



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA



TESIS DOCTORAL

Rehabilitación ecológica de sitios degradados por
disturbios severos en el Monte Austral Neuquino:
evaluación de la siembra directa con especies nativas

Autor:

María Emilia Rodríguez Araujo

Directora y codirector:

Dra. Griselda Luz Bonvissuto

Dr. Ramiro Sarandón

Lugar de trabajo:

Laboratorio de Restauración y Rehabilitación de Ecosistemas Áridos y
Semiáridos (LARREA)

Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud

Universidad Nacional del Comahue

Febrero 2021

¶ mis hijos Franco y Martín

¶ mi compañero Cristian

¶ mis padres Griselda

y Ricardo



Sólo la semilla
que rompe su cáscara
es capaz de atreverse
a la aventura de la vida
- Khalil Gibrán -

Agradecimientos

En este largo proceso que culmina con la presentación de una tesis, muchas personas me acompañaron en diferentes etapas y quiero agradecerles a TODAS por su ayuda. En el ámbito académico le agradezco al Dr. Daniel R. Pérez por abrirme las puertas del LARREA, iniciarme en el camino de la investigación y por sus aportes en la formulación del plan y la escritura del manuscrito final. A mis directores la Dra. Griselda Bonvissuto por su dedicación en la revisión del contenido y de la redacción y el Dr. Ramiro Sarandón por su orientación en el proceso. A la Dra. Sonia Fontenla por su buena predisposición para resolver mis consultas y por las sugerencias brindadas. A la Dra. Carolina Pérez por darme la posibilidad de realizar una pasantía bajo su dirección. A los jurados, Dra. Guadalupe Peter, Dr. Daniel Renison y Dr. Marcelo Arturi quienes contribuyeron a mejorar este trabajo con sus sugerencias y comentarios constructivos. Institucionalmente agradezco a la empresa Total Austral por permitir el desarrollo de este trabajo en el área, por poner a disposición las instalaciones de la planta de Aguada Pichana y por apoyar las investigaciones que se desarrollan en el grupo. A CONICET, porque esta investigación se realizó en el marco de una beca doctoral. A la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud y a la FUNYDER (Fundación de la Universidad Nacional del Comahue para el Desarrollo Regional) que a través de los proyectos de investigación 04/U007 y 04/U014 y de acuerdos de colaboración proporcionaron el apoyo financiero para el trabajo de campo. A la AIC por brindar los datos de precipitaciones ocurridas en el periodo de estudio. A Guillermo Sabino, por guiarme en el análisis estadístico y a Anahí Álvarez del Laboratorio de Investigación y Servicios de Microbiología Ambiental (Universidad Nacional del Comahue) por los análisis microbiológicos.

En lo personal le agradezco a mi familia que es mi gran apoyo incondicional en todo. Especialmente a mis hijos, Franco y Martín, por darme la energía para seguir adelante con este proyecto y por aguantar mis ausencias en el campo y frente a la computadora para poder terminar. A mi pareja y compañero en la vida, Cristian, por entender la importancia de esta etapa e incluso acompañarme al campo. A mis padres, Griselda y Ricardo porque estuvieron presentes en todo momento, cuidaron de mis hijos en las largas jornadas de campo y hasta me esperaban con la comida. En lo académico y lo personal, le agradezco los integrantes y ex integrantes del LARREA que me acompañaron durante estos años. A Fer Farinaccio por invitarme a formar parte del grupo. A Néstor Garrido quien me acompañó en los muestreos de vegetación. A Alunej Valdez con quien fui al campo, fue de gran apoyo en tareas de laboratorio y es una gran niñera y sobre todo amiga. A mis compañeras con quienes compartimos campañas de campo, me ayudaron en diferentes muestreos y con quienes tenemos una linda amistad: Flor González, Dani



Paredes, Nati Turuelo y Vicky Brizio. Al equipo “sembrador” Anto Peano, Ceci Sosa, Javi Contreras y Nati nuevamente. A Juana Lagos, Daniel Coila Agustina Vidal y Gimena Rajnoch por su compañía en el campo e interés en el trabajo. A los integrantes de la Cooperativa de producción de plantas nativas “*Atriplex lampa*” de la localidad de Añelo, con quienes aprendimos mucho mutuamente, en especial a Ramón Tillería por su compañerismo y buena onda. Por último, pero no por eso menos importante, si no que requiere una mención especial, a una persona que estuvo en cada una de las etapas de este trabajo. Con él recorrimos una larga lista de locaciones hasta elegir los sitios, juntamos semillas, tomó nota de las transectas, cambiamos trampas de semillas y me ayudó a preparar los sitios de siembra, sin dudas, Esteban “Primo” Pérez (QEPD) estas en cada capítulo de esta tesis. Gracias por tus innumerables charlas y anécdotas.

Los altos niveles de desertificación que afectan a las tierras secas en todo el mundo han llevado a que diversos organismos mundiales como la ONU y la IUCN planteen la necesidad de realizar restauración ecológica a gran escala. El Monte en Argentina, una región de gran extensión y la más árida del país, constituye un ejemplo de tierras secas que requiere de la implementación de restauración ecológica por los altos niveles de degradación que presenta. El “Monte Austral”, una subdivisión del desierto del Monte con características particulares, que abarca el 48% del territorio de la provincia de Neuquén, alcanza niveles de degradación catalogados como muy severos, causados principalmente por la ganadería y la explotación hidrocarburífera. Esta última actividad afecta intensamente al ecosistema, como consecuencia de la construcción de diversas obras para la extracción de gas y petróleo en la cuenca hidrocarburífera Neuquina. Esta zona es una de las principales productoras de gas y petróleo del país, con creciente actividad debido a los nuevos reservorios ubicados en esquistos rocosos de la formación geológica “Vaca Muerta”. En este contexto de crecimiento de las actividades productivas y, consecuentemente, de una mayor extensión de la degradación, la siembra directa de especies nativas surge como una alternativa, o complemento a las técnicas existentes, recomendada a nivel mundial por su potencial para facilitar el aumento de escala de la rehabilitación y/o restauración ecológica. Si bien la siembra directa en zonas áridas ha presentado bajos porcentajes de establecimiento de plántulas, la primera investigación desarrollada en la región sugiere que su implementación sería rentable. Por lo tanto, debido a la necesidad de avanzar en el conocimiento para la aplicación de la siembra directa en la región, en el presente trabajo se evaluaron el potencial de semillas de especies arbustivas y subarbustivas nativas para la rehabilitación de sitios severamente degradados en el Monte Austral y, paralelamente, la regeneración natural en sitios degradados y no degradados a partir del banco de semillas del suelo. Inicialmente se caracterizaron sitios degradados y no degradados en función de diferentes factores bióticos y abióticos y su relación con la regeneración natural. En el área Aguada Pichana, en la provincia de Neuquén, se seleccionaron dos sitios (1 y 2) ubicados en diferentes comunidades de vegetación, y se trabajó en áreas degradadas correspondientes a explanadas petroleras sin cobertura de vegetación (EXP), y en comunidades vegetales de referencia (REF), en dos microambientes distintos, debajo de arbustos (ARB) y en interparches de suelo desnudo (INT). En ellos se caracterizaron: la vegetación, la lluvia y el banco de semillas germinables y los factores bióticos (bacterias mesófilas heterótrofas aerobias totales - BMHAT y esporas de hongos micorrícicos arbusculares

- HMA) y abióticos del suelo (características físico-químicas, resistencia a la penetración e infiltración). Por otra parte, se recolectaron semillas de especies nativas para evaluar los requerimientos pregerminativos de las mismas y utilizarlas en ensayos de siembra directa a campo con la aplicación de técnicas de acondicionamiento de suelo (agregado de hidrogel, enriquecimiento con micorrizas y microrriego con vasijas) y control. De manera simultánea a la siembra directa, se realizó un seguimiento de la emergencia y el establecimiento naturales de plántulas de especies arbustivas y subarbustivas perennes.

Las explanadas tuvieron una menor riqueza y cobertura de vegetación, menor riqueza y abundancia de semillas en la lluvia de semillas, menor cantidad de BMHAT y esporas de HMA y mayor resistencia del suelo a la penetración (RP), en comparación con la comunidad de referencia. La RP presentó valores limitantes para el desarrollo radicular de las plántulas. Asimismo, la escasez de especies perennes (arbustivas y subarbustivas) en la lluvia de semillas y un banco de semillas germinables dominado por especies anuales, fueron los principales factores limitantes para la regeneración de la vegetación.

De las 14 especies nativas, cuyas semillas fueron recolectadas, cinco tuvieron baja o nula germinación (*Larrea cuneifolia*, *L. divaricata*, *L. nitida*, *Monttea aphylla* y *Neosparton aphyllum*), mientras que nueve alcanzaron porcentajes de germinación entre 50 y 100%. En función de la respuesta a los tratamientos pregerminativos aplicados, se conformaron tres grupos: 1- especies asociadas a una mayor germinación en el control y tratamiento frío húmedo durante 7 y 30 días (*Atriplex lampa*, *Bougainvillea spinosa*, *Ephedra ochreatea* y *Hyalis argentea*), 2- especies cuya germinación aumenta con los tratamientos de escarificación química durante 5 y 45 minutos (*Atriplex undulata*, *Grindelia chiloensis* y *Prosopis flexuosa* var. *depressa*) y 3- especies cuya germinación se ve favorecida con el tratamiento de escarificación química durante 5 minutos (*Senecio filaginoides* y *S. subulatus*). Los resultados de germinación en relación al peso de las semillas y las estrategias ecológicas frente al disturbio, revelaron que existe una relación positiva entre peso de las semillas y el porcentaje de germinación alcanzado y que estas dos variables difirieron entre especies de diferentes grupos ecológicos (pioneras, versátiles y climáticas).

La siembra directa se llevó a cabo con *A. lampa*, *E. ochreatea*, *L. divaricata*, *P. flexuosa* y *Senna aphylla*, especies seleccionadas por su mayor emergencia y supervivencia en condiciones de menor disponibilidad hídrica, evaluada en vivero con diferentes regímenes de riego. Entre ellas, *E. ochreatea* presentó los valores más altos de establecimiento, seguida por *S. aphylla* y *P. flexuosa*, mientras que los valores más bajos se observaron para *A. lampa* y *L. divaricata*. La supervivencia de las plántulas estuvo directamente relacionada con el peso de las semillas. La



emergencia y el establecimiento naturales fueron bajos en comparación a los observados con siembra directa, lo que evidencia que la falta de semillas de especies perennes limita la regeneración de la vegetación y que la siembra directa es capaz de resolver esta limitante. Los resultados obtenidos en el presente trabajo permiten proponer a *E. ochreatea* como la especie con mayor aptitud, entre las estudiadas, para la siembra directa y sientan las bases para la realización de futuras investigaciones que contribuyan a mejorar el establecimiento de las demás especies estudiadas. Asimismo, se muestra que la siembra directa tiene un gran potencial para su aplicación en la rehabilitación y/o restauración ecológica en el Monte Austral.

The high levels of desertification that affect drylands around the world have led various world organizations such as the UN and IUCN to raise the need to carry out large-scale ecological restoration projects in these areas. The Monte Region, an area of great extent and the most arid region in Argentina, is an example of dry land that requires the implementation of ecological restoration because of its high level of degradation. The "Monte Austral", a subdivision of the Monte desert with particular characteristics, which involves 48% of the territory of the Neuquén province, reaches levels of degradation classified as very severe, caused mainly by livestock production and hydrocarbon exploitation. The latter intensely affects the ecosystem, as a consequence of the construction of infrastructure for the extraction of gas and oil in the Neuquén hydrocarbon basin. This area is one of the main producers of gas and oil in the country, with increasing activity due to new reservoirs located in rock shales of the "Vaca Muerta" geological formation. In this context of increasing productive activities and, consequently, a greater extent of degradation, direct seeding of native species is emerging as an alternative, or complement to existing techniques, recommended worldwide, due to its potential to facilitate the scale-up of ecological rehabilitation and / or restoration. Although direct seeding has been evaluated in arid areas with low percentages of seedling establishment, the first research developed in the region suggests that its implementation would be cost effective. Therefore, due to the need to advance in the knowledge for the application of direct seeding in the region, the present work evaluated the potential of seeds of native shrub and sub-shrub species for the rehabilitation of severely degraded sites on Monte Austral and, in parallel, natural regeneration from the soil seed bank in degraded and non-degraded sites. Initially, degraded and non-degraded sites were characterized based on different biotic and abiotic factors and their relationship with natural regeneration. In the Aguada Pichana area, in Neuquén province, two sites (1 and 2) located in different vegetation communities were selected, and work was carried out in degraded areas corresponding to oil fields without vegetation cover (EXP), and in reference plant communities (REF), in two different microenvironments, under bushes (ARB) and in bare soil patches (INT). Vegetation, seed rain, germinable seed bank and biotic (total aerobic heterotrophic mesophilic bacteria - BMHAT and spores of arbuscular mycorrhizal fungi - AMF) and abiotic (physicochemical characteristics, resistance to penetration and infiltration) soil factors, were characterized there. On the other hand, seeds of native species were collected to evaluate their pre-germination requirements and to use them in direct seeding trials in the field with the application of soil conditioning techniques (addition of hydrogel, enrichment with

mycorrhizae and micro-irrigation with clay pots) and control. Simultaneously with direct seeding, the natural emergence and establishment of perennial shrub and sub-shrub species were monitored.

The degradation of the esplanades was evident, reflecting in a lower richness and vegetation cover, lower richness and abundance of seeds in the seed rain, less amount of BMHAT and AMF spores, and greater resistance of the soil to penetration (RP), compared to the reference community. The RP presented limiting values for root development, however, it was observed that the scarcity of perennial species (shrubs and sub-shrubs) in the seed rain and a germinable seed bank dominated by annual species, were the main limiting factors for the recomposition of vegetation on the esplanades.

Of the 14 native species, whose seeds were collected, five had low or no germination (*Larrea cuneifolia*, *L. divaricata*, *L. nitida*, *Monttea aphylla* and *Neosparton aphyllum*), while nine could be propagated with percentages between 50 and 100%. Depending on the response to the pregermination treatments applied, three groups were formed: 1- species associated with higher germination in the control and cold wet treatment for 7 and 30 days (*Atriplex lampa*, *Bougainvillea spinosa*, *Ephedra ochreata* and *Hyalis argentea*), 2- species whose germination increases with chemical scarification treatments during 5 and 45 minutes (*Atriplex undulata*, *Grindelia chiloensis* and *Prosopis flexuosa* var. *depressa*) and 3- species whose germination is favored with the chemical scarification treatment for 5 minutes (*Senecio filaginoides* and *S. subulatus*). Germination results in relation to seed weight and response to disturbance, revealed that there is a positive relationship between seed weight and the percentage of germination achieved and that these two variables differed between species of different ecological groups (pioneers, versatile and climax).

Direct seeding was carried out with *A. lampa*, *E. ochreata*, *L. divaricata*, *P. flexuosa* and *Senna aphylla*, species selected for their greater emergence and survival in conditions of lower water availability, evaluated in the nursery with different irrigation regimes. Of the five species evaluated in the field, *E. ochreata* presented the highest establishment values, followed by *S. aphylla* and *P. flexuosa*, while the lowest values were observed for *A. lampa* and *L. divaricata*. Seedling survival was directly related to seed weight. The emergence and establishment in natural conditions were lower compared to those observed with direct seeding, which shows that the lack of seeds of perennial species limits the regeneration of vegetation and that direct seeding is capable of solving this limitation. The results obtained in the present work allow *E. ochreata* to be proposed as the species with the highest aptitude, among those studied, for



direct seeding and lay the foundations for future research in order to contribute to the improvement of the other species establishment. Likewise, it is shown that direct seeding has great potential for its application in ecological rehabilitation and / or restoration in the Monte Austral.

Dedicatoria.....	i
Agradecimientos	iii
Resumen.....	v
Abstract	viii
Índice.....	xi
Índice de tablas y figuras.....	xiv
1 Capítulo 1: Introducción general.....	1
1.1 Descripción de la problemática	2
1.2 Restauración y rehabilitación ecológica	4
1.3 Restauración y rehabilitación ecológica en la región	5
1.4 La restauración y rehabilitación ecológicas basadas en semillas: fundamentos y estado del conocimiento	7
Objetivos	9
Objetivo general.....	9
Objetivos específicos.....	9
Hipótesis.....	9
2 Capítulo 2: Caracterización del área de estudio	11
2.1 Ubicación	12
2.2 Clima	13
2.3 Suelo y geomorfología	15
2.4 Vegetación	17
2.5 Fauna	18
3 Capítulo 3: Características bióticas y abióticas de sitios severamente degradados por la actividad hidrocarburífera y su posible relación con la regeneración natural	19
3.1 Introducción.....	20
Objetivos	23
Hipótesis.....	23
3.2 Materiales y Métodos.....	25
Área de estudio	25
Evaluación de la vegetación	26
Determinación de la lluvia de semillas.....	27
Estimación del banco de semillas germinables.....	28
Caracterización físico-química del suelo	29
Caracterización microbiológica del suelo.....	30

Análisis estadístico	30
3.3 Resultados.....	31
Vegetación.....	31
Análisis de composición abiótica y biótica del sustrato en explanadas y comunidad de referencia	33
Lluvia de semillas.....	35
Banco de semillas germinables	37
Caracterización físico-química del suelo	40
Resistencia a la penetración.....	41
Infiltración	43
Caracterización microbiológica del suelo.....	45
3.4 Discusión.....	45
3.5 Conclusiones	52
4 Capítulo 4: Germinación de plantas nativas del Monte Austral: aportes para su aplicación en restauración ecológica	54
4.1 Introducción.....	55
Objetivos	57
Hipótesis.....	58
4.2 Materiales y Métodos.....	59
Tratamientos pregerminativos y diseño experimental de los ensayos de germinación	60
Análisis estadístico	62
4.3 Resultados.....	63
4.4 Discusión.....	70
4.5 Conclusiones	78
5 Capítulo 5: Siembra directa de especies nativas para la rehabilitación ecológica de explanadas hidrocarburíferas en el Monte Austral	79
5.1 Introducción.....	80
Objetivos	82
Hipótesis.....	83
5.2 Materiales y Métodos.....	84
Siembra directa	84
Emergencia y establecimiento naturales de especies perennes	89
Análisis estadístico	90
5.3 Resultados.....	93
Siembra directa	93
Emergencia y establecimiento naturales	117
5.4 Discusión.....	118



Siembra directa	118
Emergencia y establecimiento naturales	128
Conclusiones	129
6 Capítulo 6: Conclusiones generales	132
7 Anexo I: proceso de selección de especies para la siembra directa a campo	137
Ensayo de siembra en vivero con diferentes regímenes de riego	137
Resultados	139
Conclusión	141
8 Bibliografía	143

Índice de tablas y figuras

Tabla 2.1: Tipo de suelo y geformas correspondientes; elaborado a partir del mapa de la Figura 2.6.....	16
Tabla 3.1: Porcentaje de cobertura vegetal por especie y grupo funcional en la comunidad de referencia (REF) y en explanadas (EXP) de los sitios 1 y 2 (S1 y S2).....	33
Tabla 3.2: Lluvia de semillas en cada sector (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche), discriminado por especie y grupo funcional, en ambos sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los valores representan el total de semillas capturadas durante 12 meses de muestreo expresado como número de semillas/m ² . SNI: semilla no identificada.	36
Tabla 3.3: Cantidad de semillas totales (perennes y anuales) en el banco de semillas germinables del suelo según grupo funcional (PS: perennes subarbusivas, HGA: hierbas y gramíneas anuales). Los valores, expresados como número de semillas/m ² (s/m ²), representan el promedio de 5 réplicas por sector en cada fecha de muestreo.....	38
Tabla 3.4: Banco de semillas germinables de especies perennes por sector (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparches) según fecha de muestreo en ambos sitios de estudio. Los valores representan el total de plántulas emergidas en 5 réplicas por sector y fecha de muestreo.	40
Tabla 3.5: Análisis físico-químico de los sectores de estudio (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) en ambos sitios de muestreo (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los datos corresponden a muestras compuestas (n=5 en cada sector).	41
Tabla 3.6: Clases de resistencia a la penetración por profundidad según sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en cada sitio de estudio.	42
Tabla 3.7: Resistencia a la penetración (MPa) acumulada cada 5 cm de profundidad en cada sitio y sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Los valores presentan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector.....	43
Tabla 3.8: Valores y clasificación de la conductividad hidráulica del suelo (K) por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector.	43
Tabla 3.9: Caracterización microbiológica del suelo a partir de muestras compuestas (n=5) de los sectores de estudio (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) en ambos sitios de muestreo (S1: sitio 1, S2: sitio 2).....	45
Tabla 4.1: Detalle de las especies recolectadas según hábito, familia, fecha y sitio de colecta de semillas.....	60
Tabla 4.2: Germinación de las especies con bajo porcentaje de germinación (<30%) según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días, FH30: frío húmedo durante 30 días, RE3: remojo durante 3 días y RE8: remojo durante 8 días). Los datos representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias	

con una letra común, para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	64
Tabla 4.3: Germinación de las especies del Grupo 1 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentaje representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	65
Tabla 4.4: Germinación de las especies del Grupo 2 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentajes representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	67
Tabla 4.5: Germinación de las especies del Grupo 3 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentajes representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	67
Tabla 4.6: Clasificación de especies en grupos ecológicos según la respuesta a los disturbios. Extraído de González (no publicado) siguiendo la metodología propuesta por Abella (2010). Peso de 100 semillas (media \pm desvío estándar, $n=3$), máxima germinación alcanzada (media \pm desvío estándar, $n=3$) y tipo de latencia por especie.	68
Tabla 5.1: Especies seleccionadas para la siembra directa a campo con detalle de la fecha de colecta y tratamiento pregerminativo aplicado.	84
Tabla 5.2: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales.	95
Tabla 5.3: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales. %Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2.	99
Tabla 5.4: Porcentaje de emergencia por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como porcentaje de las semillas sembradas ($n=10$). Medias con una letra común, en una misma columna, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	102
Tabla 5.5: Porcentaje de establecimiento por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como porcentaje de las semillas sembradas ($n=10$). Medias con una letra común, en una misma columna, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	103

Tabla 5.6: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales (H%ed: porcentaje de humedad edáfica, T°ed: temperatura edáfica, T°amb temperatura ambiental, H%amb: humedad relativa del ambiente, med: promedio, max: máxima, min: mínima).	108
Tabla 5.7: Temperaturas edáficas media, máxima y mínima anuales por sector. Los valores representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=366). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	109
Tabla 5.8: Temperaturas edáficas media, máxima y mínima, por estación y sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (otoño n=92; invierno n=93; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma fila, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	110
Tabla 5.9: Humedades edáficas media, máxima y mínima anuales por sector. Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=366). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	111
Tabla 5.10: Temperaturas ambientales media, máxima y mínima por sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (n=266). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	112
Tabla 5.11: Temperaturas ambientales medias, máxima y mínima por estación del año y sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común en una misma fila, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).	112
Tabla 5.12: Humedades relativas del ambiente media, máxima y mínima por sector. Los valores están expresados en porcentaje y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (n=266). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	113
Tabla 5.13: Humedades relativas del ambiente media, máxima y mínima por estación del año y sector. Los valores están expresados en porcentaje y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma fila, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).	113
Tabla 5.14: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector explanada (EXP). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores	

medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 115

Tabla 5.15: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector arbusto (ARB). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 116

Tabla 5.16: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector interparche (INT). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 117

Tabla 5.17: Emergencia y establecimiento naturales por especie en cada sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2) y sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Los valores representan la suma de 5 réplicas por sector durante un año de muestreo. 118

Tabla 7.1: Listado de las especies seleccionadas para el ensayo de vivero con detalle de la fecha de colecta y tratamiento pregerminativo. 138

Tabla 7.2: Orden de preferencia de las especies para la siembra directa, según porcentajes de supervivencia y germinación. Se agregó detalle de la disponibilidad de semillas..... 139

Figura 1.1: Ubicación del Monte en Argentina y en Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Fuente de datos (Oyarzabal et al., 2018). 3

Figura 2.1: Ubicación de Aguada Pichana en la provincia del Neuquén con superposición del Monte Austral. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. 12

Figura 2.2: Distribución de pozos convencionales y no convencionales en Aguada Pichana. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. (Fuente de datos: Instituto Geográfico Nacional)..... 13

Figura 2.3: Temperatura media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en al área Aguada Pichana. 14

Figura 2.4: Humedad relativa del ambiente media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en al área Aguada Pichana..... 15

Figura 2.5: Velocidad del viento media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en al área Aguada Pichana. 15

Figura 2.6: Topografía y geomorfología en Aguada Pichana. Elaborado a partir de la capa de suelos disponible en GeoINTA (Adaptado de Ferrer et al., 1990 y 1998) e imágenes satelitales de Google Earth[®]. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. 17

Figura 3.1: Ubicación de los sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2) en diferentes comunidades de vegetación (Estepa arbustiva E1: Larrea divaricata dominante, Estepa arbustiva E2: Larrea divaricata y Atriplex lampa co-dominantes). Digitalizado a partir del mapa de comunidades de vegetación de la provincia del Neuquén (Movia et al., 1982). Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.	25
Figura 3.2: Imagen satelital del sitio 1 con detalle de los sectores (EXP y REF) (elaborado en base a imagen satelital de Google Earth®).....	26
Figura 3.3: A- Representación de los sectores correspondientes a la comunidad de referencia (REF), debajo de arbustos (ARB) e interparches de suelo desnudo (INT) (Extraída y modificada de Bertiller et al., 1991). B- Estructura de la vegetación en la comunidad de referencia.	26
Figura 3.4: Detalle del muestreo de vegetación. Izquierda: transecta de 50 m en la comunidad de referencia. Derecha: cuadro de 20 x 50 cm para relevamiento mediante el método de Daubenmire.	27
Figura 3.5: Detalle de las trampas de semillas y su colocación en los sectores de estudio. A- trampa de semillas. B- colocación en explanada (EXP). C- colocación en la comunidad de referencia debajo de arbusto (ARB). D – colocación en la comunidad de referencia en interparche de suelo desnudo (INT).....	28
Figura 3.6: Toma de muestras para determinación del banco de semillas germinables. Izquierda: interparche de suelo desnudo. Derecha: debajo de arbustos.....	29
Figura 3.7: A y B: Cobertura de vegetación (porcentaje promedio \pm desvío estándar); C y D: Riqueza específica (cantidad total de especies) en la comunidad de referencia (REF) y explanadas (EXP) de los sitios 1 y 2. Datos obtenidos a partir del método de Daubenmire. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).	32
Figura 3.8: Análisis de componentes principales mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables estudiadas. Los rombos representan los sectores (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.INT: sitio 1 interparche, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.INT: sitio 2 interparche, S2.ARB: sitio 2 arbustos). Los códigos de las variables son: MO: materia orgánica, Nt: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica, BMHA: bacterias mesófilas heterótrofas aerobias, HMA: esporas de hongos micorrícicos arbusculares, K: permeabilidad, RP: resistencia a la penetración, LS.Ab: lluvia de semillas (abundancia), LS.Rq: lluvia de semillas (riqueza), BSG: banco de semillas germinables de especies perennes arbustivas y subarbustivas, Pe: fósforo extractable.	34
Figura 3.9: Análisis de componentes principales mostrando las asociaciones de los sectores en función al eje 2. Los rombos representan los sectores (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1. INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Los códigos de las variables son: MO: materia orgánica, Nt: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica, BMHA: bacterias mesófilas heterótrofas aerobias, HMA: esporas de hongos micorrícicos arbusculares, K: permeabilidad, RP: resistencia a la penetración, LS.Ab: lluvia de semillas (abundancia), LS.Rq: lluvia de semillas (riqueza), BSG: banco de semillas germinables de especies perennes arbustivas y subarbustivas, Pe: fósforo extractable.	35

Figura 3.10: A- Riqueza de especies presentes en la lluvia de semilla a lo largo de 1 año de muestreo representadas por sitio y sector. B- Abundancia de semillas en la lluvia de semillas (promedio de semillas/m² ± error estándar) por sitio y sector. (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1.INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05). 36

Figura 3.11: Variación temporal de la lluvia de semillas por especie en los sitios 1 y 2. Los valores representan el total mensual por sitio (en los tres sectores: explanadas, arbustos e interparches) expresado como número de semillas/m². 37

Figura 3.12: Banco de semillas germinables en cada sitio de estudio por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) y fecha de muestreo. Los valores están expresados como semillas/m² y representan el promedio y el error estándar de 5 réplicas por sector. Medias con una letra común en una misma fecha, o ausencia de las mismas, indican que no hay diferencias significativas (p>0,05). 39

Figura 3.13: Banco de semillas germinables del suelo según mes de muestreo para cada sitio de estudio. Los valores están expresados como semillas/m² y representan el promedio y el error estándar de los tres sectores (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 40

Figura 3.14: Resistencia del suelo a la penetración por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2). Los valores representan el promedio de 5 réplicas por sector. 42

Figura 3.15: Infiltración acumulada promedio (n=5) en función del tiempo, por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2). 44

Figura 3.16: Conductividad hidráulica (K) del suelo por sitio y sector (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1. INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0,05). 44

Figura 4.1: Ubicación de los sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2) y los puntos de colecta de semillas. Especies recolectadas en cada punto: PC1: Senecio subulatus, PC2: Bougainvillea spinosa, Ephedra ochreatea, Neosparton aphyllum y Senecio filaginoides, PC3: Atriplex undulata, PC4: Atriplex lampa y Larrea nítida, PC5: Hyalis argentea, Larrea cuneifolia, Larrea divaricata, Parkinsonia praecox, Prosopis flexuosa var. depressa y Senna aphylla, PC6: Grindelia chilensis, PC7: Monttea aphylla. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. 59

Figura 4.2: A- Colecta de semillas. B- Escarificación química. C- Tratamiento frío-húmedo. D- Remojo. E: Preparación del ensayo de germinación en placas de Petri. F- Ensayo en cámara de germinación en proceso. 61

Figura 4.3: Grupos de especies en función a la correspondencia con cada tratamiento pregerminativo. Los círculos blancos representan las especies (Al: Atriplex lampa; Au: Atriplex undulata; Bs: Bougainvillea spinosa; Eo: Ephedra ochreatea; Gch: Grindelia chilensis; Ha: Hyalis argentea; Pf: Prosopis flexuosa; Sf: Senecio filaginoides; Ss: Senecio

subulatus) y los cuadrados negros los tratamientos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). 64

Figura 4.4: Porcentajes de germinación en función del tiempo para las especies del Grupo 1 (A. lampa, B.spinosa, E. ochreatea y H. argentea) bajo diferentes tratamientos pregerminativos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). 66

Figura 4.5: Tiempo medio de germinación (días) para las especies Grupo 1 (A. lampa, B.spinosa, E. ochreatea y H. argentea) bajo diferentes tratamientos pregerminativos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días). Los valores representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas por tratamiento. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 66

Figura 4.6: Peso de 100 semillas (media \pm error estándar) según tipo de latencia (SL: sin latencia, FI: latencia física, LF: latencia fisiológica), para 11 especies nativas del Monte Austral. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 69

Figura 4.7: Peso de semillas (gr/100 semillas) por grupos ecológicos según su respuesta frente al disturbio, para 12 especies nativas del Monte Austral. Grupos ecológicos propuestos por González (no publicado) según el criterio de Abella (2010). PI: pioneras, VE: versátiles, CL: climáticas. Grupos con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 69

Figura 4.8: Germinación (media \pm error estándar) por grupos ecológicos según su respuesta frente al disturbio, para 12 especies nativas del Monte Austral. Grupos ecológicos propuestos por González (no publicado) según el criterio de Abella (2010). PI: pioneras, VE: versátiles, CL: climáticas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 70

Figura 4.9: Gráfico de dispersión e índice de correlación de Spearman entre el peso de 100 semillas (gr) y la germinación (%) para 12 especies nativas del Monte Austral. Clasificación de las especies según grupo ecológico: •pioneras, •versátiles, •climáticas. 70

Figura 5.1: Detalles de la siembra. A: proceso de siembra. B: aros sembrados con las diferentes especies, listos para cubrir con suelo del lugar. C: réplica del tratamiento de microrriego con vasija en interparches de suelo desnudo. D: réplica del tratamiento control en explanada con la protección anti herbívoros. E: réplica de enriquecimiento con micorrizas debajo de arbusto. 85

Figura 5.2: Izquierda: hoyo para acondicionamiento de suelo. Derecha: adición de hidrogel al suelo. 86

Figura 5.3: Izquierda: acondicionamiento de la muestra de suelo para la producción del inóculo. Derecha: semillas de M. sativa sobre el sustrato preparado para la siembra. 86

Figura 5.4: Izquierda: pozo para colocación de la vasija de cerámica. Derecha: vista final de la vasija enterrada. 87

Figura 5.5: Medición de plántulas. Izquierda: diámetro de tallo. Derecha: altura.	88
Figura 5.6: Ejemplo de colocación del instrumental para medición de variables edáficas y ambientales en explanada del sitio 2. A: data loggers EM-5B de Decagon Devices. B: sensores de humedad edáfica EC-5. C: data loggers I-button Termochrom para registro de temperatura edáfica. D: sensores de humedad y temperatura ambiental data loggers HOBO Serie U10. (Fuente de las imágenes del instrumental: www.interfasetres.com.ar).....	89
Figura 5.7: Arriba: vista de una clausura en sector arbustos. Abajo: vista de la parcela de muestreo para evaluar la emergencia y establecimiento naturales de plántulas, en sector interparche.....	90
Figura 5.8: Porcentaje de plántulas por sector según el mes de muestreo. Los valores representan el porcentaje de plántulas vivas sobre el total de semillas sembradas por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios (n=5000 semillas por sector). Las barras muestran las precipitaciones mensuales en el año de estudio (Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, AIC, com. pers.).....	93
Figura 5.9: Porcentaje de plántulas por sector según mes de muestreo. Los valores representan el porcentaje de plántulas vivas sobre el total de semillas sembradas por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios (n=5000 semillas por sector). Las barras muestran la temperatura media mensual en el año de estudio (Fuente: instrumental instalado en campo).....	94
Figura 5.10: Biplot que muestra el agrupamiento de los sitios (S1: sitio 1, S2: sitio 2), sectores (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) y tratamientos (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 1 en función del porcentaje de emergencia, porcentaje de establecimiento, diámetro de tallo y altura para las 5 especies sembradas (A. lampa, E. ochreatea, L. divaricata, P. flexuosa y S. aphylla).....	95
Figura 5.11: Biplot que muestra el agrupamiento de los sitios (S1: sitio 1, S2: sitio 2), sectores (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) y tratamientos (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 2 en función del porcentaje de emergencia, porcentaje de establecimiento, diámetro de tallo y altura para las 5 especies sembradas (A. lampa, E. ochreatea, L. divaricata, P. flexuosa y S. aphylla).....	96
Figura 5.12: Emergencia y establecimiento de plántulas por sector (EXP: explanada, INT: interparche, ARB: arbusto). Los valores expresados como número de plántulas en el eje principal, representan el promedio y el error estándar para todas las especies y tratamientos en cada sector (n= 5 especies x 4 tratamientos x 5 réplicas = 100). En el eje secundario se expresan como porcentaje del total de semillas sembradas (25 semillas por réplica). Medias con una misma letra no son significativamente diferentes ($p>0,05$).....	96
Figura 5.13: Diámetro de tallo por especie (Al: Atriplex lampa, Eo: Ephedra ochreatea, Ld: Larrea divaricata, Pf: Prosopis flexuosa, Sa: Senna aphylla) según sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas después de un año. Medias con una letra común, para una misma	

especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). SD = sin datos debido a supervivencia nula..... 97

Figura 5.14: Altura por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas después de un año. Medias con una letra común, para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). SD=sin datos debido a supervivencia nula..... 97

Figura 5.15: Germinación ex situ (promedio y error estándar de 5 réplicas de 25 semillas) por especie (Al: *A. lampa*, Ld: *L. divaricata*, Eo: *E. ochreatea*, Sa: *S. aphylla*, Pf: *P. flexuosa*). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p<0,05$). 98

Figura 5.16: Emergencia in situ (a campo) y germinación ex situ por especie (Al: *A. lampa*, Eo: *E. ochreatea*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*). Los valores representan el promedio y el error estándar expresados como porcentaje del total de semillas sembradas in situ y colocadas en cámara de germinación. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p<0,05$). 98

Figura 5.17: Biplot que muestra el agrupamiento de las especies y los tratamientos (Al: *A. lampa*, Eo: *E. ochreatea*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*, C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 1 en función de las variables estudiadas (%Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2). 100

Figura 5.18: Biplot que muestra el agrupamiento de las especies y los tratamientos (Al: *A. lampa*, Eo: *E. ochreatea*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*, C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 2 en función de las variables estudiadas (%Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2). 100

Figura 5.19: Emergencia por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como número de plántulas y porcentaje del total de semilla sembradas ($n=10$). 101

Figura 5.20: Establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como número de plántulas y porcentaje ($n=10$)..... 101

Figura 5.21: Emergencia y establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector EXP (explanada). Los valores representan el promedio y el error estándar expresados como cantidad de plántulas y porcentaje ($n=40 = 2$ sitios x 4 tratamientos x 5 réplicas). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 102

- Figura 5.22: Emergencia por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar (n=10) expresado como porcentaje de semillas sembradas ambos sitios. Medias con una letra común para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 103
- Figura 5.23: Establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar (n=10) expresado como porcentaje de semillas sembradas en ambos sitios. Medias con una letra común para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 103
- Figura 5.24: Porcentaje de supervivencia (n° de plántulas vivas x 100/ n° de plántulas emergidas) por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar de todos los tratamientos (n=40). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$) 104
- Figura 5.25: Gráfico de dispersión entre el porcentaje de supervivencia (n° de plántulas vivas x 100/ n° de plántulas emergidas) y el peso de 100 semillas (gr). El valor en color rojo fue considerado atípico y se excluyó en el cálculo del índice de correlación mostrado en la figura. 105
- Figura 5.26: Diámetro de tallo y altura por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plántulas vivas en los sitios 1 y 2. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 105
- Figura 5.27: Diámetro de tallo (\varnothing Tallo) y altura por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas en los sitios 1 y 2. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 107
- Figura 5.28: Biplot que muestra la separación de los sectores (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en función de las variables edáficas y ambientales (H%ed: porcentaje de humedad edáfica, T°ed: temperatura edáfica, H%amb: porcentaje de humedad relativa del ambiente, T°amb: temperatura ambiental, med: media, max: máxima, min: mínima). 109
- Figura 5.29: Temperatura edáfica máxima por estación del año y sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar calculado en base a las temperaturas máximas diarias por sector registradas durante un año (otoño n=92; invierno n=93; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma estación, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 110
- Figura 5.30: Humedad edáfica media por estación del año y sector (ARB: arbusto, INT: interparche, EXP: explanada). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los

valores medios diarios registrados durante un año (otoño n=92; invierno n=93; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, para una misma estación, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 111

Figura 5.31: Porcentaje de humedad relativa ambiente media y máxima por estación del año y sector (ARB: arbusto, INT: interparche, EXP: explanada). Los valores representan el promedio y el error estándar calculados en base a medias y máximas diarias registradas durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma estación, no son significativamente diferentes ($p>0,05$). 114

Figura 5.32: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector explanada (EXP). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año. 115

Figura 5.33: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector arbusto (ARB). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año. 116

Figura 5.34: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector interparche (INT). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año. 117

Figura 5.35: Emergencia y establecimiento naturales en cada sector (EXP: explanada, ARB: arbusto e INT: interparche) de los sitios 1 y 2 (S1 y S2) expresada como plántulas/m². Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones. Medias con una misma letra no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 118

Figura 5.36: Izquierda, detalle de la parte inferior de la costra de suelo removida en el núcleo de siembra de *P. flexuosa*. En la misma se observan las semillas con desarrollo de hongos. Derecha, semillas que germinaron debajo de la costra y emergiendo del sustrato... 122

Figura 5.37: A: plántulas de *A. lampa*. B: plántulas de *E. ochreatea* donde se observan algunas levemente ahiladas. C: plántulas de *L. divaricata* emergidas a pesar del desarrollo de costra. D: plántulas de *S. aphylla*. 122

Figura 7.1: Izquierda: vista general del ensayo con diferentes regímenes de riego. Derecha: medición de humedad con TDR-300. 138

Figura 7.2: Germinación (porcentaje promedio \pm error estándar) por especie según tratamiento (C: control, R3: riego cada 3 días, R5: riego cada 5 días, SR: sin riego). Medias con una misma letra, o ausencia de las mismas, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$). 140

Figura 7.3: Supervivencia transcurridos 60 días de ensayo (porcentaje promedio \pm error estándar) por especie según tratamiento (C: control, R3: riego cada 3 días, R5: riego cada 5 días, SR: sin riego). Medias con una misma letra, o ausencia de las mismas, no son estadísticamente diferente ($p>0,05$). 141

Capítulo 1: Introducción general

1.1 DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA

La desertificación es un proceso de degradación progresivo que reduce la capacidad productiva de los ecosistemas a lo largo del tiempo. Es la principal causa de la degradación de la tierra en regiones áridas, semiáridas y subhúmedas secas, conocidas como “tierras secas” o *drylands* en idioma inglés (Millennium ecosystem assessment, 2005; Azzouzi *et al.*, 2017). Este tipo de degradación no solo afecta la composición, estructura y función de los ecosistemas en el 41% del planeta, sino que impacta sobre dos mil millones de personas que ven afectada su seguridad alimentaria, economía, y en general su sostenibilidad (Vitousek *et al.*, 1997; Reynolds *et al.*, 2007; UNCCD, 2011). Argentina es el país sudamericano con mayor superficie de tierras secas susceptibles a la desertificación, ya que el 70% del territorio está comprendido por ecosistemas áridos, semiáridos o subhúmedos (Abraham y Torres, 2014). En esta extensa área, la región biogeográfica del Monte es la de mayor aridez y una de las más degradadas de la Argentina (Burkart *et al.*, 1999; Busso y Fernández, 2018). El Monte se ubica entre los 24°35' S y 44°20' S; y desde los 69°50' O a los 62°54' O (Rundel *et al.*, 2007; Abraham *et al.*, 2009; Roig *et al.*, 2009). Tiene una marcada heterogeneidad de paisajes originada por un gradiente climático de temperatura, estacionalidad de las precipitaciones, y vientos predominantes (Labraga y Villalba, 2009). Esta heterogeneidad ha llevado a su división en tres distritos biogeográficos: a- Erémico, b- Septentrional y c- Austral (Roig *et al.*, 2009) y en relación a la fitogeografía se distinguen cuatro unidades de vegetación: a- Estepa de Zigofiláceas con Cactáceas columnares (Monte de Sierras y Bolsones), b- Estepa de Zigofiláceas y estepa de halófitas (Bolsones Endorreicos), c- Estepa de Zigofiláceas de baja cobertura (Monte Austral o Típico) y d- Matorral de Zigofiláceas con *Prosopis* y *Geoffroea* (Monte Oriental o de Transición) (Oyarzabal *et al.*, 2018). En la provincia del Neuquén el Monte ocupa aproximadamente el 48% del territorio y pertenece a la mencionada división Austral (León *et al.*, 1998; Rundel *et al.*, 2007; Roig *et al.*, 2009; Morello *et al.*, 2012; Oyarzabal *et al.*, 2018) (Figura 1.1). Como en otras zonas áridas del mundo, debido a las limitantes edáficas y climáticas, en el Monte Austral la producción de cosechas agrícolas se concentra en los valles de los ríos y arroyos (Morello, 1958; Ezcurra, 2006; Villagra *et al.*, 2009) por lo que la actividad predominante en el territorio provincial es la ganadería extensiva (Movia *et al.*, 1982). La falta de un adecuado manejo de las cargas ganaderas en los campos ha conducido a la degradación de la vegetación por sobrepastoreo con una gran disminución o desaparición de especies forrajeras nativas y el predominio de arbustos poco o no preferidos por el ganado (Bisigato y Bertiller, 1997; Bonvissuto *et al.*, 2008).

