabla 2.24**).

Tabla 2.24 Cobertura media en la vegetación (Cob. veg.) y densidad de semillas media (Dens. BS) del banco de semillas (BS) de las especies en los taludes de desmonte y áreas de referencia en el bosque de *N. pumilio*. Nombre científico (familia botánica), origen de las especies (E= exótico, N= nativo, N*= nativo endémico, E*= exótico invasor). Las especies fueron agrupadas por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos). n.i. especie no identificación. < 0,1 porcentaje de cobertura menor al 0,1 %. (p) especies encontradas en los sitios pero fuera de las parcelas cuadradas de muestreo.

Nombre científico (Familia)	Origen	Taludes de desmonte		Áreas de referencia	
		Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)	Cob. veg. (%)	Dens. BS (semillas/m ²)
Grupo I					
Hierbas y gramíneas anuales/bianuales					
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	-	5,9(5,9)
<i>Galium aparine</i> (Rubiaceae)	E	-	-	2,9(1,6)	-
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	E*	4,5(2,1)	-	-	23,5(11,1)
<i>Microsteris gracilis</i> (Polemoniaceae)	N	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Sonchus asper</i> (Asteraceae)	E*	-	11,7(11,7)	-	11,7(8,2)
<i>Stellaria media</i> (Caryophyllaceae)	E*	-	-	p	-
Total GF I		4,5(0,4)	11,7(2,0)	2,9(0,3)	41,1(4,2)
Grupo II					
Hierbas y gramíneas perennes					
<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	N	-	-	-	5,9(5,9)
<i>Acaena ovalifolia</i> (Rosaceae)	N*	2,3(1,6)	-	2,5(1,2)	276,1(276,1)
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Adenocaulon chilense</i> (Asteraceae)	N*	-	-	0,3(0,3)	-
<i>Alstroemeria aurea</i> (Alstroemeriaceae)	N*	19,8(3,6)	5,9(5,9)	50,1(4,2)	29,4(24,0)

<i>Anemone multifida</i> (Ranunculaceae)	N	-	-	<0,1(<0,1)	-
Apiaceae 1 (Apiaceae)		1,9(1,4)	-	-	-
<i>Bromus catharticus</i> (Poaceae)	N	1,4(1,4)	-	0,7(0,4)	-
<i>Bromus coloratus</i> (Poaceae)	N*	4,1(1,4)	-	2,3(1,0)	5,9(5,9)
<i>Calceolaria polyrrhiza</i> (Calceolariaceae)	N*	0,8(0,8)	5,9(5,9)	<0,1(<0,1)	52,9(28,2)
<i>Carex erinacea</i> (Cyperaceae)	N*	-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Carex</i> sp. 2 (Cyperaceae)		<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Cerastium arvense</i> (Caryophyllaceae)	E	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Cerastium fontanum</i> (Caryophyllaceae)	E*	-	-	-	23,5(18,4)
<i>Dactylis glomerata</i> (Poaceae)	E*	p	-	-	-
<i>Dicotyledonea</i> n.i. 2		-	-	-	5,9(5,9)
<i>Epilobium glaucum</i> (Onagraceae)	N	-	11,7(8,2)	-	23,5(11,1)
<i>Gavilea lutea</i> (Orchidaceae)	N*	-	-	0,1(<0,1)	-
<i>Geranium magellanicum</i> (Geraniaceae)	N*	-	-	0,4(0,3)	-
<i>Hordeum comosum</i> (Poaceae)	N	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Juncus</i> sp. 2 n.i. (Juncaceae)		-	-	-	5,9(5,9)
<i>Lathyrus magellanicus</i> (Fabaceae)	N	-	-	p	-
<i>Mutisia decurrens</i> (Asteraceae)	N*	p	-	-	-
<i>Mutisia spinosa</i> (Asteraceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	0,1(<0,1)	-
<i>Osmorhiza berteroi</i> (Apiaceae)	N	1,6(0,6)	5,9(5,9)	0,9(0,3)	41,1(20,1)
<i>Perezia prenanthoides</i> (Asteraceae)	N*	-	-	0,1(<0,1)	-
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	N	1,5(0,9)	-	0,1(<0,1)	5,9(5,9)
<i>Potentilla chiloensis</i> (Rosaceae)	N	0,4(0,3)	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	E*	<0,1(<0,1)	-	-	-
<i>Sisyrinchium arenarium</i> (Iridaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	E*	-	11,7(8,2)	-	35,2(13,1)
<i>Valeriana macrorrhiza</i> (Caprifoliaceae)	N*	<0,1(<0,1)	-	-	-

<i>Vicia nigricans</i> (Fabaceae)	N*	1,5(0,9)	-	3,7(1,2)	-
<i>Viola maculata</i> (Violaceae)	N*	1,5(1,4)	5,9(5,9)	-	-
Total GF II		37,1(0,4)	47,0(1,1)	61,3(0,3)	511,1(11,7)
Grupo III					
Arbustos					
<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	N	0,4(0,3)	-	-	5,9(5,9)
<i>Baccharis magellanica</i> (Asteraceae)	N*	-	-	p	-
<i>Balbisia gracilis</i> (Francoaceae)	N*	-	5,9(5,9)	-	-
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	N*	6,6(2,3)	-	3,3(1,4)	-
<i>Berberis serratodentata</i> (Berberidaceae)	N*	6,9(2,3)	-	15,1(3,0)	-
<i>Haplopappus glutinosus</i> (Asteraceae)	N*	p	-	-	-
<i>Maytenus chubutensis</i> (Celastraceae)	N*	1,6(0,9)	-	3,6(1,6)	-
<i>Myoschilos oblongum</i> (Santalaceae)	N*	1,4(0,9)	-	-	-
<i>Ribes magellanicum</i> (Grossulariaceae)	N*	1,9(1,2)	41,1(21,8)	15,3(3,3)	29,4(12,2)
<i>Schinus patagonicus</i> (Anacardiaceae)	N*	2,5(1,6)	5,9(5,9)	2,3(1,2)	5,9(5,9)
<i>Senecio</i> sp. 2 n.i. (Asteraceae)		0,3(0,3)	-	-	-
Total GF III		21,6(0,9)	52,9(3,1)	39,5(1,0)	41,1(2,2)
Grupo IV					
Renovales arbóreos					
<i>Nothofagus pumilio</i> (Nothofagaceae)	N*	0,3(0,3)	-	2,3(1,4)	5,9(5,9)
Dicotiledonea n.i. 3		-	-	-	11,7(8,2)
<i>Poa</i> sp. 6 n.i. (Poaceae)		-	-	<0,1(<0,1)	-
<i>Poa</i> sp. 7 n.i. (Poaceae)		0,5(0,3)	-	-	-
Poaceae 5 n.i. (Poaceae)		-	5,9(5,9)	-	5,9(5,9)

Se encontró que *Alstroemeria aurea* fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre los TD y las AR en la vegetación, las especies que le siguieron fueron *Berberis serratodentata* y *Ribes magellanicum* (Tabla 2.25). En el banco de semillas, *R. magellanicum* fue la especie que más contribuyeron a la disimilitud entre los TD y las AR, siguiéndole *Calceolaria polyrrhiza* y *Osmorhiza berteroi* (Tabla 2.26).

Tabla 2.25 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la cobertura de la vegetación de las especies (Cob. Veg.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *N. pumilio*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo, E= exótico).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Cob. Veg. (%)	
					TD	AR
<i>Alstroemeria aurea</i>	N	24,8	32,2	32,2	19,8	49,8
<i>Berberis serratodentata</i>	N	10,1	13,1	45,3	6,9	14,6
<i>Ribes magellanicum</i>	N	8,7	11,3	56,6	1,9	15,6
<i>Berberis microphylla</i>	N	5,3	6,9	63,5	6,6	3,4
<i>Bromus coloratus</i>	N	3,3	4,3	67,8	4,1	2,3
<i>Maytenus chubutensis</i>	N	3,3	4,2	72,0	1,6	3,7
Otras		21,6	28,0	100,0	23,2	16,5

Tabla 2.26 Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para la densidad del banco de semillas de las especies (Dens. BS.) en los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR) del bosque de *N. pumilio*. Se especifica el origen de las especies (N= nativo).

Especies	Origen	Disimilitud promedio (%)	Contribución (%)	Acumulado (%)	Dens. BS	
					TD	AR
<i>Ribes magellanicum</i>	N	12,2	15,1	15,1	41,1	29,4
<i>Calceolaria polyrrhiza</i>	N*	10,0	12,4	27,4	5,9	52,9
<i>Osmorhiza berteroi</i>	N	8,4	10,4	37,8	5,9	41,1
<i>Taraxacum officinale</i>	E*	7,7	9,5	47,2	11,8	35,2
<i>Epilobium glaucum</i>	N	5,2	6,4	53,7	11,8	23,4
<i>Alstroemeria aurea</i>	N	5,2	6,4	60,1	5,9	29,4
<i>Holcus lanatus</i>	E*	4,6	5,6	65,7	-	23,4
<i>Sonchus asper</i>	E*	4,2	5,2	70,9	11,8	11,8
<i>Acaena ovalifolia</i>	N*	3,3	4,0	74,9	-	276,7
Otras		23,7	29,1	100,0	23,5	93,9

Se encontró una clara separación de la composición florística de especies entre los TD

y las AR en el bosque de *N. pumilio*, el cual fue respaldado por el resultado del ANOSIM para la vegetación (R global=0,12; $P<0,001$; valor de stress =0,20; **Fig. 2.17 A**) y el banco de semillas (ANOSIM: R global=0,06; $P=0,01$; valor de stress = 0,66; **Fig. 2.17 B**).

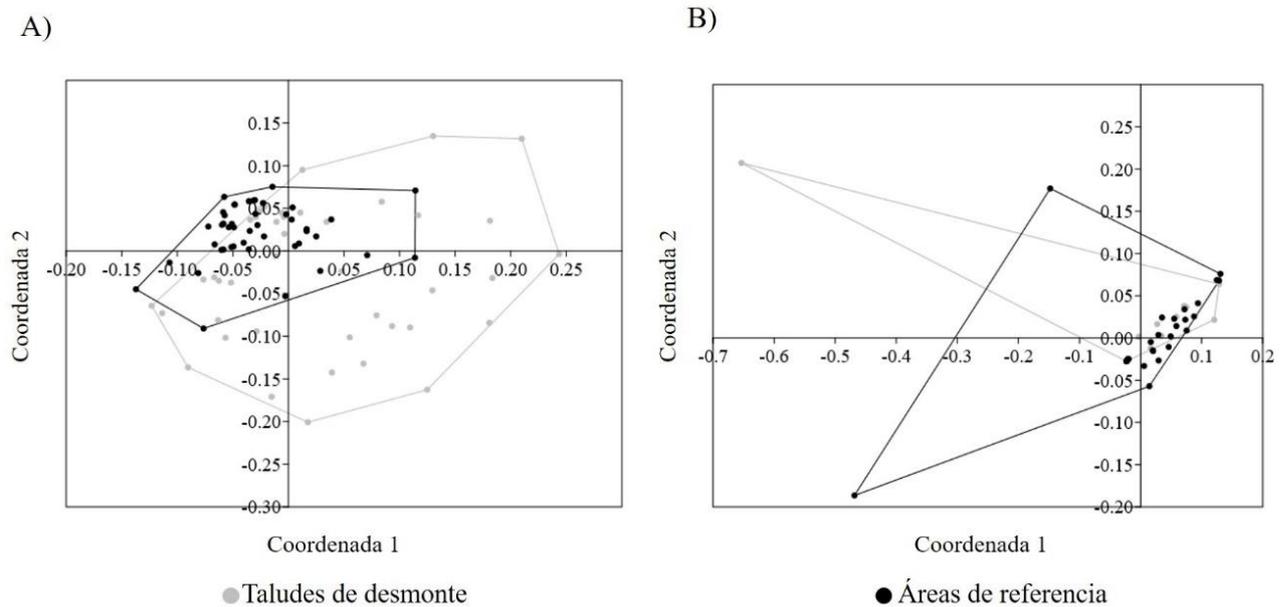


Fig. 2.17 Similitud en la composición de especies: A) de la vegetación y B) del banco de semillas entre taludes de desmonte y áreas de referencia del bosque de *N. pumilio*, utilizando la técnica de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (EMD-NM). Las líneas representan los polígonos de convergencia.

La similitud en la composición de especies entre la vegetación y el banco de semillas de los taludes de desmonte según el índice de Sørensen fue del 22%, mientras que para las áreas de referencia el índice de similitud fue de 38%.

Diversidad de especies

La diversidad de especies en de los TD de la vegetación ($0,78\pm 0,06$) y el banco de semillas ($0,09\pm 0,04$) fue menor al de las AR (vegetación: $1,00\pm 0,05$; banco: $0,45\pm 0,08$) (vegetación: $X^2=6,22$; $gl=1$; $P=0,012$; banco: $X^2=10,7$; $gl=1$; $P=0,001$).

Cobertura total y de grupos funcionales

La cobertura media de la vegetación en los TD ($61,7\pm 4,5\%$) fue menor que en las AR ($83,1\pm 3,0\%$) (**Fig. 2.18 A** y **Tabla 2.27**). En cuanto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.18 B** y **Tabla 2.27**). La cobertura de las

especies del GF II (hierbas y gramíneas perennes) y GF III (arbustos) en los TD fue menor que en las AR (**Fig. 2.18 B** y **Tabla 2.27**). La cobertura de las especies del GF I (hierbas y gramíneas anuales/bianuales) y el GF IV (renovales arbóreos) fue similar entre los TD y las AR (**Fig. 2.18 B** y **Tabla 2.27**).

Tanto en los TD como AR, las especies del GF II (TD: 36,5±4,3%; AR: 60,3±4,4%) presentaron mayor cobertura que los demás grupos funcionales (**Fig. 2.18 B** y **Tabla 2.27**). A su vez la cobertura del GF III (TD: 26,6±4,0%; AR: 43,06±4,6%) fue mayor que la de los GF I (TD: 5,3±2,1%; AR: 5,1±1,6%) y IV (TD: 2,1±0,3%; AR: 2,4±1,4%) (**Fig. 2.18 B** y **Tabla 2.27**).

Tabla 2.27 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la cobertura total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos, GF IV: renovales arbóreos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *N. pumilio*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Cobertura total TD- Cobertura total AR	20,0	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	186,6	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	0,1	1	0,816	n.s.
GF II TD- GF II AR	15,6	1	<0,001	***
GF III TD- GFIII AR	8,1	1	0,004	**
GF IV TD- GF IV AR	0,7	1	0,413	n.s.
GF I, II, III y IV en los TD	56,5	3	<0,001	***
GF I, II, III y IV en las AR	112,6	3	<0,001	***

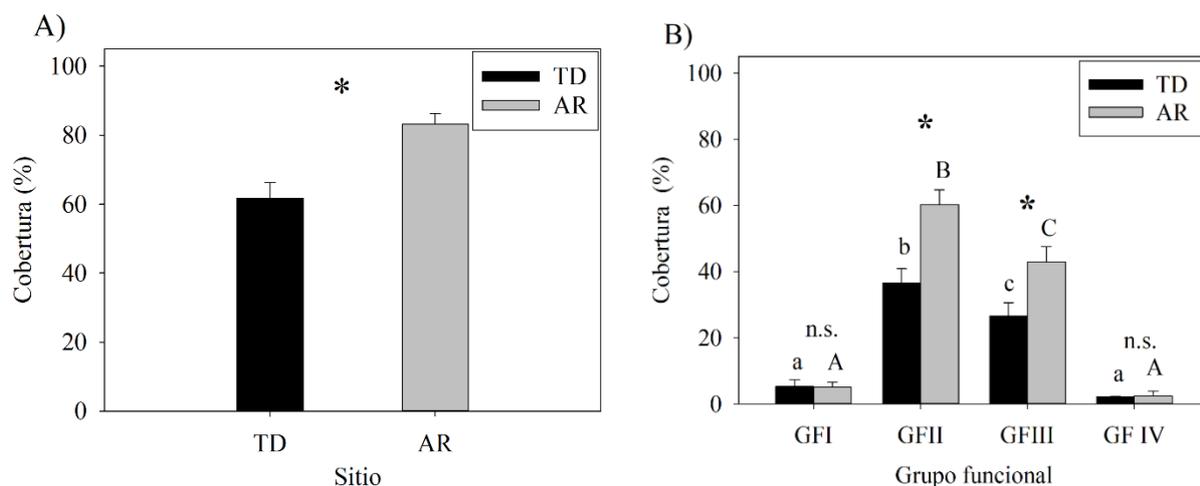


Fig. 2.18 Cobertura (media±ES) estimada: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en la vegetación de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *N. pumilio*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución beta. (*) Indica diferencias estadísticamente significativas entre la cobertura de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la cobertura entre grupos funcionales en el sitio TD, mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales

La densidad media de semillas en el banco en los TD ($105,0 \pm 29,7$ semillas/m²) fue menor a la densidad de semillas en las AR ($556,7 \pm 232,4$ semillas/m²) (**Fig. 2.19 A y Tabla 2.28**). Con respecto a los grupos funcionales, se encontraron diferencias entre grupos para ambos sitios (**Fig. 2.19 B y Tabla 2.28**). La densidad de semillas de las especies del GF II fue menor en los TD que en las AR, mientras que la densidad de semillas de los grupos funcionales restantes fue similar entre sitios (**Fig. 2.19 B y Tabla 2.28**). No se encontraron semillas de renovales arbóreos en los TD (**Fig. 2.19 B**).

En los TD, la densidad de semillas fue similar entre todos los grupos funcionales (**Fig. 2.19 B y Tabla 2.28**). En las AR, la densidad de semillas del GF II ($424,5 \pm 254,1$ semillas/m²) fue mayor que aquella de los GF I ($41,1 \pm 13,8$ semillas/m²), III ($40,4 \pm 22,6$ semillas/m²) y IV ($5,9 \pm 5,9$ semillas/m²) (**Fig. 2.19 B y Tabla 2.28**).

Tabla 2.28 Estadístico Chi cuadrado (X^2), grados de libertad (gl), p-valor y significancia estadística (Sig.) de los MLGM para contrastar la densidad de semillas total y de grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos) entre los taludes de desmonte (TD) y las áreas de referencia (AR), y entre grupos funcionales en cada sitio del bosque de *N. pumilio*. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Variables de contraste	X^2	gl	P-valor	Sig.
Densidad de semillas total TD- Densidad de semillas total AR	63,4	1	<0,001	***
GF I, II, III y IV TD- GF I, II, III y IV AR	249,8	7	<0,001	***
GF I TD- GF I AR	2,9	1	0,086	n.s.
GF II TD- GF II AR	76,8	1	<0,001	***
GF III TD- GF III AR	0,3	1	0,617	n.s.
GF IV TD- GF IV AR	1,4	1	0,239	n.s.
GF I, II, III y IV en los TD	5,5	2	0,065	n.s.
GF I, II, III y IV en las AR	170,9	3	<0,001	***

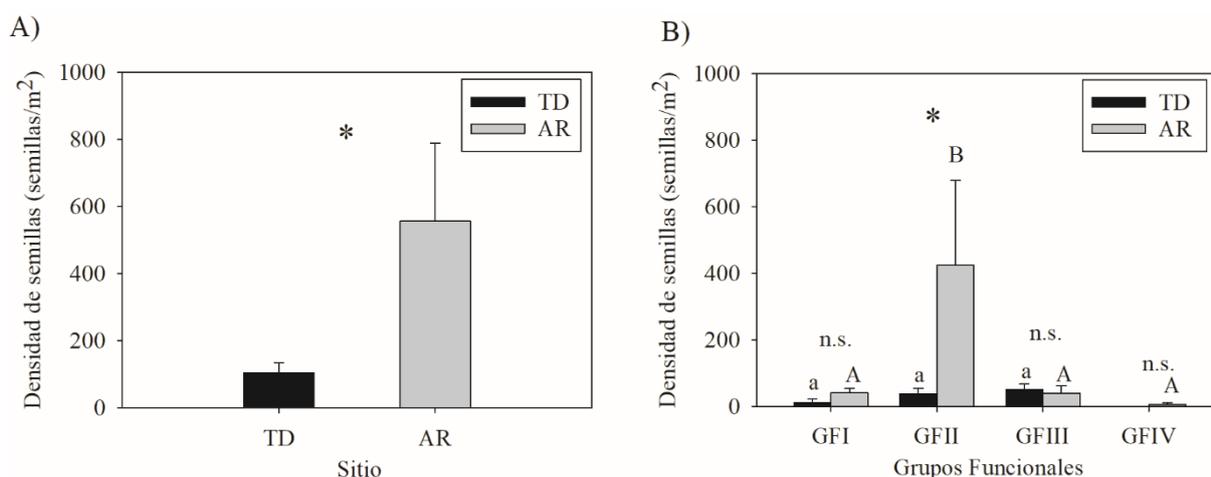


Fig. 2.19 Densidad (media± ES) estimada de las semillas: A) del total de especies y B) de las especies por grupos funcionales (GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos) presentes en el banco de semillas de los taludes de desmonte (TD) y áreas de referencia (AR) del bosque de *N. pumilio*. Las barras representan las medias y las líneas los errores estándar estimados por el modelo lineal generalizado mixto con distribución Poisson. (*) indica diferencias estadísticamente significativas entre la densidad de semillas de los TD y las AR ($P < 0,05$), y n.s. no hay diferencias significativas entre los TD y las AR. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas en la densidad de semillas entre grupos funcionales en el sitio TD,

mientras que letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre grupos funcionales en el sitio AR ($P < 0,05$).

2.4.7. Grupos funcionales de los taludes entre ambientes

La representatividad de los grupos funcionales de la vegetación y en los bancos de semillas de los taludes varió según los ambientes (Fig. 2.20 A y B). En la estepa el grupo mayormente representado en la vegetación establecida como en el banco de semillas fue el GF I, es decir hierbas y gramíneas anuales/bianuales; mientras que estuvo ausente el GF IV que corresponde a renovales arbóreos. En los otros ambientes: matorral, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *Nothofagus dombeyi* y bosque de *Nothofagus pumilio*, el grupo mayormente representado en la vegetación y el banco fue el GF II que corresponde a las hierbas y gramíneas perennes. Se destaca la nula o baja representatividad en el banco de semillas del GF IV para todos los ambientes.

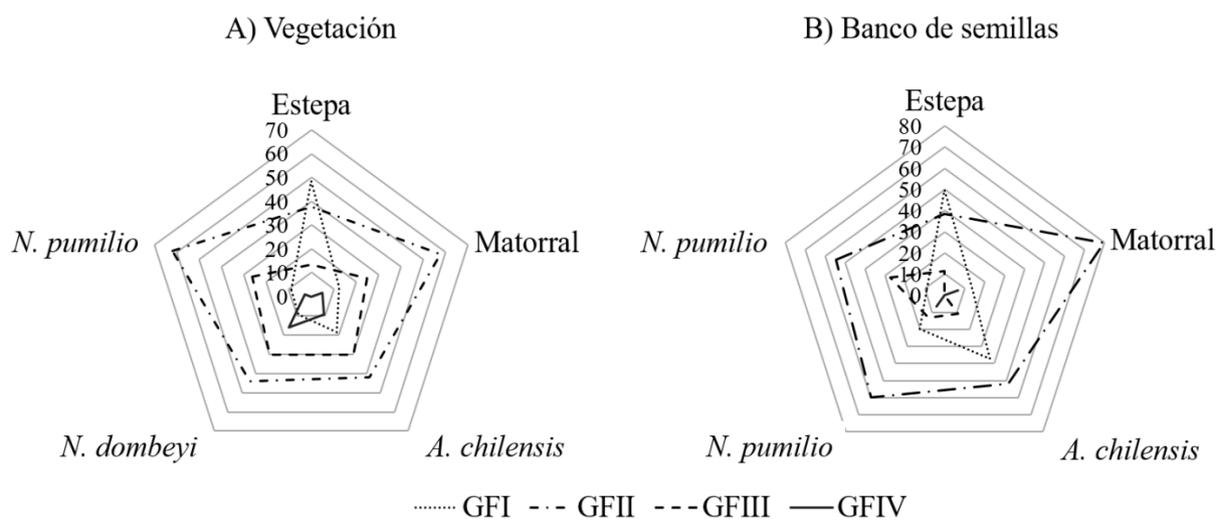


Fig. 2.20 Gráfico radial que muestra la representatividad de los diferentes grupos funcionales de la A) vegetación y B) del banco de semillas, en los taludes de desmonte en cada ambiente. Donde GF I: hierbas y gramíneas anuales/bianuales, GF II: hierbas y gramíneas perennes, GF III: arbustos y GF IV: renovales arbóreos.

2.5. DISCUSIÓN

2.5.1. Propiedades físicas del sustrato

En los taludes viales de desmonte, la mayoría de los ambientes presentaron mayor cobertura de sustrato desnudo y fragmentos de rocas, mayor densidad aparente y menor cobertura de hojarasca que las áreas de referencia. Con excepción del bosque de *A. chilensis*

donde la cobertura del sustrato desnudo fue similar entre taludes y áreas de referencia. La mayoría de los resultados fueron los esperados por las predicciones e hipótesis planteadas en el capítulo, donde la decapitación del suelo y la remoción de la vegetación en los taludes generarían efectos negativos en las propiedades físicas del sustrato que serían diferentes al sustrato en las áreas de referencia; con mayor compactación, menor humedad, mayor cobertura de sustrato desnudo y mayor pedregosidad. Asimismo, los resultados evidencian que existe un cambio en las características físicas del sustrato a partir de la construcción de las rutas producidos por los movimientos de sustrato que pueden afectar el establecimiento y crecimiento de la vegetación en los taludes.

Hojarasca, pedregosidad y sustrato desnudo

En los taludes de todos los ambientes la cobertura de hojarasca fue menor que en las áreas de referencia. La hojarasca contribuye a la retención de humedad y con materia orgánica al sustrato por medio de su descomposición (Riutta *et al.* 2012, Jimenez *et al.* 2013). En bordes de bosques fragmentados, grandes áreas de sustrato desnudo expuestas a la irradiación solar y al viento, aumentan la evaporación de la humedad del sustrato y la hojarasca con respecto al interior del bosque, y en consecuencia puede haber cambios en la tasa de descomposición de la hojarasca (Riutta *et al.* 2012). Se ha reportado que la hojarasca en los bosques de *N. pumilio* y *A. chilensis* pueden retener semillas afectando positivamente la recuperación de la vegetación post-disturbio (Raffaele y Gobbi 1996, Varela *et al.* 2006).

En general, los fragmentos de roca tienen una alta cobertura en los taludes viales (Pereira *et al.* 2015). En los taludes de la estepa, el matorral de *N. antarctica* y el bosque de *A. chilensis* se encontró mayor pedregosidad que en las áreas de referencia, siendo los matorrales de *N. antarctica* y los bosques de *A. chilensis* los que presentaron fragmentos de roca más gruesos. La presencia de rocosidad excesiva en los taludes podría impedir la emergencia de las plántulas por interferencia física y enlentecer el proceso de recuperación natural del área degradada (Maestre *et al.* 2003). Sin embargo, a escala de micrositio los fragmentos de rocas pueden disminuir la escorrentía superficial y el impacto de las gotas de lluvia, y por lo tanto, la erosión hídrica, así como mejorar la retención de humedad e infiltración (Poesen *et al.* 1994, Kutra *et al.* 2008, Martínez-Murillo *et al.* 2013).

El alto porcentaje de sustrato desnudo encontrado en los taludes de la mayoría de los ambientes, concuerda con otros estudios (Cerdà 2007, Pereira *et al.* 2015, Solgi *et al.* 2021). Grandes superficies de sustrato desnudo provocan un aumento en la escorrentía superficial, con pérdida de sedimentos y agua que aumentan los procesos erosivos (Cerdà 2007, Bochet *et al.*

2010). En particular, la erosión hídrica provoca separación del material en partículas individuales y pequeños agregados por acción del impacto de las gotas de lluvia sobre el sustrato, que son arrastrados pendiente abajo junto con otro material depositándose en las áreas más bajas (Gaitán *et al.* 2017, Sadeghian *et al.* 2021). Este depósito de sedimento puede acumularse sobre la ruta misma dificultando o incluso poniendo en riesgo la circulación de los vehículos. La erosión del sustrato puede también limitar el éxito de la revegetación (Dalmasso y Ciano 2015) y disminuir la productividad de los suelos (Gaitán *et al.* 2017). Por otro lado, la revegetación de los taludes ayuda a disminuir la tasa de erosión hídrica, dado que la vegetación actúa como una cubierta protectora natural del sustrato (Cerdà 2007, Bochet *et al.* 2010, Sadeghian *et al.* 2021).

Textura del sustrato

En los sustratos de los taludes de todos los ambientes, predominaron las texturas franco arenosas con presencia de arcilla y arena y granulometrías intermedias, mientras que las texturas de los sustratos de las áreas de referencia fueron arena francas, con excepción de la estepa en donde las texturas de los sustratos de ambos sitios fueron arena francas. Estos resultados no coinciden con las predicciones en los taludes; donde se esperaba un predominio de texturas del tipo arenosa. Las texturas francas son consideradas óptimas para el crecimiento de la vegetación, ya que presentan una mezcla equilibrada de arena, limo y arcilla, lo que supone un equilibrio entre permeabilidad y la retención de agua y nutrientes (Vargas Rojas 2009). El tipo de textura es clave para la colonización de las plantas en los taludes; por un lado en texturas excesivamente gruesas, con predominio de arena y alta pedregosidad, los nutrientes y el agua no son retenidos en los poros del sustrato; por el otro lado, si la textura es demasiado fina (i.e. arcillosa) se pueden formar costras impermeables generando anegamientos de agua con condiciones anaeróbicas (García-Palacios 2011). Ambos tipos de textura afectan negativamente el establecimiento de las plantas.

Compactación del sustrato

En general, los sustratos compactados suelen tener valores de densidad aparente más altos que los sustratos de áreas más prístinas no compactados (Keller y Håkansson 2010, Sohrabi *et al.* 2019). En los taludes de desmonte se ha documentado sustratos con mayor compactación que áreas aledañas (Bochet *et al.* 2009, Tormo *et al.* 2009). La compactación genera efectos negativos para la penetración de raíces y dificulta el establecimiento de plántulas (Cambi *et al.* 2017, Sohrabi *et al.* 2019). La decapitación y corte del terreno, producidos en la

construcción de los taludes, eliminan los horizontes superficiales con mayor agregación y porosidad debido al contenido de materia orgánica, exponiendo sustratos más inertes (Forman *et al.* 2002, Haan *et al.* 2012, McGrath y Henry 2016). El aumento en la densidad aparente puede significar una disminución en la presencia de macroporos en el sustrato y un incremento en los microporos, que dificultan el almacenamiento de agua y aire útiles para las raíces de las plantas y la microbiota (Kozłowski 1999, Sohrabi *et al.* 2019). En las áreas de referencia de los tres tipos de bosques estudiados y el matorral se encontraron sustratos superficiales con valores de densidad aparente baja (0,47 - 0,74 g/m³). Estos valores son típicos para los suelos andisoles de los bosques andino-patagónicos (Moscatelli y Puentes 1998), que presentan material alofánico aportado por ceniza volcánica, que por acción de la meteorización forman estructuras porosas con niveles de densidad aparente que varían entre 0,4 y 0,8 g/m³ (Nanzzyo *et al.* 1993). En cambio, en la estepa los sustratos se encuentran asociados a Haploxeroles (molisoles) con una atenuación en la meteorización de las cenizas volcánicas y densidades aparentes mayores (1 g/cm³) (Gaitán y López 2007).

Contenido de humedad del sustrato

El contenido de humedad del sustrato en taludes y áreas de referencia de la estepa fue parecido a lo largo de la estación de crecimiento (octubre 2017- abril 2018), mientras que en el matorral de *N. antarctica* se registró menor contenido de humedad en los taludes que en las áreas de referencia en toda la estación de crecimiento, y en el bosque de *A. chilensis* se registró menor contenido de humedad en los taludes en octubre y abril. En los bosques húmedos, los taludes presentaron menor contenido de humedad que en las áreas de referencia en un sólo mes de la estación de crecimiento, siendo enero para *N. dombeyi* y abril para *N. pumilio*. Estos resultados fueron los esperados por las predicciones, donde se esperaba menor contenido de humedad en los taludes que en áreas de referencia, con excepción de la estepa donde no hubo diferencias significativas. En la estepa, el déficit de humedad en el sustrato suele ser un factor común en épocas estivales tanto en áreas degradadas como naturales, con porcentajes de humedad entre 5 - 6% en las capas superficiales del sustrato (Coronato y Bertiller 1997), similares a los encontrados en esta tesis. El contenido de humedad es un factor limitante para el desarrollo de las plantas (Fischer *et al.* 1997). La capacidad del sustrato de retener humedad en sus capas superficiales puede determinar el momento de la germinación de las semillas (Bochet y García-Fayos 2004). A su vez el agua es el vehículo en el que se encuentran disueltos los nutrientes, y la falta de humedad en la zona radical impide procesos vitales para las plantas, pudiendo provocar su muerte (Gómez Orea 2004). Evaluar el contenido de humedad a lo largo

de la estación de crecimiento en áreas que se precisan revegetar es importante dado que permite conocer la necesidad de técnicas específicas (ej.: riego, hidrogeles, etc.).

2.5.2. Características de la vegetación y banco de semillas

Composición florística, riqueza total y origen biogeográfico

En los taludes de desmonte de la mayoría de los ambientes estudiados, la composición florística de la vegetación fue diferente a aquella de las áreas de referencia, coincidiendo con la predicción propuesta, donde se esperaba que la composición florística de los taludes sea diferente a la de las áreas de referencia. La composición florística del banco de semillas en los taludes fue diferente a la de las áreas de referencia en el matorral de *N. antarctica* y el bosque de *N. pumilio*, apoyando las predicciones planteadas parcialmente. En el matorral de *N. antarctica*, esto se debe a que las especies *Veronica serpyllifolia*, *Rumex acetosella*, *Gamochaeta spiciformis* y *Taraxacum officinale* tuvieron altos valores de densidad de semillas en el banco de las áreas de referencia, contribuyendo a la disimilitud. En el bosque de *N. pumilio*, la alta densidad de semillas de la especie *Acaena ovalifolia* en los taludes fue la que contribuyó a la disimilitud. En los demás ambientes, la composición florística del banco de los taludes fue similar a la de las áreas de referencia, no apoyando la predicción propuesta. Esto se debe a que en la estepa las especies *Rumex acetosella*, *Heliotropium paronychioides* y *Epilobium brachycarpum* tuvieron alta densidad de semillas tanto en los taludes como en las áreas de referencia contribuyendo a la similitud. En el bosque de *A. chilensis*, las especies que más contribuyeron a la similitud en ambos sitios fueron *Gamochaeta chamissonis*, *Rumex acetosella*, *Fabiana imbricata* y *Holcus lanatus*. Finalmente, en el bosque de *N. dombeyi*, las especies *Epilobium glaucum*, *Taraxacum officinale*, *Poa pratensis* y *Chusquea culeou* fueron las que más contribuyeron con la similitud entre sitios.

En los taludes y áreas de referencia de la mayoría de los ambientes predominaron especies de las familias *Asteraceae* y *Poaceae*, tanto nativas como exóticas. Las especies de la flora natural del noroeste de la Patagonia suelen pertenecer principalmente a dichas familias (Correa 1969-1998, Ezcurra y Brion 2005, Zuloaga *et al.* 2008). Un estudio ha documentado que estas familias también fueron las más representadas en los taludes viales en las sierras de Córdoba (Paíaro *et al.* 2011). Numerosas especies de estas familias suelen ser exóticas invasoras con estrategias de dispersión por viento o animales (Richardson *et al.* 2000, Soons y Bullock 2008), frecuentes en bordes de caminos e invasoras en áreas aledañas (Pauchard y Alaback 2004).

La riqueza total de especies de la vegetación y el banco de semillas entre los taludes y

áreas de referencia varió según el ambiente. En los taludes de la estepa y el bosque de *N. dombeyi*, se registró más riqueza de especies que en las áreas de referencia, mientras que en el matorral de *N. antarctica* y el bosque de *A. chilensis* hubo menos riqueza de especies que en las áreas de referencia, excepto en el bosque de *N. pumilio* donde los valores fueron semejantes. Los resultados apoyan parcialmente la predicción planteada, ya que se esperaba encontrar menor riqueza de especies en los taludes que en las áreas de referencia. En los taludes de la estepa la mayor riqueza de especies fue porque se encontró el doble de especies exóticas que en las áreas de referencia, siendo la riqueza de nativas iguales en ambos sitios. En cambio, en los taludes del bosque de *N. dombeyi* la alta riqueza se debió a una mayor riqueza de especies nativas que en las áreas de referencia. En los taludes del bosque de *N. dombeyi* la disponibilidad de luz podría estar favoreciendo el establecimiento de especies nativas intolerantes a la sombra.

La riqueza total de especies en el área de referencia presentó un patrón unimodal, con valores altos de riqueza en la zona media del gradiente (*N. antarctica* y *A. chilensis*) y valores menores hacia ambos extremos (estepa, *N. dombeyi* y *N. pumilio*) en coincidencia con otros autores (Qian *et al.* 1998, Speziale y Ezcurra 2011). El modelo de joroba de Grime (1973), predice que la riqueza de plantas alcanza un máximo en ambientes en donde la productividad de la biomasa es intermedia. Por un lado, en ecosistemas poco productivos, con baja biomasa vegetal, la riqueza de especies está limitada por el estrés, como el déficit hídrico y de nutrientes, que pocas especies toleran; mientras que por otro lado, en condiciones productivas con alta biomasa vegetal, la exclusión competitiva por parte de pocas especies limita la riqueza de especies (Fraser *et al.* 2015). En los ambientes ubicados en los extremos del gradiente como la estepa y el bosque de *N. dombeyi* se cumple el modelo, ya que en la estepa el déficit hídrico y la escasez de nutrientes estarían limitando el establecimiento de especies, mientras que el bosque de *N. dombeyi* es un ambiente productivo con alta biomasa pero dominado por pocas especies.

En general, se reporta una alta riqueza en la vegetación (Pauchard y Alaback 2006, Repetto-Giavelli y Teneb 2012, Rotholz y Mandelik 2013) y en el banco de semillas (Margutti *et al.* 1996) en los bordes de caminos. En los taludes de las rutas y caminos se crean hábitats más homogéneos que afectan las condiciones micro-ambientales, en donde las especies ruderales tolerantes a los disturbios pueden establecerse (Pauchard y Alaback 2004, McDougall *et al.* 2018). La alta riqueza en los taludes puede deberse a la frecuencia e intensidad de disturbios intermedios (Connell 1978) ocasionados por las rutas y caminos, que reducen la dominancia de especies nativas locales permitiendo el ingreso de especies oportunistas y generando cambios en la composición florística (Rosenzweig 1995).

Con respecto al origen de las especies, se registró mayor número de especies nativas que exóticas tanto en taludes y las áreas de referencia en la mayoría de los ambientes; con excepción de los taludes la estepa donde el número de especies exóticas fue mayor que el de las áreas de referencia, y los taludes del bosque de *A. chilensis* donde el número de especies exóticas fue similar al de nativas. El conocimiento y estudio de la presencia de especies exóticas en los bordes de caminos de los diferentes ambientes es importante debido a que las comunidades naturales del noroeste Patagónico contienen un alto nivel de endemismo (i.e. de 2400 especies, 300 son endémicas dentro de 15 géneros endémicos) (Correa 1969-1998, Barthélémy *et al.* 2008). Un estudio de composición florística en esta región realizado en el gradiente de precipitación oeste-este abarcando áreas de bosque, matorral y estepa, mostró que estos dos últimos ambientes presentaron los valores más altos de especies exóticas, siendo *R. acetosella*, *Cerastium arvense* y *Bromus tectorum* las especies más frecuentes (Speziale y Ezcurra 2011). En los bosques, matorrales y estepa del noroeste de la Patagonia, la presencia de animales domésticos y silvestres favorece la dispersión e introducción de especies exóticas en nuevas áreas (ej. *Rosa rubiginosa*) (Damascos *et al.* 2005, Paruelo *et al.* 2007), actuando sinérgicamente con otros disturbios como la construcción de rutas y caminos (Pauchard y Shea 2006, Speziale *et al.* 2018). Se ha documentado que áreas de estepa disturbadas por el ganado fueron más susceptibles a la colonización de *B. tectorum* desde los bordes de caminos (Speziale *et al.* 2018). Además, la distancia a los caminos es determinante en la riqueza y abundancia de especies exóticas en áreas aledañas (Margutti *et al.* 1996, Fuentes-Lillo *et al.* 2021). Por lo tanto, es significativo estudiar los patrones de distribución de especies exóticas en los bordes de camino y su potencial de invasión en hábitats cercanos (Trombulak y Frissell 2000).

La similitud entre la composición de especies de la vegetación y banco de semillas de los taludes fue baja en la mayoría de los ambientes, no apoyando la predicción planteada, con excepción de los taludes de la estepa. Se esperaba una alta similitud entre la vegetación y el banco de semillas en los taludes en todos los ambientes. En general, en los bosques, las especies leñosas nativas dominantes en la vegetación tanto del sotobosque como en el estrato arbóreo no suelen tener semillas longevas que formen bancos de semillas persistentes, dependiendo de la lluvia de semillas anual para su reabastecimiento (Damascos *et al.* 1999). Además, en bosques y matorrales templados predomina el rebrote como estrategia de regeneración post-disturbios (Donoso Zegers 1993, de Paz *et al.* 2014). En los taludes de la estepa se encontró un valor de similitud cercano al 50%. Este resultado se puede deber a que la composición de especies tanto de la vegetación como del banco de semillas estuvo representada por especies herbáceas anuales exóticas como *Epilobium brachycarpum*, *Verbascum thapsus* y *Sisymbrium altissimum*; y

nativas como *Heliotropium paronychioides* y *Festuca australis*. En general, las herbáceas anuales producen numerosas semillas longevas y pequeñas que se incorporan fácilmente en el perfil del sustrato (Zida *et al.* 2020). Además, este grupo funcional tiene rasgos característicos (ciclos de vida corto, rápido crecimiento y dispersión a larga distancia) (Beckman *et al.* 2018), que les permite persistir en ambientes disturbados (Grime 2001), como los taludes viales.

Diversidad de especies

La diversidad de especies de la vegetación de los taludes de la mayoría de los ambientes fue similar a la de las áreas de referencia, excepto en *N. pumilio* en donde la diversidad fue menor en los taludes, cumpliéndose la predicción propuesta sólo para este tipo de bosque. La baja diversidad en los taludes de *N. pumilio* puede deberse a la dominancia de la hierba perenne nativa *Alstroemeria aurea*. Esta hierba tiene reproducción vegetativa por rizomas y suele ser colonizadora en áreas abiertas y disturbadas como los claros de bosques y post-fuego (Aizen y Raffaele 1996, 1998).

Por otro lado, en el banco de semillas, los taludes de la estepa presentaron mayor diversidad de especies que las áreas de referencia, mientras que en los taludes del matorral de *N. antarctica* y del bosque de *N. pumilio* la diversidad fue menor que en las áreas de referencia. En *A. chilensis* y *N. dombeyi* la diversidad entre sitios fue similar. En este caso, la predicción se cumple únicamente en *N. antarctica* y *N. pumilio*. En la estepa la alta diversidad en el banco de semillas de los taludes podría relacionarse a la riqueza de especies herbáceas anuales y perennes, muchas de las cuales fueron exóticas. Los taludes presentan condiciones ambientales (ej. mayor disponibilidad de luz y espacio) (Gelbard y Belnap 2003, Pollnac *et al.* 2012); que generan micrositios seguros para el establecimiento, crecimiento y reproducción de especies ruderales, las cuales suelen formar banco de semillas (Ullmann *et al.* 1998, Šerá 2010).

Cobertura total y de los grupos funcionales de la vegetación

La cobertura total de la vegetación en los taludes de todos los ambientes fue menor que en las áreas de referencia. Resultado que apoya la predicción que planteaba baja cobertura total en los taludes y concuerda con otras investigaciones (Bochet y García-Fayos 2004, Mola *et al.* 2011, Repetto-Giavelli y Teneb 2012). La baja cobertura de la vegetación en los taludes se suele atribuir a condiciones desfavorables del sustrato y de los micrositios para la colonización de especies provenientes de la matriz. Estas condiciones pueden afectar negativamente el establecimiento de algunas especies a pesar de la disponibilidad de semillas, ya que el arribo de semillas no garantiza el éxito de la colonización en áreas degradadas (Alborch *et al.* 2003,

Repetto-Giavelli y Teneb 2012).

Respecto a los grupos funcionales, las hierbas y gramíneas perennes y los arbustos presentaron mayor cobertura en las áreas de referencia que en los taludes de la estepa y los bosques de *N. dombeyi* y *N. pumilio*. La cobertura de arbustos y renovales de árboles fue mayor en las áreas de referencia que en los taludes tanto en *N. antarctica* como *A. chilensis*. Con respecto a la estepa, la alta cobertura de hierbas y gramíneas perennes y arbustos en las áreas de referencia se debe a la predominancia de la hierba *R. acetosella* y los arbustos *Azorella prolifera* y *Senecio bracteolatus*. *Rumex acetosella* es una hierba exótica ruderal, considerada invasora y buena competidora, que domina los claros de la matriz de la vegetación (Franzese y Ghermandi 2012, 2014), mientras que *A. prolifera* y *S. bracteolatus* forman parte de la matriz dominante de la vegetación (Gonzalez y Ghermandi 2008).

En el matorral y los bosques la alta cobertura de algunos grupos funcionales en el área de referencia se debe a especies nativas típicas del sotobosque, tolerantes a la sombra o que crecen refugiadas bajo el dosel de otras plantas utilizadas como nodrizas, condiciones no otorgadas por los taludes. Por ejemplo, la hierba *Osmorhiza berteroi* y el arbusto *Maytenus chubutensis*, son especies típicas del sotobosque en condiciones de sombreado del bosque de *N. dombeyi* (Dimitri 1974); la hierba *Alstroemeria aurea* y los arbustos *Ribes magellanicum* y *Berberis serratodentata* en el bosque de *N. pumilio* (Damascos *et al.* 2008a y b, Damascos 2011); y el arbusto *Gaultheria mucronata* y renovales de *Lomatia hirsuta* en el bosque de *A. chilensis* (Bisheimer 2012). La ausencia de renovales de *A. chilensis* en los taludes se pudo deber a que esta especie precisa una planta nodriza que la proteja contra la desecación (Rovere 2000). Los renovales de *N. antarctica* fueron dominantes en el área de referencia del matorral. En esta especie prevalece la reproducción vegetativa y posee una alta variación interanual en la producción de semillas (Bahamonde *et al.* 2011), razones que explicarían su baja cobertura en los taludes.

Los arbustos *Baccharis magellanica*, *B. microphylla* en el matorral de *N. antarctica*; y *Aristotelia chilensis* en el bosque de *Austrocedrus chilensis* tuvieron altas coberturas en las áreas de referencia, aunque en los taludes también se encontraron estas especies con menor cobertura. *Berberis microphylla* y *Aristotelia chilensis* son especies tolerantes a la luz (Arena 2016) y producen frutos carnosos dispersados por aves (Damascos 2011). El arribo de semillas a los taludes se puede ver afectado debido a la baja disponibilidad de perchas para las aves. Tanto *B. microphylla* como *B. magellanica* son especies que pueden considerarse para la revegetación de taludes. En el caso de *B. microphylla*, se encontró que es planta nodriza que puede albergar numerosas especies bajo su dosel (de Paz *et al.* 2021). Se ha documentado que

B. magellanica puede proteger al sustrato de la erosión hídrica, tiene gran capacidad de fijación del suelo, ayuda a retener nutrientes (González Velásquez 2016a y b), y puede reproducirse en vivero por medio de semillas o multiplicación de matas (Yagello *et al.* 2018, Leyes *et al.* 2020).

La cobertura de las hierbas y gramíneas perennes fue más alta que la del resto de los grupos funcionales en la mayoría de los ambientes, resultado que apoya parcialmente la predicción planteada, ya que también se contemplaba a las hierbas y gramíneas anuales como especies predominantes en los taludes de desmonte. La emergencia y supervivencia de hierbas y gramíneas anuales/bianuales puede estar condicionada por las condiciones climáticas de años anteriores o de la estación de crecimiento (Munson *et al.* 2013). Las hierbas y gramíneas perennes que predominaron en los taludes suelen ser ruderales (*sensu* Grime 1977) y tener semillas pequeñas, livianas o provistas con estructuras para ser fácilmente dispersadas por viento y además poseen reproducción vegetativa (i.e. rizomas, estolones) que les favorece su propagación una vez establecidas en los taludes. Por ejemplo, en los taludes de la estepa y matorral de *N. antarctica* la cobertura de las hierbas perennes estuvo representada por *R. acetosella*, que posee doble estrategia de regeneración: yemas subterráneas en rizomas y banco de semillas persistente (Franzese y Ghermandi 2012); en los taludes del matorral de *N. antarctica* por las nativas rizomatosas *Acaena pinnatifida* y *Anemona multifida* (Valcic *et al.* 1997, Gavini *et al.* 2019); en el bosque de *A. chilensis* la gramínea exótica estolonífera *Agrostis capillaris*, las hierbas nativas y rizomatosas *A. pinnatifida* y *Phacelia secunda* (Correa 1969-1998, Green y Ferreyra 2012). En el caso de *P. secunda* se ha documentado como colonizadora de canteras de extracción de áridos (Arce *et al.* 2015), de depósitos de ceniza volcánica (López *et al.* 2010) y matorrales post-fuego (Raffaele y Veblen 1998). La rizomatosa *Alstroemeria aurea* fue predominante en los taludes de *N. pumilio*, que además de ser abundante en el sotobosque como se mencionó anteriormente, también coloniza áreas abiertas y disturbadas (Aizen y Raffaele 1996, 1998). Las hierbas y gramíneas perennes, especialmente las rizomatosas, son un grupo importante para considerar en la revegetación de áreas degradadas, dado que brindan cobertura del sustrato todo el año y su follaje puede interferir con las gotas de lluvia impidiendo la erosión hídrica y/o la formación de cárcavas o el desmoronamiento del sustrato (Morgan *et al.* 1986, de Luis *et al.* 2004, Sadeghian *et al.* 2021).

Por otro lado, en los taludes del matorral de *N. antarctica* y los bosques de *A. chilensis* y *N. dombeyi* también predominaron los arbustos colonizadores de áreas abiertas o disturbadas. En el matorral, *Acaena splendens* tuvo una alta cobertura y se ha reportado para esta especie que coloniza suelos arenosos, degradados y bordes de caminos (León y Aguiar 1985, Margutti *et al.* 1996), y que puede actuar como nodriza facilitando el reclutamiento de plántulas nativas,

siendo una especie clave para la restauración (Gonzalez y Ghermandi 2019). En el bosque de *A. chilensis* predominó *Baccharis rhomboidalis* que suele crecer en áreas abiertas y ambientes post-fuego (Luebert y Pliscoff 2006, Smith-Ramírez *et al.* 2021). También se ha reportado para este arbusto la colonización de suelos disturbados y contaminados por la minería (Bech *et al.* 2017). Por último, en el bosque de *N. dombeyi* se destacaron los arbustos *Chusquea culeou*, especie rizomatosa que coloniza claros (Ezcurra y Brion 2005, Nuñez *et al.* 2011) y *Aristotelia chilensis*.

Densidad de semillas total y de los grupos funcionales del banco

La densidad de semillas total en el banco de los taludes de la mayoría de los ambientes fue similar a la de las áreas de referencia, excepto en los taludes del matorral de *N. antarctica* y el bosque de *N. pumilio*, en donde fue menor que las áreas de referencia. La predicción propuesta es apoyada sólo en el matorral y el bosque de *N. pumilio*. Las investigaciones sobre el tamaño, composición y dinámica del banco de semillas de los taludes a escala regional son escasas, encontrándose información en áreas afectadas por diferentes disturbios, en el bosque de *A. chilensis* (Damascos *et al.* 1999, Urretavizcaya y Defossé 2004), bosque de *N. pumilio* (Raffaele y Gobbi 1996, Varela *et al.* 2006) y estepa (Gonzalez y Ghermandi 2008). En un estudio del banco de semillas en estepa se encontró mayor cantidad de semillas en los bordes de caminos que en áreas adyacentes (Margutti *et al.* 1996), en contraposición con los resultados encontrados en esta tesis para este ambiente. Aunque en los ambientes disturbados se espera una alta densidad de semillas (Thompson 1987, Leck *et al.* 1989), los taludes son ambientes particulares en donde la pendiente puede afectar negativamente el tamaño del banco, dado que se puede generar erosión del sustrato y con ello la remoción y arrastre de semillas pendiente abajo (García-Fayos *et al.* 2010).

En general, las semillas de las hierbas y gramíneas anuales o perennes dominaron en los bancos de semillas de las áreas de referencia cuando se comparó la densidad de semillas entre en los taludes y áreas de referencias, o entre grupos funcionales en los taludes para todos los ambientes. La excepción fue para el bosque de *A. chilensis* en donde las hierbas y gramíneas anuales/bianuales presentaron mayor densidad de semillas en los taludes que en las áreas de referencia, siendo la gramínea exótica e invasora *Aira caryophyllea* la que más contribuyó al banco (más del 60%). Las especies de estos grupos funcionales, en general, producen semillas pequeñas, rasgo que les permite fácilmente dispersarse y enterrarse, escapándose de la predación y acumulándose en el banco del suelo (Thompson 1987, Didier *et al.* 2020). Por ejemplo, *A. caryophyllea* presenta semillas muy pequeñas (1 mm de longitud) (Brugnoli *et al.*

2011), suele encontrarse en los bordes de caminos y su propagación puede ser promovida también por otros disturbios como el fuego (Milberg y Lamont 1995, Peco *et al.* 2003). Se destaca en las áreas de referencia de los bosques de *A. chilensis* y *N. pumilio* la presencia de las hierbas perennes nativas *Gamochaeta spiciformis* y *G. chamissonis*; y *Acaena ovalifolia*, respectivamente. En el caso de *G. spiciformis* sus semillas fueron encontradas en el banco de semillas del talud, por lo tanto, se propone estudiar sus requerimientos de germinación para su posible uso con fines de revegetación. Por otro lado, las hierbas perennes exóticas *R. acetosella* y *Veronica serpyllifolia* predominaron en las áreas de referencia de la estepa y el matorral, respectivamente. Ambas especies son consideradas malezas y suelen encontrarse en ambientes disturbados (terrenos baldíos y cultivados, caminos, pastizales abiertos) (Bond y Davies 2007, Franzese y Ghermandi 2011). *Veronica serpyllifolia* prefiere ambientes húmedos (Albach 2020), y probablemente por esta razón no se encontró en la vegetación como así tampoco en el banco de semillas de los taludes de estepa y matorral.

Si bien, en general, en los taludes predominaron las hierbas exóticas, se destaca en algunos ambientes el predominio de hierbas perennes y anuales nativas como *Festuca purpurascens* en el bosque de *N. dombeyi* y *Heliotropium paronychioides* en la estepa. Esta última, es una especie anual con forma de roseta, que produce semillas pequeñas y ovaladas, forma bancos de tipo persistente y es abundante en ambientes post-disturbio como remociones de suelo y fuego (Gonzalez y Ghermandi 2008).

Por el contrario, las especies leñosas suelen tener semillas de tamaño grande, característica que dificulta su enterramiento en el suelo y consecuentemente quedan expuestas a diferentes tipos de peligros como la predación y desecación; o son semillas que pierden rápidamente la viabilidad formando bancos de tipo transitorio (Thompson *et al.* 1993). En la mayoría de los ambientes se encontró una baja riqueza y número de semillas de especies leñosas (arbustos y árboles), incluso no se encontraron semillas de arbustos tanto en el banco de los taludes como de las áreas de referencia del matorral de *N. antarctica*. En cambio, en los bosques de *A. chilensis*, *N. pumilio* y *N. dombeyi*, sí se encontraron semillas en los taludes de los arbustos nativos como *Fabiana imbricata*, *Ribes magellanicum* y *Aristotelia chilensis*, respectivamente. *Fabiana imbricata* tiene semillas pequeñas (1 mm), forma bancos persistentes y no rebrota luego de disturbios como el fuego, por lo tanto, depende del reclutamiento de plántulas para su persistencia en la comunidad (Ghermandi *et al.* 2013).

2.5.3. Análisis y discusión de las principales diferencias entre ambientes

Los taludes y áreas de referencias se encuentran en diferentes comunidades vegetales

con gran heterogeneidad espacial, debido los gradientes longitudinal, altitudinal y latitudinal; y diferentes tipos de suelo (Ezcurra y Brion 2005, Pereyra *et al.* 2005, Amoroso *et al.* 2021). Esta heterogeneidad puede determinar que existan o no diferencias entre los taludes y áreas de referencia, tanto para las condiciones del sustrato como para la vegetación. Las diferencias en las propiedades físicas del sustrato entre los taludes y las áreas de referencia fueron coincidentes con el gradiente de precipitación, siendo el porcentaje de hojarasca y contenido de humedad decreciente de oeste a este; y creciente para el porcentaje de sustrato desnudo y la compactación del sustrato. Estas diferencias en los factores abióticos entre ambientes conlleva a planificar soluciones específicas para superar umbrales y conseguir con éxito el establecimiento de la vegetación, con la creación de micrositios favorables que eviten la pérdida de humedad, mejoren la porosidad del sustrato, entre otros (Fick *et al.* 2016, Delgado Londoño 2017, Bosco *et al.* 2018).

En relación a la vegetación, en los taludes de la estepa la alta riqueza de especies estuvo dada por las especies exóticas, mientras que en los taludes del bosque de *N. dombeyi* por las especies nativas. Estos resultados apuntan a tomar medidas diferentes en las prácticas de rehabilitación, siendo prioritario la identificación y control de las especies exóticas en la estepa y a promover la supervivencia y propagación de las especies nativas que se establecen en los taludes del bosque.

2.6. CONCLUSIONES

Se concluye que la construcción de taludes de desmonte en los ambientes estudiados ocasionó modificaciones en las características físicas del sustrato y una reducción en la cobertura de la vegetación con respecto a áreas naturales. Sin embargo, en la mayoría de los ambientes este disturbio no afectó a la composición y abundancia de especies del banco de semillas. En relación con las propiedades físicas de los taludes, la compactación fue mayor que en las áreas de referencia. El contenido de humedad de los taludes disminuyó en los meses de mayor déficit hídrico con respecto a las áreas de referencia. También se evidenció una disminución del contenido de hojarasca, y un aumento del porcentaje de sustrato desnudo y pedregosidad en los taludes. El conjunto de las características físicas de los taludes, podría afectar el establecimiento y crecimiento de las plantas en los mismos. Los efectos de la erosión hídrica y la falta de micrositios favorables podrían impedir la germinación y establecimiento de especies nativas provenientes de áreas cercanas no degradadas, siendo sitios ideales para la colonización de especies oportunistas, tolerantes a los disturbios, como ruderales y exóticas.

El conocimiento de la composición, riqueza, diversidad y abundancia de la vegetación

y el banco de semillas permitió identificar las especies nativas pioneras que podrían ser útiles para la revegetación de taludes. Asimismo, permitió identificar aquellas especies exóticas que deberían controlarse. Uno de los criterios de selección de especies para la rehabilitación de áreas degradadas se obtiene observando las especies que colonizan de manera espontánea el sitio post-disturbio (Pérez *et al.* 2010). Se considera que las especies que colonizan con éxito y naturalmente el sitio degradado, poseen adaptaciones que le permiten germinar, establecerse y sobrevivir. En los taludes deberían ser reintroducidas especies nativas de hierbas y gramíneas perennes y arbustos. Las hierbas perennes y los arbustos nativos con reproducción vegetativa presentan una cobertura del sustrato que permanece durante todo el año, factor determinante en la protección contra la erosión hídrica y eólica, sobre todo durante los meses de mayores precipitaciones donde las especies anuales no suelen estar presentes. La mayoría de las especies arbustivas nativas no suelen formar banco de semillas abundantes, por lo que es necesario idear estrategias de recuperación. Algunos arbustos son nodrizas de otras especies nativas, dando protección a sus plántulas, siendo una característica importante en la recuperación del ecosistema (Tulod y Norton 2020).

El conocimiento de especies exóticas en los taludes viales es fundamental, dado que los caminos atraviesan diferentes comunidades naturales susceptibles a la invasión, siendo recomendable monitorear su distribución y realizar un manejo de las mismas. Los bancos de semillas pueden ser reservorio de especies exóticas invasoras, por lo que estudiar su abundancia y composición en los taludes y áreas de referencia puede ayudar al desarrollo de estrategias y técnicas que ayuden a controlarlas. Se destaca que, al estudiar diferentes comunidades vegetales a lo largo de un gradiente de precipitación y altitud, se obtuvo información precisa sobre las especies y grupos funcionales claves que pueden ser reintroducidas en la rehabilitación de taludes, contemplando las diferencias climáticas y geomorfológicas de cada ambiente.

CAPÍTULO 3. ENSAYOS DE GERMINACIÓN

3.1. INTRODUCCIÓN

3.1.1. Revegetación a partir de semillas

La recuperación de la vegetación de un sitio degradado implica una serie de condiciones el retiro del agente de disturbio, la recuperación de las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, la existencia de una fuente de propágulos cercanos con la posibilidad de dispersarse al sitio, la posibilidad de generación de un banco de semillas, la existencia de plántulas con la capacidad de establecerse y sobrevivir, y la reducción o eliminación de especies exóticas (Harper 1977, Lamb y Gilmour 2003). La revegetación de un sitio puede originarse via asexual (vegetativa) o sexual por medio de semillas. La revegetación a partir de semillas depende de la capacidad de germinación de las semillas, el establecimiento de plántulas y su capacidad de permanecer y desarrollarse en el sitio (Fenner *et al.* 2002). Para esto se deben conocer aspectos fundamentales de la biología reproductiva de las especies nativas como tipo y tiempo de almacenamiento de sus semillas, el tipo y métodos de ruptura de la dormancia y tratamientos pre-germinativos, entre otros (Hartmann y Kester 1980, Rovere 2006, Ceccon 2013).

3.1.2. Técnicas de revegetación a partir de semillas

Existen diferentes técnicas para revegetar un sitio degradado y favorecer su recuperación, como la siembra directa, traslado de banco de semillas y/o la implantación de plantas cultivadas en vivero. En todas esas técnicas, es necesario conocer los requerimientos eco-fisiológicos de germinación de las semillas (Bainbridge 2007, Ceccon 2013). Sin embargo, para muchas especies nativas no hay suficiente información sobre los requerimientos de germinación (Masini *et al.* 2012, 2014). A menudo la revegetación suele realizarse a partir de la extracción de plantas del ecosistema de referencia y su traslado a las áreas degradadas (Nittmann 2010), técnica que puede disturbar el ambiente natural y presentar un bajo porcentaje de éxito. A su vez, con en el traslado de plantas del ecosistema de referencia hacia áreas degradadas hay pérdida de la variabilidad genética, dado que a partir de una misma planta se pueden producir varios clones (por estacas, esquejes o división de matas). Si bien esta técnica de trasplante directo conserva los ecotipos locales, al usar material genético de áreas aledañas, es recomendable mantener la diversidad genética, dado que de ello depende el potencial evolutivo de las especies (McKay *et al.* 2005). Por lo tanto, conocer los requerimientos germinativos de algunas especies nativas para las que no se disponga la información o esta sea escasa, es relevante ya que permite producirlas *ex situ* (Beider 2012, Kildisheva *et al.* 2020). La propagación de plantas nativas por medio de semillas contribuye a conservar la diversidad genética de las poblaciones y de las especies (Rojas-Aréchiga y Vázquez-Yanes 2000).

Además, las semillas representan una reserva del acervo genético que son fácilmente almacenables, siendo valiosas para la conservación de ecotipos en bancos de germoplasma (Cochrane *et al.* 2007).

3.1.3. Dormancia de las semillas

Una semilla se encuentra dormante, cuando la misma no tiene la capacidad de germinar en un periodo específico de tiempo bajo cualquier combinación de factores físicos normales (temperatura, luz/oscuridad, concentración de gases) que serían favorables para la germinación sino estuviera en este estado (Harper 1977, Baskin y Baskin 2004). Las semillas que no presentan dormancia pueden germinar en un amplio rango de condiciones para su genotipo y germinarán siempre y cuando se den las condiciones ambientales adecuadas dentro de su rango de requerimientos (Baskin y Baskin 2014). Durante la etapa de dormancia de las semillas suceden cambios fisiológicos/bioquímicos y morfológicos/anatómicos internos, como: el crecimiento del embrión, la movilización de reservas alimenticias y activación y desactivación de genes (Baskin y Baskin 2014).

Existen tres tipos principales de dormancia: morfológica, física y fisiológica. En la dormancia morfológica el embrión se encuentra inmaduro cuando las semillas son dispersadas de la planta madre y necesitan de un periodo de crecimiento y/o diferenciación antes de que ocurra la germinación, habiendo un desfase temporal entre la dispersión y la germinación (Harper 1977, Fenner y Thompson 2005). El embrión es pequeño, subdesarrollado y se distingue/n el/los cotiledón/es e hipocótilo-radícula; pero no está fisiológicamente dormante y necesita tiempo para crecer generalmente en almacenamiento en seco (Baskin y Baskin 2004). Las semillas con dormancia física presentan una testa o pericarpio endurecido e impermeable, por lo tanto el embrión permanece deshidratado hasta que la cubierta de la semilla se rompe, o es alterada mecánicamente permitiendo la entrada de agua y gases, que desencadenan la germinación (Hartmann y Kester 1980, Fenner y Thompson 2005). La impermeabilidad de la cubierta de las semillas se debe a una capa de células con una pared engrosada externa que puede contener una capa de sustancias cerosas cuticulares característico de ciertas familias de plantas (ej. Fabaceae, Cistaceae) (Hartmann y Kester 1980, Masini *et al.* 2012). En la dormancia fisiológica, las semillas son capaces de absorber agua, pero presentan mecanismos de inhibición fisiológica en el embrión que previenen la emergencia de la radícula, y no hay germinación hasta que ocurre un cambio químico en el interior de las semillas (Fenner y Thompson 2005, Baskin y Baskin 2014). A su vez, los tipos de dormancia pueden combinarse, como por ejemplo

la dormancia morfofisiológica (embrión subdesarrollado e inhibido fisiológicamente) (Baskin y Baskin 2004, Fenner y Thompson 2005).

Las semillas tienen diferentes mecanismos de dormancia que evitan su germinación en espera de la época más favorable para germinar, establecerse y sobrevivir dependiendo de las características climáticas (Baskin y Baskin 2014). El tipo de dormancia depende de una combinación de características filogenéticas de la familia y de la adaptación a la estacionalidad y condiciones ambientales del entorno (humedad, luz, temperatura, etc.) (Masini *et al.* 2014). En los ecosistemas áridos, se han observado mecanismos de dormancia física debido a la presencia de cubiertas duras e impermeables para evitar la deshidratación (Harper 1977). Este tipo de dormancia suele ser frecuente en especies de regiones con una marcada estación seca como en el caso de los desiertos, estepas y matorrales (Fenner y Thompson 2005). La dormancia física se puede romper por medio de escarificación por calor, fuego y abrasión ácida (Figueroa y Jaksic 2004). En general, las semillas de especies de climas templados presentan dormancia fisiológica que retrasa la germinación hasta finales del invierno e inicios de la primavera y es interrumpida por la acción de bajas temperaturas (Figueroa y Jaksic 2004). Por lo tanto, las semillas de estas especies necesitan un periodo de almacenamiento en humedad y en frío (estratificación en frío) (Probert 2000). Muchas especies arbóreas, arbustos y hierbas del bosque caducifolio templado, especies leñosas de matorral y del bosque andino patagónico suelen presentar semillas con dormancia fisiológica, precisando estratificación húmedo frío para promover su germinación (Rovere 2006, Arana *et al.* 2016). La duración de la estratificación en frío puede variar de 30 a 181 días dependiendo de la especie (Baskin y Baskin 2014).

3.1.4. Métodos de ruptura de la dormancia

Para poder producir plantas en el laboratorio o vivero se deben conocer las técnicas de propagación de plantas por semillas. Estas técnicas implican, en primer lugar, aplicar los requerimientos pre-germinativos específicos para poder romper su dormancia, y luego ponerlas a germinar bajo las condiciones adecuadas (Hartmann y Kester 1980). Por ello, el objetivo de los ensayos de germinación de semillas en laboratorio es identificar el tipo de la dormancia de las semillas aplicando un tratamiento previo a las semillas que simule las condiciones naturales, y estimule la germinación en condiciones artificiales (Gosling 2003). Según Baskin y Baskin (2014) las semillas de una determinada especie no presentan mecanismos de dormancia cuando el porcentaje de germinación es mayor al 80% y este valor no aumenta con la aplicación de tratamientos pre-germinativos. Por otro lado, los mismos autores consideran que las semillas de una especie están dormantes si la germinación es baja o nula dentro de un periodo de 30 días.

Como se ha mencionado anteriormente, las especies de bosque, matorral y estepa en la región del noreste patagónico suelen tener dormancia de tipo fisiológica, física o una combinación de ambas, por lo tanto, se requieren tratamientos pre-germinativos como la escarificación mecánica o química, y estratificación en húmedo (Rovere 2006). En la escarificación mecánica se modifican las cubiertas duras e impermeables de las semillas por medio de la ruptura, rayado o desgaste para hacerlas permeables al agua y los gases (Hartmann y Kester 1980). Las técnicas utilizadas para realizar la escarificación mecánica de las cubiertas, dependiendo de la dureza de las mismas, incluyen el frotado con papel de lija, el rayado con una lima, incisión con bisturí, abrasión con arena y fractura con martillo o pinza (Hartmann y Kester 1980). En la escarificación química se busca romper la cubierta seminal en forma química, para ello se remojan las semillas en peróxido de hidrógeno, agua oxigenada, o ácido sulfúrico por un determinado periodo de tiempo dependiendo de la especie (Rovere 2006). En la estratificación húmeda el objetivo principal es la exposición de las semillas a bajas temperaturas, para ello se colocan las mismas en arena húmeda o entre capas de papel de filtro humedecido y se las lleva a la heladera durante un periodo de tiempo variable según la especie (Hartmann y Kester 1980).

3.2. OBJETIVO ESPECÍFICO, HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN

El objetivo es evaluar las condiciones eco-fisiológicas de la germinación de semillas y diferentes tratamientos pre-germinativos de las especies que colonizan los taludes de desmonte, para las cuales no existe información disponible o la misma sea escasa.

La hipótesis que se plantea es que las semillas de las especies nativas presentan mecanismos de dormancia fisiológica o morfológica en ambientes húmedos y dormancia física en ambientes más secos, que evitan la germinación.

Predicción: Las semillas de ambientes húmedos tendrán mayores porcentajes de germinación con la aplicación de una estratificación húmedo frío, mientras que las semillas de ambientes secos tendrán mayores porcentajes de germinación con la aplicación de escarificación mecánica en relación con el control.

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1. Especies estudiadas

Los ensayos de germinación fueron realizados con especies nativas de hierbas de hoja ancha, arbustos y subarbustos que puedan utilizarse para la rehabilitación de taludes. La selección de especies se basó en los siguientes criterios:

- Presencia tanto en los taludes como en los ecosistemas de referencia. Las especies debían pertenecer a la flora local de cada ambiente y estar presentes en los taludes estudiados, ya que al colonizar espontáneamente estos sitios muestran su capacidad para germinar y establecerse superando limitaciones específicas de las áreas disturbadas, como filtros ambientales y condiciones de micrositio (Bochet *et al.* 2010). Adicionalmente, estas especies debían estar presentes en las comunidades vegetales del ecosistema de referencia, ya que la idea de restaurar o rehabilitar un sitio degradado es que este se integre a su ecosistema natural y pueda recuperar parte de su composición y estructura (Clewel *et al.* 2004).

- Escasa o nula información sobre los requerimientos de germinación. Se consideró la necesidad de generar conocimientos sobre los requerimientos específicos de germinación de cada especie para su propagación *ex situ*, es decir los requerimientos de tratamientos pre-germinativos en laboratorio, ya que las especies pueden presentar mecanismos de dormancia que dificulten su propagación por medio de semillas (Baskin y Baskin 2003, 2008).

- Que las especies a elegir presenten distintos tipos de hábitos (hierbas, subar busto o arbustos) y ciclo de vida (perennes, anuales o bianuales).

Las semillas se recolectaron de varias especies durante la temporada de diciembre-marzo de 2016 y 2017 en los diferentes ambientes. En 2016 se cosecharon semillas de *Eryngium paniculatum* Cav. & Dombey ex F. Delaroché (Apiaceae), *Baccharis linearis* (Ruiz & Pav.) Pers. ssp. *Linearis* (Asteraceae), *Grindelia anethifolia* (Phil.) A. Bartoli & Tortosa (Asteraceae), *Haplopappus glutinosus* Cass. (Asteraceae) y *Oenothera odorata* Jacq. (Onograceae); mientras que en el 2017 de *Phacelia secunda* (L.) Mabb. (Boraginaceae), *Anemone multifida* Poir. (Ranunculaceae), *Acaena magellanica* (Lam.) Vahl (Rosaceae), *Acaena ovalifolia* Ruiz & Pav. (Rosaceae), *Acaena pinnatifida* Ruiz & Pav. (Rosaceae), y *Acaena splendens* Hook. & Arn. (Rosaceae) (**Tabla 3.1**). En el **Apéndice II.1 Tabla II.1** se presentan las fechas y sitio de cosecha de semillas.

Tabla 3.1 Características de las especies nativas estudiadas (familia botánica) con respecto a su hábito, ciclo de vida, tipo de fruto y de propágulo.

Especie (Familia)	Hábito/ ciclo de vida ^{3,4}	Fruto ^{1,2,3}	Propágulo ^{1,2,3}
<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	Hierba perenne	Cupela	Cupela
<i>Acaena ovalifolia</i> (Rosaceae)	Hierba perenne	Cupela	Cupela
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	Hierba perenne	Cupela	Cupela
<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	Arbusto perenne	Cupela	Cupela
<i>Anemone multifida</i> (Ranunculaceae)	Hierba perenne	Poliaquenio	Aquenio piloso
<i>Baccharis linearis</i> (Asteraceae)	Arbusto perenne	Aquenio con papus	Aquenio con papus
<i>Eryngium paniculatum</i> (Apiaceae)	Hierba perenne	Esquizocarpo	Esquizocarpo
<i>Grindelia anethifolia</i> (Asteraceae)	Arbusto perenne	Aquenio	Aquenio
<i>Haplopappus glutinosus</i> (Asteraceae)	Subarbusto perenne	Aquenio con papus	Aquenio con papus
<i>Oenothera odorata</i> (Onagraceae)	Hierba bianual	Cápsula	Semilla
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	Hierba perenne	Cápsula	Semilla

Nota: ¹Dimitri 1974, ²Dimitri y Orfila 1985, ³Correa 1969-1998, ⁴Zuloaga *et al.* 2008.

3.3.2. Procesado de semillas en laboratorio

En el laboratorio se acondicionaron los propágulos (de aquí en adelante “semillas”) para cada especie (ver **Tabla 3.1**), y se dejaron secar a temperatura ambiente. Una vez secas, se reunieron todas las semillas en un único lote por especie y se depositaron en bolsas de papel rotuladas en heladera a una temperatura de 5°C y en oscuridad, hasta la realización de los tratamientos pre-germinativos y los ensayos de germinación. El tiempo de almacenamiento fue de seis meses. En la realización de las mediciones, pesado y pre-tratamientos se utilizaron semillas de aspecto viable, descartándose las semillas de apariencia “vana” (aspecto aplanado que sugiere estar vacías) y/o presencia visible de ataque de insectos como perforaciones.

Se estimó el peso de las semillas, para cada especie a partir del pesaje de lotes de 50 semillas en 10 repeticiones. Se midió el largo, ancho y espesor de 100 semillas para cada especie con calibre. La estimación de la forma de las semillas se realizó por medio del cálculo de la varianza media (Thompson *et al.* 1993) en base al largo, ancho y espesor para las 100 semillas de cada especie. En el **Apéndice II.2** y **Tabla II.2** se presentan las dimensiones, forma y peso de las semillas; la ecuación para calcular la varianza para estimar la forma, los valores en los que puede variar y su interpretación como información complementaria.

3.3.3. Ensayos de germinación

Se realizaron los ensayos de germinación en dos años diferentes, en el 2016 tuvieron una duración de 56 días y en el 2017 de 84 días. Las semillas se colocaron en cámaras de germinación luego de la aplicación de diferentes tratamientos pre-germinativos (escarificación, estratificación) y un control. Para los tratamientos pre-germinativos, se aplicó la metodología descrita en Hartmann y Kester (1980) y Rovere (2006), realizando un tratamiento de estratificación húmedo frío en oscuridad durante 45 días (EHF), escarificación mecánica (EM) y un control (C). En el tratamiento EHF se ubicaron las semillas entre capas de algodón humedecidas con una solución fungicida de oxiclورو de cobre y se introdujeron en bolsas de plástico cerradas herméticamente y llevadas a heladera a 5°C en oscuridad. En el tratamiento EM se realizó un corte con bisturí sobre el tegumento de las semillas sin dañar el endospermo. Para cada especie se utilizaron 10 réplicas de 30 semillas por tratamiento. Las semillas de los tratamientos y control fueron desinfectadas previo al ensayo de germinación, con una solución de hipoclorito de sodio (2%) durante dos minutos, y se las enjuagó bajo chorro de agua

corriente durante otros dos minutos. Inmediatamente después se colocaron en cajas de Petri de plástico sobre un disco de papel de filtro y un disco de algodón estéril, ambos humedecidos con agua destilada. Se llevaron a cámara de germinación bajo condiciones controladas de luz y temperatura durante los mencionados periodos de tiempo, con un fotoperiodo de 12/12 h de luz/oscuridad 20/10°C. Se regaron las cajas de Petri con una solución de agua destilada y fungicida y se controló la germinación cada 4 días. Se consideró germinada una semilla cuando la radícula emergía por lo menos 2 mm por fuera del tegumento.

Luego de finalizados los ensayos de germinación, se realizaron pruebas de viabilidad de las semillas que no germinaron mediante el test de corte. Se realizó un corte transversal a cada semilla con un bisturí y se observó bajo lupa estereoscópica el estado de los tejidos internos para poder clasificarlos como: supuestamente viables (llenas y con aspecto turgente, **Fig. 3.1 A**); y no viables. Las semillas vacías, dañadas por insectos se clasificaron como no viables (**Fig. 3.1 B y C**) (Gosling 2003, Masini *et al.* 2014).

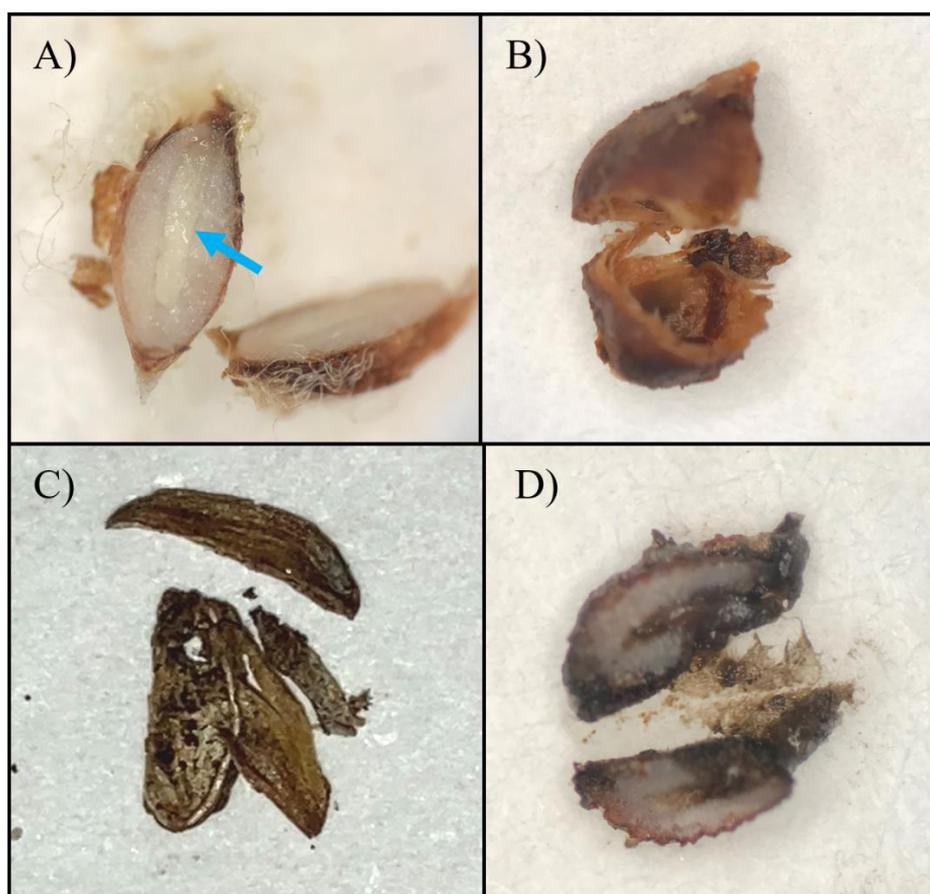


Fig. 3.1 Aspecto de los tejidos internos de las semillas luego del test de corte: A) aspecto turgente (supuestamente viable), la flecha celeste indica el embrión; B) semilla vacía (no viable); y C) semilla dañada por insectos (no viables), y D) semilla dañada por hongos.

3.3.4. Análisis de datos

Para cada especie se evaluaron y compararon los porcentajes finales de germinación (G), el tiempo medio de germinación (TMG) y los días transcurridos hasta el inicio de la germinación (IG) entre los tratamientos y el control. El porcentaje de germinación final para cada repetición se calculó empleando la fórmula:

$$G = \frac{g}{(g+vs+f)}$$

En donde g es el número de semillas germinadas, vs es el número de semillas viables según el test de corte y f es el número de semillas que presentaron hongos (Gosling 2003). En la fórmula se considera a las semillas dañadas por hongos como viables (**Fig. 3.1 C**), dado que no se sabe si se infectaron durante los tratamientos pre-germinativos y/o en el ensayo de germinación. En el cálculo del porcentaje de germinación se excluyeron las semillas vanas, es decir las semillas vacías, y las dañadas por insectos detectadas con el test de corte.

Se calculó el TMG para cada tratamiento, el cual indica el número promedio de días que tarda una única semilla en germinar. La ecuación utilizada para obtener el TMG se basó en la propuesta por Khajeh-Hosseini *et al.* (2003):

$$TMG = \frac{\sum_{i=1}^n f_i x_i}{\sum_{i=1}^n x_i}$$

Donde f_i es el número de días transcurridos desde que se inició el ensayo de germinación y x_i es el número de semillas que germinaron dentro de intervalos de tiempo consecutivos (4 días), i es el intervalo de tiempo y n es el número de días que duró el ensayo. También se calculó IG, como el número de días transcurridos hasta el comienzo de la germinación (Méndez 2007).

Debido a que los datos de las variables G, TMG y IG no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, aún con los datos transformados utilizando el arcoseno, se compararon las medias de los tratamientos con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney. En los casos en que se encontraron diferencias significativas se aplicaron comparaciones múltiples de a pares de los rangos promedio (Siegel y Castellan 1995). Se utilizó el programa SPSS 23 paquete para Windows.

Se realizó un análisis de componentes principales (APC) para agrupar las especies según sus G, TMG e IG para los tratamientos de estratificación húmedo frío, escarificación mecánica y el control; y la presencia o ausencia de mecanismos de

dormancia en sus semillas. Se realizó una matriz de correlación utilizando la función “PCA” del paquete “FactorMineR”, y la representación gráfica con la función “fviz_pca” del paquete “factoextra”, usando el software R versión 4.0.4 (R Core Team 2020). Como las variables presentaron distintas unidades de medida (proporción y días) se realizó el APC sobre la matriz de correlación, trabajando con variables centradas y estandarizadas (Legendre y Legendre 2012). Para la interpretación de los resultados se consideraron las componentes principales con autovalores (λ) mayores a 1 (Legendre y Legendre 2012), y para la interpretación de cada componente principal se consideraron las variables que presentaron una correlación con la componente $\geq 0,5$.

3.4. RESULTADOS

3.4.1. *Acaena magellanica*

El porcentaje de germinación de semillas (media \pm ES) de *A. magellanica* en los tratamientos de escarificación mecánica (EM: 82 \pm 3,3%) y estratificación húmedo frío (EHF: 74 \pm 4,1%) fue similar al del control (C: 72 \pm 3,5%) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.2 A**). En la curva de germinación en función del tiempo del tratamiento EHF se observó un aumento de la germinación entre los 4 y 16 días del inicio del ensayo, y a partir de los 28 días se estabilizó en un porcentaje máximo de 74%. La curva de este tratamiento creció de forma casi lineal hasta los 16 días, y de forma paulatina hasta los 44 días estabilizándose en un porcentaje máximo de 82%. La germinación de semillas en el tratamiento C comenzó a los 8 días y se estabilizó a los 52 días en un porcentaje máximo de 72% (**Fig. 3.2 B**). El valor del tiempo medio de germinación (TMG) para el tratamiento EHF (7 días) fue significativamente menor al valor de los demás tratamientos, siendo el TMG del C (19 días) parecido al del tratamiento EM (15 días) (**Fig. 3.2 C**). Los tratamientos EHF y EM aceleraron significativamente el inicio de la germinación (IG) de las semillas (4 días) en comparación con el C (8 días) (**Fig. 3.2 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, en el C el 51% estaban turgentes (viables), el 17% con hongos, y el resto vacías (no viables). En EHF el 79% de las semillas se encontraban vacías, 17% con hongos y el resto turgentes. En EM el 43% eran turgentes, 34% presentaron hongos y el resto estaban vacías (**Fig. 3.2 E**).

3.4.2. *Acaena ovalifolia*

Los porcentajes de germinación de *A. ovalifolia* para el C (94 \pm 1,7%) y los tratamientos EHF (88 \pm 3,7%) y EM (92 \pm 2,0%) fueron altos y no difieren

significativamente (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.3 A**). La curva de germinación del C aumentó rápidamente entre los 12 y los 24 días estabilizándose a los 48 días con una germinación del 91%, encontrándose por encima de las curvas de los demás tratamientos hasta llegar a un valor constante de 93% a partir de los 72 días (**Fig. 3.3 B**). Las semillas del tratamiento EM tuvieron un comportamiento similar al C, pero la curva se estabilizó a los 68 días con un valor de 92% (**Fig. 3.3 B**). La curva de EHF tuvo un crecimiento más lento, iniciando el pico de germinación a los 44 días y estabilizándose a los 52 días con un valor de 88% (**Fig. 3.3 B**). El TMG para el C (22 días) fue significativamente menor que el tratamiento de EHF (32 días), y ambos similares al del tratamiento EM (24 días) (**Fig. 3.3 C**). Ambos tratamientos y el control iniciaron la germinación en un lapso parecido (EM: 11 días, C: 12 días y EHF: 16 días; **Fig. 3.3 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, tanto en los tratamientos como en el C la mayoría de las semillas estaban vacías (EHF: 59%, EM: 57%, C: 71%), mientras que el 19% estaban turgentes en el C, y 33% y 39% en los tratamientos EHF y EM, respectivamente; el resto de las semillas en todos los casos presentaron hongos (**Fig. 3.3 E**).

3.4.3. *Acaena pinnatifida*

Los porcentajes de germinación de las semillas de *A. pinnatifida* fueron bajos en todos los tratamientos. El valor del tratamiento EM ($19 \pm 2,1\%$) fue significativamente mayor al del C ($7 \pm 1,6\%$), pero parecido al de EHF ($12 \pm 3,7\%$) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.4 A**). En la curva de germinación acumulada en el tiempo se observó que EM aumentó su porcentaje de germinación acumulado superando al del tratamiento EHF y el C a partir de los 40 días del ensayo (**Fig. 3.4 B**). Las curvas del C y el tratamiento EM se comportaron de manera similar, empezando la germinación a los 24 días. En el tratamiento EHF las primeras semillas germinaron a partir de los 8 días y se observó un crecimiento de la curva poco pronunciado (**Fig. 3.4 B**). Los mayores porcentajes de germinación tanto para los tratamientos como para el control se observaron a los 80 días de comenzado el ensayo (**Fig. 3.4 B**). El TMG del C y los tratamientos varió entre 55 y 64 días y no se encontraron diferencias entre sí (**Fig. 3.4 C**). Las semillas del tratamiento EHF iniciaron en promedio su germinación a los 27 días, en un tiempo significativamente menor que el C (47 días). El tratamiento EM tuvo un IG de 31 días y no presentó diferencias significativas con el C y el tratamiento EHF (27 días) (**Fig. 3.4 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, la mayoría estaban turgentes tanto en los tratamientos como en el control (EHF: 65%, EM: 49%, C: 48%) mientras que

el 36% presentaron hongos en el C, y 29% y 41% en los tratamientos EHF y EM, respectivamente (**Fig. 3.4 E**). Se encontró que el 14% de las semillas estuvieron vacías en el C, el 4% en EHF y 8% en EM (**Fig. 3.4 E y F**); el resto en todos los casos correspondió a semillas dañadas por insectos (**Fig. 3.4 E**).

3.4.4. *Acaena splendens*

Los porcentajes de germinación de las semillas de *A. splendens* para el C ($67\pm 5,1\%$) y los tratamientos EHF ($62\pm 5,4\%$) y EM ($73\pm 4,1\%$) fueron similares entre sí (**Tabla 3.2 y Fig. 3.5 A**). Las semillas en EHF iniciaron su germinación antes que el C y EM, obteniendo un 38% de germinación acumulada a los 24 días, mientras el C y EM presentaron porcentajes por debajo del 16% para el mismo tiempo (**Fig. 3.5 B**). Otro pico de germinación para EHF se observó a los 44 días (46%) y a los 68 días (61%) (**Fig. 3.5 B**). La germinación en el C y EM fue más lenta, escalonada y similar en ambos tratamientos; observándose los picos de mayor germinación a los 84 días para el C (67%) y a los 68 días para EM (70%) (**Fig. 3.5 B**). Respecto al TMG, las semillas del tratamiento EHF germinaron más rápido (28 días) que las sometidas a EM (46 días) y que en el C (48 días) (**Fig. 3.5 C**). En relación al IG, las semillas de EHF iniciaron su germinación a los 5 días del comienzo del ensayo, siendo este tiempo significativamente inferior al de las semillas de EM (17 días) y al de C (26 días) (**Fig. 3.5 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, la mayoría de las semillas presentaron hongos en el C (56%) y los tratamientos (EHF: 68%, EM: 62%), mientras que el 30% estaban turgentes en el C, 17% en el tratamiento EHF y 25% en EM. El resto estaban vacías tanto en los tratamientos como el C (**Fig. 3.5 E**).

3.4.5. *Anemone multifida*

En *A. multifida*, El porcentaje de germinación de las semillas en el tratamiento EM ($91\pm 2,2\%$) fue significativamente mayor que en el C ($59\pm 4,6\%$) y EHF ($58\pm 8,6\%$) (**Tabla 3.2 y Fig. 3.6 A**). En las curvas de germinación en función del tiempo se observó que las semillas del C y los dos tratamientos comenzaron a germinar a los 16 días del ensayo. La curva del tratamiento EM creció rápidamente de un 20% a los 16 días a un 81% a los 28 días, aumentando a partir de este día de manera más lenta hasta los 64 días con un valor máximo de 91%. La curva del C tuvo un crecimiento menos acelerado entre los 20 y 48 días, desde 34% hasta un valor máximo de 59%. Para EHF, el crecimiento de la curva fue más lento que para el C y EM estabilizándose a los 80 días con un 58% (**Fig.**

3.6 Fig. 3.6B). El TMG del tratamiento EHF (44 días) fue significativamente mayor al del C (25 días) y EM (23 días) (**Fig. 3.6 C**). El IG del tratamiento EM (7 días) fue significativamente menor que el tratamiento de EHF (20 días), sin embargo, el IG del C (10 días) no presentó diferencias significativas con ambos tratamientos (**Fig. 3.6 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, en el C el 50% de las semillas se encontraban con hongos, el 31% vacías y el resto turgentes (**Fig. 3.6 E**). En contraste, en el tratamiento EHF el 88% de las semillas se encontraban turgentes, el 10% con hongos y el resto vacías (**Fig. 3.6 E**). En el tratamiento EM el 43% de las semillas se encontraban turgentes, el 34% de semillas con hongos, 17% dañadas por insectos y 6% vacías (**Fig. 3.6 E**).

3.4.6. *Baccharis linearis*

El porcentaje de germinación de *B. linearis* del C ($96\pm 1,6\%$) fue significativamente mayor a EHF ($70\pm 3,4\%$), y no se encontraron diferencias significativas entre EM ($88\pm 3,0\%$) y C (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.7 A**). Las curvas de germinación acumulada en función del tiempo (**Fig. 3.7 B**) de las semillas del C y el tratamiento EM crecieron de manera similar, comenzando su germinación a los 4 días y aumentado rápidamente a un porcentaje de 76% (C) y el 80% (EM) a los 8 días, obteniendo sus mayores porcentajes de germinación acumulados entre los 20-24 días de comenzado el ensayo. En el tratamiento EHF la mayor germinación de semillas se produjo rápidamente a los 4 días del ensayo, y luego se estabilizó. Los tratamientos EHF y EM aceleraron significativamente el TMG (4 y 5 días, respectivamente) con respecto al C (7 días) (**Fig. 3.7 C**). Los días transcurridos hasta el comienzo de la germinación para C y EM fueron de 4 días en ambos casos (**Fig. 3.7 D**). Para el tratamiento EHF no se determinó el IG ya que las semillas de todas las placas iniciaron su germinación durante el tratamiento pre-germinativo en condiciones de frío y oscuridad. Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, en el C la mayoría de las semillas (75%) se encontraban vacías, el 14% con hongos y el resto turgentes (**Fig. 3.7 E**). En el tratamiento EHF 45% se encontraban turgentes, el 32% con hongos y el resto vacías (**Fig. 3.7 E**). En el tratamiento EM la mayoría de las semillas se encontraban vacías (62%), el 21% se encontraban turgentes y el resto con hongos (**Fig. 3.7 E**).

3.4.7. *Eryngium paniculatum*

El porcentaje de germinación de las semillas de *E. paniculatum* fue significativamente mayor en C ($94\pm 1,4\%$) que en el tratamiento EHF ($82\pm 3,5\%$), pero similar al tratamiento EM ($91\pm 2,5\%$) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.8 A**). Las curvas de germinación acumulada muestran que la germinación ocurrió rápidamente durante los primeros 8 días tanto para el control y los tratamientos (**Fig. 3.8 B**). En el C el mayor porcentaje de germinación acumulado se alcanzó a los 32 días de iniciado el ensayo, en el tratamiento EM a los 40 días mientras que en el tratamiento EHF a los 44 días. El tratamiento EHF aceleró significativamente la germinación de las semillas (9 días) con respecto al C y el tratamiento EM (ambos 2 días) (**Fig. 3.8 C**). En el IG las semillas del tratamiento de EHF (5 días) iniciaron su germinación antes que el C (8 días), pero en un tiempo similar al tratamiento EM (7 días) (**Fig. 3.8 D**). Al finalizar el ensayo se observó que en el C y en EM la totalidad de las semillas fueron viables, aunque no hayan germinado (**Fig. 3.8 E**). En el tratamiento EHF el 91% fueron turgentes, y el resto: dañadas por hongos (6%) y vacías (3%) (**Fig. 3.8 E**).

3.4.8. *Grindelia anethifolia*

Los porcentajes de germinación de *G. anethifolia* en los tratamientos EHF ($40\pm 3,4\%$) y EM ($25\pm 2,9\%$) fueron similares al C ($32\pm 4,3\%$), aunque la germinación en EHF fue significativamente mayor que en EM (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.9 A**). La germinación de las semillas en el tratamiento EHF aumentó rápidamente en los primeros 4 días alcanzando un máximo de 39% y estabilizándose a partir de los 16 días de comenzado el ensayo. La germinación de las semillas en el C y EM tuvo un comportamiento similar, pero con porcentajes de germinación máximos menores al del tratamiento EHF (**Fig. 3.9 B**). En el tratamiento EHF el TMG fue significativamente menor (4 días) al C (8 días) (**Fig. 3.9 C**). El IG para el C, EM y EHF fue de 4 días, aunque varias semillas de algunas placas de Petri del tratamiento EHF germinaron en heladera previo al ensayo de germinación (**Fig. 3.9 D**). Esta especie presentó semillas con daño visible por insectos en actividades de limpieza, medición y pesaje antes de los ensayos de germinación, siendo descartadas. Respecto a la viabilidad de las semillas que no germinaron luego del ensayo, en el C el 39% de las semillas se encontraban turgentes, el 31% las semillas presentaban hongos y el resto se encontraban vacías (**Fig. 3.9 E**). En EHF se encontró que el 40% de las semillas estaban vacías, el 24% turgentes y el resto con hongos; en EM el 47% de las semillas estaban turgentes, el 20% con hongos y el resto vacías (**Fig. 3.9 E**).

3.4.9. *Haplopappus glutinosus*

Los tratamientos EHF ($45\pm 2,0\%$) y EM ($39\pm 4,1\%$) no incrementaron significativamente el porcentaje de germinación de las semillas de esta especie respecto al C ($37\pm 3,4\%$) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.10 A**). En las curvas de germinación acumulada el desarrollo de la germinación fue similar en el tratamiento EM y C (**Fig. 3.10 B**). La germinación aumentó escalonadamente hasta estabilizarse y alcanzar el máximo de germinación a los 28 días de comenzado el ensayo en el tratamiento EM y 40 días en el C. En el tratamiento EHF, el mayor porcentaje de germinación se alcanzó a los 4 días de comenzado el ensayo (**Fig. 3.10 B**). El tratamiento EHF disminuyó significativamente el TMG a 1 día respecto al C (22 días) y EM (15 días) (**Fig. 3.10 C**). Las semillas del tratamiento EM iniciaron su germinación a los 7 días del ensayo siendo similar al C (8 días; **Fig. 3.10 D**). En el caso de del tratamiento EHF, la mayoría de las semillas de todas las placas iniciaron su germinación durante el periodo de estratificación húmedo frío antes del ensayo de germinación, por lo tanto, el cálculo de IG no se tuvo en cuenta. Con respecto a las semillas no germinadas luego del ensayo (**Fig. 3.10 E**), en los tratamientos se encontró que un 44% y 50% de las semillas estaban turgentes, y un 31% y 29% estaban vacías, respectivamente. En el C el 65% estaban turgentes, el 19% con hongos y el resto vacías (**Fig. 3.10 E**).

3.4.10. *Oenothera odorata*

El porcentaje de germinación de las semillas de *O. odorata* del tratamiento EHF ($98\pm 0,7\%$) fue significativamente mayor al de C ($93\pm 1,6\%$), sin embargo, este tratamiento fue similar a EM ($96\pm 1,1\%$) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.11 A**). Se observó que la germinación en EHF y EM ocurrió rápidamente durante los primeros 12 días del ensayo y luego se estabilizó en su valor máximo. En el C la mayoría de las semillas (91%) germinaron en los primeros 8 días estabilizándose a los 20 días (**Fig. 3.11 B**). El TMG fue significativamente menor en el tratamiento EHF (4 días) que en el C (5 días) (**Fig. 3.11 C**). Las semillas tanto en el C como en los tratamientos pre-germinativos comenzaron a germinar a los 4 días de iniciado el ensayo (**Fig. 3.11 D**). Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo, en el C y el tratamiento EHF, el 71% y 88% de las semillas estaban vacías, y el 18% y 6% turgentes, respectivamente, y el resto con hongos (**Fig. 3.11 E**). En contraste, en EM el 89% estaban turgentes, 7% vacías y el resto con hongos (**Fig. 3.11 E**).

3.4.11. *Phacelia secunda*

En *P. secunda* el porcentaje de germinación de las semillas del C ($24\pm 2,6\%$) fue significativamente mayor al de los tratamientos EHF ($2\pm 0,9\%$) y EM ($16\pm 2,2\%$) (**Tabla 3.2** y **Fig. 3.12 A**). La curva de germinación de las semillas fue similar para el C y el tratamiento EM, en donde el mayor porcentaje de germinación acumulado se observó a los 36 días. La germinación de las semillas en el tratamiento EHF se estabilizó en un máximo de 2% a los 8 días de iniciado el ensayo (**Fig. 3.12 B**). El TMG del tratamiento EHF (6 días) fue menor al del tratamiento EM (16 días), mientras que no se encontraron diferencias entre el TMG del C (12 días) y estos dos tratamientos (**Fig. 3.12 C**). Las semillas del tratamiento EHF iniciaron su germinación a los 5 días, siendo este tiempo significativamente menor al del tratamiento EM (11 días), pero similar al C (8 días) (**Fig. 3.12 D**). Se debe considerar que en el tratamiento EHF se realizaron los cálculos de TMG e IG con solo tres repeticiones de 30 semillas, debido a que en el resto de las repeticiones la germinación fue nula. Con respecto a las semillas que no germinaron luego del ensayo (**Fig. 3.12 E**), tanto en los tratamientos como en el C la mayoría de las semillas estaban turgentes (EM: 96%, EHF: 60%, C: 99%) y el resto con hongos (EM: 2%, EHF: 39%, C: 0,7%) y vacías (**Fig. 3.12 E**).

Tabla 3.2 Resultados de los análisis estadísticos para el porcentaje de germinación final (G), el tiempo medio de germinación (TGM) y los días transcurridos hasta el inicio de la germinación (IG) de las especies nativas estudiadas. Estadísticos de Kruskal-Wallis (H) y Mann-Whitney (U). En negrita valores de $P < 0,05$. (-) no se realizó test estadístico ya que en todas las repeticiones el inicio de germinación presentó el mismo valor.

Especie	G		TGM		IG ¹	
	Estadístico	<i>P</i>	Estadístico	<i>P</i>	Estadístico	<i>P</i>
<i>Acaena magellanica</i>	H=3,5	0,173	H=23,9	<0,001	H=17,5	<0,001
<i>Acaena ovalifolia</i>	H=0,9	0,649	H=10,4	0,006	H= 4,9	0,087
<i>Acaena pinnatifida</i>	H=8,6	0,014	H=1,1	0,564	H= 10,1	0,006
<i>Acaena splendens</i>	H=1,9	0,380	H=12,3	0,002	H= 21,4	<0,001
<i>Anemone multifida</i>	H=14,7	0,001	H=15,7	<0,001	H= 16,2	<0,001
<i>Baccharis linearis</i>	H=19,0	<0,001	H=18,9	<0,001	-	-
<i>Eryngium paniculatum</i>	H=8,5	0,014	H=19,5	<0,001	H= 9,0	0,011
<i>Grindelia anethifolia</i>	H= 7,1	0,028	H=9,7	0,008	-	-
<i>Haplopappus glutinosus</i>	H=3,1	0,209	H=24,4	<0,001	U= 41,0	0,529
<i>Oenothera odorata</i>	H=7,1	0,029	H=9,4	0,009	-	-
<i>Phacelia secunda</i>	H=21,4	<0,001	H=9,3	0,010	H= 7,471	0,024

Nota: ¹La variable IG no se analizó estadísticamente en el C y EM para *B. linearis*; en ambos tratamientos y el C en *G. anethifolia* y *O. odorata*, dado que los valores para IG fueron similares.

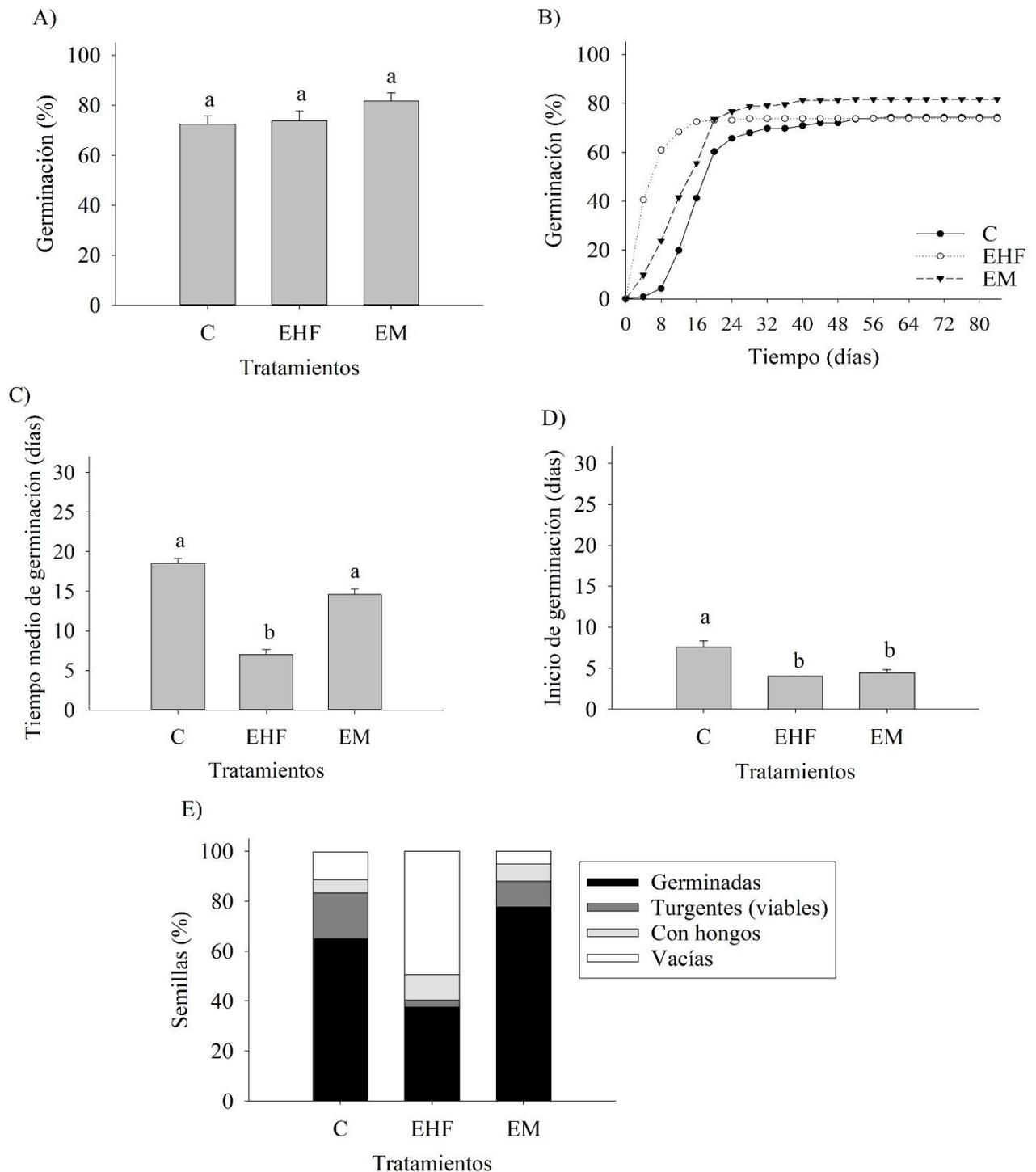


Fig. 3.2 *Acaena magellanica*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

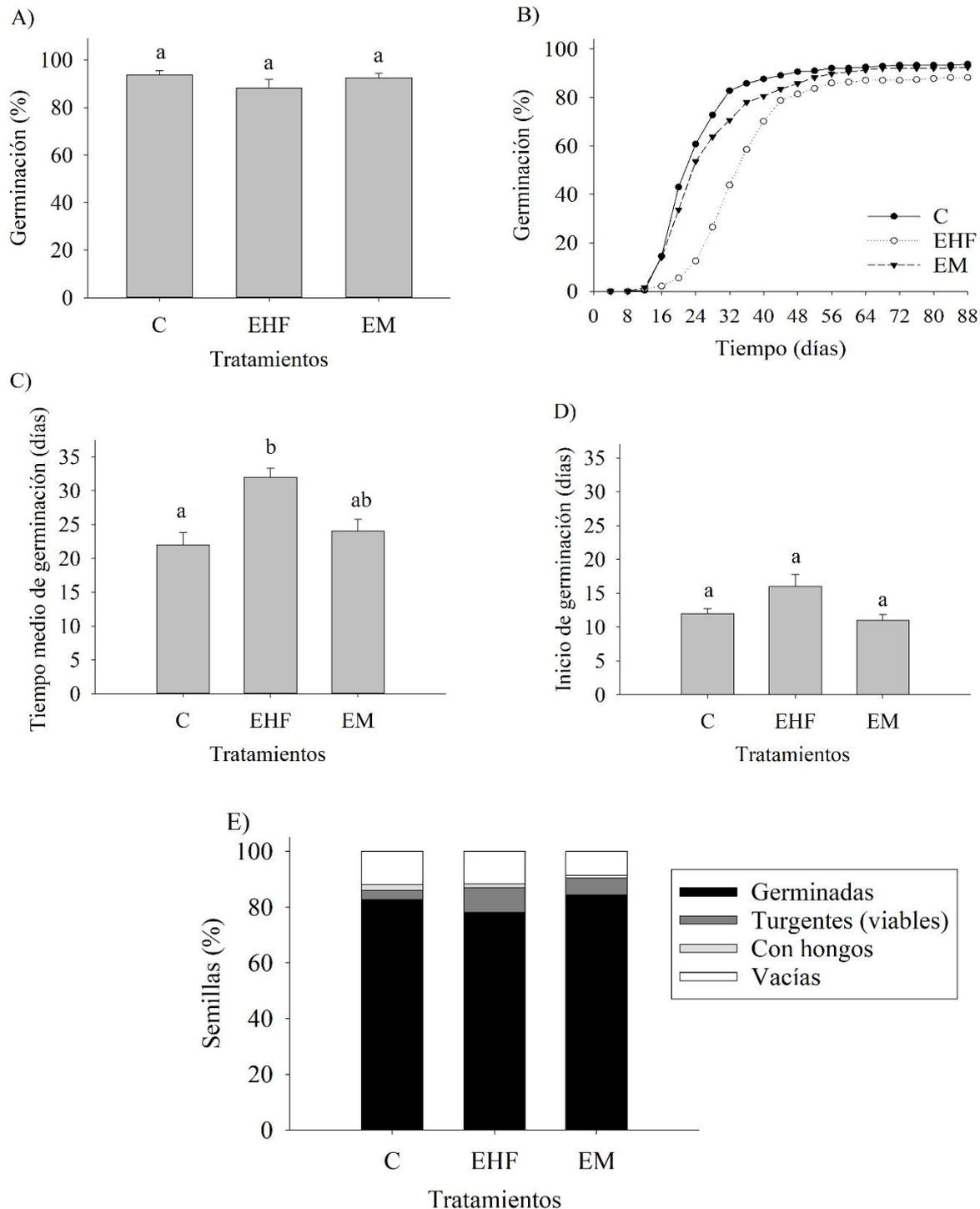


Fig. 3.3 *Acaena ovalifolia*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

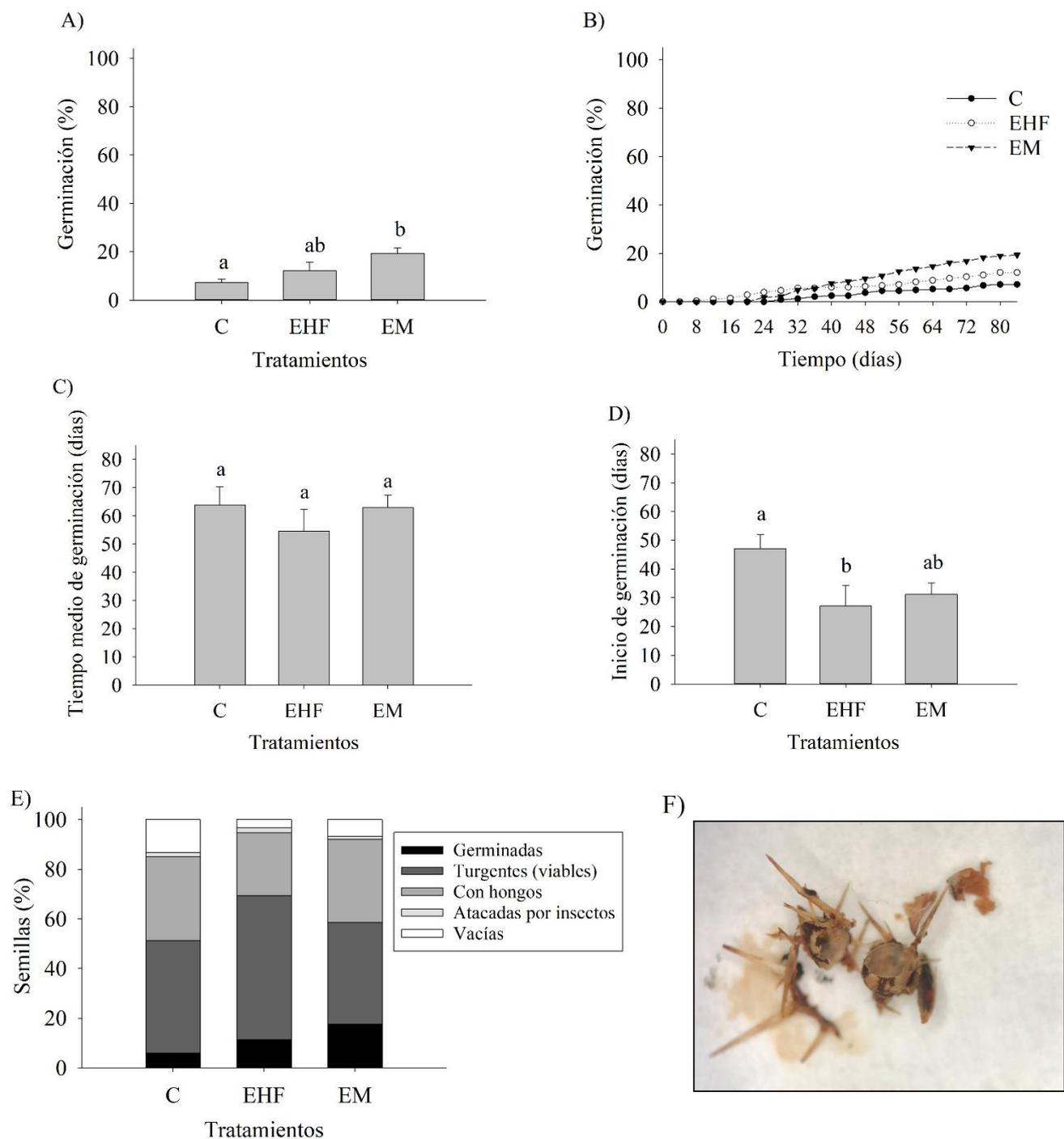


Fig. 3.4 *Acaena pinnatifida*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=9 en C y EHF y n=10 en EM), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=9 en C y EHF y n=10 en EM) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. F) Semilla vacía (no viable) después del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

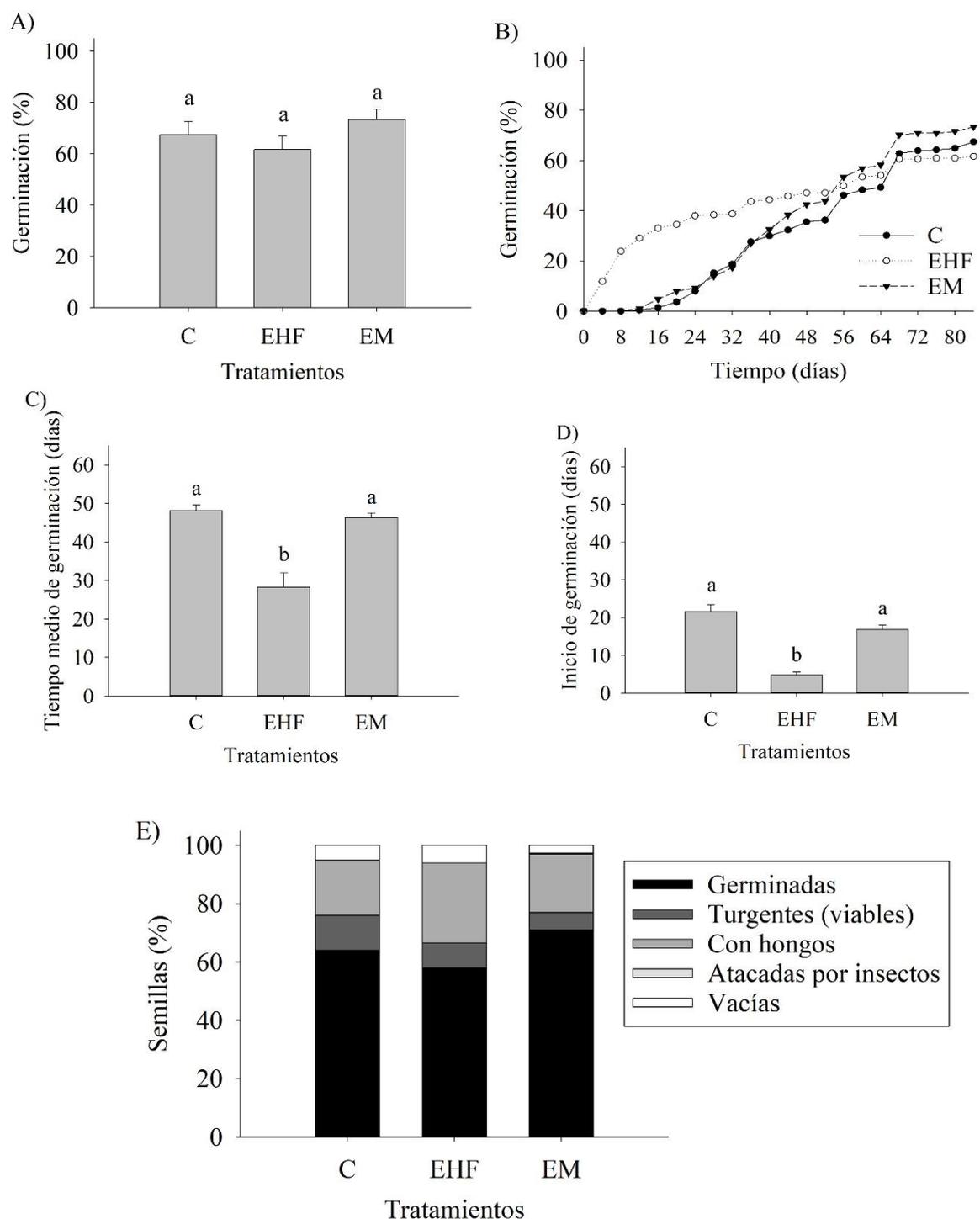


Fig. 3.5 *Acaena splendens*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos, vacías y atacadas por insectos) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

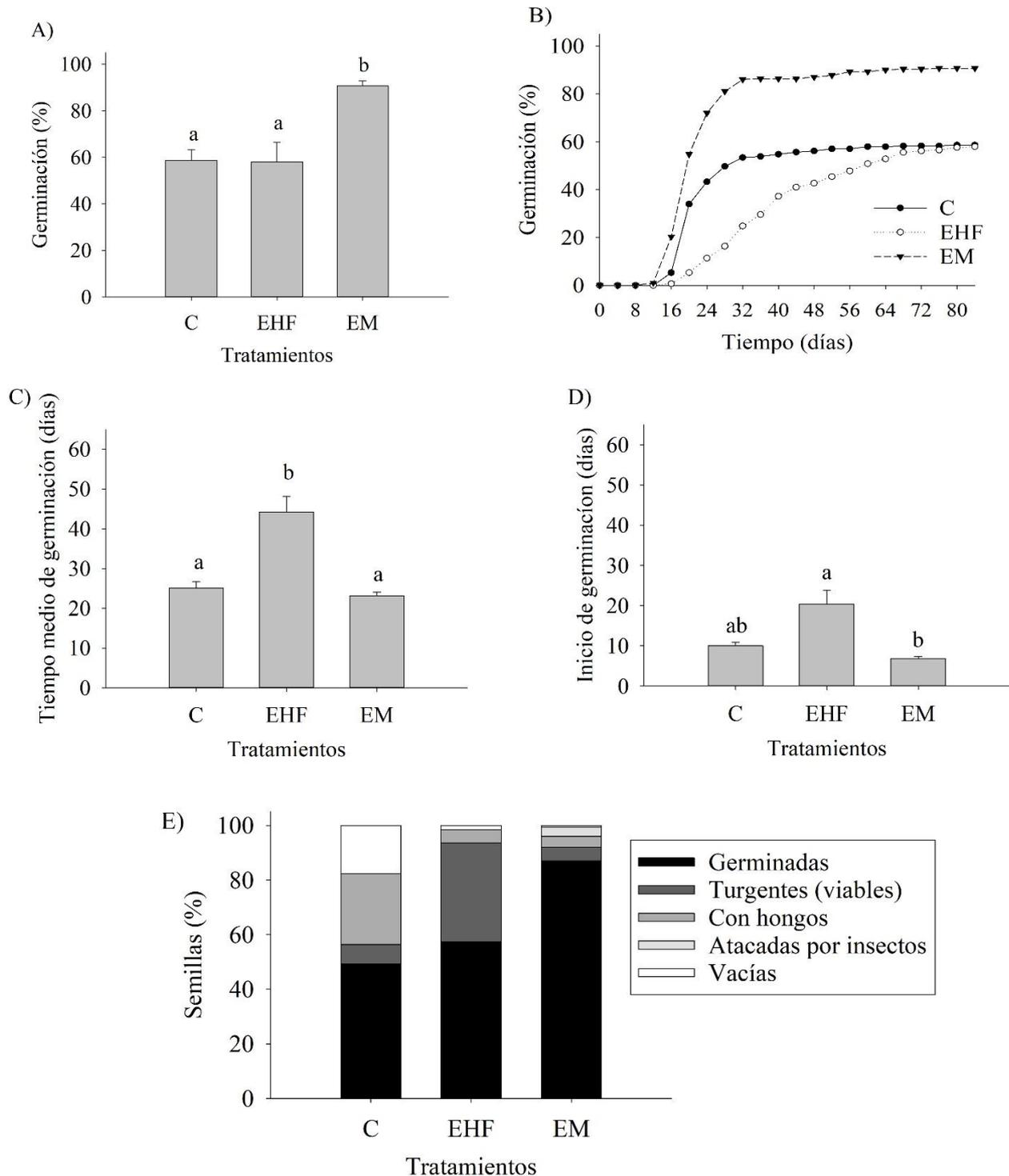


Fig. 3.6 *Anemone multifida*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables), no viables (con hongos, vacías y atacadas por insectos) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

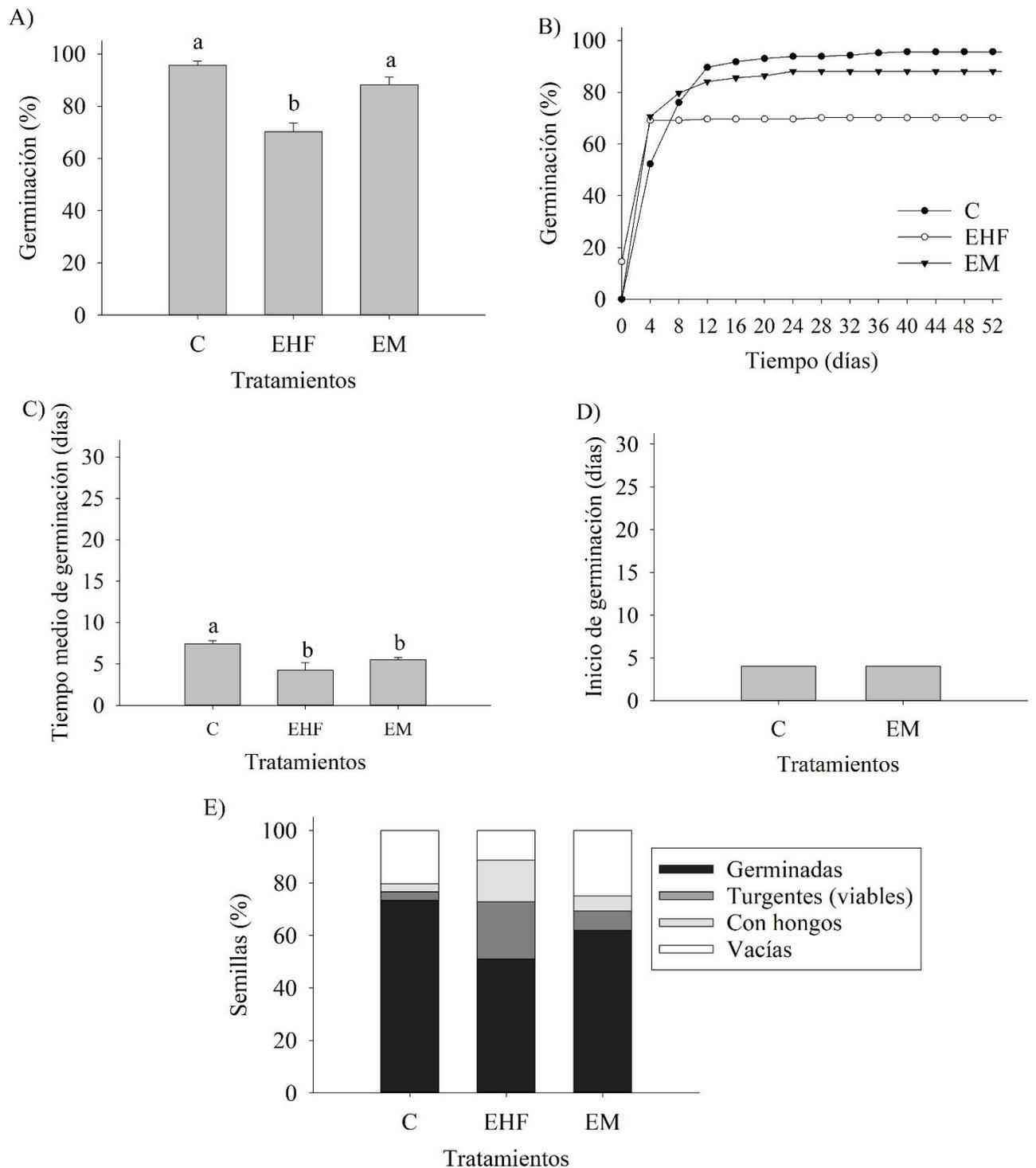


Fig. 3.7 *Baccharis linearis*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media, n=10 en C y EM), no se reportó para EHF dado que las semillas de todas las repeticiones germinaron en heladera, y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