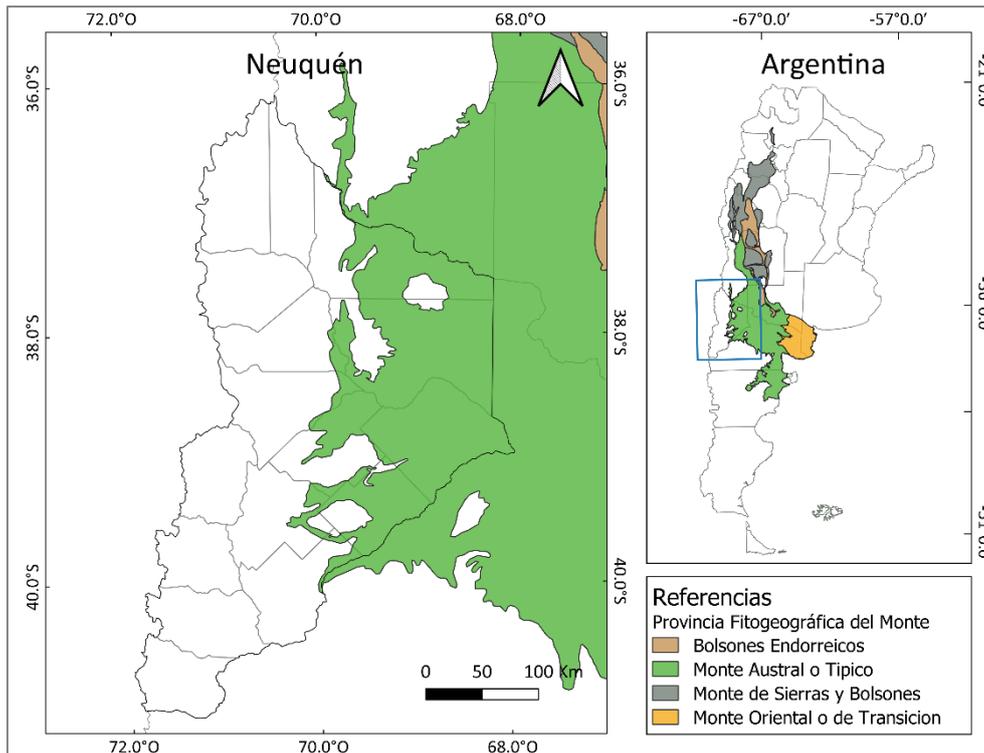


Figura 1.1: Ubicación del Monte en Argentina y en Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Fuente de datos (Oyarzabal *et al.*, 2018).

Parte de la distribución del Monte coincide con una de las principales cuencas hidrocarburíferas de la Argentina, la “Cuenca Neuquina”, que produce el 42% del petróleo y el 55% del gas del país (Ponce *et al.*, 2015). La actividad extractiva ha sumado numerosos impactos que degradan el ambiente. Entre ellos, la construcción de explanadas o locaciones para la perforación de pozos exploratorios o de explotación es el de mayor intensidad y el que produce mayores consecuencias negativas sobre en la biodiversidad (Fiori y Zalba, 2003; Reichmann, 2003; Castro, 2012). Para la construcción de locaciones, se debe efectuar la eliminación total de la vegetación nativa (desmonte), la alteración y reemplazo del suelo (decapitación, adición de áridos y compactación) y la modificación total del microrelieve. Esta tarea repetida en numerosos sitios modifica la estructura del paisaje, produciendo la fragmentación de su matriz natural y la pérdida de la cobertura vegetal y del suelo (Gratzfeld, 2004). Como consecuencia de las actividades productivas, producción de hidrocarburos y pastoreo sin manejo adecuado, la provincia de Neuquén posee un 31,8% de su territorio con alto grado de desertificación (del Valle *et al.*, 1998; Mazzonia y Vazquez, 2009).

El tiempo de recuperación de ambientes áridos severamente desertificados, puede ocurrir en términos de décadas o cientos de años (Webb *et al.*, 1983; Bainbridge, 2007; Abella, 2010). Son ecosistemas con baja resiliencia debido principalmente a la limitación en el establecimiento y reclutamiento de plantas, causada por la sequía y la escasez de agua (Holling, 1973; Noy-Meir, 1973; Walker y del Moral, 2003; Suding *et al.*, 2004). Aún en este escenario desfavorable para el

establecimiento de la vegetación, se ha propuesto que es posible la restauración y/o rehabilitación ecológica como una alternativa para recuperar biodiversidad, bienes y servicios ambientales (Bainbridge, 2007; Pérez *et al.*, 2019a).

1.2 RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN ECOLÓGICA

La restauración y rehabilitación ecológica son intervenciones que ayudan a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). La **restauración ecológica** busca iniciar o acelerar los procesos que conduzcan a la recuperación del ecosistema, con la finalidad de que el ecosistema retome su estado previo a la alteración. Para ello se requieren conocimientos sobre la estructura, composición y funcionamiento del ecosistema, estudios de ecosistemas comparables, información sobre condiciones ambientales de la región y análisis de otra información ecológica, cultural e histórica que permitan describir una referencia ecológica para la intervención (McDonald *et al.*, 2016). La **rehabilitación ecológica** comparte con la restauración un enfoque fundamental en los ecosistemas históricos o preexistentes como modelos o referencias, pero las dos actividades difieren en sus metas y estrategias. La rehabilitación enfatiza en la reparación de los procesos, la productividad y los servicios de un ecosistema, mientras que las metas de la restauración también incluyen el restablecimiento de la integridad biótica preexistente en términos de composición de especies y estructura de la comunidad (SER, 2004).

Las formas de intervención que se emplean varían dependiendo de la extensión y la duración de las perturbaciones pasadas, de las condiciones culturales que han transformado el paisaje y de las oportunidades y limitaciones actuales (Clewel y Aronson, 2013). Estos autores describen cuatro niveles o intensidades de esfuerzo que pueden aplicarse en proyectos de restauración y/o rehabilitación:

Regeneración natural prescripta: consiste en eliminar las fuentes de perturbación que causan deterioro y proteger el sitio para que ocurran los procesos naturales de recuperación. No incluye manipulaciones biofísicas u otras intervenciones directas en el sitio del proyecto o en su paisaje circundante.

Regeneración natural asistida: describe casos en los cuales los impactos del deterioro son eliminados por manipulaciones biofísicas no intrusivas. Se aplica donde el medio físico se puede reparar con el mínimo esfuerzo en áreas pequeñas. Algunas prácticas comunes son: quema prescripta, plantaciones en nucleación, construcción de microcuencas, colocación

de perchas, enmiendas orgánicas y enramados (Clewel y Aronson, 2013; Busso y Pérez, 2018).

Reconstrucción parcial: se aplica a una mayor escala y se complementan soluciones técnicas y regeneración natural. Entre las soluciones técnicas se encuentran la reparación mecanizada del entorno físico utilizando métodos de ingeniería civil y la eliminación de barreras para el establecimiento de especies. Esta intervención es necesaria cuando la resiliencia natural se agota y los elementos biofísicos deben ser reemplazados. Algunos ejemplos incluyen labranza del suelo (escarificación), aplicación de agroquímicos, dispersión mecánica de semillas, plantación de ejemplares cultivados en viveros.

Reconstrucción completa: en la reconstrucción completa, todas las fases de recuperación se caracterizan por manipulaciones del entorno biofísico. Los proyectos dependen completamente de soluciones técnicas más que de la regeneración natural. La reconstrucción completa es a veces la única opción disponible cuando el ecosistema a restaurar ha sido destruido por completo. Estas técnicas suelen incluir reelaboración de materiales superficiales y agregado de enmiendas para facilitar la formación de suelo, introducción de plantines de vivero o siembra directa (Clewel y Aronson, 2013).

Estos niveles se consideran como nodos a lo largo de un continuo que describe la intensidad de la intervención. Cuanto mayor sea la intensidad de intervención, más rápido, en teoría, el ecosistema puede recuperarse hasta el punto de que ya no necesita ayuda. Sin embargo, los costos del proyecto aumentan con la intensidad del esfuerzo (Clewel y Aronson, 2013).

En ecosistemas áridos afectados por disturbios severos se han aplicado diversas técnicas para el reinicio de procesos ecológicos, tales como microcaptura de agua, interacciones de facilitación entre plantas, inoculación con micorrizas, reintroducción de plantines acondicionados a la sequía, protección de plantines con tubos y siembra directa (Maestre *et al.*, 2001; 2002; Eldridge *et al.*, 2002; Bainbridge, 2007).

1.3 RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN ECOLÓGICA EN LA REGIÓN

En la región, se han desarrollado investigaciones y prácticas de restauración con distintos niveles de intervención. Entre las técnicas de **regeneración natural asistida** hay ejemplos de uso de *enmiendas* compostadas de diferentes orígenes (biosólidos y desechos orgánicos municipales) en el noroeste de la Patagonia semiárida, con mejoras en las propiedades químicas y biológicas del suelo (Kowaljow y Mazzarino, 2007). Kowaljow y Rostagno (2013) evaluaron el

efecto de la colocación de ramas (“*enramados*”) en sitios con remoción de vegetación y con suelo compactado debido a la construcción de gasoductos de la industria petrolera. Estos autores concluyen que, si bien en el corto plazo no se modificaron significativamente las características físicas y químicas del suelo, se observó un aumento notable en el establecimiento de gramíneas, acelerando la recuperación de la cobertura vegetal. Otro antecedente con *enramados*, se realizó al noreste de la provincia de Río Negro (provincia fitogeográfica del Monte) lo que permitió acelerar el establecimiento y crecimiento de la vegetación (Zuleta y Li Puma, 2013). Como técnica de **reconstrucción parcial** se ha recomendado ampliamente la *escarificación* de explanadas, picadas y trazas de ductos (IAPG, 2009). Sin embargo, un trabajo realizado en explanadas evidencia que esta práctica, si bien produce un incremento gradual de la diversidad de especies y cobertura vegetal, al cabo de 13 años éstos son significativamente menores que en los ecosistemas de referencia (Castro *et al.*, 2013). En cuanto a tareas de **reconstrucción total**, en la región estas técnicas se concentran en sitios con suelos decapitados o profundamente modificados e incluyen plantación y siembra directa (Busso y Pérez, 2018). Una de las limitaciones para la *siembra directa* es el escaso conocimiento sobre la germinación y el establecimiento inicial de especies con potencial para rehabilitación y restauración ecológica de zonas áridas de Argentina (Busso y Pérez, 2018). Sin embargo, la cantidad de estudios de germinación con fines de restauración en la región, ha aumentado en los últimos años (Rodríguez Araujo *et al.*, 2017; 2019; Paredes *et al.*, 2018). Un ejemplo de siembra directa con alto establecimiento de plantas fue descrito para la Estepa Patagónica de Chubut, en donde se utilizaron semillas de *Leymus racemosus* para la estabilización de médanos (Salomone, 2013). La siembra en surcos de *L. racemosus* crea barreras protectoras frente a los vientos y permite la colonización de la vegetación nativa. Esta técnica ha permitido restaurar más de 6000 ha. Si bien *L. racemosus* es una especie introducida de origen euroasiático, luego de colonizar los médanos o zonas erosionadas, declina su vigor y es dominada por la vegetación natural, por lo cual no hay riesgo de invasión (Salomone, 2013). Por otro lado, la *plantación* de especies nativas es una técnica tradicionalmente más utilizada en la región, principalmente en zonas del Monte afectadas por actividades extractivas (Ciano, 2013; Busso y Pérez, 2018). Existen antecedentes de trasplante directo de plantas adultas en canteras de extracción de áridos con altos porcentajes de supervivencia para las especies *Poa ligularis* y *Senecio filaginoides* en el Monte Austral (Nittmann *et al.*, 2009) y para *Pappostipa speciosa* en Payunia (Farinaccio *et al.*, 2013). Sin embargo, son más numerosos los trabajos con reintroducción de plantines de especies nativas viverizados con fines de restauración (Pérez *et al.*, 2009; Becker *et al.*, 2013; Beider *et al.*, 2013; Pérez *et al.*, 2019a). Si bien estos autores lograron niveles de supervivencia (medios y altos) que permiten justificar el uso de plantines, su aplicación en extensas áreas presenta

problemas operativos por la dificultad de la tarea en campo y vivero y además posee altos costos de implementación (Pérez *et al.*, 2019b). Ante esta situación, la aplicación de la siembra directa basada en conocimientos sobre la regeneración natural en ambientes desérticos, constituye una línea de trabajo promisorio que requiere investigación (Walker y del Moral, 2003; Banerjee *et al.*, 2006; de Falco *et al.*, 2012).

1.4 LA RESTAURACIÓN Y REHABILITACIÓN ECOLÓGICAS BASADAS EN SEMILLAS: FUNDAMENTOS Y ESTADO DEL CONOCIMIENTO

El campo de la restauración ecológica se enfrenta a la necesidad de avanzar desde escalas experimentales y de parcelas o locales, a la recuperación de grandes áreas a nivel regional (Aronson y Alexander, 2013; Murcia *et al.*, 2016; Meli *et al.*, 2017). Diversos acuerdos, compromisos e iniciativas internacionales han fijado objetivos de restauración tendientes a aumentar el área de ecosistemas restaurados. El "Desafío de Bonn" aspira a restaurar 150 millones de hectáreas de tierras degradadas o deforestadas para 2020, y se extiende a 350 millones hectáreas para 2030 (IUCN, 2011). El Convenio sobre Diversidad Biológica estableció en 2010 las metas Aichi para la Biodiversidad entre las cuales, las metas 14 y 15, tienen como objetivo restaurar el 15% de los ecosistemas degradados en todo el mundo para 2020 (CDB, 2012). Por otro lado, la Iniciativa 20x20 plantea la restauración de 20 millones de hectáreas en América Latina y el Caribe para 2020 (WRI, 2014). En este contexto, es prioritario el desarrollo de técnicas que permitan aumentar la escala de los proyectos de restauración (Pérez *et al.*, 2019a). La siembra directa de especies nativas ha sido exitosa para la restauración a gran escala (>100 has) en bosques (Campos-Filho *et al.*, 2013; Barbosa Rodrigues *et al.* 2019) y recomendada para restauración y rehabilitación en las tierras secas, debido a su mayor aptitud para ampliar la escala, por su menor complejidad operativa y por evitar los costos asociados a la producción de plantines (Merrit y Dixon, 2011; Nichols *et al.*, 2014; Louhaichi *et al.*, 2014; Porensky *et al.*, 2014; Muñoz-Rojas *et al.*, 2016). Las principales ventajas de la siembra directa son la capacidad de abarcar rápidamente grandes extensiones, el desarrollo de plantas con un sistema radical bien estructurado y sin deformaciones (Douglas *et al.*, 2007). Además, se ha reportado una mayor rentabilidad por planta establecida para algunas especies en ambientes áridos y semiáridos (Palmerlee y Young, 2010; Pérez *et al.*, 2019b). Por otro lado, una revisión de trabajos de siembra directa que abarca arbustos, hierbas y gramíneas, mencionan que esta técnica posee dificultades que deben ser superadas. Entre ellas destacan la obtención de grandes cantidades de semillas viables, falta de información sobre los tiempos óptimos de siembra para muchas especies, variabilidad en el comienzo y la duración de la germinación, menos flexibilidad para



controlar las condiciones de germinación de las semillas y el crecimiento de las plántulas, la depredación de las semillas y las plántulas, y la necesidad de controlar la competencia de gramíneas exóticas (Douglas *et al.*, 2007). En ecosistemas áridos, las principales limitantes en el éxito de la siembra directa se encuentran en los procesos de germinación y emergencia de plántulas (James *et al.*, 2011). Sin embargo, en experiencias recientes en zonas áridas se menciona que la preparación del suelo mediante técnicas de escarificado, arado o rastrillado antes de la siembra aumentan significativamente la emergencia de plántulas (Commander *et al.*, 2013; Louhaichi *et al.*, 2014). Además, se ha mencionado que la época de siembra suele ser clave para evitar el estrés hídrico, por lo que se recomienda realizarla en épocas del año con menor déficit hídrico en suelo (Commander *et al.*, 2013).

Los antecedentes de siembra directa en ecosistemas áridos y semiáridos de la región reportan bajos o medios porcentajes de establecimiento de plántulas luego de la siembra de especies nativas (Aguiar *et al.*, 1992; Bonvissuto, 2006; Busso *et al.*, 2012). Cabe destacar que en los estudios mencionados evaluaron diferentes hipótesis que no tuvieron como fin la restauración ecológica y no se aplicaron tratamientos pregerminativos ni técnicas de acondicionamiento de suelo para favorecer el establecimiento. En restauración ecológica, la aplicación de tratamientos pregerminativos resulta generalmente necesaria, debido a que en zonas áridas y semiáridas la mayoría de las especies tienen semillas con mecanismos de latencia que inhiben la germinación hasta el momento en que se presenten las condiciones ambientales adecuadas (Baskin y Baskin, 2003).

La importancia de la presente investigación en el estudio de procesos de recuperación de ambientes degradados, radica en la aplicación de diferentes tratamientos pregerminativos para facilitar la germinación y la evaluación de técnicas de acondicionamiento de suelo que favorecerían el establecimiento de plántulas, lo que ha sido escasamente estudiado en el Monte Austral. El presente proyecto no sólo aporta conocimientos prácticos en la recuperación de ambientes degradados del Monte Austral, sino que aportará resultados de importancia a nivel mundial por el creciente interés en técnicas de restauración mediante semillas, que permitirían ampliar la escala de los proyectos.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar aspectos de la regeneración natural en sitios degradados por disturbios severos y a partir del enriquecimiento del banco de semillas, como estrategia para la restauración y/o rehabilitación de ecosistemas áridos desertificados.

Objetivos específicos

Para caracterizar la comunidad de referencia y evaluar la regeneración natural de la vegetación se procedió a:

1. Caracterizar la vegetación natural y las propiedades edáficas en áreas degradadas y en las comunidades de referencia.
2. Analizar la lluvia de semillas y la composición del banco de semillas germinables en áreas degradadas y en las comunidades de referencia.
3. Estudiar la dinámica de la emergencia y establecimiento de plántulas de arbustos y subarbustos, a partir del banco de semillas del suelo, en ambos sitios de estudio.

Para evaluar el efecto de la siembra directa como estrategia para la rehabilitación se planteó:

4. Seleccionar las especies a introducir en el banco de semillas.
5. Evaluar la emergencia y establecimiento de plántulas en áreas degradadas y sus comunidades de referencia a partir de siembra directa de semillas pretratadas en laboratorio y aplicando técnicas de acondicionamiento de suelos.

HIPÓTESIS

H1) Las condiciones ambientales (baja humedad y temperaturas extremas del suelo) en las áreas degradadas, limitan el establecimiento de plantas a partir de semillas.

H2) El mejoramiento de las condiciones ambientales del micrositio, por medio de: una mayor disponibilidad hídrica (aplicación de hidrogel y riego con vasijas de arcilla) y mayor capacidad de captación de nutrientes y agua del suelo (por medio de simbiosis con micorrizas) contribuyen a incrementar el establecimiento de plantas a partir de semillas.



H3) La disponibilidad de semillas (banco de semillas y lluvia de semillas) en áreas degradadas (explanadas) limita la recuperación del ecosistema a partir del establecimiento de especies nativas características de la comunidad de referencia.

Capítulo 2: Caracterización del área de estudio

2.1 UBICACIÓN

El área de estudio se localiza en la zona de explotación hidrocarburífera Aguada Pichana (API). La misma posee una superficie aproximada de 1.366 km², está ubicada entre los 38°11' y 38°31' de latitud sur y los 69°30' y 69°23' de longitud oeste, en el centro de la provincia del Neuquén (Argentina) (Figura 2.1).

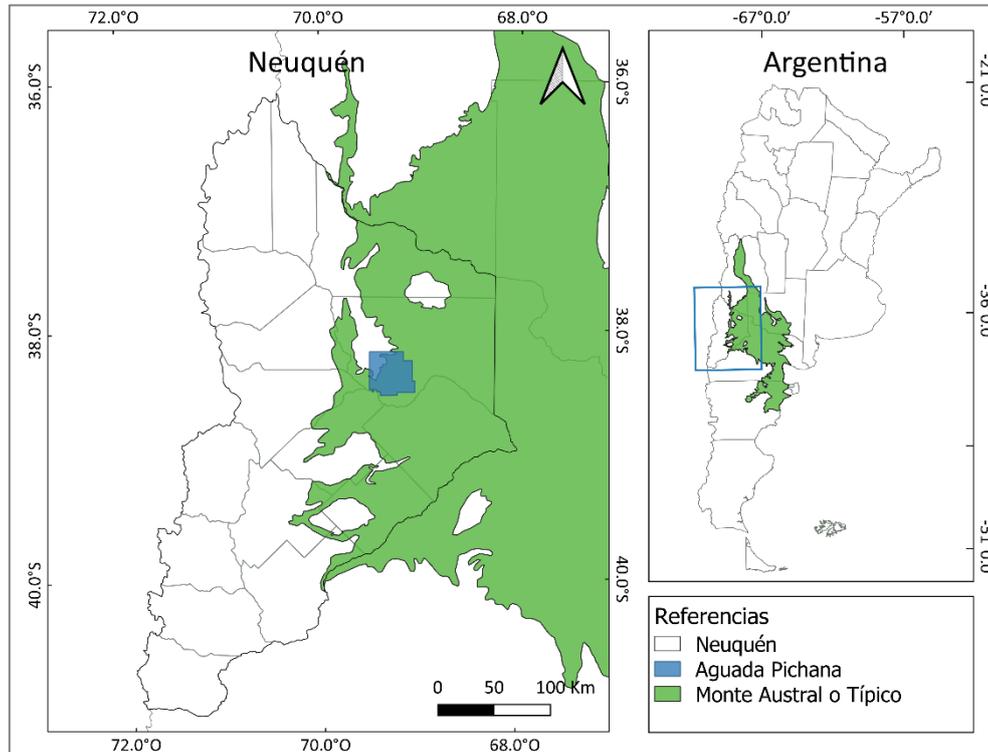


Figura 2.1: Ubicación de Aguada Pichana en la provincia del Neuquén con superposición del Monte Austral. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

Esta provincia abarca gran parte de una importante cuenca hidrocarburífera, Cuenca Neuquina, la cual se extiende entre las provincias de Neuquén, oeste de Río Negro y sur de Mendoza y de La Pampa. En ella se realiza una intensa explotación de petróleo y gas, actividad que coexiste con la cría de ganado caprino y en menor medida ovino, bovino y equino (Pérez *et al.*, 2010). En la región se encuentran importantes yacimientos de explotación petrolera y gasífera como Loma de la Lata, Aguada Pichana, Aguada San Roque y Loma de las Yeguas (Petroquímica, 2018). Entre éstos, Aguada Pichana es el segundo yacimiento gasífero más importante de la cuenca neuquina y tercero a nivel nacional (Petroquímica, 2018) con una producción del 31% de la oferta nacional (Petroquímica, 2012). Estudios recientes mencionan al área Aguada Pichana como uno de los yacimientos con potencial para la producción de hidrocarburos de reservorios no convencionales a partir de la formación “Vaca Muerta” (Chebli *et al.*, 2011). Estos hidrocarburos están contenidos en formaciones de roca impermeable (“shale”) o de arenas compactas (“tight”) de baja permeabilidad, que requieren de una técnica

de fractura hidráulica para mejorar la permeabilidad de la formación y permitir su extracción (López Anadón, 2015). En Aguada Pichana hasta la actualidad se han perforado más de 370 pozos (principalmente en zona este del área), de los cuales 73,35% corresponden a explotación convencional (de hidrocarburos contenidos en formaciones permeables) (Figura 2.2). Sin embargo, con la necesidad creciente de gas y a partir de las nuevas prospecciones sísmicas, el desarrollo avanzó hacia el oeste y norte de API (Bolognani *et al.*, 2011). Antes de 2010 el área contaba con 230 pozos perforados de los cuales sólo el 3,48% correspondían a explotación de reservorios no convencionales, mientras que a partir de esa fecha se perforaron alrededor de 150 pozos, de los cuales el 67,11% corresponden a hidrocarburos de reservorios no convencionales (Instituto Geográfico Nacional), lo cual muestra un marcado avance de la actividad hidrocarburífera en el área.

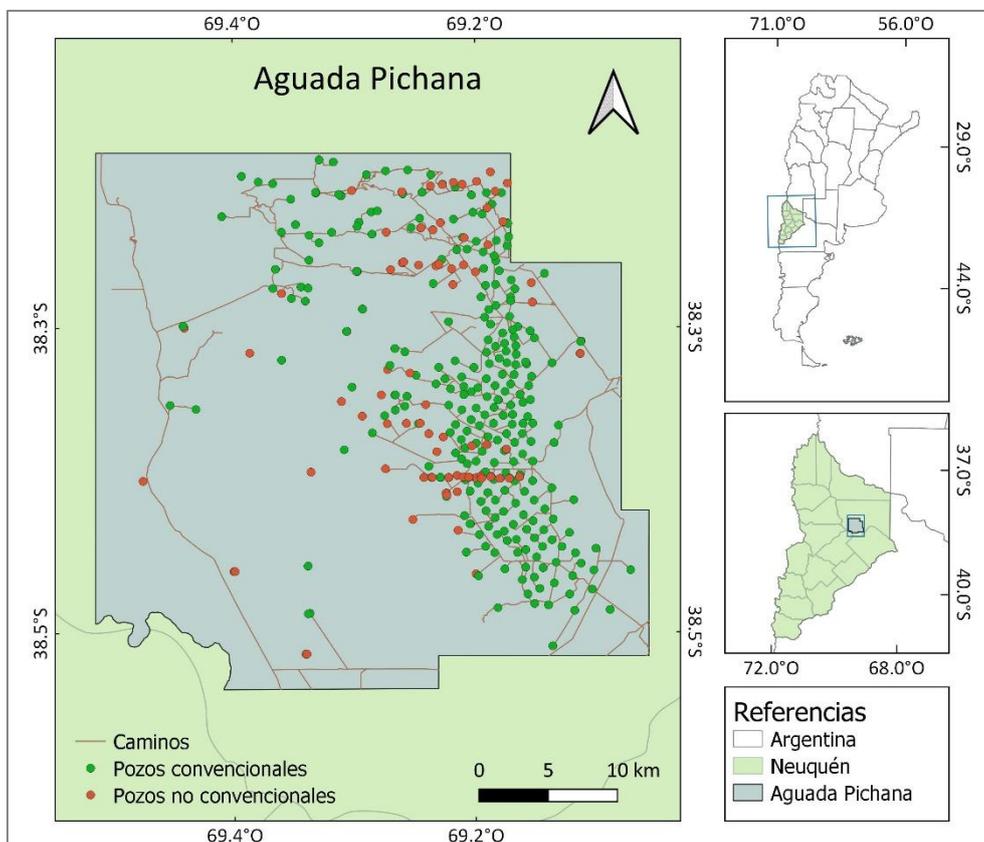


Figura 2.2: Distribución de pozos convencionales y no convencionales en Aguada Pichana. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. (Fuente de datos: Instituto Geográfico Nacional).

2.2 CLIMA

El clima en el Monte Austral Neuquino es templado árido a semiárido, con una temperatura media anual de 14,2 °C y precipitación media anual de 137,2 mm (Busso y Bonvissuto, 2009). Las precipitaciones son muy variables, tanto anual como interanualmente, con estacionalidad en los meses de invierno, lo que ocasiona un marcado déficit hídrico en los meses de verano

incrementado por los vientos de la zona (Paruelo *et al.*, 1998; Abraham *et al.* 2009; Morello *et al.*, 2012). La relación entre precipitación y evapotranspiración potencial oscila entre 0,05 y 0,5 (Rundel *et al.*, 2007). Predominan los vientos del oeste que se caracterizan no sólo por su persistencia durante todo el año sino también por su intensidad. La velocidad media anual del viento varía entre 15 y 22 km/h. La distribución anual de la velocidad del viento muestra un máximo entre septiembre y enero, y un mínimo en invierno. La frecuencia de días calmos es mayor durante el invierno y raramente ocurren durante primavera y verano (Beltrán, 1997).

Puntualmente en el área Aguada Pichana se cuenta con 4 años de registros de temperatura, humedad relativa del ambiente (HR) y velocidad del viento provenientes de una estación meteorológica perteneciente a la empresa a cargo de la concesión del área. La temperatura media anual en API es de 16,6°C. Se observa una gran amplitud térmica con una máxima de 41°C en el mes de enero y mínima de -6,8°C en el mes de agosto (Figura 2.3). El promedio anual de la HR es de 40,7%, con máximos mensuales mayores o iguales a 88% a lo largo de todo el año y una mínima HR de 1% observada en el mes de noviembre. Los meses correspondientes a la primavera y el verano poseen una HR media por debajo de la HR media anual, mientras que la de los meses de otoño e invierno es mayor o igual (Figura 2.4). En cuanto al viento, posee una velocidad media anual de 12,24 km/h con una máxima de 87,17 km/h en el mes de noviembre, lo que coincide con el periodo en el cual se observa la menor HR. La velocidad promedio mensual del periodo comprendido entre marzo y julio se encuentra por debajo del promedio anual, mientras que los demás meses poseen una velocidad del viento promedio similar o mayor a la media anual (Figura 2.5).

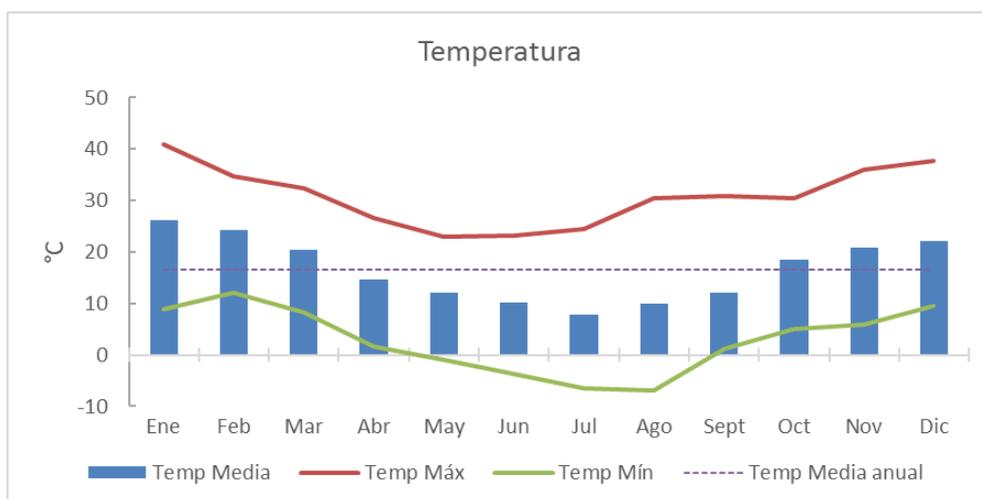


Figura 2.3: Temperatura media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en el área Aguada Pichana.

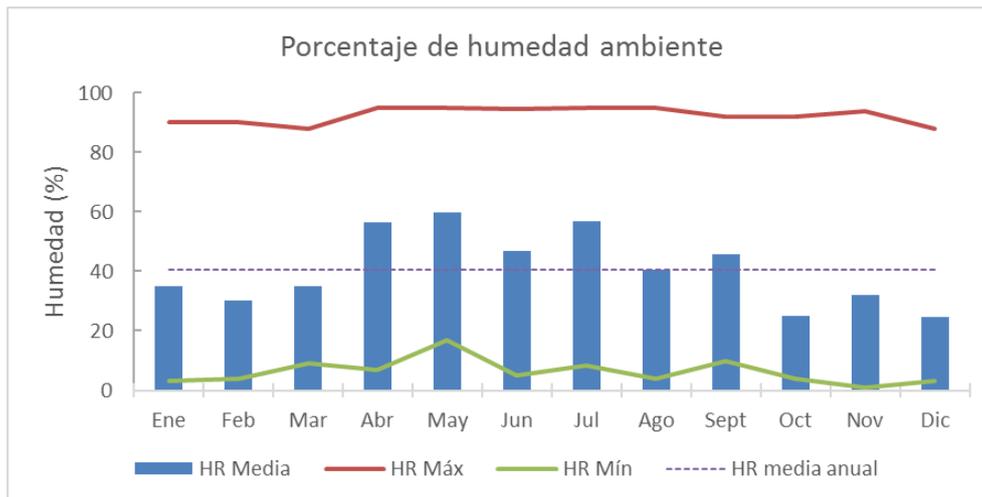


Figura 2.4: Humedad relativa del ambiente media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en al área Aguada Pichana.

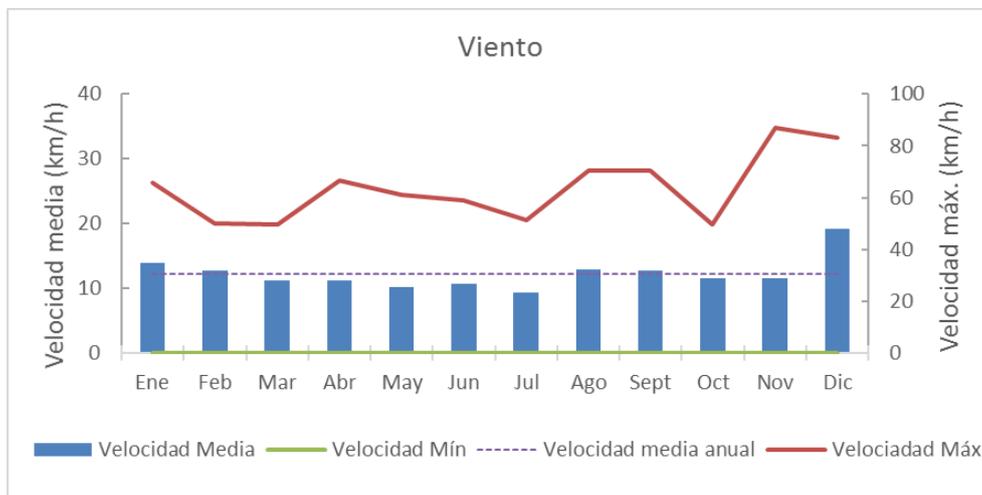


Figura 2.5: Velocidad del viento media mensual y anual, mínimos y máximos absolutos calculados a partir de 4 años de registros en al área Aguada Pichana.

2.3 SUELO Y GEOMORFOLOGÍA

La zona productiva del bloque Aguada Pichana puede dividirse en 2 sectores basados en su topografía: “Aguada Pichana Main” (al Este) y “Las Cárceles” (al Oeste). La primera zona corresponde a topografías planas donde se ha perforado la mayoría de los pozos, con una altitud media de 350 msnm. La segunda zona está dominada por cañadones profundos que dificultan la ubicación de las instalaciones de superficie para la perforación, conexión y producción de pozos. El nivel del terreno en la zona de Las Cárceles es de 800 msnm en promedio y presenta una diferencia con el fondo de los cañadones de 200 a 400 m (Bolognani *et al.*, 2011).

Con respecto al tipo de suelo, las zonas de cañadones en el sector de Las Cárceles se corresponden con afloramientos rocosos, categorizados como no suelo (Tabla 2.1, Figura 2.6). En el resto del área API los suelos están conformados principalmente por el orden Aridisoles y

Entisoles (Tabla 2.1). Los Entisoles son suelos jóvenes, poco desarrollados, que no presentan horizontes pedogenéticos o están poco desarrollados. Son de color claro, someros y pobres en materia orgánica. Entre los Entisoles presentes en el área se encuentran los Torripsamientos y los Torriortentes (Tabla 2.1). Los Torripsamientos son suelos de climas áridos y semiáridos, de relieves medanosos estabilizados o móviles y tienen baja capacidad de retención de humedad. Los Torriortentes, son suelos secos o salinos de regiones áridas, formados en superficies recientemente erosionadas. La mayoría son neutros o calcáreos y están sobre pendientes moderadas a fuertes. Los Aridisoles son suelos claros en superficie y pobres en materia orgánica, asociados a una vegetación xerofítica, escasa, que no cubre completamente la superficie. Son de climas áridos, el agua presente es retenida con gran tensión y por lo tanto está poco disponible para las plantas (Pereyra y Bouza, 2019). Entre los Aridisoles, en el área de estudio, predominan dos grandes grupos, Calciortides y Paleortides (Tabla 2.1). Los Calciortides se formaron a partir de rocas ricas en carbonatos y presentan calcáreos en todo el perfil, aunque forman un horizonte cálcico en el nivel subsuperficial. Los Paleortides presentan un horizonte subsuperficial cementado con carbonato de calcio (horizonte petrocálcico). Ninguno de estos suelos es apto para la agricultura (Morello *et al.*, 2012). Los cordones de cerros elevados son mesetas amplias y con superficies cuspidales marcadamente planas, que evidencian un acentuado control estructural de los sedimentos que yacen horizontalmente. Otras geoformas presentes relacionadas con las mesetas son los pedimentos, las bajadas y los conos aluviales, así como planicies aluviales en el límite con el río Neuquén. De forma localizada se pueden encontrar dunas enanas, producto de fenómenos asociados a la actividad eólica, que en algunos sectores del Bajo de Añelo alcanzan las dimensiones propias de los médanos (Morello *et al.*, 2012).

Tabla 2.1: Tipo de suelo y geoformas correspondientes; elaborado a partir del mapa de la Figura 2.6.

Orden de suelo	Subgrupo de suelo	Geoforma	Referencia en el Mapa
Aridisoles	Paleortides típicos	Plano aluvial	
	Calciortides típicos	Pedimento disectado	
Entisoles	Torripsamientos típicos	Cordones de cerros elevados	
	Torriortentes típicos	Pedimentos sobre sedimentos	
No suelo	Afloramiento rocoso	Valle	
		Depresiones, cañadones	

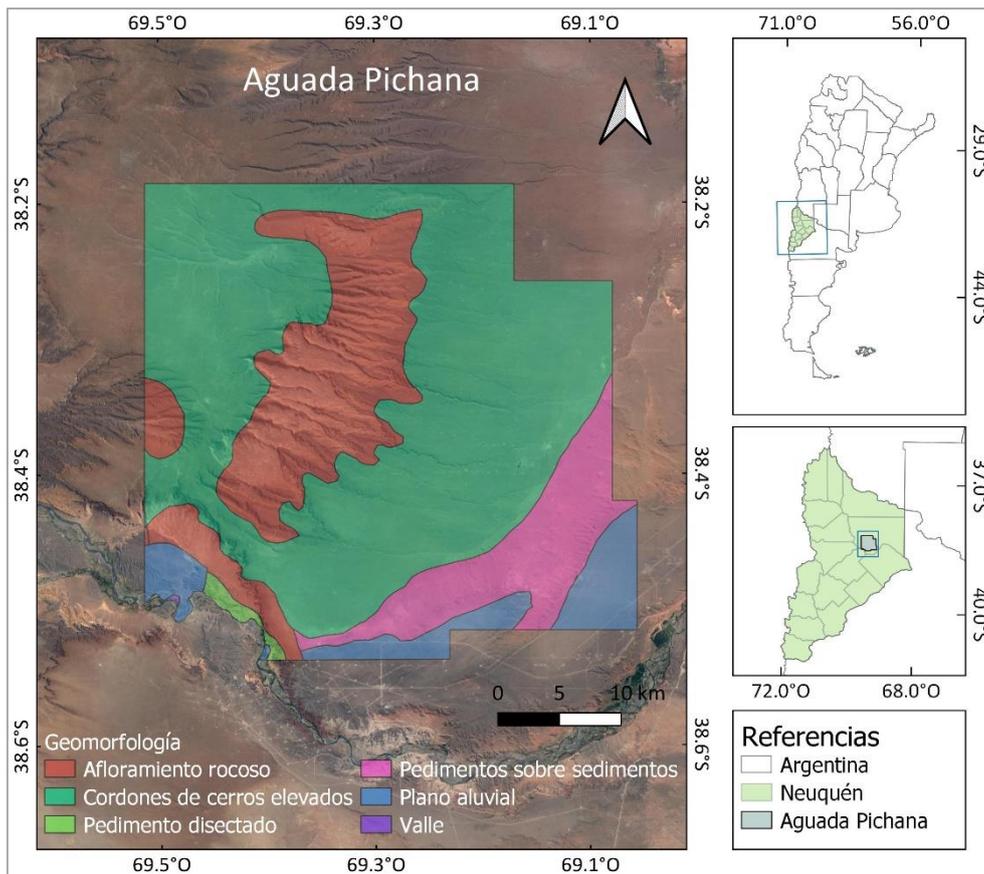


Figura 2.6: Topografía y geomorfología en Aguada Pichana. Elaborado a partir de la capa de suelos disponible en GeoINTA (Adaptado de Ferrer *et al.*, 1990 y 1998) e imágenes satelitales de Google Earth[®]. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

2.4 VEGETACIÓN

La vegetación en el Monte Austral es escasa y se presenta formando parches, con sectores de alta cobertura vegetal alternados con sectores de suelo desnudo (Bisigato y Bertiller, 1997; Bonvissuto *et al.*, 2001). Domina la estepa arbustiva de *Larrea divaricata* (jarilla hembra) y *Atriplex lampa* (zampa), formando una matriz en la que aparecen sectores de vegetación de salitrales. Esta estepa arbustiva es típica del Monte, abarca una amplia región y se encuentra preferentemente en piedemontes extendidos de muy poca pendiente (menos de 5%) o en áreas planas (Morello *et al.*, 2012). Con respecto a su estructura, el estrato alto es variable entre 1,2 y 1,5 m, está formado por *L. divaricata*, *Bougainvillea spinosa* (montenegro), *Monttea aphylla* (matacebo) y *Larrea cuneifolia* (jarilla macho). Los estratos bajo y medio, de 0,5 a 1,2 m son los de mayor cobertura, aunque rara vez superan el 40% (Oyarzabal *et al.*, 2018). Estos estratos están caracterizados por *A. lampa*, que puede crecer en acumulaciones de arena junto con especies de *Prosopis* (alpataco), *Schinus* (molle), *Lycium* (yaoyin), *Ephedra*, *Baccharis* o aislada en los espacios entre montículos de arena. Otras especies acompañantes de la zampa son *Chuiriraga erinacea* (chirriadora) y *Fabiana peckii* (León *et al.*, 1998; Morello *et al.*, 2012). El

estrato inferior (menor a 0,5 m), de gramíneas, hierbas y arbustos bajos o subarbustos, presenta de 10 a 20% de cobertura, que puede aumentar mucho por el crecimiento de especies efímeras (Oyarzabal *et al.*, 2018). Entre las especies más comunes que integran este estrato se encuentran *Acantholippia seriphioides* (tomillo de campo), *Gutierrezia solbrigii* y *Pappostipa speciosa* (coirón) aunque también suelen aparecer *Junellia seriphioides* (roseta de llama), *Senecio filaginoides* (contrapuna) y *Poa lanuginosa* (pasto hilo) (Morello *et al.*, 2012). La vegetación de salitrales se encuentra alrededor de pequeñas depresiones en las que drena el agua de lluvia y se forman lagunas temporales. Consiste en un mosaico formado por estepas arbustivas de *A. lampa* y *Suaeda divaricata* (vidriera), y de *Suaeda divaricata* y otras especies (Morello *et al.*, 2012).

Según un estudio regional realizado por Movia *et al.* (1982), en el área de estudio se encuentran representadas cinco unidades de vegetación: E1: estepa arbustiva con *L. divaricata* dominante; E2: estepa arbustiva con *Larrea divaricata* y *Atriplex lampa* dominantes; E13: estepa arbustiva con *Atriplex lampa* dominante; X4: mosaico de vegetación de “cárceles”; F3: estepa herbácea arbustiva con *Pappostipa* spp, *Grindelia chilensis* y *Senna kurtzii*.

2.5 FAUNA

La fauna del Monte Austral es rica en especies de mamíferos de hábitos cavícolas. Los mamíferos más característicos son la mara o liebre patagónica (*Dolichotis patagonum*), el cuis chico (*Microcavia australis*), el zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*), el puma (*Puma concolor*) y el guanaco (*Lama guanicoe*). Entre las aves se encuentra el ñandú petiso (*Pterocnemia pennata*), canastero patagónico (*Asthenes paragonica*) y monjita castaña (*Neoxolmis rubetra*) (Morello *et al.*, 2012). En cuanto a la herpetofauna, un estudio reciente realizado en el Bajo de Añelo describe 12 especies de lagartijas y siete de serpientes. Entre las especies de lagartijas dos son endémicas de la región, *Liolaemus calliston* y *L. cuyumhue*, esta última categorizada por la IUCN como críticamente amenazada (Brizio *et al.*, 2018).

Capítulo 3: Características bióticas y abióticas de sitios severamente degradados por la actividad hidrocarburífera y su posible relación con la regeneración natural

Presentación de resultados preliminares:

Rodríguez Araujo M.E., D.R. Pérez, G.L. Bonvissuto y R. Sarandón. 2013. Impacto de la actividad hidrocarburífera sobre la vegetación en zonas áridas de la provincia de Neuquén. Argentina. II Taller regional sobre rehabilitación y restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. 23-25 octubre. Mendoza. Argentina. Presentación de poster.