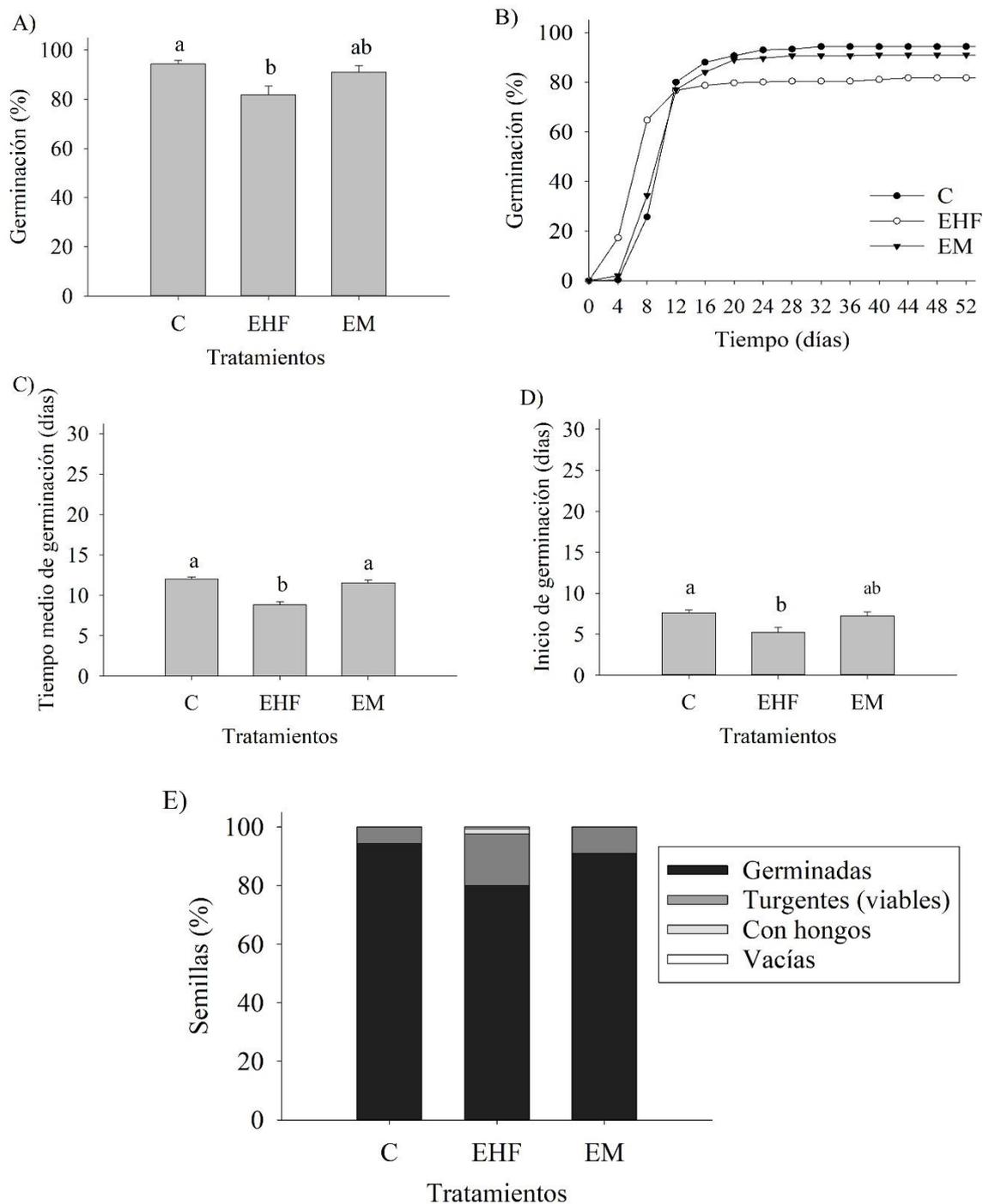


Fig. 3.8 *Eriogonum paniculatum*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10), y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

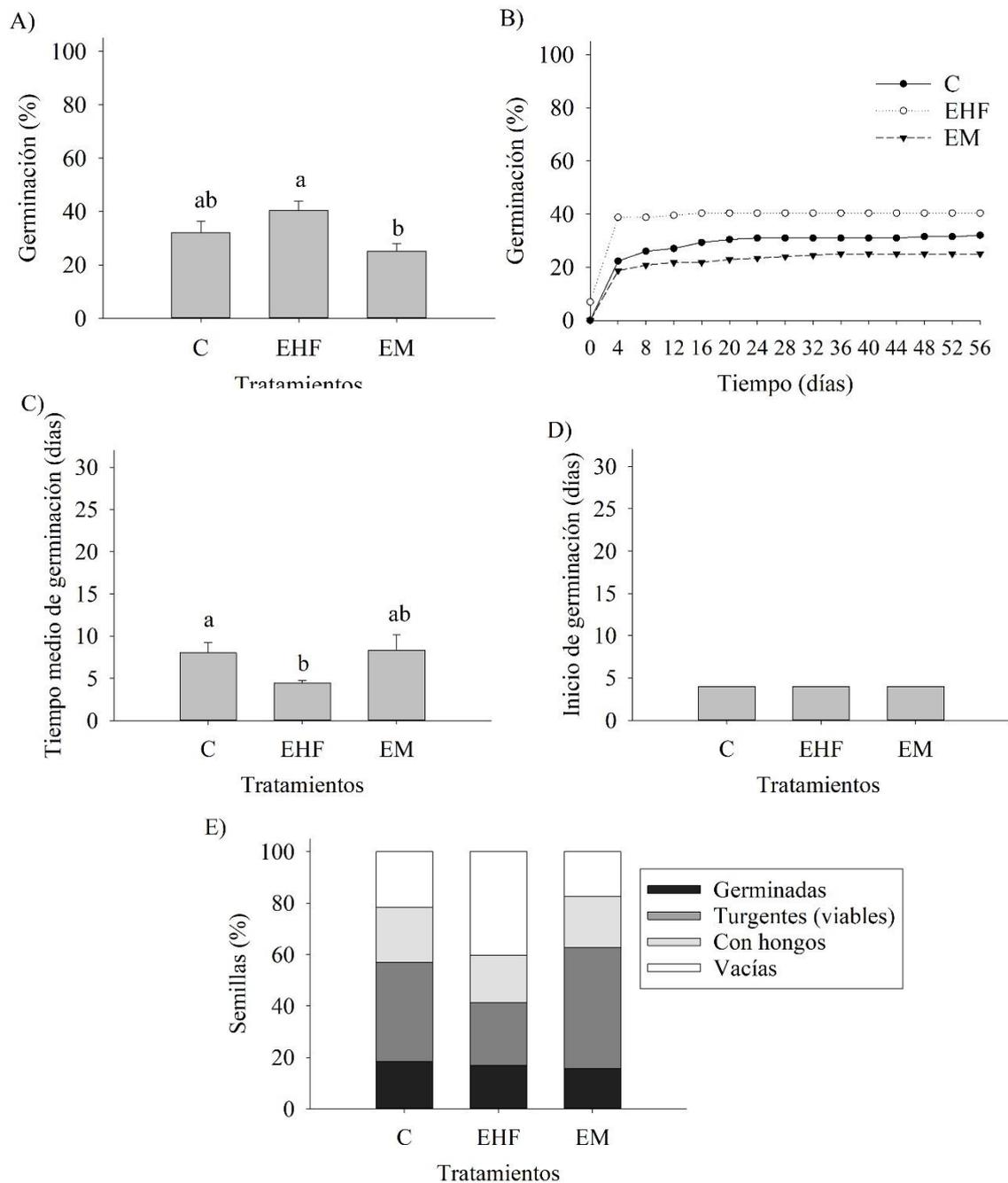


Fig. 3.9 *Grindelia anethifolia*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media, n=10 en C y EM, y n=6 en EHF), en EHF se reportó la germinación de semillas en heladera, y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

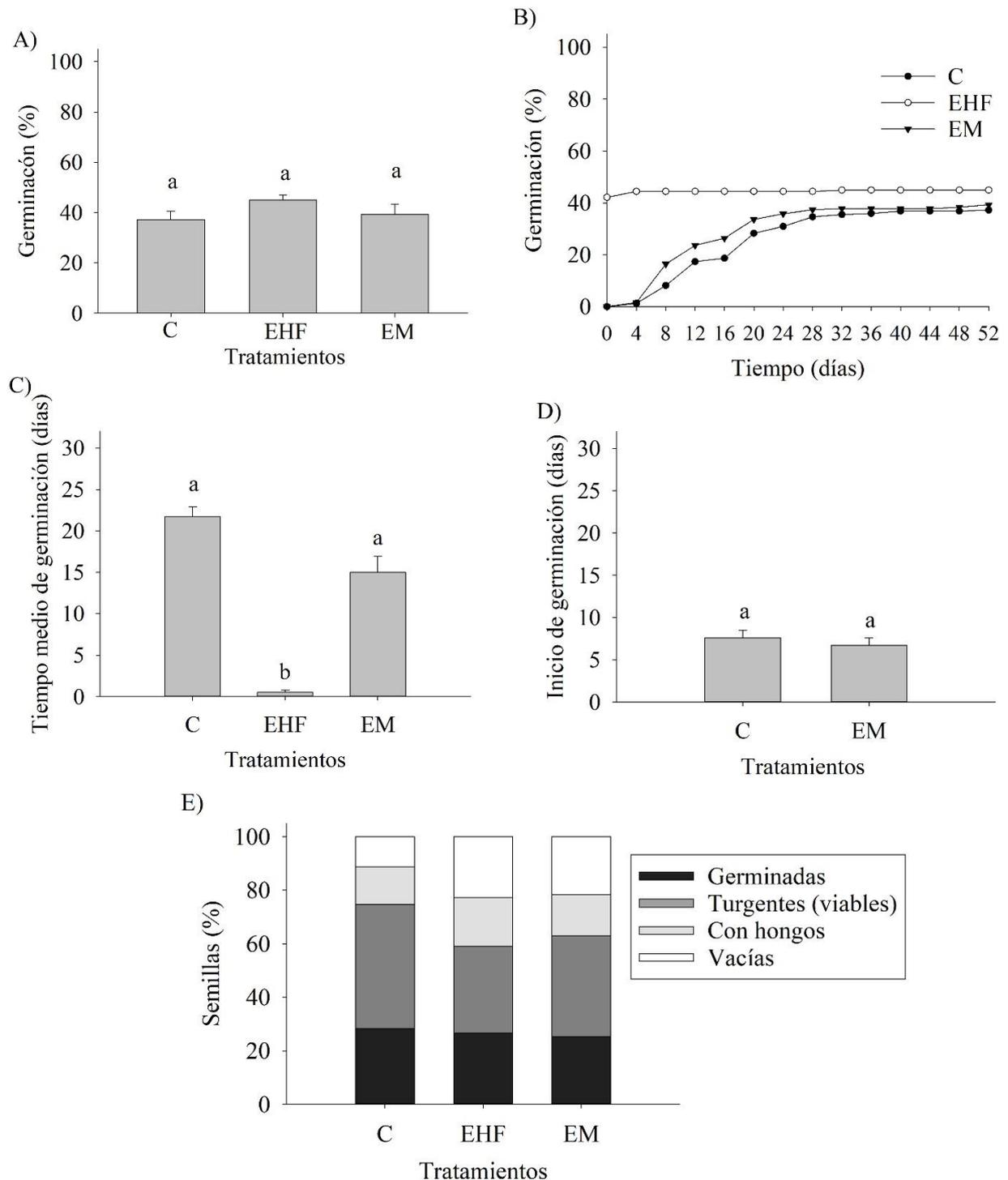


Fig. 3.10 *Haplopappus glutinosus*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10 en C y EM) no se reportó para EHF dado que las semillas de todas las placas germinaron en heladera, y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

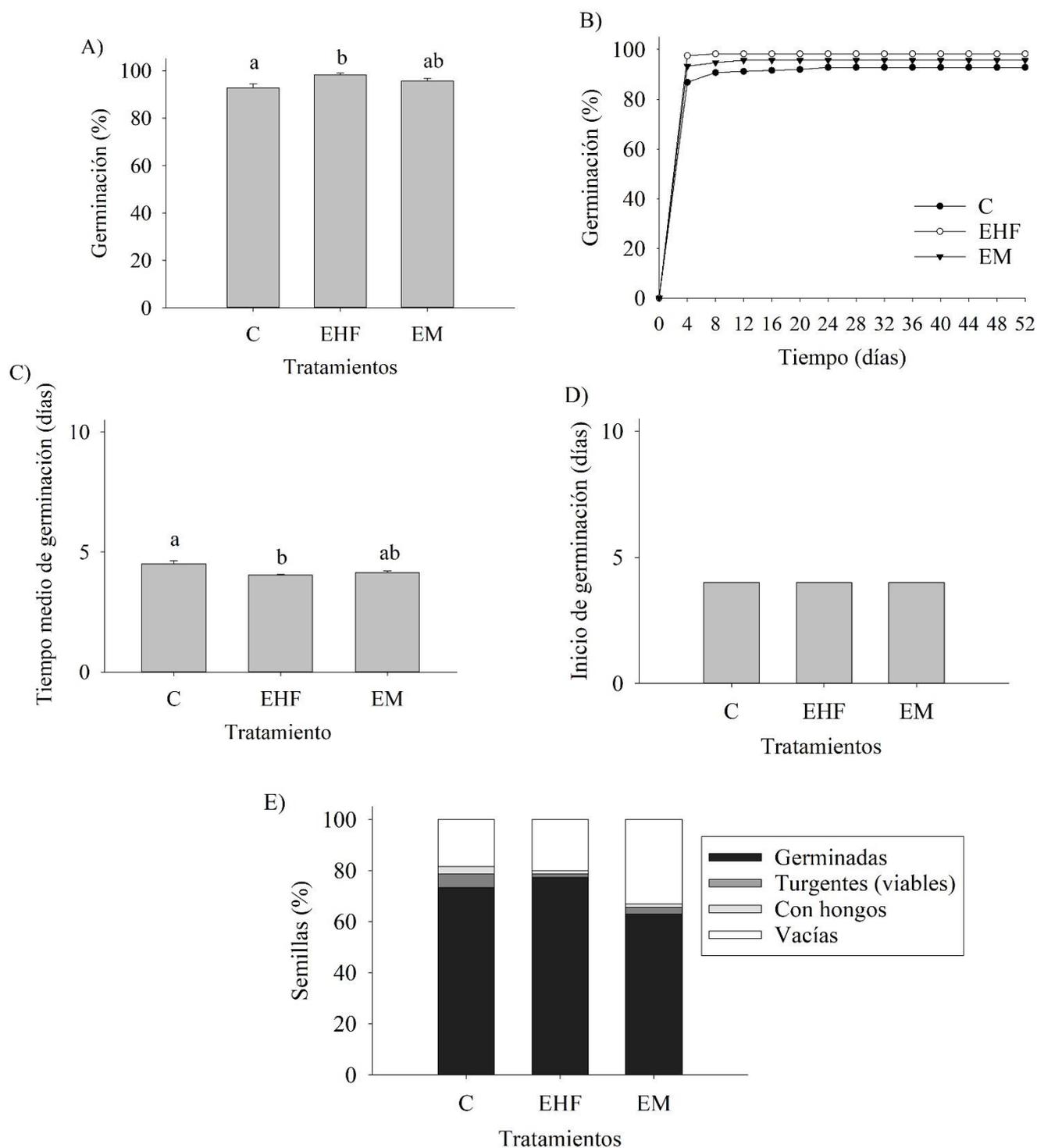


Fig. 3.11 *Oenothera odorata*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media, n=10) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P<0,05$).

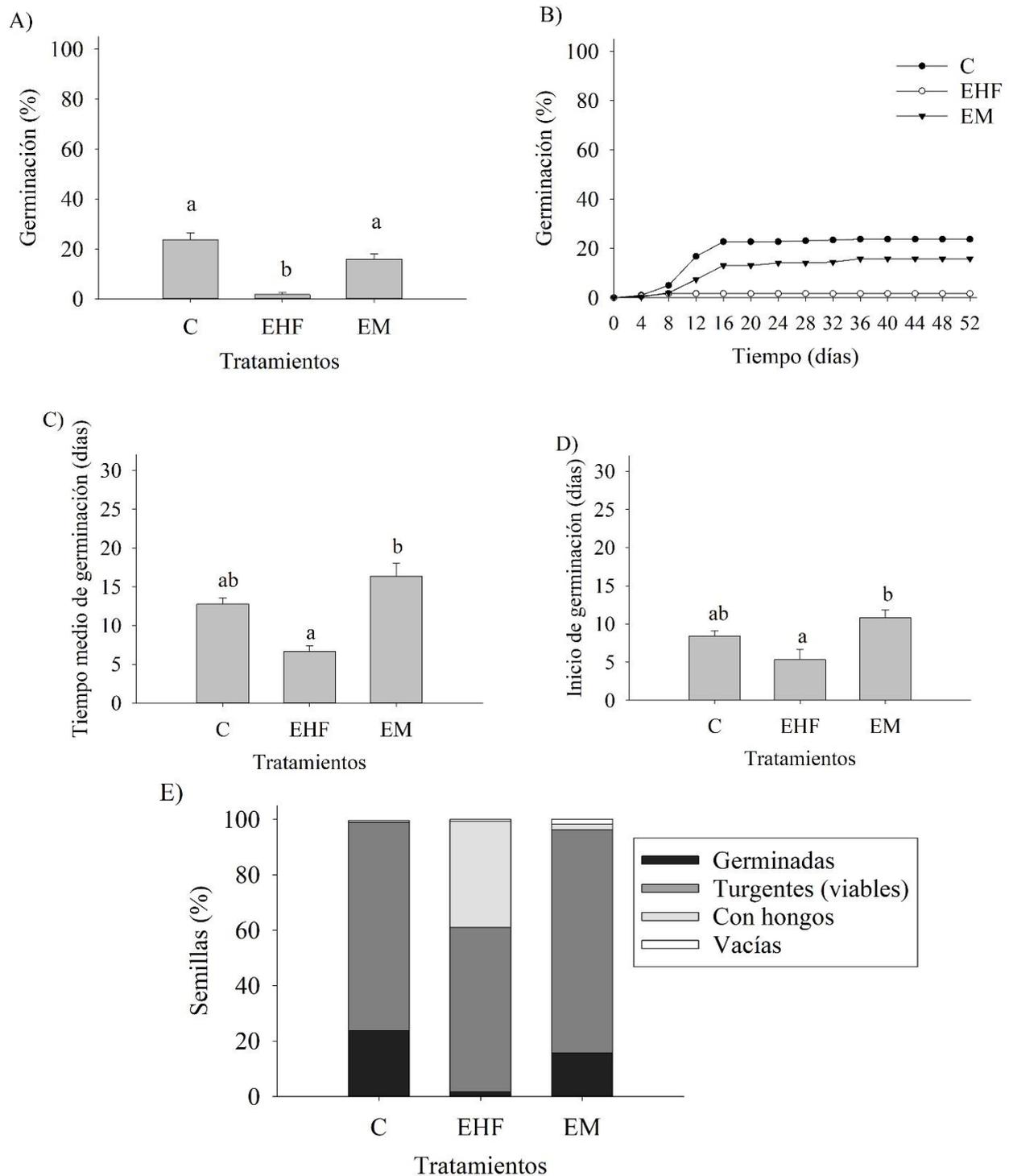


Fig. 3.12 *Phacelia secunda*: A) Porcentaje de germinación (media±ES, n=10), B) Curva de germinación acumulada, C) Tiempo medio de germinación (media±ES, n=10 en C y EM, y n=3 en EHF), D) Tiempo hasta el inicio de germinación (media±ES, n=10 en C y EM, y n=3 en EHF) y E) Porcentaje de semillas germinadas, turgentes (viables) y no viables (con hongos y vacías) del test de viabilidad. C: control; EHF: estratificación húmedo frío durante 45 días y EM: escarificación mecánica. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($P < 0,05$).

3.4.12. Análisis de ordenamiento de especies

Las primeras dos componentes (CP1 y CP2) presentaron autovalores mayores a 1 ($\lambda_1 = 5,9$; $\lambda_2 = 2,2$), donde la CP1 representó el 65,9% y la CP2 el 24,3% de varianza total, acumulando en total el 91,2% de la varianza de los datos estandarizados. La mayoría de las variables tuvieron un alto coeficiente de correlación con la CP1, en donde las variables TMG del C, TMG del EM, IG del C e IG del EM, se correlacionaron positivamente; y las variables G del C, G del EHF y G del EM se correlacionaron negativamente (**Fig. 3.13 A**). En el CP2 las variables que se correlacionaron positivamente fueron: G del C, G del EHF y G del EM (**Fig. 3.13 A**). Estas componentes separarían las especies con: altos porcentajes de germinación en el C y/o EHF, bajos TMG en el C y/o EM y bajos IG en C/EHF/EM; de las especies con bajos porcentajes de germinación en el C/EHF, altos TMG C/EM y altos IG en el C/EM (**Fig. 3.13 B**).

Al representar las especies en el plano de las componentes CP1 y CP2 se observó una clara separación en cuatro grupos (**Fig. 3.13 B**). Grupo 1: *Acaena magellanica*, *Bacharis linearis*, *Eryngium paniculatum* y *Oenothera odorata* con alto porcentaje de germinación en el C y los tratamientos EHF y EM, bajo TMG en el C y los tratamientos, y bajo IG en el C y EM. Grupo 2: *Grindelia anethifolia*, *Haplopappus glutinosus* y *Phacelia secunda* con bajo porcentaje de germinación en el C y ambos tratamientos, medio a alto TMG en el C y/o EM, bajo TMG en EHF, y bajo a medio IG del C y/o EM. Grupo 3: *Acaena splendens*, *Acaena ovalifolia* y *Anemone multifida* con alto porcentaje de germinación en los tratamientos de EHF y/o EM, bajo TMG en EHF/EM y bajo IG en EHF/EM. En el caso de *A. ovalifolia* prenetó alta germinación en el C, altos TMG e IG en el C y ambos tratamientos. Grupo 4: *Acaena pinnatifida* con bajo porcentaje de germinación en el C y ambos tratamientos, altos TMG e IG en C y EM.

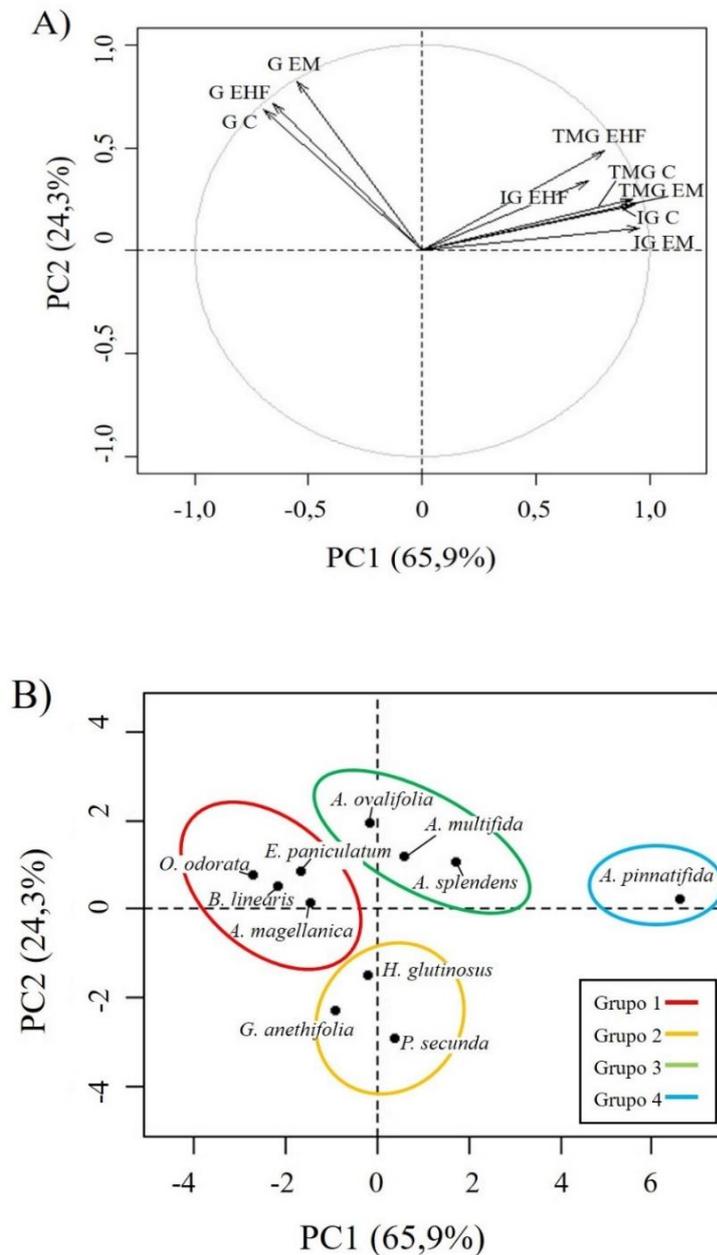


Fig. 3.13 Análisis de componentes principales del ordenamiento de las especies según la germinación (G), el tiempo medio de germinación (TMG) e inicio de germinación (IG): A) gráfico de correlación de las variables con las dos primeras componentes (CP1 y CP2); B) gráfico de las especies en el plano de las primeras componentes principales. G C = porcentaje de germinación en el control , G EHF = porcentaje de germinación en el tratamiento de estratificación húmedo frío, G EM = porcentaje de germinación en el tratamiento de escarificación mecánica, TMG C = tiempo medio de germinación para el control (en días), TMG EHF = tiempo medio de germinación para el tratamiento de estratificación húmedo frío, TMG EM = tiempo medio de germinación para el tratamiento de escarificación mecánica, IG

C = inicio de la germinación en el control (en días), IG EHF = inicio de la germinación en EHF, IG EM = inicio de germinación en EM. Los grupos (1 - 4) corresponden al ordenamiento de las especies que presentaron similitudes en cuanto a las variables analizadas.

3.5. DISCUSIÓN

Las semillas de las especies nativas seleccionadas respondieron de manera diferente a los tratamientos de escarificación mecánica y estratificación húmedo frío. En el análisis de componentes principales las especies se agruparon formando cuatro grupos. El Grupo 1 estuvo constituido por las especies *Acaena magellanica*, *Baccharis linearis*, *Eryngium paniculatum* y *Oenothera odorata*; que presentaron altos porcentajes de germinación en el control, bajo tiempo medio de germinación en el tratamiento de estratificación húmedo frío, y rápido inicio de la germinación en el control y los tratamientos. Ninguna especie de este grupo presentó mecanismos de dormancia en sus semillas y todas ellas provenían de la estepa.

El Grupo 2 estuvo constituido por las especies *Grindelia anethifolia*, *Haplopappus glutinosus* y *Phacelia secunda*, que presentaron bajos porcentajes de germinación en los tratamientos y el control, tiempos medios de germinación de medios a altos en el control y el tratamiento de escarificación mecánica; bajo tiempo medio de germinación en el tratamiento de estratificación húmedo frío y rápido a moderado inicio de germinación en el control y el tratamiento de escarificación mecánica. Todas estas especies presentaron dormancia en sus semillas que podría ser de tipo fisiológica, y en su mayoría pertenecían a ambientes húmedos (bosques de *N. dombeyi* y *N. pumilio*), excepto *G. anethifolia* cuyas semillas procedían de la estepa.

El Grupo 3 estuvo constituido por las especies *Acaena splendens*, *Acaena ovalifolia* y *Anemone multifida*; que comprendieron altos porcentajes de germinación en el control y/o la escarificación mecánica, alto tiempo medio de germinación y prolongado inicio de germinación en el control. En el caso de *A. splendens* la estratificación húmedo frío disminuyó el tiempo medio de germinación e inicio de germinación, mientras que en *A. multifida* fue la escarificación mecánica la que disminuyó estos parámetros. Esto indicaría que la agrupación de estas especies estuvo dada por la presencia de mecanismos dormancia en las semillas tanto física, como es el caso de *A. multifida*, o de otro tipo como en *A. splendens*. *Acaena ovalifolia* no tuvo dormancia dado a su alta germinación en el control, sin embargo sus semillas tardan en germinar y por esta razón fue más similar a este grupo. La mayoría de estas especies

pertenecieron a ambientes húmedos, a excepción de las semillas *A. splendens* que provenían de la estepa.

El Grupo 4 estuvo solamente representado por la especie *Acaena pinnatifida*, con bajo porcentaje de germinación en el control y los tratamientos, alto tiempo medio de germinación e inicio de germinación en el control y la escarificación mecánica. Las semillas de esta especie presentaron dormancia y provenían del bosque de *N. pumilio*.

A su vez se pudieron diferenciar dos grandes grupos; aquellas especies cuyas semillas no presentaron dormancia constituidos por *A. ovalifolia*, *A. magellanica*, *B. linearis*, *E. paniculatum* y *O. odorata* (la mayoría del Grupo 1); y aquellas especies cuyas semillas presentaron algún tipo de dormancia, ya sea física o fisiológica, constituidos por *Acaena splendens*, *Acaena pinnatifida*, *Anemone multifida*, *Grindelia anethifolia*, *Haploppapus glutinosus* y *Phacelia secunda* (Grupos 2 - 4). En el caso de la mayoría de las especies con semillas no dormantes el porcentaje de germinación en el control superó el 90%, siendo este valor mayor o similar a los de los tratamientos de estratificación húmedo frío y escarificación mecánica.

La hipótesis planteada en relación a los mecanismos de dormancia fisiológica o morfológica en ambientes húmedos y dormancia física en ambientes más secos se cumplió parcialmente. Las semillas cosechadas en ambientes húmedos, como las especies de *A. multifida*, *A. pinnatifida*, *H. glutinosus* y *P. secunda* presentaron algún tipo de dormancia, ya sea morfológica, fisiológica o física; mientras que las semillas de *A. ovalifolia* no presentaron dormancia. Con respecto a las semillas cosechadas en la estepa, no presentaron dormancia aquellas semillas de *A. magellanica*, *B. linearis*, *E. paniculatum* y *O. odorata*, mientras que las de *A. splendens* y *G. anethifolia* si presentaron algún tipo de dormancia.

3.5.1. Especies con semillas sin dormancia

En el caso de *A. ovalifolia*, la mayoría de sus semillas germinaron sin la necesidad de la aplicación de tratamientos pre-germinativos. Muchas especies de la familia Rosaceae suelen no presentar dormancia o de tenerla es de tipo fisiológica, es decir que las semillas necesitan de un periodo de estratificación húmedo frío para romper su dormancia (Baskin y Baskin 2014, Kildisheva *et al.* 2020). De hecho, sus congéneres *A. pinnatifida*, *A. splendens* y *A. magellanica* presentaron algún tipo de dormancia. En esta tesis las semillas de *A. ovalifolia* obtuvieron valores altos de germinación para el control (94%) y para la EM (92%), con condiciones de temperatura 20/10°C y fotoperiodo de 12/12 h luz/oscuridad, a los 48 días de iniciado el ensayo. Mientras que en otros ensayos se han registrado porcentajes de germinación para las semillas

de *A. ovalifolia* similares a estos, pero con la aplicación de regímenes de temperatura diferentes, como 21/5°C (luz/oscuridad) y temperatura constante de 21°C, ambos con una duración total de 91 días y fotoperiodo de 12/12 h luz/oscuridad (RBGK 2008). Esto pone en evidencia que las condiciones de temperatura seleccionadas indujeron valores similares de germinación en menor tiempo. La obtención de altos valores de germinación en un corto periodo de tiempo es importante para propagar mayor cantidad de plantas en un tiempo reducido. Además, las semillas de los tratamientos y el control presentaron un bajo porcentaje de semillas vanas luego del ensayo de germinación (9 - 12%). La alta germinación, bajo tiempo medio de germinación y pocas semillas vanas hacen a esta especie buena candidata para su propagación *ex situ* con el fin de revegetar taludes. Además, presenta follaje perenne, es decir que puede proteger al suelo de la erosión durante todo el año y sus semillas tienen dispersión del tipo zoocora, a larga distancia (Correa 1969-1998, Dimitri y Orfila 1985).

En *A. magellanica* el porcentaje de germinación de las semillas del control y de los tratamientos pre-germinativos no fueron significativamente diferentes, y la germinación del control fue cercana al 80%, por lo tanto, podrían considerarse que sus semillas no presentaron dormancia. Además, en el análisis de ordenamiento se observó que *A. magellanica* se agrupó más próxima a las especies que no presentaron dormancia en sus semillas. El tratamiento de estratificación húmedo frío disminuyó el tiempo medio de germinación de las semillas y el inicio de germinación. El tratamiento de escarificación mecánica también disminuyó el tiempo de inicio de la germinación. En otros estudios, las semillas de *A. magellanica* obtuvieron una germinación de 80% con un tratamiento de estratificación húmedo frío de -4°C por 35 días y de 78% a 20/10°C de temperatura (Walton 1975, 1977), concluyéndose que aunque las semillas de esta especie parecen no presentar dormancia fisiológica, los tratamientos de estratificación en frío pueden mejorar la germinación (Walton 1977, Baskin y Baskin 2014). En esta tesis las semillas se estratificaron a 5° C durante 45 días, condiciones diferentes a las estudiadas por Walton (1975, 1977), sin embargo, los porcentajes de germinación fueron similares a los encontrados por el autor. Por otro lado, se encontró un alto porcentaje de semillas vanas en el tratamiento de estratificación húmedo frío luego de terminados los ensayos de germinación, aspecto que debe ser considerado en el momento cosecha y procesamiento de las semillas.

Las semillas de *B. linearis* no presentaron dormancia, dado que tuvieron una alta y mayor germinación en el control que en los tratamientos pre-germinativos. Es habitual que muchas asteráceas no presenten dormancia o que presenten dormancia del tipo fisiológica (Baskin y Baskin 2014, Kildisheva *et al.* 2020). Además, las semillas de esta especie tienen la capacidad de germinar en condiciones de oscuridad y baja temperatura debido a que se observó

la germinación de algunas semillas durante la estratificación húmedo frío. Se ha reportado alta (91%) germinación de *B. linearis* luego de que las semillas fueron remojadas en agua caliente; y por el contrario las semillas tratadas con estratificación húmedo en frío a 4 - 6°C durante 60 días tuvieron una germinación baja (46%) con condiciones de temperatura 25/20°C y luz constante (Doll *et al.* 2013). Nuestros resultados indican que las semillas de esta especie no necesitaron tratamientos pre-germinativos para alcanzar un porcentaje de germinación alto y similar al de estos autores con el tratamiento de remojo con agua caliente. Además, la germinación en el tratamiento de estratificación húmedo frío fue más alto (76%) y en menor tiempo (45 días) que el reportado por estos autores. Otras especies del género no presentaron dormancia: las semillas de *B. retusa* germinaron a una temperatura de 30°C constante y en condiciones de luz, mientras que *B. dracunculifolia* presentó altos porcentajes de germinación a una temperatura de 20, 25 y 30°C (Gomes y Fernandes 2002, Garcia *et al.* 2006). Si bien las semillas de *B. linearis* no presentaron dormancia, la escarificación con bisturí promovió la germinación de un alto porcentaje de semillas a los 4 días de iniciado el ensayo, comparado con las semillas del control que alcanzaron un porcentaje similar a los 12 días. Este tratamiento también aceleró y uniformizó la germinación al reducir el tiempo medio de germinación, siendo estas condiciones deseadas para producir plantas en vivero (Rovere 2006). Sin embargo, se encontró un porcentaje considerable de semillas vanas tanto en el control como en los tratamientos post-ensayo de germinación, que podría afectar los resultados de técnicas de siembra a campo. A pesar de esto, no se encontraron signos de predación pre-dispersión en sus semillas, frecuentemente observados en otras asteráceas (Freire *et al.* 2007). Esto podría deberse a que *B. linearis* posee compuestos con acción repelente a insectos fitófagos (Verdi *et al.* 2005). Por último, se destaca que esta especie ha sido mencionada como fitorremediadora (Menares *et al.* 2017, Gazitúa *et al.* 2021, Ginocchio *et al.* 2021), aspecto de relevancia para la rehabilitación de áreas degradadas y/o contaminadas. Además, se la ha observado en bordes de caminos, siendo tolerante a ambientes disturbados y áridos (Doll *et al.* 2013). Por lo expuesto, es buena candidata para ser utilizada para la revegetación.

Los altos porcentajes de germinación de *E. paniculatum* en el control y los tratamientos indican que esta especie no presenta dormancia. A diferencia de otras especies de la familia Apiaceae, que frecuentemente presentan dormancia morfológica o morfofisiológica (Baskin y Baskin 2014). Por ejemplo, las semillas de *E. foetidum* requieren un tiempo de post-maduración de 6 a 8 meses para lograr valores altos de germinación (Fuentes Fiallo *et al.* 1996). En esta tesis, el porcentaje de germinación de las semillas de *E. paniculatum* fue superior o similar comparado con otras especies del mismo género. *Eryngium regnelli* presentó un

porcentaje de germinación del 54% en condiciones controladas en cámara de germinación a 25 °C y con un fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad (Sabatino *et al.* 2015). Las semillas de *E. billardierei* presentaron un porcentaje de germinación de 76 % a temperatura constante de 10 °C y fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad; y de 94 % a 15°C y fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad (RBGK 2008). El tiempo medio de germinación e inicio de la germinación de las semillas de *E. paniculatum* fueron parecidos en todos los tratamientos, sin embargo, la estratificación húmedo frío adelantó el inicio de la germinación. Acelerar y uniformizar la emergencia de plántulas, es un aspecto favorable dado que optimiza el período de crecimiento en vivero.

Las semillas de *O. odorata* no presentaron mecanismos de dormancia bajo las condiciones evaluadas. Sin embargo, el tratamiento de estratificación húmedo frío aumentó el porcentaje de germinación, y disminuyó el tiempo medio de germinación comparado con el control, homogenizando el tiempo de emergencia de la radícula. La ausencia de mecanismos de dormancia y altos porcentajes de germinación han sido observados en otras especies de *Oenothera*, tal es el caso de *O. curtiflora*, *O. glazioviana* y *O. affinis*, cuyas semillas germinaron el 100% sin tratamientos específicos, y rápidamente en 14 días tanto a temperatura constante o alternada (RBGK 2008, Baskin y Baskin 2014). Las semillas de *O. biennis* también obtuvieron altos porcentajes de germinación en presencia de luz (Gross 1985, Ensminger y Ikuma 1987). Las especies de este género generalmente requieren de luz para germinar y las plántulas suelen establecerse en suelos desnudos con abundante exposición solar (Mihulka *et al.* 2003). El requerimiento de luz es una característica frecuente en especies que crecen en hábitats abiertos o disturbados (Harper 1977), como *O. odorata*. Esta especie presentó un alto porcentaje de semillas vanas después de los ensayos germinación, con más del 70% en el control y ambos tratamientos. Un alto porcentaje de semillas vanas puede afectar las prácticas de siembra, por lo que se debería aplicar una prueba de viabilidad previa a la siembra, como por ejemplo el método de flotación de semillas (Varela y Arana 2011). *Oenothera odorata* también tiene propiedades fitorremediadoras como *B. linearis*; se ha mencionado su capacidad de remediar minas contaminadas con metales pesados, aspecto de relevancia para la rehabilitación (Kim *et al.* 1999, Kim *et al.* 2009, Son *et al.* 2012).

3.5.2. Especies con semillas dormantes

Las semillas de *A. pinnatifida* presentaron dormancia dado el bajo porcentaje de germinación en el control. Aunque el tratamiento de escarificación mecánica incrementó la germinación con respecto al control, los valores fueron menores al 20%. En otro estudio, las

semillas de *A. pinnatifida* estratificadas durante 3 meses a 4°C en oscuridad presentaron un porcentaje de germinación de sólo 6%, siendo nulo el porcentaje de semillas germinadas en el control (Cavieres y Sierra-Almeida 2018). En esta tesis se obtuvo un porcentaje mayor (12%) al compararlo con el valor de estos autores, con un menor tiempo de estratificación (45 días) y a 5°C. Ninguno de los tratamientos pre-germinativos aplicados modificó el tiempo medio de germinación con respecto al control. Estos resultados muestran que es necesario realizar más ensayos para la especie, con otros tratamientos pre-germinativos.

En *A. splendens* los tratamientos pre-germinativos no incrementaron la germinación con respecto al control. Sin embargo, el tratamiento de estratificación húmedo frío aceleró la germinación de sus semillas, al reducir el tiempo medio de germinación y al adelantar el inicio de la germinación. Además, este tratamiento generó porcentajes de germinación cercanos al 40% en un tiempo más acotado (32 días) que el control y el tratamiento de escarificación mecánica, los cuales precisaron 52 y 44 días, respectivamente, para obtener un valor similar de germinación. En otro estudio, la aplicación de un tratamiento de estratificación húmedo frío de 4°C en oscuridad durante 3 meses, produjo un porcentaje de germinación del 70% (Cavieres y Sierra-Almeida 2018). Por lo tanto, las semillas de *A. splendens* podrían tener dormancia fisiológica que podría ser superada aumentando el tiempo de estratificación húmedo frío. Otras especies del género como *A. caesiiglauca*, *A. fissistipula* y *A. glabra* presentaron porcentajes de germinación que variaron entre 61% y 56% en condiciones de luz, temperaturas y humedad diferentes a las de la presente tesis, indicando que sus semillas tienen dormancia (Conner 1987). El porcentaje de semillas vanas luego del ensayo de germinación fue bajo comparado al obtenido por *A. magellanica* y *A. ovalifolia*, sin embargo, se encontraron porcentajes mayores de semillas dañadas por insectos (20-27%). Esto indicaría que las semillas de *A. splendens* son susceptibles a la predación pre-dispersión. Además, se conoce que las semillas de *A. splendens* son predadas post-dispersión por roedores debido a su tamaño grande (Ghermandi 1995) (dimensiones en **Apéndice II.2 Tabla II.2**). La predación de las semillas, tanto antes como después de la dispersión, debe considerarse en actividades de restauración, ya sea al momento de la cosecha o para la siembra a campo (Suárez-Esteban *et al.* 2018).

Las semillas de *P. secunda* presentaron dormancia, ya que se obtuvieron bajos valores de germinación en todos los tratamientos, especialmente en el tratamiento de estratificación húmedo frío y la mayoría de las semillas que no germinaron eran viables. El tiempo de estratificación de las semillas puede variar entre poblaciones de una misma especie dependiendo de las condiciones ambientales del lugar de dónde provienen (Baskin y Baskin 2014). Por ejemplo, la variación en la dormancia fisiológica puede mostrar diferencias

altitudinales en un rango amplio de distribución de una especie, teniendo una relación positiva con la altura, es decir, poblaciones más elevadas pueden presentar mecanismos de dormancia más difíciles de superar que poblaciones más bajas (Klupczyńska y Pawłowski 2021). En el centro de Chile, el tiempo de estratificación húmedo frío a 4°C varió entre poblaciones con la altitud, requiriendo 30 días en poblaciones a una altitud de 1600 m con una germinación menor al 25%; aumentando a una germinación del 80% al incrementar la duración de la estratificación a 60 días (Arroyo *et al.* 1999). En la presente tesis las semillas de *P. secunda* pertenecían a poblaciones de plantas ubicadas en el Cerro Otto a 1328 m de altitud, menor altura que las citadas por Arroyo *et al.* (1999). Por ello, se esperaba que una estratificación húmedo frío de 45 días a 5°C fuera suficiente para romper la dormancia e incrementar la germinación con respecto al control. Así mismo, las semillas de varias especies de *Phacelia* en EEUU, incrementaron su germinación al ser estratificadas a 0°C por 114 días o 2°C por 142 días en comparación con semillas estratificadas a 5°C durante 86 días (Quick 1947). Los resultados sugieren que las condiciones de estratificación no fueron adecuadas para esta especie, y es probable que las semillas requieran de un período de estratificación más extenso. Por lo tanto, el tipo de dormancia de las semillas de *P. secunda* podría ser fisiológica, por lo que es necesario continuar con los estudios.

Las semillas de *H. glutinosus* presentaron dormancia que no pudieron ser superados por los tratamientos pre-germinativos y las condiciones de fotoperiodo y temperaturas evaluadas. Sin embargo, la estratificación húmedo frío aceleró el tiempo medio de germinación para esta especie presentando el mayor porcentaje de germinación a los 4 días de iniciado el ensayo. Otras especies del género, *H. squarrocus*, *H. discoideum* y *H. racemosa* presentaron semillas con dormancia fisiológica requiriendo una estratificación en húmedo frío para poder germinar, sin embargo *H. pygmaeus* no presentó dormancia a una temperatura de 18°C (Baskin y Baskin 2014). En un trabajo realizado en la región mediterránea de Chile, la estratificación húmedo frío durante 60 días a 4-6°C aumentó la germinación de semillas de *H. scaposus* (61%) y *H. pulchellus* (31%) respecto a los controles, alcanzando el mayor poder germinativo a los 10 y 12 días respectivamente (Doll *et al.* 2013). En esta tesis, el tiempo de estratificación húmedo frío fue de 45 días, y la germinación de este tratamiento podrían indicar que un periodo de estratificación más extenso podría favorecer la germinación de *H. glutinosus*. Adicionalmente, se encontraron altos porcentajes de semillas vacías en los tratamientos y el control luego del ensayo de germinación, un aspecto a tener en cuenta en la cosecha de las semillas.

Las semillas *A. multifida* podrían presentar dormancia del tipo física, ya que el porcentaje de germinación en el tratamiento de escarificación mecánica (94%) fue mayor que

el control (59%) y el tratamiento de estratificación húmedo frío (62%). En general, las especies de la familia *Ranunculaceae* presentan dormancia combinada morfofisiológica (Baskin y Baskin 2014, Kildisheva *et al.* 2020). En semillas de otras especies de *Anemone* (ej. *A. rivularis*, *A. nemerosa*) se han reportado que la estratificación húmedo frío no aumenta significativamente el porcentaje de germinación (Ernst 1983, Verheyen y Hermy 2004, Ge *et al.* 2020). Se documentó que las semillas de *A. multifida* provenientes de EEUU, tuvieron un porcentaje de germinación del 60% con una estratificación en húmedo y frío de 120 días al aire libre, concluyendo que la dormancia de esta especie es morfofisiológica (Luna *et al.* 2008). En esta tesis el máximo porcentaje de germinación en el tratamiento de estratificación húmedo frío ocurrió a los 84 días de comenzado el ensayo, mientras que, las semillas que habían sido escarificadas con bisturí alcanzaron su máximo de germinación 20 días antes y con valores cercano al 100%. El tratamiento de estratificación húmedo frío retrasó y enlenteció la germinación, una condición poco deseable para la propagación en *ex situ*, ya que el objetivo es que las plántulas emerjan en un mismo rango de tiempo así su desarrollo es más homogéneo y se optimiza en cuidados (riego, fertilización, trasplantes, etc.). En la escarificación con bisturí, la evolución de la germinación de las semillas en función del tiempo fue el más favorable, iniciando la germinación en un tiempo parecido al control, pero con mayores porcentajes de germinación. Por lo tanto, la escarificación mecánica es el tratamiento pre-germinativo que obtuvo los mejores resultados para esta especie. La mayoría de las semillas del control y de escarificación mecánica se encontraban hongueadas y vacías post-ensayo de germinación, mientras que las semillas estratificadas en humedad y frío se encontraban en su mayoría viables. La exposición de las semillas a la humedad pudo haber ayudado a que los tejidos internos y el embrión se desarrollen mejor (Gosling 2003), esto puede sugerir que las semillas podrían haber seguido dormantes y necesitar un mayor tiempo de estratificación. Se observó semillas dañadas por insectos luego de los ensayos de germinación, mostrando indicios de predación pre-dispersión.

Para *G. anethifolia* los porcentajes de germinación del control y los tratamientos pre-germinativos fueron menores al 40%, lo que demuestra que las semillas de esta especie presentan dormancia. Las semillas que fueron estratificadas presentaron la capacidad de germinar en condiciones de oscuridad, también reportado para la especie *G. comporum* (Zafar *et al.* 1994). Las asteráceas pueden presentar mecanismos de dormancia fisiológica o no presentar dormancia (Baskin y Baskin 2014, Kildisheva *et al.* 2020). Como, por ejemplo, las semillas de *G. squarrosa* presentaron dormancia fisiológica y los tratamientos pre-germinativos con agua oxigenada y estratificación húmedo frío durante 90 días promovieron la germinación

en relación al control (Tilley y Pickett 2019), con valores similares a los de esta tesis en ese tratamiento. En *G. comporum* se reportó un porcentaje de germinación del 75% al ser las semillas estratificadas en humedad a 8°C durante 4 días y colocadas a germinar a temperatura ambiente (10-20°C) y con un ciclo luz día/noche de 12/12 h (Zafar *et al.* 1994). En esta tesis, se encontró post-ensayo de germinación, un alto de porcentaje de semillas vacías de *G. anethifolia* para el control y distintos los tratamientos, en especial en la estratificación húmedo frío.

3.6. CONCLUSIONES

En este capítulo se obtuvieron protocolos específicos de germinación para 7 de 11 especies nativas de ambientes secos y húmedos del noroeste patagónico, que podrían ser buenas candidatas para la rehabilitación de taludes viales. Las semillas de las especies que no presentaron dormancia y tuvieron una germinación alta sin necesidad de tratamientos pre-germinativos fueron *Acaena ovalifolia* (ambiente húmedo), *A. magellanica* (ambiente seco) *Baccharis linearis*, *Oenothera odorata* y *Eryngium paniculatum* (todas de ambientes secos). Se destaca que *B. linearis* y *O. odorata*, además de ser colonizadoras de ambientes disturbados, son fitorremediadoras, cualidad a destacar para sanear suelos contaminados. *Anemone multifida* (ambiente húmedo) presentó dormancia física dado que el tratamiento de escarificación mecánica con bisturí aumentó considerablemente la germinación de las semillas. Por otro lado, las semillas de *A. splendens* de ambiente de estepa presentaron dormancia que podría ser del tipo fisiológica, pero la germinación podría ser considerada alta para la propagación *ex situ* (con valores mayores al 50%), indistintamente de la aplicación o no de tratamientos pre-germinativos. Asimismo, el tratamiento de estratificación húmedo frío en las semillas de ambas especies produjo una germinación uniforme y aceleró el inicio de la germinación. Las semillas de *A. pinnatifida*, *Haplopappus glutinosus*, *Grindelia anethifolia* y *Phacelia secunda* presentaron dormancia, aunque en ningún caso se pudo determinar con exactitud el tipo. Por lo tanto, se recomienda continuar la investigación en estas especies.

Los ensayos de viabilidad post-germinación brindaron información útil de todas las especies sobre la proporción de semillas vanas y con presencia de predación pre-dispersión por insectos; datos relevantes para la cosecha de semillas y la siembra a campo. Las especies que tuvieron alto número de semillas vanas post-ensayo de germinación fueron: *A. magellanica*, *A. splendens*, *A. multifida*, *A. ovalifolia*, *O. odorata* y *H. glutinosus*; y las especies que presentaron semillas con signos de predación fueron: *A. multifida*, *A. pinnatifida*, y *G. anethifolia*.

Los protocolos son útiles para la propagación *ex situ* como la reproducción de plantas en vivero; como así también para la implementación de técnicas *in situ* como, por ejemplo, realizar la siembra directa con semillas sometidas previamente a tratamientos pre-germinativos específicos para cada especie (Bainbridge 2007). La identificación de los tratamientos pre-germinativos para el acondicionamiento de las semillas y las condiciones de temperatura, fotoperiodo y humedad son importantes para poder obtener altos porcentajes de germinación en menor tiempo en el vivero. Estos aspectos son relevantes para la propagación *ex situ* de las especies, y uso posterior tanto para fines de restauración ecológica, como lo es esta tesis, o para otros usos. Se recomienda ampliar los estudios de los tratamientos pre-germinativos de las especies que presentaron dormancia, dado que el estudio de la dormancia de las semillas en especies nativas de nuestra región es incipiente y escaso. Este capítulo aporta información sobre las condiciones eco-fisiológicas de la germinación de especies nativas colonizadoras de los taludes viales, con el fin de contribuir al conocimiento de la biología reproductiva y la ecología de la restauración de estos ambientes en el noroeste patagónico.

**CAPÍTULO 4. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE
ESPECIES NATIVAS BASADOS EN RASGOS ECO-
MORFOLÓGICOS PARA LA REHABILITACIÓN DE
TALUDES**

4.1. INTRODUCCIÓN

4.1.1. Degradación del ecosistema y revegetación espontánea en los taludes

La pérdida o degradación del sustrato y la vegetación, desencadena un efecto dominó sobre otros componentes y procesos bióticos, que conducen a un deterioro progresivo de la estructura y funcionamiento del ecosistema (González-Paleo y Ravetta 2013). Se ha documentado que la erosión del sustrato influye en la composición, estructura y patrón espacial de la vegetación (García-Fayos y Bochet 2009). La erosión afecta la vegetación en todas sus etapas de vida, ya sea eliminando semillas y hojarasca, modificando las condiciones del sustrato para la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas, o descalzando y eliminando la planta completa (Bochet *et al.* 2009). La revegetación del sustrato en áreas degradadas es clave para estabilizar la superficie e integrar el sitio al paisaje (Hruby *et al.* 2019), siendo la restauración ecológica importante en la recuperación de la cobertura vegetal del área degradada (Vilagrosa *et al.* 2008). Recuperar la cobertura vegetal aumenta la resistencia del suelo al agrietamiento, protege de la erosión laminar y retiene las partículas de suelo (CSAC 2013).

Las obras viales, ferroviarias, de ductos, canteras y picadas dejan como resultado taludes con pérdida de biodiversidad y cobertura vegetal, cuya recuperación es muy lenta (Quezada *et al.* 2018). Evaluar la revegetación espontánea en áreas que han sido denudadas aporta información útil para el desarrollo de la gestión ambiental de los recursos naturales (Rovere y Masini 2013). La revegetación espontánea es un proceso multifactorial que depende de las características del sitio a colonizar y del potencial del germoplasma en el entorno (Stronati *et al.* 2015). Dado que la colonización espontánea es azarosa, es necesario la revegetación asistida en obras viales, a fin de estabilizar los taludes (Andrés y Jorba 2000). Es frecuente que los organismos viales realicen el mantenimiento de los taludes en rutas y caminos, con escaso conocimiento sobre la implementación de la vegetación, e incluso desconociendo el papel protector y de conservación que representa la vegetación del entorno (Dalmaso *et al.* 2018). La rehabilitación de taludes con vegetación nativa presenta bajos costos de mantenimiento y asegura la conservación de la biodiversidad e integración visual, promoviendo conexión estética y atenuando el efecto de fragmentación del paisaje (Dalmaso *et al.* 2018, Stronati *et al.* 2015).

La implementación de las prácticas de restauración muchas veces ha seguido el modelo lineal de estructura y función propuesto por Bradshaw (1984), en el cual se asume que a medida que se agregan especies al ecosistema, se incrementa la funcionalidad del mismo. Sin embargo, el cambio en la estructura y función del ecosistema restaurado no es lineal (Cortina *et al.* 2006). Por lo cual, para la rehabilitación de ecosistemas degradados, se puede requerir la

reintroducción de especies nativas de determinados grupos funcionales para facilitar la recuperación de procesos y funciones del ecosistema (SER 2004).

4.1.2. Selección de plantas nativas para la restauración de taludes viales

La selección de especies de plantas nativas que se utilizarán en un proyecto de restauración es crucial, dado que en general los planes de restauración presentan un acotado presupuesto, y por ello deben enfocarse en una lista limitada de especies de plantas (Sabatino *et al.* 2021a). Por lo tanto, identificar un conjunto limitado de especies que respondan al objetivo de la restauración constituye un desafío. En taludes viales de ambientes mediterráneos la selección de las especies se basa en rasgos que ayuden a evitar la erosión y facilitar la restauración pasiva, evaluando diferentes rasgos relacionados a procesos claves de la dinámica de la vegetación (dispersión, regeneración y persistencia), que expresan la capacidad para colonizar nuevas áreas (para las colonizadoras tempranas) o para persistir en etapas más avanzadas de la sucesión (especies tardías) (Bochet *et al.* 2009). La selección de especies propicias para la restauración suele basarse en la preferencia por aquellas especies que tienen un crecimiento rápido, resistencia a determinadas condiciones ambientales, interés de conservación, o presentan un interés cultural, ya sea por su valor utilitario y/o simbólico (Ulían *et al.* 2008, Girscht *et al.* 2010, Meli *et al.* 2014, Molaes y Rovere 2014). En otros trabajos, la selección de especies objetivo para la restauración se basa en criterios ecológicos como las tasas de supervivencia y crecimiento, la capacidad de atraer animales para la dispersión de semillas (Sansevero *et al.* 2009), la propagación vegetativa (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013) y/o la capacidad de fijar nitrógeno (ej. leguminosas) (Masini *et al.* 2012). Otros criterios plantean, por ejemplo, el uso de arbustos nativos perennes como plantas nodrizas, mejorando el hábitat y facilitando el establecimiento y crecimiento de otras especies debajo de ellos (Padilla y Pugnaire 2006, Gómez-Aparicio 2009). Otros autores recomiendan el uso de especies nucleadoras atrayentes de fauna silvestre frugívora, que al dispersar semillas pueden conectar sitios boscosos con distinto grado de disturbio, aumentando la resiliencia del sistema y el ritmo sucesional en bosques secundarios (Albuquerque *et al.* 2013). Esta característica es particularmente importante en el bosque templado austral de Sudamérica, dado que cerca del 50% de las especies nativas poseen frutos carnosos (Aizen y Ezcurra 1998).

En varios proyectos de rehabilitación o restauración se han considerado rasgos o características eco-morfológicas (González-Paleo y Ravetta 2013, Giannini *et al.* 2017, Garbowski *et al.* 2020), entendiéndose como carácter o rasgo funcional de una planta, a toda característica morfológica, fisiológica o fenológica, medible a nivel de individuo y con

potencial para afectar su desempeño ecológico y al ambiente donde se desarrolla ese individuo (Lavorel y Garnier 2002). La relación entre las características morfológicas y ecológicas de las especies pueden determinar y predecir su respuesta a condiciones ambientales desfavorables actuales y/o futuras en un sitio degradado, promoviendo su recuperación (González-Paleo *et al.* 2015, Charles 2018, Kattge *et al.* 2020).

Los rasgos eco-morfológicos de las plantas que incluyan características de las hojas, tallos, propágulos, raíces, etc.; pueden influir en la supervivencia, crecimiento y persistencia de las plantas en condiciones desfavorables del ambiente (Violle *et al.* 2007, Charles 2018). Además, estos rasgos pueden determinar cómo las plantas influyen en otros niveles (ej. tróficos) y afectan las propiedades del ecosistema y sus beneficios o perjuicios para las personas (Kattge *et al.* 2020). La selección de especies según sus rasgos morfológicos y funcionales ha generado interés en el campo ecológico, ya que permite generar hipótesis sobre los mecanismos que subyacen en la respuesta de las comunidades vegetales a cambios ambientales (Weiher *et al.* 1999, Lavorel *et al.* 2013) y a predecir el éxito de las especies en un esquema de restauración (Pywell *et al.* 2003, Barnes *et al.* 2014).

Para definir los rasgos eco-morfológicos de especies potencialmente útiles en procesos de rehabilitación, debe evaluarse los atributos funcionales de las distintas especies dominantes (González-Paleo y Ravetta 2013). El conjunto de rasgos estructurales y funcionales de las especies dominantes suele mediar muchos de los procesos ecosistémicos del ambiente en donde se encuentran (Díaz *et al.* 2007). La selección de especies para su uso en la restauración o rehabilitación de ambientes degradados debería basarse en rasgos multicriterio, que consideren rasgos específicos de los propágulos (tamaño y presencia de apéndices específicos en las estructuras de dispersión) y de la planta (características de las hojas, ciclo de vida, forma de vida, tipo de regeneración, tipo de raíz), que otorguen a las especies la posibilidad de dispersarse, establecerse y persistir en el área degradada (Cornelissen *et al.* 2003, Mallik y Karim 2008, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, Molares y Rovere 2014, Bochet y García-Fayos 2015, González-Paleo *et al.* 2015, González-Paleo 2018, Sabatino *et al.* 2021a, 2021b).

4.1.3. Procesos ecológicos y rasgos funcionales de las especies de los taludes

La dispersión de semillas es un proceso ecológico clave para la colonización de nuevas áreas y la incorporación de las semillas al banco de semillas del suelo, siendo importante seleccionar especies de plantas con determinados rasgos en los propágulos que faciliten los procesos de dispersión (Van der Pijl 1982, Vittoz y Engler 2007, Bochet *et al.* 2007b). En efecto, la estrategia de dispersión de las semillas influye en el éxito de colonización de una

especie, y tiene relación directa con la capacidad de la misma para dispersarse a larga distancia (Bochet y García-Fayos 2015). Una especie cuyos frutos o semillas presentan apéndices como pappus, alas, pelos o ganchos, que les permiten ser transportados por el viento (anemocoria) o animales (ectozoocoria); o presentan frutos carnosos que atraen animales frugívoros (endozoocoria), puede extender su distribución más fácilmente que una especie que carece de propágulos con dichas características (Nathan y Muller-Landau 2000). Asimismo, la presencia de apéndices circundantes en los frutos o semillas, evita que sean desplazados por la escorrentía superficial (García-Fayos y Cerdà 1997). La dispersión de semillas también depende de la masa, forma y tamaño de las semillas, características que condicionan su transporte a larga distancia (Von der Lippe y Kowarik 2012, Ansong y Pickering 2016).

El peso de los propágulos, es un rasgo que debe considerarse en la selección de especies en proyectos de restauración de taludes viales. Si bien los propágulos livianos pueden dispersarse a grandes distancias, la escorrentía superficial puede eliminarlos más fácilmente de los taludes que a propágulos más pesados (Cerdà y García-Fayos 2002). A su vez, las especies con semillas grandes generan plántulas de mayor tamaño que semillas pequeñas, con mayor probabilidad de supervivencia a diferentes condiciones adversas en las primeras etapas de vida de la plántula (Kidson y Westoby 2000).

El ciclo y la forma de vida de las plantas también son rasgos para tener en cuenta en la selección de especies para la restauración. El predominio de plantas con ciclos de vida largos o cortos da indicios sobre los regímenes climáticos, disturbios y el uso de la tierra en un lugar determinado (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). En general las especies de plantas con ciclos de vida largos, se asocian a ambientes estresantes, como bajas temperaturas y/o baja disponibilidad de nutrientes que retardan el crecimiento de las plantas (Schweingruber y Poschold 2005). Las especies con ciclos anuales, es decir ciclos de vida cortos, suelen ser pioneras en las etapas de sucesión, presentando adaptaciones a la colonización de entornos degradados, al ofrecer una rápida cobertura del sustrato desnudo, presentar alto potencial de dispersión y aportar abundante cantidad de semillas (Grime 1977). En relación a la forma de vida de las plantas, el rasgo leñoso se ha asociado a plantas con persistencia en ambientes perturbados (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013).

Con el fin de optimizar la selección de especies para utilizar en trabajos de rehabilitación, la información técnica en relación con las características reproductivas, como la propagación vegetativa o sexual es indispensable (Masini *et al.* 2012, Meli *et al.* 2014). La reproducción vegetativa o capacidad de clonación es la habilidad de las plantas para formar nuevos individuos genéticamente idénticos. Las plantas con reproducción vegetativa pueden

presentar órganos clonales sobre el nivel del suelo (brotes de hojas, yemas florales o axilares, estolones y bulbillos) y subterráneos (rizomas, bulbos, yemas basales, tubérculos, raíces tuberosas) (Dimitri y Orfila 1985, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, Crang *et al.* 2018). La reproducción vegetativa es una estrategia efectiva para migrar a cortas distancias y/o formar un banco de yemas, siendo un rasgo que puede ser determinante para la recuperación y persistencia de una determinada especie en un área post-disturbio (Damascos *et al.* 1999, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Con respecto a la propagación para el manejo *ex situ* de las especies, la facilidad de reproducción sexual a partir de semillas promueve la diversidad genética, siendo uno de los componentes de la biodiversidad que se desea recuperar con la restauración ecológica (Rovere 2006, Rovere *et al.* 2014).