Rodríguez Araujo M.E., Pérez D.R. y G.L. Bonvissuto. 2016. Lluvia de semillas en sitios degradados por la actividad hidrocarburífera. III Taller regional sobre rehabilitación y restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. 27-28 octubre. Puerto Madryn. Argentina. Presentación de poster.

3.1 INTRODUCCIÓN

La cuenca hidrocarburífera Neuquina es la más importante de Argentina, con el 42% de la producción de petróleo del país y el 55% de la producción de gas (Ponce *et al.*, 2015). Además, se exhibe como uno de los escenarios más prometedores para la producción de hidrocarburos provenientes de reservorios no convencionales¹ (Chebli *et al.*, 2011; Gutierrez Schmidt *et al.*, 2014). La explotación del área conocida como “Vaca Muerta” se inició en 2010, año a partir del cual se ha perforado un importante número de pozos exploratorios, se han puesto en marcha proyectos de desarrollo en áreas petrolíferas y pruebas piloto en áreas gasíferas (Gutierrez Schmidt *et al.*, 2014). Tal es el auge de esta actividad, que la provincia de Neuquén pasó de contar con 40 pozos productivos en reservorios no convencionales en 2012 a más de 900 en solo 3 años (Gutierrez Schmidt *et al.*, 2013; Molina y Alonso, 2016). Esto se debe a que durante la explotación de hidrocarburos de reservorios no convencionales se perfora un elevado número de los pozos que poseen bajos valores de producción. Estas perforaciones son realizadas en áreas que requieren desmonte para la construcción de “locaciones” o explanadas a fin de extraer los hidrocarburos. Estas locaciones son mucho más amplias que las construidas para perforaciones en reservorios convencionales, dado que las instalaciones de superficie deben permitir la ubicación de los sistemas de fracturación hidráulica (Chebli *et al.*, 2011). Las locaciones junto con la apertura de caminos, generan los impactos de mayor magnitud de la actividad hidrocarburífera (Zuleta *et al.*, 2003; Gratzfeld, 2004), y dado el incremento de la producción, esto constituye un problema ambiental de importancia creciente en Neuquén. La construcción de locaciones requiere la eliminación total de la vegetación, remoción de la capa superficial del suelo (*top-soil*), adición de material calcáreo y compactación, con la consecuente modificación del microrrelieve y de la estructura del paisaje (montículos fitogénicos) (Zuleta *et al.*, 2003; Dalmaso y Martínez Carretero, 2013). Diversos trabajos han destacado el papel de los montículos fitogénicos en el control de procesos de degradación ya que estabilizan el suelo, previenen la erosión y facilitan el reclutamiento y la supervivencia de las plantas (Aguiar y Sala, 1999; El-Bana *et al.*, 2002; El-Bana *et al.*, 2003). Los daños provocados por la eliminación de montículos y decapitación de suelo generan cambios en sus propiedades físico-químicas como pérdida de materia orgánica y nutrientes, salinización, aumento de procesos erosivos, elevada compactación, disminución de la tasa de infiltración y de la capacidad de retención de agua (Gratzfeld, 2004). De esta manera, se generan condiciones desfavorables para el crecimiento de

¹ Hidrocarburos contenidos en formaciones de roca impermeable (“shale”) o de arenas compactas (“tight”) de baja permeabilidad, que requieren de una técnica de fractura hidráulica para mejorar la permeabilidad de la formación y permitir la extracción de los hidrocarburos (López Anadón, 2015).

las plantas (Villacís *et al.*, 2016). Como consecuencia, una vez finalizada la actividad extractiva, la recuperación natural de la vegetación y la diversidad biológica pre-disturbio puede darse en términos de décadas o cientos de años (Bainbridge, 2007).

Si bien existe gran cantidad de factores abióticos como bióticos que determinan el inicio de la regeneración natural y con ella de los montículos fitogénicos (Bolling y Walker, 2000; Walker y del Moral, 2003; Rahmonov *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2016), tanto la vegetación presente en sitios aledaños al disturbio (ecosistema de referencia), como las condiciones edáficas, la lluvia de semillas y el banco de semillas del suelo, son cruciales en la regeneración de la vegetación en sitios degradados. El reclutamiento de nuevos individuos depende, en primera medida, de la disponibilidad de semillas, la cual está condicionada por la producción y la dispersión de las mismas. La integridad del ecosistema de referencia, en términos de composición, estructura y función, y la distancia con el sitio degradado son de gran importancia ya que van a determinar qué propágulos llegan a un sitio disturbado (Walker y del Moral, 2003). Durante la dispersión de semillas se distinguen dos etapas: la dispersión primaria que involucra el transporte de las semillas desde la planta al suelo y la dispersión secundaria que es el movimiento sobre el suelo a otra ubicación (Cousens *et al.*, 2008). El conocimiento sobre la dispersión temporal y espacial de las semillas dará la mejor estimación de las posibilidades de restablecimiento de la vegetación y determinará el manejo requerido para el éxito de la restauración (Bakker *et al.*, 1996; Chambers, 2000). Después de que las semillas llegan al suelo, pueden ser incorporadas al banco de semillas del suelo y su permanencia en el mismo va a depender de diferentes procesos como la germinación, depredación o pérdida de viabilidad debido a condiciones ambientales (Roberts, 1981; van Tooren, 1988; Simpson *et al.*, 1989; Chambers y MacMahon, 1994). La magnitud de estos procesos determina el estado transitorio o persistente del banco de semillas y puede a su vez condicionar el potencial de regeneración después de un disturbio (van der Valk y Pederson 1989; Thompson, 2000; Luzuriaga *et al.*, 2005; Pakeman y Small, 2005) y la composición inicial de la comunidad (Walker y del Moral, 2003). Algunos estudios desarrollados en ambientes áridos y semiáridos de la región han caracterizado la lluvia y el banco de semillas del suelo en ecosistemas naturales afectados por el pastoreo (Aguar y Sala, 1997; Bertiller, 1998; Fernández *et al.* 2002; Bonvissuto, 2006; Leder *et al.*, 2015; Leder *et al.*, 2017). Sin embargo, poco se conoce sobre la composición de la lluvia y del banco de semillas en sitios afectados por la actividad hidrocarburífera y cómo esto podría afectar a la regeneración natural. En la Estepa Patagónica se observó que la lluvia de semillas no difiere entre parches de arbustos, de pastos o interparches de suelo desnudo, mientras que los parches de vegetación retienen más semillas que el suelo desnudo (Aguar y Sala, 1997). En el Monte Austral se encontró que la lluvia de

semillas es más abundante en los interparches de suelo desnudo en comparación con sectores debajo de arbustos o en el límite de los mismos, sin embargo, el banco de semillas en interparches es escaso (Bonvissuto, 2006; Bonvissuto y Busso, 2007). En cuanto a la composición del banco de semillas germinable del suelo en el Monte Austral, Bertiller (1998) reporta que las dicotiledóneas anuales son más frecuentes y numerosas que otros grupos de plantas, mientras que las semillas de especies dicotiledóneas perennes fueron menos frecuentes, estuvieron ausentes en sitios de suelo desnudo y fueron escasas en parches de vegetación. Fernández *et al.* (2002) indican que la disponibilidad de semillas de especies arbustivas en sitios de suelo desnudo es baja, debido a que la morfología de las mismas y la textura del suelo provocan que sean removidas por el viento, lo que a su vez limita el reclutamiento de estas especies. Esto sugiere que los sitios de suelo desnudo carecen de semillas debido a su incapacidad para retenerlas y no porque inicialmente no reciban suficientes semillas (Aguiar y Sala, 1997). El movimiento lateral ha sido reconocido como una parte importante de la dispersión secundaria de semillas en ambientes con escasa vegetación (Reichman, 1984, Chambers y MacMahon, 1994), tal como se ha reportado en ecosistemas áridos de Patagonia.

Por otro lado, las características abióticas del suelo determinan la existencia de sitios seguros o “*safe sites*” (Grubb, 1977; Harper, 1977), que también pueden limitar el reclutamiento natural a partir del banco de semillas del suelo. En un estudio desarrollado en el Monte Austral, se observó que la densidad de semillas y riqueza de especies perennes y anuales en el banco de semillas del suelo fue similar en explanadas petroleras y en suelo desnudo de sitios no disturbados (Homborg, 2006). Sin embargo, en el mismo trabajo se encontró que la falta de sitios seguros debido a la alta compactación de las explanadas, impide el anclaje de las semillas y limitaría la germinación y/o el desarrollo de las plántulas. La alta compactación se ha relacionado con una disminución en la velocidad de infiltración en explanadas productivas y en otras con diferente tiempo de abandono (Ciancio, 2016), factores que afectarían al establecimiento de plántulas en áreas degradadas (Castro, 2012).

Además de los factores abióticos mencionados, existen propiedades bióticas del suelo que pueden afectar el proceso de recuperación de un sitio degradado. La degradación de la tierra generalmente se asocia con reducciones en la diversidad microbiana subterránea y/o actividades que rigen los ciclos biogeoquímicos de los principales nutrientes de las plantas (Kennedy y Smith, 1995). En particular, la desertificación reduce la diversidad y el potencial de inóculo de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), uno de los simbiontes microbianos más importantes de plantas mutualistas (Jasper *et al.*, 1991). La pérdida o disminución del potencial micorrízico en áreas degradadas puede limitar el restablecimiento exitoso de las plantas nativas

(van der Heijden *et al.*, 1998; Requena *et al.*, 2001). La importancia de la inoculación de microorganismos en plantas destinadas a la restauración de ambientes áridos ha sido reconocida y evaluada en diversas investigaciones (Allen *et al.*, 2003; Cáceres y Cuenca, 2006; Fajardo *et al.*, 2011; Hernández-Cuevas *et al.*, 2012). Datos recientes sugieren que una especie colonizadora de ambientes áridos degradados de Patagonia, *Senna arnottiana*, se establece asociada a microorganismos rizosféricos de vida libre y simbióticos (Álvarez *et al.*, 2015). Sin embargo, no hay mayor información con respecto a la microbiología del suelo y su impacto en la recuperación de sitios degradados en el Monte Austral.

OBJETIVOS

- 1- Establecer diferencias entre la vegetación de sitios degradados (explanadas petroleras) y la vegetación de la comunidad de referencia, considerada semejante a la condición pre-disturbio.
- 2- Analizar la lluvia de semillas de especies perennes en dos sitios degradados y en las comunidades de referencia con diferente composición de la vegetación.
- 3- Evaluar el banco de semillas germinables de especies perennes (arbustivas o subarbustivas) de interés para la restauración, en sitios degradados y comunidades de referencia.
- 4- Analizar posibles diferencias en las propiedades bióticas (microorganismos) y abióticas (físico-químicas) del suelo entre sitios degradados y comunidades de referencia.
- 5- Discutir acerca de la posible influencia de la vegetación, lluvia y banco de semillas y propiedades edáficas, en la regeneración natural y determinar posibles futuras intervenciones para asistir la regeneración natural.

HIPÓTESIS

- 1- Las diferencias en la composición de la vegetación entre los sitios degradados y el entorno (comunidad de referencia) determinan diferentes tasas de arribo de semillas de distintas especies que afectarían la abundancia y composición del banco de semillas del suelo.
- 2- La alteración del suelo por la actividad hidrocarburífera modifica sus características abióticas (mayor compactación del suelo, menor capacidad de infiltración y menor cantidad de materia orgánica y nutrientes) lo que generaría condiciones limitantes



para el desarrollo de la vegetación, en comparación con los parches de vegetación e interparches del suelo desnudo de la comunidad de referencia.

- 3- La alteración del suelo por actividad hidrocarbúrfica disminuye la microbiota del suelo (esporas de HMA y Bacterias Mesófilas Heterótrofas Aerobias).

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En el yacimiento Aguada Pichana se seleccionaron dos sitios de estudio (1 y 2) ubicados en diferentes comunidades de vegetación de acuerdo a un estudio regional (Movia *et al.*, 1982). El sitio 1 se ubicó en una estepa arbustiva con *Larrea divaricata* dominante (E1), mientras que el sitio 2 se ubicó en la estepa arbustiva con *Larrea divaricata* y *Atriplex lampa* co-dominantes (E2) (Figura 3.1). En cada uno se identificaron tres microsítios o sectores: EXP - explanadas sin actividad petrolera en los últimos 5 años, escarificadas al momento del abandono; REF - comunidad de referencia debajo de arbustos (ARB) e interparches de suelo desnudo (INT) (Figura 3.2 y Figura 3.3). Se entiende por comunidad de referencia (REF) a zonas aledañas a cada explanada (Clewell y Aronson, 2013) sin impacto de la actividad hidrocarburífera.

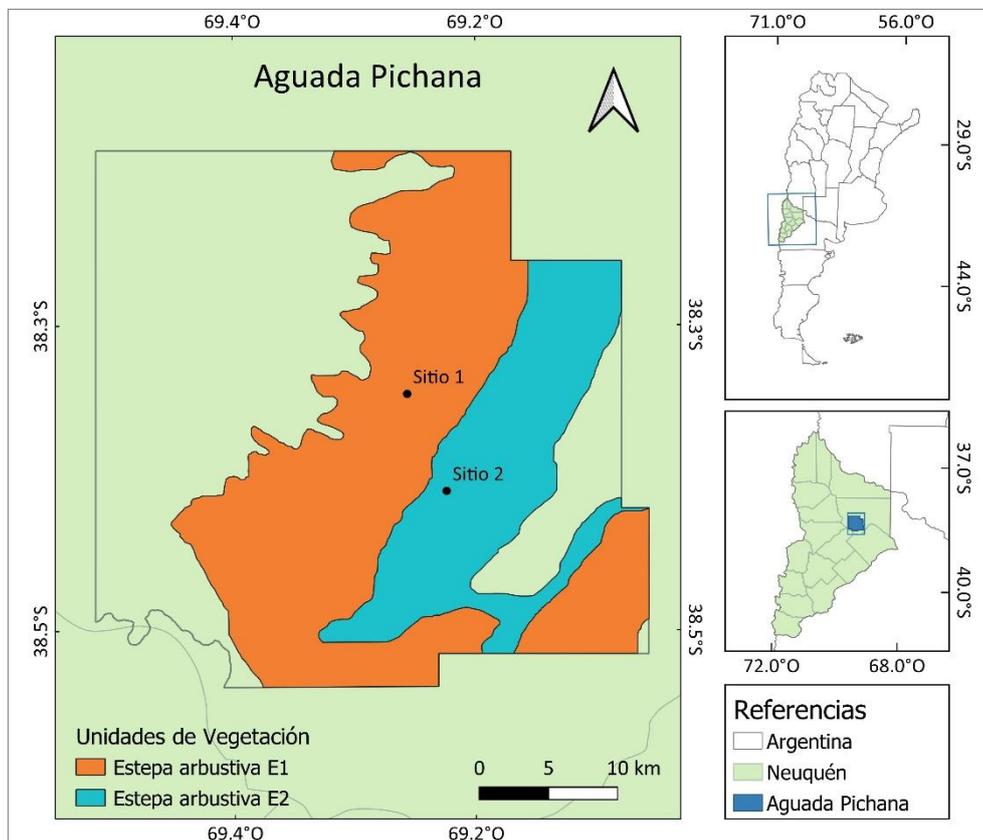


Figura 3.1: Ubicación de los sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2) en diferentes comunidades de vegetación (Estepa arbustiva E1: *Larrea divaricata* dominante, Estepa arbustiva E2: *Larrea divaricata* y *Atriplex lampa* co-dominantes). Digitalizado a partir del mapa de comunidades de vegetación de la provincia del Neuquén (Movia *et al.*, 1982). Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

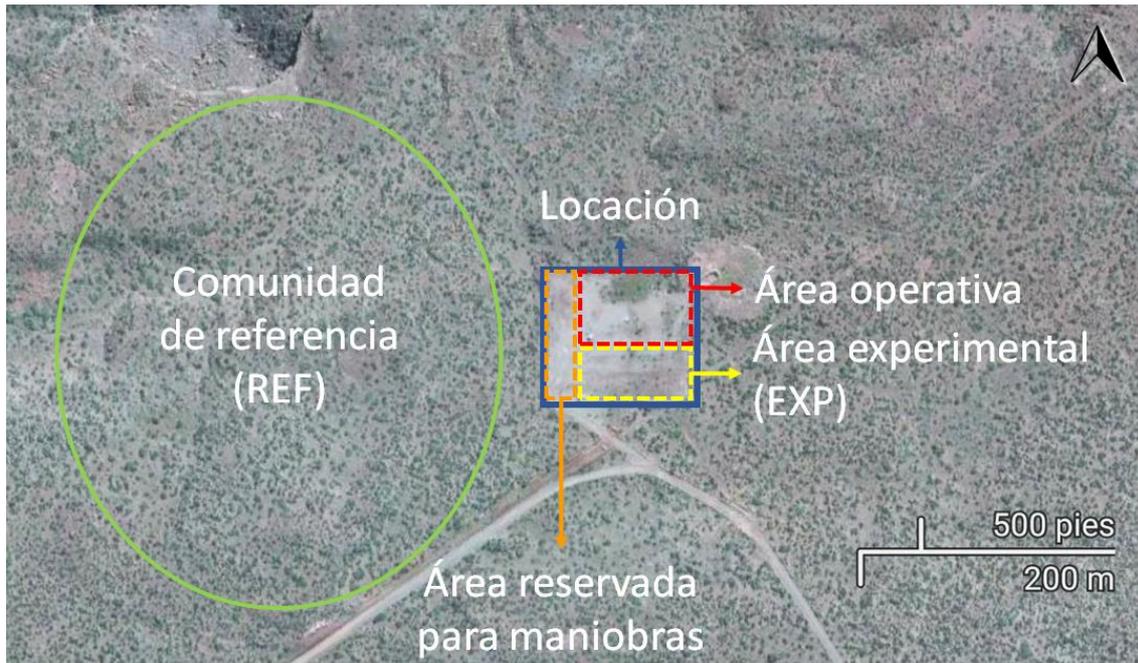


Figura 3.2: Imagen satelital del sitio 1 con detalle de los sectores (EXP y REF) (elaborado en base a imagen satelital de Google Earth®).

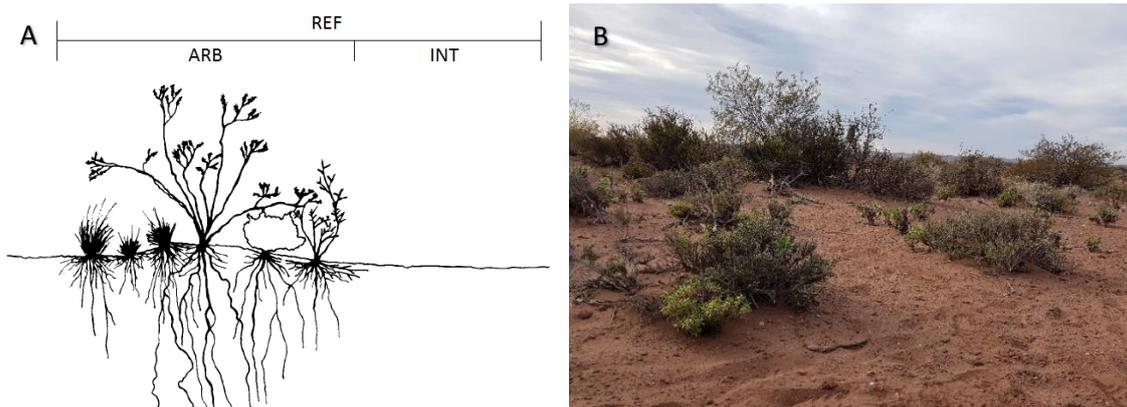


Figura 3.3: A- Representación de los sectores correspondientes a la comunidad de referencia (REF), debajo de arbustos (ARB) e interparches de suelo desnudo (INT) (Extraída y modificada de Bertiller *et al.*, 1991). B- Estructura de la vegetación en la comunidad de referencia.

Evaluación de la vegetación

En la primavera de 2011 se evaluó la vegetación en REF 1 y 2 con transectas lineales de Canfield de 50 m ubicadas al azar y mediante el método de Daubenmire con marcos de 20 x 50 cm con observaciones cada 50 cm a lo largo de cada transecta (Matteucci y Colma, 1982; Elzinga *et al.*, 2001). En las explanadas de ambos sitios, la vegetación se evaluó con cuatro transectas de Candfield de 25 m de longitud y observaciones consecutivas por el método de Daubenmire. La diferencia en las técnicas de evaluación utilizadas se debió a la limitada superficie que posee la explanada y a que en ella la vegetación es extremadamente rala. Se calculó el porcentaje de cobertura vegetal, riqueza y diversidad tanto en la explanada como en la comunidad de referencia (Shannon y Weaver, 1949; Magurran, 1989; Moreno, 2001). A fin de evaluar la

similitud entre ambas situaciones (EXP y REF), se calculó el índice de Jaccard (I_j) y el índice de Sørensen para datos cuantitativos (S_q) mediante las siguientes fórmulas:

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde: a = número de especies presentes en el sitio A, b = número de especies presentes en el sitio B, c = número de especies presentes en ambos sitios (A y B) (Moreno, 2001).

$$S_q = \frac{2 pN}{aN + bN}$$

Donde: aN = número total de individuos en el sitio A, bN = número total de individuos en el sitio B y pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios (Magurran, 1989).

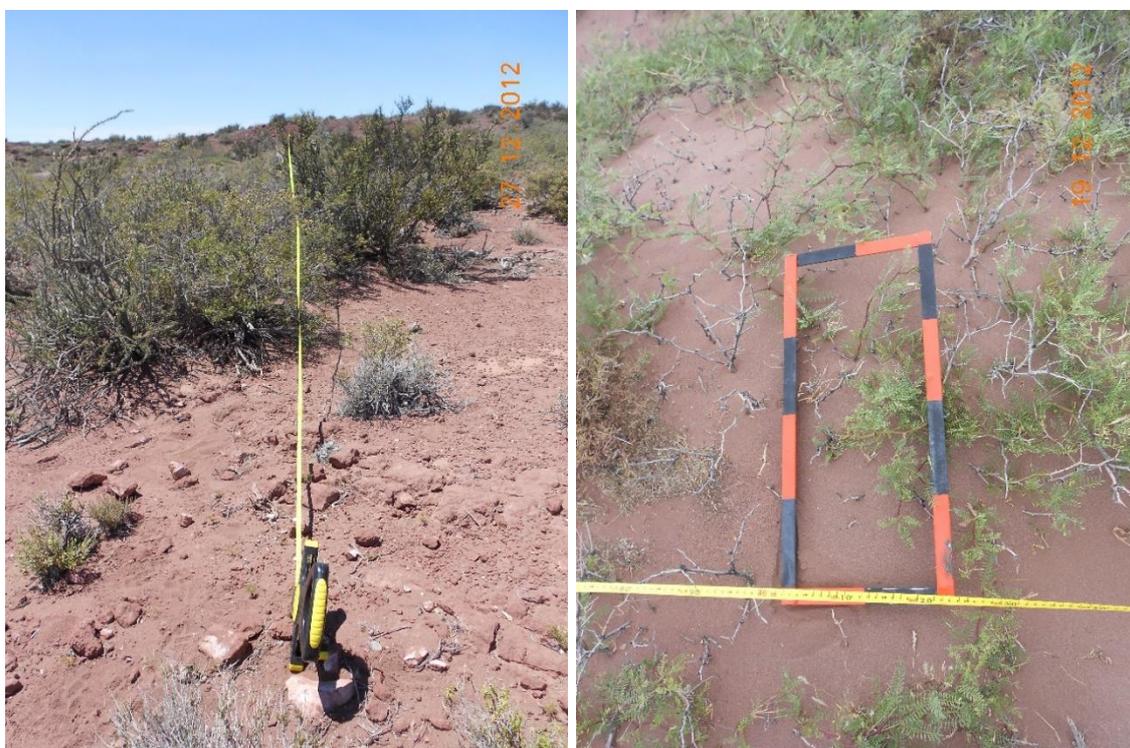


Figura 3.4: Detalle del muestreo de vegetación. Izquierda: transecta de 50 m en la comunidad de referencia. Derecha: cuadro de 20 x 50 cm para relevamiento mediante el método de Daubenmire.

Determinación de la lluvia de semillas

Se evaluó la lluvia de semillas de especies perennes mediante la colocación de trampas de semillas. Se colocaron 10 trampas en la comunidad de referencia (REF), 5 debajo de arbustos (ARB) y 5 en interparches (INT) y 10 trampas en las explanadas abandonadas (EXP), ubicadas en la parte baja del surco del escarificado y a 5 m de los bordes de la explanada (aproximadamente entre 10 y 20 m de la comunidad de referencia) (Figura 3.5). Las trampas se realizaron con botellas plásticas de 2,25 l perforadas en la base para favorecer el drenaje en caso de lluvias y a las cuales se les colocó la tapa en forma de embudo para evitar que se vuelen las semillas. Las

mismas se ubicaron enterradas al ras del suelo para captar las semillas tanto por dispersión primaria como secundaria. Las trampas se instalaron en julio de 2013 y fueron muestreadas mensualmente durante un año. Una vez retiradas se mantuvieron en freezer a $-8\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su procesamiento para evitar la depredación de las semillas por los insectos atrapados en las trampas. Posteriormente se tamizaron las muestras para eliminar la arena y bajo lupa se separaron manualmente las semillas de otros restos orgánicos. Las mismas se clasificaron en viables y vanas, se identificaron a nivel de especie (cuando fue posible) y se contabilizaron. La viabilidad de las semillas se estimó visualmente, considerando las semillas completamente llenas como aquellas con viabilidad potencial (Gómez-Aparicio, 2008). Se caracterizó la lluvia de semillas en EXP y REF (ARB e INT) en función de su riqueza de especies y su abundancia (expresada como semillas/m²).



Figura 3.5: Detalle de las trampas de semillas y su colocación en los sectores de estudio. A- trampa de semillas. B- colocación en explanada (EXP). C- colocación en la comunidad de referencia debajo de arbusto (ARB). D – colocación en la comunidad de referencia en interparche de suelo desnudo (INT).

Estimación del banco de semillas germinables

Para la determinación del banco de semillas germinables de especies perennes (arbusivas y subarbusivas) se tomaron muestras con un aro de PVC de 110 mm de diámetro y 5 cm de profundidad (Figura 3.6). Se realizaron cinco réplicas por sector (EXP, ARB, INT) en cuatro épocas del año (enero, marzo, mayo y septiembre de 2016) a fin de captar la disponibilidad de semillas durante la dispersión, al finalizar la misma, en otoño, época en la que se espera que naturalmente ocurra la germinación (Páez *et al.*, 2005) y antes de iniciar el periodo de

dispersión. Posteriormente las muestras se colocaron en bandejas de plástico de 12 x 16 cm sobre una capa de turba de 1 cm de espesor y se evaluó la germinación en invernadero. Se realizaron riegos diarios por aspersion para mantener la humedad a capacidad de campo y favorecer la germinación de las semillas. Transcurridos 9 meses de incubación se registraron e identificaron las plántulas emergidas de especies perennes (arbustivas y subarbustivas). Complementariamente se contabilizaron herbáceas anuales (mono y dicotiledóneas) sin identificar a nivel de género o especie. El banco de semillas germinables (expresado como semillas/m²) se estimó a partir de la cantidad de plántulas emergidas en vivero. Durante el periodo de ensayo se registró la temperatura de las muestras de suelo con dataloggers I-button Termochrom.



Figura 3.6: Toma de muestras para determinación del banco de semillas germinables. Izquierda: interparche de suelo desnudo. Derecha: debajo de arbustos.

Caracterización físico-química del suelo

En ambos sitios (1 y 2) se caracterizaron los suelos en los tres sectores (EXP, ARB e INT) en base a las propiedades físico-químicas. Para ello se tomaron muestras compuestas de 0 a 5 cm de profundidad (n=5 en cada sector) y se enviaron al Laboratorio Nacional de Investigaciones y Servicios de Nitrógeno 15 (LANAIS N-15 – CONICET – Universidad Nacional del Sur) para determinar:

- porcentaje de materia orgánica (MO%) por combustión seca (LECO Carbon Determinator modelo CR-12),
- porcentaje de nitrógeno total (Nt %) por método semimicro Kjeldahl,
- pH mediante método potenciométrico,
- fósforo extractable (Pe en ppm) con el método de Bray y Kurtz (1945),
- nitrógeno de nitratos (N-NO₃ en ppm) mediante destilación por arrastre de vapor en presencia de óxido de magnesio (MgO), previa eliminación de amoníaco (NH₃) por adición de aleación Devarda,

- nitrógeno de amonio ($N-NH_4$ en ppm) mediante destilación por arrastre de vapor con óxido de magnesio (MgO),
- conductividad eléctrica (CE ds/m) con método conductimétrico y,
- textura mediante separación granulométrica de las fracciones minerales.

Infiltración y resistencia del suelo a la penetración

Además, se evaluó *in situ* para los tres sectores, la capacidad de infiltración con infiltrómetro de disco (Decagon devises Mini Disk Infiltrometer Model S) y dureza del suelo con penetrómetro de golpes (modelo INTA Villegas). Para la determinación de la capacidad de infiltración se registró la cantidad de mililitros infiltrados cada 5 segundos hasta alcanzar un volumen de al menos 20 ml. Mediante las planillas de cálculo del instrumental se obtuvo la conductividad hidráulica del suelo “K”. La compactación del suelo se estimó como la resistencia a la penetración contando la cantidad de golpes necesarios para penetrar capas de 5 cm de suelo hasta llegar a una profundidad de 20 cm. La cantidad de golpes se multiplicó por la constante del penetrómetro para obtener la resistencia en MPa (mega Pascales). Para ambas determinaciones se realizaron cinco replicas por sector (EXP, ARB e INT) en cada sitio de estudio (Sitio 1 y Sitio 2).

Caracterización microbiológica del suelo

El análisis microbiológico de los sectores (EXP, ARB e INT) de ambos sitios se realizó con muestras compuestas tomadas en los primeros 5 cm de suelo en el Laboratorio de Investigación y Servicios de Microbiología Ambiental (Universidad Nacional del Comahue). Se determinó:

- bacterias mesófilas heterótrofas aerobias totales (BMHAT) mediante la técnica de recuento del Número Más Probable (NMP) (APHA, 1987) y
- esporas de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) con el método de centrifugación en gradiente de sacarosa (Sieverding, 1991). Para la extracción de esporas se utilizaron tamices de 100 μm y 53 μm y el recuento de esporas se realizó mediante observación con microscopio óptico con aumento 5x y 10x.

Análisis estadístico

A fin de evaluar si existen diferencias entre las técnicas utilizadas en los relevamientos de vegetación, se compararon los porcentajes de cobertura vegetal y riqueza específica mediante la prueba de Wilcoxon para muestras apareadas, ya que los datos no cumplieron con el supuesto de normalidad. En base a los resultados se seleccionó la técnica de Daubenmire, por su mayor riqueza, para realizar la descripción de los sitios, calcular índices de similitud y comparar la

cobertura de vegetación y riqueza entre las comunidades de referencia y las explanadas. Dichas comparaciones se realizaron mediante el test no paramétrico de Mann Whitney.

Con los datos de lluvia de semillas (abundancia y riqueza), banco de semillas germinables del suelo y las variables edáficas analizadas (propiedades físico-químicas, microbiológicas, infiltración, resistencia a la penetración) se llevó a cabo un análisis de componentes principales (ACP) para comparar estas variables entre sectores.

Posteriormente se comparó la lluvia de semillas (abundancia de semillas y riqueza de especies) y la conductividad hidráulica entre sectores mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse el supuesto de homogeneidad de varianzas. Para el banco de semillas germinable se comparó, en cada sitio, la cantidad de semillas por sector (EXP, ARB e INT) y se evaluó la estacionalidad mediante la comparación de la cantidad de semillas germinadas en cada fecha de muestreo (enero, marzo, mayo y septiembre). Dichas comparaciones se realizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis ya que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad (Prueba de Shapiro-Wilks modificada) y homogeneidad de varianzas (Prueba de Levene). Debido a la baja cantidad de plántulas de especies perennes en el banco de semillas germinables, se realizó una descripción del mismo sin análisis estadísticos comparativos. Para la dureza del suelo, se compararon los valores de resistencia acumulada a la penetración para cada intervalo de profundidad (0-5 cm; 5-10 cm; 10-15 cm y 15-20 cm). Para ello se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse el supuesto de normalidad. Posteriormente se realizaron comparaciones de pares.

Para todos los análisis se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) con un nivel de significancia de 0,05.

3.3 RESULTADOS

Vegetación

No se encontraron diferencias en el porcentaje de cobertura total de vegetación obtenido mediante la técnica de Daubenmire y de transectas lineales de Canfield ($p > 0,9999$). Sin embargo, la riqueza específica fue diferente dependiendo de la técnica de muestreo ($p = 0,0010$). En todos los casos se obtuvo mayor riqueza mediante la técnica de Daubenmire. Por este motivo se trabajó con los datos de Daubenmire en la descripción de la vegetación y los cálculos de diversidad y similitud entre comunidad de referencia y explanadas.

En el sitio 1 (comunidad E1 dominada por *L. divaricata*) la cobertura total en la comunidad de referencia (REF) fue de $36,98 \pm 6,04\%$ con una riqueza de 19 taxa, mientras que la cobertura de la explanada (EXP) fue de $0,49 \pm 0,9\%$ con un total de 4 taxa. En el sitio 2 (comunidad E2 co-dominada por *L. divaricata* y *A. lampa*) en REF la cobertura de vegetación y la riqueza fueron $21,09 \pm 1,68\%$ y 18 taxa y en EXP de $0,18 \pm 0,14\%$ y 6 taxa (Figura 3.7). La especie con mayor cobertura en REF de ambos sitios fue *Larrea divaricata*, seguida por *Monttea aphylla* y *Hyalis argentea* en el sitio 1 y por *Prosopis flexuosa* en el sitio 2. Las especies *Fabiana peckii*, *Gochnatia glutinosa*, *Senna aphylla*, *H. argentea* y *Pectocarya linearis* estuvieron presentes en el sitio 1 y ausentes en el sitio 2, mientras que *A. lampa*, *Retanilla patagonica*, *Panicum urvilleanum* y *Bromus tectorum* se encontraron en el sitio 2 y no estuvieron presentes en el sitio 1. En cuanto a las explanadas, en ambos sitios dominó en abundancia y cobertura la especie anual *Schismus barbatus*, seguida por *Grindelia chilensis* y *L. divaricata* en S1 y *L. divaricata* y *A. lampa* en S2 (Tabla 3.1).

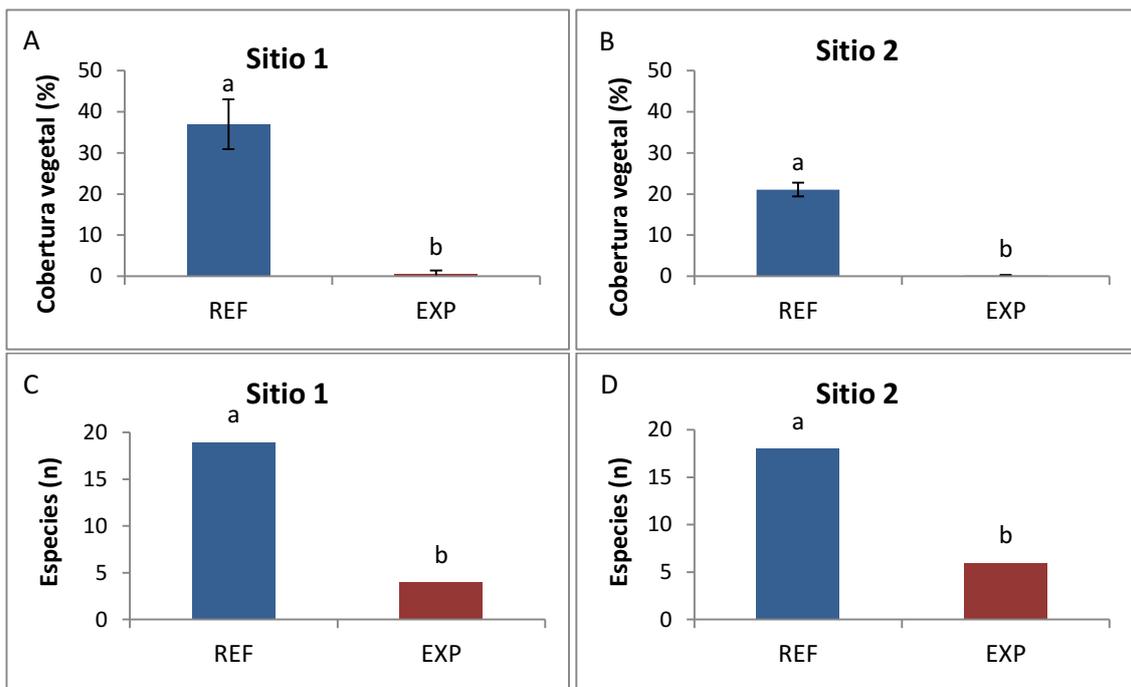


Figura 3.7: A y B: Cobertura de vegetación (porcentaje promedio \pm desvío estándar); C y D: Riqueza específica (cantidad total de especies) en la comunidad de referencia (REF) y explanadas (EXP) de los sitios 1 y 2. Datos obtenidos a partir del método de Daubenmire. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

La cobertura de vegetación en EXP fue escasa ($< 1\%$) y significativamente diferente a la cobertura de las REF ($p = 0,0321$ para S1 y $p = 0,0339$ para S2). La cobertura de las explanadas representa un 1,32 y 0,82% de la cobertura de las comunidades de referencia en el S1 y S2, respectivamente (Figura 3.7A y B). Asimismo, se observa una menor riqueza de especies en las explanadas (Figura 3.7 C y D) en comparación a la de las comunidades de referencia ($p = 0,0290$ y $p = 0,0321$ para S1 y S2).

El índice de Sørensen para datos cuantitativos (Sq) fue de 0,12 para el Sitio 1 y 0,19 para el sitio 2, mientras que el índice de Jaccard (I_j) fue de 0,15 y 0,33 para S1 y S2 respectivamente, lo que refleja baja y moderada similitud entre EXP y REF.

Tabla 3.1: Porcentaje de cobertura vegetal por especie y grupo funcional en la comunidad de referencia (REF) y en explanadas (EXP) de los sitios 1 y 2 (S1 y S2).

Grupo funcional	Especies	S1		S2	
		REF	EXP	REF	EXP
Arbustos	<i>Acantholippia seriphioides</i>	0,45		0,94	
	<i>Atriplex lampa</i>			1,02	0,01
	<i>Bougainvillea spinosa</i>	0,41		0,02	
	<i>Fabiana peckii</i>	0,62			
	<i>Gochnatia glutinosa</i>	0,96			
	<i>Gutierrezia sp.</i>	2,50		1,87	
	<i>Larrea divaricata</i>	12,46	0,005	5,75	0,015
	<i>Lycium sp.</i>	0,56		0,07	
	<i>Monttea aphylla</i>	7,05		0,83	
	<i>Mulguraea ligustrina</i>	0,23		0,59	
	<i>Prosopis flexuosa</i> var. <i>depressa</i>	0,33		3,46	
	<i>Retanilla patagonica</i>			0,65	
	<i>Schinus johnstonii</i>	1,44		0,14	
	<i>Senna aphylla</i>	1,32			
Subarbustos	<i>Baccharis darwinii</i>	0,23		0,01	
	<i>Grindelia chiloensis</i>	0,48	0,015	0,30	0,005
	<i>Hyalis argentea</i>	6,77			
Gramíneas perennes	<i>Panicum urvilleanum</i>			0,09	
	<i>Pappostipa sp.</i>	0,30		0,17	
Hierbas perennes	<i>Adesmia sp.</i>		0,002		
	<i>Hoffmannseggia sp.</i>	0,36		0,18	0,005
Gramíneas anuales	<i>Bromus tectorum</i>			0,03	0,005
	<i>Schismus barbatus</i>	0,53	0,47	4,98	0,135
Hierbas anuales	<i>Pectocarya linearis</i>	0,008			
Cobertura vegetal		36,98	0,49	21,09	0,18

Análisis de composición abiótica y biótica del sustrato en explanadas y comunidad de referencia

El eje 1 del análisis de componentes principales permitió separar las explanadas de ambos sitios de los sectores arbustos e interparches y explicó el 44,6% de la variabilidad de los datos. Las variables con mayores coeficientes de correlación con el eje 1, y que permitieron separar los sectores a través del mismo, fueron: la cantidad de esporas de Hongos Micorrícicos Arbusculares (HMA) ($r^2=0,93$), el porcentaje de arena ($r^2=0,92$), la riqueza de especies en la lluvia de semillas (LS.Rq) ($r^2=0,91$), contenido de fósforo extractable ($r^2=0,83$) y la resistencia a la penetración ($r^2=0,83$). De este modo, del lado izquierdo se ubicaron las explanadas con una mayor resistencia del suelo a la penetración (RP) y en el derecho los sectores de arbustos e interparches de suelo

desnudo con mayor cantidad de esporas de HMA, porcentaje de arena, riqueza de especies en la lluvia de semillas y contenido de fósforo (Figura 3.8).

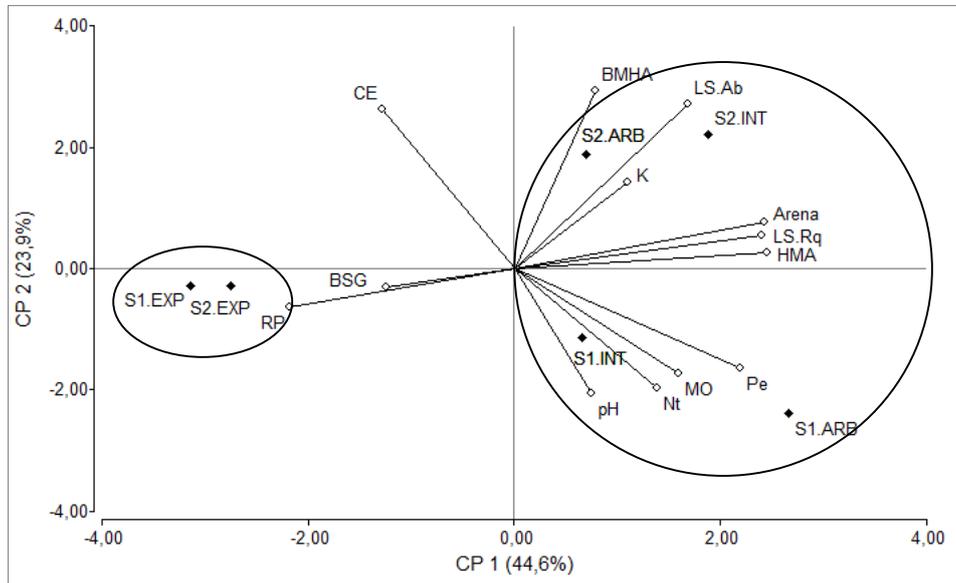


Figura 3.8: Análisis de componentes principales mostrando las asociaciones de los sectores en función de las variables estudiadas. Los rombos representan los sectores (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.INT: sitio 1 interparche, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.INT: sitio 2 interparche, S2.ARB: sitio 2 arbustos). Los códigos de las variables son: MO: materia orgánica, Nt: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica, BMHA: bacterias mesófilas heterótrofas aerobias, HMA: esporas de hongos micorrícicos arbusculares, K: permeabilidad, RP: resistencia a la penetración, LS.Ab: lluvia de semillas (abundancia), LS.Rq: lluvia de semillas (riqueza), BSG: banco de semillas germinables de especies perennes arbustivas y subarbustivas, Pe: fósforo extractable.

El eje 2 explicó el 23,9% de la variabilidad de los datos y permitió discriminar a los sectores del lado derecho en función de los sitios de estudio (S1 y S2). Las variables con mayor correlación en este eje fueron: la cantidad de bacterias ($r^2=0,81$), la abundancia de la lluvia de semillas ($r^2=0,75$) y la conductividad eléctrica ($r^2=0,73$). De este modo, se diferencian ARB e INT del sitio 2 en el cuadrante superior derecho debido a una mayor cantidad de bacterias, lluvia de semillas y conductividad eléctrica y en el cuadrante inferior derecho ARB e INT del sitio 1 (Figura 3.9).

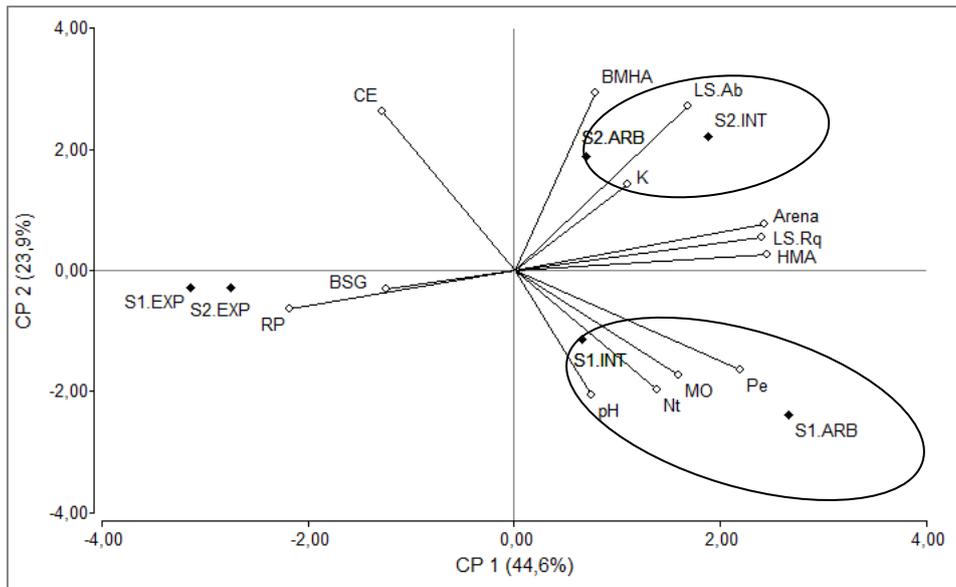


Figura 3.9: Análisis de componentes principales mostrando las asociaciones de los sectores en función al eje 2. Los rombos representan los sectores (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1. INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Los códigos de las variables son: MO: materia orgánica, Nt: nitrógeno total, CE: conductividad eléctrica, BMHA: bacterias mesófilas heterótrofas aerobias, HMA: esporas de hongos micorrícicos arbusculares, K: permeabilidad, RP: resistencia a la penetración, LS.Ab: lluvia de semillas (abundancia), LS.Rq: lluvia de semillas (riqueza), BSG: banco de semillas germinables de especies perennes arbustivas y subarbustivas, Pe: fósforo extractable.

Lluvia de semillas

Durante el año de muestreo se recolectaron propágulos de 23 taxa, correspondientes a tres grupos funcionales: arbustos, subarbustos y gramíneas perennes. De los 23 taxa, 11 pudieron ser identificados a nivel de especie, 8 a nivel de género y 4 no pudieron ser identificados (Tabla 3.2). La riqueza de especies fue significativamente menor en EXP que en INT y ARB de la comunidad de referencia ($p < 0,0001$), mientras que los valores fueron similares entre ARB e INT (Figura 3.10 A). El mismo patrón se observa en la abundancia de semillas, es decir, no hubo diferencias entre ARB e INT y fue significativamente menor en EXP que en las comunidades de referencia ($p < 0,0001$) (Figura 3.10 B). La cantidad de semillas encontrada en las explanadas fue de 8,61 y 5,19% de la observada en las comunidades de referencia de los Sitios 1 y 2 respectivamente. Si bien se observa una mayor cantidad de semillas en S2, la diferencia no es significativa con respecto a S1 ($p = 0,6439$). En todos los sectores (EXP, ARB e INT) de ambos sitios, la mayor abundancia en la lluvia de semillas estuvo dada por *Larrea* spp. seguida por *A. lampa* en los tres sectores del sitio 2, por *G. chilensis* en EXP del sitio 1, *M. aphylla* en ARB del sitio 1 y *B. darwinii* en INT del sitio 1 (Tabla 3.2). Respecto a la estacionalidad, en S1 se observó la mayor cantidad de semillas en diciembre, seguido por octubre y agosto, mientras que en S2 el mes con mayor lluvia de semillas fue octubre, seguido por agosto y enero (Figura 3.11).

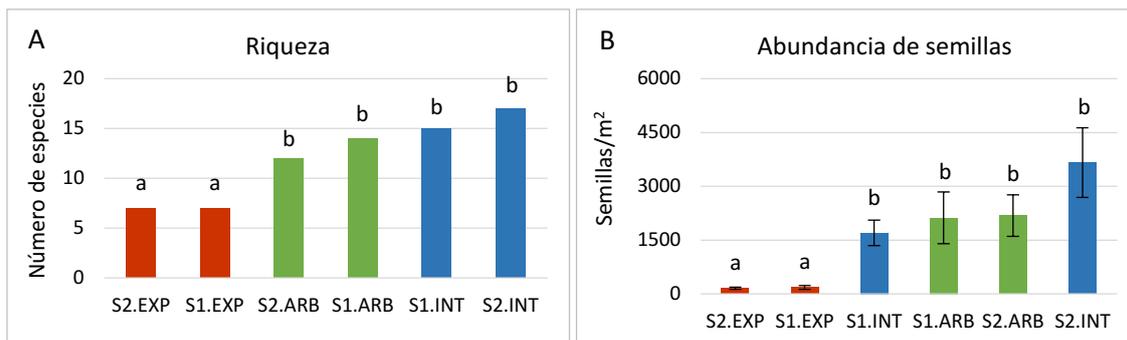


Figura 3.10: A- Riqueza de especies presentes en la lluvia de semilla a lo largo de 1 año de muestreo representadas por sitio y sector. B- Abundancia de semillas en la lluvia de semillas (promedio de semillas/m² ± error estándar) por sitio y sector. (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1.INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Tabla 3.2: Lluvia de semillas en cada sector (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche), discriminado por especie y grupo funcional, en ambos sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los valores representan el total de semillas capturadas durante 12 meses de muestreo expresado como número de semillas/m². SNI: semilla no identificada.

Grupo funcional	Especie	S1			S2		
		EXP	ARB	INT	EXP	ARB	INT
Arbustos	<i>Atriplex lampa</i>				200	1000	1400
	<i>Atriplex undulata</i>						200
	<i>Bougainvillea spinosa</i>		100				
	<i>Chuquiraga</i> spp.		200	200			
	<i>Cyclolepis genistoides</i>	100		300	100	400	
	<i>Gochnatia glutinosa</i>	100	400	400		300	100
	<i>Gutierrezia</i> spp.		900	600		100	100
	<i>Larrea</i> spp.	1000	3600	3300	900	6600	12000
	<i>Lycium</i> spp.						500
	<i>Monttea aphylla</i>		3500	100			
	<i>Neosparton aphyllum</i>			200			100
	<i>Prosopidastrum</i> sp.						100
	<i>Retanilla patagonica</i>						100
	<i>Schinus johnstonii</i>		700	500		100	100
	<i>Senecio</i> spp.		200	200		300	100
Subarbustos	<i>Baccharis darwinii</i>	100	300	800	100	500	200
	<i>Grindelia chilensis</i>	300	300	400		400	1700
Gramíneas perennes	<i>Panicum</i> sp.		100				
	<i>Pappostipa</i> spp.	100	100				
	SNI 1				100		
	SNI 2	100	100	300	100	200	100
	SNI 3				100	700	900
	SNI 4		100	1200		300	600
	TOTAL (semillas/m²)	1800	10600	8500	1600	10900	18300

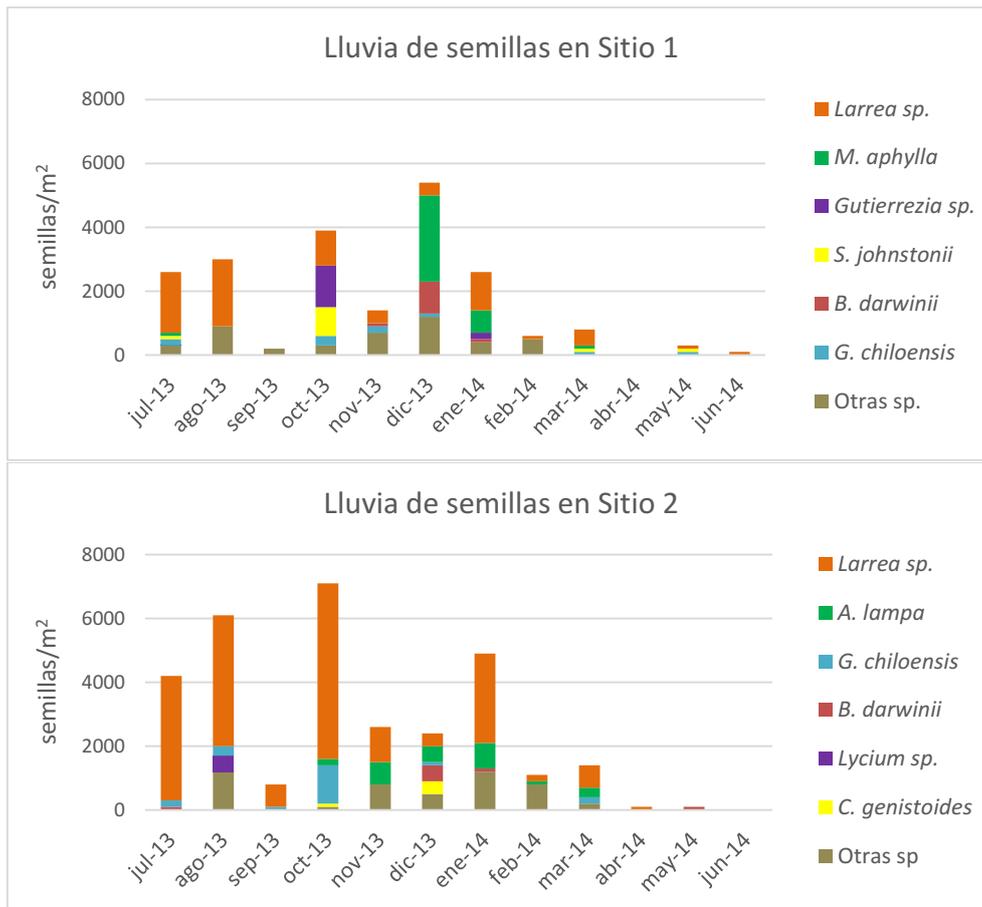


Figura 3.11: Variación temporal de la lluvia de semillas por especie en los sitios 1 y 2. Los valores representan el total mensual por sitio (en los tres sectores: explanadas, arbustos e interparches) expresado como número de semillas/m².

Banco de semillas germinables

El banco de semillas germinables totales del suelo estuvo dominado por especies anuales (mono y dicotiledóneas) mientras que las especies perennes fueron muy escasas, representadas por subarbustos, sin presencia de arbustos, hierbas o gramíneas (Tabla 3.3). La temperatura media del suelo durante el ensayo en vivero fue de $14,4 \pm 4,8^{\circ}\text{C}$, con temperaturas máximas de $24,7 \pm 7,7^{\circ}\text{C}$ y mínima de $4,8 \pm 4,4^{\circ}\text{C}$. Con respecto a los diferentes sectores, en S1 no hubo diferencias en el banco de semillas en ninguna de las fechas muestreadas. Mientras que en S2, el banco de semillas fue mayor en EXP para los meses de enero y septiembre ($p=0,0031$ y $p=0,0376$ respectivamente). En el mes de marzo se observó la misma tendencia del mes de enero, con mayor número de semillas en EXP, sin embargo, debido a que hubo una variabilidad muy alta entre las réplicas, la diferencia no fue significativa (Figura 3.12). En cuanto a la estacionalidad, en ambos sitios se observó mayor cantidad de semillas en los meses de enero y marzo y menor en mayo y septiembre ($p<0,0001$ para ambos sitios) (Figura 3.13).

Tabla 3.3: Cantidad de semillas totales (perennes y anuales) en el banco de semillas germinables del suelo según grupo funcional (PS: perennes subarbusculares, HGA: hierbas y gramíneas anuales). Los valores, expresados como número de semillas/m² (s/m²), representan el promedio de 5 réplicas por sector en cada fecha de muestreo.

Sitio	Fecha	Sector	Total s/m ²	PS (s/m ²)	HGA (s/m ²)
S1	ENERO	EXP	10440	0	10440
		ARB	13060	20	13040
		INT	11380	0	11380
	MARZO	EXP	8040	0	8040
		ARB	34760	20	34740
		INT	20840	0	20840
	MAYO	EXP	940	0	940
		ARB	4160	20	4140
		INT	2120	20	2100
	SEPTIEMBRE	EXP	1540	0	1540
		ARB	2380	0	2380
		INT	700	0	700
S2	ENERO	EXP	40800	320	40480
		ARB	15420	20	15400
		INT	3500	0	3500
	MARZO	EXP	45900	0	45900
		ARB	24480	0	24480
		INT	9340	40	9300
	MAYO	EXP	2140	0	2140
		ARB	1820	20	1800
		INT	500	20	480
	SEPTIEMBRE	EXP	840	0	840
		ARB	240	0	240
		INT	140	0	140

El banco de semillas germinables de especies perennes subarbusculares fue variable en las cuatro fechas de muestreo. En el muestreo de septiembre (pre dispersión de semillas) no se observó emergencia de plántulas de especies perennes provenientes de banco de semillas germinables del suelo. La mayor cantidad de plántulas se presentó en el mes de enero (durante la dispersión de las semillas) y valores intermedios se observaron en marzo y mayo (post dispersión y época de germinación natural). La cantidad de plántulas también fue variable entre sectores. La explanada del sitio 2 presentó la mayor emergencia de plántulas de especies perennes, todas pertenecientes a la especie *Grindelia chilensis*, mientras que en la explanada del sitio 1 la germinación fue nula en las cuatro fechas de muestreo. En los arbustos de ambos sitios germinó un ejemplar en enero y uno en mayo, mientras que en S1 además germinó un ejemplar en marzo. En ARB de S1 todas las plántulas fueron de *G. chilensis*, mientras que en S2 germinó en enero un único ejemplar de *Atriplex lampa* y en mayo un ejemplar de *G. chilensis*. En el mes de mayo emergió una plántula de *Gutierrezia* sp. en INT de S1 y una de *Glandularia*

crithmifolia en INT de S2. Este último sector también tuvo un ejemplar de *G. chilensis* en marzo (Tabla 3.4).

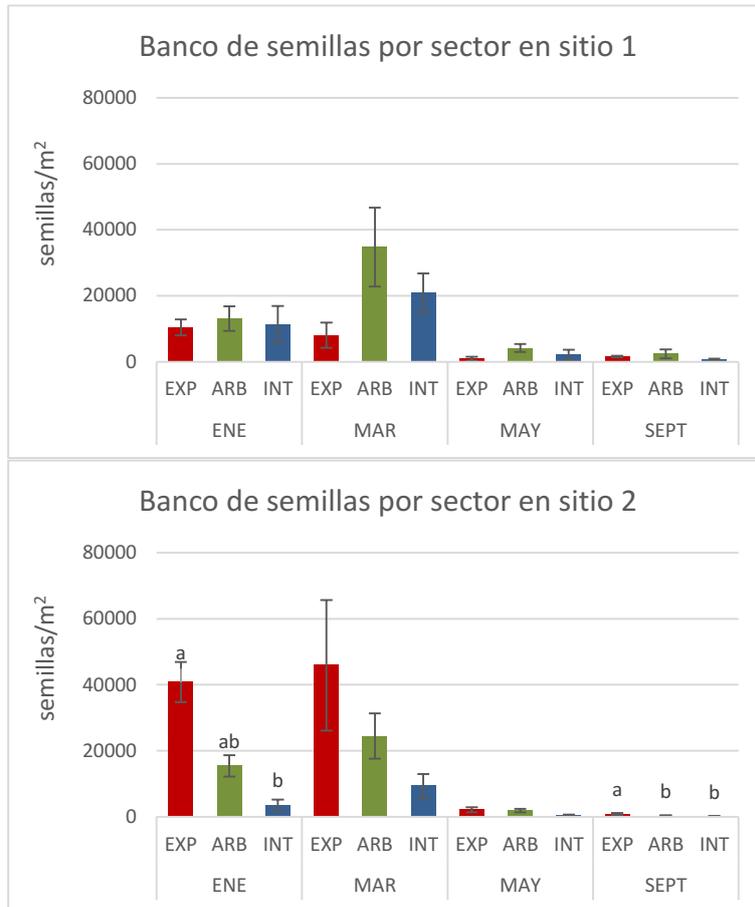


Figura 3.12: Banco de semillas germinables en cada sitio de estudio por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) y fecha de muestreo. Los valores están expresados como semillas/m² y representan el promedio y el error estándar de 5 réplicas por sector. Medias con una letra común en una misma fecha, o ausencia de las mismas, indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$).

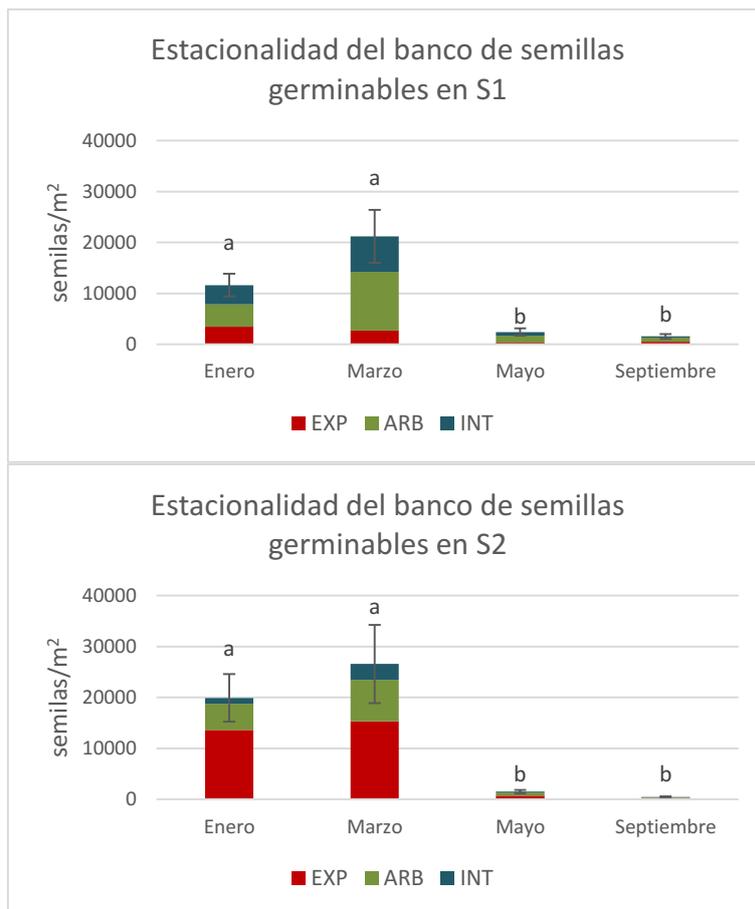


Figura 3.13: Banco de semillas germinables del suelo según mes de muestreo para cada sitio de estudio. Los valores están expresados como semillas/m² y representan el promedio y el error estándar de los tres sectores (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

Tabla 3.4: Banco de semillas germinables de especies perennes por sector (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparches) según fecha de muestreo en ambos sitios de estudio. Los valores representan el total de plántulas emergidas en 5 réplicas por sector y fecha de muestreo.

Sitio	Sector	Enero	Marzo	Mayo	Septiembre
S1	EXP	0	0	0	0
	ARB	1Gch	1Gch	1Gch	0
	INT	0	0	1Gsp	0
S2	EXP	16Gch	0	0	0
	ARB	1Al	0	1Gch	0
	INT	0	1Gch	1Gc	0

Gch: *Grindelia chilensis*, Gsp: *Gutierrezia sp.*, Al: *Atriplex lampa*, Gc *Glandularia crithmifolia*

Caracterización físico-química del suelo

El análisis físico-químico de las muestras revela que todos los sectores en estudio presentan la misma textura, aunque en ambos sitios se observa mayor porcentaje de arena debajo de los

arbustos. La conductividad eléctrica refleja que en el sitio 1 la salinidad varía dependiendo de los sectores, mientras que en el sitio 2 es moderadamente salino en los tres sectores. En la explanada del sitio 1, el suelo es moderadamente salino, debajo de los arbustos es ligeramente salino y en los interparches de suelo desnudo es no salino. En cuanto al pH, los suelos son moderadamente alcalinos, a excepción del INT del sitio 1 que es fuertemente alcalino. En cuanto al contenido de materia orgánica y nitrógeno total (Nt), se observa mayor cantidad debajo de los arbustos en comparación a los otros sectores. Los demás nutrientes analizados no siguen un patrón determinado, sino que varían en cada sector de S1 y S2 (Tabla 3).

Tabla 3.5: Análisis físico-químico de los sectores de estudio (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) en ambos sitios de muestreo (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los datos corresponden a muestras compuestas (n=5 en cada sector).

Sitio	Sector	MO (%)	Nt (%)	pH ¹	Pe (ppm)	N-NO ₃ (ppm)	N-NH ₄ (ppm)	CE ² (ds/m)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura
S1	EXP	0,28	0,015	8,1 a	< 1	4,4	17,5	2,5 ^c	59,8	23,8	16,4	Franco arenoso
	ARB	1,68	0,093	8,3 a	18,7	10,3	16,8	0,85 ^b	74,2	15,9	9,9	Franco arenoso
	INT	0,42	0,024	8,6 b	6,3	7,2	12,6	0,37 ^a	70,7	15,4	13,9	Franco arenoso
S2	EXP	0,43	0,028	8,2 a	< 1	11,1	10,5	2,57 ^c	62,5	23,7	13,8	Franco arenoso
	ARB	0,88	0,041	8,0 a	4	5,2	14,1	2,7 ^c	76,3	14,1	9,6	Franco arenoso
	INT	0,34	0,019	8,2 a	8,3	7,9	11,9	2,44 ^c	73	13,7	13,3	Franco arenoso

¹ Clasificación de pH según SSDS, 1993: a: moderadamente alcalino; b: fuertemente alcalino.

² Clasificación de salinidad según DVWK, 1995 (citado por FAO, 2009): a: no salino; b: ligeramente salino; c: moderadamente salino

Resistencia a la penetración

En ambos sitios de estudio la resistencia del suelo a la penetración presentó los valores más bajos debajo de los arbustos y los más altos en las explanadas, con valores intermedios en los interparches de suelo desnudo. En general, se observa un aumento de la resistencia a la penetración a medida que aumenta la profundidad, excepto en las explanadas del sitio 2, donde se mantiene relativamente constante entre los 10 y 15 cm de profundidad. Además se puede observar que la resistencia es similar debajo de los arbustos para ambos sitios, mientras que alcanza valores más altos para INT y EXP del sitio 1 en comparación con los mismos sectores del sitio 2 (Figura 3.14).

La resistencia del suelo a la penetración fue variable entre sectores (EXP, ARB e INT) en ambos sitios de estudio. En S1 la resistencia debajo de los arbustos presentó valores medios en todo el rango de profundidad analizado. Los interparches de suelo desnudo presentaron valores medios los primeros 10 cm y altos entre los 10 y 20 cm. Las explanadas tuvieron valores medios los

primeros 10 cm, altos entre los 10 y 15 cm y muy altos entre los 15 y 20 cm de profundidad. En el sitio 2 los arbustos presentaron valores medios en todo el perfil analizado. En interparches la resistencia a la penetración fue baja los primeros 5 cm y con valores medios hasta los 20 cm. Las explanadas tuvieron valores medios hasta una profundidad de 15 cm y resistencia alta en los últimos 5 cm (Tabla 3.6).

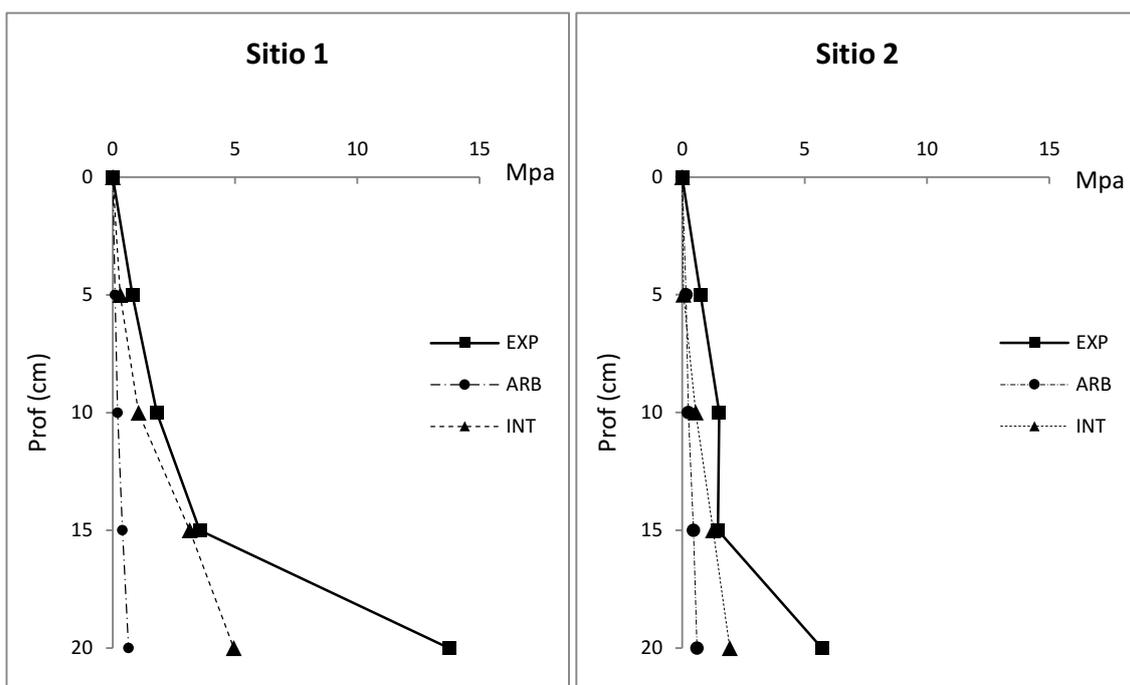


Figura 3.14: Resistencia del suelo a la penetración por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2). Los valores representan el promedio de 5 réplicas por sector.

Tabla 3.6: Clases de resistencia a la penetración por profundidad según sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en cada sitio de estudio.

Prof. (cm)	Sitio 1			Sitio 2		
	EXP	ARB	INT	EXP	ARB	INT
5	Media	Media	Media	Media	Media	Baja
10	Media	Media	Media	Media	Media	Media
15	Alta	Media	Alta	Alta	Media	Media
20	Muy alta	Media	Alta	Alta	Media	Media

Valores de referencia: Baja < 0,1 MPa; Media 0,1 – 2 MPa; Alta 2 – 8 MPa; Muy alta > 8 MPa (SSDS, 1993).

El análisis de los datos revela que la resistencia del suelo a la penetración debajo de los arbustos es menor que en las explanadas en todos los intervalos de profundidad analizados. Los interparches de ambos sitios presentan una resistencia similar a los arbustos en los primeros 5 cm de suelo mientras que en el sitio 1, a partir de los 10 cm, la resistencia es mayor, con valores que no difieren de los de las explanadas y en el sitio 2 los valores son intermedios entre los arbustos y las explanadas (Tabla 3.7).

Tabla 3.7: Resistencia a la penetración (MPa) acumulada cada 5 cm de profundidad en cada sitio y sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Los valores presentan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector.

Prof. (cm)	Sitio 1			Sitio 2		
	ARB	INT	EXP	ARB	INT	EXP
5	0,10 ± 0,06 a	0,30 ± 0,05 ab	0,80 ± 0,18 b	0,15 ± 0,06 a	0,05 ± 0,05 a	0,75 ± 0,08 b
10	0,30 ± 0,09 a	1,35 ± 0,17 bc	2,60 ± 0,80 c	0,40 ± 0,06 a	0,6 ± 0,06 ab	2,25 ± 0,08 c
15	0,70 ± 0,18 a	4,50 ± 1,05 b	6,15 ± 2,19 b	0,85 ± 0,06 a	1,75 ± 0,16 ab	3,70 ± 0,22 b
20	1,35 ± 0,19 a	9,45 ± 2,67 b	19,9 ± 7,05 b	1,45 ± 0,09 a	3,69 ± 0,45 ab	9,4 ± 3,03 b

Medias con una letra común en una misma profundidad, no son significativamente diferente ($p > 0,05$).

Infiltración

En ambos sitios de estudio se observó una mayor capacidad de infiltración en interparches de suelo desnudo de la comunidad de referencia y menor infiltración debajo de los arbustos, mientras que las explanadas presentaron valores intermedios (Figura 3.15 y Tabla 3.8). El análisis de los coeficientes de conductividad hidráulica (K) mostró diferencias significativas entre sectores ($p = 0,0005$) con mayor conductividad en INT del sitio 2, menores para EXP y ARB del sitio 2 y valores intermedios para INT y EXP y ARB del sitio 1 (Figura 3.16).

Tabla 3.8: Valores y clasificación de la conductividad hidráulica del suelo (K) por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (S1: sitio 1, S2: sitio 2). Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector.

Sitio	Sector	K (cm/h)	Clase ¹
S1	EXP	4,06 ± 0,45	Alta
	ARB	3,29 ± 1,31	Moderadamente Alta
	INT	17,31 ± 5,00	Alta
S2	EXP	2,60 ± 0,38	Moderadamente Alta
	ARB	1,53 ± 0,49	Moderadamente Alta
	INT	30,45 ± 7,64	Alta

¹ Clases de conductividad hidráulica del suelo según Soil Survey Division Staff 1993 (SSDS, 1993)

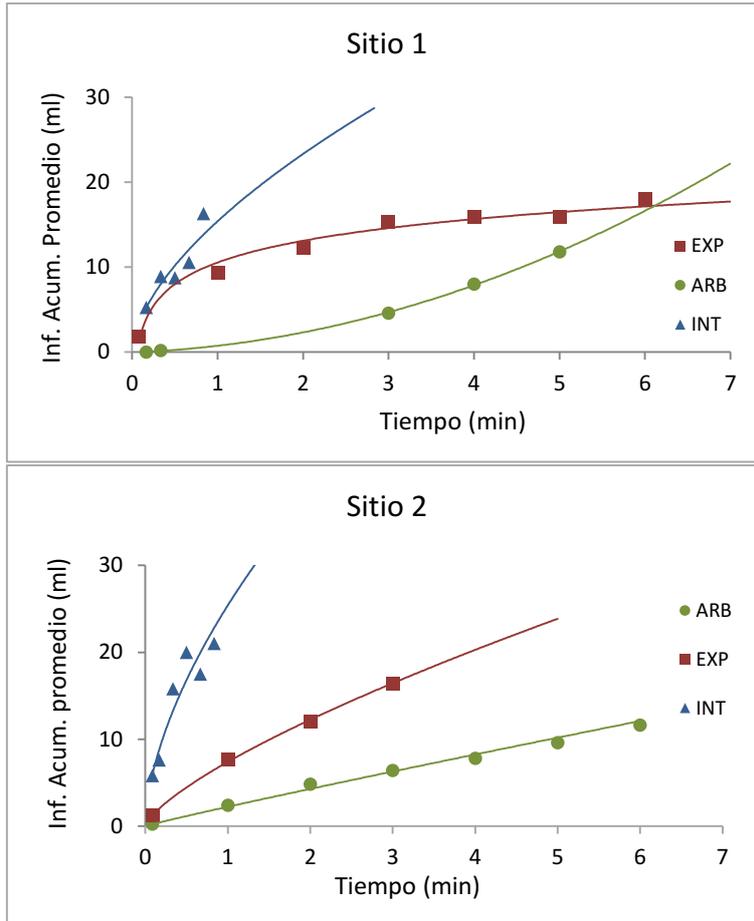


Figura 3.15: Infiltración acumulada promedio (n=5) en función del tiempo, por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2).

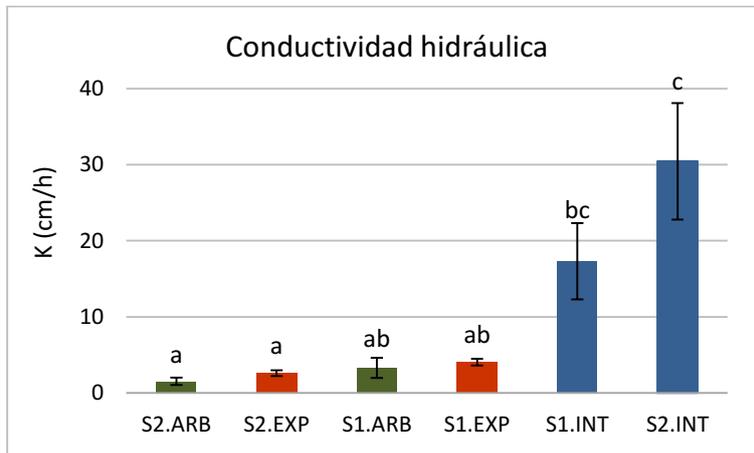


Figura 3.16: Conductividad hidráulica (K) del suelo por sitio y sector (S1.EXP: sitio 1 explanada, S1.ARB: sitio 1 arbustos, S1. INT: sitio 1 interparche, S2.EXP: sitio 2 explanada, S2.ARB: sitio 2 arbustos, S2.INT: sitio 2 interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones por sector. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Caracterización microbiológica del suelo

El análisis microbiológico reveló la presencia de bacterias mesófilas heterótrofas aerobias (BMHA) en suelo y de esporas de hongos micorrícicos arbusculares (HMA). En ambos sitios las explanadas presentaron los valores más bajos de BMHA y de esporas de HMA. En el sitio 1 el sector debajo de los arbustos presentó los valores más altos de BMHA y esporas de HMA. A diferencia del anterior, en el sitio 2 los arbustos tuvieron mayor cantidad de BMHA mientras que la mayor cantidad de esporas se observó en los interparches de suelo desnudo (Tabla 3.9).

Tabla 3.9: Caracterización microbiológica del suelo a partir de muestras compuestas (n=5) de los sectores de estudio (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) en ambos sitios de muestreo (S1: sitio 1, S2: sitio 2).

Sitio	Sector	Bacterias (N°/gr suelo)	Esporas (N°/100 gr suelo)
S1	EXP	$3,3 \times 10^4$	20
	ARB	$7,3 \times 10^4$	200
	INT	$2,9 \times 10^4$	150
S2	EXP	$1,16 \times 10^5$	30
	ARB	$2,8 \times 10^5$	100
	INT	2×10^5	240

3.4 DISCUSIÓN

En ambas comunidades de referencia domina *L. divaricata*. En S2, si bien se encontró presencia de *A. lampa*, no se encontró co-dominancia de esta especie tal como mencionan Movia *et al.* (1982), posiblemente debido a la diferencia de escala de los trabajos, ya que aquel es un estudio a escala regional, a diferencia del presente trabajo, realizado a una escala de mayor detalle. Sin embargo, se observaron diferencias en la composición de especies de ambos sitios, con especies propias del sitio 1 como *F. peckii*, *G. glutinosa*, *S. aphylla* y *H. argentea* y otras del sitio 2 como *A. lampa* y *R. patagonica*.

Los resultados del muestreo de vegetación revelan que no hubo diferencias en el porcentaje de cobertura vegetal estimado con la técnica de Daubenmire y el obtenido por medición directa con las transectas de Canfield considerando los datos de explanadas y comunidades de referencia. Sin embargo, la técnica de Daubenmire captó una mayor riqueza de especies. Esto se debe a que las observaciones se realizan sobre parcelas de $1/10 \text{ m}^2$ que incrementan la superficie de muestreo respecto de la transecta y por lo tanto se releva un mayor número de especies.

En ambos sitios la cobertura de vegetación en explanadas fue menor al 1%, significativamente menor que en la comunidad de referencia. Esto concuerda con lo descrito por otros autores en sitios degradados por la actividad hidrocarburífera. En Aguada Pichana Farinaccio y Pérez (2010) obtuvieron valores de cobertura vegetal menor al 1% en sitios degradados y abandonados (canteras de extracción de áridos) y entre 18 y 28% en las comunidades de referencia, valores similares o menores a los obtenidos en las del presente trabajo (21,09 y 36,98%). Estas diferencias pueden deberse a la heterogeneidad de ambientes del área de estudio debido a su topografía. La misma posee un marcado gradiente altitudinal que va desde los 800 msnm en el sector oeste dominado por una zona de mesetas con cañadones profundos (“Las Cárceles”) hasta 200 msnm en el fondo de los cañadones, en tanto que, el sector este de topografía plana, los valores medios son de 350 msnm (Bolognani *et al.*, 2011). En relevamientos de vegetación realizados en otras áreas del Monte Austral, se encontraron porcentajes de cobertura vegetal entre 0 y 3% en sitios escarificados con igual tiempo de abandono (0-4 años), los cuales no difirieron de zonas operativas en el momento del estudio, con cobertura menor al 1% (Castro *et al.*, 2013; Ciancio *et al.*, 2013). En cuanto a la similitud, Ratliff (1993) establece 4 niveles: baja de 0 a 0,25; moderada de 0,26 a 0,5; alta de 0,51 a 0,75 y muy alta mayor a 0,75. El índice de similitud de Sørensen cuantitativo (Sq) entre explanada y referencia fue de 0,12 para el sitio 1 y 0,19 para el sitio 2, lo que indica baja similitud entre ambos sectores (REF y EXP). Por otro lado, el índice de Jaccard fue de 0,15 para el sitio 1 y 0,33 para el sitio 2, lo que refleja baja y moderada similitud entre sectores. La diferencia entre estos dos índices se debe a que el de Jaccard es un índice binario que utiliza datos cualitativos de presencia/ausencia de especies, lo que da como resultado comparaciones con menor nivel de resolución (Krebs, 1999). En cambio, los índices cuantitativos, como el de Sørensen, utilizan mayor cantidad de datos, ya que contemplan la abundancia relativa de las especies (Greig-Smith, 1983). Un trabajo sobre indicadores ambientales realizado en ecosistemas áridos y semiáridos degradados por prácticas petroleras concluye que el índice de Jaccard genera sub o sobre estimaciones, por lo que no se recomienda su utilización, mientras que el índice de Sørensen cuantitativo resulta ser el método más pertinente y recomendable para evaluar locaciones petroleras. Este último, genera resultados realistas y muy precisos sin la necesidad de incorporar grandes cantidades de datos que implicarían mayor tiempo de muestro (Zuleta y Reichmann, 2013). Los valores obtenidos con índice de Sørensen resultan semejantes a los obtenidos por Zuleta *et al.* (2003), con un 20% de similitud en el caso de explanadas con menos de 10 años de abandono. Estos autores obtuvieron una similitud del 50% a los 25 años de abandono mientras que las explanadas más antiguas (35-40 años) se parecieron a sus controles en no más del 70 % y en ningún caso se alcanzó el 75% de similitud entre el sitio perturbado y su control. Estos

resultados demuestran que la recuperación de las explanadas es muy lenta después del abandono, por lo que implementar tareas de rehabilitación y/o restauración ecológica podría ayudar a disminuir los tiempos de recuperación. Además, los porcentajes de similitud alcanzados (<70%) podrían indicar que el proceso de recuperación natural daría lugar a un ecosistema distinto al que había originalmente (ecosistemas noveles) con diferente composición de especies y abundancias relativas (Hobbs *et al.*, 2006). Esto debido a que la perturbación no solo afectó la composición biótica del sitio, sino que también produjo cambios en los componentes abióticos (modificación de la composición del suelo, compactación, etc.) que condicionarían el desarrollo de las especies que se encontraban originalmente.

En la lluvia de semillas, tanto la abundancia de semillas, como la riqueza de especies, fue mayor en las comunidades de referencia que en las explanadas, mientras que no hubo diferencia en la abundancia de semillas entre sectores de la comunidad de referencia (ARB e INT). Esto último concuerda con lo descrito en ambientes áridos y semiáridos de Patagonia, donde no se encontraron diferencias en la lluvia de semillas en parches de vegetación y sitios de suelo desnudo (Aguiar y Sala, 1997; Kröpfel *et al.*, 2013; Leder *et al.*, 2015). Sin embargo, difiere de lo reportado en el Monte Austral por Bonvissuto (2006), quien menciona una mayor lluvia en interparches de suelo desnudo en comparación a sectores debajo de los arbustos. Esto puede deberse a que el trabajo de Bonvissuto se realizó para describir la lluvia de semillas de cuatro especies características del Monte (*Atriplex lampa*, *Elymus erianthus*, *Larrea divaricata* y *Stipa neaei*) y no abarcó el total de la lluvia de semillas en el lugar. Con respecto a la lluvia de semillas en sitios degradados, se encontró menor lluvia de semillas en sitios afectados por fuego y pastoreo en relación a sitios no degradados en el Monte (Leder *et al.*, 2015); sin embargo, no hay antecedentes bibliográficos sobre lluvia de semillas en sitios afectados por la actividad hidrocarburífera. En explanadas, la abundancia de semillas y la riqueza de especies de la lluvia de semillas fue menor que en ARB e INT. Esto podría deberse a la diferencia en la distancia que hay entre EXP e INT con la vegetación que actúa como fuente de semillas. Mientras que los interparches están rodeados de parches de vegetación, las explanadas representan superficies más extensas, donde sólo dos laterales están cercanos a la vegetación circundante, mientras que los otros dos y el centro de las mismas están más alejados. Las trampas fueron colocadas a 10 metros entre sí, a lo largo de dos líneas rectas alejadas 5 metros de los bordes de la explanada. Esto las ubica a una distancia aproximada de entre 10 y 20 metros de la vegetación circundante lo que pudo dificultar el arribo de semillas a las mismas. Además, el hecho que los vientos jueguen un papel importante en la dispersión secundaria de semillas en ecosistemas áridos (Reichman, 1984), podría explicar que las mismas no alcancen a depositarse en el suelo.

La colocación de trampas de caída de semillas suele ser una técnica recomendada para este tipo de ambientes ya que captan la dispersión secundaria (Aguilar y Sala, 1997). Las trampas se colocaron en la parte más profunda del escarificado, ya que los surcos están diseñados para captar sedimentos y semillas, sin embargo, los resultados muestran que los mismos no son eficientes para captar semillas, por lo que se refuerza lo concluido en otros trabajos que mencionan que el escarificado no es una técnica efectiva para promover la regeneración natural de las explanadas petroleras (Castro, 2012; Busso y Pérez, 2018; Pérez *et al.*, 2019c). Otra técnica propuesta para la restauración de explanadas es la construcción de enramados para generar montículos artificiales que mejoren las condiciones abióticas del suelo (humedad y temperatura) y favorecer la retención de semillas (Zuleta *et al.*, 2003); sin embargo, esta técnica por sí sola no sería efectiva en el área de estudio, ya que las semillas de especies perennes que podrían iniciar la recuperación natural no llegan a la explanada. La estacionalidad de la lluvia de semillas parece no seguir un patrón claro, aunque se observa un pico máximo en S2 en el mes de octubre, posiblemente con semillas remanentes de la fructificación anterior, ya que estuvo dominado por *L. divaricata* cuya dispersión en el área de estudio inicia a fines de enero y principios de febrero (observación personal en base a diferentes años de colecta de semillas). Otro pico se observa en S1 en diciembre coincidente con la dispersión de *M. aphylla* y dominado por esta especie.