Existen rasgos de las hojas relevantes para la selección de especies, utilizados en trabajos de restauración, por ejemplo: el espesor foliar, la densidad foliar, el contenido de materia seca foliar y el área foliar específica (AFE), etc. (Sandel *et al.* 2011, Bochet y García-Fayos 2015). El AFE es un predictor clave de las estrategias ecológicas de las plantas y puede ser utilizado para predecir la tasa de crecimiento, la tolerancia al estrés y la caducidad de la hoja (Westoby *et al.* 2002, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, González-Paleo 2018). Por ello para restaurar una comunidad que resista al estrés ambiental, se requieren especies de plantas en las que se maximice la supervivencia, seleccionándose especies con una combinación de atributos (González-Paleo 2018). A su vez, las especies con follaje perennifolio protegen al sustrato de la erosión hídrica o eólica, mediante una cobertura que prevalece durante todo el año (Mallik y Karim 2008, Sadeghian *et al.* 2021). Se destaca que, en el noroeste patagónico, la mayor caída de precipitaciones ocurre durante el otoño-invierno (Dzendoletas *et al.* 2006), siendo las especies con follaje perenne las que mayor protección ofrecen al sustrato.

La característica de la raíz es un rasgo relevante en la revegetación de taludes viales, dado que le otorga a las especies tolerancia al estrés y persistencia luego de su reintroducción en áreas degradadas (Mallik y Karim 2008, de Baets *et al.* 2009, Stokes *et al.* 2014). Aquellas especies que desarrollan raíces robustas tolerantes al estrés (ej. sequías, heladas), necesitan una menor asistencia y protección (Mallik y Karim 2008). Las raíces de las plantas son fundamentales para el mantenimiento de múltiples funciones del ecosistema (de Baets *et al.* 2009, Freschet *et al.* 2021). Bochet y García-Fayos (2015) clasificaron la morfología de la raíz en dos tipos: raíz pivotante o raíz ramificada, basando su clasificación en la tolerancia de las especies a los disturbios ocasionados en taludes viales (ej. la erosión). La raíz pivotante se caracteriza por tener una raíz principal, recta y gruesa, y varias raíces finas laterales. La raíz ramificada, se caracteriza por tener una raíz primaria no dominante que se ramifica. Las

especies con raíz pivotante a menudo se encuentran en suelos secos y crecen profundamente para buscar agua y nutrientes subterráneos (Crang *et al.* 2018). Las especies con raíces ramificadas se encuentran en horizontes más superficiales con mayor contenido de nutrientes y sometidos a amplias fluctuaciones en el contenido de humedad en el sustrato en ambientes más secos (Crang *et al.* 2018). Se destaca la importancia del levantamiento hidráulico ocasionado por las raíces de algunas especies de ambientes áridos, el cual favorece el establecimiento y crecimiento de otras especies en su entorno (León y Squeo 2004). Una revegetación que incluya en el diseño de una mezcla de especies con diferentes tipos de raíces, permitirá el desarrollo de distintas funciones ecosistémicas a la vez de estabilizar el sustrato de taludes y laderas (Freschet *et al.* 2021).

4.1.4. Ideotipo para la restauración de taludes viales

La evaluación de los rasgos funcionales de las especies, en relación a las características clave de las plantas o síndromes vinculadas a la dispersión, colonización/regeneración y persistencia; sumado a una óptima propagación *ex situ*, ofrece la oportunidad de analizar el “ideotipo restaurador”. El ideotipo restaurador está representado por los caracteres o rasgos de las especies que son favorables para su utilización en proyectos de restauración, en un determinado sitio (Tognetti *et al.* 2013, González-Paleo *et al.* 2015, Ostertag *et al.* 2015). La identificación de especies con un ideotipo restaurador, contempla tanto la estructura, composición y función del ecosistema degradado como así también las prácticas de manejo para el desarrollo de técnicas activas o pasivas de restauración (González-Paleo *et al.* 2015).

Existe un interés creciente en la selección de plantas nativas con ideotipo restaurador para ser utilizadas adecuadamente en rehabilitación o restauración, vinculando a rasgos funcionales con la capacidad de restaurar el ecosistema y recuperar servicios ecosistémicos (Giannini *et al.* 2017, González-Paleo 2018, Carlucci *et al.* 2020). El ideotipo de las especies debe establecerse en función del objetivo de la rehabilitación o restauración. Por ejemplo, para restaurar el servicio de polinización en ambientes productivos de la Pampa Húmeda, se seleccionaron especies de plantas con determinados rasgos: atracción de una alta diversidad de polinizadores, periodo de floración largo y características que permitan el establecimiento y persistencia en el sitio (ej. propagación clonal por rizomas o xilopodios) (Sabatino *et al.* 2021a, 2021b). En el caso de áreas manejadas para la restauración de bosque templado andino patagónico, se priorizaron rasgos de las especies nativas que atraigan dispersores de semillas o presenten propagación vegetativa en condiciones naturales (Molares y Rovere 2014).

A partir de los atributos deseables de las especies potenciales a utilizar en la

rehabilitación de áreas degradadas pueden establecerse índices (Molares y Rovere 2014, Sabatino *et al.* 2021a, 2021b), los cuales permiten un ordenamiento de las especies, y ayudan a definir un grupo de especies y/o un orden de prioridad de reintroducción. Los índices en general se construyen a partir de las características de las especies que sean relevantes para un determinado ecosistema, sitio y objetivo de la rehabilitación.

Dado que la práctica de la restauración ecológica debe fundamentarse en la ecología de la restauración, este capítulo profundiza sobre los criterios que deben considerarse para la selección de especies para la revegetación de taludes viales. En el Capítulo 2 de esta tesis, se realizó un estudio minucioso de los taludes de viales (de desmonte) como ambiente degradado y de los ecosistemas de referencia, en relación al sustrato, vegetación y banco de semillas en los cinco ambientes bajo estudio: estepa, matorral de *Nothofagus antarctica*, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *N. dombeyi* y bosque de *N. pumilio*. En el Capítulo 3 se presentaron las características eco-fisiológicas para la germinación de 11 especies nativas, insumo básico para disponer de plantas para la práctica de la restauración. En este capítulo se consideran los rasgos eco-morfológicos de las especies nativas, que permiten definir un ideotipo de especie que permita revegetar las áreas degradadas. Los rasgos considerados comprenden características: de los propágulos que facilitan la colonización, de las plantas que sean favorables para el establecimiento y permanencia en los taludes viales.

4.2. OBJETIVO ESPECÍFICO, HIPÓTESIS Y PREDICCIÓN

El objetivo fue evaluar distintos rasgos eco-morfológicos de las especies nativas presentes en los taludes y áreas de referencia de los cinco ambientes estudiados, que facilitan la colonización y permanencia de la vegetación en la rehabilitación de los taludes de desmonte.

Se planteó como hipótesis que los rasgos eco-morfológicos de las especies nativas relacionados a las semillas, forma y ciclo de vida, propagación, hojas y raíces facilitan la dispersión a larga distancia, mejoran la tolerancia al estrés, y otorgan protección al sustrato favoreciendo la colonización y permanencia de la vegetación en los taludes viales.

Predicción: Las especies con semillas con síndromes de dispersión a larga distancia (anemócora y zoocora), propágulos livianos y con presencia de apéndices; ciclo de vida anuales; forma de vida leñosa; reproducción vegetativa; baja área foliar específica; follaje perenne y raíz pivotante tendrán un alto índice de Rasgos Eco-Morfológicos.

4.3. MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1. Selección de especies

De las 107 especies nativas registradas tanto en los taludes de desmonte (TD) como en las áreas de referencia (AR) de los cinco ambientes estudiados en el Capítulo 2 de esta tesis, se seleccionaron 10 especies nativas que frecuentemente colonizan taludes viales de dichos ambientes. Las especies fueron: *Acaena splendens* Hook. & Arn. (Rosaceae), *Alstroemeria aurea* Graham (Alstroemeriaceae), *Baccharis magellanica* (Lam.) Pers. (Asteraceae), *Berberis microphylla* G. Forst. (Berberidaceae), *Eryngium paniculatum* Cav. & Dombey ex F. Delaroché (Apiaceae), *Haplopappus glutinosus* Cass. (Asteraceae), *Oenothera odorata* Jacq. (Onograceae), *Phacelia secunda* (L.) Mabb. (Boraginaceae), *Potentilla chiloensis* (L.) Mabb. (Rosaceae) y *Ribes magellanicum* Poir. ssp. *Magellanicum* (Grossulariaceae) (**Fig. 4.1**). En la **Tabla 4.1** se muestran para cada especie los sitios y los ambientes en las que estaban presentes. Los muestreos se realizaron en el periodo de enero a febrero del 2018.

Tabla 4.1 Registro de la presencia de cada especie en los ambientes y sitios (AR: áreas de referencia, TD: taludes de desmonte) (-): no se registró la especie.

Especie	Estepa	Matorral de <i>N. antartica</i>	Bosque de <i>A. chilensis</i>	Bosque de <i>N. dombeyi</i>	Bosque de <i>N. pumilio</i>
<i>Acaena splendens</i>	TD-AR	TD-AR	TD-AR	-	TD-AR
<i>Alstroemeria aurea</i>	-	AR	AR	TD-AR	TD-AR
<i>Baccharis magellanica</i>	-	TD-AR	TD-AR	-	AR
<i>Berberis microphylla</i>	AR	TD-AR	TD-AR	TD-AR	TD-AR
<i>Eryngium paniculatum</i>	-	-	AR	-	-
<i>Haplopappus glutinosus</i>	-	-	-	-	TD
<i>Oenothera odorata</i>	-	-	TD-AR	-	-
<i>Phacelia secunda</i>	TD-AR	TD-AR	TD-AR	-	TD-AR
<i>Potentilla chiloensis</i>	-	AR	AR	TD	TD
<i>Ribes magellanicum</i>	-	AR	AR	TD-AR	TD-AR

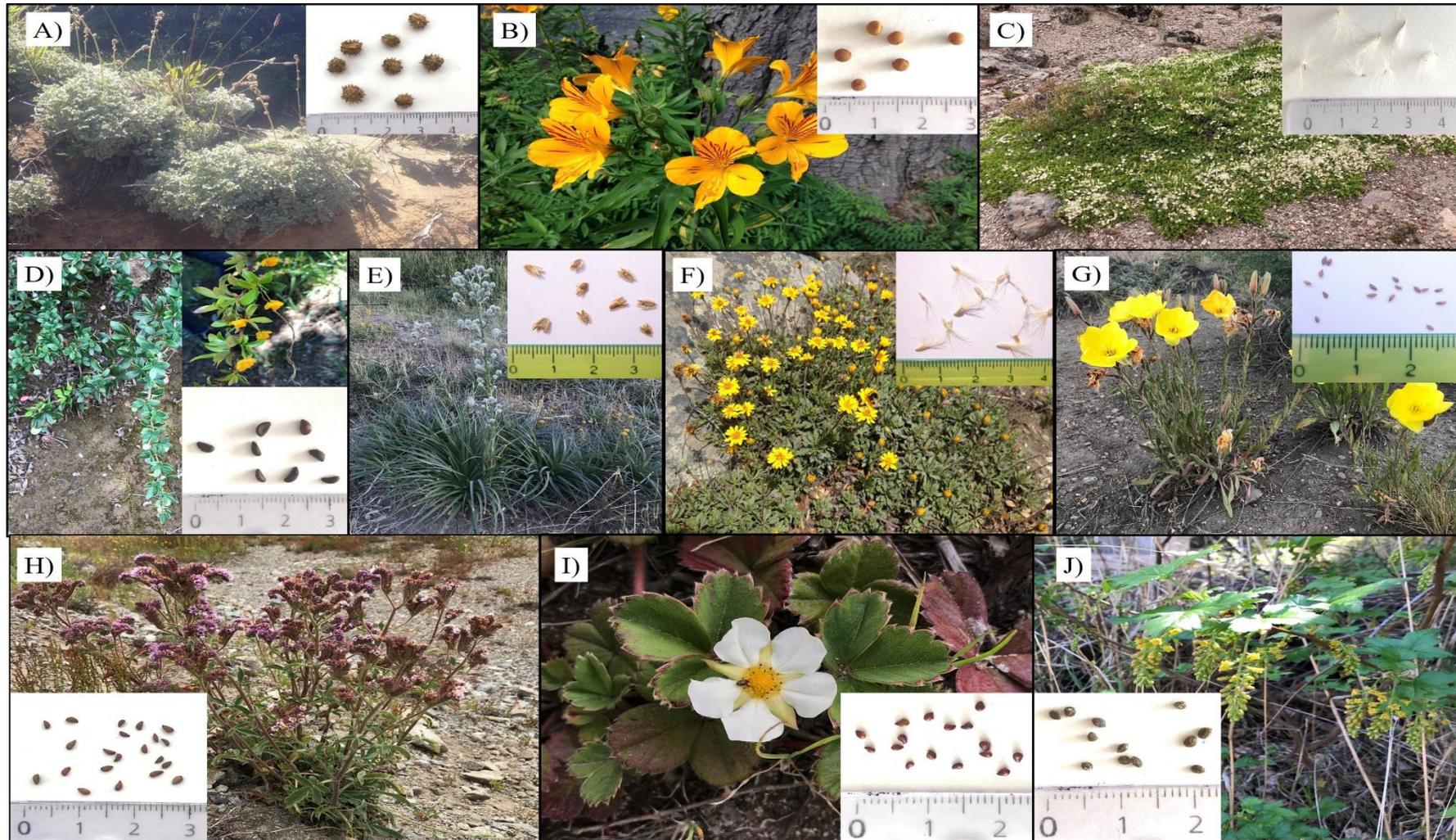


Fig. 4.1 Plantas y propágulos de las especies seleccionadas para la evaluación de rasgos eco-morfológicos: A) *A. splendens*, B) *A. aurea*, C) *B. magellanica*, D) *B. microphylla* (derecha arriba planta en flor), E) *E. paniculatum*, F) *H. glutinosus*, G) *O. odorata*, H) *P. secunda*, I) *P. chilensis*, y J) *R. magellanicum*. Se incorporó una escala para visualizar las diferencias de tamaño entre propágulos.

4.3.2. Metodología de trabajo de campo

Para determinar el peso de los propágulos se cosecharon semillas o frutos maduros de 15 plantas de cada especie (**Fig. 4.1**), de los taludes viales y áreas de referencia de los ambientes en dónde se encontraban presentes (**Tabla 4.1**). Para cada especie, se reunieron todos los propágulos en un único lote. En el caso de especies dioicas, como *Baccharis magellanica* se identificaron y cosecharon los individuos femeninos; y para *B. microphylla* se cosecharon los frutos maduros de individuos femeninos.

La recolección de las hojas se realizó a partir de 10 individuos de cada especie, en los taludes de los ambientes en dónde estaban presentes (**Tabla 4.1**). En cada planta se recolectaron pequeñas ramas enteras con hojas que no se separaron hasta el momento de la medición, se seleccionaron ramas que contengan un número mayor a 10 hojas. Se recolectaron 10 hojas por cada tallo terminal. El muestreo se realizó de enero a febrero del 2018, a fin de muestrear en el momento que el área foliar es máxima, evitando seleccionar hojas senescentes y con presencia de daño mecánico o por herbivoría. Las muestras se envolvieron en papel humedecido y se trasladaron en bolsas plásticas selladas (ziploc) en conservadora portátil y en condiciones de oscuridad, hasta su procesado en laboratorio donde se conservaron en heladera.

Para determinar la propagación vegetativa de las diferentes especies, se observó si las mismas presentaban estructuras clonales sobre el nivel del suelo. La observación se realizó antes de finalizar la estación de crecimiento, sobre cinco plantas separadas entre ellas para disminuir la probabilidad de que estén interconectadas (según procedimiento en Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). El muestreo realizado para evaluar el tipo de raíz permitió también observar en cada especie la presencia de estructuras clonales subterráneas, por ejemplo rizomas.

A fin de determinar el tipo de raíz de cada especie, se extrajeron con una pala a una profundidad de 0,5 m, tres plantas de cada especie y se observó el tipo de raíz.

4.3.3. Metodología para la determinación de rasgos eco-morfológicos

Se consideraron 10 rasgos eco-morfológicos: tipo de dispersión, presencia de apéndices en el propágulo, peso del propágulo, ciclo de vida, capacidad de reproducción vegetativa, forma de vida, área foliar específica, caducidad del follaje, morfología de la raíz, y facilidad de germinación (Cornelissen *et al.* 2003, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, Molares y Rovere 2014, Bochet y García-Fayos 2015, González-Paleo 2018, Sabatino *et al.* 2021a, 2021b).

Para cada rasgo eco-morfológico se describe como se evaluaron los datos. Cada rasgo se clasificó en categórico o continuo, y a su vez en función de la relevancia para la dispersión, colonización o permanencia, se le asignó un valor entre 0 y 1. La mayor valoración se asignó a

la categoría del rasgo más deseable para la restauración pasiva o activa (Molares y Rovere 2014, Bochet y García-Fayos 2015, Sabatino *et al.* 2021a).

Tipo de dispersión (D): se clasificaron en dos categorías según Bochet *et al.* (2009); dispersión a larga distancia (anemócora, endo y ectozoocora) y dispersión a corta distancia (barocora, autocora, balocora y mirmecora). El tipo de dispersión de cada especie se determinó a partir de bibliografía (Correa 1969-1978, Speziale y Ezcurra 2011) y observación a campo. Rasgo categórico: dispersión a larga distancia = 1; dispersión a corta distancia = 0.

Presencia de apéndices en el propágulo (A): bajo lupa se observó la presencia de apéndices en el propágulo de dispersión (ej. papus, alas, ganchos, pelos, etc.). Rasgo categórico: presencia de apéndices = 1; ausencia de apéndices = 0.

Peso del propágulo (P): se pesaron diez lotes de 50 propágulos por especie en una balanza de precisión para el cálculo del peso (Mettler AJ150). En el caso de frutos carnosos se separó la pulpa de las semillas previamente, pesando solo las semillas. Para el caso de los esquizocarpos y cupelas (ej. *Acaena* spp. y *E. paniculatum*) se pesaron los propágulos junto a los apéndices de dispersión. Si bien los propágulos livianos pueden dispersarse a grandes distancias, la escorrentía frecuente en los taludes los elimina más fácilmente que a los propágulos más pesados (Cerdà y García-Fayos 2002). A su vez, las especies con semillas grandes generan frecuentemente plántulas más grandes con mayor probabilidad de supervivencia (Kidson y Westoby 2000). Por lo tanto, se consideró que un alto peso del propágulo era una característica deseable para la restauración de los taludes. Es un rasgo que proviene de un dato continuo, y su valor fue ponderado utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Valor ponderado del peso de los propágulos (mg)} = \frac{(P_i - P_{min})}{(P_{max} - P_{min})}$$

Donde: P_i es el peso de los propágulos (mg) a ponderar de cada especie, P_{min} es el peso de los propágulos más livianos; y P_{max} es el peso de los propágulos más pesados de todas las especies registradas.

Ciclo de vida (CV): las especies fueron clasificadas en dos ciclos de vida, anual y perenne, a partir de la bibliografía (Correa 1969-1998, Zuloaga *et al.* 2008). Se sabe que las anuales/bianuales son especies pioneras en las primeras etapas de sucesión, bien adaptadas a la colonización de entornos degradados (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013), siendo esta característica de mayor interés para la restauración. Rasgo categórico: anual/bianual = 1; perenne = 0.

Forma de vida (FV): en función del grado de lignificación las especies se clasificaron en

herbáceas y leñosas a partir de la bibliografía (Ezcurra y Brion 2005, Zuloaga *et al.* 2008). El rasgo leñoso se ha asociado a plantas con persistencia en ambientes perturbados (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Rasgo categórico: leñoso = 1; herbáceo = 0.

Capacidad de reproducción vegetativa (RV): se determinó la presencia de estructuras clonales a partir de observaciones a campo y bibliografía (Damascos *et al.* 1999). Se clasificaron las especies en base a la presencia de órganos clonales sobre el nivel del suelo (estolones, etc.) o subterráneos (rizomas, tubérculos, bulbos, etc.). Rasgo categórico: presencia de órganos clonales = 1; ausencia de órganos clonales = 0.

Área foliar específica (AFE): es el área de una hoja fresca dividida por su peso seco y sus unidades están en mm²/mg (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). El raquis (nervadura central) y todas las nervaduras fueron considerados para la medición de AFE. Las hojas frescas, separadas del tallo se pesaron dentro de las 24 h de su recolección. Inmediatamente después, se tomó una fotografía de la hoja plana ubicada bajo un vidrio anti-réflex que incluía una escala métrica. El área foliar se estimó a partir del uso del programa Image J 1.52a (Rasband 2018). Luego de captar la imagen de cada hoja, el material se puso a secar en estufa a 70°C por 72 h, y luego se pesó inmediatamente para que no absorba la humedad del aire. Se calculó el promedio del área foliar y el peso para cada planta y especie. En las especies con heteromorfismo foliar (i.e. hojas con diferente anatomía y forma) como por ejemplo *Oenothera odorata*, *Phacelia secunda* y *Eringyum paniculatum*, que poseen hojas en la base o roseta y en las varas de floración, se juntaron ambos tipos de hojas en proporciones representativas a su presencia en la planta para obtener un valor representativo de AFE. Se consideró que bajos valores de AFE permiten que una especie maximice recursos y sea más tolerante al estrés ambiental, siendo un rasgo favorable para la restauración (González-Paleo 2018). Rasgo continuo al cual se le asignó un valor ponderado que se obtuvo de la siguiente ecuación:

$$\text{Valor ponderado del AFE (mm}^2\text{/mg)} = 1 - \left[\frac{(AFE_i - AFE_{min})}{(AFE_{max} - AFE_{min})} \right]$$

Donde: AFE_i es el AFE de las hojas (mm²/mg) a ponderar de cada especie, AFE_{min} es el AFE más bajo entre las especies a comparar, y AFE_{max} es el AFE más alto de la especie a comparar de todas las especies registradas.

Caducidad del follaje (CF): el follaje de las especies se clasificó en caduco o perenne en función de observaciones a campo y de la bibliografía (Correa 1969-1998, Dimitri 1974, Damascos 2011). Las especies con follaje perenne son más deseables para la restauración, dado que otorga mayor protección al sustrato de la erosión. Rasgo categórico: follaje perenne = 1; follaje caduco = 0.

Morfología de la raíz (MR): las raíces se clasificaron según Bochet y García-Fayos (2015) como raíz pivotante (una raíz principal, recta, gruesa y varias raíces finas laterales) o raíz ramificada (raíz primaria no dominante que se ramifica). Las especies con raíces pivotantes son más deseables para la restauración en taludes viales al ser más resistentes al estrés ambiental (de Baets *et al.* 2009, Stokes *et al.* 2014). La descripción de la morfología de las raíces se basó en observaciones de campo, por medio de excavaciones y revisión de la bibliografía. Rasgo categórico: raíz pivotante = 1; raíz ramificada = 0.

Facilidad de germinación (G): para cada especie se evaluaron los requerimientos de germinación a partir de los resultados del Capítulo 3 y de la bibliografía (Figuroa *et al.* 1996, Figuroa y Armesto 2001, Figuroa 2003, Young 2001, Souto y Premoli 2003, Rovere 2006, Lady Bird Johnson Wildflower Center 2016, Leyes *et al.* 2020). Los requerimientos de germinación evalúan las limitaciones técnicas para la germinación de semillas de las especies (Sabatino *et al.* 2021a). Así las especies que mostraron un porcentaje de germinación mayor al 50% y no requirieron tratamientos pre-germinativos recibieron el valor más alto (1), mientras que aquellas especies con un porcentaje de germinación inferior al 50%, con o sin tratamiento pre-germinativo, recibieron el valor más bajo (0). Rasgo categórico: alta = 1; baja = 0.

4.3.4. Criterios de ordenación de especies según el valor de los rasgos eco-morfológicos

La valoración de las especies para la restauración ecológica en función de los rasgos eco-morfológicos, se obtuvo mediante la sumatoria de los valores individuales para las especies en cada parámetro. En el Índice de Rasgos Eco-Morfológicos (IREM), se consideraron los 10 rasgos dándole el mismo peso a cada uno:

$$\text{IREM} = D + A + P + CV + FV + RV + AFE + CF + MR + G$$

En donde: D = tipo de dispersión, A = presencia de apéndices en el propágulo, P = peso del propágulo, CV = ciclo de vida, FV = forma de vida, RV = capacidad de reproducción vegetativa, AFE = área foliar específica, CF = caducidad del follaje, MR = morfología de la raíz y G = facilidad de germinación.

El IREM posee un valor máximo de 10. Los valores de IREM se categorizaron como bajos (entre 0 y 3), medios (entre 4 y 5) y altos (entre 6 y 10) en relación con la potencialidad para su reintroducción en el sitio de estudio (tomado parcialmente de Albuquerque *et al.* 2013 y Molaes y Rovere 2014).

4.4. RESULTADOS

4.4.1. Rasgos eco-morfológicos de las especies nativas seleccionadas

Tipo de dispersión, presencia de apéndices y peso de los propágulos

Según el tipo de dispersión, el 40% de las 10 especies seleccionadas presentaron propágulos con dispersión por zoocoria, 30% con dispersión por anemocoria, y el resto con dispersión por autocoria (**Tabla 4.2**). El 40% de las especies presentaron apéndices en los propágulos (**Tabla 4.2**). Las especies con propágulos más pesados fueron *Acaena splendens* y *Alstroemeria aurea*; mientras que la especie con propágulos más livianos fue *Baccharis magellanica* (**Tabla 4.2**).

Tabla 4.2 Rasgos relacionados con los propágulos: tipo de dispersión (Ane = anemócora, Zoo = zoocora (endo y ectozoocora), Aut = autocora); presencia de apéndices en los propágulos; peso medio del propágulo (error estándar) (n = 50).

Espece	Tipo de dispersión	Presencia de apéndices	Peso del propágulo (g)
<i>Acaena splendens</i>	Zoo ^{1,2}	si (ganchos y pelos) ^{1,2}	1,477 (0,057)
<i>Alstroemeria aurea</i>	Aut ^{1,2}	no ^{1,2}	1,139 (0,021)
<i>Baccharis magellanica</i>	Ane ^{1,2}	si (papus) ^{1,2}	0,015 (0,001)
<i>Berberis microphylla</i>	Zoo ^{1,2,3,4}	no ^{1,2}	0,400 (0,026)
<i>Eryngium paniculatum</i>	Ane ^{1,2}	si (alas laterales) ^{1,2}	0,103 (0,001)
<i>Haplopappus glutinosus</i>	Ane ^{1,2}	si (papus) ^{1,2}	0,034 (0,001)
<i>Oenothera odorata</i>	Aut ^{1,2}	no ^{1,2}	0,022 (< 0,001)*
<i>Phacelia secunda</i>	Aut ^{1,2}	no ^{1,2}	0,061 (0,002)
<i>Potentilla chilensis</i>	Zoo ^{1,2}	no ^{1,2}	0,044 (0,001)
<i>Ribes magellanicum</i>	Zoo ^{1,2,3,4}	no ^{1,2}	0,102 (0,001)

Nota: ¹Observación personal, ²Correa 1969-1998, ³Damascos 2011, ⁴Cavallero *et al.* 2012. *El valor < 0,001 corresponde a un error estandar de 0,0003 g.

Ciclo y forma de vida, reproducción vegetativa

Todas las especies presentaron ciclos de vida perennes, con excepción de *Oenothera odorata*, que es anual/bianual (**Tabla 4.3**). En cuanto a la forma de vida, la mitad de las especies fueron leñosas: *A. splendens*, *B. magellanica*, *Berberis microphylla*, *Haplopappus glutinosus* y *Ribes magellanicum* (**Tabla 4.3**). Con respecto a la capacidad de reproducción vegetativa, la mayoría de las especies presentaron órganos clonales, ya sea rizomas (subterráneos) o estolones (aéreos), con excepción de *A. splendens* y *O. odorata* (**Tabla 4.3**).

Área foliar específica y caducidad del follaje

La especie con menor valor de AFE fue *B. microphylla* y la especie de mayor AFE fue *A. aurea* (Tabla 4.3). En cuanto a la caducidad del follaje, la mayoría de las especies presentó follaje perenne (Tabla 4.3).

Tabla 4.3 Características de las especies relacionadas al ciclo de vida (anual, perenne), forma de vida (herbáceo o leñoso), presencia de reproducción vegetativa (RV), área foliar específica media (error estándar) (AFE) y caducidad del follaje (perenne o caduco).

Especie	Ciclo de vida	Forma de vida	RV	AFE (mm ² /mg)	Caducidad follaje
<i>Acaena splendens</i>	perenne ^{2,4}	leñoso ^{1,2,4}	no ¹	8,30 (0,51)	perenne ^{1,2}
<i>Alstroemeria aurea</i>	perenne ^{2,4}	herbáceo ^{1,2,4}	si (rizoma) ¹	31,82 (0,96)	caduco ^{1,2}
<i>Baccharis magellanica</i>	perenne ^{2,4}	leñoso ^{1,2,4}	si (yemas basales) ¹	6,71 (0,58)	perenne ^{1,2}
<i>Berberis microphylla</i>	perenne ^{2,4}	leñoso ^{1,2,4,5}	si (yemas basales) ^{1,3,9}	5,54 (0,17)	perenne ^{1,2,5}
<i>Eryngium paniculatum</i>	perenne ^{2,4}	herbáceo ^{1,2,4}	si (rizoma) ⁷	9,73 (0,28)	perenne ^{1,2}
<i>Haplopappus glutinosus</i>	perenne ^{2,4}	leñoso ^{1,2,4}	si (yemas basales) ⁸	8,47 (0,24)	perenne ^{1,2}
<i>Oenothera odorata</i>	bianual ^{1,2,4}	herbáceo ^{1,2,4}	no ¹	8,86 (0,92)	perenne ^{1,2,*}
<i>Phacelia secunda</i>	perenne ^{2,4}	herbáceo ^{1,2,4}	si (rizoma) ^{1,6}	10,89 (0,35)	perenne ^{1,2}
<i>Potentilla chiloensis</i>	perenne ^{2,4}	herbáceo ^{1,2,4}	si (estolones) ¹	7,96 (0,28)	perenne ^{1,2}
<i>Ribes magellanicum</i>	perenne ^{2,4}	leñoso ^{1,2,4,5}	si (yemas basales) ^{1,9}	18,68 (0,53)	caduco ^{1,25}

Nota: ¹Observación personal a campo, ²Correa 1969-1998, ³Veblen *et al.* 2003, ⁴Zuloaga *et al.* 2008, ⁵Damascos 2011, ⁶Green y Ferreyra 2012, ⁷Molares y Ladio 2012, ⁸Ferreyra 2019, ⁹Tiribelli 2018.

*Indica que mantiene la roseta basal durante todo su ciclo bianual.

Morfología de la raíz y facilidad de germinación

La mayoría de las especies presentaron raíz pivotante (Tabla 4.4). Las semillas de las especies con alta facilidad de germinación fueron *A. splendens*, *E. paniculatum*, *O. odorata* y *P. chiloensis* (las dos primeras especies fueron estudiadas en el Capítulo 3 de esta tesis), el resto de las especies presentaron baja facilidad de germinación (Tabla 4.4).

Tabla 4.4 Características de las especies en relación con la morfología de la raíz (raíz pivotante, raíz ramificada) y facilidad de germinación (alta = especies con un porcentaje de germinación mayor al 50% y que no requieren tratamiento; baja = especies con una germinación menor al 50% con o sin tratamientos).

Especie	Morfología de la raíz	Facilidad de Germinación
<i>Acaena splendens</i>	pivotante ¹	alta ²
<i>Alstroemeria aurea</i>	pivotante ¹	baja ⁷
<i>Baccharis magellanica</i>	pivotante ¹	baja ^{3,9}
<i>Berberis microphylla</i>	pivotante ¹	baja ^{3,4,6}
<i>Eryngium paniculatum</i>	ramificada ¹	alta ²
<i>Haplopappus glutinosus</i>	pivotante ¹	baja ²
<i>Oenothera odorata</i>	pivotante ¹	alta ²
<i>Phacelia secunda</i>	pivotante ¹	baja ²
<i>Potentilla chilensis</i>	ramificada ¹	alta ^{5,8}
<i>Ribes magellanicum</i>	pivotante ¹	baja ^{4,6}

Notas ¹Observación personal, ²resultados del Capítulo 3, ³Figueroa *et al.* 1996, ⁴Figueroa y Armesto 2001, ⁵Young 2001, ⁶Figueroa 2003, ⁷Souto y Premoli 2003, ⁸Lady Bird Johnson Wildflower Center 2016, ⁹Leyes *et al.* 2020.

4.4.2. Selección de especies según rasgos eco-morfológicos para la restauración de taludes

Acaena splendens, *B. magellanica*, *B. microphylla* y *H. glutinosus* fueron las especies que presentaron el valor más alto de Índice de Rasgos Eco-morfológicos (IREM); las especies que presentaron un IREM medio fueron: *E. paniculatum*, *O. odorata*, *P. chilensis* y *R. magellanicum*; y el resto de las especies presentaron un IREM bajo (*Alstroemeria aurea* y *Phacelia secunda*) (**Tabla 4.5**).

Tabla 4.5 Valores del Índice de Rasgos Eco-morfológicos (IREM) para las 10 especies de plantas seleccionadas para la rehabilitación de taludes de desmonte (D = tipo de dispersión, A = presencia de apéndices; P = peso de propágulos, CV = ciclo de vida, FV = forma de vida, RV = capacidad de reproducción vegetativa, AFE = área foliar específica, CF = caducidad del follaje, MR = morfología de la raíz, y FG = facilidad para la germinación). Categorización del IREM (Categ. IREM) según sus valores en bajo = 0 - 3; medio = 4 - 5; alto = 6 - 10.

Especies	D	A	P	CV	FV	RV	AFE	CF	MR	FG	IREM	Categ. IREM
<i>Acaena splendens</i>	1	1	1	0	1	0	0,90	1	1	1	7,90	alto
<i>Alstroemeria aurea</i>	0	0	0,77	0	0	1	0	0	1	0	2,77	bajo
<i>Baccharis magellanica</i>	1	1	0	0	1	1	0,96	1	1	0	6,96	alto
<i>Berberis microphylla</i>	1	0	0,26	0	1	1	1	1	1	0	6,26	alto
<i>Eryngium paniculatum</i>	1	1	0,06	0	0	1	0,84	1	0	1	5,90	medio
<i>Haplopappus glutinosus</i>	1	1	0,01	0	1	1	0,89	1	1	0	6,90	alto
<i>Oenothera odorata</i>	0	0	0	1	0	0	0,87	1	1	1	4,87	medio
<i>Phacelia secunda</i>	0	0	0,03	0	0	1	0,80	1	1	0	3,83	bajo
<i>Potentilla chiloensis</i>	1	0	0,02	0	0	1	0,91	1	0	1	4,93	medio
<i>Ribes magellanicum</i>	1	0	0,06	0	1	1	0,50	0	1	0	4,56	medio

4.5. DISCUSIÓN

La mayoría de las especies nativas seleccionadas para la evaluación de los rasgos eco-morfológicos por medio del Índice de Rasgos Eco-morfológicos (IREM) presentaron valores altos y medios para su potencial reintroducción para la rehabilitación de taludes viales, a fin de favorecer la colonización, establecimiento, y permanencia de las plantas. *Acaena splendens*, *Baccharis magellanica*, *Berberis microphylla* y *Haplopappus glutinosus* presentaron alto potencial, mientras que *Alstroemeria aurea* y *Phacelia secunda* tuvieron bajo potencial. Las predicciones planteadas se cumplieron parcialmente, ya que la mayoría de los rasgos eco-morfológicos seleccionados fueron favorables en la colonización y establecimiento de las especies en los taludes viales. Los rasgos eco-morfológicos que se destacaron en la mayoría de las especies con alto IREM fueron: dispersión a larga distancia (anemócora y zoocora), propágulos livianos, forma y ciclo de vida leñoso y perenne, baja área foliar específica (AFE) y follaje perenne, reproducción vegetativa y raíz de tipo pivotante. A excepción de *A. splendens* que no presentó órganos clonales (baja capacidad de reproducción vegetativa) y sus propágulos fueron pesados en comparación al resto de las especies. Sin embargo, la presencia de propágulos grandes y pesados en esta especie podrían estar favoreciendo el establecimiento y la supervivencia de las plántulas una vez dispersadas sus semillas, ya que *A. splendens* es una especie que únicamente recluta (Gonzalez y Ghermandi 2008). También se esperaba que las especies con alto IREM tuvieran ciclos de vida anuales/bianuales, no cumpliéndose esta hipótesis. Esto puede deberse a que la mayoría de las especies nativas que colonizan y se establecen en los taludes en los ambientes estudiados presentan ciclo de vida perenne, siendo hierbas o arbustos, la excepción fue *O. odorata* que presentó un IREM medio y ciclo de vida bianual.

4.5.1. Rasgos eco-morfológicos de las especies seleccionadas

Tipos de dispersión, presencia de apéndices y peso de los propágulos

Acaena splendens obtuvo un valor máximo en los rasgos relacionados con el tipo de dispersión, la presencia de apéndices y el peso del propágulo, además de presentar un alto IREM. Esta especie posee dispersión a larga distancia por ectozoocoria (Marticorena 2006). Los propágulos de *A. splendens* presentan apéndices, con ganchos aciculares y pelos alrededor del fruto (cupela) (Correa 1969-1998). Los apéndices permiten que los propágulos puedan adherirse con facilidad al pelaje y plumaje de los animales, a las suelas de los zapatos y a las telas. Otras especies del género *Acaena* presentan ganchos con

características similares, dispersándose a larga distancia por animales (Lee *et al.* 2001). En esta tesis, se han observado que *A. pinnatifida*, *A. ovalifolia* y *A. magellanica*, también presentan apéndices en forma de ganchos que suelen adherirse con fuerza a los textiles, siendo difícil su remoción (observación personal). Los propágulos de *A. splendens* fueron los más pesados entre el grupo de especies seleccionadas.

Los propágulos de *Bacharis magellanica*, *Eryngium paniculatum* y *Haplopappus glutinosus* tienen un tipo de dispersión a larga distancia, pesos de propágulos livianos (entre 0,10 - 0,02 g), presentan apéndices en sus estructuras de dispersión, y tuvieron un IREM entre alto y medio. Los propágulos que presentaron apéndices en forma de papus fueron de *B. magellanica* y *H. glutinosus* con IREM alto; mientras que *E. paniculatum* presentó apéndices con forma de alas y un IREM medio. Estas tres especies tienen dispersión catalogadas como anemócora. Varios géneros de la familia *Asteraceae* (ej. *Baccharis*, *Haplopappus*), presentan frutos plumosos compuestos por aquenio y coronado con un papus, siendo esta estructura la que les ayuda a dispersarse por medio del viento (Correa 1969-1998, Dimitri y Orfila 1985). Los frutos de *E. paniculatum* son esquizocarpos ovalados con pequeñas alas laterales escamosas calicinas (relativo al cáliz) (Correa 1969-1998), fácilmente arrastrados por las corrientes de aire. Otras especies de *Eryngium* nativas de la Pampa Húmeda, también presentan dispersión a larga distancia por anemocoria (Sabatino *et al.* 2021a).

Existen casos de especies con propágulos livianos y pequeños que pueden tener dispersión secundaria por anemocoria (Dimitri y Orfila 1985), aunque no presenten ningún apéndice que les ayude ser impulsados por el viento. Podría ser el caso de *O. odorata* y *P. secunda*, que presentan dispersión autocora, sin embargo el viento puede dispersar los propágulos a larga distancia debido a su bajo peso. Otra especie de *Oenothera*, presenta propágulos que son dispersados por varios agentes, como el agua, hormigas y el viento (Gallego-Fernández *et al.* 2021).

Por otro lado, *B. microphylla*, *P. chilensis* y *R. magellanicum* poseen frutos carnosos, dispersados por endozoocoria a larga distancia. Este tipo de dispersión se consideró con la mayor valoración para el rasgo. En el bosque de *Nothofagus dombeyi*, diferentes animales dispersan propágulos de *B. microphylla* y *R. magellanicum*, entre ellos las aves y el marsupial endémico (*Dromiciops gliroides*, monito de monte), que ingiere los frutos carnosos y defeca o regurgita sus semillas intactas (Amico y Aizen 2005, Vazquez *et al.* 2022).

A su vez, los propágulos grandes y pesados, producen plántulas grandes con alta

probabilidad de supervivencia (Moles y Westoby 2006) y mayor capacidad competitiva que las plántulas más pequeñas provenientes de semillas pequeñas (Eriksson 1997, Turnbull *et al.* 1999). Existe un balance entre el peso de las semillas y la cantidad de semillas que produce una planta (Harper 1977), por lo tanto, la capacidad de colonización de una especie que produce pocas semillas grandes será diferente que otra que presente alta producción de semillas pequeñas (Bruun 2001). En esta tesis, la selección de la orientación al norte de los taludes se realizó de manera deliberada, dado que los mismos presentan condiciones climáticas extremas (ej. estrés hídrico, y radiación solar), características que se deben considerar al momento de evaluar rasgos eco-morfológicos (Bochet y García-Fayos 2004, 2015). Los resultados del Capítulo 2, mostraron que la mayoría de los sustratos de los taludes presentaron menor contenido de humedad que sus respectivas áreas de referencia a lo largo de la estación de crecimiento. Por lo tanto, las especies con propágulos grandes que puedan generar plántulas grandes, podrían tener una mayor expectativa de vida, al ser resistentes a las sequías estacionales, déficit hídrico, competencia, escasez de nutrientes en el suelo, etc. (Kidson y Westoby 2000, Westoby *et al.* 2002).

Ciclo y forma de vida

La mayoría de las especies tuvieron ciclos de vida perennes, salvo *O. odorata* que es bianual. *Oenothera odorata* es ruderal, se la encuentra comúnmente en ambientes alterados (Ezcurra y Brion 2005), y se la ha registrado colonizando naturalmente canteras abandonadas y bordes de caminos (Pirk y Farji-Brener 2012, Arce *et al.* 2015). Las especies anuales suelen ser pioneras y mejor adaptadas al estrés ambiental y disturbios (Lite *et al.* 2005, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, Bochet y García-Fayos 2015). Los disturbios pueden ser potentes impulsores en la diferenciación de rasgos y de la coexistencia de especies a escala local, y esto puede deberse a la diversidad de oportunidades de establecimiento, crecimiento o reproducción que surgen cuando se reduce la competencia (Grime 2006), favoreciendo especies de rápido crecimiento. Las especies de ciclo perenne tendrían menos éxito en la colonización y establecimiento de sitios degradados, por lo cual no se cumplió la hipótesis para dicho atributo. Sin embargo, existen ejemplos de especies perennes que colonizan sitios disturbados y son altamente tolerantes a sitios salinos y arenosos (Cao *et al.* 2020). Dentro del grupo de las 10 especies seleccionadas en este capítulo, aquellas con ciclo de vida perenne han sido registradas como pioneras en áreas abiertas y disturbadas, como *A. splendens* en sitios pastoreados,

bordes de caminos, áreas post-fuego (Margutti *et al.* 1996, Gonzalez y Ghermandi 2008, Gonzalez y Ghermandi 2021), *B. magellanica* en canteras abandonadas y en taludes de banquinas (Leyes *et al.* 2020), *H. glutinosus* en áreas disturbadas por ganado y laderas rocosas (Vila y Borrelli 2011, Green y Ferreyra 2012), *E. paniculatum* en laderas escarpadas y rocosas (Pfanzelt *et al.* 2008), *P. secunda* en taludes de canteras, áreas post-fuego (Raffaele y Veblen 1998, Arce *et al.* 2015) y taludes viales (resultados del Capítulo 2).

De las 10 especies seleccionadas, la mitad tuvieron formas de vida herbácea con valores de IREM medios (*E. paniculatum*, *O. odorata*, y *P. chilensis*), y las demás con valores bajos (*A. aurea* y *P. secunda*). El resto de las especies presentaron forma de vida leñosa (arbustos) e IREM alto: *A. splendens*, *B. magellanica*, *B. microphylla* y *H. glutinosus*, mientras que *R. magellanicum* presentó un valor de IREM medio. La forma de vida leñosa se asocia a una mayor tolerancia a los disturbios y mayor longevidad (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013, Bochet y García-Fayos 2015). En este aspecto, en taludes viales con mayor exposición solar, se ha documentado que los rasgos vinculados a la tolerancia a la erosión y a la sequía (Bochet y García-Fayos 2015) son los que podrían estar influyendo en los procesos de colonización y establecimiento.

Reproducción vegetativa

La mayoría de las especies seleccionadas presentaron como rasgo preponderante la presencia de estructuras reproductivas vegetativas, con excepción de *Acaena splendens* y *Oenothera odorata*. Las especies que tienen este tipo de estructuras pueden desarrollar la capacidad de rebrotar luego de un disturbio, aspecto de importancia para la supervivencia de la población en el tiempo (Fidelis *et al.* 2008). Además, las especies con órganos de almacenamiento subterráneos en sus tallos (rizomas, bulbos, raíces tuberosas) (Dimitri y Orfila 1985), pueden proporcionar la regeneración de plantas individuales después de sequías u otros disturbios, y propagación local por bancos de yemas (Clarke *et al.* 2013, de Moraes *et al.* 2016). Se encontró que *B. magellanica*, *B. microphylla*, *E. paniculatum*, *P. secunda* y *R. magellanicum* son especies con capacidad de rebrotar luego de diversos disturbios como remoción de partes de la planta, incendios, etc. (Raffaele y Veblen 1998, Veblen *et al.* 2003, Tiribelli 2018, Fuentes-Ramirez *et al.* 2020); mientras que *A. aurea* es una especie facultativa, con capacidad de rebrotar por rizomas y raíces; además de reclutar (Tiribelli 2018, Fuentes-Ramirez *et al.* 2020).

Características de las hojas

La mayoría de las especies seleccionadas tuvieron valores de área foliar específica (AFE) menores a 10 mm²/mg y follaje perenne considerándose valores bajos dentro del conjunto de especies analizadas, salvo *A. aurea* y *R. magellanicum* con AFE superiores a 18 mm²/mg y follaje caduco. De las especies con AFE baja, *B. microphylla* y *B. magellanica* presentaron el menor AFE y valores de IREM alto. Las demás especies con bajos valores de AFE tuvieron un valor de IREM alto (*A. splendens*, *H. glutinosus*) y medios (*E. paniculatum*, *O. odorata* y *P. chilensis*). *Berberis microphylla* es un arbusto espinoso con follaje perenne, sus hojas son pequeñas (1 - 2,5 mm largo) y coriáceas (Correa 1968-1998, Damascos 2011, Silva Labbe *et al.* 2020). La dureza de sus hojas les confiere mayor resistencia al ramoneo del ganado, creciendo en ambientes abiertos y alterados (Damascos 2011). Este arbusto se encuentra en diferentes ambientes de la Patagonia, desde la estepa hasta los bosques húmedos bajos, y en las partes altas de las montañas (Damascos 2011), estando presente en todo el gradiente estudiado. *Baccharis magellanica* tiene follaje perenne, también sus hojas son pequeñas (0,6 - 1 cm largo) y coriáceas (Correa 1969-1998).

Los valores de AFE tienen una relación positiva con las tasas fotosintéticas en saturación de luz y con el contenido de nitrógeno de la hoja (Reich *et al.* 1992,1997), por lo que especies en ambientes con déficit de nutrientes tienden a mostrar en promedio menores valores de AFE que en ambientes más ricos (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Los valores de AFE bajos se relacionan con el follaje perenne y alto contenido de compuestos secundarios como taninos o lignina (Reich *et al.* 2010). En lugares pobres en nutrientes son comunes las especies con crecimiento lento, hojas (esclerófilas) con cutículas y paredes epidérmicas gruesas, con baja AFE, características que suelen corresponder a una mayor inversión en defensa de la estructura de la hoja (Cornelissen *et al.* 2003, Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). A su vez, las especies con hojas más pequeñas y gruesas, con carácter xerófilo son más resistentes en climas áridos y semiáridos, o con marcada estacionalidad (Medina *et al.* 1990).

Morfología de la raíz

La mayoría de las especies seleccionadas presentaron un tipo de raíz pivotante con un IREM alto y medio, salvo *E. paniculatum* y *P. chilensis* (raíz ramificada e IREM medio en ambos casos). *Acaena splendens*, la especie con el IREM más alto del grupo seleccionado, presenta una raíz pivotante profunda con una estructura dominante y

pequeña raíces laterales. *Acaena splendens* puede concentrar sus raíces laterales cerca de la superficie donde hay humedad, y además puede expender sus raíces y buscar agua almacenada en capas más profundas del sustrato (Verón y Paruelo 2010). En general, las plantas de ambientes de estepa pueden tener raíces muy profundas (Fernández y Paruelo 1988, Schulze *et al.* 1996). *Oenothera odorata* es otra especie con raíz pivotante gruesa (observación personal), a pesar de ser una hierba anual/bianual su estructura radical le otorga alta sujeción al sustrato, encontrándola en taludes viales con pendientes pronunciadas. Las raíces pivotantes, pueden otorgar a las especies estabilidad en las laderas naturales o artificiales, ya que tienen la capacidad de sujetarse al sustrato y evitar la caída por desmoronamiento (Bochet y García-Fayos 2015).

Los rasgos de la raíz asociados a la tolerancia a la sequía pueden variar según la estrategia de la especie, como por ejemplo el desarrollo de raíces profundas y alta superficie radical para aumentar la captación de agua subterránea y mantener su función (Garbowski *et al.* 2020); o desarrollar raíces más finas y superficiales, en plantas adaptadas a soportar el estrés hídrico a expensas de un menor crecimiento (Volaire 2018, Garbowski *et al.* 2020). El contenido de humedad del sustrato es uno de los factores limitantes en los taludes de todos los ambientes estudiados del noroeste patagónico, en los meses de verano el contenido de humedad en los taludes es bajo (en la estepa <5%; en los bosques < 30%) (Capítulo 2). Por lo tanto, el desarrollo de una raíz profunda es un rasgo deseable a tener en cuenta en las especies para la revegetación de taludes de estos ambientes.

Facilidad de germinación

Acaena splendens, *E. paniculatum*, *O. odorata* y *P. chilensis* fueron las especies con mayor facilidad de germinación del grupo de especies seleccionadas, con valores IREM alto y medios. *Acaena splendens* suele regenerarse fácilmente por semillas, teniendo una alta germinación en condiciones de laboratorio, aproximadamente 70% sin la aplicación de tratamientos pre-germinativos específicos (Capítulo 3). El tratamiento de estratificación húmedo frío mejoró el tiempo medio de germinación y el inicio de germinación (Capítulo 3). Se ha observado en ambientes naturales de la estepa, numerosas plántulas a finales del invierno demostrando que esta especie precisa una estratificación en frío (Sofía Gonzalez, INIBIOMA, comunicación personal). *Eryngium paniculatum* es una especie que tiene alta facilidad de germinación (94% sin necesidad de tratamientos pre-germinativos, Capítulo 3). Además, esta especie presenta

reproducción clonal, otro rasgo eco-morfológico favorable para su propagación. *Oenothera odorata* tiene una facilidad de germinación alta (93%), sin tratamientos y en poco tiempo (Capítulo 3), lo que la hace buena candidata para propagar en vivero y rehabilitar taludes viales, a pesar de que su IREM fue medio.

Los altos valores germinación de las semillas sin necesidad de tratamientos pre-germinativos específicos permiten maximizar la producción de plantas, aspecto que optimiza el tiempo y los recursos para la producción, dado que prescinde de tratamientos pre-germinativos específicos. A su vez, la facilidad de propagación sexual por semillas, permite mantener la diversidad genética de las especies (Baskin y Baskin 2014). Las semillas provenientes de varios individuos saludables de áreas cercanas a los sitios a rehabilitar aseguran mayor variabilidad genética, y asegura que la progenie presente características genéticas adaptadas a las condiciones climáticas locales (Rovere *et al.* 2014, Basey *et al.* 2015). Por lo tanto, tener en cuenta factores de logística para las prácticas de restauración, como contar con semillas que representen los ecotipos locales, y obtener en el vivero plantines de calidad en cantidad, son algunos de los aspectos cruciales, que deben considerarse también al momento de seleccionar especies para la rehabilitación.

4.5.2. Selección de especies según rasgos eco-morfológicos para la restauración de taludes

Acaena splendens, *B. magellanica*, *H. glutinosus* y *B. microphylla* fueron las especies con alto IREM, por lo tanto, reúnen varios rasgos eco-morfológicos que favorecerían su colonización y persistencia en los taludes viales de los ambientes estudiados. En primer lugar, *Acaena splendens* fue la que obtuvo el IREM más alto de todas las especies estudiadas (7,9), esta especie es ruderal y tolerante a ambientes perturbados, siendo dominante en los taludes de la estepa y estando presente en los taludes y áreas de referencia del matorral de *Nothofagus antarctica*, y los bosques de *Austrocedrus chilensis* y *N. pumilio* (Tabla 4.1 y Capítulo 2). *Acaena splendens* presenta un follaje perenne resistente a la herbivoría y al pisoteo de animales (Velasco y Siffredi 2009, Gonzalez y Ghermandi 2021). Es un arbusto que puede ser nodriza de gramíneas nativas palatables de la estepa (Gonzalez y Ghermandi 2019) y de árboles nativos en bosques de *N. pumilio* y *A. chilensis* (Urretavizcaya *et al.* 2018), y facilita a la recuperación natural de ambientes post-fuego (Ghermandi *et al.* 2004), siendo atributos de interés en la revegetación de taludes viales en diferentes ambientes del noroeste

patagónico. En segundo lugar, *B. magellanica* y *H. glutinosus* también tuvieron un IREM alto con valores aproximados a 7, presentando un número mayoritario de rasgos eco-morfológicos favorables para la colonización y el establecimiento en los taludes, a excepción del peso de sus propágulos que fue bajo y la baja facilidad de germinación. Estos dos rasgos, podrían afectar la supervivencia de las plántulas en condiciones naturales y condicionar la obtención de plantas en condiciones de vivero. En tercer lugar, *B. microphylla* es una especie colonizadora de taludes, con alto IREM (6), la cual reúne considerables rasgos favorables para la colonización y establecimiento: sus propágulos pueden dispersarse a larga distancia, posee reproducción vegetativa, es leñosa, tiene AFE baja, follaje perenne y raíz pivotante. Es una especie que se encuentra en un amplio rango de ambientes a lo largo del gradiente, es ruderal y se la encontró tanto en taludes viales como en las áreas de referencia de todos los ambientes estudiados (Capítulo 2), por lo tanto, es una buena candidata para la revegetación de taludes viales, aun considerando su baja facilidad de germinación.

Eryngium paniculatum presentó un valor de IREM medio (5,9), reuniendo rasgos eco-morfológicos deseables para la colonización y la persistencia como dispersión anemócora, presencia de apéndices en los propágulos, reproducción vegetativa, AFE baja, follaje perenne y alta facilidad de germinación. Es una especie ruderal, resistente a los disturbios estableciéndose en bordes de caminos, laderas rocosas y áreas post-fuegos (Pfanzelt *et al.* 2008, Troiani y Steibel 2008, Fernández *et al.* 2010). Es una especie visitada por polinizadores, es refugio de insectos y pequeños animales, captura semillas de otras plantas, conserva agua de lluvia y sustrato en las cavidades formadas entre sus hojas (fitotelmata) (observación personal). Por lo tanto, esta especie a pesar de tener un IREM medio es tolerante a disturbios y presenta otros rasgos funcionales (no evaluados en este trabajo) vinculados a servicios de polinización e interacciones con otras especies que pueden ser beneficiosos para la restauración de los taludes viales para recomponer la funcionalidad del ecosistema.

Según los resultados del Capítulo 2, la especie *A. aurea* es una excelente colonizadora de taludes viales en ambientes de bosque de *N. pumilio*. Los rasgos que le otorgaron mayor valoración IREM fueron su capacidad de reproducción vegetativa, sus propágulos pesados y su raíz pivotante. En condiciones ambientales estresantes que alteran la producción de frutos/semillas, *A. aurea* invierte recursos en la producción de rizomas (Puntieri *et al.* 2014). Por otro lado, sus semillas presentan baja facilidad de germinación en condiciones de laboratorio (Souto y Premoli 2003, López Alaniz *et al.*

2018).

Este estudio proporciona información valiosa que puede ayudar a orientar la toma de decisiones para la selección de especies nativas adecuadas para la rehabilitación y restauración en taludes viales. Se concuerda con otros autores que proponen la profundización en la investigación de rasgos funcionales de especies nativas que además de maximizar la supervivencia en ambientes degradados, deberían incluir otros rasgos acordes a los objetivos de la restauración (ej. efecto nodriza, productividad, resistencia a la sequía, conservación de nitrógeno, etc.), que dependerán de los objetivos y alcance de cada proyecto en particular (Giannini *et al.* 2017, González-Paleo 2018, Carlucci *et al.* 2020).

4.6. CONCLUSIONES

En este capítulo se evaluaron algunos caracteres o rasgos de plantas nativas colonizadoras y su potencialidad para su empleo en la rehabilitación de taludes viales en diferentes ambientes del noroeste patagónico. El IREM puede ser una herramienta útil en la selección de especies nativas colonizadoras para la revegetación de áreas degradadas, ayudando a optimizar esfuerzos y recursos para poder obtener los mejores resultados en un proyecto de restauración. La combinación de rasgos es clave en la selección de ecotipos restauradores, ya que dependerá de las funciones y servicios ecosistémicos a restablecer y del estado de degradación del sitio. Como así también, dependerá de otras características de interés relacionadas con la especie a seleccionar (manejo, propagación, valor cultural, etc.). Además, existe la posibilidad de dar mayor peso a los rasgos que se consideren adecuados para un determinado lugar o un fin específico. Por eso, se debe tener en cuenta cómo y qué rasgos eco-morfológicos se deben elegir como criterio en la selección de especies nativas dependiendo de los objetivos del proyecto. El listado de especies potenciales para la rehabilitación o restauración, debe surgir luego de un estudio ecológico que permita seleccionar los “ideotipos restauradores específicos”, brindando así a la ecología de la restauración una guía para la práctica de la intervención.

El índice IREM permitió evaluar simultáneamente los nueve rasgos que le permiten a las especies dispersarse, colonizar, sobrevivir y proteger las superficies denudadas de los taludes. El índice se complementó con un rasgo más, que es la facilidad de germinación y que se evaluó en el Capítulo 3 de esta tesis, constituyendo información valiosa para la obtención de plantines que son el insumo de diferentes prácticas de la restauración. Los resultados de este capítulo permitirán planificar trabajos de

restauración, no solo considerando la composición específica de las comunidades en las áreas degradadas y las áreas de referencias aledañas, sino también los rasgos funcionales de las especies. El ordenamiento o ranking propuesto por la metodología descrita en este capítulo permitió evaluar las especies nativas más adecuadas para revegetar taludes, siempre y cuando las especies utilizadas estén presentes en los taludes, áreas degradadas aledañas o en áreas de referencia.

En el contexto actual de cambio climático global, pensar en rasgos que potencien el establecimiento y permanencia de las especies nativas en situaciones de mayor estrés ambiental, es una temática que abre un abanico de posibilidades para la teoría y la práctica de la restauración ecológica.

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES Y PROPUESTAS DE REHABILITACIÓN

En este Capítulo final se integraron los principales resultados de tesis en donde se caracterizó las características del sustrato, la vegetación y el banco de semillas de los taludes viales y áreas de referencia de cinco comunidades vegetales del noroeste patagónico. Además, se estudiaron los requerimientos eco-fisiológicos para la germinación de especies nativas claves colonizadoras de los taludes viales, para las que se poseía escasa información. Por último, se realizó un estudio de rasgos eco-morfológicos para la selección de especies nativas que colonizan y se establecen con frecuencia en los taludes viales y áreas de referencia cercana. A partir de la integración de estos resultados se realizaron posibles propuestas de prácticas de restauración y/o rehabilitación activa en los taludes viales en las principales comunidades de la región, compatibles con la conservación de la diversidad, que podrían ser el lineamiento de futuras intervenciones de rehabilitación y/o restauración, como así también, el objeto de futuras estudios.

En general, en los ecosistemas degradados para que exista la recuperación natural, luego de la eliminación del disturbio, tienen que arribar semillas desde plantas remanentes y/o cercanas; y el sustrato debe permanecer en buenas condiciones para que las plantas se establezcan y recolonicen naturalmente el área degradada (Lamb y Gilmour 2003). Si esto no ocurre habrá que asistir al ambiente degradado modificando umbrales abióticos (cambios físicos o químicos) o bióticos (introducción de especies) específicos para cada caso, mediante técnicas de restauración activa (Lamb y Gilmour 2003, SER 2004, Consejo de Parques Nacionales Canadiense 2008). El diseño e implementación de las prácticas de restauración ecológica deben fundamentarse desde la ecología de la restauración, disciplina que se retroalimenta con teorías ecológicas, a fin de comprender el funcionamiento del ecosistema y los factores implicados en la práctica de la restauración (Hobbs y Harris 2001, González-Paleo *et al.* 2015, Palmer *et al.* 2016).

5.1. ECOLOGÍA DE LA RESTAURACIÓN PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE PRÁCTICAS

En el Capítulo 1 de esta tesis se plantearon preguntas ecológicas fundamentadas en la ecología de la restauración, las cuáles fueron evaluadas en los siguientes capítulos a fin proponer posibles técnicas a implementar adecuadas para la rehabilitación de taludes viales considerando las condiciones particulares de las comunidades vegetales estudiada. En el Capítulo 2 se describieron y analizaron características de los componentes abióticos

y bióticos en los taludes viales y áreas de referencia aledañas de cinco comunidades de la región (estepa, matorral de *Nothofagus antarctica*, bosque de *Austrocedrus chilensis*, bosque de *N. dombeyi* y bosque de *N. pumilio*). Este estudio detallado contribuyó a un diagnóstico integral a partir del cual generar propuestas de acción, siendo información clave para rehabilitar los taludes viales en la región del noroeste de la Patagonia. La evaluación de las condiciones abióticas en las áreas degradadas y de referencia brindó información útil para proponer posibles prácticas de mejora antes del manejo de la vegetación (siembra, plantación, traslado de bancos de semillas). A su vez, el estudio de la composición de especies (incluyendo los grupos funcionales) permitió identificar tanto taxones específicos y grupos funcionales presentes y/o colonizadores de taludes en cada una de las comunidades. En general se encontró que las características físicas de los sustratos fueron similares en las diferentes comunidades, siendo mayor la compactación y el porcentaje de sustrato desnudo, y menor el contenido de humedad en los taludes que en el área de referencia. Estos resultados coinciden con otros trabajos, mostrando que la construcción de taludes afecta las propiedades físicas del sustrato, a la vez que compromete la colonización y el establecimiento de las plantas (Cerdà 2007, Pereira *et al.* 2015, Solgi *et al.* 2019, Bochet *et al.* 2009).

Con respecto a los componentes bióticos, los resultados mostraron que en los taludes de todas las comunidades la cobertura total de la vegetación fue menor que en las áreas de referencia, coincidiendo con otros autores (Bochet y García-Fayos 2004, Mola *et al.* 2011, Repetto-Giavelli y Teneb 2012). La composición florística entre taludes y áreas de referencia fue diferente, mientras que la diversidad de especies fue parecida en los taludes y las áreas de referencia. En otros estudios se ha encontrado que la composición florística de los taludes viales no solo varía con las áreas naturales cercanas, sino también está ligada a gradientes ambientales como la altitud, y también a las comunidades vegetales en las que están inmersas (Akbar *et al.* 2009, Karim y Mallik 2008). En los taludes el establecimiento de la vegetación puede verse condicionado por filtros que no están relacionados directamente con el arribo de semillas, sino por la disponibilidad de sitios seguros para el desarrollo de las plántulas (Alborch *et al.* 2003, Repetto-Giavelli y Teneb 2012). En los resultados se ha encontrado que las especies que logran colonizar con éxito los taludes viales suelen ser, por un lado, especies ruderales (Grime 1977) con estrategias ligada al rápido crecimiento, alta producción de semillas, tolerancia a disturbios, muchas de las cuáles suelen ser especies exóticas (Forman y Alexander 1998, Gelbard y Belnap 2003). Además, en los taludes se crean hábitats más

homogéneos con condiciones de micrositio con mayor disponibilidad de luz y espacio, en donde las especies pueden establecerse (Ullmann *et al.* 1998, Pauchard y Alaback 2004, McDougall *et al.* 2018).

Dependiendo de la comunidad se encontró el predominio determinados grupos funcionales, como en los taludes de la estepa y el bosque de *N. pumilio* donde predominaron las hierbas perennes, en la estepa este grupo estuvo representado por especies exóticas y en el bosque por especies nativas. Por otro lado, en los taludes del matorral y los bosques de *A. chilensis* y *N. dombeyi* predominaron tanto hierbas perennes como arbustos, siendo muchos arbustos nativos rebrotantes. La densidad de semillas en los taludes de en la mayoría de las comunidades vegetales no presentaron diferencias con el banco de las áreas de referencia y estuvieron mayoritariamente representados por hierbas y gramíneas perennes, exceptuando el matorral *N. antarctica* y el bosque de *N. pumilio* donde fue menor en taludes.

En el Capítulo 3, el estudio de condiciones eco-fisiológicas y tratamientos pre-germinativos de las semillas de las especies nativas permitió formular protocolos de acondicionamiento y germinación de once especies nativas colonizadoras, de las cuales se tenía escasa información disponible hasta el momento. Se destaca que el conocimiento de los requerimientos de propagación de las especies de interés es fundamental para producir los plantines que se reintroducirán por plantación y/o para acondicionar las semillas en laboratorio, antes de la siembra. Además, se documentó la presencia o ausencia de mecanismos de dormancia en las semillas de las once especies nativas, a fin de realizar tratamientos pre-germinativos específicos. Además, se informó el periodo óptimo de cosecha de sus semillas en la **Tabla II.1 del Apéndice II.1**.

En el Capítulo 4 se establecieron criterios a partir del estudio de rasgos eco-morfológicos para la selección de especies nativas que colonizan y se establecen naturalmente en áreas degradadas por decapitación de suelo en las cinco comunidades estudiadas. El criterio de agrupamiento de especies utilizando caracteres funcionales fisiológicos y morfológicos ha cobrado mayor interés en la ecología, dada su utilidad para predecir respuestas de las comunidades vegetales al cambio ambiental (González-Paleo 2018). La variación en las características de las plantas, y de los síndromes de asociación de estas características, afecta diversos procesos ecosistémicos (Pérez-Harguindeguy *et al.* 2013). Los resultados de este capítulo muestran que las especies nativas con mejor ecotipo restaurador y que serían deseables reintroducir son *A. splendens*, *B. magellanica*, *B. microphylla* y *H. glutinosus*, considerando que la especies a reintroducir este presente

y/o forme parte del ecosistema natural cercano al sitio a revegetar.

5.2. PROPUESTAS DE REHABILITACIÓN PARA TALUDES VIALES

Basado en los resultados de los Capítulos 2, 3 y 4 se pensó en una serie de posibles propuestas que combinen diferentes técnicas de restauración y/o rehabilitación, para la implementación de prácticas activas en el noroeste patagónico, que permitirían la revegetación de taludes viales con pendientes menores a 35°. Para tal fin, poder contar con información de las áreas degradadas y áreas de referencia en estudios de su ecología representa una ventaja a la hora de implementar futuras prácticas de restauración. Dicha información puede ayudar a seleccionar prácticas certeras y adecuadas que maximicen los recursos económicos y ayuden a obtener los mejores resultados. Se espera que estas propuestas guíen los lineamientos de futuras investigaciones donde puedan ponerse a prueba prácticas concretas de rehabilitación de taludes viales derivadas del conocimiento ecológico generado en esta tesis. A continuación, se detallan las principales problemáticas encontradas en los taludes viales y las posibles técnicas de rehabilitación a implementar para asistir a su recuperación:

Posibles propuestas de rehabilitación paras umbrales abióticos en los taludes viales

-Alta compactación del sustrato

(a) **Adición de compost o enmiendas orgánicas:** Aumentan el contenido de materia orgánica del sustrato, que ayuda a reducir la densidad aparente, mejora la agregación, la porosidad, y la capacidad de retener agua (McGrath y Henry 2016, Sax *et al.* 2017, McGrath *et al.* 2020). También aumenta la resistencia a la erosión hídrica y la estructura del sustrato (Beider 2012, Kowaljow *et al.* 2014).

(b) **Escarificado:** consiste en romper la estructura del sustrato produciendo rugosidad superficial, por medio de rastrado o arado (DeFalco *et al.* 2012, McGrath y Henry 2016). En los taludes viales, debe realizarse perpendicular a la pendiente para evitar la formación de cárcavas. No sería una técnica recomendable en lugares con fuertes vientos y precipitaciones, dado que podrían aumentar la voladura o arrastre de sedimentos.

(c) **Agregado de sustrato superficial (topsoil):** se puede planificar antes y durante la construcción de los taludes, separando las primeras capas del sustrato con los horizontes orgánicos previo a la excavación y movimientos del suelo, reservándolas para aplicarlas una vez estabilizado el talud (Tormo *et al.* 2007, Rivera *et al.* 2014).

Esta capa superficial de sustrato puede contener el banco de semillas del sitio previo al disturbio, y contribuir a la revegetación espontánea del área disturbada (Rivera *et al.* 2014).

-Alto porcentaje de sustrato desnudo

(a) **Geomantas, geotextiles, mantas orgánicas, geoceldas:** Son elementos utilizados para cubrir y proteger el sustrato desnudo del talud. Pueden ser de fibra de coco, yute, paja o esparto entre otros, y pueden tener diferentes entramados para dejar pasar la luz solar (Giráldez *et al.* 2014, Castanon-Jano *et al.* 2021). Suelen ser costosas dependiendo del tipo de material del que estén fabricadas.

(b) **Enramados:** son estructuras fabricadas con ramas entrelazadas con resto de poda, palos o maderas de descarte, siendo más económicas e igual de efectivas que las geomantas (Escartín y Zuleta 2015, Hrubby 2019). Los enramados pueden promover la retención de semillas que arriban de sitios cercanos, incorporar materia orgánica por retención de hojarasca, crear condiciones de humedad y temperatura favorables para las plantas (Zuleta y Li Puma 2013) y funcionar como “nodrizas artificiales” dando protección a las plántulas (Fick *et al.* 2016).

(c) **Barreras u objetos:** En áreas denudadas con pendiente es frecuente el uso de barreras perpendiculares a la pendiente y fijadas con estructuras específicas, a fin de sostener y evitar la erosión del sustrato, el descalce y/o sepultado de la vegetación, que se afecten y/o arrastren elementos de las técnicas implementadas (ej. hojarasca, mulch, compost, semillas, etc.) (Gómez Orea 2004, Beider *et al.* 2013). Pueden estar realizadas con diferentes materiales rocas, bolsas rellenas de arena, etc. Estos objetos pueden crear sombreado, creando micrositios favorables para el desarrollo de las plantas (Kowaljow y Rostagno 2013, Fick *et al.* 2016).

-Baja cobertura de hojarasca

(a) **Traslado de hojarasca:** movimiento de hojas, ramas y restos vegetales de áreas cercanas no degradadas a sitios degradados. Esta técnica tiene la ventaja que puede incluir semillas viables nativas que pueden germinar y contribuir a la recuperación del sitio, además de brindar cobertura y nutrientes (Varela *et al.* 2006, Gobbi *et al.* 2014).

(b) **Adición de mulch:** consiste en aplicar restos vegetales como viruta de madera, astillas de madera (aserrín), paja o restos de madera o ramas chipeadas (Jiménez *et al.* 2014, Hueso-González *et al.* 2018), brindando rápida cobertura al sustrato.

Ambas técnicas, además, ayudan a incorporar materia orgánica al sustrato,

incrementan las condiciones de humedad del sustrato y disminuyen la temperatura a nivel de micrositio, favoreciendo la germinación de semillas y el crecimiento de las plántulas (Gobbi *et al.* 2014, Jourgholami *et al.* 2021).

-Bajo contenido de humedad del sustrato

(a) **Riego**: la frecuencia y cantidad de agua dependerá del clima y de la capacidad del sustrato para retener la humedad en las capas superficiales donde puede estar disponible para las plantas. Por esta razón es importante conocer el contenido de humedad del sustrato a lo largo de la estación de crecimiento e identificar los meses de mayor déficit hídrico en los taludes.

(b) **Adición de hidrogeles**: Esta técnica se realiza mediante la hidratación de polímeros y el relleno de los pozos de plantación para plántulas producidas en vivero, que luego se cubren con sustrato. Los hidrogeles retienen el agua actuando como una reserva durante la etapa de crecimiento de las plantas (Pérez *et al.* 2010, Beider *et al.* 2013).

Posibles propuestas de rehabilitación para umbrales bióticos en los taludes viales

-Presencia de especies exóticas invasoras

(a) **Control de especies invasoras**: por medio de remoción manual. Esta práctica reduce o elimina las especies invasoras dañinas de las áreas degradadas, ya que comúnmente compiten con las especies nativas por espacio y recursos (SER 2004).

-Baja cobertura, riqueza y diversidad de especies nativas

Para mejorar las condiciones bióticas del área degradada existen técnicas que consisten en la introducción de especies nativas. Antes de la revegetación es necesario realizar una selección de las especies. Es importante que estas especies sean nativas para la conservación de la biodiversidad, que cumplan alguna función dentro del ecosistema degradado (colonizadoras tempranas, nodrizas, alimento y refugio de especies raras o en peligro, fijadoras de nitrógeno, etc.); y brinden algún beneficio a la sociedad (ornamentales, estabilizadoras de la pendiente, etc.) (Gold *et al.* 2004, Ceccon 2013, Di Salvo y Rovere 2018). La selección de especies a reintroducir puede ser una tarea difícil y costosa. Por lo que la selección de ecotipos clave según rasgos eco-morfológicos puede ayudar a acotar el listado de especies a utilizar, al focalizar la selección según ciertos caracteres o síndromes de interés para la recuperación del sitio degradado (Bochet y García-Fayos 2015, González-Paleo *et al.* 2015, 2018, Sabatino *et al.* 2021a, 2021b). Es

fundamental, también, conocer los tratamientos pre-germinativos para el acondicionamiento de semillas de las especies nativas elegidas para la reintroducción; ayudando a mejorar las técnicas de propagación por semilla tanto *ex situ* (producción de planta en almácigo), como *in situ* (siembra, hidrosiembra, etc.).

Las técnicas propuestas para la reintroducción de especies nativas en taludes viales podrían ser:

(a) **Siembra directa:** consiste en distribuir semillas de una o varias especies. Esta técnica suele ser menos costosa, rápida y fácil de implementar que la plantación (Gómez Orea 2004). Sin embargo, a veces la misma debe complementarse con otras técnicas como riego y protección a la herbivoría (Bainbridge 2007, Cortina *et al.* 2009, Ceccon 2013, Zuleta y Li Puma 2013, Hruby 2019). En los taludes se debe considerar que las semillas pueden perderse por la pendiente, el arrastre del viento o la escorrentía (Bochet *et al.* 2010, Tormo *et al.* 2009, Valladares *et al.* 2011). Por lo que la siembra puede combinarse con técnicas que retengan el sustrato como geotextiles, enramados, construcción de terrazas, barreras, entre otras.

(b) **Hidrosiembra:** Se utiliza para sembrar en lugares de difícil acceso con pendientes, como los taludes viales (Tormo *et al.* 2007). Consiste en una mezcla de fertilizantes, sustancias estabilizantes (aglutinantes) y semillas, aplicada a presión con agua (Gómez Orea 2004, Valladares *et al.* 2011, Emeka *et al.* 2021). Esta técnica evita el deslizamiento de las semillas por la pendiente y brinda al sustrato propágulos, nutrientes y humedad (Bochet *et al.* 2010, Valladares *et al.* 2011). Puede necesitarse equipamiento especial, como bombas sembradoras portátiles o adosadas a maquinaria pesada (Hruby 2019).

(c) **Plantación:** Es una técnica que genera una rápida cobertura del sustrato, favorece procesos relacionado a la vegetación y crea islas de fertilidad (Bainbridge 2007, Beider 2012). Es conveniente en sitios degradados dónde se necesiten introducir plantas adultas que puedan resistir condiciones climáticas rigurosas (sequía, fuertes heladas) y/o herbivoría (Beider *et al.* 2013). Se debe disponer de plantas de procedencia local producidas en vivero o a partir del traslado de plantas de áreas aledañas, a las cuales se les pueden adicionar hidrogeles, inóculos de micorrizas, protección contra herbívoros, etc. (Beider 2012, Beider *et al.* 2013, Álvarez *et al.* 2018).

(e) **Traslado de banco de semillas:** consiste en la recolección del sustrato superficial en áreas de referencia cercanas con vegetación adecuada y su traslado a

sitios degradados (Van der Valk y Pederson 1989). Estos bancos de semillas pueden requerir el acondicionamiento de las semillas, que se puede realizar directamente a todo el banco (DeFalco *et al.* 2012), pero para ello es necesario saber si las áreas de referencia poseen un banco representativo de semillas de nativas (deseable) o exóticas (no deseable). De aquí la importancia de evaluar la composición florística, el origen biogeográfico y densidad del banco.

Se destaca que no existe una única técnica a implementar, y que la combinación de técnicas basadas en las condiciones particulares de cada sitio, puede ofrecer mejores resultados que con la implementación de cada técnica por separado (Fick *et al.* 2016). Para poder implementar y complementar las diferentes técnicas debe conocerse, además del diagnóstico inicial del área degradada, la potencialidad de cada técnica en función del sitio a recuperar (Becker *et al.* 2013, Rovere *et al.* 2014, Wang *et al.* 2021), las condiciones climáticas y geográficas (Fick *et al.* 2016, Wang *et al.* 2021), y los objetivos y alcance del proyecto de restauración y/o rehabilitación (Holl y Aide 2011, Rovere *et al.* 2014). También, debería evaluarse los costos ecológicos de la aplicación de las técnicas, seleccionando prácticas que reduzcan al mínimo posible la generación de nuevos impactos. La utilización de una misma técnica puede tener múltiples propósitos y ayudar a superar tanto barreras abióticas como bióticas simultáneamente (Ludwig y Tongway 1996, Tongway y Ludwig 1996, Cantalejos 2021). El diseño espacial de la combinación de técnicas imitando la disposición, forma y tamaño de los parches de vegetación del ecosistema de referencia puede ayudar a bajar costos y manejo. Con frecuencia, en lugar de trabajar en toda el área degradada, se comienza a restaurar pequeñas áreas distribuidas, denominadas áreas núcleos, donde incluso se pueden aplicar varias técnicas a la vez (Reis *et al.* 2010). Luego de su recuperación, estas áreas núcleo pueden funcionar como islas de fertilidad para la recuperación pasiva del área degradado en el que están inmersas (Reis *et al.* 2010, Zuleta y Li Puma 2013).

5.3. CONCLUSIONES FINALES

La construcción de taludes de desmonte en las obras viales genera un alto impacto en el ecosistema. Principalmente se evidenciaron cambios en las propiedades físicas del sustrato, una baja cobertura de la vegetación y cambios en la composición de especies tanto de la vegetación como del banco de semillas. Por lo tanto, es necesario una adecuada rehabilitación de los taludes que incluya la revegetación de los mismos, con la selección

y reintroducción de especies nativas con tratamientos específicos. Además, es necesario tener en cuenta la rehabilitación de umbrales abióticos, para mejorar la colonización, establecimiento y supervivencia de la vegetación.

Este trabajo es un aporte a la ecología de la restauración de taludes, resultados que sin duda van a facilitar la toma de decisiones para la rehabilitación de estos ambientes degradado del noroeste patagónico. Estudiar la ecología de la restauración en las comunidades que atraviesan los caminos, otorga información para la elaboración de tratamientos específicos de rehabilitación, que permitan mantener la biodiversidad de cada comunidad. Los tratamientos específicos en la rehabilitación de los taludes deben considerar la información de base generada a partir de la ecología de la restauración, la cual evidencia las características de cada comunidad tanto en las áreas degradadas como de referencia.

Las técnicas propuestas por otras disciplinas (ingeniería civil, bioingeniería o ingeniería ambiental) se focalizan en la estabilización mecánica del sustrato en los taludes, utilizando la revegetación como una herramienta para retenerlo y evitar su deslizamiento. Estas prácticas suelen prestar poca atención a las especies a utilizar, como así también a la estructura, composición y funciones del ecosistema. En este aspecto, la Ecología de la Restauración y la Restauración Ecológica representan un puente entre la ecología y las técnicas bioingenieriles, logrando la estabilización de los taludes viales evitando los derrumbes, a su vez, considerando criterios de conservación de la biodiversidad y sustentabilidad de los ecosistemas. Esto se resalta en la región, dado que los caminos atraviesan diversas áreas protegidas del Parque Nacional Nahuel Huapi, en dónde los criterios de conservación deben ser estrictos, preservando las especies nativas y evitando la expansión de especies exóticas. Los bordes de caminos pueden ser reservorios y/o corredores de especies exóticas y/o invasoras, siendo importante el monitoreo y la rehabilitación de estas áreas para evitar su avance hacia dentro de áreas protegidas.

Esta tesis brinda lineamientos para seleccionar especies nativas basadas en criterios específicos para la recuperación de taludes viales. Esta selección ayuda a identificar ecotipos restauradores que podrán ser exitosos en la revegetación, tolerantes a condiciones climáticas particulares o que presenten funciones clave para promover la recuperación pasiva e iniciar procesos de sucesión en el ecosistema degradado. La selección de especies nativas por rasgos ayuda a acotar el listado de especies posibles a utilizar en la rehabilitación y/o restauración ecológica, reduciendo el costo al elegir

especies con la potencialidad de establecerse y sobrevivir en áreas degradadas; y que puedan ser producidas en vivero con facilidad. Esta tesis priorizó la protección de los taludes denudados seleccionando rasgos relacionados a la capacidad colonización y de establecimiento, la supervivencia de plántulas, la facilidad de propagación, la tolerancia al estrés hídrico, la fijación y la protección del sustrato contra la erosión; sin embargo, otros criterios pueden ser seleccionados dependiendo de las funcionalidades que se quieran recuperar.

La rehabilitación de bordes de caminos puede ayudar a recuperar servicios ecosistémicos y disminuir costos de infraestructura y mantenimiento de caminos dañados por deslaves y aludes; conservando la diversidad de especies y brindando belleza escénica y paisajística. En la actualidad, en un contexto de pérdida de biodiversidad y degradación de ecosistemas, conocer los protocolos de restauración específicos de taludes viales, son importantes ya que estos pueden constituir corredores de biodiversidad si son rehabilitados respetando la complejidad de las comunidades naturales a las que pertenecen. Es por ello, la información generada en esta tesis invita a continuar con la investigación de futuros trabajos en donde se pueda evaluar la efectividad de las técnicas de rehabilitación que se proponen aquí, como así también, innovaciones con otras técnicas.

APÉNDICES

APÉNDICE I

I.1 Test *a posteriori* para la pedregosidad del sustrato

Tabla I.1 Estadísticos de los contrastes realizados *a posteriori* del ajuste de cada modelo que comparó el porcentaje de cada clase de pedregosidad (fino: entre 0,2 - 1 cm, mediano: entre 1 - 5 cm, grueso: entre 5 - 10 cm y muy grueso: mayor a 10 cm) entre los taludes de desmonte (TD) y área de referencia (AR) de todos los ambientes, con el método de Benjamini Y. y Hochberg Y. (1995). En negrita se muestran los valores de $P < 0,05$. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Ambiente	Contraste de variables	Valor z	P	Sig.
Estepa	Fino TD – Fino AR	-2,15	0,378	n.s.
	Mediano TD – Mediano AR	1,5	0,792	n.s.
	Grueso TD - Grueso AR	-0,01	1,000	n.s.
	Muy Grueso TD – Muy Grueso TD	-0,01	0,999	n.s.
	Fino TD – Mediano TD	-5,0	< 0,001	***
	Fino TD - Grueso TD	-9,9	< 0,001	***
	Fino TD - Muy Grueso TD	-9,7	< 0,001	***
	Mediano TD - Grueso TD	-5,3	< 0,001	***
	Mediano TD - Muy Grueso TD	-7,1	< 0,001	***
	Grueso TD - Muy Grueso TD	0,2	1,000	n.s.
	Fino AR – Mediano AR	-8,4	< 0,001	***
	Fino AR – Grueso AR	-11,8	< 0,001	***
	Fino AR – Muy Grueso AR	-11,9	< 0,001	***
	Mediano AR – Grueso AR	-3,8	0,004	**
	Mediano AR – Muy Grueso AR	-3,9	0,003	**
Grueso AR – Muy Grueso AR	-0,1	1,000	n.s.	
Bosque de <i>N. antarctica</i>	Fino TD – Fino AR	-4,8	< 0,001	***
	Mediano TD – Mediano AR	4,1	0,001	**
	Grueso TD - Grueso AR	0,8	0,993	n.s.
	Muy Grueso TD – Muy Grueso TD	0,2	1,000	n.s.
	Fino TD – Mediano TD	-4,2	< 0,001	***
	Fino TD - Grueso TD	-7,6	< 0,001	***

	Fino TD - Muy Grueso TD	-8,2	< 0,001	***
	Mediano TD - Grueso TD	-3,7	0,006	**
	Mediano TD - Muy Grueso TD	-4,4	< 0,001	***
	Grueso TD - Muy Grueso TD	-0,7	0,997	n.s.
	Fino AR – Mediano AR	-12,0	< 0,001	***
	Fino AR – Grueso AR	-12,3	< 0,001	***
	Fino AR – Muy Grueso AR	-12,4	< 0,001	***
	Mediano AR – Grueso AR	-0,4	1,000	n.s.
	Mediano AR – Muy Grueso AR	-0,4	0,999	n.s.
	Grueso AR – Muy Grueso AR	-0,1	1,000	n.s.
Bosque de <i>A. chilensis</i>	Fino TD – Fino AR	-2,9	0,063	n.s.
	Mediano TD – Mediano AR	3,4	0,017	*
	Grueso TD - Grueso AR	0,3	0,999	n.s.
	Muy Grueso TD – Muy Grueso TD	0,1	1,000	n.s.
	Fino TD – Mediano TD	-2,7	0,117	n.s.
	Fino TD - Grueso TD	-6,0	< 0,001	***
	Fino TD - Muy Grueso TD	-7,3	< 0,001	***
	Mediano TD - Grueso TD	-3,3	0,021	*
	Mediano TD - Muy Grueso TD	-4,7	< 0,001	***
	Grueso TD - Muy Grueso TD	-1,4	0,839	n.s.
	Fino AR – Mediano AR	-8,8	< 0,001	***
	Fino AR – Grueso AR	-9,1	< 0,001	***
	Fino AR – Muy Grueso AR	-10,2	< 0,001	***
	Mediano AR – Grueso AR	-0,3	0,999	n.s.
	Mediano AR – Muy Grueso AR	-1,5	0,809	n.s.
	Grueso AR – Muy Grueso AR	-1,2	0,923	n.s.

I.2 Test *a posteriori* para el porcentaje de humedad del sustrato

Tabla I.2 Estadísticos de los contrastes realizados *a posteriori* del ajuste de cada modelo en donde se comparó el porcentaje de humedad entre el talud de desmonte (TD) y el área de referencia (AR) en los meses de la estación de crecimiento (Oct: octubre, Ene: enero, Abr: abril), con el método de Benjamini Y. y Hochberg Y. (1995). En negrita se muestran los valores de $P < 0,05$. *** $P < 0,001$, ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$, n.s. no significativo.

Ambiente	Contraste de variables	Valor z	P	Sig.
Estepa	Oct TD – Oct AR	-1,3	0,774	n.s.
	Ene TD – Ene AR	1,1	0,885	n.s.
	Abr TD - Abr AR	-1,4	0,703	n.s.
	Oct TD – Ene TD	3,6	0,004	**
	Ene TD – Abr TD	-6,3	< 0,001	***
	Abr TD - Oct TD	-3,0	0,032	*
	Oct AR – Ene AR	5,5	< 0,001	***
	Ene AR – Abr AR	-7,9	< 0,001	***
	Abr AR - Oct AR	-3,0	0,030	*
Bosque de <i>N. antarctica</i>	Oct TD – Oct AR	-3,8	0,002	**
	Ene TD – Ene AR	-2,9	0,048	*
	Abr TD - Abr AR	-3,0	0,033	*
	Oct TD – Ene TD	2,2	0,215	n.s.
	Ene TD – Abr TD	-7,6	< 0,001	***
	Abr TD - Oct TD	-5,7	< 0,001	***
	Oct AR – Ene AR	3,1	0,026	**
	Ene AR – Abr AR	-7,6	< 0,001	***
	Abr AR - Oct AR	-4,9	< 0,001	***
Bosque de <i>A. chilensis</i>	Oct TD – Oct AR	-3,0	0,031	*
	Ene TD – Ene AR	-0,7	0,975	n.s.
	Abr TD - Abr AR	-5,2	< 0,001	***
	Oct TD – Ene TD	0,4	0,999	n.s.
	Ene TD – Abr TD	-1,4	0,729	n.s.
Abr TD - Oct TD	-1,4	0,701	n.s.	

	Oct AR – Ene AR	1,9	0,379	n.s.
	Ene AR – Abr AR	-4,2	< 0,001	***
	Abr AR - Oct AR	-3,9	0,001	**
Bosque de	Oct TD – Oct AR	-1,1	0,885	n.s.
<i>N. dombeyi</i>	Ene TD – Ene AR	-3,0	0,032	*
	Abr TD - Abr AR	-1,7	0,500	n.s.
	Oct TD – Ene TD	3,8	0,002	**
	Ene TD – Abr TD	-3,9	0,001	**
	Abr TD - Oct TD	-0,1	1,000	n.s.
	Oct AR – Ene AR	1,9	0,394	n.s.
	Ene AR – Abr AR	-2,7	0,078	n.s.
	Abr AR - Oct AR	-0,8	0,967	n.s.
Bosque de	Oct TD – Oct AR	-1,8	0,470	n.s.
<i>N. pumilio</i>	Ene TD – Ene AR	-1,9	0,412	n.s.
	Abr TD - Abr AR	-2,9	0,046	*
	Oct TD – Ene TD	4,3	< 0,001	***
	Ene TD – Abr TD	-2,4	0,167	n.s.
	Abr TD - Oct TD	2,0	0,341	n.s.
	Oct AR – Ene AR	4,3	< 0,001	***
	Ene AR – Abr AR	-3,3	0,013	*
	Abr AR - Oct AR	1,0	0,911	n.s.

APÉNDICE II

II.1 Ubicación y fecha de la cosecha de semillas para ensayos de germinación.

Las coordenadas geográficas y la altitud de cada sitio de cosecha de semillas fueron obtenidos con un dispositivo GPS (Garmin eTrex Legend H).

Tabla II.1 Ubicación y fecha de cosecha de las semillas para ensayos de germinación. Se indica la especie, el ambiente, latitud, longitud (Coordenadas del sitio), altitud del sitio y la fecha de recolección (mes y año).

Especie	Ambiente	Coordenadas del sitio		Altitud (m s.n.m)	Fecha de recolección
		Latitud S	Longitud O		
<i>Acaena magellanica</i>	Estepa	41°02'57"	71°04'53"	1043	Enero 2017
<i>Acaena ovalifolia</i>	Bosque <i>Nothofagus pumilio</i>	41°014'49"	71°17'01"	1157	Enero 2017
<i>Acaena pinnatifida</i>	Bosque <i>Nothofagus pumilio</i>	41°014'49"	71°17'01"	1157	Enero 2017
<i>Acaena splendens</i>	Estepa	41°02'57"	71°04'53"	1043	Enero 2017
<i>Anemone multifida</i>	Bosque <i>Nothofagus pumilio</i>	41°14'49"	71°17'01"	1157	Enero 2017
<i>Baccharis linearis</i>	Estepa	41°07'12"	71°13'23"	838	Marzo 2016
<i>Eryngium paniculatum</i>	Estepa	41°07'12"	71°13'23"	838	Febrero 2016
<i>Grindelia anethifolia</i>	Estepa	41°06'20"	71°10'25"	809	Marzo 2016
<i>Haploppapus glutinosus</i>	Bosque <i>Nothofagus dombeyi</i>	41°05'31,2"	71°30'37"	791	Febrero 2016
<i>Oenothera odorata</i>	Estepa	41°07'12"	71°13'23"	838	Marzo 2016
<i>Phacelia secunda</i>	Bosque <i>Nothofagus pumilio</i>	41°08'40.4"	71°22'6.9"	1328	Marzo 2017

II.2 Dimensiones, peso y forma de los propágulos de las especies de los ensayos de germinación.

Para la estimación de la forma se utilizó la metodología descrita en Thompson *et al.* (1993) por medio del cálculo de varianza, la cual expresa de forma cuantitativa en qué medida los propágulos difieren de una forma esférica perfecta, al relacionar las dimensiones de las semillas: longitud (l), ancho (a) y espesor (e). Para ello se calcula la varianza de la longitud, el ancho y el espesor, luego de transformar todos los valores para que la longitud sea igual a uno, utilizando la siguiente fórmula:

$$\text{Varianza media: } \sum_1^n \frac{(x_t - \bar{x})^2}{n}$$

Donde: x_t es cada una de las dimensiones transformadas de los propágulos ($l_t = \frac{l}{l}$; $a_t = \frac{a}{l}$; $e_t = \frac{e}{l}$), \bar{x} es la media entre las dimensiones transformadas de los propágulos; y n es la cantidad de dimensiones medidas. Esta varianza posee un valor mínimo de 0 para un propágulo esférico perfecto, y un valor máximo de 0,3 para un propágulo de forma de aguja o disco (Thompson *et al.* 1993).

Tabla II.2 Dimensiones, peso (media±ES) y forma (varianza) de los propágulos de las especies estudiadas en los ensayos de germinación.

Especie	Largo (mm)	Ancho (mm)	Espesor (mm)	Peso (g)	Varianza
<i>Acaena magellanica</i>	3,685±0,046	1,104±0,010	1,104±0,010	0,119±0,004	0,109
<i>Acaena ovalifolia</i>	3,867±0,046	1,478±0,024	1,478±0,024	0,083±0,002	0,085
<i>Acaena pinnatifida</i>	3,065±0,028	1,937±0,024	1,937±0,024	0,116±0,001	0,030
<i>Acaena splendens</i>	6,180±0,091	4,776±0,103	4,776±0,103	1,477±0,057	0,011
<i>Anemone multifida</i>	3,065±0,028	1,937±0,024	0,832±0,013	1,164±0,015	0,088
<i>Baccharis linearis</i>	2,130±0,025	0,588±0,009	0,478±0,008	0,024±0,001	0,125
<i>Eryngium paniculatum</i>	2,324±0,027	1,383±0,013	0,769±0,008	0,103±0,001	0,076
<i>Grindelia anethifolia</i>	4,703±0,068	2,136±0,039	0,343±0,020	0,073±0,002	0,145
<i>Haplopappus glutinosus</i>	3,461±0,067	0,821±0,016	0,494±0,015	0,034±0,001	0,147
<i>Oenothera odorata</i>	1,840±0,019	0,793±0,008	0,704±0,008	0,022±<0,001*	0,079
<i>Phacelia secunda</i>	2,171±0,025	1,140±0,011	0,912±0,015	0,061±0,002	0,064

Nota: *<0,001 corresponde a un error estándar de 0,0003.

BIBLIOGRAFÍA

- Abella SR. 2014. Effectiveness of exotic plant treatments on National Park Service lands in the United States. *Invasive Plant Science and Management*. 7(1):147-63.
- Aizen MA, Ezcurra C. 1998. High incidence of plant-animal mutualisms in the woody flora of the temperate forest of southern South America: biogeographical origin and present ecological significance. *Ecología Austral*. 8(2):217-36.
- Aizen MA, Raffaele E. 1996. Nectar production and pollination in *Alstroemeria aurea*: responses to level and pattern of flowering shoot defoliation. *Oikos*. 312-322.
- Aizen MA, Raffaele E. 1998. Flowering-shoot defoliation affects pollen grain size and postpollination pollen performance in *Alstroemeria aurea*. *Ecology*. 79(6):2133-2142.
- Akbar KF, Hale WH, Headley AD. 2009. Floristic composition and environmental determinants of roadside vegetation in north England. *Polish Journal of Ecology*. 57(1):73-88.
- Albach DC. 2020. *Veronica serpyllifolia* Linnaeus. Flora of North America Association. Volume 17. Sitio web: http://beta.floranorthamerica.org/Veronica_serpyllifolia. Acceso: octubre 2021.
- Alborch B, García-Fayos P, Bochet E. 2003. Estimación de los filtros ecológicos que controlan la colonización de taludes de carretera a partir del estudio del banco de semillas del suelo. *Ecología*. 17:65-75.
- Albuquerque LB, Aquino FG, Costa LC, Miranda ZJ, *et al.* 2013. Espécies de Melastomataceae Juss. com potencial para restauração ecológica de mata ripária no cerrado. *Polibotánica*. (35):1-9.
- Álvarez AS, Pérez DR, Oneto ME, Argentina YT. 2018. Ensayo de inoculación de micorrizas nativas en *Atriplex undulata* (Chenopodiaceae) para su establecimiento en sustratos salinos. En: Massara Paletto V, Buono G, Gonzalez C, Ciano NC (Eds.). Restauración ecológica en la diagonal árida Argentina 3. Puerto Madryn: Guaymallén: Martínez Carretero EE. Pp.163-169.
- Amico GC, Aizen MA. 2005. Dispersión de semillas por aves en un bosque templado de Sudamérica austral: ¿quién dispersa a quién? *Ecología austral*. 15(1):089-100.
- Amoroso MM, Peri PL, Lencinas MV; Soler Esteban R, *et al.* 2021. Región patagónica (Bosques Andino Patagónicos) En: Peri PL, Martínez Pastur GJ, Schlichter T (Eds.). Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina. 1ra ed. Buenos Aires: Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). Pp. 46-78.

- Andrades J, Delgado F, López R. 2007. Estimación de la pedregosidad volumétrica del suelo, con base en el área de fragmentos de roca expuestos, en un inceptisol de los Andes venezolanos. *Revista Forestal Venezolana*. 51(2):219-29.
- Andrés P, Jorba M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology*. 8:268-275.
- Ansong M, Pickering C. 2016. The effects of seed traits and fabric type on the retention of seed on different types of clothing. *Basic and Applied Ecology*. 17(6):516-526.
- Arana MV, Gonzalez-Polo M, Martinez-Meier A, Gallo LA *et al.* 2016. Seed dormancy responses to temperature relate to *Nothofagus* species distribution and determine temporal patterns of germination across altitudes in Patagonia. *New Phytologist*. 209(2):507-520.
- Arce ME, Walicki V, Castro I, Valenzuela MF, *et al.* 2015. Evaluación de la revegetación natural en canteras de áridos en dos sitios de la provincia de Chubut. En: Martínez Carretero E, Dalmaso AD (Eds.). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2*. Mendoza: IADIZA. Pp. 355-383.
- Arena ME. 2016. Estudio de algunos fenómenos morfofisiológicos y cambios bioquímicos en *Berberis microphylla* G. Forst. (sinónimo *B. Buxifolia* Lam.) asociados a la formación y maduración de frutos en Tierra de Fuego y su relación con la producción de metabolitos útiles. Tesis doctoral en Agronomía. Bahía Blanca: Universidad Nacional del Sur.
- Aronson J, Alexander S. 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*. 21:293-296.
- Aronson J, Murcia C, Kattan GH, Moreno-Mateos D, *et al.* 2014. The road to confusion is paved with novel ecosystem labels: a reply to Hobbs *et al.* *Trends in Ecology and Evolution*. 29:645-646.
- Arroyo MTK, Cavieres LA, Castor C, Humaña AM. 1999. Persistent soil seed bank and standing vegetation at a high alpine site in the central Chilean Andes. *Oecologia*. 119(1): 126-132.
- Bahamonde HA, Peri PL, Monelos LH, Martínez Pastur G. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque*. 32(1):20-29.
- Bainbridge D. 2007. *A guide for desert and dryland restoration: New hope for Arid Lands*. Washington, USA: Island Press.
- Balaguer L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas*. 11:72-82.

- Balaguer L, Ros FV, Mola I. 2011. Restauración ecológica e infraestructura de transporte: definiciones, problemas y desafíos. En: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, *et al.* (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: bases científicas para soluciones técnicas. Madrid, España: Fundación Biodiversidad. Pp 15-41.
- Barnes AD, Emberson RM, Krell FT, Didham RK. 2014. The role of species traits in mediating functional recovery during matrix restoration. *PloS One*. 9(12):e115385.
- Barthélémy D, Brion C, Puntieri J. 2008. Plantas de la Patagonia. Buenos Aires: Vázquez Mazzini.
- Basey AC, Fant JB, Kramer AT. 2015. Producing native plant materials for restoration: 10 rules to collect and maintain genetic diversity. *Native Plants Journal*. 16(1):37-53.
- Baskin CC, Baskin JM. 2003. When breaking seed dormancy is a problem try a move-along experiment. *Native Plants Journal*. 4(1):17-21.
- Baskin CC, Baskin JM. 2004. Determining dormancy-breaking and germination requirements from the fewest seeds. En: Guerrant Jr. EO, Havens K, M. Maunder M (Eds.) *Ex Situ* plant conservation: supporting species survival in the wild. United States: Island Press. Pp. 162-179.
- Baskin JM, Baskin CC. 2008. Some considerations for adoption of Nikolaeva's formula system into seed dormancy classification. *Seed Science Research*. 18(3):131-137.
- Baskin CC, Baskin JM. 2014. Seeds. Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. 2da ed. San Diego, USA: Elsevier Inc.
- Bates DM, Machler M, Bolker B, Walker S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J Stat Softw* 67:1- 48.
- Bech J, Roca N, Tume P. 2017. Hazardous element accumulation in soils and native plants in areas affected by mining activities in South America. En: Bech J, Bini C, Pashkevich MA, (Eds). *Assessment, Restoration and Reclamation of Mining Influenced Soils*. Academic Press. Pp. 419-461.
- Becker GF, Bustos JC, López CR, Ayesa JA. 2013. Experiencias de revegetación de explanadas con especies nativas. En: Perez DR, Rovere AE, Rodríguez ME, Araujo JA. (Eds.). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pp. 202-212.
- Beckman NG, Bullock JM, Salguero-Gómez R. 2018. High dispersal ability is related to fast life-history strategies. *Journal of Ecology*. 106(4):1349-1362.

- Beider A. 2012. Viverización de especies nativas de zonas áridas. *Experimentia. Revista de Transferencia Científica*. 2:9-67.
- Beider A, Ciano N, Zerrizuela R. 2013. Revegetación artificial de taludes de locaciones en corte en la cuenca del Golfo San Jorge. En: Pérez DR, Rovere AR, Rodríguez Araujo ME (Eds.). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pp. 213-224.
- Benjamini Y Hochberg, Y. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: series B (Methodological)*. 57(1):289-300.
- Bisheimer MV. 2012. Flores de la Patagonia Argentina: Flores nativas y exóticas presentes en los ambientes cordilleranos y precordilleranos de la Patagonia Argentina. 1ra ed. Neuquén: Serie Patagonia.
- Bochet E, García-Fayos P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration ecology*. 12(2):166-74.
- Bochet E, García-Fayos P. 2015. Identifying plant traits: A key aspect for species selection in restoration of eroded roadsides in semiarid environments. *Ecological Engineering*. 83:444-451.
- Bochet E, García-Fayos P, Alborch B, Tormo J. 2007a. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant Soil*. 295:179-191.
- Bochet E, García-Fayos P, Tormo J. 2007b. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environment. Part I: Seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology*. 15:88-96.
- Bochet E, García-Fayos P, Poesen J. 2009. Topographic thresholds for plant colonization on semi-arid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms*. 34:1758-1771.
- Bochet E, García-Fayos P, Tormo J. 2010. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation & Development*. 21(2):110-121.
- Bochet E, García-Palacios P, Peco B, Tormo J, *et al.* 2011. Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. En: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, *et al.* (Eds.). *Restauración ecológica de aéreas afectadas por infraestructuras de transporte. Base científica para soluciones técnicas*. Madrid, España: Fundación Biodiversidad. Pp. 101-141.

- Bolker B. 2016. Fitting mixed models with (temporal) correlations in R. Disponible: https://bbolker.github.io/mixedmodels-misc/notes/corr_braindump.html. Acceso: agosto 2021.
- Bolker B. 2020. Getting started with the glmmTMB package. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Software.
- Bond W, Davies G. 2007. The biology and non-chemical control of Thyme-leaved Speedwell (*Veronica serpyllifolia* L.). Sitio web: <https://www.gardenorganic.org.uk/sites/www.gardenorganic.org.uk/files/organic-zeeds/veronica-serpyllifolia.pdf>. Acceso octubre 2021.
- Bosco T, Bertiller MB, Carrera AL. 2018. Abiotic factors affect the recruitment and biomass of perennial grass and evergreen shrub seedlings in denuded areas of Patagonian Monte rangelands. *Journal of Environmental Management*. 218:118-28.
- Bradshaw AD. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning*. 11:35-48.
- Brugnoli E, Masciadri S, Muniz P. 2011. Base de Datos de Especies Exóticas e Invasoras para Uruguay (InBUy). Instituto de Ecología & Ciencias Ambientales Facultad de Ciencias. Universidad de la República de Uruguay. Sitio web: http://inbuy.fcien.edu.uy/fichas_de_especies/INVASORAS_UY.html. Acceso: noviembre 2021.
- Bruun HH. 2001. On the seed mass-regional abundance relationship: the Eriksson & Jakobsson (1998) model does not apply to Danish grasslands. *Journal of Ecology*. 89(2): 300-303.
- Cadenasso ML, Pickett ST. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*. 15(1):91-7.
- Cambi M, Hoshika Y, Mariotti B, Paoletti E, *et al.* 2017. Compaction by a forest machine affects soil quality and *Quercus robur* L. seedling performance in an experimental field. *Forest Ecology and Management*. 384:406-414.
- Cantalejos PJ. 2021. Estudio de la restauración pasiva de ecosistemas degradados por la actividad petrolera en las áreas de concesión Barrancas y La Ventana, provincia de Mendoza. Disertación Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza.
- Cao H, Zhu Z, James R, Herman PM, *et al.* 2020. Wave effects on seedling establishment of three pioneer marsh species: survival, morphology and biomechanics. *Annals of Botany*. 125(2):345-52.
- Carlucci MB, Brancalion PH, Rodrigues RR, Loyola R, *et al.* 2020. Functional traits and ecosystem services in ecological restoration. *Restoration Ecology*. 28(6):1372-83.

- Castanon-Jano L, Castro-Fresno D, Blanco-Fernandez E, Carpio-Garcia J. 2021. Selection of membranes and linking method in slope stabilization systems for the reduction on the installation time using multi-criteria decision analysis. *Ain Shams Engineering Journal*. 12(4):3471-3484.
- Cavallero L, Aizen MA, Raffaele E. 2012. Endozoochory decreases environmental filtering imposed to seedlings. *Journal of Vegetation Science*. 23(4):677-89.
- Cavieres LA, Sierra-Almeida A. 2018. Assessing the importance of cold-stratification for seed germination in alpine plant species of the High-Andes of central Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 30:125-131.
- Ceccon E. 2013. Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. 1ra ed. México: Ediciones Díaz de Santos.
- Cerdà A, García-Fayos P. 2002. The influence of seed size and shape on their removal by water erosion. *Catena*. 48(4):293-301.
- Cerdà A. 2007. Soil water erosion on road embankments in eastern Spain. *Science of the total environment*. 378(1-2):151-155.
- Chapin FS, Starfield AM. 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. *Climate Change*. 35:449-461.
- Charles LS. 2018. Plant functional traits and species selection in tropical forest restoration. *Tropical Conservation Science*. 11:1940082918784157.
- Chichizola G. 2016. Estudio exploratorio sobre aceptabilidad social de tecnologías de baja entropía de poblaciones de zonas áridas y semiáridas de la Norpatagonia. Tesis de Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue. Neuquén. Argentina.
- Chichizola G, Rovere AE. 2020. Restauración de bordes de caminos: revisión de publicaciones, estado de arte y desafíos. En: Ortín Vujovich AE, Romero NM, Godoy JC, Di Salvo N (Eds.). *Restauración ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 4*. Salta: Ortín Vujovich AE. Pp. 223-229.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*. 18(1):117-43.
- Clarke KR, Warwick RM. 2001. *Change in Marine Communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2da ed. United Kingdom: Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory. Pp. 176.

- Clarke PJ. 2003. Composition of grazed and cleared temperate grassy woodlands in eastern Australia: patterns in space and inferences in time. *Journal of Vegetation Science*. 14(1):5-14.
- Clewell A, Aronson J, Winterhalder K. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Tucson, Arizona, Estados Unidos de América: Sociedad Internacional para la restauración ecológica.
- Clewell A, Aronson J, Blignaut J. 2009. Criteria for recognizing, organizing, and planning ecological restoration. En: Bautista S, Aronson J, Vallejo R (Eds.). Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation. Alicante, España: Fundación CEAM. Pp 23-34.
- Cochrane JA, Crawford AD, Monks LT. 2007. The significance of *ex situ* seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Australian Journal of Botany*. 55(3):356-361.
- Coffin AW. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*. 15(5):396-406.
- Connell JH. 1978. Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science*. 199:1302-1310.
- Conner LN. 1987. Seed germination of five subalpine *Acaena* species. *New Zealand Journal of Botany*. 25(1):1-4.
- Consejo de Parques Nacionales Canadiense. 2008. Principios y directrices para la restauración ecológica en las áreas protegidas naturales de Canadá. Sitio web: <http://parkscanadahistory.com/publications/ecological-restoration-s.pdf>. Acceso: octubre 2021.
- Cornelissen JH, Lavorel S, Garnier E, Díaz S, *et al.* 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*. 51(4):335-80.
- Coronato FR, Bertiller MB. 1997. Climatic controls of soil moisture dynamics in an arid steppe of northern Patagonia, Argentina. *Arid Land Research and Management*. 11(3):277-88.
- Correa MN. 1969-1998. Flora patagónica (República Argentina). Tomo VIII, Parte I-VII. Buenos Aires: Colección Científica INTA.
- Cortina J, Maestre FT, Vallejo R, Baeza MJ, *et al.* 2006. Ecosystem composition, function and restoration success: are they related? *Journal for Nature Conservation*. 14:152-160.
- Cortina J, Maestre FT, Ramírez D. 2009. Innovations in semiarid restoration. The case of *Stipa tenacissima* L. steppes. En: Bautista S, Aronson J, Vallejo R (Eds.). Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation. Alicante, España: Fundación CEAM. Pp. 121-144.

- Crang R, Lyons-Sobaski S, Wise R (Eds). 2018. Plant anatomy: a concept-based approach to the structure of seed plants. Springer.
- CSAC. 2013. Compilación de documentos publicados por la Cooperación Suiza en América Central. Manual de Bioingeniería reduciendo riesgos y adaptándonos al cambio climático. Pp .77.
- Cui HX, Jiang GM, Niu SL, Jiang CD, *et al.* 2006. Ecophysiological response of plants to combined pollution from heavy-duty vehicles and industrial emissions in higher humidity. *Journal of Integrative Plant Biology*. 48(12):1391-1400.
- Dalmasso AD, Ciano N. 2015. Restauración de Taludes con especies nativas para zonas áridas y semiáridas. *Revista Experimentia. Revista de Transferencia Científica*. 5:25-64.
- Dalmasso AD, Quattrocchi G, Azcurra C. 2015. Revegetación de taludes viales en la Ruta Nacional 7, Santa Rosa, Mendoza. En: Martínez Carretero E, Dalmasso AD (Eds.). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2*. Mendoza: IADIZA. Pp. 309-326.
- Dalmasso AD, Quattrocchi G, Azcurra C. 2018. Fijación de taludes viales con especies nativas en caminos periurbanos de Mendoza. En: Massara Paletto V, Gustavo Buono G, Cynthia Gonzalez C, Ciano Nicolás C (Eds.). *Restauración ecológica en la diagonal árida Argentina 3*. 1ra ed. Puerto Madryn: Guaymallén. Pp. 258-265.
- Damascos MA, Ghermandí L, Ladio AH. 1999. Persistence of the native species of a Patagonian *Austrocedrus chilensis* forest in Bariloche, Argentina. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*. 25: 21-35.
- Damascos MA, Ladio AH, Rovere AE, Ghermandi L. 2005. Semillas de rosa mosqueta: dispersión y germinación en diferentes bosques andino-patagónicos. *Patagonia Forestal*. 4:2-6.
- Damascos MA, Rovere AE, Barthélémy D, Brion C. 2008a. Crecimiento y asignación de recursos en *Berberis serrato-dentata*, un arbusto del bosque de *Nothofagus pumilio* (Primera parte). *Patagonia Forestal*. 3:19-20.
- Damascos MA, Rovere AE, Barthélémy D, Brion C. 2008b. Crecimiento y asignación de recursos en *Berberis serrato-dentata*, un arbusto del bosque de *Nothofagus pumilio* (Segunda parte). *Patagonia Forestal*. 4:18-20.
- Damascos MA. 2011. Arbustos silvestres con frutos carnosos de Patagonia. *Ciencias Naturales*, 1ra ed. Viedma: Fondo Editorial Río Negro.

- de Baets S, Poesen J, Reubens B, Muys B, *et al.* 2009. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surface Processes and Landforms*. 34(10):1374-92.
- de Luis M, Raventós J, Cortina J, González-Hidalgo JC, *et al.* 2004. Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum*. *Plant Ecology*. 173(2): 225-232.
- de Moraes MG, de Carvalho MA, Franco AC, Pollock CJ, *et al.* 2016. Fire and drought: soluble carbohydrate storage and survival mechanisms in herbaceous plants from the Cerrado. *BioScience*. 66(2):107-17.
- de Paz M. 2014. Heterogeneidad de micrositios, dinámica de nutrientes y facilitación en especies leñosas de los matorrales del NO de la Patagonia. Tesis de doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche. Argentina.
- de Paz M, Gobbi M, Raffaele E. 2019. Revisión de las experiencias de revegetación con fines de restauración en bosques de la Argentina. *Ecología austral*. 29(2):194-207.
- de Paz M, Raffaele E, Gobbi ME. 2021. Outcomes of facilitative plant interactions in shrublands of NW Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*. 32(3):e13047.
- DeFalco LA, Esque TC, Nicklas MB, Kane JM. 2012. Supplementing seed banks to rehabilitate disturbed Mojave Desert shrublands: Where do all the seeds go? *Restoration Ecology*. 20:85-94.
- Delgado Londoño DM. 2017. Aplicación de enmiendas orgánicas para la recuperación de propiedades físicas del suelo asociadas a la erosión hídrica. *Lámpsakos*. 1(17):77-83.
- Di Salvo N, Rovere AE. 2018. Plantas Nativas del Noroeste Argentino: cultivo, uso en paisajismo y restauración. Artes Gráficas Crivelli. Pp.38.
- Díaz S, Lavorel S, de Bello F, Quétier F, *et al.* 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104(52):20684-9.
- Didier Z, Sanou L, Diawara S, Savadogo P, Thiombiano A. 2020. Herbaceous seeds dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecologica*. 108:103607.
- Dimitri MJ. 1974. Pequeña Flora Ilustrada de los Parques Nacionales-Andino Patagónicos. *Anales de Parques Nacionales*. Buenos Aires: Servicio Nacional de Parques Nacionales 8:1-122.
- Dimitri MJ, Orfila EN. 1985. Tratado de morfología y sistemática vegetal. 1ra ed. Buenos Aires: Editorial ACME S.A.C.I.

- Doll U, Fredes M, Soto C. 2013. Efecto de distintos tratamientos pregerminativos sobre la germinación de seis especies nativas de la región mediterránea de Chile. *Idesia*. 31(3):71-76.
- Donoso Zegers C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. 3ra ed. Santiago de Chile: Editorial Universitaria, S.A.
- Dzendoletas MA, Cavallaro S, Crivelli E, Pereyra F. 2006. Mapa de vegetación del ejido municipal de San Carlos de Bariloche y alrededores. Río Negro. Patagonia Argentina. *Ecología*. 20:65-88.
- Emeka OJ, Nahazanan H, Kalantar B, Khuzaimah Z, *et al.* 2021. Evaluation of the effect of hydroseeded vegetation for slope reinforcement. *Land*. 10(10):995.
- Engelbrecht M, Bochet E, García-Fayos P. 2014. Mucilage secretion: an adaptive mechanism to reduce seed removal by soil erosion? *Biological Journal of the Linnean Society*. 111:241-251.
- Ensminger PA, Ikuma H. 1987. Photoinduced seed germination of *Oenothera biennis* L.: I. General characteristics. *Plant physiology*. 85(4):879-884.
- Eriksson O. 1997. Colonization dynamics and relative abundance of three plant species (*Antennaria dioica*, *Hieracium pilosella* and *Hypochoeris maculate*) in dry semi-natural grasslands. *Ecography*. 20:559-568.
- Ernst WHO. 1983. Population biology and mineral nutrition of *Anemone nemorosa* with emphasis on its parasitic fungi. *Flora*. 173(5-6):335-348.
- Escartín C, Zuleta GA. 2015. Diseño EEMO para restaurar montículos en el Monte Austral en locaciones petroleras de Norpatagonia. En: Martínez Carretero E (Ed.). Restauración ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2. Mendoza: Martínez Carretero E. Pp. 47-59.
- Espigares T, Moreno-de las Heras M, Nicolau JM. 2011. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restoration Ecology*. 19:35-44.
- Ezcurra C, Brion C. 2005. Plantas del Nahuel Huapi: Catálogo de la Flora Vasculare del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. San Carlos de Bariloche: Universidad Nacional del Comahue y Red Latinoamericana de Botánica.
- Faith DP, Minchin PR, Belbin L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*. 69(1):57-68.
- Fathi M, Masnavi MR. 2014. Assessing environmental aesthetics of roadside vegetation and scenic beauty of highway landscape: preferences and perception of motorists. *International Journal of Environmental Research*. 8(4):941-52.

- Fenner M, Cresswell J, Hurley R, Baldwin T. 2002. Relationship between capitulum size and pre-dispersal seed predation by insect larvae in common Asteraceae. *Oecologia*. 130(1):72-77.
- Fenner M, Thompson K. 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Fernández RJ, Paruelo JM. 1988. Root systems of two Patagonian shrubs: a quantitative description using a geometrical method. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*. 41(3):220-3.
- Fernández I, Morales N, Olivares L, Salvatierra J, *et al.* 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Dirección de Investigación y Postgrado, Dirección de Extensión.
- Ferreira M. 2019. Guía de identificación de flores de la estepa. Patagonia. 1 ed. Buenos Aires: Grupo Artemisa.
- Fick SE, Decker C, Duniway MC, Miller ME. 2016. Small-scale barriers mitigate desertification processes and enhance plant recruitment in a degraded semiarid grassland. *Ecosphere*. 7(6):e01354.
- Fidelis A, Overbeck G, Pillar VP, Pfadenhauer J. 2008. Effects of disturbance on population biology of the rosette species *Eryngium horridum* Malme in grasslands in southern Brazil. *Plant Ecology*. 195:55-67.
- Figueroa JA, Armesto JJ, Hernández JF. 1996. Estrategias de germinación y latencia de semillas en especies del bosque templado de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 69:243-251.
- Figueroa JA, Armesto JJ. 2001. Community-wide germination strategies in a temperate rainforest of Southern Chile: ecological and evolutionary correlates. *Australian Journal of Botany*. 49(4):411-425.
- Figueroa JA. 2003. Seed germination in temperate rain forest species of southern Chile: chilling and gap-dependency germination. *Plant Ecology*. 166(2):227-240.
- Figueroa JA, Jaksic FM. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*. 77:201-215.
- Fischer G, Torres Carvajal F, Torres Bazurto J. 1997. Efecto de la temperatura del suelo sobre la planta 1, crecimiento y desarrollo. *Revista Colmabi*. 24(3):78-93.
- Fonseca CR, Guadagnin DL, Emer C, Masciadri S, *et al.* 2013. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biological Invasions*. 15(8):1751-63.

- Forman RT, Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1):207-31.
- Forman RT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, *et al.* 2002. Road ecology: science and solutions. Island press.
- Franzese J, Ghermandi L. 2011. Seed longevity and fire: germination responses of an exotic perennial herb in NW Patagonian grasslands (Argentina). *Plant Biology*. 13(6):865-71.
- Franzese J, Ghermandi L. 2012. El grado de invasión de *Rumex acetosella* L. (Polygonaceae) y su relación con los atributos de la vegetación de dos comunidades de pastizal en el NO de la Patagonia. *Ecología Austral*. 22(2):101-111.
- Franzese J, Ghermandi L. 2014. Early competition between the exotic herb *Rumex acetosella* and two native tussock grasses with different palatability and water stress tolerance. *Journal of Arid Environments*. 106:58-62.
- Fraser LH, Pither J, Jentsch A, Sternberg M, *et al.* 2015. Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness. *Science*. 349(6245):302-5.
- Freire SE, Urtubey E, Giuliano DA. 2007. Epidermal characters of *Baccharis* (Asteraceae) species used in traditional medicine. *Caldasia*. 29(1):23-38.
- Freschet GT, Roumet C, Comas LH, Weemstra M, *et al.* 2021. Root traits as drivers of plant and ecosystem functioning: current understanding, pitfalls and future research needs. *New Phytologist*. 232(3):1123-58.
- Fu D, Yang H, Wang L, Yang S, *et al.* 2018. Vegetation and soil nutrient restoration of cut slopes using outside soil spray seeding in the plateau region of southwestern China. *Journal of environmental management*. 228:47-54.
- Fuentes Fiallo VR, Rodríguez Medina NN, Rodríguez Ferradá CA. 1996. La germinación del culantro (*Eryngium foetidum* L.). *Revista Cubana de Plantas Medicinales*. 1(2): 31-33.
- Fuentes N, Sánchez P, Pauchard A, Urrutia J, *et al.* 2014. Plantas invasoras del centro-sur de Chile: Una guía de campo. Concepción (Chile): Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB).
- Fuentes-Lillo E, Lembrechts JJ, Cavieres LA, Jiménez A, *et al.* 2021. Anthropogenic factors overrule local abiotic variables in determining non-native plant invasions in mountains. *Biological Invasions*. 23: 3671-86.
- Fuentes-Ramirez A, Salas-Eljatib C, Gonzalez ME, Urrutia-Estrada J, *et al.* 2020. Initial response of understorey vegetation and tree regeneration to a mixed-severity fire in old-growth Araucaria–Nothofagus forests. *Applied Vegetation Science*. 23(2):210-22.

- Gaitán JJ, López CR. 2007. Análisis del gradiente edáfico en la región Andinopatagónica. *Ciencia del suelo*. 25(1):53-63.
- Gaitán JJ, Navarro MF, Tenti Vuegen LM, Pizarro MJ, *et al.* 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Gallego-Fernández, JB, Martínez ML, García-Franco JG, Zunzunegui M. 2021. Multiple seed dispersal modes of an invasive plant species on coastal dunes. *Biological Invasions*. 23(1):111-127.
- Garbowski M, Avera B, Bertram JH, Courkamp JS, *et al.* 2020. Getting to the root of restoration: considering root traits for improved restoration outcomes under drought and competition. *Restoration Ecology*. 28(6):1384-95.
- Garcia LC, Barros FDV, Lemos Filho JP. 2006. Comportamento germinativo de duas espécies de canga ferrífera: *Baccharis retusa* DC. (Asteraceae) e *Tibouchina multiflora* Cogn. (Melastomataceae). *Acta Botanica Brasilica*. 20(2):443-448.
- García-Fayos PA, Cerdà A. 1997. Seed losses by surface wash in degraded Mediterranean environments. *Catena*. 29(1):73-83.
- García-Fayos PA, Bochet E. 2009. Indication of antagonistic interaction between climate change and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid Mediterranean ecosystems. *Global Change Biology*. 15(2):306-18.
- García-Fayos PA, Bochet E, Cerdà A. 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant and Soil*. 334(1):289-97.
- García-Palacios PG. 2011. Importancia del suelo para la restauración de la cubierta vegetal. En: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, *et al.* (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: bases científicas para soluciones técnicas. Madrid, España: Fundación Biodiversidad. Pp. 85-99.
- Gavini SS, Quintero C, Tadey M. 2019. Ecological role of a flower-dwelling predator in a tri-trophic interaction in northwestern Patagonia. *Acta Oecologica*. 95:100-107.
- Gazitúa MC, Morgante V, Poupin MJ, Ledger T, *et al.* 2021. The microbial community from the early-plant colonizer (*Baccharis linearis*) is required for plant establishment on copper mine tailings. *Scientific Reports*. 11(1):1-6.
- Ge W, Bu H, Wang X, Xia Y, *et al.* 2020. Changes in endogenous hormone contents during seed germination of *Anemone rivularis* var. *flore-minore*. *Global Ecology and Conservation*. 24:e01200.
- Gelbard JL, Belnap J. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology*. 17(2):420-32.

- Ghermandi L. 1995. Dinámica del banco de semillas en un pastizal de *Stipa speciosa* del noroeste de la Patagonia. Tesis doctoral en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche.
- Ghermandi L, Guthmann N, Bran D. 2004. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *Journal of Vegetation Science*. 15(1):67-76.
- Ghermandi L, Gonzalez S. 2009. Diversity and functional groups dynamics affected by drought and fire in Patagonian grasslands. *Ecoscience*. 16(3):408-17.
- Ghermandi L, Franzese J, Gonzalez SL, de Torres Curth MI, *et al.* 2013. Disentangling *Fabiana imbricata* (Solanaceae) regeneration: The importance of disturbance and rainfall. *Journal of Arid Environments*. 97:9-13.
- Ghermandi L, Gonzalez S, Franzese J, Oddi F. 2015. Effects of volcanic ash deposition on the early recovery of gap vegetation in Northwestern Patagonian steppes. *Journal of Arid Environments*. 122:154-60.
- Giannini TC, Giulietti AM, Harley RM, Viana PL, *et al.* 2017. Selecting plant species for practical restoration of degraded lands using a multiple-trait approach. *Austral Ecology*. 42(5):510-21.
- Ginocchio R, de la Fuente LM, Orrego F, Díaz MJ, *et al.* 2021. A novel fast-vegetative propagation technique of the pioneer shrub *Baccharis linearis* on mine tailings by adding compost. *International Journal of Phytoremediation*. 23(11):1169-74.
- Gioria M, Osborne B. 2009. The impact of *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirbel invasions on soil seed bank communities. *Journal of Plant Ecology*. 2(3):153-67.
- Gioria M, Pyšek P, Moravcova L. 2012. Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia*. 84(2):327-50.
- Gioria M, Pyšek P. 2016. The legacy of plant invasions: changes in the soil seed bank of invaded plant communities. *BioScience*. 66(1):40-53.
- Giráldez JV, Madrid R, Rodríguez A, Contreras V, *et al.* 2014. Manual de técnicas de estabilización biotécnica en taludes de infraestructuras de obra civil. Universidad de Córdoba. Agencia de Obra Pública de la Junta de Andalucía. España. Sitio web: <https://digital.csic.es/bitstream/10261/110010/1/ManualVersionFinal.pdf>. Acceso: noviembre 2021.
- Girscht AM, Rovere AE, Molares S. 2010. El conocimiento etnobotánico en la generación de propuestas de restauración y uso sustentable en un área de reserva nacional de la Patagonia Argentina. Pp. 502-508.