En cuanto al banco de semillas germinables, el mismo estuvo dominado por hierbas y gramíneas anuales, mientras que las especies subarborescentes fueron muy escasas. Esto concuerda con lo reportado en otros estudios de banco de semillas en el Monte (Bertiller, 1998; Turuelo *et al.*, 2018). El método de emergencia de plántulas, empleado en estos estudios, es un enfoque muy práctico en estudios de regeneración donde el interés principal es la población de semillas viables (Lyaru, 1999). Sin embargo, es posible que esta técnica no detecte las semillas de especies que poseen requerimientos pregerminativos específicos (Baskin y Baskin, 1989; Gross, 1990), como ocurre en ecosistemas áridos. Este podría ser el motivo por el cual las semillas de las especies del género *Larrea* no fueron detectadas en el banco de semillas germinables del suelo a pesar de ser las más abundantes en la lluvia de semillas. Existen antecedentes que mencionan que estas especies poseen formas complejas de dormancia que limitan su germinación (Tadey y Souto, 2016). Además, las especies perennes de larga vida (arborescentes o subarborescentes) producen una menor cantidad de semillas y de mayor tamaño, que son más propensas a ser depredadas que las de las especies anuales (Bertiller, 1998), lo que explicaría la escasa cantidad de semillas germinables de especies perennes (arborescentes y subarborescentes) en el banco de semillas del suelo. Diferentes autores mencionan un banco de semillas más

abundante en parches de vegetación que en el suelo desnudo, donde los valores son considerablemente más bajos (Aguiar y Sala, 1997; Bertiller, 1998; Homberg, 2006; Turuelo *et al.*, 2016), mientras que otros encontraron que esta distribución varía dependiendo de la especie o grupo funcional (Fernandez *et al.*, 2002; Bonvissuto, 2006). En el presente trabajo no se observaron diferencias en la abundancia de semillas entre ARB e INT en ninguna de las fechas estudiadas tanto para S1 como para S2. Las diferencias con lo reportado por otros autores podrían deberse a la técnica empleada para cuantificar el banco, ya que no está claro si los métodos de muestreo utilizados son comparables (Gross, 1990). En cuanto a las explanadas, en el sitio 1 el banco de semillas fue igual en EXP que en ARB e INT, mientras que en el sitio 2 se observó mayor cantidad de semillas (dominado por especies anuales) en EXP para dos de las fechas de muestreo. Esto puede deberse al predominio de anuales en la composición de especies en EXP, por lo que las semillas presentes en el banco de semillas de las EXP serían producidas *in situ*. Además, la pedregosidad de la superficie en este sector podría retener las semillas evitando la dispersión por los fuertes vientos. Las semillas de las especies anuales suelen ser pequeñas, lo que facilitaría que sean retenidas en una superficie de mayor granulometría (Fernandez *et al.*, 2002). Homberg (2006), evaluó el banco de semillas en explanadas petroleras en el Monte Austral y encontró que el mismo era similar a los sitios de suelo desnudo de las comunidades de referencia, pero menor que debajo de arbustos, y estaba dominado por especies anuales. En ambientes disturbados por el trazado de gasoductos y de líneas de prospección sísmicas en el Monte Austral, el banco de semillas también estuvo dominado por especies anuales. Mientras que los gasoductos tenían un banco de semillas similar al de las comunidades de referencia, el de las líneas de prospección sísmicas fue menor (Turuelo *et al.*, 2018). Esto demuestra que el banco de semillas puede verse afectado de diferente manera dependiendo del tipo de disturbio, que en todos los casos se vio dominado por especies anuales y ausencia o escasa cantidad de semillas de especies perennes, lo que podría limitar la recuperación después de una perturbación.

Entre las variables edáficas analizadas, se observó que las que más aportan a diferenciar las explanadas, en comparación con las comunidades de referencia (ARB e INT) fueron: menor porcentaje de arena, de esporas de HMA, de riqueza de especies en la lluvia de semillas y de fósforo extractable y mayor resistencia a la penetración. Se considera que una resistencia a la penetración mayor a 2 MPa disminuye la producción vegetal, ya que dificulta el crecimiento de las raíces (Escobar *et al.*, 2013). En las explanadas, los valores de resistencia a la penetración (RP) fueron medios (0,1 – 2 MPa) en los primeros centímetros del suelo y alcanzaron valores altos (2 – 8 MPa) en el sitio 2 y muy altos (> 8 MPa) en el sitio 1, por lo que este factor podría

limitar la recuperación natural de las mismas. Ciancio (2016) analizó la resistencia a la penetración en explanadas operativas y con diferente tiempo de abandono (hasta 12 años) en el Monte Austral. Si bien no menciona la magnitud de la RP, reporta una mayor resistencia en las explanadas operativas que en explanadas escarificadas, mientras que no hay diferencias en la RP dependiendo del tiempo de abandono. Esto muestra que el escarificado realizado en el momento de abandono produce una descompactación inicial del suelo pero que la misma no se recupera por completo con el transcurso de los años.

En procesos de degradación se han desarrollado modelos para explicar la falta de recuperación de la cubierta vegetal, los cuales se basan en una retroalimentación positiva entre la cubierta vegetal y la tasa de infiltración de agua (Rietkerk y van de Koppel, 1997; van de Koppel *et al.*, 1997; van de Koppel *et al.*, 2002). Usualmente, la relación entre la compactación del suelo y la infiltración, ha sido subestimada en estos modelos (Castellano y Valone, 2007). Estos autores evaluaron la relación entre la compactación del suelo y la infiltración en ambientes áridos desertificados debido a sobrepastoreo y concluyeron que una reducción de la compactación del suelo conlleva un aumento de la tasa de infiltración de agua. El análisis en sitios con diferentes tiempos de exclusión del ganado sugiere que la compactación del suelo se recupera antes que la tasa de infiltración en un proceso de arriba hacia abajo ("*top-down process*"), que en ecosistemas áridos requiere de décadas de ciclos secos-húmedos y de frío-calor, después de la remoción de la fuente de compactación (Castellano y Valone, 2007). Según lo reportado en otros estudios de sitios sometidos a compactación en el Monte, con el nivel de compactación que poseen las explanadas, la capacidad del suelo para incorporar y almacenar el agua se vería severamente limitada (Kowaljow y Rostagno, 2008).

Los valores de conductividad hidráulica del suelo en los diferentes sectores, mostraron que los interparches de suelo desnudo tienen mayor conductividad (alta), mientras que la de las explanadas es similar a la de los arbustos (moderadamente alta). Diversos estudios demuestran una relación directa de la cobertura vegetal con la infiltración en ecosistemas áridos (Rostagno *et al.*, 1991; Rietkerk *et al.*, 2000; Thompson *et al.*, 2010; Chartier *et al.*, 2011). Sin embargo, en este caso, la mayor infiltración en interparches de suelo desnudo podría estar relacionada con la acumulación de arena en el suelo y a la identidad del arbusto que compone los parches. Debido a que en ambos sitios la especie dominante fue *L. divaricata*, se seleccionaron estos arbustos como representativos de los parches de vegetación. Si bien el porcentaje de arena fue mayor en arbustos, intermedio en interparches y menor en explanadas, la producción de una resina hidrofóbica por parte de las especies del género *Larrea* puede crear una película repelente al agua en la superficie del suelo que disminuye la capacidad de infiltración debajo del

canopeo (Adams *et al.*, 1970; Rhoades, 1977). Esto podría explicar la menor infiltración debajo de los arbustos de *L. divaricata* en comparación con los interparches de suelo desnudo. Los valores de conductividad hidráulica hallados en INT son similares a los reportados en interparches de suelo desnudo en otros ambientes áridos (Castellano y Valone, 2007). Mientras que, los valores de EXP y ARB son afines a los descriptos en ecosistemas áridos de Patagonia sometidos a pastoreo (Chartier *et al.*, 2011) y mayores a los de sitios afectados por compactación y erosión (Rostagno, 1989). Esto sugiere que la infiltración en explanadas no sería por sí solo un factor limitante para el restablecimiento de la vegetación; además, la elevada pedregosidad de las mismas (obs. pers. y Homberg, 2006) genera macroporos que favorecen la infiltración por sobre el escurrimiento del agua.

Tanto la infiltración como la resistencia a la penetración y las propiedades físico-químicas de las explanadas pueden diferir debido a que están sometidas al agregado de material alóctono y compactación, por lo tanto, las propiedades físico-químicas y la granulometría del material agregado podrían cambiar las propiedades del suelo. Asimismo, esto puede contribuir a diferencias en las propiedades edáficas entre EXP y ARB e INT, como las observadas para el contenido de materia orgánica, nitrógeno total y fósforo extractable, que fueron menores en EXP respecto de ARB e INT.

En cuanto a la composición microbiológica del suelo, la cantidad de bacterias mesófilas heterótrofas aerobias (BMHA) fue similar entre explanadas e interparches, mientras que se observa una mayor cantidad debajo de los arbustos. Esto puede deberse a que las raíces de las plantas les suministran sustancias orgánicas que les sirven de alimento y estimulan su reproducción y a características climáticas y del suelo (Sørensen, 1997; Berg y Smalla, 2009). La mayor cantidad de BMHA observada en el sitio 2 respecto al sitio 1 puede deberse a características microclimáticas de los sitios ya que la diferencia se observa en los tres sectores estudiados (EXP, ARB e INT). Por otro lado, la cantidad de esporas de HMA hallada en las explanadas se encuentra acorde a lo descrito en otros ambientes áridos y semiáridos degradados (Requena *et al.*, 1996; Ferrol *et al.*, 2004), mientras que la de la comunidad de referencia fue alta en comparación a lo reportado en este tipo de ambiente (Diallo *et al.*, 1999; Mohammad *et al.*, 2003; Álvarez *et al.*, 2015). Las diferencias halladas entre sectores pueden estar relacionadas al contenido de fósforo y de arena. Bajos contenidos de fósforo pueden restringir el desarrollo de micorrizas, lo cual se puede revertir con fertilizantes ricos en este elemento (Bolan *et al.*, 1984; Treseder y Allen 2002). El contenido de fósforo en las explanadas estuvo por debajo de 1 ppm, mientras que el de las comunidades de referencia fue variable entre sectores, de igual manera que el contenido de esporas, con una correlación entre variables

de $r = 0,77$. En cuanto al contenido de arena, la correlación con la cantidad de esporas en el suelo fue de $r = 0,76$ y existen antecedentes de una mayor cantidad de esporas y actividad de HMA en suelos con mayor contenido de arena (Chiu *et al.*, 2006; Carrenho *et al.*, 2007; Belay *et al.*, 2013). Esto puede deberse a que los suelos arenosos suelen ser más porosos, cálidos, secos y menos fértiles que los de textura más fina y estas condiciones tienen efectos directos e indirectos sobre los HMA (Sylvia y Williams, 1992). En las comunidades de referencia se observó acumulación de arena en sitios de suelo desnudo y debajo de los arbustos. Sin embargo, en las explanadas no se observaron depósitos de arena, a pesar de haber sido escarificadas. Se sabe que los HMA benefician el establecimiento de plantas al aumentar la resistencia al estrés ambiental, mejorar la adquisición de nutrientes de las plantas y mejorar la calidad del suelo (Schreiner *et al.*, 1997; Jeffries y Barea, 2012) por lo que la pérdida o disminución del potencial micorrízico en áreas degradadas puede limitar el restablecimiento de las plantas nativas (van der Heijden *et al.*, 1998; Requena *et al.*, 2001). El bajo número de esporas en las explanadas en comparación a la comunidad de referencia muestra el empobrecimiento del potencial micorrízico del suelo que ha sido degradado, por lo que debería evaluarse la posibilidad de incorporar inóculos de HMA o enriquecimiento del suelo con suelo autóctono en tareas de restauración.

3.5 CONCLUSIONES

La actividad hidrocarburífera, específicamente la construcción de explanadas, genera impactos tanto en la vegetación como en las propiedades edáficas. El presente estudio contribuyó a caracterizar diferentes factores bióticos y abióticos que limitan la recuperación natural de las explanadas petroleras abandonadas, lo cual es evidente por la baja cobertura vegetal que presentan transcurridos 5 años post escarificación del suelo y abandono.

La lluvia de semillas resultó uno de los factores bióticos limitantes más importantes, ya que presentó menor riqueza y abundancia de especies perennes (arbustivas y subarbustivas) en las explanadas, en comparación con la comunidad de referencia. Además, estas especies estuvieron poco representadas en el banco de semillas germinables, lo que podría indicar que las mismas poseen requerimientos pregerminativos que no permitieron su detección en el banco de semillas geminables del suelo.

Estos resultados muestran que la regeneración natural de la vegetación difícilmente ocurre en los tiempos estudiados y que se requiere de la aplicación de técnicas de rehabilitación y restauración ecológica. Una de ellas puede consistir en el enriquecimiento del suelo con semillas (siembra directa) para superar la limitante observada en la lluvia y banco de semillas, e iniciar



un proceso de regeneración natural asistida. Además, el agregado de suelo superficial (*top-soil*) puede contribuir a mejorar la microbiología del suelo, mediante el aporte de inóculos y/o microorganismos promotores del crecimiento vegetal, ya que en el suelo de las explanadas se observó menor cantidad de esporas de HMA y de bacterias en el suelo.

En cuanto a los factores abióticos, dado que la resistencia a la penetración en las explanadas presentó valores limitantes para el desarrollo de las raíces, se puede estimar que una descompactación del suelo puede ser efectiva tanto para la regeneración natural como asistida mediante siembra. La misma debería realizarse mediante surcos más profundos que los realizados por el escarificado o con hoyos puntuales en los sitios a intervenir, a fin de favorecer el enraizamiento y el acceso a mayor humedad de las plántulas que emerjan naturalmente o a partir de la siembra directa. La realización de surcos antes del periodo de dispersión, podría ayudar a captar mayor cantidad de semillas provenientes de la dispersión natural, las cuales estarían disponibles para germinar cuando las condiciones ambientales fueran propicias durante el otoño. Este tipo de intervención también favorecería la infiltración de agua del suelo, a pesar de que este aspecto no resultó entre los más limitantes. Las explanadas presentaron una infiltración moderadamente alta, pero la misma fue menor que la de los interparches de suelo desnudo, por lo que la combinación de una menor compactación y mayor infiltración son medidas tendientes a mejorar la humedad del suelo y favorecer el establecimiento de la vegetación.

Capítulo 4: Germinación de plantas nativas del Monte Austral: aportes para su aplicación en restauración ecológica

Publicación de resultados preliminares:

Rodríguez Araujo M.E., Pérez D.R. and Bonvissuto G.L. (2017). Seed germination of five *Prosopis* shrub species (Fabaceae-Mimosoideae) from the Monte and Patagonian Steppe of Argentina. *Journal of Arid Environments* 147: 159-162.

Rodríguez Araujo, M.E., C. Milano y D.R. Pérez. (2019). Germinación de *Ephedra ochreatea* Miers, arbusto de interés para la restauración productiva de ambientes áridos de argentina. *Agrociencia* 53(4): 617-629.

Presentación de resultados preliminares:

Rodríguez Araujo, M.E. y D.R. Pérez. 2015. Estado del conocimiento sobre germinación y conservación de especies de zonas áridas de Patagonia. IV Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica "Tomando decisiones para revertir la degradación ambiental". 12-16 de abril 2015. Buenos Aires. Argentina. Exposición Oral.

4.1 INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas áridos poseen una baja capacidad de recuperación natural frente a los disturbios severos (baja resiliencia), lo que conlleva a que el tiempo de regeneración sea de décadas o cientos de años (Webb *et al.*, 1983; Bainbridge, 2007; Abella, 2010). Existen diversas técnicas de restauración de ecosistemas degradados para recomponer la cobertura vegetal, entre las cuales, la siembra directa de especies nativas y la plantación de ejemplares de vivero son las de mayor uso a nivel mundial (Bean *et al.*, 2004). En ambos casos se requieren grandes cantidades de semillas que deben ser recolectadas en ecosistemas naturales (Broadhurst *et al.*, 2008; 2015; Merritt y Dixon, 2011). Entre los problemas que se presentan, uno es la alta variación interanual en la producción de semillas, lo que limita la capacidad de colecta (Hay y Probert, 2013). Además, en ambientes altamente fragmentados la recolección de semillas se puede ver dificultada debido a un número limitado de individuos en el sitio (Broadhurst *et al.*, 2015). Estas limitaciones para obtener semillas del ambiente natural, hacen indispensable que los profesionales de la restauración hagan un uso eficiente de las mismas para minimizar la pérdida del material de propagación (Merritt y Dixon, 2011).

Diversos factores contribuyen a un uso ineficiente de las semillas, tales como pérdida de viabilidad durante el proceso de colecta, limpieza y almacenamiento (Crawford *et al.*, 2007; Probert *et al.*, 2007; Merritt y Dixon, 2014) y falta de conocimiento de los mecanismos de latencia, lo que limita la germinación y consecuentemente el establecimiento a campo (Merritt *et al.*, 2007; Turner *et al.*, 2013; Merritt y Dixon, 2014). La latencia es un mecanismo innato de la semilla que evita la germinación a pesar de que las condiciones ambientales (humedad, temperatura, luz y gases) sean favorables para que ocurra (Bewley, 1997). La implicancia ecológica es que la latencia previene la germinación en periodos en los que la probabilidad de supervivencia y crecimiento de las plántulas es bajo (Fenner y Thompson, 2005). Por lo tanto, en la restauración ecológica se deben considerar los mecanismos de latencia y los tratamientos pregerminativos necesarios para eliminarla, ya sea para la producción de plantines en viveros o para la siembra directa. En este último caso, una de las razones más importantes por la cual las semillas no germinan, es porque son latentes (Baskin y Baskin, 2020). Estas semillas se pierden por predación o son removidas por el viento o el agua (de Falco *et al.*, 2012; Miller *et al.*, 2016), por lo que es conveniente planificar la siembra en función de las condiciones climáticas, con el fin de aprovechar las ventanas temporales ocasionales y generalmente cortas, con condiciones de humedad y temperatura adecuadas para el establecimiento mediante siembra directa (Burke, 2003; Carrick y Krüger, 2007; James *et al.*, 2013). En estas condiciones, la siembra de semillas previamente tratadas puede favorecer la germinación y por lo tanto el establecimiento.

Identificar los mecanismos de latencia específicos para cada especie permite aplicar técnicas adecuadas para eliminarla y consecuentemente aumentar la germinación (Turner *et al.*, 2013). Existen cinco clases principales de latencia: fisiológica, morfológica, morfofisiológica, física y combinada (Baskin y Baskin, 2004). Las semillas con latencia fisiológica son permeables al agua y poseen mecanismos fisiológicos de inhibición en el embrión, que evitan la emergencia de la radícula (Nikolaeva, 1977). En las semillas con latencia morfológica el embrión se encuentra diferenciado, pero está subdesarrollado y requiere un tiempo de crecimiento para alcanzar el tamaño adecuado y posteriormente germinar (Baskin y Baskin, 2004). La latencia morfofisiológica es una combinación de latencias fisiológica y morfológica por lo tanto se trata de semillas con embriones subdesarrollados con un componente de latencia fisiológica (Baskin y Baskin, 2004). La latencia física es causada por cubiertas o frutos impermeables al agua, lo que impide la imbibición de agua por parte de la semilla (Baskin y Baskin, 2014). Por último, la latencia combinada se trata de semillas con cubiertas impermeables que además poseen un embrión latente. En este tipo de semillas la germinación no ocurrirá hasta que no se eliminen los dos tipos de latencia (Baskin y Baskin, 2014).

Existen diversas técnicas para facilitar la pérdida de latencia de las semillas y aumentar su capacidad germinativa. La técnica a aplicar depende del tipo de latencia presente. Algunos ejemplos incluyen escarificación mecánica o química (para latencia física), calor húmedo o seco (latencia física o combinada) (Turner *et al.*, 2006; Cook *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2009; Paredes *et al.*, 2018), almacenamiento en condiciones cálidas y secas, estratificación fría o cálida (latencia fisiológica o morfofisiológica) (Hoyle *et al.*, 2008; Commander *et al.*, 2009a; Turner *et al.*, 2009), y el uso de estimulantes químicos (latencia fisiológica) (Ortega-Baes y Rojas-Aréchiga, 2007).

En ecosistemas áridos (desiertos cálidos, matorrales, estepas y desiertos fríos) un gran porcentaje de especies ($\geq 85\%$) poseen semillas con latencia al alcanzar la madurez. En estos ecosistemas, a excepción de la vegetación de matorrales (con igual representación de latencia física y fisiológica), la latencia fisiológica es la que se encuentra en mayores proporciones, seguida por latencia física. En desiertos fríos como los de la Patagonia, la proporción de estos tipos de latencia es de aproximadamente 85 y 10%, respectivamente. La cantidad de semillas con latencia morfofisiológica es menor al 5% mientras que las semillas sin latencia y los restantes tipos de latencia (morfológica y combinada) son poco comunes en desiertos fríos ($< 0,5\%$) (Baskin y Baskin, 2003). En Argentina los estudios de germinación que intentan hacer aportes a la práctica de restauración se han concentrado en especies arbóreas del centro y norte del país (Renison *et al.*, 2010; Valfré-Giorello *et al.*, 2012; Venier *et al.*, 2015; Marro *et al.*, 2017),

mientras que en el Monte Austral la información es incipiente (Masini *et al.*, 2014; 2015; 2016; Paredes *et al.*, 2018).

La presencia o ausencia de latencia o el tipo de latencia involucrado, pueden estar relacionados con rasgos funcionales de las semillas (Kos *et al.*, 2012). Si bien existe cierta ambigüedad en la relación entre el peso o el tamaño de la semilla con la presencia de latencia (Jurado y Flores, 2005), estos atributos han sido ampliamente incluidos en estudios ecológicos con el fin de comprender estrategias y predecir funciones ecológicas que podrían ser aplicables en la restauración ecológica o en la regeneración a partir de semillas (Saatkamp *et al.* 2018). Por ejemplo, en arboles de bosques subtropicales se encontró que el peso de las semillas está relacionado con la estrategia de respuesta frente al disturbio y en consecuencia con las tendencias sucesionales de las especies. De esta manera el peso de las semillas es menor en especies pioneras y aumenta en las especies de etapas sucesionales tardías (Souza *et al.*, 2014). Esto puede deberse a que las semillas livianas son producidas de manera abundante, presentan pocas reservas para nutrir a la plántula y corresponden a especies de rápido crecimiento que colonizan lugares desprovistos de vegetación. Por el contrario, las especies con semillas pesadas, cuyas reservas son capaces de sostener a las plántulas en situaciones de escasez de recursos, corresponden a especies de bajo crecimiento que suelen desarrollarse a la sombra o en sitios provistos de vegetación (Grime, 1974; Westoby *et al.*, 1992). En ecosistemas áridos, esta relación entre rasgos funcionales, latencia y estrategia frente al disturbio, no está bien comprendida y esta información podría ser utilidad para identificar las especies más apropiadas para la restauración ecológica de estos ambientes (Abella, 2010).

En este contexto se busca evaluar el efecto de diferentes tratamientos pregerminativos en especies arbustivas y subarbustivas nativas del Monte Austral, con la finalidad de favorecer su germinación y, analizar la relación entre el peso de las semillas con los porcentajes de germinación alcanzados, el tipo de latencia de las especies estudiadas y los grupos ecológicos en función a la respuesta frente al disturbio, como aporte a la restauración ecológica.

Objetivos

- 1- Evaluar el efecto de tratamientos pregerminativos en la germinación de diferentes especies de interés para la restauración.
- 2- Documentar el proceso de germinación de las especies estudiadas.
- 3- Determinar los tratamientos más efectivos para las especies estudiadas a fin de optimizar su uso en restauración ecológica.

- 
- 4- Determinar si existe una relación entre el peso de las semillas, el tipo de latencia, la estrategia ecológica frente al disturbio y el porcentaje de germinación de las especies estudiadas.

Hipótesis

- 1- La germinación de las especies estudiadas será mayor, más rápida y homogénea luego aplicar tratamientos pregerminativos debido a la eliminación de mecanismos de latencia.
- 2- El peso de las semillas será diferente entre especies de etapas sucesionales tempranas y tardías debido a diferentes estrategias en el aprovechamiento de recursos.
- 3- El peso de las semillas será diferente dependiendo del tipo de latencia.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron semillas de 16 especies arbustivas y subarbustivas, correspondientes a 8 familias, entre noviembre de 2010 y enero de 2013 en el yacimiento Aguada Pichana y cercanías, a una distancia no mayor de 50 km de los sitios de estudio (Tabla 4.1, Figura 4.1). Para la obtención de las semillas se siguieron los protocolos establecidos para restauración ecológica que incluyen recolectar al menos 30 ejemplares por especie, seleccionar individuos adultos y sanos, no recolectar más del 20% de las semillas maduras y sanas disponibles en el momento de la colecta y respetar los ecotipos locales (Mortlock, 2000; Bainbridge, 2007; Ulian *et al.*, 2008)

Las semillas se limpiaron manualmente para eliminar impurezas y fueron almacenadas en el “Banco del Árido”, banco de germoplasma de plantas nativas de ecosistemas áridos y semiáridos de la provincia de Neuquén (Rodríguez Araujo *et al.*, 2015), hasta que se llevaron a cabo los ensayos de germinación (entre mayo y agosto de 2013).

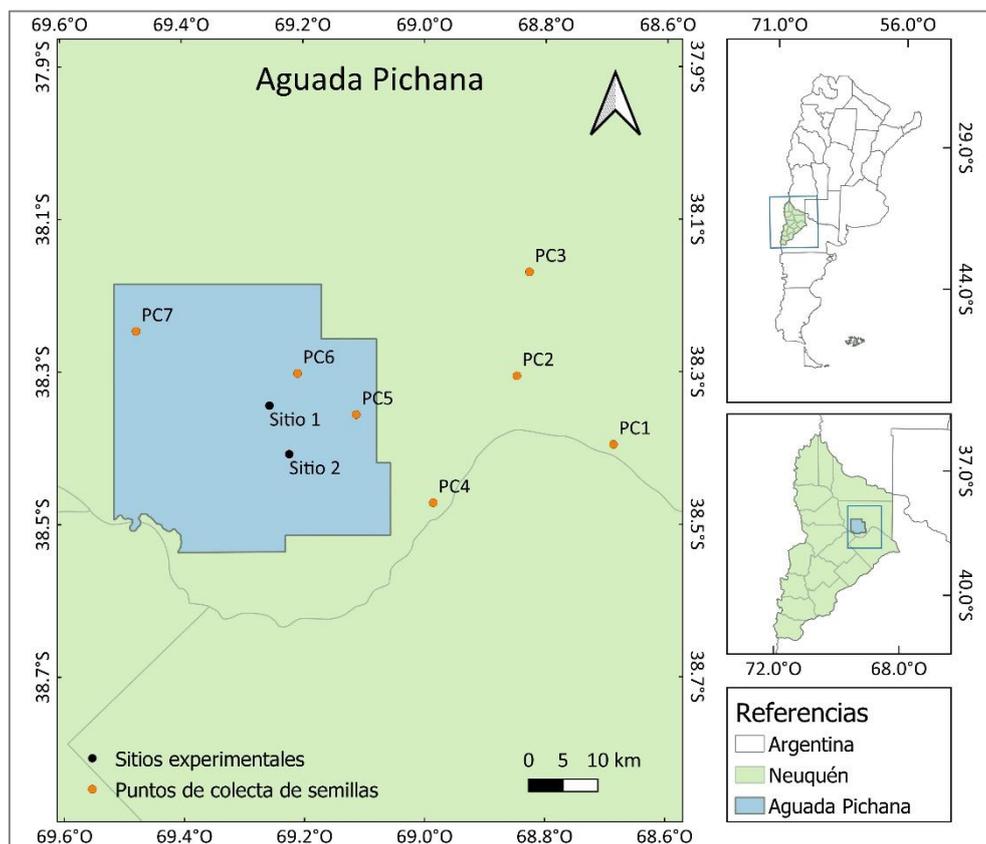


Figura 4.1: Ubicación de los sitios de estudio (Sitio 1 y Sitio 2) y los puntos de colecta de semillas. Especies recolectadas en cada punto: PC1: *Senecio subulatus*, PC2: *Bougainvillea spinosa*, *Ephedra ochreatea*, *Neosparton aphyllum* y *Senecio filaginoides*, PC3: *Atriplex undulata*, PC4: *Atriplex lampa* y *Larrea nítida*, PC5: *Hyalis argentea*, *Larrea cuneifolia*, *Larrea divaricata*, *Parkinsonia praecox*, *Prosopis flexuosa* var. *depressa* y *Senna aphylla*, PC6: *Grindelia chilensis*, PC7: *Monttea aphylla*. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

Tabla 4.1: Detalle de las especies recolectadas según hábito, familia, fecha y sitio de colecta de semillas.

Especie	Hábito*	Familia	Fecha de colecta	Sitio de colecta
<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) D. Dietr.	A	Chenopodiaceae	06/12/2011	PC4
<i>Atriplex undulata</i> (Moq.) D. Dietr.	A	Chenopodiaceae	11/08/2010	PC3
<i>Bougainvillea spinosa</i> (Cav.) Heimerl	A	Nyctaginaceae	26/11/2010	PC2
<i>Ephedra ochreatea</i> Miers	A	Ephedraceae	05/12/2012	PC2
<i>Grindelia chiloensis</i> (Cornel.) Cabrera	SA	Asteraceae	02/12/2011	PC6
<i>Hyalis argentea</i> D. Don ex Hook. & Arn.	SA	Asteraceae	14/01/2011	PC5
<i>Larrea cuneifolia</i> Cav.	A	Zygophyllaceae	24/01/2013	PC5
<i>Larrea divaricata</i> Cav.	A	Zygophyllaceae	24/01/2013	PC5
<i>Larrea nitida</i> Cav.	A	Zygophyllaceae	04/07/2012	PC4
<i>Monttea aphylla</i> (Miers) Grisebach	A	Scrophularaceae	14/01/2013	PC7
<i>Neosparton aphyllum</i> (Gill. et Hook) Kuntze	A	Verbeneceae	14/12/2012	PC2
<i>Parkinsonia praecox</i> (Ruiz & Pav. ex Hook.) Hawkins	A	Fabaceae	29/12/2010	PC5
<i>Prosopis flexuosa</i> var. <i>depressa</i> D.C.	A	Fabaceae	24/01/2013	PC5
<i>Senna aphylla</i> (Cav.) H.S. Irwin & Barneby	SA	Fabaceae	27/12/2012	PC5
<i>Senecio filaginoides</i> var. <i>filaginoides</i> D.C.	A	Asteraceae	26/11/2010	PC2
<i>Senecio subulatus</i> var. <i>subulatus</i> Don. ex Hook. et Arn.	A	Asteraceae	26/11/2010	PC1

* A: Arbusto. SA: subarbusto

Tratamientos pregerminativos y diseño experimental de los ensayos de germinación

La germinación de las especies recolectadas se evaluó bajo un diseño completamente aleatorizado con cuatro tratamientos pregerminativos y un grupo control (C), cada uno con tres repeticiones de 30 semillas tomadas al azar. Los tratamientos aplicados fueron: escarificación química durante 5 y 45 minutos (EQ5 y EQ45) y frío-húmedo durante 7 y 30 días (FH7 y FH30). por ser efectivos para semillas con latencia física y fisiológica respectivamente, los tipos de latencia predominantes en estos ambientes (Baskin y Baskin, 1998; 2003; 2004). Debido a que la germinación de *Parkinsonia praecox* y *Senna aphylla* ya había sido evaluada con los mismos tratamientos pregerminativos, bajo el mismo diseño experimental y con semillas procedentes de sitios cercanos al área de estudio, estas especies fueron excluidas del ensayo de germinación (Paredes, 2013; Paredes *et al.*, 2018).

Para la escarificación química se sumergieron las semillas en ácido sulfúrico (pureza 95-98%, Laboratorios Cicarelli® Figura 4.2B), removiendo periódicamente para que el ácido llegara a

todas las semillas por igual. Luego se colaron y enjuagaron con agua corriente para cortar el efecto del ácido en el tiempo estipulado. Una vez enjuagadas, se dejaron en remojo el tiempo necesario para conseguir un medio neutro, chequeándolo con tiras reactivas de pH. Posteriormente se dispusieron sobre papel absorbente hasta secarlas.

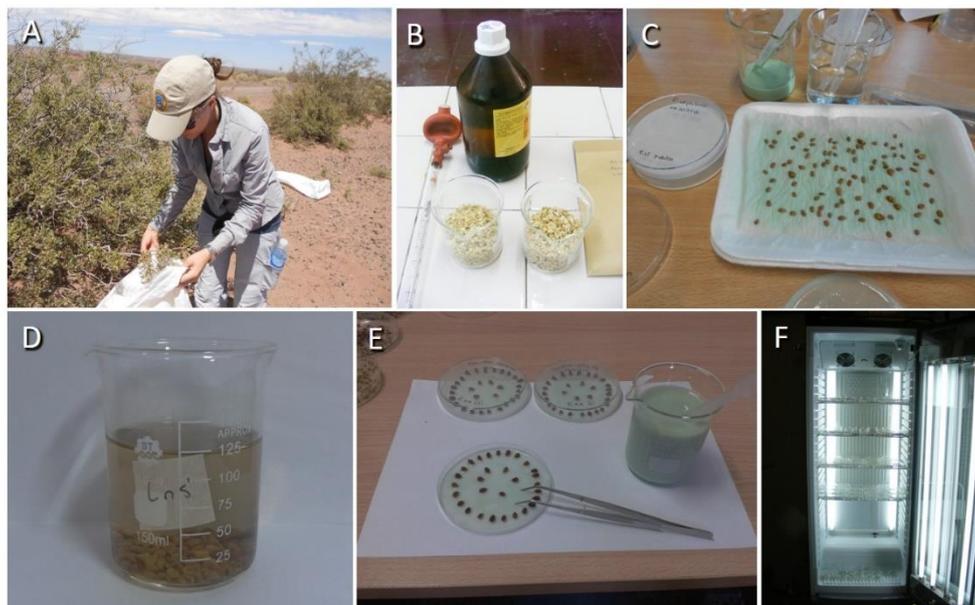


Figura 4.2: A- Colecta de semillas. B- Escarificación química. C- Tratamiento frío-húmedo. D- Remojo. E: Preparación del ensayo de germinación en placas de Petri. F- Ensayo en cámara de germinación en proceso.

El tratamiento frío-húmedo se realizó en una bandeja de poliestireno expandido con algodón y papel secante humedecidos con agua y una solución fungicida (polvo mojable Bordeles marca GRHESA®, con oxiclورو de cobre como sustancia activa y en la dilución indicada por el fabricante). Las semillas se distribuyeron en la superficie y se las cubrió con una segunda capa de papel y algodón humedecidos (Figura 4.2C). Por último, se tapó con una bandeja y se llevó a heladera a 4°C durante el tiempo correspondiente a cada tratamiento.

Una vez efectuados los tratamientos pregerminativos, las semillas se colocaron en cajas de Petri, sobre un disco de papel de filtro humedecido (Figura 4.2E). Luego se llevaron a una cámara de germinación con temperatura mínima de $10^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 12 hs en oscuridad y temperatura máxima de $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ durante 12 hs correspondientes al periodo de luz (Figura 4.2F). Estas características representan las condiciones en las que se encontrarían las semillas durante la germinación de otoño en el Monte Austral (Páez *et al.*, 2005; Bonvissuto, 2006). El recuento de semillas germinadas se realizó cada dos días durante 42 días. La variable evaluada fue el número de semillas germinadas en cada caja de Petri y se utilizó como criterio de germinación la emergencia de la radícula.

Se definieron a priori cuatro niveles de germinación esperados: bajo <30%, medio 30-60%, alto 60-80% y muy alto >80%. Para las especies cuya germinación fue baja o nula se aplicaron cuatro tratamientos adicionales: remojo durante 3 y 8 días (RE3 y RE8) y hervor durante 3 y 5 minutos (HE3 y HE5) (Figura 4.2D).

Estrategia ecológica frente al disturbio y su relación con la germinación

Para evaluar si existe una asociación entre rasgos funcionales de las semillas y germinación dependiendo del grupo ecológico, para cada especie se calculó el peso de 100 semillas a partir de tres réplicas de 100 semillas elegidas al azar. Se utilizó una balanza marca OHAUS Traveler® modelo TA 302, con una sensibilidad de 0,01 g. Se evaluaron el peso de las semillas y la máxima germinación alcanzada en los ensayos, en función al grupo ecológico según su respuesta frente al disturbio (pioneras, versátiles y climácicas). Se utilizó la clasificación propuesta por González (no publicado) a partir de un análisis en sitios degradados y comunidades de referencia realizado en el área de estudio, siguiendo la metodología de Abella (2010).

Análisis estadístico

Se calculó el porcentaje de germinación (PG) de cada especie para cada tratamiento. Para determinar grupos de especies con similar respuesta a los tratamientos pregerminativos se realizó un análisis de correspondencia con las especies cuya germinación fue mayor al 30%, debido a que este porcentaje se consideró adecuado para usos potenciales en restauración ecológica. Se evaluó la relación entre especies y tratamientos pregerminativos mediante el análisis de tablas de contingencia Chi cuadrado. Posteriormente, se analizaron los PG para cada especie a fin de evaluar si el efecto de los tratamientos fue significativo. Los PG de las especies *S. filaginoides* y *S. subulatus* se analizaron mediante ANOVA, ya que los datos cumplieron con los supuestos de normalidad (Prueba de Shapiro-Wilks modificada) y homogeneidad de la varianza (Prueba de Levene). A posteriori se realizó el test de Tukey de comparaciones múltiples. Para las demás especies, que no cumplieron los supuestos mencionados, los datos se analizaron con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y se realizaron comparaciones de a pares. En los casos en los que no hubo diferencias significativas en los PG entre tratamientos, adicionalmente se calculó el tiempo medio de germinación (TMG). El TMG indica el número promedio de días que tarda una única semilla en germinar y se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

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

Donde f_i : es el número de días transcurridos desde el inicio de la prueba de germinación y x_i : es el número de semillas que germinaron dentro de intervalos de tiempo consecutivos.

Los TMG se analizaron mediante ANOVA y el test de Tukey.

Peso de las semillas y su relación con la germinación, tipo de latencia y estrategia ecológica frente al disturbio

Para evaluar el peso de las semillas y la germinación en función al grupo ecológico según su respuesta frente al disturbio, se utilizaron las especies cuya germinación fue diferente a 0% en al menos uno de los tratamientos y se incluyeron dos especies de las cuales se recolectaron semillas en el desarrollo de la presente investigación, y cuya germinación fue publicada por Paredes *et al.*, 2018 con semillas de la misma área de estudio, bajo el mismo diseño experimental. La especie *A. undulata* no fue incluida en el análisis por no contar con información acerca de su respuesta frente al disturbio. Tanto el peso como la germinación se analizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse el supuesto de normalidad de los datos y se realizaron comparaciones de a pares. Las especies del género *Larrea* se excluyeron del análisis del peso de las semillas según el tipo de latencia ya que no se pudo determinar el tipo de latencia que poseen. Este análisis se realizó mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis y se realizaron comparaciones de a pares. Posteriormente se evaluó la correlación entre el peso de las semillas, como atributo funcional de las especies, y la germinación mediante el coeficiente no paramétrico de correlación de Spearman.

Todos los análisis se realizaron con el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) con un nivel de significancia del 0,05.

4.3 RESULTADOS

De las 14 especies estudiadas cinco presentaron germinación menor al 30%. *Larrea nitida* y *Monttea aphylla* no germinaron mediante los tratamientos aplicados (PG=0%). *Larrea cuneifolia*, *L. divaricata* y *Neosparton aphyllum* tuvieron porcentajes de germinación bajos (PG≤20%). En el caso de *L. cuneifolia* y *L. divaricata* se observan diferencias significativas en los porcentajes de germinación, dependiendo del tratamiento, siendo RE3 el que produce la mayor germinación (PG=20% y PG cercano a 9%, respectivamente). Para *N. aphyllum* ningún tratamiento produjo un aumento significativo de la germinación respecto al control (Tabla 4.2). Para estas cinco especies la germinación fue nula con los tratamientos de hervor 3 y 5 minutos, por lo cual no se incluyen los resultados en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2: Germinación de las especies con bajo porcentaje de germinación (<30%) según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días, FH30: frío húmedo durante 30 días, RE3: remojo durante 3 días y RE8: remojo durante 8 días). Los datos representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común, para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Especie	C	EQ5	EQ45	FH7	FH30	RE3	RE8
<i>L. cuneifolia</i>	0 ^a	2,22 ± 1,92 ^{ab}	10,00 ± 6,67 ^{bc}	3,33 ± 3,33 ^{abc}	2,22 ± 1,92 ^{ab}	20,00 ± 0 ^c	13,33 ± 0 ^{bc}
<i>L. divaricata</i>	1,11 ± 1,92 ^{ab}	2,22 ± 1,92 ^{abc}	4,44 ± 1,92 ^{bc}	1,11 ± 1,92 ^{ab}	1,11 ± 1,92 ^{ab}	8,89 ± 3,85 ^c	0 ^a
<i>L. nitida</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. aphylla</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. aphyllum</i>	0 ^a	0 ^a	1,11 ± 1,92 ^a	0 ^a	5,56 ± 6,94 ^a	1,11 ± 1,92 ^a	1,11 ± 1,92 ^a

El análisis de correspondencia con las especies con germinación mayor al 30% (media, alta y muy alta) permitió definir 3 grupos (Figura 4.3):

- Grupo 1: especies asociadas a una mayor germinación en el control y tratamiento frío húmedo durante 7 y 30 días (*Atriplex lampa*, *Bougainvillea spinosa*, *Ephedra ochreatea* y *Hyalis argentea*).
- Grupo 2: especies cuya germinación aumenta con los tratamientos de escarificación química durante 5 y 45 minutos (*Atriplex undulata*, *Grindelia chiloensis* y *Prosopis flexuosa*).
- Grupo 3: especies cuya germinación es mayor sólo con el tratamiento de escarificación química durante 5 minutos (*Senecio filaginoides* y *Senecio subulatus*).

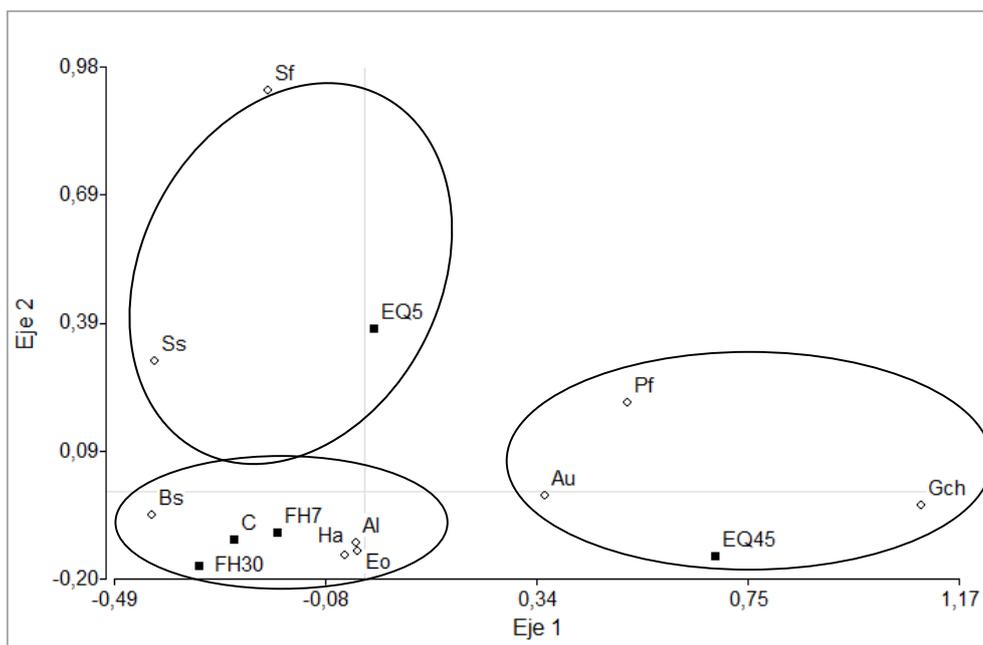


Figura 4.3: Grupos de especies en función a la correspondencia con cada tratamiento pregerminativo. Los círculos blancos representan las especies (Al: *Atriplex lampa*; Au: *Atriplex undulata*; Bs: *Bougainvillea spinosa*; Eo: *Ephedra ochreatea*; Gch: *Grindelia chiloensis*; Ha: *Hyalis argentea*; Pf: *Prosopis flexuosa*; Sf: *Senecio filaginoides*; Ss: *Senecio subulatus*) y los cuadrados negros los tratamientos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días).

Análisis del Grupo 1

El análisis de los porcentajes de germinación de las especies del Grupo 1 mostró que no hubo diferencias significativas en los PG, dependiendo del tratamiento, para las especies *A. lampa* ($p=0,1228$), *E. ochreata* ($p=0,1960$) y *H. argentea* ($p=0,1087$). En el caso de *B. spinosa* se observó una menor germinación con EQ45 ($p=0,0100$) mientras que con los demás tratamientos se obtuvieron PG muy altos sin diferencias entre ellos (Tabla 4.3). Al realizar las curvas de germinación de estas especies en función del tiempo (Figura 4.4), se puede observar que si bien no hay diferencias en el PG al final del ensayo, los tiempos de germinación son diferentes dependiendo del tratamiento. Además, es notable que en FH30 las especies *A. lampa* y *B. spinosa* parten de un PG inicial que luego se mantiene constante, es decir que el total de las semillas con potencial de germinar estaban germinadas a los 30 días del tratamiento frío húmedo. En el caso de *E. ochreata* y *H. argentea* también hubo germinación a los 30 días del tratamiento frío húmedo. Esta situación no es favorable para su uso en restauración ecológica mediante siembra directa, ya que durante el proceso de siembra se puede dañar la radícula. Por este motivo no se incluyó el tratamiento FH30 en el cálculo y análisis del tiempo medio de germinación (TMG). El análisis del tiempo medio de germinación muestra menor TMG para las cuatro especies estudiadas con el tratamiento FH7 (Figura 4.5).