- Gobbi ME, Lallement M, Varela S, Tognetti C. 2014. Recuadro 3. Recuperación de bosques quemados. En: Raffaele E, de Torres Curth M, Morales CL, Kitzberger T (Eds.). Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Pp. 194.
- Gold K, León-Lobos P, Way M. 2004. Manual de recolección de semillas de plantas silvestres. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi, La Serena, Chile. Boletín INIA N° 110. Pp. 62.
- Gomes V, Fernandes GW. 2002. Germination of *Baccharis dracunculifolia* DC (Asteraceae) achene. Acta Botanica Brasilica. 16(4):421-427.
- Gómez Orea D. 2004. Recuperación de espacios degradados. Mundi-Prensa Ediciones. Madrid. España.
- Gómez-Aparicio L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology. 97(6): 1202-1214.
- Gonzalez SL, Ghermandi L. 2008. Postfire seed bank dynamics in semiarid grasslands. Plant Ecology. 199(2):175-185.
- Gonzalez SL, Ghermandi L. 2019. Dwarf shrub facilitates seedling recruitment and plant diversity in semiarid grasslands. PloS One. 14(2):e0212058.
- Gonzalez SL, Ghermandi L. 2021. Overgrazing causes a reduction in the vegetation cover and seed bank of Patagonian grasslands. Plant and Soil. 464:75-87.
- González-Paleo L, Ravetta D. 2013. Desarrollo de nuevas oleaginosas de uso industrial para la Patagonia extra-andina. En: Pérez DR, Rovere AE, Rodríguez Araujo ME. Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pp. 451-459.
- González-Paleo L, Pastor-Pastor A, Vilela A, Ravetta D. 2015. Utilización de cultivos perennes en rehabilitación: ¿qué criterios ecofisiológicos deben ser utilizados para guiar la selección? En: Martínez Carretero E, Dalmaso A (Eds.). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2. Mendoza: Martínez Carretero E. Pp. 61-73.
- González-Paleo L. 2018. Restauración de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas degradados: utilidad del síndrome foliar como marco teórico para la elección de especies. En: Massara Paletto V, Gustavo Buono G, Cynthia Gonzalez C, Ciano Nicolás C (Eds.). Restauración ecológica en la diagonal árida Argentina 3. Puerto Madryn: Guaymallén. Pp. 82-89.

- González Velásquez PV. 2016a. Especies nativas para la estabilización y restauración de taludes urbanos. Tesis de Ingeniero Ambiental. Sede Andina de la Universidad Nacional de Río Negro. Bariloche.
- González Velásquez PV. 2016b. Propuesta para la estabilización y restauración de la barda del Ñireco conservando la biodiversidad. Publicación 1ra Jornadas de Hábitat y Ambiente, Sustentabilidad Territorial y Urbana, Indicadores de Gestión Ambiental. Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- Gosling PG. 2003. Viability Testing. En: Smith RD, Dickie JB, Linington SH, *et al.* (Eds.). Seed Conservation: turning science into practice. Great Britain: The Royal Botanic Gardens Kew. Pp. 445-481.
- Green LO, Ferreyra M. 2012. Flores de la Estepa Patagónica. Flowers of the Patagonian Steppe. 1ra ed. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores.
- Grime JP. 1973. Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of environmental management*. 1:151-167
- Grime JP. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*. 111(982):1169-1194.
- Grime JP. 2001. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties. 2nd ed. UK: John Wiley and Sons.
- Grime JP. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*. 17(2):255-60.
- GRIIS. 2019. The Global Register of Invasive Species (GRIS). International Union for Conservation of Nature (IUCN). Disponible en: <http://griis.org/>. Acceso: noviembre 2019.
- Gross KL. 1985. Effects of irradiance and spectral quality on the germination of *Verbascum thapsus* L. and *Oenothera biennis* L. seeds. *New Phytologist*. 101(3):531-541.
- Gross J, Ligges U. 2012. Nortest: Tests for Normality. R package version 1.0-2. <http://CRAN.Rproject.org/package=nortest>. Acceso: julio 2021.
- Haan NL, Hunter MR, Hunter MD. 2012. Investigating predictors of plant establishment during roadside restoration. *Restoration Ecology*. 20(3):315-321.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics software for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*. 4(1):9 pp.
- Harper JL. 1977. Population biology of plants. London, UK: Academic press. Pp. 1-82.
- Hartmann HT, Kester DE. 1980. Propagación de plantas: principios y prácticas. México: Compañía Editorial Continental S.A.

- Hearn GJ. 2011. Slope engineering for mountain roads. Geological Society of London. 24.
- Herrera I, Goncalves E, Pauchard A, Bustamante RO (Eds). 2016. Manual de plantas invasoras de Sudamérica. Chile: Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB).
- Hobbs RJ (Ed). 2000. Invasive species in a changing world. Island press.
- Hobbs RJ, Harris JA. 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*. 9:239-246.
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, *et al.* 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*. 15:1-7.
- Hobbs RJ, Higgs ES, Hall CM, Bridgewater P, *et al.* 2014a. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 12:557-564.
- Hobbs RJ, Higgs ES, Harris JA. 2014b. Novel ecosystems: concept or inconvenient reality? A response to Murcia *et al.* *Trends in Ecology and Evolution*. 29:645-646.
- Holl KD, Aide TM. 2011. When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management*. 261(10):1558-63.
- Holling CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4:1-23.
- Hothorn T, Bretz F, Westfall P. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*. 50(3):346-363.
- Hruby SA. 2019. Diseño, ejecución y ajuste de un proyecto bioingenieril para la rehabilitación del ex vertedero de San Carlos de Bariloche. Trabajo final integrador de Ingeniería Ambiental. Sede Andina. Universidad Nacional de Río Negro. Bariloche.
- Hruby SA, Rovere AE, Riat MC, Ferreira Padilla S, *et al.* 2019. Ensayos de hidrosiembra en un proyecto bioingenieril para la rehabilitación del ex vertedero de San Carlos de Bariloche. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*. 9(1):111-114.
- Huang Z, Chen J, Ai X, Li R, *et al.* 2017. The texture, structure and nutrient availability of artificial soil on cut slopes restored with OSSS-Influence of restoration time. *Journal of Environmental Management*. 200:502-10.
- Hueso-González P, Martínez-Murillo JF, Ruiz-Sinoga JD. 2018. Técnicas de restauración de suelos basadas en el uso de residuos orgánicos: seis años de beneficios sobre las propiedades de un suelo forestal. *Cuadernos de investigación geográfica/Geographical Research Letters*. 44(2):675-95.

- ISSG. 2019. Invasive Species Specialist Group (ISSG). The Global Invasive Species Database. Disponible en: <http://www.iucngisd.org/gisd/>. Acceso: noviembre 2019.
- Jim CY, Ng YY. 2018. Porosity of roadside soil as indicator of edaphic quality for tree planting. *Ecological Engineering*. 120:364-374.
- Jimenez MD, Ruiz-Capillas P, Mola I, Pérez-Corona E, *et al.* 2013. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*. 24(6):564-574.
- Jiménez M, Ripoll M, Sánchez-Miranda A, Gallego E, *et al.* 2014. Efecto del mulch de paja y de piedras sobre la supervivencia, desarrollo y el contenido en nutrientes foliares de una plantación de encinas. V Jornadas Fertilización SECH. 218-22.
- Jourgholami M, Feghhi J, Picchio R, Tavankar F, *et al.* 2021. Efficiency of leaf litter mulch in the restoration of soil physiochemical properties and enzyme activities in temporary skid roads in mixed high forests. *Catena*. 198:105012.
- Karim MN, Mallik AU. 2008. Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering*. 32(3):222-37.
- Katra I, Lavee H, Sarah P. 2008. The effect of rock fragment size and position on topsoil moisture on arid and semi-arid hillslopes. *Catena*. 72(1): 49-55.
- Kattge J, Bönisch G, Díaz S, Lavorel S, *et al.* 2020. TRY plant trait database-enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*. 26(1):119-88.
- Keller T, Håkansson I. 2010. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. *Geoderma*. 154(3-4):398-406.
- Khajeh-Hosseini M, Powell AA, Bingham IJ. 2003. The interaction between salinity stress and seed vigour during germination of soybean seeds. *Seed Science and Technology*. 21:715-725.
- Kidson R, Westoby M. 2000. Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. *Oecologia*. 125(1):11-7.
- Kildisheva OA, Dixon KW, Silveira FA, Chapman T, *et al.* 2020. Dormancy and germination: making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*. 28(3):256-265.
- Kim JG, Lim SK, Lee SH, Yoon YM, *et al.* 1999. Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Korean Journal Environmental Agricultural*. 18:28-34.
- Kim DY, Park H, Lee SH, Koo N, *et al.* 2009. Arsenate tolerance mechanism of *Oenothera odorata* from a mine population involves the induction of phytochelatin in roots. *Chemosphere*. 75(4):505-512.

- Kluczyńska EA, Pawłowski TA. 2021. Regulation of seed dormancy and germination mechanisms in a changing environment. *International Journal of Molecular Sciences*. 22(3):1357.
- Kowaljow E, Rostagno CM. 2013. Enramado y riego como alternativas de rehabilitación de regiones semiáridas afectadas por el tendido de ductos. *Ecología Austral*. 23:62-69.
- Kowaljow E, Satti P, Mazzarino MJ. 2014. Recuadro 2. Suelos restaurados. En: Raffaele E, de Torres Curth M, Morales CL, Kitzberger T (Eds.). *Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*. Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Pp. 193.
- Kozłowski TT. 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 14(6):596-619.
- La Manna L, Tarabini M, Gómez F, Noli PA, *et al.* 2018. Estimación de la capacidad de retención de agua en suelos volcánicos en función de variables de fácil determinación a campo. *Asociación Argentina Ciencia del Suelo*. 36(1): 23-29.
- Lady Bird Johnson Wildflower Center 2016. Plant database *Fragaria chiloensis*. The University of Texas at Austin. Sitio web: https://www.wildflower.org/plants/result.php?id_plant=FRCH. Acceso: octubre 2021.
- Lamb D, Gilmour D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded forest: issues of forest conservation. Switzerland, UK and WWF: IUCN. The world Conservation Union.
- Lavorel S, Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*. 16(5):545-56.
- Lavorel S, Storkey J, Bardgett RD, Bello F, *et al.* 2013. A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem services. *Journal of Vegetation Science*. 24:942-948.
- Leck MA, Parker VT, Simpson RL (Eds.). 1989. *Ecology of soil seed banks*. 1st ed. California, USA: Academic Press, INC.
- Lee WG, Macmillan BH, Partridge TR, Lister R, *et al.* 2001. Fruit features in relation to the ecology and distribution of *Acaena* (Rosaceae) species in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. 1:17-27.
- Legendre P, Legendre L. 2012. *Numerical Ecology*. 3ra ed. Oxford. United Kingdom: Elsevier B.V.
- León RJC, Aguiar MR. 1985. El deterioro por uso pastoril en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia*. 13:181-196.

- León MF, Squeo FA. 2004. Levantamiento hidráulico: la raíz del asunto. En: Cabrera HM (Ed.). Fisiología ecológica en plantas: Mecanismos y respuestas a estrés en los ecosistemas. Valparaíso, Chile. 99-109.
- Leyes P, Edwards I, Sánchez G, Riat M. 2020. Viverización de dos especies del género *Baccharis* con potencial uso en la rehabilitación de ambientes degradados. En: Ortín Vujovich AE, Romero NM, Godoy JC, Di Salvo N (Eds.) Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina 4. Salta: Ortín Vujovich AE. Pp. 191-197.
- Lite SJ, Bagstad KJ, Stromberg JC. 2005. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. *Journal of Arid Environments*. 63(4):785-813.
- López Alaniz NP, Gobbi ME, Puntieri JG. 2018. Tratamientos de calor, humo y cenizas en la germinación de hierbas nativas de bosques del NO de patagonia: una herramienta para prácticas de restauración. En: Ortín Vujovich AE, *et al.* (Eds.). Actas IV Taller Regional Sobre Rehabilitación y Restauración en la Diagonal Árida de la Argentina. I Taller Internacional de Restauración Ecológica: Libro de resúmenes. Salta: Universidad Nacional de Salta. Pp. 41.
- López PG, Tremetsberger K, Stuessy TF, Gómez-González S, *et al.* 2010. Patterns of genetic diversity in colonizing plant species: *Nassauvia lagascae* var. *lanata* (Asteraceae: Mutisieae) on Volcán Lonquimay, Chile. *American Journal of Botany*. 97(3): 423-432.
- Ludwig J, Tongway D. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. II. Restoring Vegetation Patches. *Restoration Ecology*. 4:398-406.
- Luebert F, Plischoff P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetación al de Chile. Editorial Universitaria.
- Luna T, Wick D, Hosokawa J. 2008. Propagation protocol for production of container (plug) *Anemone multifida* Poir plants 172 ml containers; USDI NPS - Glacier National Park West Glacier, Montana. En: Native Plant Network. Forest Service, National Center for Reforestation, Nurseries, and Genetic Resources. US Department of Agriculture. Sitio web: <http://NativePlantNetwork.org>. Acceso: diciembre 2020.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, *et al.* 2000. Invasiones biológicas: causas, epidemiología, consecuencias globales y control. *Tópicos en Ecología*. 5:1-53.
- Maestre FT, Cortina J, Bautista S, Bellot J, *et al.* 2003. Small-scale environmental heterogeneity and spatiotemporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems*. 6(7):630-643.

- Mallik AU, Karim MN. 2008. Roadside revegetation with native plants: Experimental seeding and transplanting of stem cuttings. *Applied Vegetation Science*. 11(4):547-554.
- Margutti L, Ghermandi L, Rapoport E. 1996. Seed bank and vegetation in a Patagonian roadside. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*. 22:159-175.
- Martcorena A. 2006. Revisión del género *Acaena* (Rosaceae) en Chile. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 93(3):412-454.
- Martín Duque JF, Alba SD, Barbero Abolafio F. 2011. Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas. En: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, *et al.* (Eds). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Madrid, España: Fundación Biodiversidad. Pp. 85-99.
- Martínez-Murillo JF, Nadal-Romero E, Regüés D, Cerdà A, *et al.* 2013. Soil erosion and hydrology of the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: A review. *Catena*. 106:101-12.
- Masini ACA, Rovere AE, Pérez DR. 2012. Requerimientos pre-germinativos de dos especies leñosas: *Anarthrophyllum capitatum* y *Anarthrophyllum elegans*. *Revista Quebracho*. 20:85-96.
- Masini ACA, Rovere AE, Pirk GI. 2014. Requerimientos pre-germinativos de *Maihuenia patagonica* y *Maihueniopsis darwinii*, cactáceas endémicas de Patagonia. *Gayana Botánica*. 71:188-198.
- Masini ACA, Rovere A, Pirk GI. 2016. Germinación de *Gutierrezia solbrigii* y *Senecio subulatus*, asteráceas endémicas de Argentina. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*. 85:314-323.
- Massara Paletto V, Beider A, Buono G, Ciano N. 2013. Banco de semillas y su relación con la revegetación natural en taludes. En: Pérez DR, Rovere AR, Rodríguez Araujo ME (Eds.). Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Buenos Aires: Editorial Vázquez Mazzini. Pp. 336-334.
- Mataix C. 2003. Técnicas de revegetación en taludes. En: Ibarra JMN, Rey-Benayas JM, Pinilla TE (Eds.). Restauración de ecosistemas mediterráneos. España: Asociación Española de Ecología Terrestre, Universidad de Alcalá de Henares. Pp. 189-214.
- Mateos RM. 2013. La Mallorca inestable. VIII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. Centre Internacional de Mètodes Numèrics en Enginyeria (CIMNE). Barcelona, España. Pp. 23-34.
- McDougall KL, Lembrechts J, Rew LJ, Haider S, *et al.* 2018. Running off the road: roadside non-native plants invading mountain vegetation. *Biological Invasions*. 20:3461-3473.

- McGrath D, Henry J. 2016. Organic amendments decrease bulk density and improve tree establishment and growth in roadside plantings. *Urban Forestry and Urban Greening*. 20:120-7.
- McGrath D, Henry J, Munroe R, Williams C. 2020. Compost improves soil properties and tree establishment along highway roadsides. *Urban Forestry & Urban Greening*. 55:126851.
- McKay JK, Christian CE, Harrison S, Rice KJ. 2005. How local is local? A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology*. 13(3): 432-440.
- Medina E, Garcia V, Cuevas E. 1990. Sclerophylly and oligotrophic environments: relationships between leaf structure, mineral nutrient content, and drought resistance in tropical rain forests of the upper Rio Negro region. *Biotropica*. 1:51-64.
- Meli P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia*. 28(10):581-589.
- Meli P, Martínez-Ramos M, Rey-Benayas JM, Carabias J. 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. *Applied Vegetation Science*. 17 (4): 744-753.
- Meli P, Herrera FF, Melo F, Pinto S, *et al.* 2017. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*. 25(2):156-63.
- Menares F, Carrasco MA, González B, Fuentes I, *et al.* 2017. Phytostabilization ability of *Baccharis linearis* and its relation to properties of a tailings-derived Technosol. *Water, Air, & Soil Pollution*. 228(5): 182.
- Méndez E. 2007. Germination of *Denmoza rhodacantha* (Salm-Dyck) Britton & Rose (Cactaceae). *Journal of Arid Environments*. 68:678-682.
- Mermoz M, Úbeda C, Grigera D, Brion C, *et al.* 2009. El Parque Nacional Nahuel Huapi: sus características y estado de conservación. Buenos Aires: Administración de Parque Nacionales.
- Michelena R, Irurtia C, Eiza M, Carfagno P, *et al.* 2010. Manual de procedimientos de análisis físico de suelos. Castelar, Buenos Aires: INTA-PROYECTO AEGA 224012. Pp.10.
- Mihulka S, Pyšek P, Martínková J. 2003. Invasiveness of *Oenothera* congeners in Europe related to seed characteristics. En: Child L, Brock JH, Brundu G, Prach K, *et al.* (Eds.). *Plant invasions: ecological threats and management solutions*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers. Pp. 213-225.
- Milberg P, Lamont BB. 1995. Fire enhances weed invasion of roadside vegetation in southwestern Australia. *Biological Conservation*. 73(1):45-49.

- Mola I, Jiménez MD, López-Jiménez N, Casado MA, Balaguer L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*. 19(1):83-92.
- Molares S, Ladio AH. 2012. Plantas aromáticas con órganos subterráneos de importancia cultural en la Patagonia Argentina: una aproximación a sus usos desde la etnobotánica, la percepción sensorial y la anatomía. *Darwiniana, nueva serie*. 50(1):7-24.
- Molares S, Rovere AR. 2014. Restauración de un área de la reserva de la biósfera andino-norpatagónica: una propuesta basada en parámetros ecológicos y etnobotánicos. *Agrociencia*. 48:751-763.
- Moles AT, Westoby M. 2006. Seed size and plant strategy across the whole life cycle. *Oikos*. 113(1):91-105.
- Morgan RPC, Finney HJ, Lavee H, Merritt E, *et al.* 1986. Plant cover effects on hillslope runoff and erosion: evidence from two laboratory experiments. En: Abrahams AD (Ed.). *Hillslope processes*. London: Routledge. Pp. 77-96.
- Moscatelli G, Puentes MI. 1998. Suelos Argentinos. En: Conti M. (Coord.). *Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos*. 1ra. ed. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora. Pp. 334-350.
- Municipalidad de Bariloche. 2021. Gobierno de Río Negro. Sitio web: <http://www.bariloche.gov.ar/>. Acceso: julio 2021.
- Munson SM, Muldavin EH, Belnap J, Peters DP, *et al.* 2013. Regional signatures of plant response to drought and elevated temperature across a desert ecosystem. *Ecology*. 94(9):2030-41.
- Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 10(2):58-62.
- Murcia C, Aronson J, Kattan GH, Moreno-Mateos D, *et al.* 2014. A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in Ecology and Evolution*. 29: 548-553.
- Nanzyo M, Shoji S, Dahlgren R. 1993. Physical characteristics of volcanic ash soils. En: Shoji S, Nanzyo M, Dahlgren R (Eds.). *Genesis, Properties and utilization*. Vol. 21. 1ra ed. Elsevier Science Publishers. Pp. 189-207.
- Nathan R, Muller-Landau HC. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution*. 15:278-285.
- Newton AC. 2007. *Forest ecology and conservation. A handbook of techniques*. UK: Oxford University Press.

- Nittmann J. 2010. Rehabilitación de canteras a partir de trasplante directo de individuos adultos. En: Pérez DR; Rovere AE, Farinaccio FM (Eds.). Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana. Neuquén, Patagonia. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores. Pp. 44-44.
- Núñez CI, Caracotche S, Pérez A. 2011. Floración masiva de la caña colihue. Desde la Patagonia Difundiendo Saberes. 8:52-58.
- Ostertag R, Warman L, Cordell S, Vitousek PM. 2015. Using plant functional traits to restore Hawaiian rainforest. *Journal of Applied Ecology*. 52(4):805-9.
- Padilla FM, Pugnaire FI, 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 4(4):196-202.
- Paiaro V, Cabido M, Pucheta E. 2011. Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina. *Ecological Society of Australia*. 36(2):176-184.
- Palmer MA, Zedler JB, Falk DA. 2016. Ecological theory and restoration ecology. En: *Foundations of restoration ecology*. Washington DC: Island Press. Pp. 3-26.
- Parendes LA, Jones JA. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology*. 14(1): 64-75.
- Paruelo JM, Jobbagy E, Oesterheld M, Golluscio RA, *et al.* 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Río de la Plata plains. En: Veblen TT, Young KR, Orme AR (Eds). *The Physical Geography of South America*. New York: Oxford University Press. Pp. 232-248.
- Pauchard A, Alaback PB. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*. 18(1):238-248.
- Pauchard A, Alaback PB. 2006. Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecology and Management*. 223(1-3):327-35.
- Pauchard A, Shea K. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions*. 8(3):399-413.
- Peco B, Traba J, Levassor C, Sánchez AM, Azcárate FM. 2003. Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Science Research*. 13(1):87-95.

- Pedre D. 2009. Usos de compost en paisajismo: revegetación de taludes. Primer taller sobre compostaje: tecnología para la producción y el medioambiente. San Carlos de Bariloche, 21-22 mayo de 2009.
- Pereira P, Gimeñez-Morera A, Novara A, Keesstra S, *et al.* 2015. The impact of road and railway embankments on runoff and soil erosion in eastern Spain. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 12(12):12947-85.
- Pereyra F, Albertoni J, Bréard C, Cavallaro S, *et al.* 2005. Estudio geocientífico aplicado a ordenamiento territorial. San Carlos de Bariloche. Provincia de Río Negro, República Argentina. Escala 1: 50.000. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR-IGRM). Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales (BGR), Alemania. Buenos Aires: SEGEMAR.
- Pérez DR, Rovere AE, Farinaccio FM. 2010. Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores.
- Pérez DR, Meli P, Renison D, Barri F, *et al.* 2018. La Red de Restauración Ecológica de la Argentina (REA): Avances, vacíos y rumbo a seguir. *Ecología austral*. 28(2):353-60.
- Pérez-Harguindeguy N, Díaz S, Garnier E, Lavorel S, *et al.* 2013. Nuevo manual para la medición estandarizada de caracteres funcionales de plantas. *Australian Journal of Botany*. 61:167-234.
- Pfanzelt S, Grau J, Rodríguez R. 2008. A vegetation map of Nevados de Chillan volcanic complex, Bío-Bío Region, Chile. *Gayana Botánica*. 65(2):209-19.
- Pirk GI, Farji-Brener AG. 2012. Foliar herbivory and its effects on plant growth in native and exotic species in the Patagonian steppe. *Ecological Research*. 27(5):903-12.
- Poesen JW, Torri D, Bunte K. 1994. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review. *Catena*. 23(1-2):141-166.
- Pollnac F, Seipel T, Repath C, Rew LJ. 2012. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Biological Invasions*. 14(8):1753-1763.
- Probert R. 2000. The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination. En: Fenner M (Ed.). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, United Kingdom: CAB International. Pp. 261-292.
- Puntieri J, Chiapella J. 2011. *Plántulas de la Patagonia. Guía breve de identificación*. 1ra ed. Bariloche: Editorial Caleuche.

- Puntieri JG, Gatica N, Grosfeld JE. 2014. Flower removal increases rhizome mass in natural populations of *Alstroemeria aurea* (Alstroemeriaceae). *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 209(7):332-9.
- Pywell RF, Bullock JM, Roy DB, Warman LI, *et al.* 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology*. 40(1):65-77.
- Qian H, Klinka K, Kayahara GJ. 1998. Longitudinal patterns of plant diversity in the North American boreal forest. *Plant Ecology*. 138(2):161-178.
- Quezada M, Rueter B, González T, Arce ME, *et al.* 2018. La diversidad taxonómica y biológica de la restauración espontánea en Patagonia. En: Massara Paletto V, Buono G, Gonzalez C, Ciano N (Eds.). *Restauración ecológica en la diagonal árida Argentina 3*. 1ra ed. Puerto Madryn: Guaymallén: Eduardo Enrique Martínez Carretero. Pp. 352-359.
- Quick CR. 1947. Germination of *Phacelia* seeds. *Madroño*. 9(1):17-20.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Raffaele E, Gobbi ME. 1996. Seed bank composition and variability in *Austrocedrus chilensis* forest sites in Patagonia, Argentina. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 22:59-72.
- Raffaele E, Veblen TT. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science*. 9(5):693-8.
- Ramírez-Marcial N, Camacho-Cruz A, González-Espinosa M. 2004. Potencial florístico para la restauración de bosques en Los Altos y las Montañas del Norte de Chiapas. En: González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruiz-Montoya L (Eds.). *México: Diversidad Biológica en Chiapas*. Pp. 251-287.
- Rasband W. 2018. ImageJ 1.52a. National Institute of Health. USA. <https://imagej.nih.gov/ij>. Acceso: septiembre 2021.
- Raselli A. 2014. Restauración pasiva y activa y banco de semillas de especies leñosas nativas presente debajo de tres especies de arbustos exóticos. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche, Rio Negro.
- RBGK (Royal Botanic Gardens Kew). 2008. Seed Information Database (SID). Versión 7.1. Sitio web: <http://data.kew.org/sid/sidsearch.html>. Acceso: diciembre 2020.
- Reich PB, Walters MB, Ellsworth DS. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs*. 62:365-392.

- Reich PB, Walters MB, Ellsworth DS. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 94:13730-34.
- Reich PB, Wright IJ, Cavender-Bares J, Craine JM, *et al.* 2003. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences*. 164(3):143-64.
- Reich PB, Oleksyn J, Wright IJ, Niklas KJ, *et al.* 2010. Evidence of a general 2/3-power law of scaling leaf nitrogen to phosphorus among major plant groups and biomes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 277(1683): 877-83.
- Reis A, Bechara FC, Tres DR. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*. 67:244-250.
- Repetto-Giavelli F, Teneb E. 2012. Análisis de la regeneración natural de la vegetación en taludes de caminos de la Ruta Y-85, Parque Karukinka, Tierra del Fuego, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*. Universidad de Magallanes. 40(2):55-65.
- Rey-Benayas JM, Barral P, Meli P. 2017. Lecciones de cuatro meta-análisis globales sobre la restauración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. *Ecología austral*. 27(1):193-8.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG *et al.* 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. 6(2):93-107.
- Riebkes JL, Sherrard ME, Jackson LL. 2018. Supplemental seed increases native seedling establishment in roadside prairie restoration. *Restoration Ecology*. 26(6):1149-56.
- Riutta T, Slade EM, Bebbler DP, Taylor ME, *et al.* 2012. Experimental evidence for the interacting effects of forest edge, moisture and soil macrofauna on leaf litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. 49:124-31.
- Rivera D, Mejías V, Jáuregui BM, Costa-Tenorio M, *et al.* 2014. Spreading topsoil encourages ecological restoration on embankments: Soil fertility, microbial activity and vegetation cover. *PloS One*. 9(7):e101413.
- Rodrigues E. 2013. *Ecologia da Restauração*. Londrina, Brasil: Editora Planta.
- Rojas-Aréchiga M, Vázquez-Yanes C. 2000. Cactus seed germination: a review. *Journal of Arid Environments*. 44(1):85-104.
- Rojas JM, Peña ES. 2013. Comparación de métodos de determinación en ensayo de rotaciones en siembra directa. Estación experimental agropecuaria Saénz Peña. Centro regional Chaco Formosa. INTA. Pp. 1-3.
- Rosenzweig ML. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Rotholz E, Mandelik Y. 2013. Roadside habitats: effects on diversity and composition of plant, arthropod, and small mammal communities. *Biodiversity and Conservation*. 22(4):1017-31.
- Rovere AE. 2000. Condiciones ambientales de la regeneración del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). *Revista Bosque*. 21(1):57-64.
- Rovere AE. 2006. Cultivo de Plantas Nativas Patagónicas: árboles y arbustos. Editorial Caleuche.
- Rovere AE. 2008. Ensayo de restauración con *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae) en Patagonia, Argentina. En: González-Espinosa M, Rey Benayas JM, Ramírez-Marcial N (Eds). *Restauración de bosques en América Latina*. Mexico: Mundi-Prensa. Pp. 6-21.
- Rovere AE, Masini ACA. 2013. Capítulo 3. Caminos teóricos, metodológicos, y caminos recorridos para la recuperación de áreas áridas degradadas. En: Pérez DR, Rovere AE, Rodríguez Araujo ME (Eds.). *Rehabilitación en la Diagonal Árida de la Argentina*. Vázquez Mazzini. Pp. 38-48.
- Rovere AE, Blackhall M, Cavallero L, Damascos MA, *et al.* 2014. Conservación y Restauración. En: Raffaele E, de Torres Curth M, Morales CL, Kitzberger T (Eds.). *Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación*. 1ra ed. Buenos Aires: Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Pp. 183-203.
- Rovere AE. 2015. Review of the science and practice of restoration in Argentina: increasing awareness of the discipline. *Restoration Ecology*. 23(5):508-512.
- Sabatino CM, Rovere A, Maceira NO. 2015. Germinación de *Eryngium regnellii*: especie clave para la restauración ecológica de las interacciones planta-polinizador en la Pampa Austral (Buenos Aires, Argentina). *Phyton. Revista Internacional de Botánica Experimental Internacional. Journal of Experimental Botany*. 84: 435-443.
- Sabatino M, Meli P, Rovere AE. 2021a. Criteria to select vegetal species for restoration of plant-pollinator interactions in agricultural landscapes of the Pampa grassland (Argentina). *Acta Oecologica*. 111(1):103710.
- Sabatino M, Rovere AE, Meli P. 2021b. Restoring pollination is not only about pollinators: Combining ecological and practical information to identify priority plant species for restoration of the Pampa grasslands of Argentina. *Journal for Nature Conservation*. 61:126002.
- Sadeghian N, Vaezi AR, Majnooniheris A, Cerdà A. 2021. Soil physical degradation and rill detachment by raindrop impact in semi-arid region. *Catena*. 207:105603.

- Sandel B, Corbin JD, Krupa M. 2011. Using plant functional traits to guide restoration: A case study in California coastal grassland. *Ecosphere*. 2(2):1-6.
- Sansevero JBB, Viany Prieto P, Duarte de Moraes LF, Pena Rodrigues PJF. 2009. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*. 19:379-389.
- Santos DJ, Wilson MG, Ostinelli M. 2017. Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo: protocolos básicos comunes. 2da ed. Entre Rios: Ediciones INTA.
- Sax MS, Bassuk N, van Es H, Rakow D. 2017. Long-term remediation of compacted urban soils by physical fracturing and incorporation of compost. *Urban Forestry & Urban Greening*. 24:149-56.
- Schulze ED, Mooney HA, Sala OE, Jobbagy E, *et al.* 1996. Rooting depth, water availability, and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia*. 108(3):503-11.
- Schweingruber FH, Poschlod P. 2005. Growth rings in herbs and shrubs: life span, age determination and stem anatomy. *Forest Snow and Landscape Research*. 79:195-415.
- SER. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Šerá B. 2010. Road-side herbaceous vegetation: life history groups and habitat preferences. *Polish Journal of Ecology*. 58(1):69-79.
- Shaiban H, Khater C, Fenianos J, Dutoit T. 2022. Hydroseeding for restoring degraded semi-arid mediterranean environments: a review of challenges. *Lebanese Science Journal*. Hal-03578136. Doi: 0.22453/LSJ-022.1.038-067.
- Shannon CE, Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication, University of Illinois Press. USA: Urbana IL. 144 pp.
- Siegel S, Castellan NJ. 1995. Estadística no paramétrica: aplicada a las ciencias de la Conducta. México: Trillas. 437 p.
- Silva Labbe F, Arribillaga D, Domínguez Díaz EP, *et al.* 2020. Caracterización de las especies del género *Berberis* y sus propiedades funcionales. Región de Aysén, Chile. *Revista de Aysenología*. 9:57-79.
- Skov F. 2000. Distribution of plant functional attributes in a managed forest in relation to neighbourhood structure. *Plant Ecology*. 146(2):121-30.
- Smith-Ramírez C, Castillo-Mandujano J, Becerra P, Sandoval N, *et al.* 2021. Recovery of Chilean mediterranean vegetation after different frequencies of fires. *Forest Ecology and Management*. 485:118922.

- Sohrabi H, Jourgholami M, Tavankar F, Venanzi R, *et al.* 2019. Post-harvest evaluation of soil physical properties and natural regeneration growth in steep-slope terrains. *Forests*. 10(11):1034.
- Soil Quality Institute. 2001. Soil quality test kit guide. Acceso: julio 2021. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_050956.pdf. Acceso: septiembre 2021.
- Solgi A, Naghdi R, Zenner EK, Hemmati V, *et al.* 2021. Evaluating the effectiveness of mulching for reducing soil erosion in cut slope and fill slope of forest roads in hyrcanian forests. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*. 42(2):259-268.
- Son KH, Kim DY, Koo N, Kim KR, *et al.* 2012. Detoxification through phytochelatin synthesis in *Oenothera odorata* exposed to Cd solutions. *Environmental and Experimental Botany*. 75:9-15.
- Soons MB, Bullock JM. 2008. Non-random seed abscission, long-distance wind dispersal and plant migration rates. *The Journal of Ecology*. 96(4):581-590.
- Soriano A, Movia CP, León RJC. 1983. Deserts and semi-deserts of Patagonia. En: West NE (Ed.). *Temperate deserts and semi-deserts of the world*. 1ra ed. Amsterdam, Netherlands Elsevier. Pp. 440-454.
- Souto CP, Premoli AC. 2003. Genetic divergence among natural populations of *Alstroemeria aurea* D. Don: A dominant clonal herb of the understory in subalpine *Nothofagus* forests. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*. 44:329-336.
- Speziale KL. 2006. Patrones de variación en la riqueza y composición de la flora en la transición bosque-estepa del noroeste patagónico. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue.
- Speziale KL, Ezcurra C. 2011. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*. 75(10):890-897.
- Speziale KL, di Virgilio A, Lescano MN, Pirk G, *et al.* 2018. Synergy between roads and disturbance favour *Bromus tectorum* L. invasion. *PeerJ*. 6:e5529.
- Spooner PG, Smallbone L. 2009. Effects of road age on the structure of roadside vegetation in south-eastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 129(1-3):57-64.
- Stokes A, Douglas GB, Fourcaud T, Giadrossich F, *et al.* 2014. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners. *Plant and Soil*. 377(1):1-23.

- Stronati M, Rueter B, Arce ME, Quezada ML, *et al.* 2015. Análisis ambiental de la cobertura vegetal en taludes viales de la estepa patagónica. En: Martínez Carretero E, Dalmaso AD. (Eds). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2. Mendoza: IADIZA. Pp. 335-343.
- Stroup WW. 2012. Generalized linear mixed models: modern concepts, methods and applications. Boca Raton: CRC press.
- Suárez-Esteban A, Delibes M, Fedriani JM. 2018. Dangerous life at the edge: Implications of seed predation for roadside revegetation. *Applied Vegetation Science*. 21(1):55-63.
- Sullivan JJ, Williams PA, Timmins SM, Smale MC. 2009. Distribution and spread of environmental weeds along New Zealand roadsides. *New Zealand Journal of Ecology*. 33(2):190-204.
- Tagliaferro M, Singer A. 2012. Los deslizamientos ocurridos el 20 de noviembre del 2008 en las colinas del sur de Caracas: una visión general de su impacto geotécnico. *Revista de la Facultad de Ingeniería. Universidad Central de Venezuela*. 27(1):31-40.
- Templeton CN, Zollinger SA, Brumm H. 2016. Traffic noise drowns out great tit alarm calls. *Current Biology*. 26(22):1173-1174.
- Thompson K. 1987. Seeds and seed banks. *New Phytologist*. 106:23-34.
- Thompson KB, Band SR, Hodgson JG. 1993. Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology*. 7:236-241.
- Thompson KB, Bakker JP, Bekker RM. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. 1ra ed. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tilley D, Pickett T. 2019. Germination response of curlycup gumweed seed to oxygenated water treatment. *Native Plants Journal*. United States Department of Agriculture. Sitio web: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_PLANTMATERIALS/publications/idpmcsr13534.pdf. Acceso: diciembre 2020.
- Tiribelli F. 2018. Cambios en la inflamabilidad con la edad post-fuego en bosques matorrales del NO de la Patagonia: composición, estructura y combustibles finos. Tesis doctoral. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche. Argentina.
- Tognetti R, Coccozza C, Marchetti M. 2013. Shaping the multifunctional tree: the use of Salicaceae in environmental restoration. *iForest-Biogeosciences and Forestry*. 6(1):37.
- Tongway DJ, Ludwig JA. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology*. 4:388-397.

- Tongway DJ, Ludwig JA. 2011. Restoring disturbed landscape: Putting principles into practice. Island Press. Pp. 129-135.
- Tormo J, Bochet E, García-Fayos P. 2007. Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology*. 15:97-102.
- Tormo J, Bochet E, García-Fayos P. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carretera en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas*. 2:79-91.
- Troiani HO, Steibel PE. 2008. Reconocimiento de malezas: Región subhúmeda y semiárida pampeana. Universidad Nacional de La Pampa. Colegio de Ingenieros Agrónomos de La Pampa. Santa Rosa. Argentina.
- Trombulak SC, Frissell CA. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14(1):18-30.
- Tulod AM, Norton DA. 2020. Early response of late-successional species to nurse shrub manipulations in degraded high country, New Zealand. *New Forests*. 51(5):849-68.
- Turnbull LA, Rees M, Crawley MJ. 1999. Seed mass and the competition/colonization trade-off: a sowing experiment. *Journal of Ecology*. 899-912.
- Ulian T, Rovere AE, Muñoz B. 2008. Taller sobre conservación de semillas para la restauración ecológica. *Ecosistemas* 17:147-148.
- Ullmann I, Bannister P, Wilson JB. 1998. Lateral differentiation and the role of exotic species in roadside vegetation in southern New Zealand. *Flora*. 193(2):149-64.
- UNESCO. 2019. Biosphere reserves in Latin America and the Caribbean. The MAB programme. <https://en.unesco.org/biosphere/lac/andino-norpatagonica>. Acceso: diciembre 2020.
- Urretavizcaya MF, Defossé GE. 2004. Soil seed bank of *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. *et* Bizarri related to different degrees of fire disturbance in two sites of southern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*. 187(2-3):361-72.
- Urretavizcaya MF, Peri PL, Monelos L, Arriola H, *et al.* 2018. Condiciones de suelo y vegetación en tres bosques quemados de *Nothofagus pumilio* en Argentina y experiencias para su restauración activa. *Ecología Austral*. 28(2):383-99.
- USDA (United States. Dept. of Agriculture). 2018. Soil Survey Division, & United States. Division of Soil Survey. Soil survey manual (No. 18). US Department of Agriculture. USA.
- Valcic S, Wächter GA, Montenegro G, Timmermann BN. 1997. Triterpenoids from *Acaena pinnatifida* R. *et* P. *Zeitschrift für Naturforschung C*. 52(3-4): 264-6.

- Valladares F, Gianoli E. 2007. How much ecology do we need to know to restore Mediterranean ecosystems? *Restoration Ecology*. 15: 363-368.
- Valladares F, Tena D, Matesanz S, Bochet E, Balaguer L, *et al.* 2008. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science*. 19(3):381-92.
- Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, *et al* (Eds.). 2011. Restauración ecológica de aéreas afectadas por infraestructuras de transporte. Base científica para soluciones técnicas. Madrid, España: Fundación Biodiversidad.
- Van der Pijl L. 1982. Principles of Dispersal in Higher Plants. 3er ed. Vol. 10. Berlin, New York: Springer-Verlag.
- Van der Valk AG, Pederson RL. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. En Leck MA, Parker VT, Simpson RL (Eds). *Ecology of soil seed banks*. San Diego, United States: Academic Press Inc. Pp 329 – 346.
- Varela SA, Gobbi ME, Laos F. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología Austral*. 16:63-78.
- Varela SA, Arana V. 2011. Latencia y germinación de semillas. Tratamientos pregerminativos. Serie técnica: Sistemas Forestales Integrados. Bariloche: INTA EEA. 3:1-10.
- Vargas Rojas R. 2009. Guía para la descripción de suelos. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Vazquez MS, Rodriguez-Cabal MA, Amico GC. 2022. The forest gardener: a marsupial with a key seed-dispersing role in the Patagonian temperate forest. *Ecological Research*. 37(2):270-83.
- Veblen T, Kitzberger T, Raffaele E, Lorenz DC. 2003. Fire history and vegetation changes in northern Patagonia, Argentina. En: Veblen TT, Baker WL, Montenegro G, Swetnam TW. (Eds). *Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas*. New York: Springer. Pp. 265-95.
- Velasco V, Siffredi G. 2009. Guía para el reconocimiento de especies de los pastizales de sierras y mesetas occidentales de Patagonia. Bariloche: Ediciones INTA.
- Verdi LG, Brighente IC, Pizzolatti MG. 2005. Género *Baccharis* (Asteraceae): aspectos químicos, econômicos e biológicos. *Química Nova*. 28(1):85-94.
- Verheyen K, Hermy M. 2004. Recruitment and growth of herb-layer species with different colonizing capacities in ancient and recent forests. *Journal of Vegetation Science*. 15(1):125-134.

- Verón SR, Paruelo JM. 2010. Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology*. 47(6):1233-41.
- Vialidad Nacional. 2021. Ministerio de obras públicas de la Nación. Presidencia de la Nación Argentina. Sitio web: <https://www.argentina.gob.ar/obras-publicas/vialidad-nacional/estado-de-las-rutas>. Acceso: noviembre 2021.
- Vialidad Rionegrina. 2021. Reestructuración de la Red Vial Aprobada por Resolución N° 1709/83 y Decreto N° 896 28 de Mayo de 1984. Gobierno de Rio Negro. <http://vialidad.rionegro.gov.ar/> Acceso: julio 2021.
- Vila AR, Borrelli L. 2011. Cattle in the Patagonian forests: feeding ecology in Los Alerces National Reserve. *Forest Ecology and Management*. 261(7):1306-1314.
- Vilagrosa A, Chirino E, Cortina J, Vallejo R. 2008. Restauración de la cubierta vegetal de ecosistemas degradados en condiciones mediterráneas. En: Desertificação-Clima, perda de solos e fogo. Seminario Ibérico. Instituto Universitário Dom Afonso III. INUAF STUDIA. 6(2):33-35.
- Violle C, Navas ML, Vile D, Kazakou E, *et al.* 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*. 116(5):882-92.
- Vittoz, P, Engler R. 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*. 117(2):109-124.
- Volaire F. 2018. A unified framework of plant adaptive strategies to drought: crossing scales and disciplines. *Global Change Biology*. 24(7):2929-38.
- Von der Lippe M, Kowarik I. 2007. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology*. 21(4):986-96.
- Von der Lippe M, Kowarik I. 2012. Interactions between propagule pressure and seed traits shape human-mediated seed dispersal along roads. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 14(2):123-130.
- Walton DWH. 1975. Some studies on the genus *Acaena*. PhD dissertation. UK: University of Birmingham.
- Walton DWH. 1977. Studies on *Acaena* (Rosaceae): II. Leaf production and senescence in *Acaena magellanica* (Lam.) Vahl. *British Antarctic Survey Bulletin*. 45:93-100.
- Wang BC, Smith TB. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution*. 17:379-384.
- Wang M, Liu Q, Pang X. 2021. Evaluating ecological effects of roadside slope restoration techniques: A global meta-analysis. *Journal of Environmental Management*. 281:111867.

- Wearne LJ, Morgan JW. 2006. Shrub invasion into subalpine vegetation: implications for restoration of the native ecosystem. *Plant Ecology*. 183(2):361-76.
- Weihner E, Van Der Werf A, Thompson K, Roderick M, *et al.* 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science*. 10(5):609-20.
- Weidlich EW, Flórido FG, Sorrini TB, Brancalion PH. 2020. Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*. 57(9):1806-17.
- Westoby M, Falster DS, Moles AT, Vesk PA, *et al.* 2002. Plant ecological strategies- some leading dimensions of variation among species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 33:125-159.
- Whisenant SG. 1999. *Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach*. Cambridge: Cambridge University Press.
- White PS, Pickett STA. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *Unknown Journal*. 3-13.
- Wortley L, Hero JM, Howes M. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology*. 21(5):537-43.
- Yagello J, Vera M, Massardo F, Dollenz O, *et al.* 2018. Propagación vegetativa de *Baccharis magellanica*, una especie nativa de la región de magallanes y antártica chilena. *Agro Sur*. 34(1-2):19-20.
- Young B. 2001. Propagation protocol for production of Container (plug) *Fragaria chiloensis* (L.) P. Mill. plants 2 inch pot; San Francisco, California. En: Native Plant Network. US Department of Agriculture, Forest Service, National Center for Reforestation, Nurseries, and Genetic Resources. Sitio web: <https://NativePlantNetwork.org>. Acceso: octubre 2021.
- Zafar SI, Shah WH, Rehman ZU. 1994. Studies on achene germination, transplantability, salinity tolerance, and cultivation of gumweed (*Grindelia camporum*) in hot and semi-arid conditions. *Field Crops Research*. 37(1):77-84.
- Zalba SM. 2013. Incorporando el desafío de las invasiones biológicas a los proyectos de restauración ecológica. En: Pérez DR, Rovere AE, Rodríguez Araujo ME (Eds.). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pp. 61-72.
- Zhang J, Chen H, Fu Z, Wang K. 2021. Effects of vegetation restoration on soil properties along an elevation gradient in the karst region of southwest China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 320:07572.

- Zida D, Sanou L, Diawara S, Savadogo P, *et al.* 2020. Herbaceous seeds dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecologica*. 108:103607.
- Zuleta GA, Li Puma MC. 2013. Diseño de enramados para rehabilitar montículos naturales en locaciones petroleras del Monte Austral, norpatagonia. En: Pérez DR, Rovere AE, Rodríguez ME, Araujo JA (Eds.). *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 1*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini. Pp. 180-201.
- Zuleta GA, Rovere AE, Pérez DR, Campanello PI, *et al.* 2015. Establishing the ecological restoration network in Argentina: from Rio 1992 to SIACRE 2015. *Restoration Ecology*. 23:95-103.
- Zuloaga FO, Morrone O, Belgrano MJ. 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: Missouri Botanical Garden Press.
- Zuur A, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, *et al.* 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, USA: Springer Science & Business Media.

TRABAJOS DE RESPALDO

Chichizola GA, Rovere A, Gonzalez SL. 2018. Germination of *Oenothera odorata*, endemic ruderal Onagraceae from Argentina. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*. 87: 265-273.

Chichizola GA, Rovere AE, Gonzalez SL. 2019. Seed germination of *Phacelia secunda* (Boraginaceae) and *Eryngium paniculatum* (Apiaceae), perennial herbs from Patagonia Argentine. *Revista Peruana de Biología*. 26(3): 311- 316.
<http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i3.16774>

Chichizola GA, Gonzalez SL, Rovere AE. 2021. Alien plant species on roadsides of the northwestern Patagonian steppe (Argentina). *PloS One*. 16(2):e0246657.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657>

Germination of *Oenothera odorata*, endemic ruderal Onagraceae from Argentina Germinación de *Oenothera odorata*, onagráceae ruderal endémica de Argentina

Chichizola GA, AE Rovere, SL Gonzalez

Abstract. The Onagraceae are a well-defined family of flowering plants much used by man. Many representatives of this group, which contains 75 species belonging to 8 genera, are indigenous to Argentina, and 19% of these are commonly found throughout the country. Many Onagraceae are ruderal and promote the subsequent establishment of other species, thus contributing to the restoration of degraded areas. Since it is important to know the characteristics of seeds to be used in restoration projects, we studied the basic germination physiology of *Oenothera odorata* Jacq., a ruderal plant indigenous to Argentina. Material was collected from roadsides and embankments along National Highway 40 in the municipality of San Carlos de Bariloche, which lies within the Patagonian phytogeographical Province. Road construction generates degraded areas where *O. odorata* could be used to initiate revegetation and consolidate the substrate. We evaluated percentage germination (G), mean germination time (MGT) and time until initiation of germination (TUG) of a control (C) and of the following pre-germination treatments: 45 days cold moist stratification (CMS) and mechanical scarification with a scalpel (MS). Germination percentages were high (98% CMS, 96% MS, 93% C), with differences recorded only between CMS and C. MGT was lower in the CMS treatment than the control, but similar to MS. TUG was 4 days for all treatments. In conclusion, this species lacks dormancy mechanisms under these experimental conditions, which, together with the fact that it grows in disturbed sites, is endemic, and captures heavy metals, makes it suitable for use in the ecological restoration of areas affected by transport systems.

Keywords: Dormancy; Steppe; Roadside; Restoration.

Resumen. Onagraceae es una familia bien definida de plantas con flores y muy utilizada por el hombre. En Argentina posee numerosas representantes indígenas, distribuidas en 8 géneros y 75 especies, siendo el 19% de las especies endémicas. Muchas onagráceas son ruderales y facilitan el establecimiento de especies más tardías, siendo útiles para la restauración de áreas degradadas. Dada la importancia de conocer las características de las semillas y de la germinación para su utilización en proyectos de restauración, se indagó sobre aspectos fisiológicos básicos de la germinación de *Oenothera odorata* Jacq., hierba ruderal endémica de Argentina. El material se colectó de taludes y bordes de la Ruta Nacional 40, dentro del éjido municipal de San Carlos de Bariloche, en la Provincia Fitogeográfica Patagónica. La construcción de rutas genera áreas degradadas denudadas de vegetación, donde la especie *O. odorata* podría utilizarse para iniciar los trabajos de revegetación y consolidar el sustrato. Se evaluó el porcentaje de germinación (G), el tiempo medio de germinación (MGT) y el tiempo hasta el inicio de la germinación (TUG) de un control (C) y de tratamientos pre-germinativos: estratificación húmeda fría de 45 días (CMS), escarificación mecánica con bisturí (MS). Los porcentajes de germinación fueron elevados (98% CMS, 96% MS, 93% C), solo se registraron diferencias entre CMS y C. El MGT fue menor en el tratamiento de CMS, respecto al C, pero fue similar al de MS. El TUG fue de 4 días para todos los tratamientos. En conclusión, la especie carece de mecanismos de dormición bajo las condiciones experimentales, lo que sumado al hecho de crecer en ambientes disturbados, ser endémica, y capturar metales pesados, la convierte en una especie propicia para utilizarse en trabajos de restauración ecológica en áreas afectadas por el transporte.

Palabras clave: Dormición; Estepa; Bordes de caminos; Restauración.

INTRODUCTION

The Onagraceae family comprises 22 genera and approximately 657 species, they are found in both hemispheres (Raven, 1988; Zuloaga & Morrone, 1999; Wagner et al., 2007). The taxa of this family present different life forms, including shrubs, subshrubs and herbs, and different adaptations both in land and marsh environments (Romeo et al., 2008). It is a well-defined family, of great use to man (Dimitri, 1972). Various species are cultivated for ornamental purposes, such as those belonging to the *Fuchsia* L., *Godetia* Spach and *Oenothera* L. genera (Dimitri, 1972); the *Fuchsia*, and *Ludwigia* L. genera are used for the extraction of dyes (Romeo et al., 2008); and the *Oenothera* for medicinal purposes (Gambino & Vilela, 2011; Sing et al., 2012). Other species are used for remediation of soils contaminated with Cu, such as *Oenothera affinis* Cambess. (Gonzalez et al., 2008) and *Oenothera picensis* Phil. in Chile (Cornejo et al., 2017).

Many representatives of this family, 75 species belonging to 8 genera, are indigenous to Argentina, and 14 species are common in the country (Zuloaga & Morrone, 1999). *Oenothera* L. (1753), with 145 species, is the second biggest genus in Onagraceae, and although it is native only to America (Wagner et al., 2007), many of its species are widely naturalised in different areas of the planet (Dietrich, 1977; Hall et al., 1988; Mihulka et al., 2003; Wagner et al., 2007). The genus *Oenothera* contains annual, biennial and perennial plants, many of which are found in open habitats, such as abandoned fields, dunes, riversides and roadsides (Dietrich, 1977), and are considered ruderal plants (Crisafulli et al., 2013). Some of these species act as pioneers, naturally colonising disturbed environments (Mihulka et al., 2003) such as waste ground, roadsides (Hall et al., 1988) and rocky slopes (Bowers, 1987).

Within the *Oenothera* genus 8 species have been described which are found in more or less open communities in Patagonia (Cabrera, 1994). They frequently grow on the sea coast, on dunes and other sandy, stony areas, grassy and shrubby plains, riversides, roadsides and degraded areas (Cabrera, 1994), behaving as ruderal plants. Native ruderal species are suitable for use in the revegetation of degraded areas (Masini & Rovere, 2015), as is the case of *O. odorata* which occurs frequently in altered environments (Ezcurra & Brion, 2005). This species has been registered as spontaneously colonising abandoned quarries, together with abundant exotic species, in Chubut province, Argentina (Arce et al., 2015), and roadsides in Neuquén and Río Negro provinces (Pirk & Farji Brener, 2012).

In other countries where *O. odorata* is exotic, its use has been evaluated for remediation (Kim et al., 2009; Son et al., 2012). *Oenothera odorata* is a naturalised species that is widely distributed in Korea, including mining areas (Kim et al., 2009), and has been described as a potential species for the phytoremediation of soils in Korean mines contaminated with heavy metals (Kim et al., 1999; Son et al., 2012). Due to

this particular characteristic the species is highly appropriate for use on roadsides, where the deposit of heavy metals from vehicle exhaust fumes is common (Atkins et al., 1982).

Roads are important in modern society, given that they offer corridors for the transport of goods and people through different landscapes, and increasing interest is therefore being shown in the effect of roads on local and regional environments (Rencht et al., 2005). The use of ecological restoration techniques employing native species on roadsides not only helps to stabilise the soil, forming a ground cover that protects against erosion (Tormo et al., 2007; Bochet et al., 2010a), but also helps to conserve local biological diversity. There are several advantages to using native species: they are already adapted to the environmental conditions, provide suitable habitats for other species of plants and animals, improve natural colonisation, and most importantly, their use can be transformed into a strategy to increase appreciation of their value and promote their conservation (Bochet et al., 2010b; Sabatino et al., 2015; Masini et al., 2016). Given native plant adaptation to local environmental conditions, the establishment of new populations of these species is one of the main strategies used in restoration (Abella et al., 2012; Sabatino et al., 2015; Masini et al., 2016). For this reason native species, and especially endemic ruderal species, should be used for the stabilisation of embankments and the revegetation of bare roadsides, ensuring not only traffic safety but also conservation of local biodiversity.

Different methods of active restoration can be used for the recuperation of plant communities in degraded sites, such as direct sowing in the field, the use of soil seed banks or the reintroduction of nursery-grown plants (Bainbridge, 2007). However, in order to implement any of these techniques, the germination strategies and appropriate cultivation techniques of the plants must be known (Ulian et al., 2008; Lai et al., 2016), since certain species may present mechanisms of seed dormancy, making reproduction more difficult to achieve (Baskin & Baskin, 2008).

With regard to dormancy, it is known that in environments where the wet season occurs in winter, like Patagonia (Páruelo et al., 1998), species that disperse their seeds in summer-autumn may present physiological dormancy (Figueroa & Jaksic, 2004). The seeds of plants with this characteristic should be exposed to stratification treatment, cold or warm, in order to end this latent state (Baskin & Baskin, 2004). This physiological dormancy mechanism is present in most temperate forest species (Rovere, 2006), such as *Fuchsia magellanica* Lam., whose seeds require cold, humid stratification in order to germinate (Figueroa et al., 1996). In arid environments physical dormancy is also frequently observed in some botanical families (e.g., Fabaceae and Chenopodiaceae) and can be broken by means of chemical or mechanical scarification (Baskin & Baskin, 2004; Beider, 2012).

The objective of this work was to characterise the size and weight of *Oenothera odorata* seeds, and determine the presence of physiological or physical dormancy in their germination.

MATERIALS AND METHODS

Species description. *Oenothera odorata* (Fig. 1), a species indigenous to Argentina, is widely distributed throughout Patagonia in Neuquén, Río Negro, Chubut and Santa Cruz provinces. It is also found in the provinces of Buenos Aires, La Pampa, Mendoza, the east of Córdoba, the south of San Juan and in Chile (Zuloaga et al., 2008). This species generally grows between 0 and 1000 m a.s.l., reaching an altitude of 2800 m only in the cordillera of Mendoza (Dietrich, 1977). It is present in altered environments of Nahuel Huapi National Park (Ezcurra & Brion, 2005), in sandy or stony ground, and is frequently found at roadsides in the Patagonian steppe (Green & Ferreyra, 2012) and at the edges of forests (Bisheimer, 2012). The plant is annual (Green & Ferreyra, 2012), biennial, or short-lived perennial (Kiesling, 2003), from 25 to 80 cm in height, and forms a simple rosette or has a main stem and lateral stems, either prostrate or arched, which ascend from the rosette (Dietrich, 1977; Kiesling, 2003). The basal leaves are linear or narrowly oblanceolate, while the upper leaves are linear, narrowly lanceolate, with a short leafstalk (Green & Ferreyra, 2012). The corolla is yellow, actinomorphic, and over 1 cm in depth; the nectar has a high sugar concentration and proportion of sucrose, which corresponds to the flower type visited by nocturnal insects (Chalcoff et al., 2006). The fruit is a cylindrical capsule (Bisheimer, 2012) of 3–5 cm x 0.3–0.4 cm, with numerous light brown ellipsoid seeds (Dimitri, 1972).



Fig. 1. *Oenothera odorata* (a) Individual during flowering, (b) flower, (c) seeds with a cm scale, (d) germinated seed (arrow) during germination assay.

Fig. 1. *Oenothera odorata* (a) Ejemplar durante la floración, (b) detalle de la flor, (c) semillas junto a una escala en cm, (d) semillas germinadas (indicada con flecha) durante el ensayo de germinación.

In popular medicine this plant is used to treat rheumatism, stomach pain and diarrhoea (Green & Ferreyra, 2012), and dermatological uses have also been investigated (Choi et al., 2010). It is an ornamental species (Dimitri, 1972) suitable for arid sites, due to its large, luminous yellow flowers, its extensive flowering period during summer and its perfume (Green & Ferreyra, 2012). Its use in xero-gardening has been registered in Mendoza (Dalmasso et al., 2009).

The authors of the genera and species mentioned in this publication were abbreviated according to The International Plant Names Index (2012).

Study site. The study was carried out on the eastern side of Nahuel Huapi National Park, in the north of Patagonia, Argentina (41° 07' 12" S, 71° 13' 23" W). Sampling took place in a steppe zone, on both sides of National Highway 40 (2 ha). Disturbance of the area is principally due to the presence of this road. The sampling site is homogenous in terms of vegetation within the area, and also altitude, with an average of 838 m a.s.l. The annual average temperature in the area is 8 °C and annual average precipitation is 600 mm. The vegetation presents both native species typical of the area (e.g., *Pappostipa speciosa* (Trin. & Rupr.) Romasch., *Mulinum spinosum* Pers., and *Oenothera odorata*), and exotic herbs (e.g., *Rumex acetosella* L., *Bromus tectorum* L., *Carduus thomereri* Weinm. and *Verbascum thapsus* L.) (Correa, 1969–1999).

Collecting, cleaning and storage of seeds. Mature seed capsules from 30 *Oenothera odorata* plants were collected in March 2016. The seeds were removed in the laboratory and left to dry at room temperature. Once dry, all the seeds were gathered into one lot and stored for 6 months in a labelled paper bag in a refrigerator at 5 °C, in the dark, until the germination assay was carried out. Seeds that seemed viable by appearance were used for the measurements, weights and assays described here, while those which appeared empty (flattened shape) were discarded.

Seed dimensions, shape and weight. Using digital callipers we measured the maximum width, thickness, and maximum length of each of a sample of 100 seeds (Sanchez et al., 2002). Seed dimensions (length, width and thickness) were used to determine seed shape; that is, the variance in the three dimensions. Each value was divided by the highest of the three values. The variance has a minimum value of 0 in seeds which are perfectly spherical in shape, and a maximum value of 1 in needle- or disc-shaped seeds (Thompson et al., 1993; Pérez-Harguindeguy, 2013). In order to determine seed weight, a total of 10 lots of 100 seeds were weighed using a precision balance.

Germination assay and seed viability. Before conducting the germination assay, two pre-germination treatments were

applied: (1) cold moist stratification for 45 days (CMS), the seeds being placed between layers of cotton wool moistened with a fungicide solution of copper oxychloride, then put inside hermetically sealed plastic bags and kept in a refrigerator at 5 °C, in darkness; (2) mechanical scarification with a scalpel (MS), involving cutting of the tegument without damaging the endosperm. For each treatment and the control (C) 10 repetitions of 30 seeds were carried out, seeds having been chosen at random from the lot. The seeds were disinfected with a 2% sodium hypochlorite solution for 2 minutes, and then rinsed under running water for 2 minutes before being put in transparent plastic Petri dishes. The seeds were placed on filter paper discs and cotton wool, both of which had been moistened with distilled water and fungicide solution. The assay was conducted in a germination chamber under controlled light and temperature conditions: 12 h light/12 h darkness, at 20/10 °C, respectively. This assay lasted 56 days and germination was checked every 4 days, when seeds were watered with a solution of distilled water and fungicide. A seed was considered to have germinated when at least 2 mm of radicle had emerged from the tegument.

At the end of the germination assay a viability test was carried out on the seeds which had not germinated, by means of a cut test, where a transversal cut was made with a scalpel and the state of the internal tissues observed in order to distinguish those which were definitely not viable, or dead, from those which were probably viable (Gosling, 2003). The seeds were classified as empty, attacked by fungi, infected (attacked by insects) and viable (turgid).

Data analysis. In order to evaluate the pre-germination treatments applied, the final germination percentage was determined (G) and the mean germination time (MGT) for each treatment and the control. The final germination percentage for each repetition was calculated using the formula $G=g/(g+vs+f)$, where g is the number of germinated seeds, vs is the number of viable seeds according to the cut test and f is the number of seeds attacked by fungi (Gosling, 2003). The seeds which did not have germination potential were not taken into account in this calculation; seeds which appeared to be empty or infected (attacked by insects) in the cut test were excluded.

Mean germination time (MGT) was calculated for each treatment, which indicates the average number of days taken for one seed to germinate. The equation used to obtain MGT was based on the proposal made by Khajeh-Hosseini et al. (2003):

$$MGT = \frac{\sum_{i=1}^n f_i x_i}{\sum_{i=1}^n x_i}$$

Where f_i is the number of days since the beginning of the germination assay, and x_i is the number of seeds that germinated within certain consecutive intervals of time (4 days).

Also calculated was time until germination (TUG), taken as the number of days that passed until germination began, for the control and the different treatments carried out (Méndez, 2007).

Since the data for the variables G and MGT did not comply with the assumptions of normality and homogeneity of variance, even when the data were arcsine transformed, the treatment means were compared using the Kruskal-Wallis non-parametric test. In the cases where significant differences were found, pairwise multiple comparisons of the means (Siegel & Castellan, 1995) were performed using the SPSS 23 package for Windows. For the TUG data no statistical analysis was carried out, since the same values were found for the treatments and their repetitions.

Table 1. Seed dimensions (mean \pm SD, N=100) and weight of 100 seeds (N=10) of *Oenothera odorata*.

Tabla 1. Dimensiones de una semilla (media \pm DE, N=100) y peso de un lote de 100 semillas (N=10) de *Oenothera odorata*.

	<i>Oenothera odorata</i>
Length (mm)	1.84 \pm 0.19
Width (mm)	0.79 \pm 0.08
Thickness (mm)	0.70 \pm 0.08
Weight (g)	0.044 \pm 0.002

RESULTS

Seed dimensions, shape and weight. Seeds dimensions and weight are shown in Table 1. Variance for the seeds was 0.08, a value close to 0, indicating that the seeds are ovoid in shape, more spherical than flattened.

Germination. Significant differences were found between treatments, both for percentage germination (H = 7.050; P = 0.029) and MGT (H = 9.388; P = 0.009), (Fig. 2, Fig. 3). For percentage germination and MGT the only treatments that differed from each other were C and CMS, the highest percentage germination value having been obtained for CMS and the lowest mean germination time for CMS (Fig. 2, Fig. 3). With regard to TUG, the seeds in the control and in the pre-germination treatments began to germinate after 4 days (Fig. 4).

Germination progress was analysed using cumulative germination curves as a function of time (Fig. 4). The curve shows that germination occurred rapidly during the first 4 days of the assay. Similar progress was found in all treatments: C seeds became stabilised and reached their highest accumulated germination percentage 24 days after the start of the assay, while the CMS treatment reached this point after 4 days, and the MS treatment after 12 days (Fig. 4).

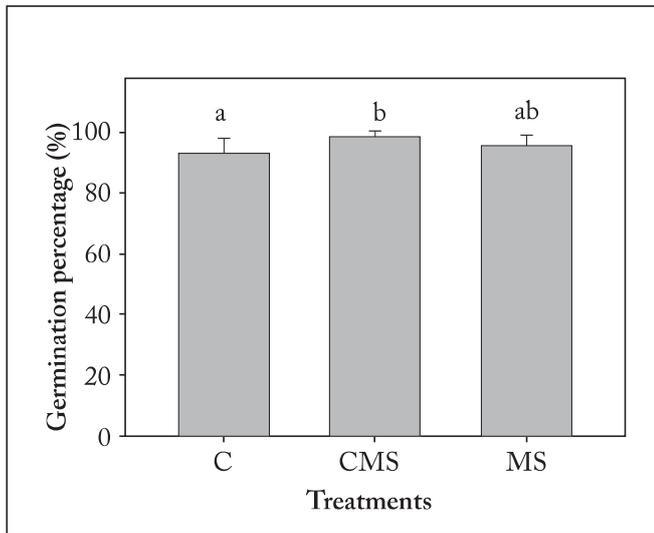


Fig. 2. *Oenothera odorata* germination percentage (mean ± SD) in control (C), cold moist stratification (CMS) and mechanical scarification with scalpel (MS) treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments (P<0.05).

Fig. 2. Porcentaje de germinación de semillas *Oenothera odorata* (media ± DE), en el control (C), estratificación húmeda fría (CMS) y escarificación mecánica con bisturí (MS). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (P<0,05).

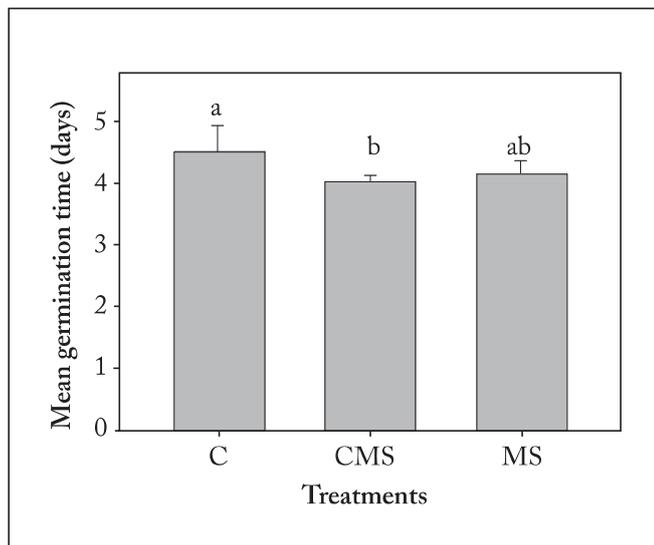


Fig. 3. Mean germination time (MGT) (mean ± SD) of *Oenothera odorata* seeds in control (C), cold moist stratification (CMS), and mechanical scarification (MS) with scalpel treatments. Different letters indicate statistically significant differences between treatments (P<0.05).

Fig. 3. Tiempo medio de germinación (MGT) (media ± DE) de semillas de *Oenothera odorata* en el control (C) y los tratamientos de estratificación húmeda fría (CMS) y escarificación mecánica (MS) con bisturí. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (P<0,05).

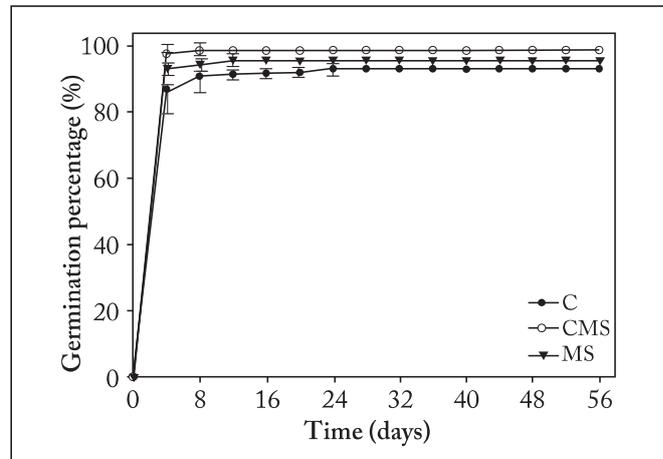


Fig. 4. Cumulative percentage germination of *Oenothera odorata* (mean ± SD) in control (C), cold moist stratification (CMS) and mechanical scarification with scalpel (MS) treatments.

Fig.4. Porcentaje de germinación acumulada de *Oenothera odorata* (media ± DE), en el tiempo para el control (C), estratificación húmeda fría (CMS) y escarificación mecánica con bisturí (MS)

DISCUSSION

Oenothera odorata seeds did not present dormancy mechanisms under the conditions evaluated. Following a cold storage period, and under the pre-germination treatments applied, germination percentages were high, and similar to the control. The scarification treatment presented values similar to the stratification treatment and the control. However, differences were observed in results from the cold moist stratification treatment, which were higher than the control. Also, cold moist stratification accelerated *O. odorata* seed germination making it more uniform over time. Both aspects are important for the development of plants in nurseries since the production and the growing season are maximized (Rovere, 2006).

The absence of dormancy mechanisms and high germination percentages have been found in other *Oenothera* species, such as *O. curtiflora* W.L. Wagner & Hoch, *O. glazioviana* Micheli (Baskin & Baskin, 2014) and *O. affinis* (Royal Botanic Gardens Kew, 2008). Seeds from these species present 100% germination with no specific treatment, and germinate rapidly, in 14 days, whether at constant or alternating temperatures. The high percentage of germination and speed of germination recorded for *O. odorata* have not been documented for other species of the genus. In the cumulative germination curve of *O. odorata*, the stratification treatment achieved the highest percentage of germination in the first week (8 days). Seeds of other *Oenothera* species germinate more slowly, with germination percentages depending on the temperature they are exposed to. An example of this is *O. acaulis* Cav., which achieves 59% germination after 77 days at a constant tem-

perature of 15 °C; 72% after 70 days at a constant temperature of 20 °C and 100% after 70 days at 21 °C (Royal Botanic Gardens Kew, 2008). Other species, such as *O. macrocarpa* Pursh and *O. pilosella* Raf., present physiological dormancy which can be broken with cold stratification, while in *O. laciniata* Hill and *O. drummondii* Walp. dormancy can be broken with moist stratification (Baskin & Baskin, 2014). It has been reported that *O. biennis* presents 93% germination following scarification with scalpel and the application of gibberellins acid at alternating temperatures of 33/19 °C (Royal Botanic Gardens Kew, 2008); other authors have reported that *O. biennis* presents physiological dormancy that can be broken by cold stratification (Baskin & Baskin, 1994). In *O. odorata* the cold moist stratification and alternating temperatures and photoperiod of 20 light /10 °C darkness were adequate to achieve high percentages of germination.

The weight of the *O. odorata* seeds (weight of 1000 seeds extrapolated from the data: 0.44 g) lies within the range documented for other species of this genus, such as *O. affinis* (0.39 g), *O. biennis* (0.40 g) and *O. parviflora* L. (0.54 g) (Royal Botanic Gardens Kew, 2008). Seed weight and shape are key regenerative characteristics and knowledge of these is essential to our understanding of the reproductive biology and establishment strategies of plant species: they provide information on dispersion capacity and mechanisms (Fenner & Thompson, 2005), the risk of predation, and possible interaction with granivorous species (Pirk & López de Casenave, 2010). Lighter seeds tend to be dispersed over a wider distance than heavier seeds, and smaller-sized, more spherical seeds become buried in the soil more easily than larger ones, thus avoiding predation (Thompson et al., 1993).

Oenothera odorata seeds are ovoid in shape, more spherical than elongated, and this, along with their weight, indicates that a persistent seed bank could be formed. The size and shape of seeds are important since these characteristics are related to longevity, and therefore persistence in the seed bank (Thompson et al., 1993; Funes et al., 1999; Traba et al., 2006). This ecological information is relevant to the management and restoration of vegetation, whether in forest environments (van der Valk & Verhoeven, 1988) or the steppe (Gonzalez & Germandi, 2008). Onagraceae seeds are generally orthodox, and remain viable for variable time periods when they are stored (Royal Botanical Gardens Kew, 2008) or form part of soil seed banks (Evans et al., 2006). *Oenothera biennis* seeds can retain viability in soil for over 80 years (Darlington & Steinbauer, 1961), and develop an aerial seed bank consisting of seeds remaining on the plant (Evans et al., 2006). These characteristics are not known for *O. odorata*, and could be the subject of further research.

During this study *O. odorata* seeds presented high germination values under the photoperiod of 12/12 hours of light and darkness. It is known that species of the *Oenothera* genus generally require light for germination, and that seedlings can

become established in different types of bare soil (Mihulka et al., 2003). That light is required for germination is a frequent characteristic of species like *O. odorata*, which grow in open or disturbed habitats (Harper, 1977). Several Onagraceae (*Oenothera biennis*, *O. fallax* Renner and *O. glazioviana*) that colonise artificial habitats such as roadsides or train tracks can produce new shoots following severe damage, which in disturbed conditions may represent an alternative strategy to regeneration from the seed bank (Martínková et al., 2006).

Germination is a process of extreme importance, given that it marks the beginning of a lifecycle (Ruiz et al., 2013). Although this work evaluates *O. odorata* germination under laboratory conditions, the results are useful both for plant propagation and sowing in the field. Future research could study conditions for successful establishment in the field. In addition, the *O. odorata* type of taproot (Rovere, personal observation) optimises the capture of resources in sites with high hydric stress, such as roadside embankments (Valladares et al., 2011). The fact that the seeds of this species are orthodox (Royal Botanic Gardens Kew, 2008) and have no dormancy mechanisms means they can be stored in germplasm banks and propagated easily.

Given the importance of integrating degraded areas into the environment or natural landscape, and considering revegetation with native plants and interaction with local fauna (Menz et al., 2011; Sabatino et al., 2015), the use of *O. odorata* for revegetation would afford functional integration due to its interaction with other species, as a food source for the only species of leafcutter ant in Patagonia (Pirk & Farji-Brener, 2012), and for the nocturnal insects that pollinate it (Chalcoff et al., 2006). Furthermore, *O. odorata* has been registered as a valuable species for bees in northwest Chubut (Forcone & Kutschker, 2006; Forcone & Ruppel, 2012), and could therefore be of interest to beekeepers.

Finally, due to the considerable environmental impact of road construction (García Palacios et al., 2010), the lack of basic information on the ecology of areas degraded by road infrastructure (Bradshaw & Huttel, 2001) and the little known of possible strategies to recover these environments (Matesanz et al., 2006), the present study makes a practical contribution to facilitate the use of a native species for this purpose.

CONCLUSIONS

Oenothera odorata presents high percentages of germination, no specific requirements for germination and the capacity to fix heavy metals. These characteristics make it a key species for use in ecological restoration work in degraded sites affected by traffic. As this species is a low herb it does not cause visual interference for vehicles, and at the same time helps to integrate the disruptive element (e.g., road system, train tracks) into the landscape and sustains interactions with local fauna involving herbivory and pollination, thus contributing to restoration of the original habitat and preservation of

regional biodiversity. This work constitutes a new contribution to the study of an Onagraceae species that is native to Argentina, and the results can be applied to *in situ* conservation by means of different restoration techniques.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was carried out with partial funding from the National Council of Scientific and Technical Research of Argentina (CONICET) PIP: 0196 assigned to Adriana Rovere.

REFERENCES

- Abella, S.R., D.J. Craig, S.D. Smith & A.C. Newton (2012). Identifying native vegetation for reducing exotic species during the restoration of desert ecosystems. *Restoration Ecology* 20: 781-787.
- Arce, M.E., V. Walicki, I. Castro, M.F. Valenzuela, A. de Sosa Tomas, M.G. Rack & L. Ferro (2015). Evaluación de la revegetación natural en canteras de áridos en dos sitios de la provincia de Chubut. In: Martínez Carretero, E. and Dalmasso, A.D. (eds), pp. 355-383. Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2. IADIZA, Mendoza, Argentina. 483 p.
- Atkins, D.P., I.G. Trueman, C.B. Clarke & A.D. Bradshaw (1982). The evolution of lead tolerance by *Festuca rubra* on a motorway verge. *Environmental Pollution* 27: 233-241.
- Bainbridge, D. (2007). A Guide for Desert and Dryland Restoration: New hope for Arid Lands. Island press, Washington. 391 p.
- Baskin, C.C. & J.M. Baskin (1994). Germination requirements of *Oenothera biennis* seeds during burial under natural seasonal temperature cycles. *Canadian Journal of Botany* 72: 779-782.
- Baskin, C.C. & J.M. Baskin (2014). Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Elsevier Inc., San Diego. 1586 p.
- Baskin, C.C. & J.M. Baskin (2004). A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* 14: 1-16.
- Baskin, J. M. & C.C. Baskin (2008). Some considerations for adoption of Nikolaeva's formula system into seed dormancy classification. *Seed Science Research* 18: 131-137.
- Beider, A. (2012). Viverización de especies nativas de zonas áridas. *Experimentia - Revista de Transferencia Científica* 2: 9-67.
- Bochet, E., P. García-Fayos & J. Tormo (2010a). How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation & Development* 21: 110-121.
- Bisheimer, M.V. (2012). Flores de la Patagonia Argentina. Editorial de Autor, Neuquén. 244 p.
- Bochet, E., J. Tormo & P. García-Fayos (2010b). Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration ecology* 18: 656-663.
- Bowers, J.E. (1987). 100 Roadside Wildflowers of Southwest Woodlands. Western National Parks Association. Tucson, AZ.
- Bradshaw, A.D. & R.F. Huttel (2001). Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecological engineering* 17: 87-90.
- Cabrera, A.L. (1994). Regiones fitogeográficas argentinas. In: Kugler W.F. (ed) pp, 1-85. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería, Tomo II, Fascículo 1: regiones fitogeográficas Argentinas. ACME, Buenos Aires. 85 p.
- Chalcoff, V.R., M.A. Aizen & L. Galetto (2005). Nectar concentration and composition of 26 species from the temperate forest of South America. *Annals of Botany* 97: 413-421.
- Choi, M.E., W.H. Woo & Y.J. Mun (2010). Inhibitory Effects of Herb and Seeds of *Oenothera odorata* on the Melanogenesis. *The Journal of Korean Medicine Ophthalmology and Otolaryngology and Dermatology* 23(1): 149-157.
- Cornejo, P., S. Meier, S. García, N. Ferrol, P. Durán, F. Boric & A. Seguel (2017). Contribution of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi to the bioremediation of a copper contaminated soil using *Oenothera picensis*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 17: 14-21.
- Correa, M.N. (1969-1999). Flora Patagónica. Colección científica. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires.
- Crisafulli, A., R.M. Picone & A. Soldano (2013). *Oenothera indecora* (Onagraceae) a neophyte new to Italy. *Flora Mediterranea* 23: 87-92.
- Dalmasso, A.D., R. Candia & C. Ganci (2009). La Xerojardinería con especies nativas. Fundación CRICYT, Mendoza, Argentina. 80 p.
- Darlington, H.T. & G.P. Steinbauer (1961). The eighty-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 48: 321-325.
- Dietrich, W. (1977). The South American species of *Oenothera* sect. *Oenothera* (Raimannia, Renneria; Onagraceae). *Annals of the Missouri Botanical Garden* 64: 425-626.
- Dietrich, W., W.L. Wagner & P.H. Raven (1997). Systematics of *Oenothera* section *Oenothera* subsection *Oenothera* (Onagraceae). Sistemática de *Oenothera* sección *Oenothera* subsección *Oenothera* (Onagraceae). *Systematic Botany* 50: 12-34.
- Dimitri, M.J. (1972). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo 1, Vol. 1. Editorial ACME SACI, Buenos Aires, Argentina. 1161 p.
- Evans, M.E., R. Ferriere, M.J. Kane & D.L. Venable (2006). Bet hedging via seed banking in desert evening primroses (*Oenothera*, Onagraceae): demographic evidence from natural populations. *The American Naturalist* 169: 184-194.
- 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, Argentina. 70 p.
- Figueroa, J.A. & F.M. Jaksic (2004). Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 201-215.
- Figueroa, J., J.J. Armesto & J.F. Hernández (1996). Estrategias de germinación y latencia de semilla en especies del bosque templado de Chiloé, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 243-251.
- Forcone, A. & A. Kutschker (2006). Floración de las especies de interés apícola en el noroeste de Chubut, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 8: 151-157.
- Forcone, A. & S. Ruppel (2012). Polen de interés apícola del Noroeste de Santa Cruz (Patagonia Argentina): aspectos morfológicos. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 47: 77-86.
- Funes, G., S. Basconcelo, S. Díaz & M. Cabido (1999). Seed size and shape are good predictors of seed persistence in soil in temperate mountain grasslands of Argentina. *Seed Science Research* 9: 341-345.
- Gambino, P. & A. Vilela (2011). Morphological traits and allocation patterns related to stress-tolerance and seed-yield in wild and domesticated evening primrose (*Oenothera* L. Onagraceae). *Industrial Crops and Products* 34: 1269-1276.

- García-Palacios, P., S. Soliveres, F.T. Maestre, A. Escudero, A.P. Castillo-Monroy & F. Valladares (2010). Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36: 1290-1298.
- Gonzalez, S. & L. Ghermandi (2008). Postfire seed bank dynamics in semiarid grasslands. *Plant Ecology* 199: 175-185.
- González, I., V. Mucna, M. Cisternas & A. Neaman (2008). Acumulación de cobre en una comunidad vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 81: 279-291.
- Gosling, P.G. (2003). Viability Testing. In: Smith, R.D. Dickie, J.B. Linington, S.H., Pritchard H.W. & Probert R.J. (eds.), pp. 445-481. *Seed Conservation: turning science into practice*, The Royal Botanic Gardens, Kew, Great Britain. 994 p.
- Green, L. & M. Ferreyra (2012). Flores de la estepa patagónica. Vázquez. Mazzini Editores. Buenos Aires, Argentina. 288 p.
- Hall, I.V., E. Steiner, P. Threadgill & R.W. Jones (1988). The Biology of Canadian Weeds: 84. *Oenothera biennis* L. *Canadian Journal of Plant Science* 68: 163-173.
- Harper, J.L. (1977). Population Biology of Plants. Academic Press, London, UK. 1977 pp.xxii + 892 p.
- Khajeh-Hosseini, M., A.A. Powell & I.J. Bingham (2003). The interaction between salinity stress and seed vigour during germination of soybean seeds. *Seed Science and Technology* 21: 715-725.
- Kiesling, R. (2003). Flora de San Juan. República Argentina. Volume II: multiple-leaf dicotyledons (second part: Oxalidaceae and Umbelliferae). Estudio Sigma. 257 p.
- Kim, D.Y., H. Park, S.H. Lee, N. Koo & J.G. Kim (2009). Arsenate tolerance mechanism of *Oenothera odorata* from a mine population involves the induction of phytochelatin in roots. *Chemosphere* 75: 505-512.
- Kim, J.G., S.K. Lim, S.H. Lee, Y.M. Yoon, C.H. Lee & C.Y. Jeong (1999). Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Korean Journal Environmental Agricultural* 18: 28-34.
- Lai, L., L. Chen, L. Jiang, J. Zhou, Y. Zheng & H. Shimizu (2016). Seed germination of seven desert plants and implications for vegetation restoration. *Acta Bot PLANTS* 8: plw031.
- Martinková, J., J. Klimešová & S. Mihulka (2006). Vegetative regeneration of biennial *Oenothera* species after disturbance: Field observations and experiment. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 201: 287-297.
- Masini, A.C.A. & A.E. Rovere (2015). Requerimientos germinativos de *Sphaeralcea mendocina* Philippi (Malvaceae), especie ruderal endémica de Argentina. In: Martínez Carretero, E. & Dalmasso, A.D. (eds), pp. 203-213. *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2*. IADIZA, Mendoza, Argentina. 483 p.
- Masini, A.C.A., A.E. Rovere & G.I. Pirk (2016). Germinación de *Gutierrezia solbrigii* y *Senecio subulatus*, asteráceas endémicas de Argentina. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 85: 314-323.
- Matesanz, S., F. Valladares, D. Tena, M. Costa-Tenorio & D. Bote (2006). Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14: 297-307.
- Méndez, E. (2007). Germination of *Denmoza rhodacantha* (Salm-Dyck) Britton & Rose (Cactaceae). *Journal of Arid Environments* 68: 678-682.
- Menz, M.H.M., R.D. Phillips, R. Winfree, C. Kremen, M.A. Aizen, S.D. Johnson & K.W. Dixon (2011). Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science* 16: 4-12.
- Mermoz, M., C. Úbeda, D. Grigera, C. Brion, C. Martin, E. Bianchi & H. Planas (2009). El Parque Nacional Nahuel Huapi: sus características y estado de conservación. Editorial Administración de Parques Nacionales, Parque Nacional Nahuel Huapi, San Carlos de Bariloche, Argentina. 80 p.
- Mihulka, S., P. Pyšek & J. Martinková (2003). Invasiveness of *Oenothera* congeners in Europe related to seed characteristics. Plant invasions: ecological threats and management solutions. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 213-215.
- Miller, J.H. & K.V. Miller (2005). Forest plants of the southeast and their wildlife uses. Rev. ed. Athens: University of Georgia Press. 454 p.
- Paruelo, J.M., A. Beltrán, E. Jobbágy, O.E. Sala & R.A. Golluscio (1998). The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* 8: 85-101.
- Perez-Harguindeguy, N., S. Diaz, E. Garnier, S. Lavorel, H. Poorter, P. Jaureguiberry, et al. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany* 61: 167-234.
- Pirk, G.I. & A.G. Farji-Brener (2012). Foliar herbivory and its effects on plant growth in native and exotic species in the Patagonian steppe. *Ecological Research* 27: 903-912.
- Pirk, G.I. & J.L. López de Casenave (2010). Influence of seed size on feeding preferences and diet composition of three sympatric harvester ants in the central Monte Desert, Argentina. *Ecological Research* 25: 439-445.
- Raven, P.H. (1988). Onagraceae as a model of plant evolution. In: Gottlieb L.D & Jain S.K. (eds), pp. 85-107. *Plant evolutionary biology*. Springer, Dordrecht. 414 p.
- Rentch, J.S., R.H. Fortney, S.L. Stephenson, H.S. Adams, W.N. Grafton & J.T. Anderson (2005). Vegetation-site relationships of roadside plant communities in West Virginia, USA. *Journal of Applied Ecology* 42: 129-138.
- Romeo, R.A., A.C. Sánchez & L. Novara (2008). Onagraceae. *Aportes Botánicos de Salta-Serie Flora* 8: 1-48.
- Rovere, A.E. (2006). Cultivo de Plantas Nativas Patagónicas: árboles y arbustos. Editorial Caleuche, San Carlos de Bariloche, Argentina. 54 p.
- Royal Botanic Gardens Kew (2008). Seed Information Database (SID). Version 7.1. <http://data.kew.org/sid/SidServlet?ID=16340&Num=19X>. Viewed: January 10, 2018.
- Ruiz, M., A. Golberg & M.L. Molas (2013). From seed to seedling: an ecophysiological point of view. In: Busso, C.A. (ed), pp. 3-26. *From seed germination to young plants. Ecology, Growth and environmental influences*. Nova Biomedical. New York. 369 p.
- Sabatino, C.M., A.E. Rovere & N. Maceira (2015). Germinación de *Eryngium regnellii*: especie clave para la restauración ecológica de las interacciones planta-polinizador en la Pampa Austral (Buenos Aires, Argentina). *Phyton International Journal of Experimental Botany* 84: 434-442.
- Sanchez, A.M., F.M. Azcarate, L. Arqueros & B. Peco (2002). Volumen y dimensiones como predictores del peso de semilla de especies herbáceas del centro de la Península Ibérica. *Anales Jardín Botánico de Madrid* 59: 249-262.

- Shim, S.R. & J.H. Kim (2006). Vegetation Characteristics of Main Herbaceous Flowers for Ecological Restoration. *Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology* 9: 64-71.
- Siegel, S. & N.J. Castellan (1995). Estadística No Paramétrica: Aplicada a Las Ciencias de La Conducta, Trillas, México. 437 p.
- Singh, S., R. Kaur & S.K. Sharma (2012). An updated review on the *Oenothera* genus. *Journal of Chinese Integrative Medicine* 10: 717-725.
- Son, K.H., D.Y. Kim, N. Koo, K.R. Kim, J.G. Kim & G. Owens (2012). Detoxification through phytochelatin synthesis in *Oenothera odorata* exposed to Cd solutions. *Environmental and Experimental Botany* 75: 9-15.
- The International Plant Names Index (2012). The International Plant Names Index. Disponible en: <http://www.ipni.org>. Accedido March 1, 2018.
- Thompson, K.B.S.R., S.R. Band & J.G. Hodgson (1993). Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* 7: 236-241.
- Traba, J., F.M. Azcárate & B. Peco (2006). The fate of seeds in Mediterranean soil seed banks in relation to their traits. *Journal of Vegetation Science* 17: 5-10.
- Tormo, J., E. Bochet & P. García-Fayos (2007). Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15: 97-102.
- Ulian, T., A.E. Rovere & B. Muñoz (2008). Taller sobre conservación de semillas para la restauración ecológica. *Ecosistemas* 17: 147-148.
- Valladares, F., L. Balaguer, I. Mola, A. Escudero & V. Alfaya (2011). Restauración ecológica de aéreas afectadas por infraestructuras de transporte. Base científica para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. 324 p.
- van der Valk, A.G. & J.T.A. Verhoeven (1988). The restoration of quaking fens from floating forests: the role of the seed bank and understory species. *Vegetatio* 76: 3-13.
- Wagner, W.L., P.C. Hoch & P.H. Raven (2007). Revised classification of the Onagraceae. The American Society of Plant Taxonomists. *Systematic Botany Monographs* 83: 1-240.
- Zuloaga, F. & O. Morrone (1999). Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina II. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanic Garden* 74: 879-891.
- Zuloaga, F.O., O. Morrone & M.J. Belgrano (2008). Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. Missouri Botanical Garden, Saint Louis. 3486 p.

Germinación de *Phacelia secunda* (Boraginaceae) y *Eryngium paniculatum* (Apiaceae), hierbas perennes de la Patagonia Argentina

TRABAJOS ORIGINALES

Presentado: 18/02/2019
Aceptado: 11/07/2019
Publicado online: 30/09/2019

Correspondencia:

*Autor de correspondencia

Giselle Ailin Chichizola:
gisellechichizola@comahue-conicet.gov.ar

Adriana Edit Rovere:
arovere@conicet.gov.ar

Sofía Laura Gonzalez:
sofia903@gmail.com

Otros datos de los autores / biografía:

ORCID Giselle Ailin Chichizola:
<https://orcid.org/0000-0002-8893-673X>

ORCID Adriana Edit Rovere:
<https://orcid.org/0000-0002-9811-1192>

ORCID Sofía Laura Gonzalez:
<https://orcid.org/0000-0002-7374-9368>

Citación:

Chichizola G.A., A.E. Rovere, S.L. Gonzalez. 2019. Germinación de *Phacelia secunda* (Boraginaceae) y *Eryngium paniculatum* (Apiaceae), hierbas perennes de la Patagonia Argentina. Revista peruana de biología 26(3): 311 - 316 (Septiembre 2019). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i3.16774>

Palabras clave: conservación; dormición; especies colonizadoras; estepa; restauración.

Keywords: conservation; dormancy; pioneer species; steppe; restoration.

Seed germination of *Phacelia secunda* (Boraginaceae) and *Eryngium paniculatum* (Apiaceae), perennial herbs from Patagonia Argentine

Giselle Ailin Chichizola*, Adriana Edit Rovere, Sofía Laura Gonzalez

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA, CONICET-UNCOMA). Quintral 1250. San Carlos de Bariloche (8400), Río Negro, Argentina.

Resumen

El objetivo fue evaluar los requerimientos de germinación de *Phacelia secunda* J.F. Gmel. y *Eryngium paniculatum* Cav. y Dombey ex F. Delaroche, herbáceas perennes colonizadoras de ambientes degradados del noroeste patagónico argentino y de interés para la restauración ecológica. Se evaluó el porcentaje, tiempo medio e inicio de germinación en un control (C) y dos tratamientos pre-germinativos: escarificación mecánica con bisturí (EM) y estratificación húmeda fría durante 45 días (EHF). En *P. secunda*, el porcentaje de germinación en el tratamiento EHF (2%) fue menor que en el C (24%) y el tratamiento EM (16%). En *E. paniculatum* se encontraron diferencias entre el C (94%) y el tratamiento EHF (82%), pero no entre el C y EM (91%). El tratamiento EHF aceleró el inicio de la germinación en ambas especies. Las semillas de *P. secunda* mostraron baja capacidad de germinación siendo necesario evaluar nuevos tratamientos. *Eryngium paniculatum* mostró alta capacidad germinativa aún en el control, lo que evidencia que no requiere tratamientos pre-germinativos específicos.

Abstract

The aim was to evaluate the seed germination requirements of *Phacelia secunda* J.F. Gmel. and *Eryngium paniculatum* Cav. y Dombey ex F. Delaroche, perennial herbaceous colonizers of degraded environments of northwest Argentinian Patagonia and of interest for ecological restoration. The germination percentage, mean germination time and time until initiation of germination of a control (C) and two pre-germination treatments: mechanical scarification with a scalpel (EM) and 45 days cold moist stratification (EHF) were evaluated. In *P. secunda*, the germination percentage in EHF treatment (2%) was lower than in C (24%) and EM (16%) treatment. In *E. paniculatum*, differences between C (94%) and EHF (82%) were found, but not between C and EM (91%). EHF treatment accelerated the germination initiation in both species. Seeds of *P. secunda* showed low germination capacity being necessary to evaluate new treatments. *Eryngium paniculatum* showed high germination capacity in the control. Thus this species does not require specific pre-germination treatments.

Introducción

Las semillas pueden presentar mecanismos de dormancia, que son necesarios evaluar para su reproducción (Baskin & Baskin 2008). La dormancia es una condición de las semillas en la cual se inhiben la germinación a pesar de encontrarse bajo condiciones óptimas (Hartmann & Kester 1980, Benech-Arnold et al. 2000). Por ejemplo, las especies de la familia de las Asteraceas presentan generalmente dormancia fisiológica leve o ausencia de dormancia, mientras que las Fabaceas presentan generalmente dormancia física (Baskin & Baskin 2014). A su vez, la dormancia también puede estar relacionada a las condiciones ambientales en donde se desarrolla la especie (Masini et al. 2016). Las especies que dispersan sus semillas en verano-otoño pueden presentar dormancia fisiológica (Figuroa & Jaksic 2004), que logra romperse con un tratamiento de estratificación (Baskin & Baskin 2004, Rovere 2006). Las semillas de especies de ambientes áridos pueden presentar dormancia física la cual logra romperse mediante escarificación química o mecánica (Baskin & Baskin 2004, Masini et al. 2016).

Phacelia secunda J.F. Gmel. y *Eryngium paniculatum* Cav. y Dombey ex F. Delaroché son especies nativas de Argentina y Chile que colonizan frecuentemente ambientes degradados señalados de interés para la restauración (Lai et al. 2016, Masini et al. 2016, Chichizola et al. 2018). Ambas especies se observan con frecuencia en taludes viales en el noroeste patagónico. *Phacelia secunda* se registró como colonizadora en taludes de canteras de extracción de áridos (Arce et al. 2015), en ambientes con depósito de ceniza volcánica (López et al. 2010) y matorrales post-fuego de la Patagonia (Raffaele & Veblen 1998). *Eryngium paniculatum* suele encontrarse en laderas escarpadas y rocosas (Pfanzelt et al. 2008), en bordes de rutas y vías férreas (Troiani & Steibel 2008), y es colonizadora de matorrales post-fuego (Fernández et al. 2010).

Tanto las semillas de *P. secunda* como *E. paniculatum* pueden tener mecanismos de dormancia que dificulten su germinación. Se conocen varios estudios en relación a la presencia de dormancia y la germinación de distintas especies de *Phacelia* (Quick 1947, Keeley & Fotheringham 1998, Raffaele & Veblen 1998, Rice & Ross 2014, Jefferson et al. 2014). Cavieres y Arroyo (1999) observaron que el tiempo de estratificación para romper la dormancia en *P. secunda* fue variable entre poblaciones chilenas según la altitud, aumentando el tiempo necesario de estratificación con la altura. Para distintas especies de *Eryngium* se han observado variaciones en los porcentajes de germinación según distintos tratamientos de temperatura o fotoperíodos aplicados en los ensayos de germinación (Fuentes Fiallo et al. 1996, RBGK 2008, Sabatino et al. 2015). El objetivo del trabajo fue evaluar los requerimientos germinativos de *P. secunda* y *E. paniculatum*. Como hipótesis se plantea que las especies pueden presentar mecanismos de latencia fisiológica o física, los cuales pueden ser superados por escarificación o estratificación.

Material y métodos

Phacelia secunda J.F. Gmel. (Boraginaceae) es una hierba perenne nativa. Posee flores de color violáceo, lila o blanco, reunidas en inflorescencias terminales (Green & Ferreyra 2012). El fruto es una cápsula piriforme de 3 mm que contiene 1-4 semillas (2-3 x 1 mm) (Cavieres 2000). Se distribuye en Chile, Bolivia y en Argentina desde Jujuy hasta Tierra del Fuego (Green & Ferreyra 2012). Posee usos medicinales (Green & Ferreyra 2012), y es de interés melífera (Forcone & Kutschker 2006).

Eryngium paniculatum Cav. y Dombey ex F. Delaroché (Apiaceae) es una hierba perenne rizomatosa nativa. Sus flores son pequeñas de color blanco, dispuestas en capítulos ovoides reunidos a su vez en escapos terminales erectos ramificados; el fruto (3-4 x 2.5-3 mm) es elipsoide, aplanado con escamas laterales (Correa 1998). Se distribuye en el centro y sur de Chile y en Argentina, donde está presente en Buenos Aires, Chubut, La Pampa, Neuquén y Río Negro (Correa 1998). Posee uso medicinal y comestible (Molares & Ladio 2012), ornamental (Vacarezza et al. 2017), y es una especie de interés melífera (Forcone & Kutschker 2006).

Se recolectaron semillas de 30 plantas de cada especie en febrero de 2016. Los frutos maduros de *E. paniculatum* fueron recolectados en un sector de estepa patagónica (41°07'12"S 71°13'23"W, 838 m de altitud) ubicado a ambos lados de la Ruta Nacional 40 en Bariloche (Río Negro, Argentina). Los frutos de *P. secunda* fueron recolectados en un área de bosque de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser (41°08'40.4"S 71°22'6.9"W, 1328 m de altitud), ubicada al borde del camino de acceso al cerro Otto (Bariloche). Los ejemplares de ambas especies están depositados en el herbario de referencia del Centro Regional Universitario Bariloche de la Universidad Nacional del Comahue (BCRU). Para *E. paniculatum* el ejemplar de herbario corresponde a Chiapella 92 (BCRU) y para *P. secunda* corresponde a Ferreyra 384 (BCRU). En laboratorio, se extrajeron en forma manual las semillas de las cápsulas, en el caso de *P. secunda*, y de los capítulos en *E. paniculatum*; y se dejaron secar a temperatura ambiente durante 24 horas. De cada especie se reunieron todas las semillas en un único lote, se dispusieron en una bolsa de papel madera rotulada y se almacenaron a temperatura ambiente y oscuridad hasta realizar los tratamientos pre-germinativos.

Previo al ensayo de germinación se aplicaron dos tratamientos pre-germinativos: estratificación húmeda fría durante 45 días (EHF), en donde se ubicaron las semillas entre capas de algodón, dentro de bolsas de plástico herméticamente cerradas y conservadas en heladera a 5 °C en oscuridad; escarificación mecánica con bisturí (EM), realizando un corte sobre el tegumento de las semillas sin dañar el endospermo. Para el ensayo de germinación, en cada tratamiento y control (C) se realizaron diez repeticiones de 30 semillas cada una. Se desinfectaron las semillas con una solución de hipoclorito de sodio al 2% durante dos minutos, se enjuagaron bajo chorro de agua corriente y se dispusieron en cajas de Petri plásticas transparente, sobre un disco de papel de filtro hume-

decido con agua destilada. El ensayo se llevó a cabo en cámara de germinación bajo condiciones controladas de luz y temperatura: 12 h luz/12 h oscuridad, a 20 °C/10 °C, respectivamente. La duración de este ensayo fue de 52 días y se realizó un control de la germinación cada 4 días, regándose con una solución de agua destilada. Se consideró germinada una semilla cuando emergía por lo menos 2 mm de radícula por fuera del tegumento. Al finalizar el ensayo de germinación, se realizó la prueba de viabilidad a las semillas que no germinaron por medio de un test de corte (Gosling 2003). Las semillas se clasificaron en vacías, atacadas por hongos, infectadas (atacadas por insectos) y viables (turgentes).

Para evaluar los tratamientos pre-germinativos se determinó el porcentaje de germinación final (G), el tiempo medio de germinación (TMG) y el inicio de germinación (IG). El porcentaje de germinación final para cada repetición se calculó empleando la fórmula $G = g / (g + vs + f)$, en donde g es el número de semillas germinadas, vs es el número de semillas viables según el test de corte y f es el número de semillas atacadas por hongos (Gosling 2003). En el cálculo del porcentaje de germinación se excluyeron las semillas que aparecían vacías e infectadas en el test de corte. Se calculó el TMG para cada tratamiento, el cual indica el número promedio de días que tarda una única semilla en germinar (Khajeh-Hosseini et al. 2003). También se calculó IG, como el número de días transcurridos hasta el comienzo de la germinación (Méndez 2007).

Se compararon las medias de los tratamientos con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. En los casos que se encontraron diferencias significativas se aplicaron comparaciones múltiples de a pares de los rangos promedio (Siegel & Castellan 1995). Se utilizó el programa SPSS 23 paquete para Windows.

Resultados

En *P. secunda* se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$) para el G (Fig. 1a), el TMG (Fig. 2a) y IG. El tratamiento de estratificación húmeda en frío (EHF) no incrementó la germinación de semillas con respecto al control (C) y tratamiento de escarificación mecánica (EM). El TMG del tratamiento EHF fue menor al del tratamiento EM, mientras que no se encontraron diferencias entre C y estos dos tratamientos. Las semillas del tratamiento EHF iniciaron su germinación a los 5 días, siendo este tiempo menor al del tratamiento EM (11 días), pero similar al C (8 días). El desarrollo de la germinación se analizó mediante curvas de germinación acumulada en función del tiempo (Fig. 3a). El C y EM presentaron una curva de germinación similar, el mayor porcentaje de germinación acumulado se dio a los 36 días con un 23.8% en el C y 15.8% para la EM. La germinación del tratamiento EHF se estabilizó en 1.8% a los 8 días de iniciado el ensayo. Con respecto a las semillas que no germinaron, el 84.8% se encontraron turgentes al realizarse el test de corte, conservando en buen estado el embrión y el endospermo, considerándose viables. El 14.2% de las semillas no germinadas se encontraban hongueadas y el 1% vacías.

En *E. paniculatum*, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$) para el G (Fig. 1b), el TMG (Fig. 2b) y el IG. El G de las semillas fue significativamente más alto en C que en el tratamiento EHF. El tratamiento EHF aceleró la germinación de las semillas indicado por el TMG, e inició de manera más temprana la germinación indicado por IG (5 días). Este valor fue significativamente menor al del C (8 días), pero similar al del tratamiento EM (7 días). La curva de germinación acumulada en función del tiempo muestra que la germinación ocurrió rápidamente durante los primeros 8 días (Fig. 3b). Se observó un desarrollo de la germinación similar en todos los tratamientos: el C (94.3%) se estabilizó y al-

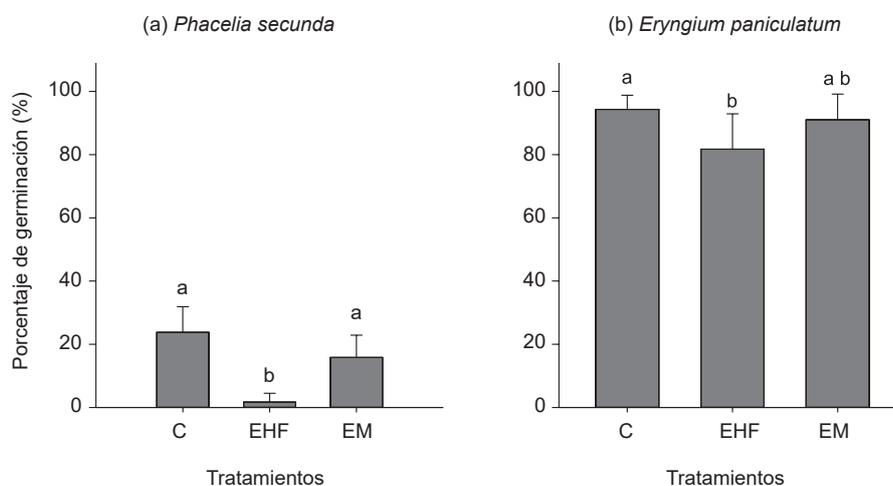


Figura 1. Porcentaje de germinación de semillas (media \pm DE, $n=30$) en el control (C), estratificación húmeda fría durante 45 días (EHF) y escarificación mecánica con bisturí (EM) de (a) *Phacelia secunda* y (b) *Eryngium paniculatum*. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0.05$).

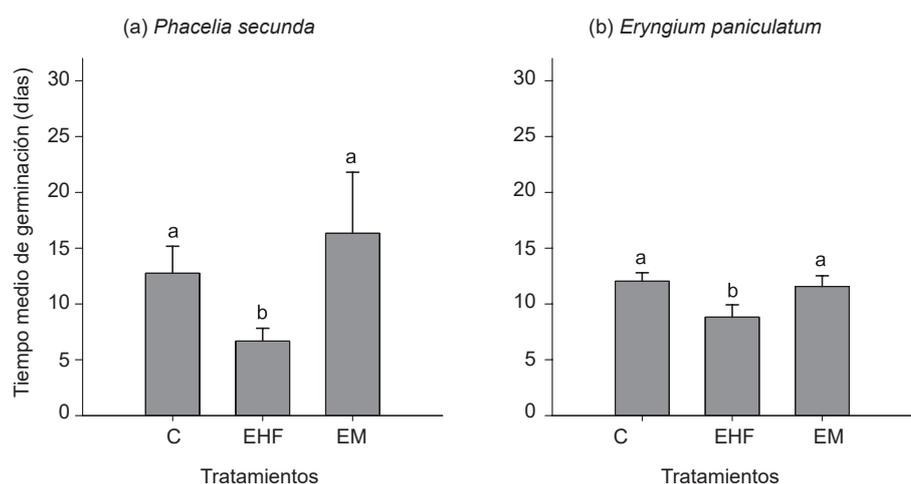


Figura 2. Tiempo medio de germinación (TMG) (media \pm DE, $n=30$) de (a) *Phacelia secunda* y (b) *Eryngium paniculatum* en el control (C) y los tratamientos de estratificación húmeda fría durante 45 días (EHF) y escarificación mecánica con bisturí (EM). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

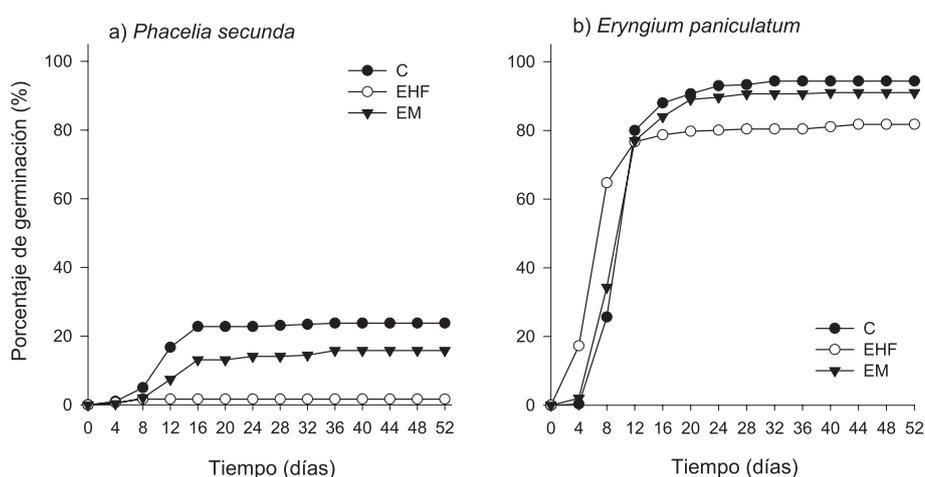


Figura 3. Porcentaje de germinación acumulada de (a) *Phacelia secunda* y (b) *Eryngium paniculatum* (media \pm DE, $n=30$), para el control (C), estratificación húmeda fría (EHF) y escarificación mecánica con bisturí (EM).

canzó su mayor porcentaje de germinación acumulada a los 32 días de iniciado el ensayo, EM (91%) estabilizó su porcentaje de germinación a los 40 días y EHF (81.8%) lo logró a los 44 días. Con respecto a la viabilidad de las semillas que no germinaron luego del ensayo, el 92.3% estaban turgente y por lo tanto viables, el 2.7% se encontraban infestadas con hongos y el 1.2% vacías.

Discusión

Las semillas de las especies estudiadas respondieron de manera diferente a los tratamientos pre-germinativos. Según Baskin y Baskin (2014) si ninguna o pocas semillas germinan bajo las condiciones evaluadas en un lapso de 30 días, presentan algún tipo de dormancia, mientras que no presentan dormancia si germina con un porcentaje mayor a 80, y este valor no aumenta con la

aplicación de tratamientos pre-germinativos. Bajo este criterio, las semillas de *P. secunda* presentarían dormancia ya que se obtuvieron valores bajos de germinación en todos los tratamientos, especialmente con estratificación húmeda fría. En contraste, la germinación de *E. paniculatum* fue alta en todos los tratamientos, indicando que sus semillas no poseen dormancia, aunque el tratamiento de estratificación húmeda fría promovió una germinación temprana en relación a los demás tratamientos.

Las semillas de especies de climas templados fríos, en general poseen mecanismos de dormancia que evitan la germinación en períodos no favorables para el establecimiento y supervivencia de las plántulas (Fenner & Thompson 2005). Este mecanismo prevendría que las plántulas sean dañadas por frío y heladas. En semillas re-

ción cosechadas la dormancia se puede romper mediante un período de estratificación húmeda en frío simulando condiciones invernales (Baskin & Baskin 2014). El tiempo de estratificación de las semillas puede variar entre poblaciones de una misma especie dependiendo de las condiciones ambientales de las cuales provienen (Baskin & Baskin 2014). Según Cavieres y Arroyo (1999) en los Andes del centro de Chile, el tiempo de estratificación húmeda fría a 4 °C para romper la dormancia de semillas de *P. secunda* varía entre poblaciones con la altitud, requiriendo menor tiempo (30 días) aquellas poblaciones provenientes de menores alturas (1600 m de altitud), pero alcanzando valores de germinación bajos (<25%). A los 60 días de estratificación, las mismas poblaciones incrementaron su germinación superando el 80%. En el presente estudio, las semillas de *P. secunda* provienen de poblaciones del Cerro Otto ubicadas a 1328 m de altitud, menor altitud que las citadas por Cavieres y Arroyo (1999). Por lo tanto, se esperaba encontrar que una estratificación húmeda fría de 45 días a 5 °C fuera suficiente para romper la dormancia e incrementar la germinación con respecto al control. Los resultados sugieren que las condiciones de estratificación no fueron adecuadas para esta especie, y es probable que las semillas requieran de un período de estratificación más extenso. Así mismo, varias especies de *Phacelia* en California incrementaron su germinación con semillas estratificadas a 0 °C por 114 días o 2.2 °C en 142 días en comparación con semillas estratificadas a 5 °C durante 86 días (Quick 1947).

El porcentaje de germinación de las semillas de *E. paniculatum* fue superior o similar comparados a estudios en otras especies del mismo género. En *E. regnelli* Malme el porcentaje de germinación fue de 54% a una temperatura constante de 25 °C, con un fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad (Sabatino et al. 2015). *Eryngium billardierei* F. Delaroché presentó una germinación de 76% a una temperatura constante de 10 °C y fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad y de 94% a 15 °C y fotoperiodo de 8 h luz/16 h oscuridad (RBGK 2008). Los altos porcentajes de germinación de *E. paniculatum* en el control y los tratamientos indicarían que no presenta dormancia a diferencia de otras especies de la familia Apiaceae, que frecuentemente presentan dormancia morfológica o morfofisiológica (Baskin & Baskin 2014). Por ejemplo, las semillas de *E. foetidum* L. requieren un tiempo de post-maduración de 6 a 8 meses para lograr valores altos de germinación (Fuentes Fiallo et al. 1996). El tiempo medio de germinación e inicio de la germinación de las semillas de *E. paniculatum* fueron parecidos en todos los tratamientos, sin embargo la estratificación húmeda fría aceleró el inicio de la germinación. Este aspecto sería favorable para su propagación en vivero ya que acelera y uniformiza la emergencia de plántulas, optimizando el período de crecimiento (Rovere 2006).

Se concluye que *E. paniculatum* es una especie de fácil propagación por medio de semillas, ya que estas no requieren de tratamientos pre-germinativos específicos y tienen alto poder germinativo. En el caso de *P. secunda*, sus semillas presentan dormancia fisiológica, siendo necesario profundizar las investigaciones de esta especie.

Literatura citada

- Arce M.E., V. Walicki, I. Castro, et al. 2015. Evaluación de la revegetación natural en canchales de áridos en dos sitios de la provincia de Chubut. En: E. Martínez Carretero y A. D. Dalmasso, eds. Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2. IADIZA, Mendoza, Argentina, pp. 355-384.
- Baskin C.C. & J.M. Baskin. 2004. Determining dormancy-breaking and germination requirements from the fewest seeds. In: Guerrant E.O. Jr., K. Havens & M. Maunder, eds. Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild. Island Press, United States of America, pp. 162-179.
- Baskin, C.C. & J.M. Baskin. 2014. Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. 2da edn. San Diego, USA: Academic Press, Elsevier. 1600pp.
- Baskin J.M. & C.C. Baskin. 2008. Some considerations for adoption of Nikolaeva's formula system into seed dormancy classification. *Seed Science Research* 18(3): 131- 137. doi: <https://doi.org/10.1017/S096025850803674X>
- Benech-Arnold R.L., R.A. Sánchez, F. Forcella, B.C. Kruk & C.M. Ghersa. 2000. Environmental control of dormancy in weed seed banks in soil. *Field crops research* 67(2): 105-122. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-4290\(00\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0378-4290(00)00087-3)
- Cavieres L.A. 2000. Variación morfológica de *Phacelia secunda* J.F. Gmel. (Hydrophyllaceae) a lo largo de un gradiente altitudinal en Chile central. *Gayana, Botánica* 57 (1): 89-96. doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432000000100007>
- Cavieres L.A. & M.T. Arroyo. 1999. Bancos de semillas en *Phacelia secunda* J.F. Gmelin (Hydrophyllaceae): variación altitudinal en los Andes de Chile central (33°S). *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 569-577.
- Chichizola G.A., A.E. Rovere & S.L. Gonzalez. 2018. Germination of *Oenothera odorata*, endemic ruderal Onagraceae from Argentina. *Phyton- International Journal of Experimental Botany* 87: 265-273.
- Correa M.N. 1998. Flora Patagónica. Parte V. Buenos Aires: Colección Científica del INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 381 pp.
- Fenner M. & K. Thompson. 2005. The ecology of seeds. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fernández I., N. Morales, L. Olivares, et al. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Santiago, Chile: PUC.
- Figueroa J.A. & F.M. Jaksic. 2004. Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista chilena de historia natural* 77(1): 201-215. doi: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2004000100016>
- Forcone A. & A. Kutschker. 2006. Floración de las especies de interés apícola en el noroeste de Chubut, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 8(2): 151-157.
- Fuentes Fiallo V.R., N.N. Rodríguez Medina & C.A. Rodríguez Ferradá. 1996. La germinación del culantro (*Eryngium foetidum* L.). *Revista Cubana de Plantas Medicinales* 1(2): 31-33.
- Gosling P.G. 2003. Viability Testing. In: R.D. Smith, J.B. Dickie, S.H. Linington, et al., eds. Seed Conservation: turning science into practice. The Royal Botanic Gardens Kew, Great Britain, pp. 445-481.

- Green L. & M. Ferreyra. 2012. Flores de la estepa patagónica. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores. 288pp.
- Hartmann H.T. & D.E. Kester. 1980. Propagación de plantas: principios y prácticas. Compañía Editorial Continental S.A., México.
- Jefferson L., M. Pennacchio, & K. Havens-Young. 2014. Ecology of plant-derived smoke: its use in seed germination. New York: Oxford University Press. 336pp.
- Keeley J.E. & C.J. Fotheringham. 1998. Smoke-induced seed germination in California chaparral. *Ecology* 79(7): 2320-2336. doi: [https://doi.org/10.1890/00129658\(1998\)079\[2320:SISGIC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/00129658(1998)079[2320:SISGIC]2.0.CO;2)
- Khajeh-Hosseini M., A.A. Powell & I.J. Bingham. 2003. The interaction between salinity stress and seed vigour during germination of soybean seeds. *Seed Science and Technology* 21: 715-725. doi: <https://doi.org/10.15258/sst.2003.31.3.20>
- Lai L., L. Chen, L. Jiang, et al. 2016. Seed germination of seven desert plants and implications for vegetation restoration. *AoB PLANTS* 8: 31. Acceso 11/02/2019.
- López P.G., K. Tremetsberger, T.F. Stuessy, et al. 2010. Patterns of genetic diversity in colonizing plant species: *Nassauvia lagascae* var. *lanata* (Asteraceae: Mutisieae) on Volcán Lonquimay, Chile. *American Journal of Botany* 97(3): 423-432. doi: <https://doi.org/10.3732/ajb.0900208>
- Quick C.R. 1947. Germination of *Phacelia* seeds. *Madroño* 9(1): 17-20.
- Masini A.C.A., A.E. Rovere & G.I. Pirk. 2016. Germinación de *Gutierrezia solbrigii* y *Senecio subulatus*, asteráceas endémicas de Argentina. *Phyton*, Buenos Aires 85(2): 314-323.
- Méndez, E. 2007. Germination of *Denmoza rhodacantha* (Salm-Dyck) Britton & Rose (Cactaceae). *Journal of Arid Environments* 68(4): 678-682. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.07.011>
- Molares S. & A.H. Ladio. 2012. Plantas aromáticas con órganos subterráneos de importancia cultural en la Patagonia Argentina: una aproximación a sus usos desde la etnobotánica, la percepción sensorial y la anatomía. *Darwiniana*, nueva serie 50(1): 7-24.
- Raffaele E. & T.T. Veblen. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 9 (5): 693-698. doi: <https://doi.org/10.2307/3237287>
- Rice S.A. & S.L. Ross. 2014. Smoke-Induced Germination in *Phacelia stricta*flora. *Oklahoma Native Plant Record* 13 (1): 48-53. doi: <http://dx.doi.org/10.22488/okstate.17.100098>
- Rovere A.E. 2006. Cultivo de Plantas Nativas Patagónicas: árboles y arbustos. Bariloche, Argentina: Editorial Caleuche. 54 pp.
- RBGK (Royal Botanic Gardens Kew). 2008. (en línea). Seed information database (SID). Version 7.1. Acceso 18/05/2018.
- Pfanzelt S., J. Grau & R. Rodríguez. 2008. A vegetation map of Nevados de Chillan volcanic complex, Bio-bio region, Chile. *Gayana Botanica* 65(2): 209-219.
- Sabatino C.M., A.E. Rovere & N. Maceira. 2015. Germinación de *Eryngium regnellii*: especie clave para la restauración ecológica de las interacciones planta-polinizador en la Pampa Austral. Buenos Aires. Argentina. *Phyton*, Buenos Aires 84(2): 434-442.
- Siegel S. & N.J. Castellán. 1995. La prueba de Friedman. Estadística no Paramétrica: Aplicada a las ciencias de la conducta. Trillas, México DF. 437pp.
- Troiani H.O. & P.E. Steibel. 2008. Reconocimiento de malezas: Región subhúmeda y semiárida pampeana. Universidad Nacional de La Pampa, Colegio de Ingenieros Agrónomos de La Pampa, Santa Rosa.
- Vacarezza M., A.E. Rovere, M. Riat, G. Sánchez, & B. Tello. 2017. Rotondas viales en Bariloche. En: G. Burgueño y C. Nardini, eds. Diseño de espacios verdes sustentables con plantas nativas. Albatros, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. pp. 132-135.

Agradecimientos:

Investigación financiada por CONICET, PIP: 0196 asignado a Adriana Rovere.

Rol de los autores:

AER, GAC, SLG: conceptualización y análisis formal. GAC, AER: investigación y metodología. AER: adquisición de financiamiento, administración del proyecto y recursos. AER, SLG: supervisión. AER, GAC, SLG: redacción y preparación del borrador, redacción – revisión y edición.

Conflicto de intereses:

Los autores no incurren en conflictos de intereses.

Fuentes de financiamiento:

CONICET, PIP: 0196

Aspectos éticos / legales:

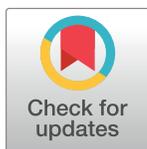
Las colectas de *Phacelia secunda* y *Eryngium paniculatum* están autorizadas por la Administración de Parques Nacionales (APN) mediante el Permiso N°1470.

RESEARCH ARTICLE

Alien plant species on roadsides of the northwestern Patagonian steppe (Argentina)

Giselle Ailin Chichizola ^{*}, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere

Laboratorio Ecotono, INIBIOMA, Universidad Nacional del Comahue, CONICET, Bariloche, Río Negro, Argentina

^{*} giyochichi@gmail.com

Abstract

The introduction of alien species represents one of the greatest threats to biodiversity worldwide. Highway construction increases the dispersal and invasion of exotic plant species. This study examined the assembly process of the plant communities to determine whether the roadsides of the Patagonian steppe represent a reservoir and dispersal source of invasive exotic species. We analyzed the composition of exotic and native species and functional groups present in the established vegetation and seed banks of roadsides and reference areas nearby. The type of dispersal of exotic and native species at the roadsides was also evaluated. Total cover and that of exotic and native species was lower at the roadsides than in the reference areas; however, at the roadsides the cover and seed abundance of exotic species was higher than that of native species. In the roadsides vegetation, native shrubs such as *Acaena splendens* predominated, along with exotic perennial herbs and grasses which were mainly represented by *Rumex acetosella*. In the seed bank the predominant species were exotic perennial herbs, also represented by *R. acetosella*, annual exotic species such as *Epilobium brachycarpum* and *Verbascum thapsus*, and annual native species such as *Heliotropium paronychioides*. No exotic shrubs were found either at the roadsides or in the reference areas. The species at the roadsides did not present a dominant type of dispersal. The abundance of exotic species at the roadsides, both in the above-ground vegetation and the seed bank, may be due to the stressful environment and the characteristics of the species themselves, such as the ability to form seed banks. This work revealed that the roadsides of the Patagonian steppe constitute reservoirs of invasive exotic species, highlighting the importance of identifying them and controlling their spread, with a view to generating ecosystem management programs.

 OPEN ACCESS

Citation: Chichizola GA, Gonzalez SL, Rovere AE (2021) Alien plant species on roadsides of the northwestern Patagonian steppe (Argentina). PLoS ONE 16(2): e0246657. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657>

Editor: Craig Eliot Coleman, Brigham Young University, UNITED STATES

Received: March 13, 2020

Accepted: January 22, 2021

Published: February 11, 2021

Copyright: © 2021 Chichizola et al. This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Data Availability Statement: All Data files are collected and owned by the authors. They are available from the RDI Universidad Nacional del Comahue database (<http://rdi.uncoma.edu.ar/handle/123456789/51>). The minimal dataset has been uploaded as a [Supporting information](#) file.

Funding: The author(s) received no specific funding for this work.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

Introduction

The introduction of alien species represents one of the major threats to biodiversity at a global level [1]. Exotic species can transform a habitat, affecting biodiversity on different spatial scales, contributing to species extinction [2] and creating severe challenges in terms of their management and control [3]. Their effect on biodiversity, health and the economy is so great

that the control and management of invasive species has become the principal objective of numerous restoration studies [4]. Once successfully introduced outside their natural range, potentially invasive exotic plant species can propagate in the new environment if their ecological needs are met, establishing self-sustaining populations [5].