Tabla 4.3: Germinación de las especies del Grupo 1 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentaje representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Especie	C	EQ5	EQ45	FH7	FH30
<i>A. lampa</i>	38,89 ± 1,92 ^a	48,89 ± 8,39 ^a	46,67 ± 0 ^a	42,22 ± 9,62 ^a	53,33 ± 0 ^a
<i>B. spinosa</i>	100,00 ± 0 ^a	94,44 ± 5,09 ^a	17,78 ± 1,92 ^b	100,00 ± 0 ^a	100,00 ± 0 ^a
<i>E. ochreata</i>	95,56 ± 1,92 ^a	95,56 ± 1,92 ^a	97,78 ± 3,85 ^a	98,89 ± 1,92 ^a	94,44 ± 1,92 ^a
<i>H. argentea</i>	98,89 ± 1,92 ^a	94,44 ± 1,92 ^a	95,56 ± 3,85 ^a	100,00 ± 0 ^a	98,89 ± 1,92 ^a

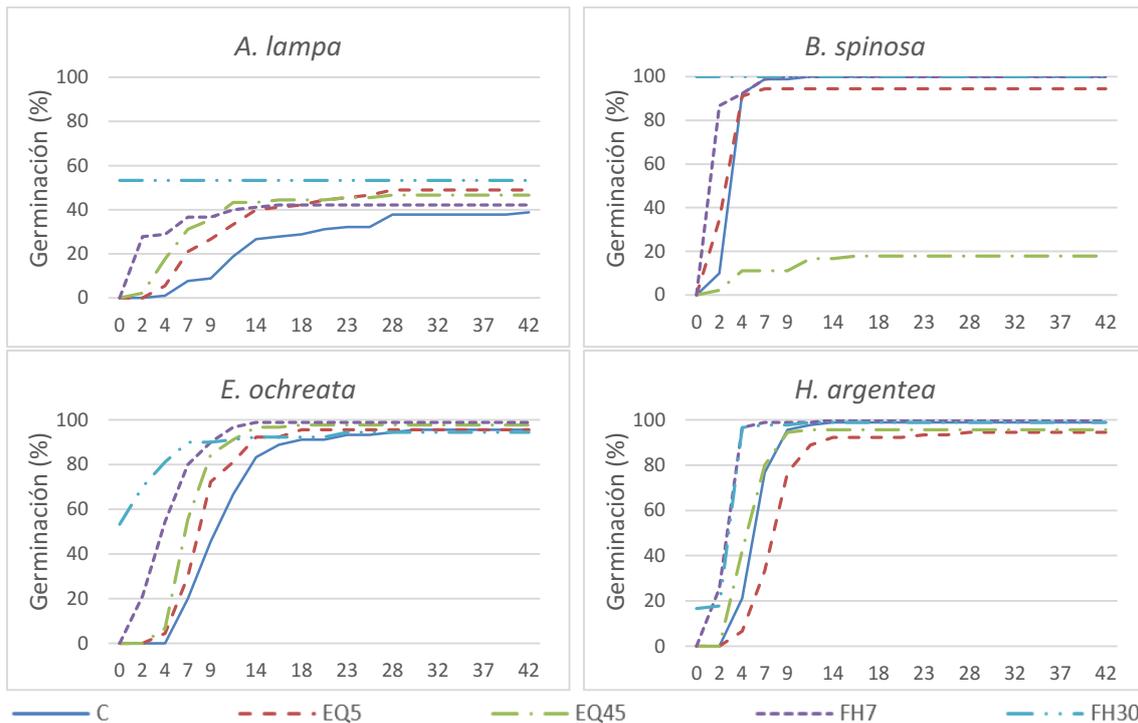


Figura 4.4: Porcentajes de germinación en función del tiempo para las especies del Grupo 1 (*A. lampa*, *B. spinosa*, *E. ochreata* y *H. argentea*) bajo diferentes tratamientos pregerminativos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días).

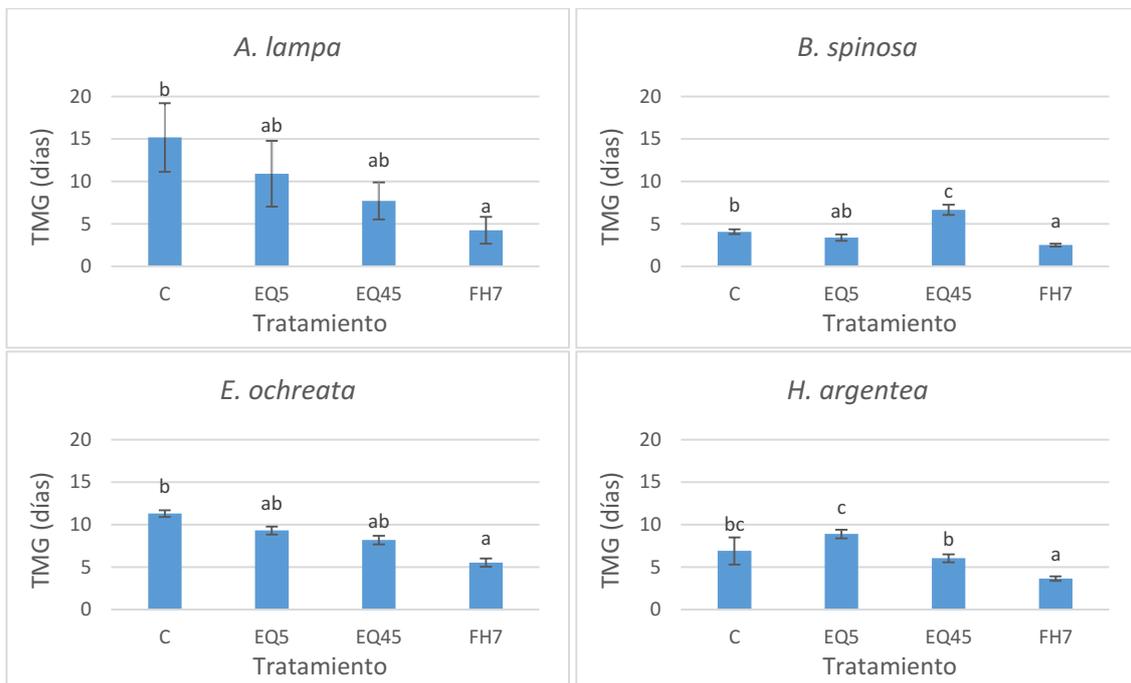


Figura 4.5: Tiempo medio de germinación (días) para las especies Grupo 1 (*A. lampa*, *B. spinosa*, *E. ochreata* y *H. argentea*) bajo diferentes tratamientos pregerminativos (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días). Los valores representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas por tratamiento. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

Análisis del Grupo 2

Para las especies del Grupo 2 el análisis de los PG mostró que tanto EQ5 y EQ45 produjeron un aumento significativo en la germinación de *A. undulata* ($p=0,0488$) y *P. flexuosa* ($p=0,0324$) respecto a los demás tratamientos, mientras que para *G. chilensis* la germinación fue significativamente mayor con EQ45 ($p=0,0219$) (Tabla 4.4). Cabe mencionar que, en el caso de *P. flexuosa*, aunque no hubo diferencias significativas entre EQ5 y EQ45, en EQ5 la radícula tendió a aparecer primero, mientras que en EQ45 los cotiledones tendieron a aparecer primero.

Tabla 4.4: Germinación de las especies del Grupo 2 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentajes representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Especie	C	EQ5	EQ45	FH7	FH30
<i>A. undulata</i>	37,78 ± 6,94 ^{ab}	46,67 ± 3,33 ^b	60,00 ± 17,32 ^b	40 ± 8,82 ^{ab}	5,56 ± 1,92 ^a
<i>G. chilensis</i>	1,11 ± 1,92 ^a	22,22 ± 10,72 ^{ab}	51,11 ± 13,88 ^b	10,00 ± 12,02 ^{ab}	1,11 ± 1,92 ^a
<i>P. flexuosa</i>	28,89 ± 5,09 ^a	98,89 ± 1,92 ^b	98,89 ± 1,92 ^b	25,56 ± 16,78 ^a	23,33 ± 20,28 ^a

Análisis del Grupo 3

En relación al Grupo 3, en estas especies no se evaluó EQ45 debido a que el tiempo prolongado de exposición al ácido dañó las semillas. El análisis de los PG de *S. filaginoides* y *S. subulatus* con los demás tratamientos reveló una mayor germinación con EQ5 para las dos especies ($p<0,0001$ y $p=0,0002$ respectivamente) (Tabla 4.5).

Tabla 4.5: Germinación de las especies del Grupo 3 según tratamiento (C: control, EQ5: escarificación química durante 5 minutos, EQ45: escarificación química durante 45 minutos, FH7: frío húmedo durante 7 días y FH30: frío húmedo durante 30 días). Los valores expresados como porcentajes representan el promedio y el desvío estándar de 3 réplicas de 30 semillas. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Especie	C	EQ5	EQ45	FH7	FH30
<i>S. filaginoides</i>	4,44 ± 5,09 ^a	52,22 ± 6,94 ^b	-	13,33 ± 3,33 ^a	8,89 ± 1,92 ^a
<i>S. subulatus</i>	54,44 ± 8,39 ^a	77,78 ± 5,09 ^b	-	38,89 ± 5,09 ^a	33,33 ± 8,82 ^a

Peso de las semillas y su relación con la germinación, tipo de latencia y estrategia ecológica frente al disturbio

De las 13 especies utilizadas en los análisis (11 evaluadas en el presente estudio y dos con datos de germinación publicados por Paredes *et al.*, 2018), dos fueron clasificadas como pioneras, dos como versátiles y ocho como climácicas (González, no publicado). Las especies que no poseen clasificación en el grupo ecológico o tipo de latencia no fueron incluidas en los respectivos análisis (Tabla 4.6).

Tabla 4.6: Clasificación de especies en grupos ecológicos según la respuesta a los disturbios. Extraído de González (no publicado) siguiendo la metodología propuesta por Abella (2010). Peso de 100 semillas (media \pm desvío estándar, n=3), máxima germinación alcanzada (media \pm desvío estándar, n=3) y tipo de latencia por especie.

Especie	Grupo ecológico	Peso de 100 semillas (gr)	Máxima germinación (%)	Tipo de latencia
<i>Grindelia chilensis</i>	Pionera	0,34 \pm 0,01	51,11 \pm 13,88	Física
<i>Senecio subulatus</i>	Pionera	0,09 \pm 0,01	77,78 \pm 5,09	Fisiológica
<i>Larrea divaricata</i>	Versátil	0,45 \pm 0,02	8,89 \pm 3,85	-
<i>Senecio filaginoides</i>	Versátil	0,10 \pm 0,01	52,22 \pm 6,94	Fisiológica
<i>Atriplex lampa</i>	Climáxica	0,31 \pm 0,01	48,89 \pm 8,39	Fisiológica
<i>Atriplex undulata</i>	-	0,10 \pm 0,03	60,00 \pm 17,32	Fisiológica
<i>Bougainvillea spinosa</i>	Climáxica	2,74 \pm 0,02	100,00 \pm 0,00	Sin Latencia
<i>Ephedra ochreatea</i>	Climáxica	1,95 \pm 0,03	95,56 \pm 1,92	Sin Latencia
<i>Hyalis argentea</i>	Climáxica	2,76 \pm 0,05	98,89 \pm 1,92	Sin Latencia
<i>Larrea cuneifolia</i>	Climáxica	0,33 \pm 0,01	20,00 \pm 0,00	-
<i>Parkinsonia praecox</i> ¹	Climáxica	6,30 \pm 0,05	82,22 \pm 0,58	Física
<i>Proposis flexuosa</i> var. <i>depressa</i>	Climáxica	3,98 \pm 0,05	98,89 \pm 1,92	Física
<i>Senna aphylla</i> ¹	Climáxica	0,99 \pm 0,02	100,00 \pm 0,00	Física

¹ Valores de germinación extraídos de Paredes *et al.* (2018) con material proveniente de la misma área de estudio y bajo el mismo diseño experimental.

El peso de las semillas difirió dependiendo del tipo de latencia ($p < 0,0001$). Las semillas sin latencia y con latencia física presentaron semillas más pesadas, mientras que las semillas con latencia fisiológica fueron las de menor peso (Figura 4.6). El análisis del peso de las semillas en función al grupo ecológico reveló que las especies consideradas climáxicas poseen semillas de mayor peso que las especies versátiles y pioneras, estas últimas sin diferencias entre sí ($p = 0,0010$; Figura 4.7). En cuanto a la germinación, la misma fue mayor para las especies climáxicas ($80,56 \pm 5,46\%$), menor para las versátiles ($30,56 \pm 9,90\%$) e intermedia para las pioneras ($64,45 \pm 7,08\%$) ($p = 0,0022$; Figura 4.8).

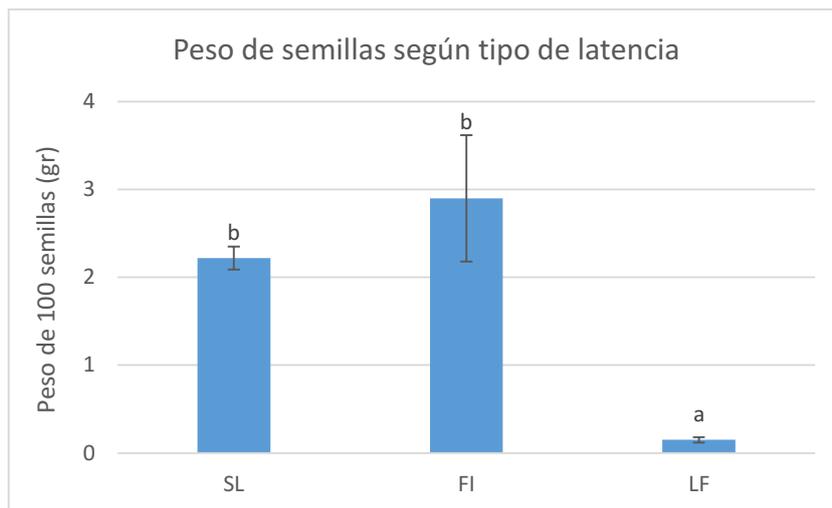


Figura 4.6: Peso de 100 semillas (media \pm error estándar) según tipo de latencia (SL: sin latencia, FI: latencia física, LF: latencia fisiológica), para 11 especies nativas del Monte Austral. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

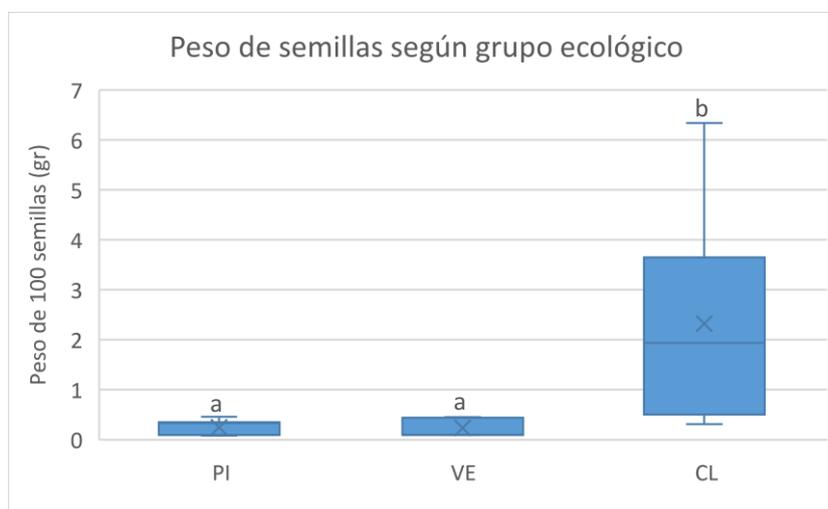


Figura 4.7: Peso de semillas (gr/100 semillas) por grupos ecológicos según su respuesta frente al disturbio, para 12 especies nativas del Monte Austral. Grupos ecológicos propuestos por González (no publicado) según el criterio de Abella (2010). PI: pioneras, VE: versátiles, CL: climácicas. Grupos con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

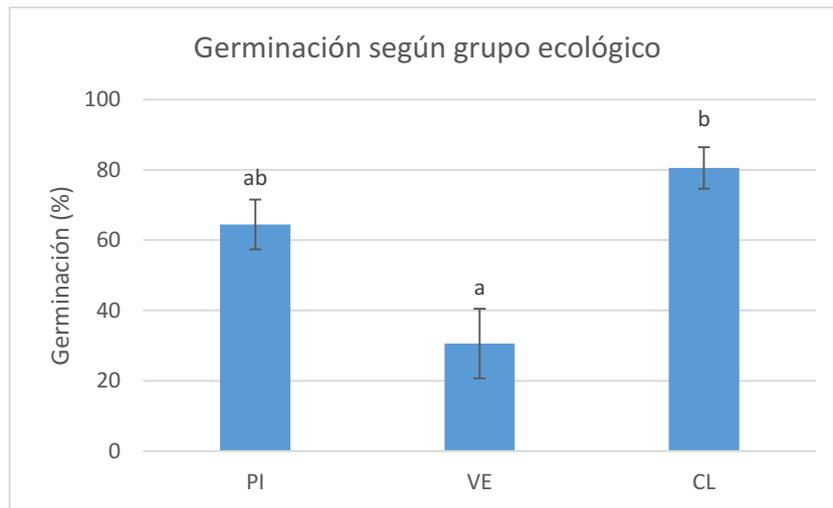


Figura 4.8: Germinación (media \pm error estándar) por grupos ecológicos según su respuesta frente al disturbio, para 12 especies nativas del Monte Austral. Grupos ecológicos propuestos por González (no publicado) según el criterio de Abella (2010). PI: pioneras, VE: versátiles, CL: climácicas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

El análisis de correlación de Spearman entre el peso de las semillas y su germinación mostró que existe una relación positiva moderada y que la misma es estadísticamente significativa ($r=0,59$; $p < 0,0001$) (Figura 4.9).

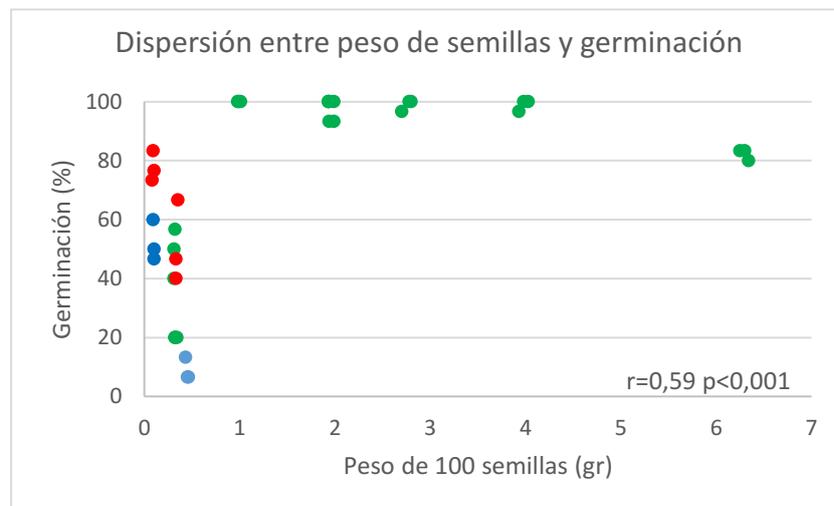


Figura 4.9: Gráfico de dispersión e índice de correlación de Spearman entre el peso de 100 semillas (gr) y la germinación (%) para 12 especies nativas del Monte Austral. Clasificación de las especies según grupo ecológico: ● pioneras, ● versátiles, ● climácicas.

4.4 DISCUSIÓN

Entre las 14 especies estudiadas *Larrea nítida* y *Monttea aphylla* no germinaron mediante los tratamientos aplicados, mientras que *L. cuneifolia*, *L. divaricata* y *N. aphyllum* tuvieron porcentajes de germinación bajos (<30%). Con respecto a estas especies no se cuenta con publicaciones sobre el tipo de latencia o se ha mencionado la dificultad de su germinación (Peter

et al., 2016; Tadey y Souto, 2016).. Los estudios de germinación realizados con *L. cuneifolia* y *L. divaricata* reportan bajos porcentajes de germinación (<20%) sin tratamientos (Tadey y Souto, 2016) e incluso aplicando tratamientos pregerminativos (Bonvissuto y Busso, 2007; Jaureguiberry y Diaz, 2015). La bibliografía indica que otra especie de género *Larrea*, con distribución en desiertos de Estados Unidos (*L. tridentata*), posee latencia fisiológica (Barbour, 1968; Baskin y Baskin, 2014). Los resultados de Barbour (1968) para esta especie muestran mayor germinación mediante el lavado de los mericarpios, ciclos de humedad y secado, exposición a temperaturas bajas y oscuridad, entre otras. Estos resultados pueden ser de utilidad en la evaluación de tratamientos efectivos para las especies del Monte en el futuro. En cuanto a *M. aphylla* no se cuenta con información respecto al tipo de latencia o forma de propagación. Tadey y Souto (2016) mencionan que el poder germinativo de *M. aphylla* se ve afectado por el nivel de pastoreo al que están sometidas las plantas madres. Las semillas recolectadas en ambientes con pastoreo leve tuvieron una germinación del 20% sin tratamiento previo mientras que la germinación fue de 10% para semillas provenientes de ambientes con pastoreo intenso. En el área de estudio se encuentran diversos puestos de cría de ganado caprino y en menor medida ovino, bovino y equino (Pérez *et al.*, 2010) por lo que esta actividad podría estar afectando el poder germinativo de las semillas de *M. aphylla*. La falta de conocimiento respecto al tipo de latencia también se presenta para *N. aphyllum*, especie sobre la cual no existen trabajos que evalúen su reproducción. Un estudio realizado sobre la especie del mismo género, *N. darwinii* endémica de ambientes costeros de la provincia de Buenos Aires, menciona que una alta proporción de sus frutos son atacados por brúquidos y que los porcentajes de germinación son muy bajos (<5%) en aquellas semillas que no han sido parasitadas (Zalba y Nebbia, 1999).

Especies del Grupo 1

Atriplex lampa, pertenece a un grupo de especies denominadas “arbustos halófilos” los cuales son de gran importancia forrajera en ambientes áridos y semiáridos del mundo (Goodall, 1982). Por este motivo han sido ampliamente estudiadas para rehabilitación ecológica, cultivo y estabilización de suelos severamente degradados. Las semillas se caracterizan por presentar formas complejas de latencia y los requerimientos pregerminativos difieren entre especies (Meyer, 2008). Antecedentes sobre *A. lampa* indican alta germinación (>80%) mediante la remoción de brácteas debido a la presencia de inhibidores químicos (Bonvissuto y Busso, 2007). Beider (2012) menciona que el lavado de las semillas seguido de una estratificación fría aumenta el poder germinativo, mientras que localmente se usa solo lavado para su propagación a gran escala (Pérez *et al.*, 2019a). Esto concuerda con Baskin y Baskin (2014) quienes mencionan que

en especies de *Atriplex* de desiertos y semidesiertos predomina el tipo de latencia fisiológica. Los resultados obtenidos muestran que no hubo diferencia significativa en la germinación dependiendo del tratamiento, sin embargo, el menor tiempo medio de germinación se observó con el tratamiento frío-húmedo. Es posible que realizar un lavado previo al tratamiento frío aumente los porcentajes de germinación de esta especie. El género *Bougainvillea* posee una amplia distribución en el mundo (Abarca-Vargas y Petricevich, 2018). Sin embargo, los estudios sobre su germinación corresponden a especies de selvas tropicales y no se cuenta con antecedentes de germinación de *Bougainvillea* en ecosistemas desérticos (Baskin y Baskin, 2014). En este trabajo se reportan los primeros resultados de germinación de *B. spinosa* en condiciones controladas con porcentajes de germinación muy altos (94-100%) para todos los tratamientos con la excepción de EQ45. El tiempo prolongado de exposición al ácido pudo haber dañado las semillas, ya que al finalizar el tratamiento se observaron daños en la superficie de las mismas. El único antecedente con esta especie menciona porcentajes de germinación entre 40 y 60% sin tratamiento previo, en sustratos de vivero (Beider, 2012). Estos valores se encuentran por debajo de lo obtenido en semillas sin tratamiento (100%) en el presente trabajo. En cuanto al género *Ephedra*, Baskin y Baskin (2014) mencionan la presencia de latencia fisiológica y la necesidad de aplicar tratamientos de estratificación fría. Si bien los resultados muestran que el tratamiento frío-húmedo no produce diferencias en la germinación respecto a los demás tratamientos, el período de almacenamiento a bajas temperaturas (4°C) pudo haber propiciado la germinación. La alternancia de temperaturas (10-20°C) utilizadas en el trabajo parecen ser óptimas para *E. ochreatea* ya que se alcanzaron porcentajes de germinación muy altos (>90%). Esto coincide con lo reportado por Young *et al.* (1977) para la especie norteamericana *E. viridis* cuyo óptimo de germinación ocurre con alternancia de temperaturas frías y cálidas. Resultados similares se observaron para *H. argentea* (porcentajes de germinación muy altos con todos los tratamientos). Camina *et al.* (2013) reportaron para esta especie altos porcentajes de germinación (cerca del 80%) con temperatura constante de 25°C en oscuridad o fotoperiodo corto (6 hs de luz), mientras que el fotoperiodo largo (18 hs de luz) disminuyó significativamente la germinación. Los resultados expuestos en el presente trabajo muestran que la alternancia de temperaturas y un fotoperiodo de 12 hs de luz y 12 hs oscuridad producen porcentajes de germinación muy altos. Los altos porcentajes de germinación reportados en ambos casos, bajo diferentes condiciones de incubación, pueden deberse a que la germinación de *H. argentea* ocurre en un amplio rango de condiciones ambientales o a que los requerimientos varían dependiendo de la procedencia de las semillas, ya que en el presente estudio se trabajó con semillas provenientes del Monte Austral, mientras que Camina *et al.* (2013) trabajaron con material proveniente del Espinal. En la especie *E. ochreatea*, con distribución en el Monte Austral,

también se han reportado diferencias en la germinación dependiendo de la procedencia, lo que evidencia la presencia de ecotipos localmente adaptados (Rodríguez Araujo *et al.*, 2019).

Las cuatro especies del grupo 1 (*A. lampa*, *B. spinosa*, *E. ochreatea* y *H. argentea*) presentaron germinación durante los 30 días del tratamiento frío-húmedo y tuvieron menor tiempo medio de germinación con el tratamiento FH7, lo que muestra la capacidad de estas especies para germinar a bajas temperaturas y en oscuridad. Usualmente la germinación ocurre durante la estación con mayor disponibilidad de agua (Bell *et al.*, 1993; Bell, 1999), y la temperatura óptima de germinación coincide con este periodo (Commander *et al.*, 2009b). En el Monte Austral Neuquino las precipitaciones máximas ocurren durante invierno y primavera (Busso y Bonvissuto, 2009), lo que explicaría los altos porcentajes de germinación a bajas temperaturas y el menor tiempo de germinación de las semillas sometidas al tratamiento frío-húmedo durante 7 días.

Especies del Grupo 2

Entre las especies del grupo 2, *Atriplex undulata* pertenece a un género que, como se mencionó anteriormente, posee gran variabilidad en cuanto a los requerimientos germinativos. Esta especie tuvo mayor germinación mediante escarificación química durante 5 minutos, a diferencia de *A. lampa* en la que no hubo efecto del tratamiento sobre la germinación. Esto podría deberse a diferencias en las brácteas de ambas especies ya que estas estructuras pueden controlar la germinación de las semillas en el género *Atriplex* (Osmond *et al.*, 1980). La inhibición de la germinación inducida por las brácteas puede ocurrir por medio de diversos mecanismos: inhibición mecánica, estrés osmótico, efectos específicos de iones, efectos negativos de las sustancias reguladoras del crecimiento, la producción de compuestos alelopáticos e influir en los requerimientos de luz (Beadle, 1952; Koller, 1957; Cresswell y Grime, 1981; Giusti y Grau, 1983; Aiazzi y Argüello, 1992). Entre las dos especies estudiadas las brácteas difieren en su morfología. En *A. lampa* las brácteas que recubren las semillas son membranáceas unidas en la base, mientras en *A. undulata* son coriáceas soldadas entre sí en la región basal y el tercio inferior de los bordes laterales (Giusti, 1984; Gandullo *et al.*, 2004). Se requieren estudios más profundos para determinar si este factor es clave en la germinación o si existen otras diferencias en la composición de las brácteas de *A. lampa* y *A. undulata*.

En el caso de *G. chilensis* los antecedentes son ambiguos ya que algunos autores mencionan carencia de latencia (Beider, 2012) mientras que otros reportan alta viabilidad y dormición, pero alta germinación mediante estratificación a bajas temperaturas y lavado (Insausti *et al.*, 1998). Existen antecedentes de que el almacenamiento de las semillas disminuye la viabilidad y puede

inducir latencia secundaria (Insausti *et al.*, 1998). Beider (com. pers.) ha obtenido niveles medios de germinación (40-70%) con semillas recolectadas recientemente, mientras que aquellas almacenadas durante 2 o 3 años poseen germinación baja o nula. En el presente trabajo se alcanzaron niveles medios de germinación mediante escarificación química durante 45 min, mientras que en el control y los demás tratamientos la germinación fue baja. Las semillas tuvieron un tiempo de almacenamiento a bajas temperaturas (4°C), lo que pudo haber afectado la germinación al inducir una latencia secundaria que se elimina mediante la escarificación química. Otra especie del mismo género, *G. ventanensis*, posee mayor germinación con semillas sembradas inmediatamente después de la colecta en comparación con aquellas que estuvieron almacenadas durante 9 meses, aunque los datos no son concluyentes si se debe a una disminución en la viabilidad o a una latencia inducida (Negrin y Zalba, 2008).

A diferencia de las especies del Grupo 2 descritas, *Prosopis flexuosa* pertenece a la familia de las fabáceas las cuales se caracterizan por tener latencia física debido a tegumentos impermeables (Baskin y Baskin, 2014). En el género *Prosopis* la escarificación mecánica es el tratamiento más ampliamente utilizado (Catalán y Macchiavelli, 1991; Ortega Baes *et al.*, 2002), aunque también se ha empleado escarificación química (Peláez *et al.*, 1992; Pentreath *et al.*, 2005; Zeberio y Calabrese, 2013). Para *P. flexuosa* existen antecedentes con escarificación mecánica, sin embargo, los resultados son altamente variables, con valores entre 100% (Catalán y Macchiavelli, 1991; Cony y Trione, 1996) y 40% (Vilela y Ravetta, 2001). Por el contrario, los porcentajes de germinación obtenidos mediante escarificación química durante 5 min fueron muy altos y homogéneos. Estas diferencias entre técnicas pueden deberse a que la técnica manual difiere dependiendo de quien la realice (Rodríguez Araujo, obs. pers.) pudiendo dañar las semillas si se escarifica demasiado, mientras que la escarificación química depende del tiempo de exposición, por lo que es importante hallar el tiempo óptimo para cada especie. Para otras fabáceas de la región, *Parkinsonia praecox* y *Senna aphylla*, 5 minutos de escarificación química no son suficientes para promover la germinación y requieren de 45 minutos de escarificación química para la obtención de porcentajes altos (Paredes *et al.*, 2018). En este caso se dan resultados similares con EQ5 y EQ45, aunque el desarrollo fue mejor en el tratamiento de 5 minutos, ya que la radícula emergió primero.

Especies del Grupo 3

En el grupo 3 se encuentran las dos especies del género *Senecio*. Tanto *S. filaginoides* como *S. subulatus* tuvieron alta germinación con escarificación química durante 5 minutos, mientras que los demás tratamientos no tuvieron diferencias respecto al control. Baskin y Baskin (2014)

mencionan latencia fisiológica en especies del género *Senecio* distribuidas en diversos ambientes, siendo las especies de hábito herbáceo las más estudiadas. Trabajos regionales mencionan carencia de latencia en semillas de *S. filaginoides* (Beider, 2012) y *S. subulatus* (Peter *et al.*, 2014; Masini *et al.*, 2016). En el caso de *S. subulatus* se observa un porcentaje de germinación medio (30-60%) en grupo control, lo que podría indicar ausencia de latencia, aunque la escarificación favorece la germinación. Sin embargo *S. filaginoides* presentó porcentajes de germinación bajos tanto en el grupo control como en los tratamientos fríos húmedos y una germinación alta con escarificación química durante 5 minutos, por lo que no se puede concluir ausencia de latencia en las semillas. Beider (2012) menciona gran variabilidad en la germinación de esta especie entre poblaciones y entre semillas colectadas en diferentes años para una misma población, por lo que podría ampliarse el estudio con semillas de diferentes años de colecta, para determinar si se mantiene la tendencia observada en este estudio. Las semillas de ambas especies cuentan con una estructura de dispersión denominada pappus; la remoción del pappus durante la escarificación podría explicar el aumento de la germinación en ambas especies. Esto se ha observado en otra Asterácea, *Aster umbellatus*, en la que el pappus tiene el papel fundamental de facilitar la dispersión, pero tiene un efecto negativo en la germinación, aunque el estudio no es concluyente respecto a los mecanismos que afectan la germinación (Chmielewski, 1999).

Clasificación de las especies en función al tipo de latencia

Del total de 14 especies estudiadas, en cinco de las mismas (*L. cuneifolia*, *L. divaricata*, *L. nitida*, *M. aphylla* y *N. aphyllum*) no se pudo mejorar el porcentaje de germinación con los tratamientos aplicados, posiblemente debido a la presencia en ellas de formas complejas de dormancia y/o remanentes de estructuras de frutos que no se eliminan con los tratamientos aplicados. Tres especies (*P. flexuosa*, *A. undulata* y *G. chiloensis*) tuvieron alta germinación mediante escarificación química por lo que podrían asociarse a cierta impermeabilidad o dureza del tegumento, típico de la latencia física. Sin embargo, el escarificado químico, que removió las brácteas que recubren las semillas de *A. undulata*, pudo haber eliminado las sustancias inhibitoras que contienen, como ha sido descrito para esta especie (Beider, 2012), lo que se trataría de latencia fisiológica. En cuanto a las tres especies que germinaron sin tratamiento (*B. spinosa*, *E. ochreata* y *H. argentea*), podría tratarse de especies sin latencia, aunque se recomienda evaluar lotes de semillas recién extraídos de las plantas para descartar que hubiera ocurrido una maduración poscosecha durante el periodo de almacenamiento. Por otro lado, las Asteráceas suelen presentar ausencia total de dormición o dormición fisiológica leve (Baskin y Baskin, 1998). En este último caso la germinación puede promoverse mediante escarificación ya

que las estructuras que cubren el embrión pueden restringir la emergencia de la radícula debido a su bajo potencial de crecimiento o poder de empuje del embrión (Baskin y Baskin, 2004; 2014). Esto explicaría los resultados obtenidos en las dos especies de *Senecio* (*S. filaginoides* y *S. subulatus*). Finalmente, el tipo de latencia de *A. lampa*, caracterizada por presencia de inhibidores químicos, se clasifica como latencia fisiológica (Baskin y Baskin, 2004). En el presente trabajo, en el grupo de especies estudiadas, se observa una mayor proporción de latencia fisiológica seguido por latencia física, tal como se describe para desiertos fríos (Baskin y Baskin, 2014).

Peso de las semillas y su relación con el tipo de latencia, la estrategia ecológica frente al disturbio y el porcentaje de germinación

Existen antecedentes de estudios entre la relación entre el peso de las semillas y el tipo de latencia que han mostrado ambigüedad en sus resultados (Jurado y Flores, 2005). Por ejemplo, algunos estudios mencionan que, en ambientes húmedos de Inglaterra, la presencia de mecanismos de latencia se asocia a semillas de bajo peso (Grime *et al.*, 1981), mientras que en ecosistemas semiáridos de Australia se reporta que no hay diferencia en el peso de las semillas con o sin latencia (Leishman y Westoby, 1994). Estas diferencias pueden deberse a que tanto la proporción de especies con latencia y los tipos de latencia varían entre diferentes biomas (Baskin y Baskin, 2003) y en estos estudios no se consideró el tipo de latencia involucrado, sino que se evaluó presencia o ausencia de latencia. La presente investigación muestra que las especies con latencia física o sin latencia presentan semillas de mayor tamaño, mientras que en las especies con latencia fisiológica las semillas son más livianas. Esto concuerda con lo reportado por Kos *et al.* (2012), quienes mencionan igual comportamiento del peso de las semillas en función del tipo de latencia en especies de ambientes áridos de Sudáfrica. Si bien en la presente investigación se trabajó con un número de especies reducido y acotado al área de estudio, muestran una tendencia que debería evaluarse con una mayor cantidad de especies nativas del Monte Austral. De esta manera, el peso de las semillas podría contribuir a orientar la exploración de tratamientos pregerminativos en especies de las cuales se desconoce el mecanismo de latencia.

En cuanto al peso de las semillas y el grupo ecológico, se observó que las especies climáticas poseen semillas más pesadas mientras que las consideradas versátiles y pioneras tienen semillas más livianas. Una tendencia similar se observó entre especies pioneras y climáticas del bosque Atlántico en un estudio en el cual se evaluaron diferentes atributos funcionales de las plantas y las semillas en relación con la estrategia de historia de vida, siendo el peso de las semillas uno de los dos atributos que mostraron una relación significativa (Medina *et al.*, 2019). Esto está

relacionado con el aprovechamiento de los recursos por parte de las especies con distinta estrategia de vida. Las especies pioneras destinan los recursos a producir una mayor cantidad de semillas de menor peso con pocas reservas para nutrir a la plántula, por lo que se trata de especies de rápido crecimiento que colonizan lugares desprovistos de vegetación (Grime, 1974). En cambio, las especies climáticas producen una menor cantidad de semillas de mayor peso cuyas reservas son capaces de sostener a las plántulas en situaciones de escasez de recursos, y corresponden a especies con bajas tasas de crecimiento (Westoby *et al.*, 1992). Si bien se ha mencionado que las especies con semillas pesadas poseen mayores tasas de supervivencia durante el establecimiento, la misma no es suficiente para contrarrestar el mayor número de semillas pequeñas que se pueden producir para un determinado esfuerzo reproductivo, lo que les confiere a las especies pioneras una ventaja frente a los disturbios (Coomes y Grubb, 2003; Moles y Westoby, 2004). Entre estos dos extremos de la sucesión se encuentran las especies versátiles, aquellas que se encuentran en etapas sucesionales avanzadas, pero que además poseen la capacidad de colonizar o se ven poco afectadas por los disturbios (Abella, 2010). En este sentido, el bajo peso de las semillas es una característica que comparten con las pioneras y lo que les otorgaría la capacidad de colonizar.

En cuanto al porcentaje de germinación se encontró que el mismo es mayor en especies climáticas, menor en versátiles e intermedio en pioneras, una tendencia similar a la observada en el peso de las semillas. Esto se reflejó en el índice de correlación entre el peso de las semillas y el porcentaje de germinación, el cual mostró una relación positiva moderada pero significativa ($r=0,59$; $p<0,0001$). Los antecedentes en relación al peso de las semillas y la germinación no presentan una tendencia clara, ya que se ha observado tanto mayor como menor germinación en relación a un mayor tamaño de las semillas (Bu *et al.*, 2007). Debido al limitado número de especies evaluado en esta investigación, es conveniente ampliar la cantidad de especies estudiadas para corroborar si esta tendencia se mantiene. Especies con la combinación de una mayor germinación y semillas de mayor peso serían una alternativa prometedora para la restauración ecológica, ya que generalmente las semillas más grandes se convierten en plántulas más grandes y que son potencialmente más capaces de resistir la falta de recursos (luz o nutrientes) o los diversos riesgos que enfrentan (períodos de sequía, daño parcial, etc.) (Coomes y Grubb, 2003).

4.5 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican que para nueve de las 14 especies estudiadas los tratamientos pregerminativos aumentaron los porcentajes de germinación y/o la misma fue más rápida y homogénea. Esto permitió propagarlas con porcentajes de germinación entre medios, altos y muy altos (predominantemente entre 50 y 100%) y tiene aplicación directa en la restauración ecológica ya que permite un uso más eficiente de las semillas, tanto en siembras directas como en viveros, mediante la aplicación de los tratamientos pregerminativos adecuados. Las especies del **Grupo 1** (*A. lampa*, *B. spinosa*, *E. ochreatea* y *H. argentea*) tienen la ventaja particular de germinar en gran proporción sin tratamiento y por lo tanto se pueden utilizar como punto de partida en la restauración. Las semillas producidas por ejemplares de estas especies establecidos a campo (a partir de plantines de vivero o de siembra directa), pueden actuar como fuente de propágulos, favorecer la regeneración natural y originar condiciones para el establecimiento de plántulas. Además, las especies del Grupo 1 tienen especial aptitud para la restauración a gran escala ya que, con altos porcentajes de germinación a bajas temperaturas, podrían establecerse a campo mediante la siembra directa en la época de mayores precipitaciones (invernal). Las especies de los **Grupos 2 y 3** pueden ser utilizadas con objetivos puntuales como: restauración productiva con *G. chilensis* por su producción de resinas con potencial uso industrial y *P. flexuosa* para la elaboración de productos forestales, medicinales, comestibles y sustancias para teñir, como para refugio de fauna (*S. filaginoides* y *S. subulatus*) o para mejorar las condiciones del suelo (*A. undulata* y *P. flexuosa*) ya que su propagación requiere de tratamientos más complejos.

El análisis de las relaciones entre el peso de las semillas, el tipo de latencia, la estrategia ecológica frente al disturbio y los porcentajes de germinación muestra que este rasgo funcional se relaciona significativamente con las tres variables mencionadas. En el área de estudio, ésta es una primera aproximación en la relación de atributos funcionales de las semillas con las características relacionadas con la regeneración natural (como la capacidad para colonizar sitios degradados) y que podría ser de utilidad en la restauración ecológica.

Capítulo 5: Siembra directa de especies nativas para la rehabilitación ecológica de explanadas hidrocarburíferas en el Monte Austral

Presentación de resultados preliminares:

Rodríguez Araujo M.E. y D.R. Pérez. (2018) Rehabilitación ecológica de zonas áridas severamente degradadas por la actividad petrolera mediante la siembra directa de especies nativas. Neuquén (Argentina). IV Congreso Colombiano de Restauración Ecológica. I Simposio Internacional Amazónico de Restauración Ecológica. 30 de julio - 3 de agosto. Florencia, Colombia. Presentación de poster.

Rodríguez Araujo M.E. (2017). Evaluación de la siembra directa en el Monte Austral: buscando reducir los costos de la restauración ecológica. Simposio "Bioeconomía, la Patagonia que viene". 14 - 15 de diciembre. Villa Regina, Rio Negro. Exposición oral.

5.1 INTRODUCCIÓN

Diversos organismos mundiales han señalado la necesidad de restaurar millones de hectáreas de tierras degradadas (IUCN, 2011; CBD, 2012; WRI, 2014; UNEA, 2019), lo que ha llevado a que en numerosos artículos científicos se aborde la temática del aumento de escala o “*scaling up*” en la restauración de ecosistemas (Aronson y Alexander, 2013; Murcia *et al.*, 2016; Meli *et al.*, 2017). En este contexto, la restauración basada en semillas ha tomado impulso en las últimas décadas, lo que se manifiesta en la conformación de redes internacionales de trabajo, como la “*International Network for Seed Restoration*” (Merritt y Dixon, 2011; Broadhurst *et al.*, 2016) y en particular, en zonas áridas, al desarrollo de líneas de trabajo que se orientan tanto hacia aspectos básicos de la germinación, como a la “cadena de suministro de semillas” y aplicación de siembras a campo (Erickson y Halford, 2020; Kildisheva *et al.*, 2020; Pedrini y Dixon, 2020; Shaw *et al.*, 2020).

No obstante, un meta-análisis realizado en ecosistemas de bosque encontró que la probabilidad de éxito de la siembra directa (medida como el establecimiento de plantas) es muy baja, levemente mayor que 10% (Ceccon *et al.*, 2015). Asimismo, en estudios realizados en ecosistemas áridos se asegura que esta técnica rara vez es efectiva (Bainbridge, 2007; Abella *et al.*, 2012; de Falco *et al.*, 2012; Commander *et al.*, 2013); y que puede tener buenos resultados y conducir al establecimiento de plantas, en años con precipitaciones superiores al promedio, o cuando se aplican riegos complementarios (Bainbridge *et al.*, 1995; Grantz *et al.*, 1998), lo que implica una dependencia de las condiciones climáticas o costos adicionales para solventar el riego. Sin embargo, otros autores reivindican la necesidad de continuar las investigaciones y uso de la siembra directa en zonas áridas (Kildisheva *et al.*, 2016), ya que plantean que el éxito de la siembra en estos ambientes debe medirse no sólo en términos del establecimiento de plantines, sino mediante la incorporación de la evaluación de los costos económicos (James *et al.*, 2013).