The construction of highways and roads produces considerable changes in natural communities due to plant cover elimination and soil removal, two types of disturbance that expose soils to wind and water erosion, and alter drainage, the nutrient cycle and the level of resources [6, 7]. More homogeneous habitats are thus created at the roadsides, affecting microclimatic conditions and causing considerable reduction in competition, where fast-growing ruderal species with high seed production generally become established, many of which are exotic [8, 9]. These habitats may represent a starting point for the dispersal of some exotic species, enabling them to spread and extend their distribution to non-degraded natural habitats [10]. The composition, richness and abundance of species at the roadsides therefore differ from natural areas [7, 11]. Furthermore, the lineal structure of a road and the capacity of vehicles to disperse weed seeds [12] can promote and accelerate the processes of dispersal and invasion of exotic species, extending their distribution on a regional scale [13]. Nevertheless, the colonizing potential of a species and its persistence in the invaded environment depend on its ability to overcome environmental and dispersal barriers, aspects which are related to its reproductive and dispersal characteristics [14].

The dispersal of seeds from areas with natural vegetation close to the roadsides, and their incorporation into the seed bank are important processes, since they allow natural colonization [15, 16]. In areas which have been fragmented due to the presence of roads, long-distance dispersal is a crucial process for species persistence on a regional scale and the spread of invasive exotic species [17]. A species whose fruits or seeds present structures such as plumed pappus, wings or hooks that enable them to be transported by wind (anemochory) or animals (zoochory) can extend their distribution more easily than a species that lacks propagules with these characteristics [18]. Seed dispersal also depends on seed traits (i.e., seed mass, shape and size), which enable them to be carried over long distances attached to vehicle tires and clothing [19, 20]. In European Mediterranean environments, for example, the species that colonize roadside areas mainly present fruits or seeds with anemochorous dispersal structures, other types being less common (zoochory, ballochory, barochory, etc.) [21]. Many of these species belong to the *Asteraceae* and *Poaceae* families, which produce large quantities of seeds adapted for wind dispersal [22, 23]. Since long-distance dispersal is recognized as one of the most important processes in determining invasion success [14, 24], the study of the types of dispersal of exotic species established on roadsides is essential.

Knowledge of the composition and size of the soil seed bank of disturbed areas is essential in order to understand aboveground dynamics and to predict their future floristic composition [25]. The presence of exotic species in altered areas of roadsides has consequences for seed bank composition and diversity [26, 27]. Some studies have reported that homogenized and altered habitats invaded by exotic species showed changes in composition and a decrease in the abundance of native species in the seed bank, thus impoverishing community diversity [28–30]. For example, in grasslands of Achill Island (on the west coast of Ireland), it was found that the seed banks of sectors invaded by *Gunnera tinctoria* were less diverse and abundant than in non-invaded areas [30]. Although most studies report changes in species composition, the changes in richness of native species are not always evident [31]. Characterization of the seed bank of the native, exotic, and invasive species found in disturbed environments is important for prediction of the recruiting potential of these species from the bank, as well as the future dynamics of the vegetation in the wake of new disturbances [32].

In Argentine Patagonia a great number of exotic plant species have been introduced since the beginning of the last century, principally from the Palearctic region (Holarctic Kingdom), as a result of European immigration [33]. In this region it is important to study the presence and distribution of exotic species, since the natural communities have a high level of endemism (i.e., of 2400 species, 300 are endemic, belonging to 15 endemic genera) [34]. In particular, the flora of northwest Patagonia contains approximately 300 species of exotic plants, equivalent to 20% of the total number of species in the region [35]. A study of floristic composition in the north of Argentine Patagonia, carried out on a west-east precipitation gradient that included areas of forest, shrubland and steppe, revealed that the shrubland and steppe had the highest presence of exotic species, the most frequent being *Bromus tectorum*, *Cerastium arvense* and *Rumex acetosella* [36]. A large number of studies in the world have assessed the influence of roads on exotic plant dispersal and establishment in aboveground vegetation [9, 11, 13, 37, 38], but soil seed bank on roadsides have been less examined [27, 39]. In particular these topics have been under-researched in Patagonian steppe roadsides [26, 40].

Assessing the functional composition of communities enables us to compare assembly processes between studies in different regions and on different scales [41, 42]. Classification of plant species into functional groups according to their life cycle and life form can be applied to the study of ecological processes, such as the dispersal, colonization and establishment of species at roadsides [8]. In general, the species that colonize roadsides are short-lived, monocarpic annual or perennial species [23, 37]. In northwest Patagonia, the response of different functional groups to disturbances such as fire, volcanic eruption, and drought have been much studied [43, 44]; however, in this region no research has been carried out on colonization of the roadside habitat by the different functional groups. Analyzing functional groups enables to draw more general conclusions on assembly process compared to species-specific analysis.

The objective of the present study was to examine the assembly process of the plant communities to determine whether the roadsides of the steppe in northwest Patagonia constitute a reservoir and dispersal source of invasive exotic species. To this end, the composition of the native and exotic species and functional groups in the established vegetation and seed banks were analyzed for the roadsides and for neighboring areas. The type of dispersal of the exotic and native species present at the roadsides was also studied. Our hypothesis is that the altered areas at the roadsides present conditions for the colonization and later spread of exotic species. We predict that at the roadsides the vegetation cover and seed density in the soil seed bank of exotic species will be higher than the cover and seed density of native plants. Therefore, low similarity in species composition of vegetation and seed bank between roadsides and neighboring areas is expected. With respect to functional groups, we predict that the cover and seed density of annual and short-lived perennial herbs will be higher at the roadsides than in neighboring areas. We predict that species with anemochorous dispersal will be more successful at roadsides, because their seeds can be dispersed over long distances. The knowledge of the floristic composition of roadside vegetation allows the identification of exotic species to be controlled, as well as pioneer native species suitable for reintroduction that provides information for the design of specific restoration protocols [16, 45].

Materials and methods

Study area

Fieldwork was carried out along a 6 km fraction of National Highway 23 and contiguous areas of herbaceous-shrub steppe grassland in northwest Patagonia, which is situated 30 km east of the city of San Carlos de Bariloche, within San Ramón Ranch (Argentina) (Fig 1). This project

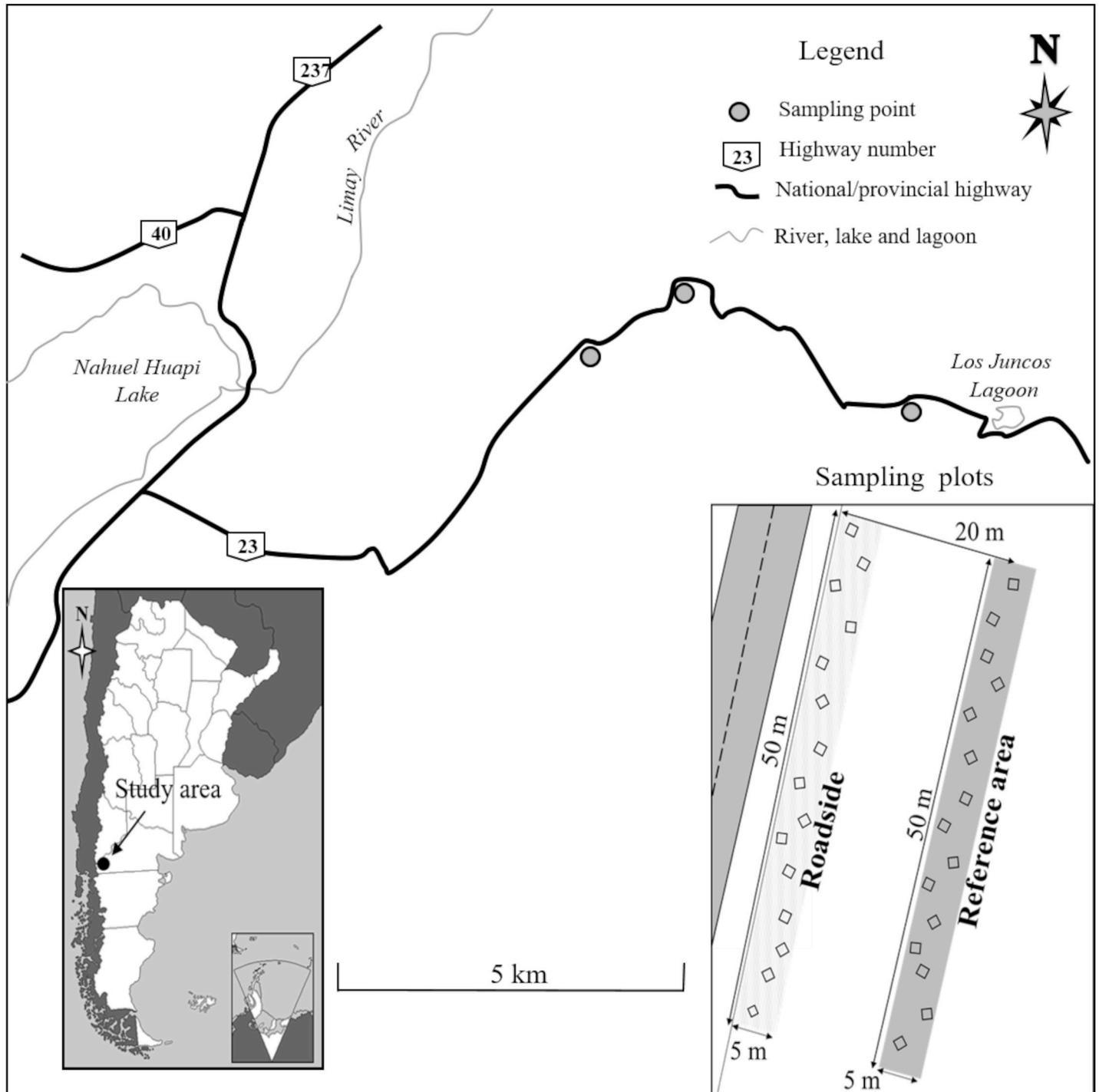


Fig 1. Location of study area and sketch of sampling design.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657.g001>

was conducted using the field permit given by the San Ramón Ranch managers John Belcher and Leandro Ballerini.

Climate in the region is semiarid and temperate, with average annual precipitation of 574.4 mm (precipitation is seasonally distributed, with 60% falling in autumn-winter) and an

average annual temperature of 8.6°C (non-published data from the meteorological station on San Ramon ranch). Strong W-NW winds are frequent all year round, with a mean speed of 30 km/h [46]. The dominant soil types are moderately developed (Haploxerolls) with a loamy-sandy texture and superficial horizons containing moderate organic matter [47]. The typical vegetation consists mainly of a matrix dominated by the grasses *Pappostipa speciosa* and *Festuca pallescens*, and by scattered shrubs such as *Azorella prolifera* and *Senecio bracteolatus*. Shrubs and grasses are intermixed with small native and exotic herbs [43].

Sampling design

Three sampling points were selected along the highway, separated from one another by about 2 km. At each point we selected two different plots 5 m wide and 50 m long parallel to the road. The first one (Roadside plot) was adjacent to the road and had similar environmental conditions (north orientation, slope less than 45°), and the second one (Reference area plot) was located 20 m from the road within the grassland (Fig 1). Typically, these highways have roadsides with an artificial slope caused by ground levelling during road construction, and fencing that separates it from the surrounding area. Sampling was performed on roadsides that had not been previously restored or rehabilitated, and in the neighboring steppe matrix where livestock farming is practiced. Extensive livestock farming has been the most important productive activity in the region since the beginning of last century [48].

Vegetation sampling

In December of 2016 (spring), at each sampling point 15 quadrats of 1m² were placed at random in each plot (roadside and reference area) to determine species composition, cover, and richness (3 sampling points x 2 plots x 15 quadrats) (Fig 1). Species cover was estimated in each quadrat using the Braun-Blanquet scale [49]. In addition, all species present within a distance of 1 m from each side of the quadrat were recorded.

Seed bank assessment

The seed bank was assessed at both plots in April 2017 (in autumn, after seed dispersal but before germination). At each sampling point, 10 soil samples were taken at random per plot (roadside and reference area), giving a total of 60 soil samples. Each sample measured 8.5 cm in diameter and 3 cm in depth. The samples were stratified in a refrigerator (at 5°C) for 3 months. After this time, they were sieved to eliminate stones and plants remaining before being placed in containers on a substrate of sterile sand (for 2 days at 100°C) to promote water drainage [43, 50]. Finally, they were put in a greenhouse under conditions of controlled irrigation. Over the next 10 months the seedlings were counted and identified every week using a regional seedling identification guide [51]. Seedlings which could not be identified were transplanted for later identification through observation of their reproductive structures [52].

Data analysis

Plants from the vegetation and seed banks were identified at species level and classified according to their origin (native, endemic and exotic) in the Southern Cone, composed of the countries Argentina, Chile, Uruguay, Paraguay and southern Brazil [35, 53]. The exotic species were classified as invasive using The Global Invasive Species Database [54], Global Register of Introduced and Invasive Species [55], and local bibliography [56]. The frequency of different botanical families (exotic plus native) present in the vegetation and seed bank was analyzed for the roadsides (RS) and reference areas (RA), as well as exotic and native species separately for

the RS and RA. The species were classified into three functional groups based on their life form and life cycle: annual/biannual herbs and grasses (Group I); perennial herbs and grasses (Group II); and shrubs (Group III) [43]. Finally, the type of fruit or seed dispersal (anemochory, autochory and zoochory) was determined for each species [36, 52].

To compare total cover and the cover of native and exotic species, functional groups, and the most abundant species (distinguishing between native and exotic) between RS and RA and for each plot, we used generalized linear mixed models (glmmTMB—R package “glmmTMB”) with a Beta distribution [57, 58]. In these models cover was included as a response variable. In the comparisons between RS and RA, plot (roadside, reference area) was taken as the explanatory variable, and for comparisons within each plot, origin (native, exotic), functional groups, or the most abundant species were taken as explanatory variables, and the sampling points as a random effect.

To compare mean species richness of the native and exotic species in the vegetation and the seed bank, total seed density and the seed density of exotic and native species, functional groups and the most abundant species (distinguishing between native or exotic) between RS and RA and for each plot, we used generalized linear mixed models (bglmer—R package “blmer”) with a Poisson distribution [57, 58]. The number of species and seeds were taken as response variables in the models. For the comparisons between RS and RA the plot was taken as the explanatory variable and the sampling points as a random effect. Origin, functional groups or the most abundant species were considered as explanatory variables for comparisons within each plot, and the sampling points as the random effect.

For vegetation and seed bank response variables, the Bonferroni tests were used for posteriori multiple comparisons between functional groups and the most abundant species. For these analyses the “glht” function of the “multcomp” R package was used [59].

All the analyses were performed using the open source software R, version 4.0.2 [60].

The Sørensen index was used to calculate similarity of species composition between the vegetation and the soil seed bank in RS and RA. The following formula was used: $2a/(2a + b + c)$, where a is the number of species common to both the vegetation and the seed bank, b is the number of species exclusive to the vegetation, and c is the number of species exclusive to the seed bank. Furthermore, species similarity was calculated between the roadsides and the reference areas for the vegetation and the seed bank. In this case a is the number of species common to both the roadsides and the reference areas, b is the number of species exclusive to the roadsides and c is the number of species exclusive to the reference areas [49].

The percentage of exotic and native anemochorous and non-anemochorous (autochory plus zoochory) species present in the vegetation and in the seed bank at the roadsides were analyzed using a Chi Square test.

The species present in the plots, but recorded outside the sampling quadrats, were considered only for analysis of total richness, similarity of composition of the vegetation and type of dispersal.

Results

Floristic composition

A total of 53 plant species belonging to 47 genera and 25 families were found in the vegetation and seed bank at the roadsides (RS) and the reference areas (RA). Of this total 33 were native species (62%), of which 23 are endemic (43%), and 20 are exotic species (38%). Of the exotic species, 12 are invasive (60%) (Table 1). The most represented families were *Asteraceae*, *Poaceae* and *Rosaceae*, and the families with the highest number of exotic species were *Asteraceae*, with 6 species, and *Poaceae* with 4 (Table 1).

Table 1. Species present at the roadsides and nearby reference areas in Patagonian steppe.

Scientific name (botanic family)	Origin	Dispersion	RS		RA	
			VEG	SB	VEG	SB
Group I: Annual/biannual herbs and grasses						
<i>Apera interrupta</i> (Poaceae)	Exo	Zoo	X		X	
<i>Boopis gracilis</i> (Calyceae)	Nat*	Aut	X		X	
<i>Bromus tectorum</i> (Poaceae)	Exo*	Ane	X		X	
<i>Carduus thoermeri</i> (Asteraceae)	Exo*	Ane	X	X	X	
<i>Chenopodium scabricaula</i> (Chenopodiaceae)	Nat	Aut	p			
<i>Collomia biflora</i> (Polemoniaceae)	Nat	Aut	X			
<i>Conyza lechleri</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane			X	
<i>Draba verna</i> (Brassicaceae)	Exo	Ane	X	X	X	X
<i>Epilobium brachycarpum</i> (Onagraceae)	Exo	Ane	X	X	X	X
<i>Erodium cicutarium</i> (Geraniaceae)	Exo	Zoo	X			
<i>Festuca australis</i> (Poaceae)	Nat*	Ane	X	X	X	
<i>Heliotropium paronychioides</i> (Boraginaceae)	Nat*	Aut	X	X		X
<i>Holosteum umbellatum</i> (Caryophyllaceae)	Exo	Aut	X	X		
<i>Lactuca serriola</i> (Asteraceae)	Exo*	Ane		X		
<i>Montiopsis polycarpioides</i> (Montiaceae)	Nat*	Aut				X
<i>Nicotiana linearis</i> (Solanaceae)	Nat	Aut	p	X		
<i>Sisymbrium altissimum</i> (Brassicaceae)	Exo	Ane	X	X	X	X
<i>Tragopogon dubius</i> (Asteraceae)	Exo	Ane			X	
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (Asteraceae)	Exo	Ane	X	X		
<i>Triptilion achilleae</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane	X		X	
<i>Verbascum thapsus</i> (Scrophulariaceae)	Exo*	Aut	X	X		X
Group II: Perennial herbs and grasses						
<i>Acaena magellanica</i> (Rosaceae)	Nat	Zoo	p			
<i>Acaena pinnatifida</i> (Rosaceae)	Nat*	Zoo	X	X	X	
<i>Astragalus palenae</i> (Fabaceae)	Nat*	Ane	X			
<i>Bromus setifolius</i> (Poaceae)	Nat*	Ane	X			
<i>Carex andina</i> (Cyperaceae)	Nat*	Aut		X		
<i>Euphorbia collina</i> (Euphorbiaceae)	Nat*	Aut	X		X	
<i>Festuca pallescens</i> (Poaceae)	Nat*	Ane	X			
<i>Holcus lanatus</i> (Poaceae)	Exo*	Ane	p			
<i>Hordeum comosum</i> (Poaceae)	Nat	Ane	X		X	
<i>Hypochaeris radicata</i> (Asteraceae)	Exo*	Ane		X		X
<i>Juncus stipulatus</i> (Juncaceae)	Nat	Aut		X		
<i>Pappostipa humilis</i> (Poaceae)	Nat*	Ane			X	
<i>Pappostipa speciosa</i> (Poaceae)	Nat	Ane	X		X	
<i>Phacelia secunda</i> (Boraginaceae)	Nat	Aut	X		X	
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	Exo*	Aut	X	X		
<i>Poa ligularis</i> (Poaceae)	Nat*	Ane	X		X	
<i>Poa pratensis</i> (Poaceae)	Exo*	Ane		X		
<i>Rhodophiala mendocina</i> (Amaryllidaceae)	Nat	Ane	X		X	
<i>Rumex acetosella</i> (Polygonaceae)	Exo*	Aut	X	X	X	X
<i>Sisyrinchium arenarium</i> (Iridaceae)	Nat*	Aut	X		X	
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	Exo*	Ane		X	X	
<i>Verónica serpyllifolia</i> (Plantaginaceae)	Exo*	Aut		X		
Group III: Perennial shrubs						

(Continued)

Table 1. (Continued)

Scientific name (botanic family)	Origin	Dispersion	RS		RA	
			VEG	SB	VEG	SB
<i>Acaena splendens</i> (Rosaceae)	Nat	Zoo	X	X	X	X
<i>Azorella prolifera</i> (Apiaceae)	Nat	Ane	X		X	
<i>Baccharis linearis</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane				X
<i>Baccharis neaei</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane		X		
<i>Berberis microphylla</i> (Berberidaceae)	Nat*	Zoo			p	
<i>Ephedra chilensis</i> (Ephedraceae)	Nat*	Aut			p	
<i>Fabiana imbricata</i> (Solanaceae)	Nat*	Aut				X
<i>Grindelia anethifolia</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane	X		X	
<i>Rosa rubiginosa</i> (Rosaceae)	Exo*	Zoo	p			
<i>Senecio bracteolatus</i> (Asteraceae)	Nat*	Ane	X	X	X	X

Scientific name (botanic family), origin of species (Exo = exotic, Nat = native, Nat* = endemic), species classified as invasive exotic (Exo*) and type of dispersion (Ane = Anemochory, Aut = Autochory, and Zoo = Zoochory). (X) indicates that the species was found in the vegetation (VEG) and/or soil seed bank (SB) of the roadsides (RS) and/or reference areas (RA). (p) indicates that the species was present in the plot but not inside the sampling quadrats. Species were grouped into functional groups (I = annual/biannual herbs and grasses, II = perennial herbs and grasses, III = perennial shrubs).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657.t001>

In the vegetation and seed bank of RS a total of 45 species were found, belonging to 22 families. Of this number 19 were exotic species (42%), and 12 of these are invasive (63%) (Table 1; Fig 2). The Asteraceae, Poaceae, Brassicaceae and Plantaginaceae families accounted for 68% of the exotic species, most of which are invasive (e.g., *Carduus thoermeri*, *Taraxacum officinale* and *Bromus tectorum*) (Fig 2; Table 1). In RA a total of 35 species were found, belonging to 17 families, where 11 species (31%) were exotic, and of this number 6 are invasive (55%). The Asteraceae, Poaceae and Brassicaceae families were the most common (Table 1).

Richness, total cover and cover of functional groups

The mean richness of the vegetation was similar in RS (6.1 ± 0.7) and RA (6.6 ± 0.8) ($X^2 = 0.9$, Df = 1, $P = 0.34$). The mean richness of exotic species was also similar in RS (2.5 ± 0.5) and RA (2.1 ± 0.4) ($X^2 = 1.7$, Df = 1, $P = 0.19$), while the mean richness of native species (3.6 ± 0.4) was lower in RS than in RA (4.5 ± 0.5) ($X^2 = 4.8$, Df = 1, $P = 0.03$). RS had lower total cover ($X^2 = 42.5$, Df = 1, $P < 0.001$), and lower cover of exotic ($X^2 = 9.6$, Df = 1, $P = 0.002$) and native species ($X^2 = 19.1$, Df = 1, $P < 0.001$) than RA. RS had higher cover of exotic than native species ($X^2 = 4.6$, Df = 1, $P = 0.03$), whereas in the RA the cover of exotic and native species was similar ($X^2 = 0.2$, Df = 1, $P = 0.68$) (Fig 3A). As regards the most abundant exotic species, the perennial herb *Rumex acetosella* had higher cover at RA than RS ($X^2 = 15$, Df = 1, $P < 0.001$), whereas the annual herb *Epilobium brachycarpum* had higher cover at RS than RA ($X^2 = 7.9$, Df = 1, $P = 0.005$) and the annual grass *B. tectorum* had a similar cover value in RS and RA ($X^2 = 0.1$, Df = 1, $P = 0.79$) (Fig 3B). *Rumex acetosella* had the highest cover of all the exotic species in RS ($X^2 = 72$, Df = 2, $P < 0.001$) and RA ($X^2 = 131.6$; Df = 2, $P < 0.001$) (Fig 3B). Of the most abundant native species, *Acaena splendens* had the highest cover in comparison with the other species at RS ($X^2 = 10.84$, Df = 2, $P = 0.004$) (Fig 3B). In RA the cover of *A. splendens*, *Azorella prolifera* and *Senecio bracteolatus* (the most abundant native species) was not significantly different ($X^2 = 0.32$, Df = 2, $P = 0.85$) (Fig 3B). The cover of *A. splendens* ($X^2 = 0.04$, Df = 1, $P = 0.84$), *A. prolifera* ($X^2 = 1.74$, Df = 1, $P = 0.18$) and *S. bracteolatus* ($X^2 = 2.85$, Df = 1, $P = 0.09$) was not significantly different between RS and RA (Fig 3B).

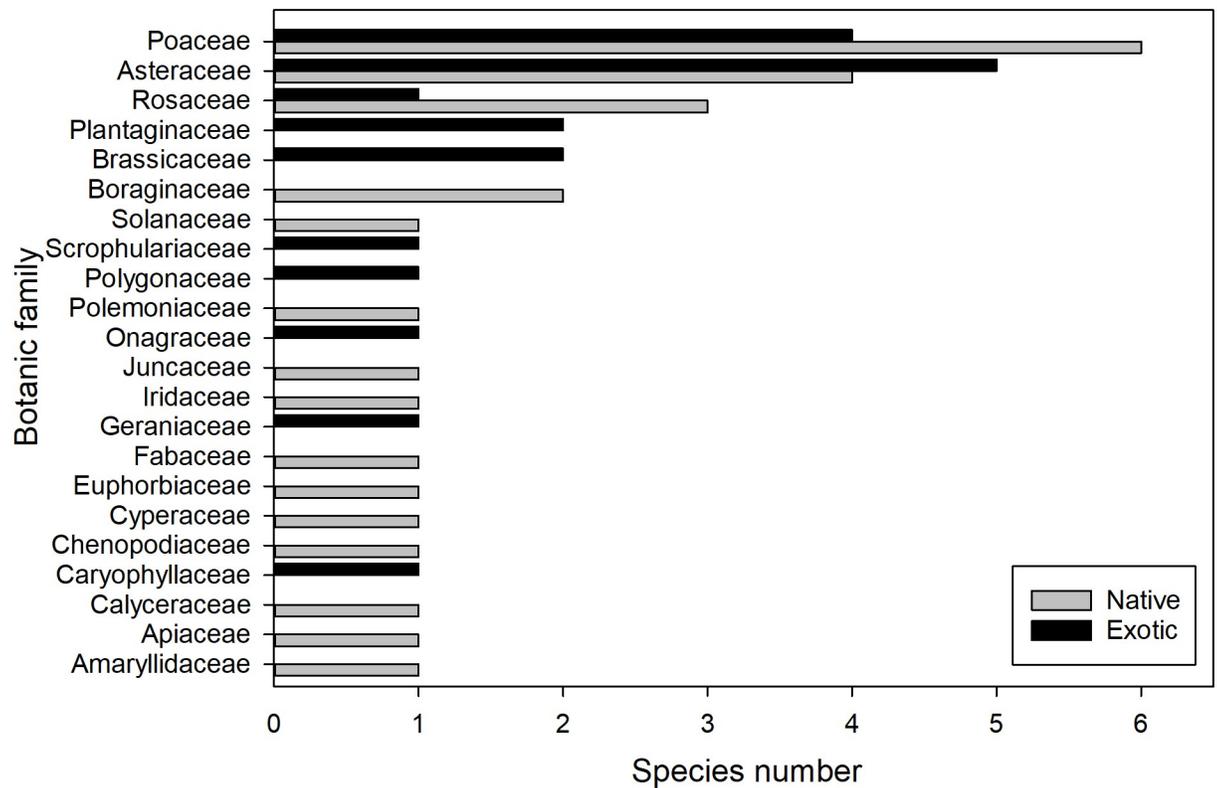


Fig 2. Species by botanic family at roadsides. Number of exotic and native species by botanic family in the vegetation and the soil seed bank at the roadsides.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657.g002>

Cover of the exotic species belonging to group I (annual/biannual herbs and grasses) ($X^2 = 4$, Df = 1, $P = 0.04$) was greater in RS than in RA. With regard to exotic ($X^2 = 15$, Df = 1, $P < 0.001$) and native ($X^2 = 11.7$, Df = 1, $P < 0.001$) species belonging to groups II (perennial herbs and grasses) and native species belonging to group III (shrubs) ($X^2 = 7.1$, Df = 1, $P = 0.008$), cover was greater in RA than in RS (Fig 3C). Exotic species belonging to group II contributed to most cover in RS ($X^2 = 19.9$, Df = 1, $P < 0.001$) and RA ($X^2 = 62.8$, Df = 1, $P < 0.001$) (Fig 3C). In RS native species from group III were the second group that contributed to most cover ($X^2 = 22.1$, Df = 2, $P < 0.001$). In RA native species from group III had more cover than the other native species groups, group II species providing more cover than group I species ($X^2 = 46.9$, Df = 2, $P < 0.001$) (Fig 3C). No exotic shrubs were found in the quadrats of either plot, although the presence of *Rosa rubiginosa* was observed at RS.

Richness, total seed density and seed density of functional groups

Mean richness of the seed bank was similar in RS (3 ± 0.6) and RA (2.3 ± 0.4) ($X^2 = 3.3$, Df = 1, $P = 0.07$). At RS the mean richness of exotic (2 ± 0.4) and native (1 ± 0.3) species was similar to the mean of exotic (1.6 ± 0.3) and native (0.6 ± 0.2) species at RA ($X^2 = 1.3$ Df = 1, $P > 0.05$; $X^2 = 2.5$ Df = 1, $P > 0.05$, respectively).

The total density of seeds ($X^2 = 18.9$, Df = 1, $P < 0.001$), and the density of seeds from exotic ($X^2 = 11.7$, Df = 1, $P < 0.001$) and native ($X^2 = 7.6$, Df = 1, $P = 0.006$) species in RS was lower than in RA (Fig 3D). In RS and RA the number of seeds of exotic species was higher than the number of seeds of native species (RS: $X^2 = 67.7$, Df = 1, $P < 0.001$; RA: $X^2 = 80.7$, Df = 1, $P <$

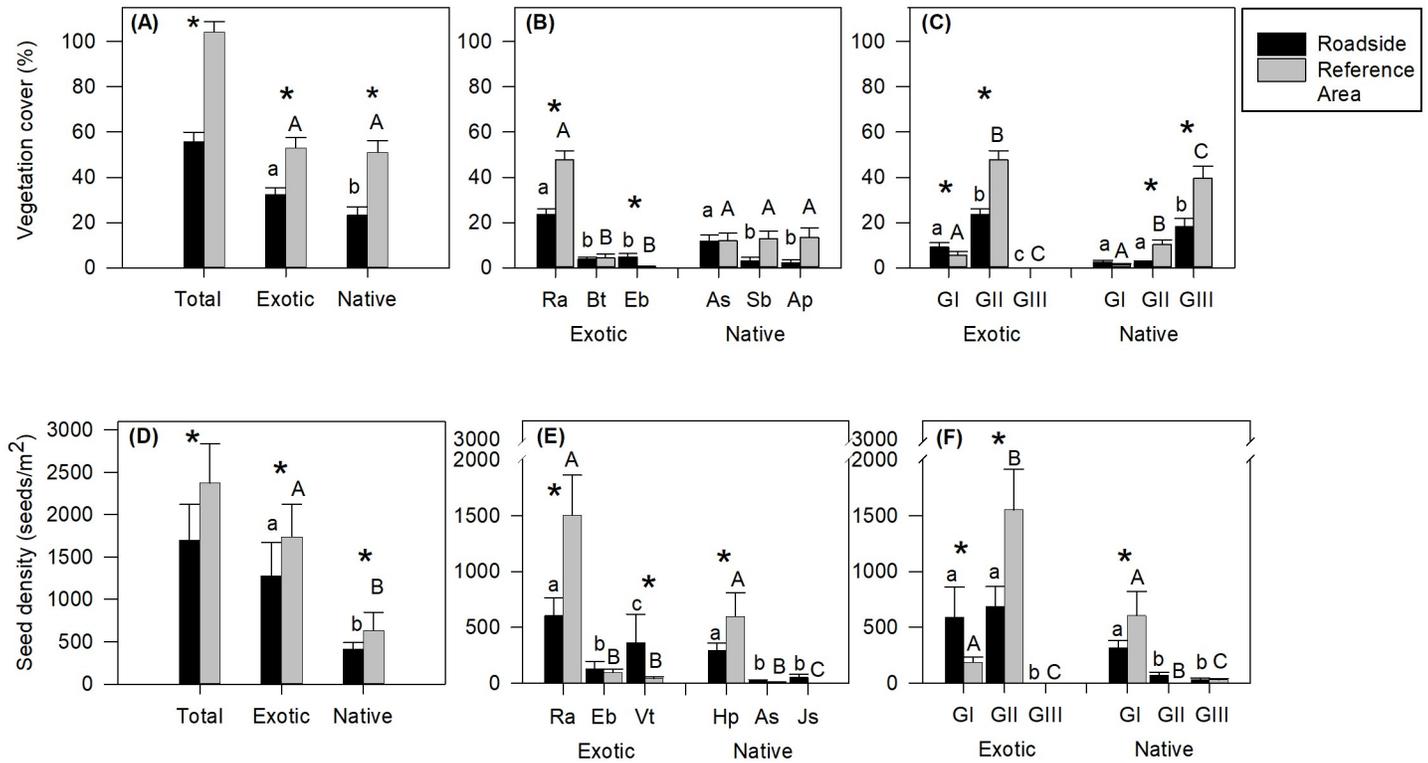


Fig 3. Vegetation cover, density of seeds in the seed bank and functional groups in the roadsides and references areas. Mean vegetation cover \pm SE at roadsides and reference areas of: (A) total, exotic and native species; (B) the most abundant exotic species: *Rumex acetosella* (Ra), *Bromus tectorum* (Bt), *Epilobium brachycarpum* (Eb), and native species: *Acaena splendens* (As), *Senecio bracteolatus* (Sb) and *Azorella prolifera* (Ap); (C) functional groups (GI = annual/biannual herbs and grasses, GII = perennial herbs and grasses, GIII = perennial shrubs). Mean seed density \pm SE at roadsides and reference areas of: (D) total, exotic and native species; (E) the most abundant exotic species: *R. acetosella* (Ra), *E. brachycarpum* (Eb), *Verbascum thapsus* (Vt), and native species: *Heliotropium paronychioides* (Hp), *A. splendens* (As) and *Juncus stipulatus* (Js); (F) functional groups. * indicates significant differences between cover (total, exotic and native), seed density (total, exotic and native), vegetation cover and seed density of the most abundant species and functional groups between roadsides and reference areas ($P < 0.05$). Lower-case letters indicate significant differences between vegetation cover and seed density of native and exotic species, vegetation cover and seed density of the most abundant species and functional groups at roadsides ($P < 0.05$). Capital letters represent significant differences between vegetation cover and seed density of native and exotic species, vegetation cover and seed density of the most abundant species and functional groups at reference areas ($P < 0.05$).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246657.g003>

0.001) (Fig 3D). With respect to the most abundant exotic species, a higher number of *R. acetosella* seeds was registered in RA than in RS ($X^2 = 61.1$, Df = 1, $P < 0.001$), and a higher number of seeds of the biannual herb *Verbascum thapsus* was found in RS than in RA ($X^2 = 30.5$, Df = 1, $P < 0.001$), while a similar number of seeds of the annual herb *Epilobium brachycarpum* was found in both plots ($X^2 = 1$, Df = 1, $P = 0.32$) (Fig 3E). *Rumex acetosella* was the species that contributed most seeds to the bank in RS ($X^2 = 45.8$, Df = 2, $P < 0.001$) and RA ($X^2 = 197.3$, Df = 2, $P < 0.001$). In RS the number of *V. thapsus* seeds was higher than that of *E. brachycarpum* ($P < 0.001$) (Fig 3E). Of the most abundant native species, *Heliotropium paronychioides* contributed the largest number of seeds to the bank in RS ($X^2 = 41.5$, Df = 2, $P < 0.001$) and RA ($X^2 = 21.5$, Df = 1, $P < 0.001$) (Fig 3E), whereas the seed density of this species was higher in RA than in RS ($X^2 = 17.2$, Df = 1, $P < 0.001$). A similar number of seeds of the shrub *Acaena splendens* was found in RS and RA ($X^2 = 0.9$, Df = 1, $P = 0.34$), while seeds of the perennial herb *Juncus stipulatus* were recorded only in RS. Both these species contributed a low density of seeds to the banks.

The number of seeds from exotic species of group I ($X^2 = 31.25$, Df = 1, $P < 0.001$) was higher in RS than RA. Seeds of native species from group II were found only in RS. The

numbers of seeds of exotic species from group II ($X^2 = 50.13$, $Df = 1$, $P < 0.001$) and native species from group I ($X^2 = 14.91$, $Df = 1$, $P < 0.001$) were higher in RA than in RS (Fig 3F). At RS the seed bank contained mainly exotic species from groups I and II ($X^2 = 1.2$, $Df = 1$, $P = 0.28$), and native species from group I ($X^2 = 43.2$, $Df = 2$, $P < 0.001$). At RA exotic species from group II were more abundant in the seed bank ($X^2 = 127.7$, $Df = 1$, $P < 0.001$), along with native species from group I ($X^2 = 44.2$, $Df = 1$, $P < 0.001$) (Fig 3F). In the seed bank no seeds were found of exotic species from group III in RS and RA, and the only native species found from group III were *A. splendens*, *Baccharis linearis*, *S. bracteolatus* and *Fabiana imbricata* at RA (Table 1).

The species similarity between vegetation and seed bank at RS according to the Sørensen index was 47%, while at RA the similarity value was 29%. Similarity of species in the vegetation of RS and RA was 71%, while for the seed bank this value was 51%.

With regard to the types of seed dispersal, the native and exotic species in the vegetation and the seed bank at the roadsides presented no difference in type of dispersal ($X^2 = 0.19$, $Df = 1$, $P = 0.6$). Exotic and native anemochorous species accounted for 24% and 29% of the species richness, respectively. Exotic and native non-anemochorous species (autochorous and zoochorous) represented 18% and 29% of the species richness, respectively (Table 1).

Discussion

This study contributes to the research in invasion ecology and the role of roads on the dispersal of exotic species by providing spatial (roadside vs reference area) and temporal (vegetation vs seed bank) information for assessing plant invasions in the northwest Patagonian region. Our study found that the predominant plants in the vegetation and seed bank were exotic perennial and annual herbs with different types of dispersal. It also found that there was limited expansion of exotic species further from the roads, probably attributed to the low frequency of disturbance that generate resource release (e.g. space and light) and to species traits (e.g. competitive ability).

In this study, the majority of exotic species at the roadsides belonged to the *Asteraceae* and *Poaceae* families, results that coincide with other studies carried out on the roadsides in southern Chile [22] and in the center of Argentina [61]. These families contribute a large number of exotic invasive species to the world's flora [62]. Many of these invader species have spreading strategies related to efficient long-distance wind or animals dispersal [14, 40, 63].

In this work it was found that the total vegetation cover was lower at the roadsides than in the reference areas, in agreement with another study in the Patagonian region [26]. Low cover at roadsides is frequently seen, due to the elimination of surface soil layers and the reduction in organic material brought about by road construction [64]. The new substrates at the roadsides are susceptible to erosion, with changes in water availability that hamper colonization [37, 65]. As expected, in this study the vegetation cover of exotic species was higher than native species at the roadsides. This may be a result of the environmental conditions at the roadsides (e.g., greater availability of light, bare soil, soil texture) [66, 67], which generate habitats suitable for the establishment, growth and reproduction of exotic plants to the detriment of native species [37, 23]. Other studies reported that the disturbance of the roadside and the movement of vehicles favor the entry of propagules of exotic species [68, 69]. These factors may also affect species richness, since that roadside vegetation presented lower native species richness than the reference area, coinciding with other studies [26, 61].

The high cover of exotic species in the reference areas was due to the marked dominance of the perennial herb *Rumex acetosella*, which was responsible for the high cover of the exotic perennial herbs and grasses functional group in the roadsides and reference areas. *Rumex*

acetosella first came into northern Patagonia with domestic cattle over 100 years ago, and its dominance and permanence could be due to its double strategy of bud and seed bank regeneration and its high competitiveness [70, 71]. This ruderal species dominates the steppe gaps, occupying safe microsites for the regeneration of many species, including the dominant matrix and competes for the resources, having a negative effect on the growth of other species [71, 72]. It is likely that the dominance of *R. acetosella* in the gaps may limit the colonization and establishment of other exotic species, producing invasional interference [73].

Despite the dominance of *R. acetosella* at the roadsides, the annual grass *Bromus tectorum* and annual herb *Epilobium brachycarpum*, both exotic, contributed greatly to the vegetation cover of the roadsides, perhaps due to the greater availability of space because of the low plant cover. Both annual herb and grass appear to depend on intense disturbance (i.e., removal of soil, fire, grazing) to spread into less degraded sites. It is documented that *B. tectorum* spread from the roadsides to the interior of the natural ecosystem [40] and *E. brachycarpum* is frequently found in degraded environments [52], while in little-disturbed natural habitats it presents low cover [43]. The high germination potential, abundant seed production and high dispersal capacity by wind or animals of both species could favor their establishment in disturbed zones [74–76]. Both species have been registered as invasive in other regions of the world [74, 77], having an important impact on native communities. For example, *B. tectorum* alters the nutrient cycle, water availability and fire frequency, and may exclude native species [74]. Therefore, their population dynamics and effects on native ecosystems need to be monitored and studied for the planning of appropriate management.

At the roadsides the cover of exotic annual/biannual herbs and grasses was greater than in the reference areas, in line with results found in central Argentina [61]. Research carried out in the USA reported that the cover of exotic herbs decreased as the distance from the roadside towards the interior of the reference area increased [78]. The majority of the species that make up this group are ruderal, adapted to conditions of low stress and high disturbance levels [79], such as from the movement of soil due to highway maintenance, which is very frequent in Patagonia.

The native shrubs *Acaena splendens*, *Senecio bracteolatus* and *Azorella prolifera* had the highest levels of cover in the reference areas. This functional group was also abundant at the roadsides, being *A. splendens* the dominant species. This species is a ruderal shrub [*sensu* 79] that frequently colonizes sandy and degraded soils [80], and could be a key species for restoration, since it has been reported to act as a nurse species that facilitates recruitment of native seedlings of high forage value, as well as other species in arid ecosystems [81].

In the roadside seed bank, a higher density of seeds of exotic annual/biannual herbs and grasses was found than in the reference area. This functional group was dominated by *Verbascum thapsus*. The high seed density of annual herbs may be related to species traits such as fast reproduction and high production levels of long-lived, small seeds with dormancy, which tend to become buried in the soil and form persistent banks [82, 83]. *Verbascum thapsus* is categorized as invasive in other parts of the world [54, 55]. It was present in the vegetation and the seed bank of the roadsides, however in the reference areas its seeds were abundant only in the seed bank being absent in the vegetation, as this species depends on intense disturbance to spread into less degraded sites. *Verbascum thapsus* is an opportunist species that does not compete well within the natural ecosystem [84]; nevertheless, this species presents high production of small seeds that form a persistent, long-lasting bank [84].

The functional groups that contributed most seeds to the roadside seed bank were the native and exotic annual/biannual herbs and grasses and exotic perennial herbs. These functional groups were represented by diverse species that form persistent seed banks [43]. The persistent seed banks of invasive exotic species are a long-term legacy [85]. In the reference

areas exotic perennial herbs and grasses and native annual herbs also dominated, represented by *R. acetosella* and *Heliotropium paronychioides*, respectively. The seed banks of the steppe tend to contain a high number of exotic perennial herbs [43]. Exotic shrubs were not recorded in the seed bank of roadsides and reference areas. *Rosa rubiginosa* was the only exotic shrub found in aboveground vegetation and with very low cover, therefore the probability of finding seeds in the soil is also low. The predominance of *H. paronychioides* in the seed banks of the roadsides and reference areas is related to the ovoid shape and small size of its seeds, which enable it to form seed banks [43]. This species was found in the seed bank but not in the vegetation of the reference areas, suggesting that its germination was favoured by the resource release produced by disturbances such as those that occur at the roadsides; it was also found in abundance after fires [86].

The index of similarity between the vegetation and the seed banks of the roadsides and reference areas analyzed in this work was higher at the roadsides than in the reference areas. When the roadsides and reference areas were compared, similarity was greater in the vegetation than in the seed banks. The high similarity between the roadside vegetation and seed bank may be due to the abundance of annual exotic and native species. Annual species have traits (short life cycles, rapid growth and long-distance dispersal) [87], which allow them to persist in very disturbed environments [88] such as roadsides. These species produce numerous small, long-lived seeds that are easily incorporated into the soil [89] contributing to the similarity between aboveground vegetation and the soil seed banks. The low similarity found between the vegetation and seed bank in the reference area follows a pattern which is common in other perennial grasslands [43, 90]. The dominant shrubs and perennial grasses in the reference area vegetation have predominantly vegetative reproduction, and usually have large seeds [91] with dispersal structures that make it difficult for them to become buried in the soil, making them easy predation targets [92]. Also, some ruderal species (e.g., *H. paronychioides* and *V. thapsus*) were found only in the seed bank, contributing to the high dissimilarity. The presence of perennial herbs and grasses only in the vegetation of the roadsides and reference areas contributed to greater similarity in the vegetation than in the seed banks.

In general, dispersal studies have reported that anemochorous species are common at roadsides [15, 23]. However, in this study the exotic and native species at the roadsides presented similar percentages of anemochorous and non-anemochorous (autochorous and zoochorous) species. This may be because various species that present autochorous dispersal (e.g., *R. acetosella*, *V. thapsus*, *H. paronychioides*) have small, light seeds that can also be wind dispersed and contribute mostly to the seed bank. Many exotic roadside species with long-distance dispersion mechanisms are annual herbs and grasses [23, 93]. Finally, highways may constitute corridors that channel air currents, favoring the distribution of anemochorous species along their length [69], and also non-anemochorous species [19, 20].

In conclusion, this work has demonstrated that the roadsides of the northwest Patagonian steppe constitute a reservoir of exotic species. Since the spread of exotic species is a major problem throughout the world, the importance of studying roadside vegetation and seed banks must be highlighted, in order to carry out the early identification and control of alien species, and generate ecosystem management programs.

Supporting information

S1 File. Vegetation and seed bank dataset.
(XLSX)

Acknowledgments

The authors thank Luis Acosta Vargas for his assistance with the fieldwork and thank Lucía Zamora and Soledad Vazquez for their help with data analysis. Finally, we would like to thank the comments of three reviewers which helped to improve our manuscript.

Author Contributions

Conceptualization: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Data curation: Giselle Ailin Chichizola.

Formal analysis: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Investigation: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Methodology: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Supervision: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Validation: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Visualization: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Writing – original draft: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

Writing – review & editing: Giselle Ailin Chichizola, Sofía Laura Gonzalez, Adriana Edit Rovere.

References

1. Salafsky N, Salzer D, Stattersfield AJ, Hilton-Taylor C, Neugarten R, Butchart SH, et al. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conserv Biol*. 2008; 22(4):897–911. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x> PMID: 18544093
2. Hobbs RJ. Land use changes and invasions. In: Mooney HA, Hobbs RJ, editors. *Invasive species in a changing world*. Washington DC: Island Press; 2000. pp. 55–64.
3. Mack R, Simberloff D, Lonsdale WM, Harry E, Clout M, Bazzaz F. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl*. 2000; 10(3):689–710.
4. Guo Q, Brockway DG, Larson DL, Wang D, Ren H. Improving ecological restoration to curb biotic invasion—A practical guide. *Invasive Plant Sci Manag*. 2018; 11(4):163–174. <https://doi.org/10.1017/inp.2018.29>
5. Fonseca CR, Guadagnin DL, Emer C, Masciadri S, Germain P, Zalba SM. Invasive alien plants in the Pampas grasslands: a tri-national cooperation challenge. *Biol Invasions*. 2013; 15(8):1751–1763. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0406-2>
6. Coffin AW. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *J Transp Geogr*. 2007; 15(5):396–406. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006>
7. Mola I, Jiménez MD, López-Jiménez N, Casado MA, Balaguer L. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restor Ecol*. 2011; 19(1):83–92. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00547.x>
8. Valladares F, Tena D, Matesanz S, Bochet E, Balaguer L, Costa-Tenorio M, et al. Functional traits and phylogeny: What is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *J Veg Sci*. 2008; 19(3):381–392. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18378>
9. McDougall KL, Lembrechts J, Rew LJ, Haider S, Cavieres LA, Kueffer C, et al. Running off the road: roadside non-native plants invading mountain vegetation. *Biol Invasions*. 2018; 20:3461–3473. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1787-z>
10. Cadenasso ML, Pickett ST. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv Biol*. 2001; 15(1):91–97. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2001.99309.x>
11. Parendes LA, Jones JA. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest. *Conserv Biol*. 2000; 14:64–75. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99089.x>

12. Von der Lippe M, Kowarik I. Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conserv Biol.* 2007; 21(4):986–996. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00722.x> PMID: 17650249
13. Sullivan JJ, Williams PA, Timmins S, Smale M. Distribution and spread of environmental weeds along New Zealand roadsides. *N Z J Ecol.* 2009; 33(2):190–204.
14. Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers Distrib.* 2000; 6(2):93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
15. Bochet E, García-Fayos P, Tormo J. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restor Ecol.* 2007; 15(1):88–96. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00193.x>
16. Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V, editors. Restauración ecológica de aéreas afectadas por infraestructuras de transporte. Base científica para soluciones técnicas. Madrid: Fundación Biodiversidad; 2011.
17. Cain ML, Milligan BG, Strand AE. Long-distance seed dispersal in plant populations. *Am J Bot.* 2000; 87(9):1217–1227. <https://doi.org/10.2307/2656714> PMID: 10991892
18. Nathan R, Muller-Landau HC. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends Ecol Evol.* 2000; 15:278–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)01874-7](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01874-7) PMID: 10856948
19. Von der Lippe M, Kowarik I. Interactions between propagule pressure and seed traits shape human-mediated seed dispersal along roads. *Perspect Plant Ecol.* 2012; 14(2):123–130. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.09.006>
20. Ansong M., Pickering C. The effects of seed traits and fabric type on the retention of seed on different types of clothing. *Basic Appl Ecol.* 2016; 17(6):516–526. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.03.002>
21. Bochet E, García-Palacios P, Peco B, Tormo J, García-Fayos P. Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. In: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A, Alfaya V, editors. Restauración ecológica de aéreas afectadas por infraestructuras de transporte. Base científica para soluciones técnicas. Madrid: Fundación Biodiversidad; 2011. pp. 101–141.
22. Pauchard A, Alaback PB. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conserv Biol.* 2004; 18(1):238–248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>
23. Šerá B. Road-side herbaceous vegetation: life history groups and habitat preferences. *Pol J Ecol.* 2010; 58(1):69–79.
24. D'Antonio C, Meyerson LA, Denslow J. Exotic species and conservation: research needs. In: Soulé ME, Orians GH, editors. Conservation Biology: research priorities for the next decade. Washington DC: Island Press; 2001. pp 59–80.
25. Thompson K, Grime JP. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J Ecol.* 1979;893–921. <https://doi.org/10.2307/2259220>
26. Margutti L, Ghermandi L, Rapoport E. Seed bank and vegetation in a Patagonian roadside. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences.* 1996; 22:159–175.
27. Vakhlamova T, Rusterholz HP, Kanibolotskaya Y, Baur B. Effects of road type and urbanization on the diversity and abundance of alien species in roadside verges in Western Siberia. *Plant Ecol.* 2016; 217(3):241–252. <https://doi.org/10.1007/s11258-016-0565-1>
28. Flory SL, Clay K. Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. *Biol Invasions.* 2010; 12(5):1285–1294. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9546-9>
29. Davies KW. Plant community diversity and native plant abundance decline with increasing abundance of an exotic annual grass. *Oecologia.* 2011; 167(2):481–491. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1992-2> PMID: 21509533
30. Gioria M, Osborne B. The impact of *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirbel invasions on soil seed bank communities. *J Plant Ecol.* 2009; 2(3):153–167. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtp013>
31. Wearne L, Morgan J. Shrub invasion into subalpine vegetation: implications for restoration of the native ecosystem. *Plant Ecol.* 2006; 183:361–376. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9046-7>
32. Thompson K, Band SR, Hodgson JG. Seed size and shape predict persistence in soil. *Funct Ecol.* 1993; 7(2):236–241.
33. Rovere AE, Molares S, Ladio AH. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. *Ecología Austral.* 2013; 23:165–173.
34. Barthélémy D, Brion C, Puntieri J. Plantas de la Patagonia. Buenos Aires: Vásquez Mazzini; 2008.

35. Ezcurra C, Brion C. Plantas del Nahuel Huapi: Catálogo de la Flora Vasculare del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina. San Carlos de Bariloche: Universidad Nacional del Comahue y Red Latinoamericana de Botánica; 2005.
36. Speziale KL, Ezcurra C. Patterns of alien plant invasions in northwestern Patagonia, Argentina. *J Arid Environ*. 2011; 75(10):890–897. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.04.014>
37. Ullmann I, Bannister P, Wilson JB. Lateral differentiation and the role of exotic species in roadside vegetation in southern New Zealand. *Flora*. 1998; 193(2):149–164. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30832-0](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30832-0)
38. Corcos D, Nascimbene J, Campesan M, Donadello D, Segat V, Marini L. Establishment dynamics of native and exotic plants after disturbance along roadsides. *Appl Veg Sci*. 2020; 23(2): 277–284. <https://doi.org/10.1111/avsc.12481>
39. Musso C, de Macedo MA, Almeida NN, de Melo Rodrigues D, Camargo MEMS, Pôrto ACCQ, et al. *Andropogon gayanus* Kunth invasion in the Cerrado: from seed production to seedling establishment along roadsides. *Biol Invasions*. 2019; 21(5): 1683–1695. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01928-8>
40. Speziale KL, di Virgilio A, Lescano MN, Pirk G, Franzese J. Synergy between roads and disturbance favour *Bromus tectorum* L. invasion. *PeerJ*. 2018; 6:e5529. <https://doi.org/10.7717/peerj.5529> PMID: 30186695.
41. Díaz S, Cabido M. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *J Veg Sci* 1997; 8:463–474
42. Reich PB, Wright J, Cavender-Bares J, Craine JM, Oleksyn J, Westoby KM, et al. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. *Int J Plant Sci*. 2003; 164(3):143–164. <https://doi.org/10.1086/374368>
43. Gonzalez SL, Ghermandi L. Postfire seed bank dynamics in semiarid grasslands. *Plant Ecol*. 2008; 199(2):175–185. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9422-1>
44. Ghermandi L, Gonzalez S, Franzese J, Oddi F. Effects of volcanic ash deposition on the early recovery of gap vegetation in Northwestern Patagonian steppes. *J Arid Environ*. 2015; 122:154–160. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.020>
45. Ramírez-Marcial N, Camacho-Cruz A, González-Espinosa M. Potencial florístico para la restauración de bosques en los altos y las montañas del norte de Chiapas. In: González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruiz-Montoya L, editors. *Diversidad biológica en Chiapas*. México DF: Plaza y Valdés; 2005. pp. 251–287.
46. Godagnone R, Bran D. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro. Bariloche, Argentina: Ediciones INTA. 2009.
47. Gaitán J, López C, Ayesa J, Bran D, Umaña F. Características y distribución espacial de los paisajes y los suelos del área Bariloche-Comallo. Área de Investigación en Recursos Naturales. INTA EEA. 2004.
48. Paruelo JM, Jobbagy E, Oesterheld M, Golluscio RA, Aguiar MR. The grasslands and steppes of Patagonia and the Río de la Plata plains. In: Veblen TT, Young KR, Orme AR, editors. *The Physical Geography of South America*. New York: Oxford University Press; 2007. pp. 232–248.
49. Matteucci SD, Colma A. Metodología para el estudio de la vegetación (Vol. 22). Washington DC: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos; 1982.
50. Thompson K, Bakker JP, Bekker RM. *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*, 1st ed. Cambridge: Cambridge University Press; 1997.
51. Puntieri J, Chiapella J. *Plántulas de la Patagonia. Guía breve de identificación*. 1st ed. Bariloche: Editorial Caleuche; 2011.
52. Correa MN. *Flora patagónica (República Argentina)*. Tomo VIII. Parte I-VII. Buenos Aires: Colección Científica INTA; 1969–1998.
53. Zuloaga FO, Morrone O, Belgrano MJ. *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: Missouri Botanical Garden Press; 2008.
54. Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG). [Cited 2019 November 22]. <http://www.iucngisd.org/gisd/>.
55. Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS). The Global Register of Invasive Species (GRIS). IUCN. [Cited 2019 November 21]. <http://gris.org/>.
56. Fuentes N, Sánchez P, Pauchard A, Urrutia J, Cavieres L, Marticorena A. *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: Una guía de campo*. Concepción (Chile): Laboratorio de Invasiones biológicas (LIB). 2014.
57. Zuur A, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media. 2009.

58. Stroup WW. Generalized linear mixed models: modern concepts, methods and applications. Boca Raton: CRC press. 2012.
59. Hothorn T, Bretz F, Westfall P. Simultaneous inference in general parametric models. *Biom J.* 2008; 50(3):346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425> PMID: 18481363
60. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2020. <https://www.R-project.org/>.
61. Paiaro V, Cabido M, Pucheta E. Altitudinal distribution of native and alien plant species in roadside communities from central Argentina. *Austral Ecol.* 2011; 36(2):176–184. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02134.x>
62. Pyšek P, Pergl J, Essl F, Lenzner B, Dawson W, Kreft H, et al. Naturalized alien flora of the world. *Preslia.* 2017; 89(3):203–274. <https://doi.org/10.23855/preslia.2017.203>
63. Soons MB, Bullock JM. Non-random seed abscission, long-distance wind dispersal and plant migration rates. *J Ecol.* 2008;581–590.
64. Tormo J, Bochet E, García-Fayos P. Restauración y revegetación de taludes de carretera en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas.* 2009; 2:79–91.
65. Espigares T, Moreno-de las Heras M, Nicolau JM. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. *Restor Ecol.* 2011; 19(1):35–44. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00546.x>
66. Pollnac F, Seipel T, Repath C, Rew LJ. Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. *Biol Invasions.* 2012; 14(8): 1753–1763. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0188-y>
67. Gelbard JL, Belnap J. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conserv Biol.* 2003; 17(2):420–432. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01408.x>
68. Pauchard A, Alaback PB. Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *For Ecol Manage.* 2006; 223(1–3):327–335.
69. Von der Lippe M, Bullock JM, Kowarik I, Knopp T, Wichmann M. Human-mediated dispersal of seeds by the airflow of vehicles. *PloS one.* 2013; 8(1):e52733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052733> PMID: 23320077
70. Huber UM, Markgraf V. European impact on fire regimes and vegetation dynamics at the steppe-forest ecotone of southern Patagonia. *The Holocene.* 2003; 13(4):567–579. <https://doi.org/10.1191/0959683603hl647rp>
71. Franzese J, Ghermandi L. El grado de invasión de *Rumex acetosella* L. (Polygonaceae) y su relación con los atributos de la vegetación de dos comunidades de pastizal en el NO de la Patagonia. *Ecología austral.* 2012; 22(2):101–111.
72. Franzese J, Ghermandi L. Early competition between the exotic herb *Rumex acetosella* and two native tussock grasses with different palatability and water stress tolerance. *J Arid Environ.* 2014; 106:58–62. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.03.004>
73. Rauschert ESJ, Shea K. Competition between similar invasive species: modeling invasional interference across a landscape. *Popul Ecol.* 2017; 59(1):79–88. <https://doi.org/10.1007/s10144-016-0569-7>
74. Speziale KL, Lambertucci SA, Ezcurra C. *Bromus tectorum* invasion in South America: Patagonia under threat? *Weed Res.* 2014; 54(1):70–77. <https://doi.org/10.1111/wre.12047>
75. Humphrey LD, Schupp EW. Seed banks of *Bromus tectorum*—dominated communities in the Great Basin. *West N Am Nat.* 2001;85–92.
76. Gregor T, Dirk B, Starke-Ottich I, Tackenberg O, Wittig R, Zizka G. *Epilobium brachycarpum*: a fast-spreading neophyte in Germany. *Tuexenia.* 2013; 33: 259–283.
77. Nierbauer KU, Paule J, Zizka G. Invasive tall annual willowherb (*Epilobium brachycarpum* C. Presl) in Central Europe originates from high mountain areas of western North America. *Biol Invasions.* 2016; 18(11):3265–3275. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1216-0>
78. Gelbard JL, Harrison S. Roadless habitats as refuges for native grasslands: interactions with soil, aspect, and grazing. *Ecol Appl.* 2003; 13(2):404–415. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0404:RHARFN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0404:RHARFN]2.0.CO;2)
79. Grime JP. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am Nat.* 1977; 111(982):1169–1194.
80. León RJC, Aguiar MR. El deterioro por uso pastoril en estepas herbáceas patagónicas. *Phytocoenologia.* 1985; 13:181–196. <https://doi.org/10.1127/phyto/13/1985/181>
81. Gonzalez SL, Ghermandi L. Dwarf shrub facilitates seedling recruitment and plant diversity in semiarid grasslands. *PloS one.* 2019; 14(2):e0212058. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212058> PMID: 30730964

82. Dekker J. Soil weed seed banks and weed management. *J Crop Improv.* 1999; 2(1): 139–166.
83. Didier Z, Sanou L, Diawara S, Savadogo P, Thiombiano A. Herbaceous seeds dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecol.* 2020; 108:103607. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103607>
84. Gross KL. Colonization by *Verbascum thapsus* (mullein) of an old-field in Michigan: experiments on the effects of vegetation. *J Ecol.* 1980;919–927. <https://doi.org/10.2307/2259465>
85. Gioria M, Pyšek P. The legacy of plant invasions: changes in the soil seed bank of invaded plant communities." *Bioscience.* 2016; 66(1):40–53. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv165>
86. Ghermandi L, Guthmann N, Bran D. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *J Veg Sci* 2004; 15(1):67–76.
87. Beckman NG, Bullock JM, Salguero-Gómez R. High dispersal ability is related to fast life-history strategies. *J Ecol.* 2018; 106(4): 1349–1362
88. Grime JP. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties.* 2nd ed. Chichester, UK: John Wiley & Sons; 2001.
89. Zida D, Sanou L, Diawara S, Savadogo P, Thiombiano A. Herbaceous seeds dominates the soil seed bank after long-term prescribed fire, grazing and selective tree cutting in savanna-woodlands of West Africa. *Acta Oecol (Montrouge).* 2020; 108: 103607.
90. Funes G, Basconcelo S, Díaz S, Cabido M. Edaphic patchiness influences grassland regeneration from the soil seed-bank in mountain grasslands of central Argentina. *Austral Ecol.* 2001; 26(2):205–212. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01102.x>
91. Gonzalez S, Ghermandi L. Relaciones entre la masa de las semillas, el tamaño de las plantas y la cobertura en pastizales postfuego del noroeste de la Patagonia. II Binacional de Ecología. Mendoza, Argentina. 2004.
92. Ghermandi L. Dinámica del banco de semillas en un pastizal de *Stipa speciosa* del noroeste de la Patagonia. PHD Thesis. Universidad Nacional del Comahue. Argentina. 1995.
93. Rogers G. The Lives of Weeds. In: *Desert Weeds.* Springer. Cham. 2020. pp. 3–9.