En este sentido, la provincia fitogeográfica del Monte en Argentina es un ejemplo de ecosistema árido con degradación a gran escala (Roig *et al.*, 1991; Guevara *et al.*, 1997; del Valle *et al.*, 1998), donde la siembra directa o la combinación de siembras y plantaciones constituirían una opción para la restauración ecológica (Quiroga *et al.*, 2009; Pérez *et al.*, 2019b). Un estudio llevado a cabo en el Monte Austral, evaluó el establecimiento de plantas mediante la introducción de plantines y la siembra directa, y se calcularon los costos de ambas técnicas para alcanzar una misma meta de 1600 plantas por hectárea (Pérez *et al.*, 2019b). Este estudio consideró en los cálculos económicos tanto, el tiempo de las tareas como los materiales a utilizar, y el porcentaje de establecimiento en base a datos experimentales. Los autores

concluyen que la siembra directa posee un menor costo vinculado a la mano de obra, y que aún con bajos porcentajes de establecimiento, el costo por hectárea se reduce aproximadamente entre el 63-65% para igual cantidad de plantas establecidas, después de transcurrido el primer verano. Además, sugieren evaluar nuevas técnicas para aumentar el establecimiento cuando se realiza siembra directa, como combinaciones de siembras con plantaciones, el uso de diferentes dosis de hidrogel, la inoculación con micorrizas u otras alternativas técnicas.

Existen diversas técnicas o enmiendas de suelo aplicadas en zonas áridas y semiáridas, tendientes a mejorar el establecimiento de plantas procedentes de vivero. Entre ellas, se ha evaluado la aplicación de diferentes dosis de hidrogel (Pérez *et al.*, 2019a; 2019b), el agregado de materia orgánica (Kowaljow y Mazzarino, 2007; Bashan *et al.*, 2012; Soliveres *et al.*, 2012), la fertilización (Bateman *et al.*, 2017; Pérez *et al.*, 2019b) y la inoculación con micorrizas (Ritcher y Stutz, 2002; Bashan *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2015). Además de una gran variedad de técnicas de riego, entre las que se encuentran el riego en pozo, el riego por goteo, la colocación de mangueras perforadas, el riego profundo con tuberías, el microrriego con vasijas enterradas, el riego por mecha y las microcapturas de agua (Bainbridge, 2001; 2002; Bainbridge *et al.*, 2001). Algunas de estas alternativas han sido evaluadas en función al costo y efectividad en el establecimiento de plantines. Por ejemplo, Bainbridge (2002), menciona que el uso de mangueras perforadas es una de las técnicas más económicas, con menor demanda de agua y que conducen a una alta supervivencia de plantines, mientras que la microcaptura de agua posee el costo más elevado, entre las técnicas evaluadas, moderada demanda de agua y la supervivencia es moderada. Entre estos dos extremos en cuanto al costo se encuentran una amplia variedad de técnicas, sin embargo, la eficiencia de las mismas depende de muchos factores, incluidos el tipo de suelo, su estructura y fertilidad, las especies vegetales y el microclima del lugar, entre otros. Adicionalmente a lo mencionado, el sistema más apropiado para un sitio determinado dependerá de los objetivos de supervivencia y crecimiento, la disponibilidad de agua, la demanda de agua de las especies vegetales, la capacidad y disponibilidad de mano de obra y el presupuesto (Bainbridge, 2002).

A pesar de la gran cantidad de alternativas técnicas existentes para mejorar las condiciones de los suelos, son escasos los antecedentes de su evaluación científica con fines de rehabilitación mediante siembra directa en el Monte Austral (Pérez *et al.*, 2019b). Por ese motivo es de gran importancia evaluar su efectividad de manera experimental ya que su aplicación implica un aumento de los costos que van desde la compra de los insumos (hidrogel, enmiendas, vasijas, materiales del sistema de riego, etc.) hasta el acarreo de agua hasta el sitio a intervenir (Bainbridge, 2002).

Asimismo, los antecedentes de siembra directa en ecosistemas áridos generalmente informan bajos valores de germinación en campo y son escasos los trabajos que reportan establecimiento de plántulas (Commander *et al.*, 2013). En este sentido, para una correcta selección de especies para la restauración ecológica, es importante conocer las estrategias adaptativas de las especies frente al disturbio y en consecuencia sus tendencias sucesionales (Abella, 2010). Varios estudios han mencionado que las plántulas de especies con semillas más grandes tienen mayores tasas de supervivencia o sobreviven más tiempo, en condiciones naturales, que las de especies de semillas pequeñas (Jurado y Westoby, 1992; Moles y Westoby, 2004). Estas semillas suelen ser características de especies de etapas sucesionales tardías, que producen una menor cantidad de semillas, pero con más reservas para resistir la falta de recursos) o los diversos riesgos que enfrentan (períodos de sequía, daño parcial, etc.). Por lo tanto, las especies con semillas más pequeñas y más grandes, difieren en sus estrategias de historia de vida como resultado del compromiso entre el número de semillas versus supervivencia de las plántulas (Coomes y Gruub, 2003).

Como contribución a este vacío de conocimientos acerca de la siembra directa, la presente investigación se centró en la siembra de cinco especies nativas, con aplicación de técnicas tendientes a favorecer el incremento de humedad y la emergencia y el establecimiento de plántulas. Además, se evaluó si existe una relación entre el peso de las semillas de las especies utilizadas y la supervivencia a partir de la siembra directa, como una contribución a la toma de decisiones en la selección de especies, para la restauración basada en semillas.

Los tratamientos seleccionados fueron: 1- control, como parámetro de comparación, 2- hidrogel, debido a que es ampliamente utilizado en ecosistemas áridos, 3 – enriquecimiento con micorrizas, debido a que se encontró menor cantidad de esporas de HMA en los sitios degradados a intervenir, que en las comunidades de referencia (ver Capítulo 3) y 4 – microrriego con vasijas, a fin de generar antecedentes concretos sobre su aplicación. Además, se registraron la emergencia y el establecimiento naturales, como referencia de la posible recuperación sin intervención.

OBJETIVOS

1. Evaluar la emergencia y el establecimiento de plántulas en explanadas petroleras (EXP) y en la comunidad de referencia, debajo de arbustos (ARB) y en interparches de suelo desnudo (INT), en dos sitios de estudio a partir de siembra directa de semillas de cinco



especies nativas del Monte Austral, tratadas previamente en laboratorio y mediante la aplicación de técnicas de acondicionamiento de suelos.

2. Evaluar la emergencia y establecimiento naturales de plántulas a partir del banco de semillas del suelo en los tres sectores (EXP, ARB e INT) de los dos sitios de estudio.
3. Determinar si existe una relación entre el peso de las semillas y el porcentaje de supervivencia.

HIPÓTESIS

1. La falta de arbustos que mejoren las condiciones ambientales y del suelo en los sitios degradados por la actividad hidrocarbúrfica limita el establecimiento de plantas a partir de semillas.
2. El mejoramiento de las condiciones ambientales en el sitio degradado, por medio de: una mayor disponibilidad hídrica (aplicación de hidrogel y riego con vasijas de arcilla) y mayor capacidad de captación de nutrientes y agua del suelo (por medio de simbiosis con micorrizas) contribuyen a incrementar el establecimiento de plantas a partir de semillas.
3. Las especies con semillas más grandes presentarán mayor supervivencia debido a una mayor disponibilidad de reservas.
4. La baja disponibilidad de semillas en sitios degradados (explanadas) limita la regeneración natural a partir del establecimiento de especies nativas características de la comunidad de referencia.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Siembra directa

Se seleccionaron 5 especies perennes (arbustos y subarbustos) nativas del Monte Austral (ver Anexo I) para realizar la siembra directa en los sitios 1 y 2, en tres sectores: EXP: explanada, ARB: debajo de los arbustos de *L. divaricata* e INT: en interparches de suelo desnudo. Los dos últimos correspondientes a la comunidad de referencia (REF) de cada sitio (ver Capítulo 3) (Tabla 5.1). Los tratamientos pregerminativos realizados antes de la siembra fueron seleccionadas en base a los resultados del Capítulo 4 y de la bibliografía disponible (Peano, 2016; Paredes *et al.*, 2018).

Tabla 5.1: Especies seleccionadas para la siembra directa a campo con detalle de la fecha de colecta y tratamiento pregerminativo aplicado.

Especie	Familia	Fecha de colecta	Tratamiento pregerminativo ¹
<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) D. Dietr.	Chenopodiaceae	06/12/2011	RE3
<i>Ephedra ochreatea</i> Miers	Ephedraceae	05/12/2012	FH7
<i>Larrea divaricata</i> Cav.	Zygophyllaceae	24/01/2013	RF3
<i>Prosopis flexuosa</i> var. <i>depressa</i> D.C.	Fabaceae	24/01/2013	EQ5
<i>Senna aphylla</i> (Cav.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	27/12/2012	EQ45

¹ Tratamientos pregerminativos: RE3 = Remojo durante 3 días, FH7 = Frío-húmedo durante 7 días, RF3 = Remojo y frotado 2 veces al día durante 3 días (Peano, 2016), EQ5 = Escarificación química durante 5 minutos y EQ45 = Escarificación química durante 45 minutos (Paredes *et al.*, 2018).

Se aplicó un diseño completamente aleatorizado, con cinco réplicas por especie y por tratamiento. Cada réplica consistió en cinco microparcels de siembra delimitadas con aros de PVC de 110 mm de diámetro, uno para cada especie. En cada aro se sembraron 25 semillas pretratadas en una matriz de 5 x 5 (Figura 5.1). Las semillas se colocaron sobre la superficie y se taparon con una capa de suelo del lugar para lograr una profundidad de 1 a 2 veces el diámetro de la semilla, por lo que la profundidad de siembra fue variable dependiendo de la especie. Al completar la siembra se realizó un riego inicial de 500 cm³ de agua por réplica para promover la germinación y se cubrió con una pequeña clausura revestida con malla de alambre hexagonal para evitar la herbivoría (Figura 5.1). Los tratamientos de acondicionamiento de suelo aplicados fueron:

- Control (C): La siembra se realizó dentro de los aros de PVC colocados en el suelo.
- Siembra con hidrogel (H): se realizaron pozos de 60 x 20 cm y 40 cm de profundidad. Al sustrato extraído del pozo se le agregaron 7,5 gr de hidrogel sin hidratar (cantidad para preparar el equivalente a 2 litros de hidrogel hidratado), se mezcló, se volcó nuevamente al pozo y se realizó un riego con 5 litros de agua para producir la hidratación inicial del hidrogel (Figura 5.2).

- Enriquecimiento del sustrato con micorrizas y agregado de hidrogel (M): se preparó de igual manera que el tratamiento con hidrogel y se adicionaron 500 gr de suelo enriquecido con micorrizas. El sustrato enriquecido con micorrizas se produjo a partir de suelo rizosférico colectado en el área de estudio debajo ejemplares adultos de *L. divaricata*, por ser ésta la especie dominante en los dos sitios de estudio. En condiciones de invernáculo, se tamizó el material para separar restos orgánicos y material grueso, se colocó el suelo en contenedores y se sembró una planta hospedadora altamente micorrícica (*Medicago sativa* L.) (Becerra y Cabello, 2007) (Figura 5.3). Transcurridos cuatro meses, se extrajeron raíces de los diferentes envases de siembra y se realizó una muestra compuesta para su análisis en el Laboratorio de Microbiología de la Facultad de Ciencias de Ambiente y la Salud de la Universidad Nacional del Comahue, a fin de comprobar la colonización por HMA en raíces de la planta hospedadora. Se cortó la parte aérea de las plantas de *M. sativa* y se utilizó el sustrato de cultivo junto a las raíces de las plantas para enriquecer el sustrato de siembra.
- Microrriego con vasijas de cerámica (V): se realizó un pozo de aproximadamente 40 cm de profundidad y se enterró una botella de arcilla porosa (sin esmaltar) de 1,1 litro de capacidad (Figura 5.4). La misma se llenó con agua al momento de la siembra y posteriormente cada 15 días.



Figura 5.1: Detalles de la siembra. A: proceso de siembra. B: aros sembrados con las diferentes especies, listos para cubrir con suelo del lugar. C: réplica del tratamiento de microrriego con vasija en interparches de suelo desnudo. D: réplica del tratamiento control en explanada con la protección anti herbívoros. E: réplica de enriquecimiento con micorrizas debajo de arbusto.



Figura 5.2: Izquierda: hoyo para acondicionamiento de suelo. Derecha: adición de hidrogel al suelo.



Figura 5.3: Izquierda: acondicionamiento de la muestra de suelo para la producción del inóculo. Derecha: semillas de *M. sativa* sobre el sustrato preparado para la siembra.



Figura 5.4: Izquierda: pozo para colocación de la vasija de cerámica. Derecha: vista final de la vasija enterrada.

La siembra estaba prevista para el otoño, sin embargo, debido a que hubo atrasos en el acondicionamiento de los sitios, la misma se inició el 18 de julio de 2016 y requirió de 3 días y medio de trabajo para completar la instalación de 15.000 semillas en total. Se realizaron controles cada 15 días durante 1 año, en los cuales se registró la cantidad de plántulas emergidas (aparición de cotiledones) y la mortalidad. Asimismo, en cada control se procedió a llenar con agua las vasijas de arcilla. Transcurrido un año desde la siembra, se calculó el establecimiento (plántulas vivas/semillas sembradas) y se realizó la medición del diámetro del tallo (con calibre digital marca Digital Caliper®, con una precisión de 0,01 mm) y la altura hasta la última hoja verde (con cinta métrica Evel®, con una precisión de 0,1 mm) a la totalidad de plántulas establecidas (Figura 5.5).

Evaluación del máximo potencial de germinación

Con las semillas remanentes de la siembra a campo, se realizó un ensayo de germinación *ex situ* bajo condiciones controladas en cámara de germinación, para determinar el máximo potencial de germinación (MPG) de las semillas utilizadas. Las mismas se colocaron en cajas de Petri, sobre un disco de papel de filtro humedecido. Luego se llevaron a una cámara de germinación con temperatura mínima ($10^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) durante las 12 hs en oscuridad, y temperatura máxima ($20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) durante las 12 hs del periodo de luz. Estas características representan las condiciones en las que se encontrarían las semillas durante la germinación natural en el otoño en el Monte Austral (Páez *et al.*, 2005; Bonvissuto, 2006). El recuento de semillas germinadas se realizó cada dos días, hasta que no se observó más germinación, controlando hasta un máximo

de 45 días. La variable evaluada fue el número de semillas germinadas (emergencia de la radícula) en cada caja de Petri. Se utilizaron cinco réplicas de 25 semillas para cada especie.



Figura 5.5: Medición de plántulas. Izquierda: diámetro de tallo. Derecha: altura.

Registro de variables edáficas y ambientales

A fin de caracterizar los sectores, en el sitio 2 se colocó instrumental para medir temperatura y humedad edáfica y ambiental durante el ensayo. La temperatura edáfica se registró con data loggers I-button Termochrom enterrados 5 cm en el suelo en los tres sectores (EXP, ARB e INT). La humedad y la temperatura ambientales en cada sector (EXP, ARB e INT) se registraron mediante data loggers HOBO Serie U10. La humedad edáfica se registró con sensores EC-5 y data logger EM-5B de Decagon Devices. Para evaluar el efecto de los tratamientos (C, H, M, V), en cada sector de siembra (EXP, ARB e INT), se colocaron los sensores en cada combinación tratamiento-sector (4 tratamientos x 3 sectores = 12 sensores). Los mismos se ubicaron a una profundidad de 10 cm (Figura 5.6).

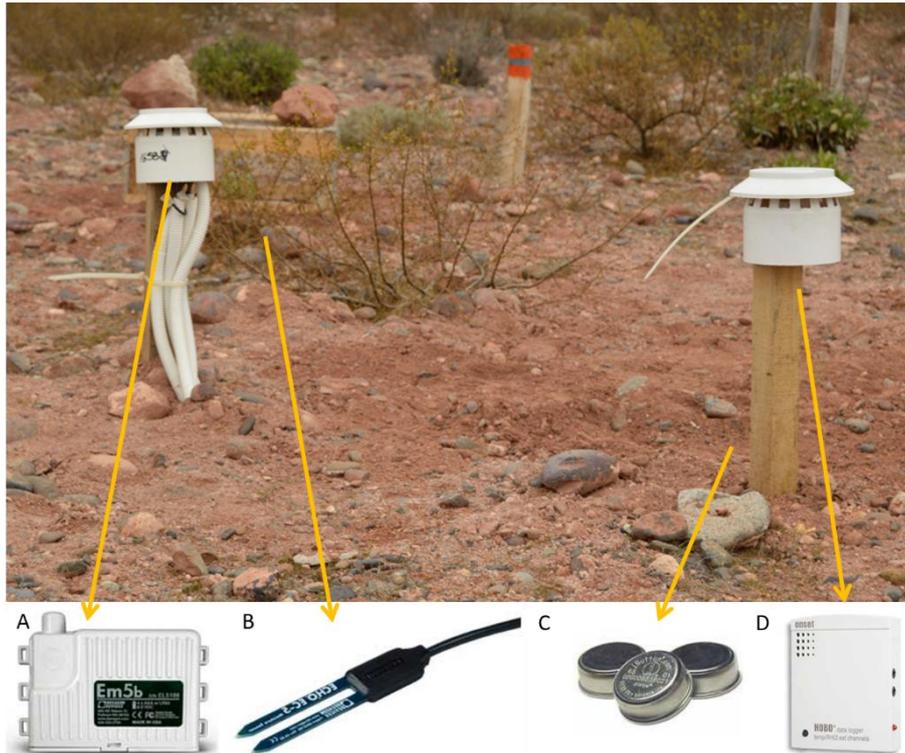


Figura 5.6: Ejemplo de colocación del instrumental para medición de variables edáficas y ambientales en explanada del sitio 2. A: data loggers EM-5B de Decagon Devices. B: sensores de humedad edáfica EC-5. C: data loggers I-button Termochrom para registro de temperatura edáfica. D: sensores de humedad y temperatura ambiental data loggers HOB0 Serie U10. (Fuente de las imágenes del instrumental: www.interfasetres.com.ar).

Emergencia y establecimiento naturales de especies perennes

En cada sector (EXP, ARB e INT) de los sitios 1 y 2, se realizaron clausuras circulares con mallas de hierro de 1 m alto y aproximadamente 2 m de diámetro, revestidas con malla de alambre hexagonal de 0,60 m de alto, con el fin de evitar la interferencia de herbívoros domésticos y silvestres. Dentro de las clausuras se colocaron parcelas permanentes para muestreo de 20 x 50 cm (Figura 5.7). Se realizaron muestreos mensuales durante un año, para cuantificar la emergencia de plántulas de las 5 especies seleccionadas para siembra y evaluar la supervivencia de las mismas. Se realizaron 5 clausuras por sector. $5 \text{ clausuras} \times 3 \text{ sectores} \times 2 \text{ sitios} = 30 \text{ clausuras}$.



Figura 5.7: Arriba: vista de una clausura en sector arbustos. Abajo: vista de la parcela de muestreo para evaluar la emergencia y establecimiento naturales de plántulas, en sector interparche.

Análisis estadístico

Siembra directa

Transcurrido un año desde la siembra, se calcularon los porcentajes de emergencia (%Em), porcentajes de establecimiento (%Es), promedios del diámetro de tallo en mm (DT) y de la altura en cm (AV) para cada especie. A modo exploratorio, con estas variables se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con la combinación de sitio, sector y tratamiento como criterio de clasificación. Para los análisis estadísticos se descartaron los datos de altura de las plantas que fueron ramoneadas por herbívoros por haberse removido la protección accidentalmente al finalizar el ensayo, ya que no reflejan el desarrollo de las mismas bajo los tratamientos evaluados. En base a lo obtenido en el ACP, posteriormente se analizó la cantidad de plántulas emergidas y establecidas al cabo de un año, mediante un modelo lineal generalizado mixto (MLGM) con distribución binomial negativa, función de enlace log y con efectos fijos sitio, sector y la interacción sitio*sector. Las comparaciones se realizaron con el método LSD Fisher. Debido a que cada especie posee un ritmo de crecimiento diferente, lo que se evidenció en el desarrollo

de las plántulas al final del año, las variables de crecimiento (DT y AV) se compararon por sector para cada especie. Dicha comparación se realizó con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, por no cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza y a posteriori se realizaron comparaciones de a pares.

Desempeño de la siembra en la rehabilitación de explanadas

En función de los resultados anteriores, a fin de determinar el desempeño de cada especie y el efecto de los tratamientos en las explanadas, se realizó un ACP con las variables %Em, %Es, DT y AV y la combinación de especie y tratamiento como criterio de clasificación. Posteriormente se comparó la cantidad de plántulas emergidas y establecidas mediante un modelo lineal generalizado mixto (MLGM) con distribución binomial negativa, función de enlace log y con efectos fijos especie, tratamiento y la interacción especie*tratamiento. Las comparaciones se realizaron con el método LSD Fisher. Las variables DT y AV, por especie, se analizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza, y a posteriori se realizaron comparaciones de a pares.

Adicionalmente a la emergencia y establecimiento en las explanadas, se calculó el porcentaje de supervivencia (%S) para cada especie y tratamiento, como la relación entre la cantidad de plántulas establecidas y la de plántulas emergidas, multiplicado por 100 (n° de plántulas vivas \times $100/n^\circ$ de plántulas emergidas). Se comparó el %S entre especies y el efecto del tratamiento en el %S para cada especie mediante test no paramétrico de Kruskal-Wallis, por no cumplirse el supuesto de normalidad y se realizaron comparaciones de a pares. Posteriormente se evaluó la correlación entre la supervivencia y el peso de las semillas (obtenido en el Capítulo 4) mediante el coeficiente no paramétrico de Spearman.

Máximo potencial de germinación

La cantidad de semillas germinadas para cada especie en el ensayo *ex situ* se comparó con la emergencia *in situ* (a campo) mediante un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial negativa, función de enlace log y con efecto tratamiento. Las comparaciones se realizaron con el método LSD Fisher. Debido a que en análisis anteriores se comprobó que no hubo diferencias significativas en la germinación *in situ*, dependiendo del sector, en la presente comparación no se discriminaron los sectores para la germinación *in situ*.

Variables edáficas y ambientales

A fin de caracterizar los sectores (EXP, ARB e INT), se realizó un análisis de componentes principales con los promedios anuales de temperatura y humedad edáficas medias, máximas y mínimas, calculados en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios correspondientes a un año de registros y con los promedios de temperatura y humedad relativa ambiente medias, máximas y mínimas calculados en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios correspondientes a 9 meses de registros en cada sector. Debido a una falla en el sensor de temperatura y humedad ambiental ubicado en el sector ARB, se interrumpió el registro de datos, produciendo una faltante de datos de los 3 últimos meses de ensayo. Por ese motivo, en los análisis estadísticos se tuvieron en cuenta los 9 meses con datos completos para los tres sectores, a fin de evitar diferencias debido a un desbalance en la cantidad de datos. Posteriormente se analizó cada una de las variables mediante comparaciones de medias anuales y estacionales entre sectores mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. En los casos que presentaron diferencias significativas se realizaron comparaciones de a pares.

Además, para evaluar si hubo un efecto del tratamiento en la humedad edáfica, se compararon los promedios anuales y estacionales de humedad edáfica media, máxima y mínima calculados en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios correspondientes a un año de registro. Las comparaciones por tratamiento para cada sector se realizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. Posteriormente se realizaron comparaciones de a pares para los casos en que hubo diferencias significativas.

Emergencia y establecimiento naturales

Se comparó el número de plántulas emergidas y establecidas a lo largo de un año (expresadas como plantas/m²) en función del sitio y el sector, mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis por no cumplirse los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. Posteriormente se realizaron comparaciones de a pares.

Para todos los análisis se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) con un nivel de significancia de 0,05.

5.3 RESULTADOS

Siembra directa

La emergencia de plántulas comenzó a observarse en ARB e INT a partir de tres semanas después de la siembra, mientras que en EXP se observó una semana más tarde. El pico máximo de emergencia se dio a principio del mes de noviembre, luego de ocurrir un evento de precipitaciones de 81 mm a fines de octubre. Posteriormente, se registró emergencia de plántulas en menor cantidad, sin embargo, la tasa de mortalidad de plántulas fue mayor que la tasa de emergencia, por lo que la cantidad de plántulas disminuyó en los meses subsiguientes (Figura 5.8). Esta disminución coincide con los meses de mayor temperatura ambiental (de noviembre de 2016 a febrero de 2017) y se puede observar que, a partir de marzo, cuando hay una notable disminución de la temperatura, la cantidad de plántulas comienza a estabilizarse y alcanza valores de 15,4% en EXP, 4,4% en INT y 2,9% en ARB en el mes de mayo (Figura 5.9).

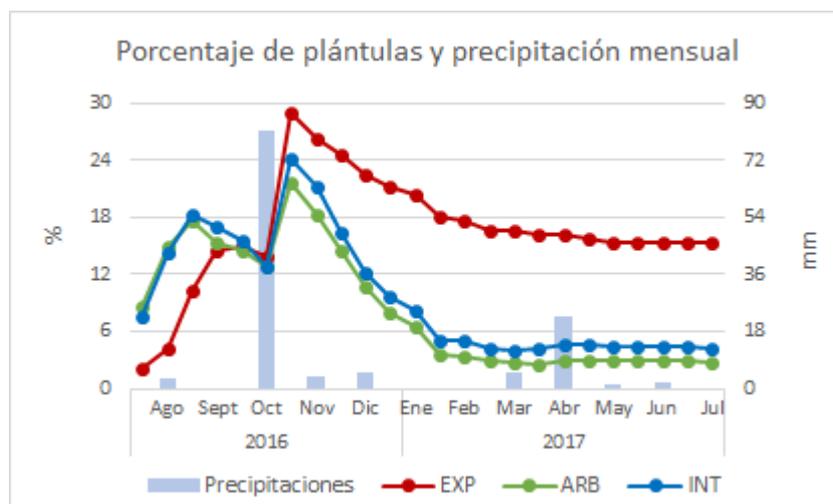


Figura 5.8: Porcentaje de plántulas por sector según el mes de muestreo. Los valores representan el porcentaje de plántulas vivas sobre el total de semillas sembradas por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios (n=5000 semillas por sector). Las barras muestran las precipitaciones mensuales en el año de estudio (Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro, AIC, com. pers.).

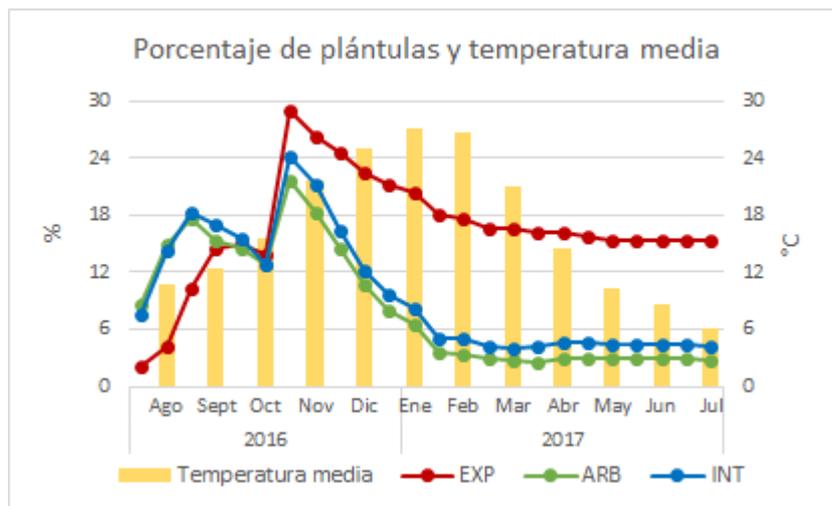


Figura 5.9: Porcentaje de plántulas por sector según mes de muestreo. Los valores representan el porcentaje de plántulas vivas sobre el total de semillas sembradas por sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en ambos sitios (n=5000 semillas por sector). Las barras muestran la temperatura media mensual en el año de estudio (Fuente: instrumental instalado en campo).

El análisis de componentes principales permitió definir dos grupos a lo largo del eje 1, uno compuesto por las explanadas y el otro por los arbustos e interparches. Este eje explicó el 51,7% de la variabilidad de los datos y las variables más correlacionadas con este eje fueron el porcentaje de establecimiento de todas las especies (a excepción de *P. flexuosa*), el diámetro de tallo y altura de todas las especies (a excepción de *A. lampa*) (Tabla 5.2). De esta manera, a la derecha del eje 1 se encuentran las explanadas, con un mayor establecimiento (%) de plántulas y de mayor tamaño (diámetro y altura) en relación con los sectores de arbustos e interparches, que se encuentran a la izquierda. Dentro de las explanadas se observa una separación entre el sitio 1 y el sitio 2, más a la derecha y más a la izquierda del gráfico, respectivamente (Figura 5.10). El eje 2 explicó el 15,9% de la variabilidad de los datos y permitió separar las explanadas en dos subgrupos en función de los tratamientos aplicados. Las variables con mayor correlación en este eje fueron la emergencia de *L. divaricata* y, en menor medida, la altura de *A. lampa* (Tabla 5.2). De este modo, se separan en el cuadrante superior derecho las explanadas con tratamientos control y microrriego con vasija (C y V) (con mayor emergencia de *L. divaricata*) y en el inferior las explanadas con tratamientos hidrogel y enriquecimiento con micorrizas (H y M) (con mayor altura de *A. lampa*) (Figura 5.11).

Tabla 5.2: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales.

Variables	CP 1	CP 2
Emergencia <i>A. lampa</i> (%)	-0,68	0,25
Emergencia <i>E. ochreata</i> (%)	0,18	0,58
Emergencia <i>L. divaricata</i> (%)	0,02	0,86
Emergencia <i>P. flexuosa</i> (%)	-0,43	0,63
Emergencia <i>S. aphylla</i> (%)	0,68	0,48
Establecimiento <i>A. lampa</i> (%)	0,84	-0,33
Establecimiento <i>E. ochreata</i> (%)	0,82	0,02
Establecimiento <i>L. divaricata</i> (%)	0,81	0,23
Establecimiento <i>P. flexuosa</i> (%)	0,37	0,49
Establecimiento <i>S. aphylla</i> (%)	0,83	0,35
Diámetro de Tallo <i>A. lampa</i>	0,68	-0,53
Diámetro de Tallo <i>E. ochreata</i>	0,83	-0,17
Diámetro de Tallo <i>L. divaricata</i>	0,93	-0,01
Diámetro de Tallo <i>P. flexuosa</i>	0,83	0,12
Diámetro de Tallo <i>S. aphylla</i>	0,82	0,25
Altura <i>A. lampa</i>	0,47	-0,66
Altura <i>E. ochreata</i>	0,83	-0,14
Altura <i>L. divaricata</i>	0,90	-0,03
Altura <i>P. flexuosa</i>	0,81	0,21
Altura <i>S. aphylla</i>	0,77	0,09

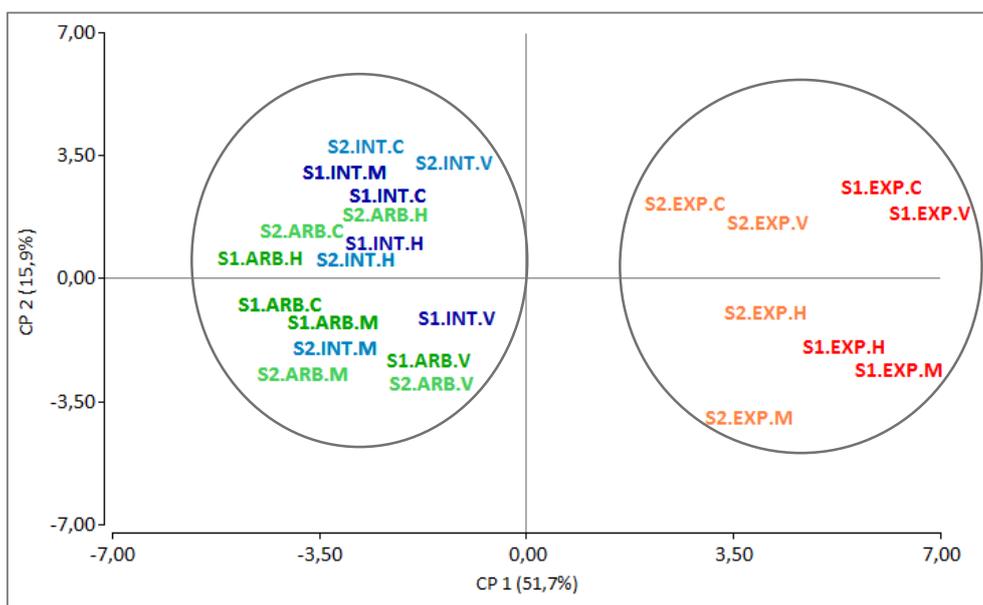


Figura 5.10: Biplot que muestra el agrupamiento de los sitios (S1: sitio 1, S2: sitio 2), sectores (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) y tratamientos (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 1 en función del porcentaje de emergencia, porcentaje de establecimiento, diámetro de tallo y altura para las 5 especies sembradas (*A. lampa*, *E. ochreata*, *L. divaricata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla*).

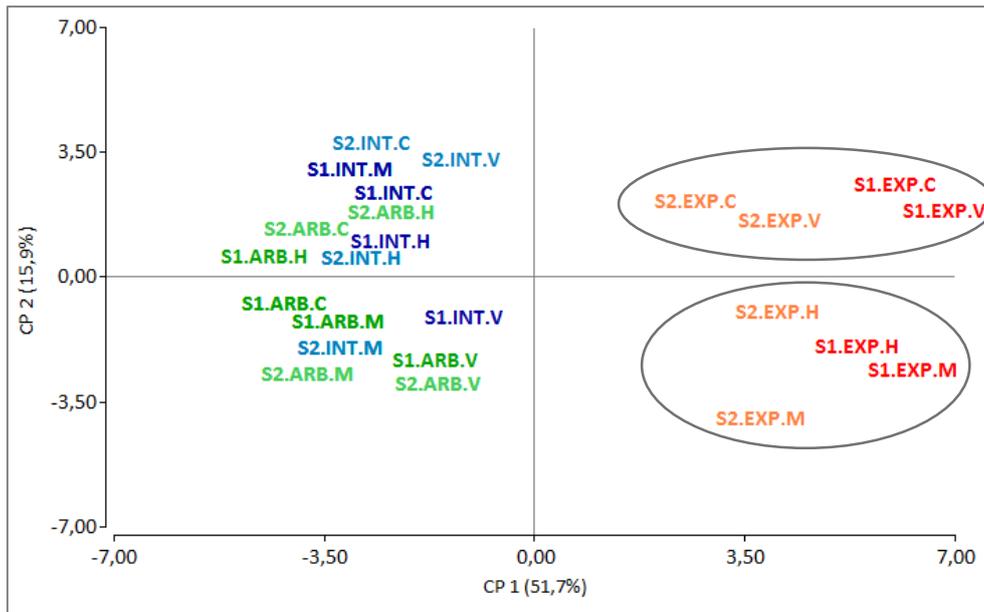


Figura 5.11: Biplot que muestra el agrupamiento de los sitios (S1: sitio 1, S2: sitio 2), sectores (EXP: explanada, ARB: arbustos, INT: interparche) y tratamientos (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 2 en función del porcentaje de emergencia, porcentaje de establecimiento, diámetro de tallo y altura para las 5 especies sembradas (*A. lampa*, *E. ochreatea*, *L. divaricata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla*).

Mediante el análisis MLGM, se pudo comprobar lo observado en el ACP. Los resultados mostraron que el efecto del sitio, el sector y la interacción entre ellos no fue significativo en la emergencia de plántulas ($p=0,3387$, $p=0,3088$ y $p=0,6457$ respectivamente), con valores de 35,1% en EXP, 37,0% en INT y 32,7% en ARB (Figura 5.12). En cambio, hubo un efecto significativo del sector en la cantidad de plántulas establecidas ($p<0,0001$), sin efecto del sitio ($p=0,9072$) ni interacción entre sitio y sector ($p=0,2094$). El número de plántulas establecidas fue mayor en explanadas (15,2%), menor en arbustos (2,7%) e intermedio en interparches (4,3%) (Figura 5.12).

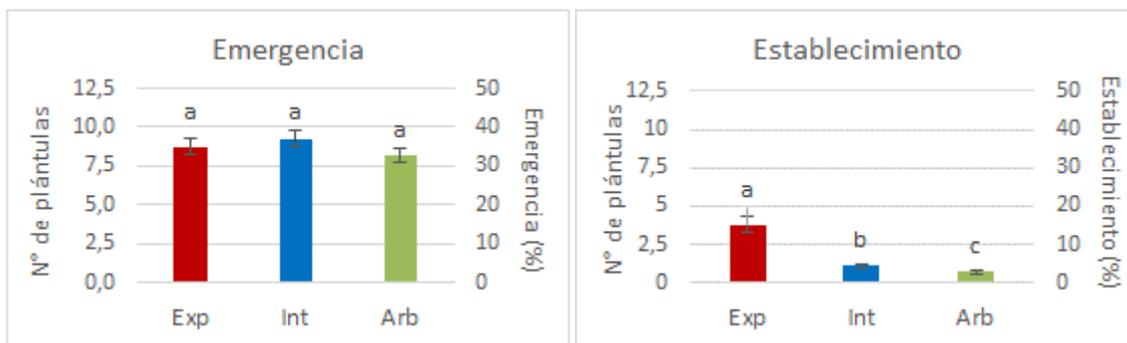


Figura 5.12: Emergencia y establecimiento de plántulas por sector (EXP: explanada, INT: interparche, ARB: arbusto). Los valores expresados como número de plántulas en el eje principal, representan el promedio y el error estándar para todas las especies y tratamientos en cada sector ($n= 5$ especies \times 4 tratamientos \times 5 réplicas = 100). En el eje secundario se expresan como porcentaje del total de semillas sembradas (25 semillas por réplica). Medias con una misma letra no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

En cuanto al diámetro del tallo (DT) y altura (AV) de las plántulas establecidas, como indicaba el ACP, para *A. lampa* no hubo diferencias en función del sector ($p=0,3434$ y $p=0,5734$

respectivamente), mientras que, para las demás especies las diferencias fueron significativas tanto para DT ($p < 0,0001$ para *E. ochreata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla* y $p = 0,0150$ para *L. divaricata*) como para AV ($p < 0,0001$ para *E. ochreata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla* y $p = 0,0176$ para *L. divaricata*). Para las especies en las que hubo diferencias significativas en el diámetro de tallo, en todos los casos fue mayor en EXP (Figura 5.13). En tanto que, la altura de todas las especies fue mayor en EXP a excepción de *S. aphylla*, que tuvo mayor altura tanto en EXP como en ARB y menor en INT (Figura 5.14).

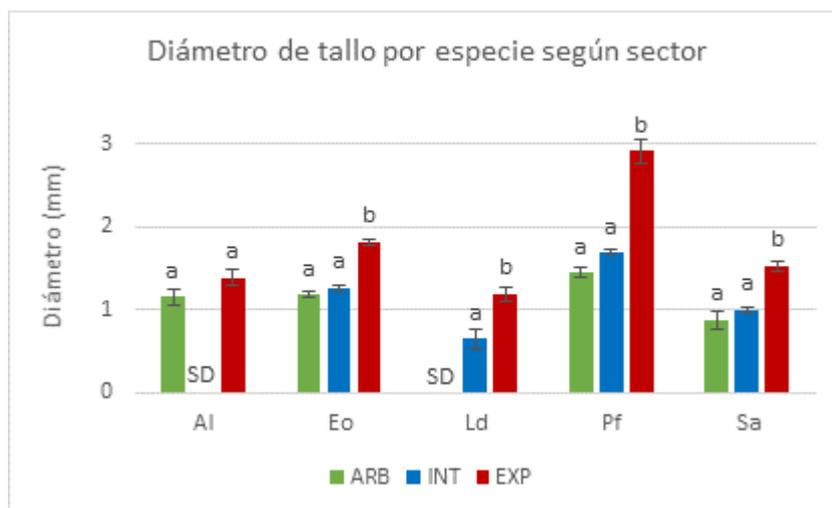


Figura 5.13: Diámetro de tallo por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas después de un año. Medias con una letra común, para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$). SD = sin datos debido a supervivencia nula.

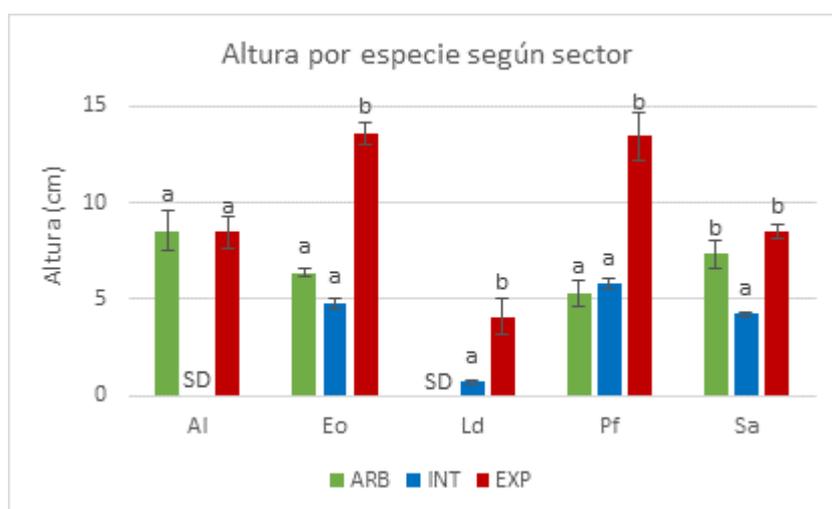


Figura 5.14: Altura por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas después de un año. Medias con una letra común, para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$). SD=sin datos debido a supervivencia nula.

Máximo potencial de germinación

La germinación *ex situ* presentó valores muy altos (>90%) para las especies *E. ochreata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla*, mientras que para *A. lampa* y *L. divaricata* la germinación fue media (40-50%) (Figura 5.15). Al comparar estos valores con la emergencia a campo (*in situ*), se pudo observar que para *A. lampa* las diferencias no fueron significativas ($p=0,9837$), mientras que las demás especies presentaron una menor emergencia *in situ* (*E. ochreata*: $p=0,0144$; *L. divaricata*: $p=0,0006$; *P. flexuosa* y *S. aphylla*: $p<0,0001$) (Figura 5.16). Entre estas especies, *E. ochreata* presentó la menor diferencia entre la germinación *in situ* y *ex situ* (26,8% menor *in situ*), seguida de *L. divaricata* (64,8% menor *in situ*) y las mayores diferencias se observaron en *P. flexuosa* y *S. aphylla* (76,7 y 71,8% menor emergencia *in situ*, respectivamente).

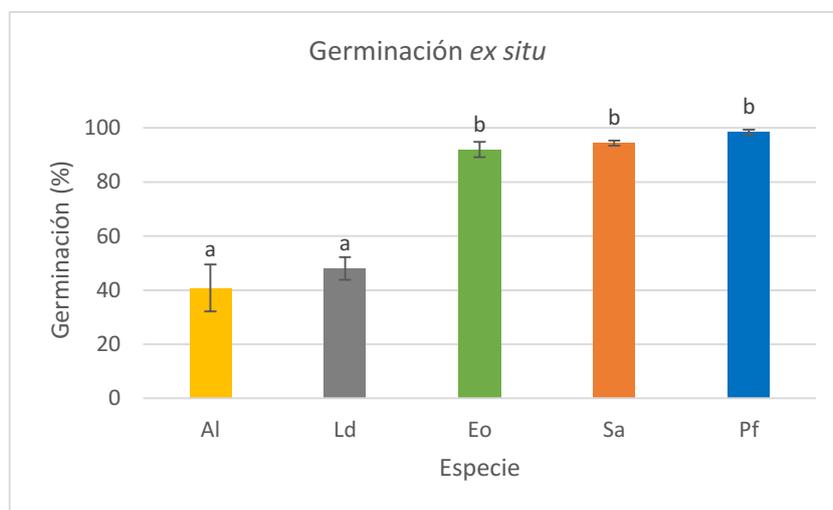


Figura 5.15: Germinación *ex situ* (promedio y error estándar de 5 réplicas de 25 semillas) por especie (Al: *A. lampa*, Ld: *L. divaricata*, Eo: *E. ochreata*, Sa: *S. aphylla*, Pf: *P. flexuosa*). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p<0,05$).

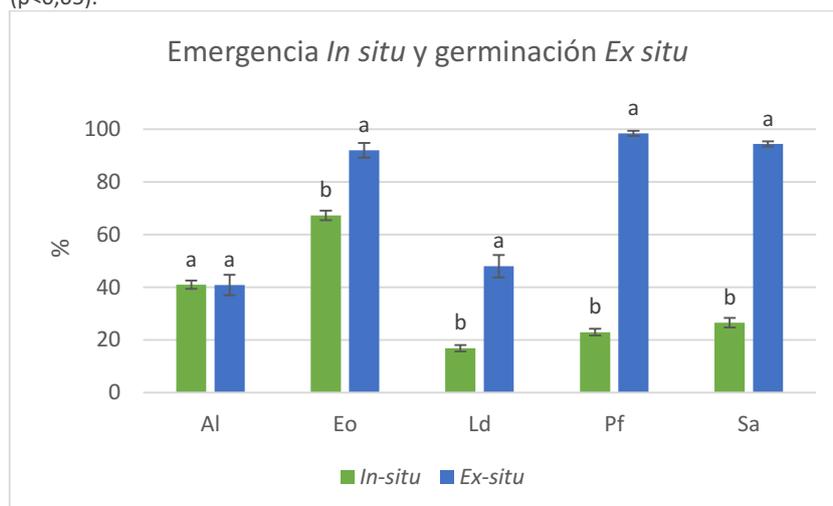


Figura 5.16: Emergencia *in situ* (a campo) y germinación *ex situ* por especie (Al: *A. lampa*, Eo: *E. ochreata*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*). Los valores representan el promedio y el error estándar expresados como porcentaje del total de semillas sembradas *in situ* y colocadas en cámara de germinación. Medias con una letra común para una misma especie no son estadísticamente diferentes ($p<0,05$).

Desempeño de la siembra en la rehabilitación de explanadas

En el análisis de componentes principales realizado con los datos de EXP, el eje 1 explicó el 53,5% de la variabilidad de los datos. Las variables más correlacionadas con este eje fueron los porcentajes de emergencia y establecimiento plántulas y la altura de las plantas en ambos sitios (Tabla 5.3). Esto permitió separar, a la derecha, a *E. ochreata* de las demás especies debido a su mayor emergencia, establecimiento y altura en ambos sitios. A medida que nos desplazamos hacia la izquierda del eje, se ubican las especies *S. aphylla*, *P. flexuosa* y *A. lampa*, esta última con los tratamientos enriquecimiento con micorrizas (M) e hidrogel (H), mientras que en el margen izquierdo del gráfico aparecen *L. divaricata* y *A. lampa*, con los tratamientos control (C) y microrriego con vasija (V), por su menor emergencia y establecimiento en ambos sitios (Figura 5.17). El eje 2 explicó el 28,8% de la variabilidad de los datos a través del diámetro de tallo en ambos sitios (Tabla 5.3). En función de esto se puede observar que en la parte superior del gráfico se encuentra *P. flexuosa* como especie con mayor diámetro de tallo, particularmente en el tratamiento V y *A. lampa* y *E. ochreata* muestran un mayor diámetro de tallo para el tratamiento de enriquecimiento con micorrizas (Figura 5.18).

Tabla 5.3: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales. %Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2.

Variables	Eje 1	Eje2
%Em.S1	0,82	-0,46
%Es.S1	0,86	-0,37
DT.S1	0,3	0,83
AV.S1	0,69	0,52
%Em.S2	0,87	-0,42
%Es.S2	0,83	-0,31
DT.S2	0,56	0,77
AV.S2	0,74	0,37

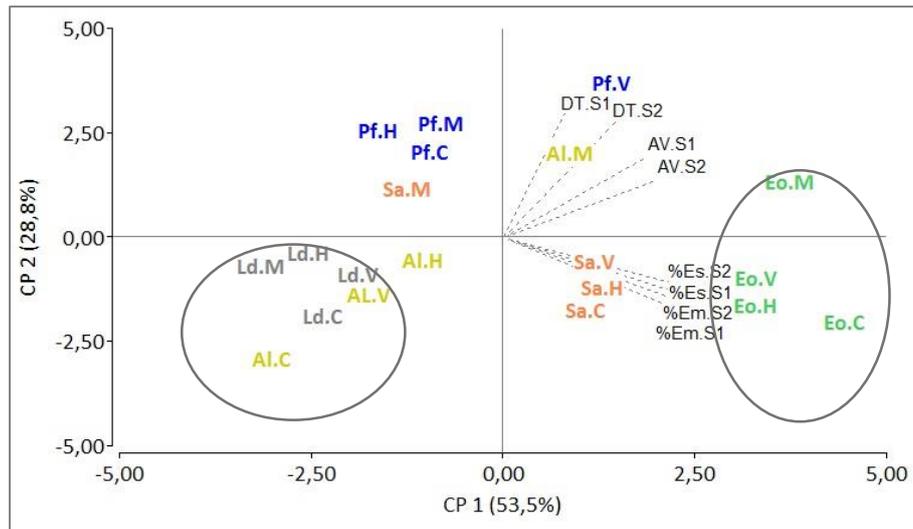


Figura 5.17: Biplot que muestra el agrupamiento de las especies y los tratamientos (Al: *A. lampo*, Eo: *E. ochreata*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*, C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 1 en función de las variables estudiadas (%Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2).

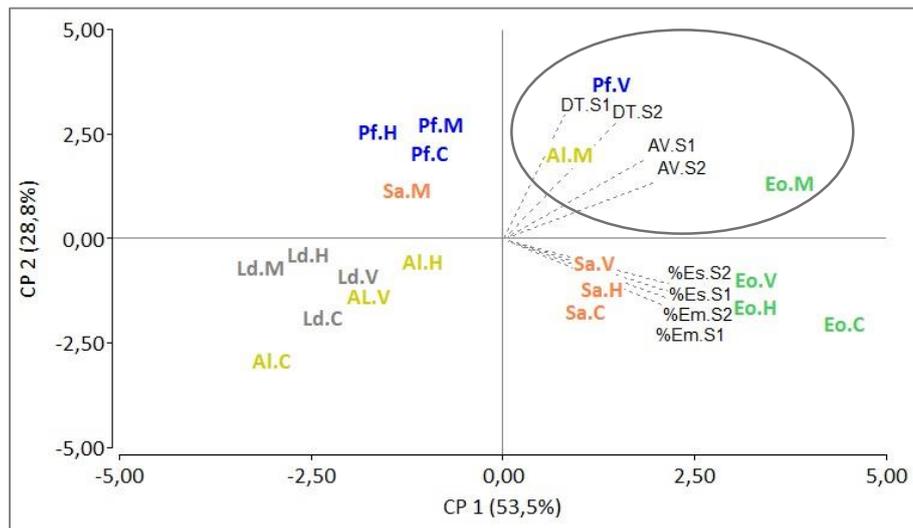


Figura 5.18: Biplot que muestra el agrupamiento de las especies y los tratamientos (Al: *A. lampo*, Eo: *E. ochreata*, Ld: *L. divaricata*, Pf: *P. flexuosa*, Sa: *S. aphylla*, C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) sobre el eje 2 en función de las variables estudiadas (%Em: porcentaje de emergencia, %Es: porcentaje de establecimiento, DT: diámetro de tallo. AV: altura, S1: sitio 1, S2: sitio 2).

Mediante el análisis con MLGM, con los datos del sector EXP, se pudo observar que no hubo efecto del sitio sobre la emergencia ($p=0,9502$) ni sobre el establecimiento ($p=0,3302$) de plántulas. La emergencia fue diferente dependiendo de la especie y del tratamiento ($p<0,0001$ para ambos factores) y la interacción entre factores fue significativa ($p=0,0006$), la cual se evidencia Figura 5.19 por los entrecruzamientos de las líneas correspondientes a cada especie. Por otro lado, el establecimiento difirió entre especies ($p<0,0001$), pero el efecto de los tratamientos no fue significativo ($p<0,1448$). En cuanto a la interacción entre las variables, el análisis indica que la misma no es significativa, aunque el valor de probabilidad es muy cercano

0,05 ($p=0,0554$). En la interpretación gráfica de la información (Figura 5.20), se observan entrecruzamientos entre las líneas que corresponden a las especies, por lo que existe cierta interacción entre variables y el efecto del tratamiento no es el mismo para todas las especies. Sin considerar los tratamientos, la especie que presentó mayor emergencia fue *E. ochreata* con 70,7%, seguida por *S. aphylla* con 42,4%, *A. lampa* con 27,8% y con menor emergencia, sin diferencias entre sí, se encuentran *P. flexuosa* 17,3% y *L. divaricata* 17,0% (Figura 5.21). El establecimiento siguió un patrón similar, mayor en *E. ochreata* con 37,0%, seguido por *S. aphylla* con 18,9%, *P. flexuosa* y *A. lampa* sin diferencias entre ellas con 8,1% y 7,9% respectivamente y el menor establecimiento lo presentó *L. divaricata* con 4,5% (Figura 5.21).

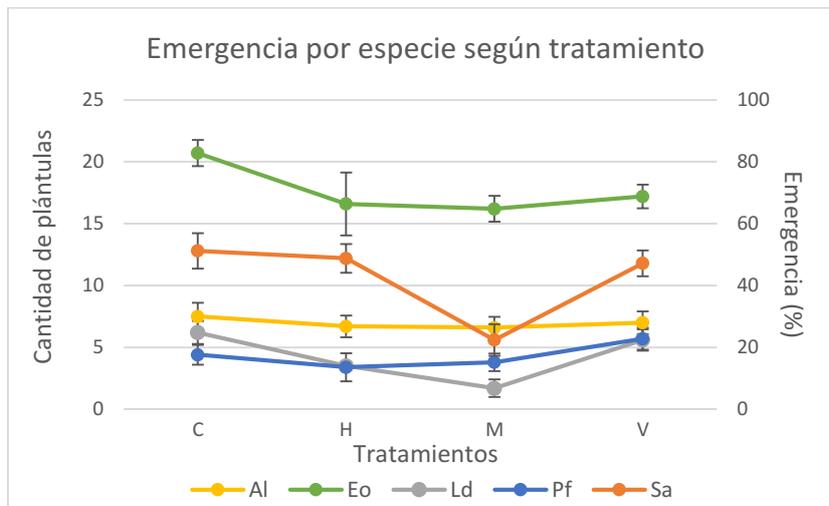


Figura 5.19: Emergencia por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como número de plántulas y porcentaje del total de semilla sembradas ($n=10$).

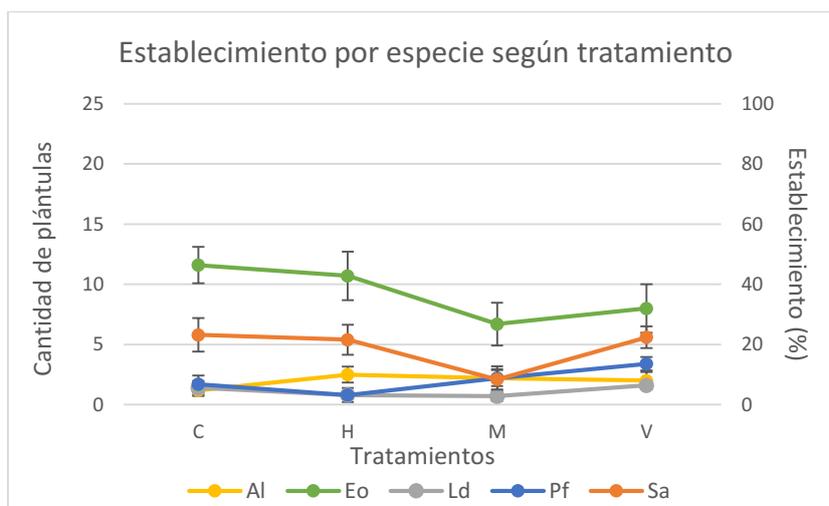


Figura 5.20: Establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como número de plántulas y porcentaje ($n=10$).

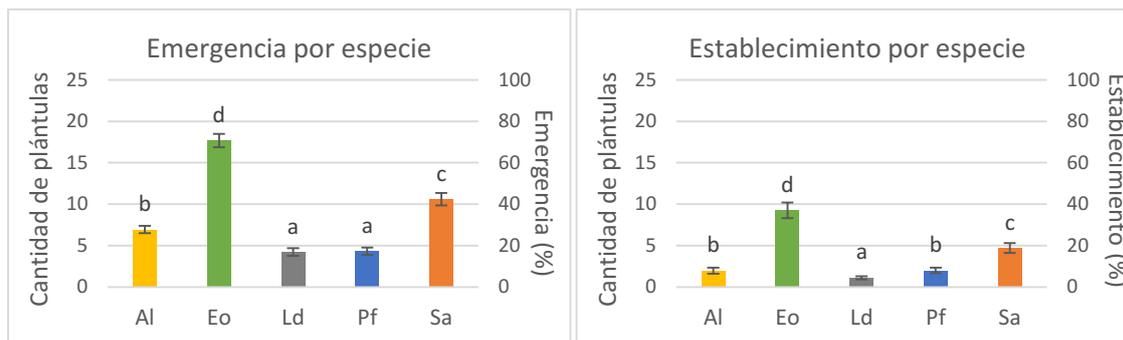


Figura 5.21: Emergencia y establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector EXP (explanada). Los valores representan el promedio y el error estándar expresados como cantidad de plántulas y porcentaje (n=40 = 2 sitios x 4 tratamientos x 5 réplicas). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

Al evaluar el efecto de los tratamientos en la emergencia y establecimiento de cada especie, el mismo no fue significativo para la emergencia de *A. lampa*, *E. ochreata* y *P. flexuosa*. Sin embargo, *L. divaricata* presentó mayor emergencia en el tratamiento control (C), menor en enriquecimiento con micorrizas (M) e intermedio en tratamiento con hidrogel (H) y microrriego con vasijas (V); este último, sin diferencias con el control. En el caso de *S. aphylla*, la emergencia fue mayor en C, H y V, y menor en M (Tabla 5.4, Figura 5.22). En el establecimiento, las diferencias no fueron significativas para *A. lampa*, *E. ochreata* y *L. divaricata*; sin embargo, se observó mayor establecimiento de *P. flexuosa* con el tratamiento V, menor con H e intermedio con C y M, mientras que *S. aphylla* tuvo mayor establecimiento con C, H y V y menor con M (Tabla 5.5, Figura 5.23).

Tabla 5.4: Porcentaje de emergencia por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como porcentaje de las semillas sembradas (n=10). Medias con una letra común, en una misma columna, no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

Tratamiento	Emergencia %				
	<i>A. lampa</i>	<i>E. ochreata</i>	<i>L. divaricata</i>	<i>P. flexuosa</i>	<i>S. aphylla</i>
C	30,00 ± 4,44 a	82,80 ± 4,22 a	24,80 ± 3,71 a	17,60 ± 3,17 a	51,20 ± 5,74 a
H	26,80 ± 3,52 a	66,40 ± 3,52 a	14,00 ± 1,37 b	13,60 ± 4,55 a	48,80 ± 4,65 a
M	26,40 ± 3,52 a	64,80 ± 4,21 a	6,80 ± 2,80 c	15,20 ± 2,85 a	22,40 ± 5,10 b
V	28,00 ± 3,68 a	68,80 ± 3,81 a	22,40 ± 3,44 ab	22,80 ± 3,58 a	47,20 ± 4,17 a
p-valor	0,8977	0,1644	<0,0001	0,3417	<0,0001

Tabla 5.5: Porcentaje de establecimiento por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar expresado como porcentaje de las semillas sembradas (n=10). Medias con una letra común, en una misma columna, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Tratamiento	Establecimiento %				
	<i>A. lampa</i>	<i>E. ochreata</i>	<i>L. divaricata</i>	<i>P. flexuosa</i>	<i>S. aphylla</i>
C	4,80 ± 1,88 a	46,40 ± 0,06 a	5,60 ± 2,25 a	6,80 ± 2,86 ab	23,20 ± 5,59 a
H	10,00 ± 2,68 a	42,80 ± 8,02 a	3,20 ± 1,31 a	3,20 ± 2,37 b	21,60 ± 5,00 a
M	8,80 ± 3,92 a	26,80 ± 7,11 a	2,80 ± 1,58 a	8,80 ± 2,65 ab	8,40 ± 3,40 b
V	8,00 ± 2,84 a	32,00 ± 8,04 a	6,40 ± 0,88 a	13,60 ± 2,25 a	22,40 ± 3,64 a
p-valor	0,6257	0,3290	0,2651	0,0417	0,0280

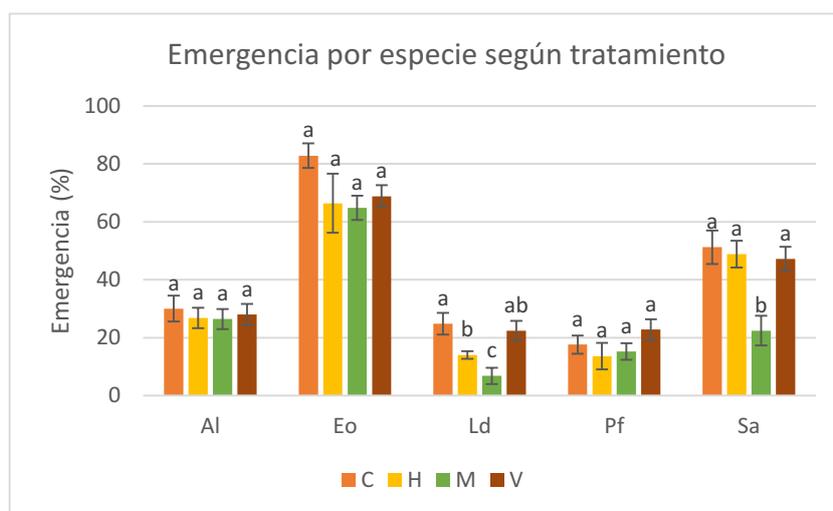


Figura 5.22: Emergencia por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar (n=10) expresado como porcentaje de semillas sembradas ambos sitios. Medias con una letra común para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

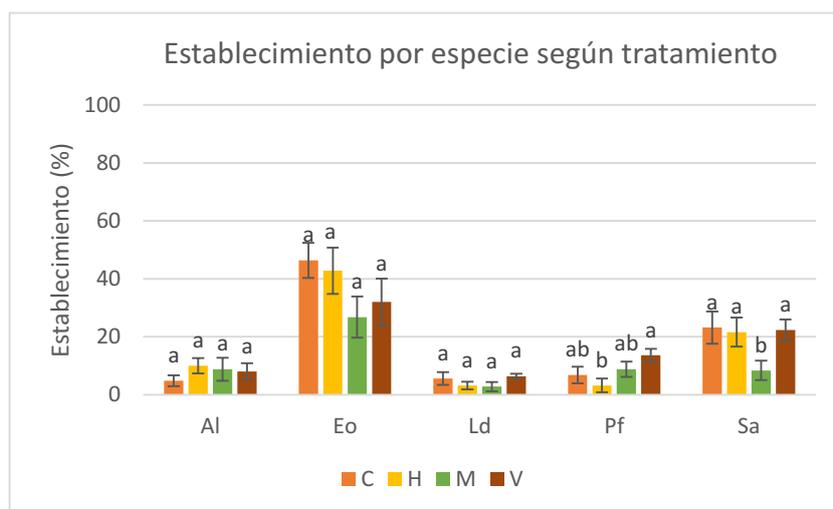


Figura 5.23: Establecimiento por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar (n=10) expresado como porcentaje de semillas sembradas en ambos sitios. Medias con una letra común para una misma especie, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

En el sector explanada, el porcentaje de supervivencia (%S), sin considerar los tratamientos, presentó diferencias significativas dependiendo de la especie ($p=0,0007$) con mayor supervivencia para *E. ochreatea* ($53,32 \pm 4,91\%$), *P. flexuosa* ($47,09 \pm 6,42\%$) y *S. aphylla* ($44,45 \pm 4,92\%$) y menor para *L. divaricata* ($28,55 \pm 5,05\%$) y *A. lampa* ($27,88 \pm 4,56\%$) (Figura 5.24). El efecto de los tratamientos sobre %S no fue significativo para ninguna de las especies evaluadas (*A. lampa*: $p=0,2938$; *E. ochreatea*: $p=0,3922$; *L. divaricata*: $p=0,6610$; *P. flexuosa*: $0,0738$; *S. aphylla*: $p=0,7826$).

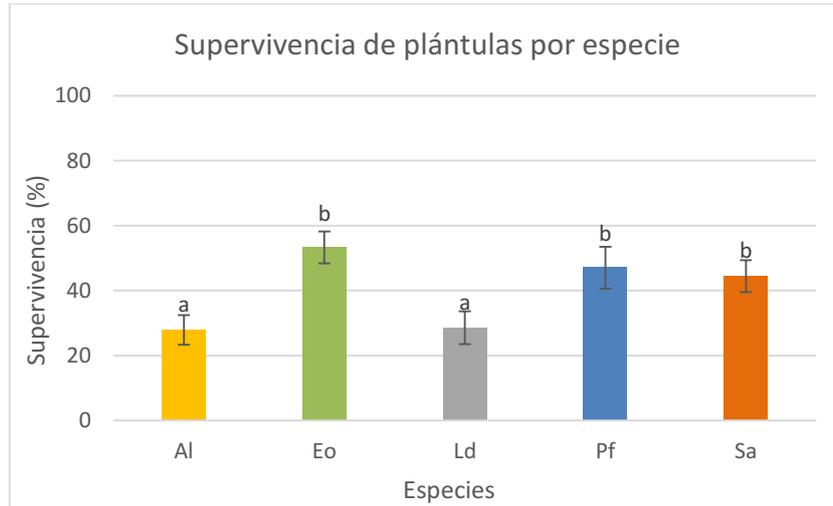


Figura 5.24: Porcentaje de supervivencia (n° de plántulas vivas $\times 100/n^\circ$ de plántulas emergidas) por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreatea*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar de todos los tratamientos ($n=40$). Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$)

El análisis de la relación de entre el peso de las semillas y la supervivencia mostró una correlación moderada significativa ($r=0,52$; $p=0,02$). El diagrama de dispersión entre estas variables, permitió detectar un valor que podría considerarse atípico (Figura 5.25), al eliminarlo del cálculo del índice, éste arrojó una mayor correlación y un mayor nivel de significancia ($r=0,69$; $p=0,0011$).

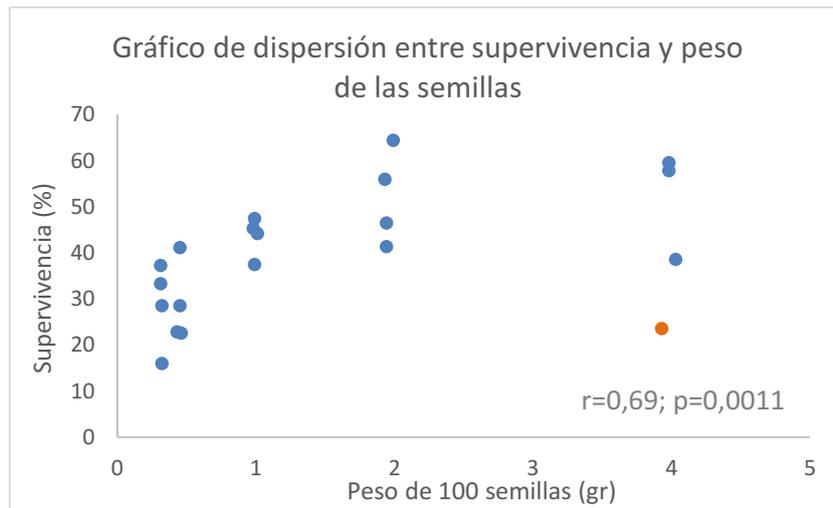


Figura 5.25: Gráfico de dispersión entre el porcentaje de supervivencia (n° de plántulas vivas x 100/ n° de plántulas emergidas) y el peso de 100 semillas (gr). El valor en color rojo fue considerado atípico y se excluyó en el cálculo del índice de correlación mostrado en la figura.

En el análisis del diámetro de tallo (DT) y altura de plántulas (AV) se observó que hubo diferencias significativas dependiendo de la especie ($p < 0,0001$ para ambas variables). Como se pudo observar en el ACP, *P. flexuosa* fue la especie con mayor DT, seguido por *E. ochreata*, luego *S. aphylla* y *A. lampa*, sin diferencias entre estas dos, y por último *L. divaricata* con menor DT (Figura 5.26). La altura también mostró un gradiente como el observado en el ACP, ya que las especies con mayor AV fueron *E. ochreata* y *P. flexuosa* seguido de *S. aphylla* y *A. lampa* y la de menor altura fue *L. divaricata* (Figura 5.26).

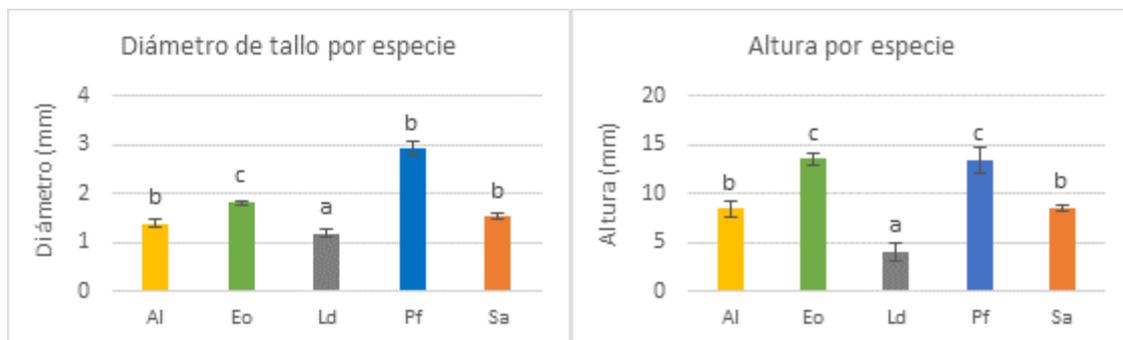


Figura 5.26: Diámetro de tallo y altura por especie (Al: *Atriplex lampa*, Eo: *Ephedra ochreata*, Ld: *Larrea divaricata*, Pf: *Prosopis flexuosa*, Sa: *Senna aphylla*) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plántulas vivas en los sitios 1 y 2. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

El análisis detallado del efecto de los tratamientos, por especie, en las variables de crecimiento (DT y AV) mostró que *A. lampa* presentó mayor diámetro de tallo ($p < 0,0001$) y altura ($p < 0,0001$) en el tratamiento de enriquecimiento con micorrizas (M), mientras que ambas variables fueron menores para los tratamientos control (C) y microrriego con vasijas (V); con valores intermedios para el tratamiento con hidrogel (H). La especie *E. ochreata* tuvo mayor altura en el tratamiento M ($p = 0,0009$) y menor en los demás tratamientos, sin embargo, el



diámetro de tallo no difirió entre tratamientos ($p=0,0760$). Para *L. divaricata*, DT y AV fueron menores en el tratamiento control ($p=0,0233$ y $p=0,0409$ para DT y AV, respectivamente). No obstante, los demás tratamientos no tuvieron el mismo efecto en las variables; el DT fue mayor para H y V, con valores intermedios en M. En cambio, la altura fue mayor para H y M, con valores intermedios en V. En el caso de *P. flexuosa*, el diámetro no difirió entre tratamientos ($p=0,1568$); con respecto a la altura, fue mayor en V y menor en los demás tratamientos. Por último, *S. aphylla* presentó mayor diámetro en C y V, menor en M e intermedio en H ($p=0,0347$), aunque no hubo diferencias significativas en la altura dependiendo de los tratamientos ($p=0,5158$) (Figura 5.27).

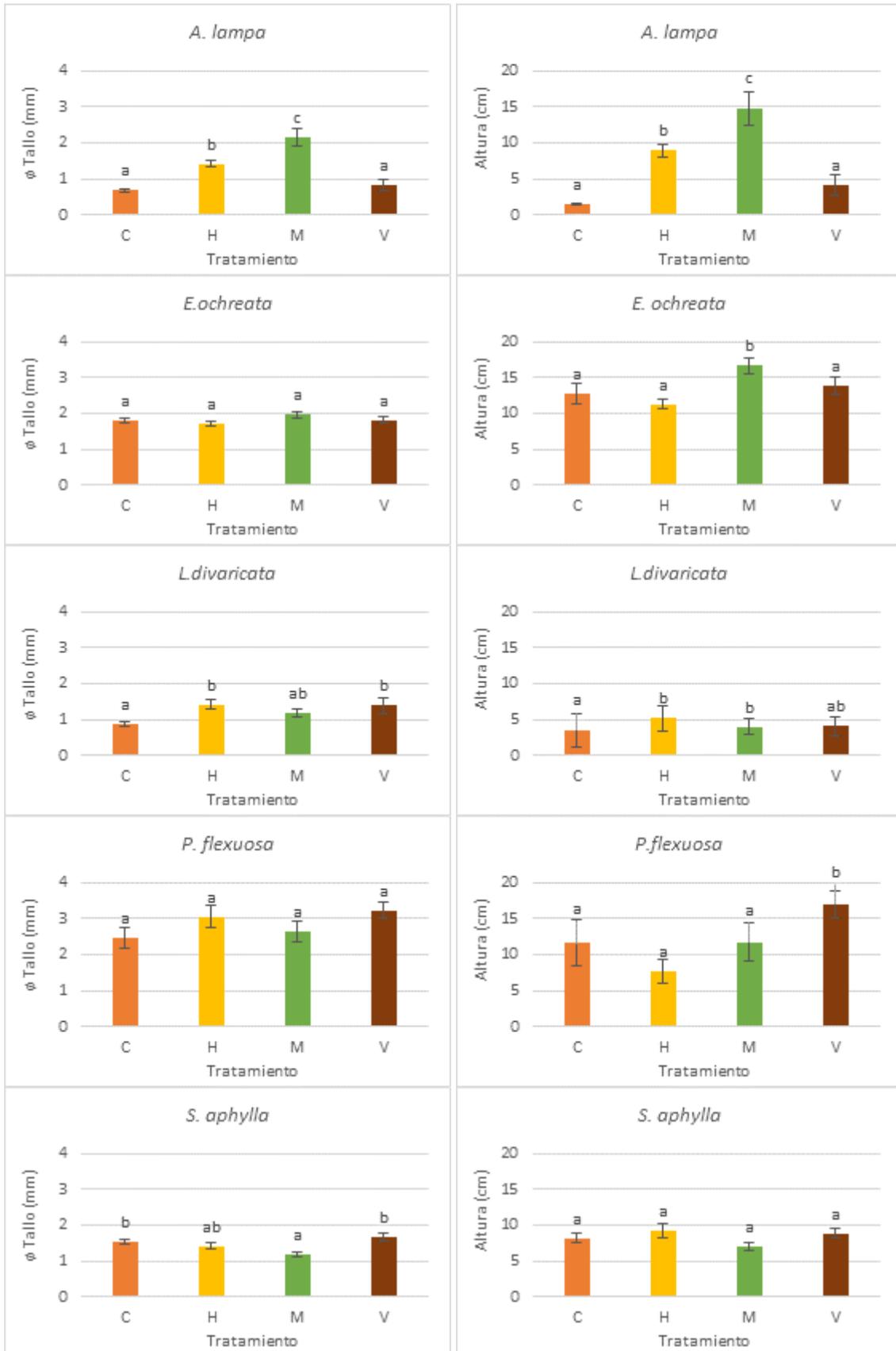


Figura 5.27: Diámetro de tallo (φ Tallo) y altura por especie según tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: micorrizas con vasijas) en el sector explanada. Los valores representan el promedio y el error estándar del total de plantas vivas en los sitios 1 y 2. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

VARIABLES EDÁFICAS Y AMBIENTALES

Caracterización de los sectores

El análisis de componentes principales de las variables edáficas y ambientales registradas permitió diferenciar los tres sectores (EXP, ARB e INT). El eje 1 explicó el 62,5% de la variabilidad de los datos a través de la temperatura ambiental mínima y media ($T^{\circ}\text{amb.min}$, $T^{\circ}\text{amb.med}$) ($r^2=1$ y $0,80$ respectivamente); humedad edáfica, media, máxima y mínima ($H\%ed.med$, $H\%ed.max$, $H\%ed.min$) ($r^2=0,87$ para las tres variables) que se relacionaron de manera positiva con este eje. Por otro lado, las variables temperatura edáfica media y máxima ($T^{\circ}ed.med$ y $T^{\circ}ed.max$) ($r^2=-0,99$ para ambas variables) y humedad relativa ambiente mínima ($H\%amb.min$) ($r^2=-0,88$) lo hicieron de manera negativa (Tabla 5.6). De esta manera, se ubicó al sector explanada en el margen derecho del gráfico con mayor humedad edáfica (media, mínima y máxima) y mayor temperatura ambiental media y mínima. En el margen izquierdo se encuentra al sector interparche con menor temperatura edáfica media y máxima y una menor temperatura ambiental mínima. El sector arbustos presentó valores intermedios para las variables mencionadas ya que se ubicó en el centro del eje 1 (Figura 5.28). El eje 2 explicó el 37,5% de la variabilidad a través de la temperatura edáfica mínima ($T^{\circ}ed.min$) ($r^2=1$), humedad relativa ambiente media y máxima ($H\%amb.med$ y $H\%amb.max$) ($r^2=-0,82$ y $-0,87$, respectivamente) y temperatura ambiental máxima ($T^{\circ}amb.max$) ($r^2=-0,84$) (Tabla 5.6). En función de estas variables se separó el sector arbustos en la parte superior del gráfico con mayor temperatura edáfica mínima y en la parte inferior interparche con menor humedad relativa ambiente media y máxima y menor temperatura ambiental máxima.

Tabla 5.6: Correlación de las variables con cada eje del análisis de componentes principales (H%ed: porcentaje de humedad edáfica, T°ed: temperatura edáfica, T°amb temperatura ambiental, H%amb: humedad relativa del ambiente, med: promedio, max: máxima, min: mínima).

VARIABLES	CP 1	CP 2
H%ed.med	0,87	-0,49
H%ed.max	0,87	-0,49
H%ed.min	0,87	-0,49
T°ed.med	-0,99	-0,13
T°ed.max	-0,99	0,14
T°ed.min	0,00	1,00
T°amb.med	0,80	-0,60
T°amb.max	-0,54	-0,84
T°amb.min	1,00	0,00
H%amb.med	-0,57	-0,82
H%amb.max	-0,49	-0,87
H%amb.min	-0,88	-0,47

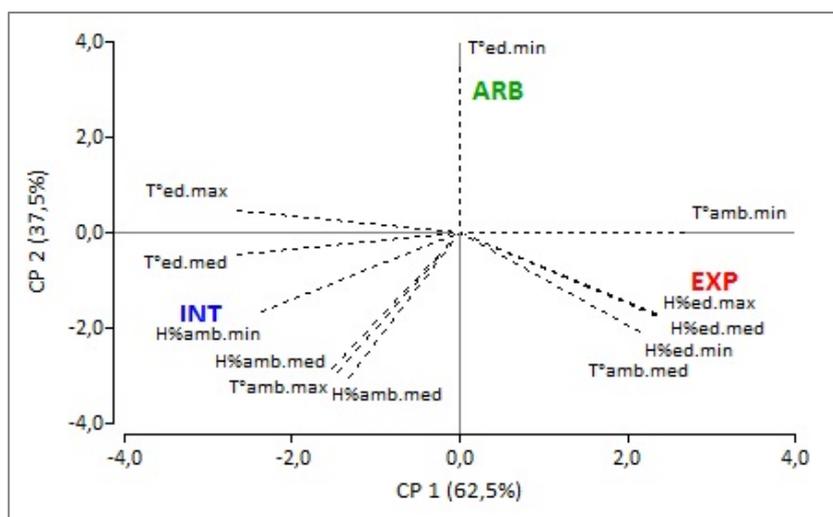


Figura 5.28: Biplot que muestra la separación de los sectores (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche) en función de las variables edáficas y ambientales (H%ed: porcentaje de humedad edáfica, T°ed: temperatura edáfica, H%amb: porcentaje de humedad relativa del ambiente, T°amb: temperatura ambiental, med: media, max: máxima, min: mínima).

La temperatura edáfica media presentó un promedio anual en torno a los 19°C en los tres sectores de estudio (EXP, ARB e INT). La temperatura máxima alcanzó valores medios anuales de 28,9°C para explanadas, 29,6°C para arbustos y 30,0°C en interparches, con máximas absolutas registradas durante el verano de 52,5°C en EXP, 59,5°C en ARB y 62,5°C en INT. La temperatura edáfica mínima se encontró, en promedio, entre 11 y 12°C (Tabla 5.7), con mínimas absolutas durante el invierno de -1,5°C en EXP y ARB y de -0,5°C en INT. El análisis de la temperatura edáfica mostró que no hubo diferencias significativas en los promedios anuales de la temperatura media, máxima y mínima dependiendo del sector (EXP, ARB e INT) (Tabla 5.7). Un análisis más detallado por estación del año reveló que las temperaturas media y mínima no difirieron entre sectores en ninguna estación del año, mientras que se observaron diferencias significativas entre sectores en la temperatura máxima de verano y otoño (Tabla 5.8). En otoño, la temperatura edáfica máxima fue mayor en EXP y menor en ARB e INT, mientras que en verano fue menor en EXP y mayor en ARB e INT (Figura 5.29).

Tabla 5.7: Temperaturas edáficas media, máxima y mínima anuales por sector. Los valores representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=366). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Temperatura edáfica (°C)			
Sector	Media	Máxima	Mínima
ARBUSTOS	19,38 ± 0,50 a	29,61 ± 0,80 a	12,33 ± 0,35 a
EXPLANADAS	19,25 ± 0,49 a	28,94 ± 0,62 a	11,77 ± 0,37 a
INTERPARCHÉ	19,60 ± 0,52 a	30,05 ± 0,80 a	11,78 ± 0,33 a
p-valor	0,9190	0,7625	0,4674

Tabla 5.8: Temperaturas edáficas media, máxima y mínima, por estación y sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (otoño n=92; invierno n=93; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma fila, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Variable	Estación	ARBUSTO	EXPLANADA	INTERPARCHÉ	p-valor
Temperatura edáfica media	Otoño	13,78 ± 0,60 a	13,81 ± 0,60 a	13,67 ± 0,58 a	0,9684
	Invierno	10,12 ± 0,42 a	9,86 ± 0,41 a	9,76 ± 0,36 a	0,9050
	Primavera	22,92 ± 0,59 a	23,60 ± 0,59 a	24,12 ± 0,65 a	0,4526
	Verano	31,09 ± 0,41 a	30,11 ± 0,45 a	31,25 ± 0,49 a	0,1465
Temperatura edáfica máxima	Otoño	19,44 ± 0,92 a	21,97 ± 0,74 b	20,06 ± 0,80 a	0,0004
	Invierno	16,60 ± 0,89 a	17,65 ± 0,85 a	15,54 ± 0,63 a	0,2775
	Primavera	36,49 ± 1,20 a	35,12 ± 0,74 a	38,12 ± 1,13 a	0,2498
	Verano	46,50 ± 0,70 b	41,47 ± 0,59 a	47,12 ± 0,77 b	<0,0001
Temperatura edáfica mínima	Otoño	9,31 ± 0,49 a	8,30 ± 0,53 a	8,99 ± 0,49 a	0,2867
	Invierno	5,66 ± 0,30 a	4,85 ± 0,29 a	5,61 ± 0,26 a	0,0783
	Primavera	14,21 ± 0,39 a	14,51 ± 0,53 a	13,63 ± 0,41 a	0,4913
	Verano	20,39 ± 0,41 a	19,70 ± 0,30 a	19,12 ± 0,40 a	0,1090

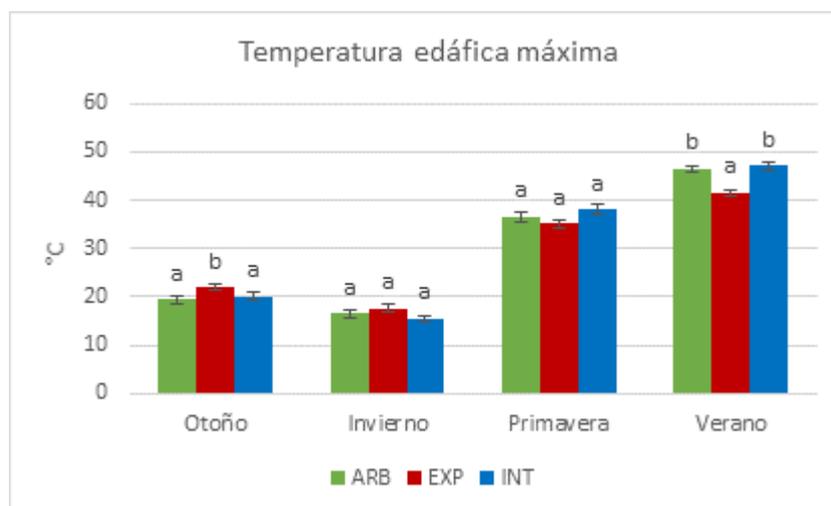


Figura 5.29: Temperatura edáfica máxima por estación del año y sector (ARB: arbusto, EXP: explanada, INT: interparche). Los valores representan el promedio y el error estándar calculado en base a las temperaturas máximas diarias por sector registradas durante un año (otoño n=92; invierno n=93; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma estación, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Los promedios anuales de humedad edáfica media, máxima y mínima se encontraron en torno al 2% en ARB e INT, mientras que las EXP presentaron valores entre 6 y 7 % (Tabla 5.9). El análisis de la humedad edáfica corroboró lo observado en el ACP, ya que reveló diferencias significativas en la humedad media, máxima y mínima, dependiendo el sector. En todos los casos, la humedad edáfica fue mayor en EXP, menor en ARB e intermedia en INT (Tabla 5.9). El

análisis detallado por estación del año reveló que, en todas las estaciones, la humedad edáfica fue mayor en EXP ($p < 0,0001$ para humedad media, máxima y mínima en las cuatro estaciones del año). Además, se puede observar que la humedad edáfica de las EXP se mantiene relativamente constante en todas las estaciones, con valores por encima del 5%, mientras que en ARB el contenido de agua es más variable con valores medios en torno a 0% durante el verano, menores a 2% en otoño y entre 4 y 6% durante invierno y primavera. El sector INT mantiene valores cercanos a 2% en verano y otoño mientras que en las demás estaciones la humedad es cercana al 4% (Figura 5.30). Las tres variables presentaron valores similares con el mismo comportamiento, por lo cual se muestra un gráfico que representa la humedad edáfica media.

Tabla 5.9: Humedades edáficas media, máxima y mínima anuales por sector. Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año ($n=366$). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Sector	Humedad edáfica (CVA%)		
	Media	Máxima	Mínima
ARBUSTO	2,76 ± 0,22 a	2,99 ± 0,24 a	2,55 ± 0,20 a
EXPLANADA	6,56 ± 0,11 c	7,10 ± 0,13 c	6,18 ± 0,11 c
INTERPARCHE	2,64 ± 0,12 b	2,88 ± 0,15 b	2,45 ± 0,11 b
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001

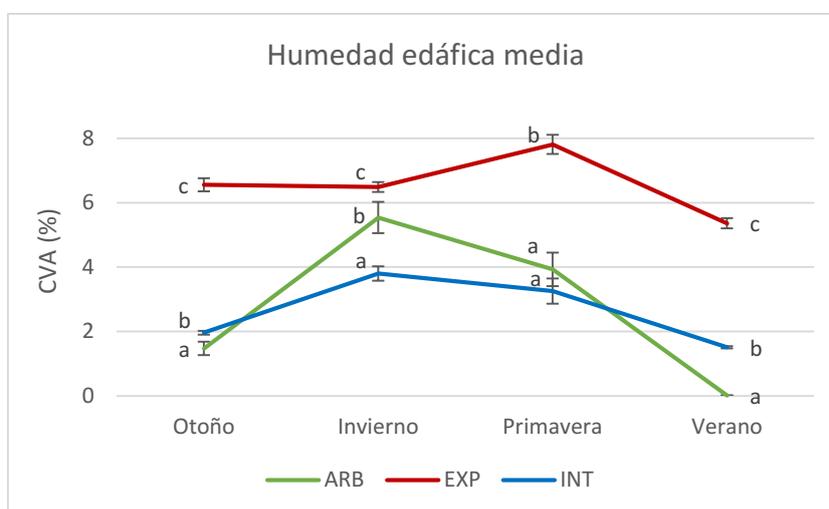


Figura 5.30: Humedad edáfica media por estación del año y sector (ARB: arbusto, INT: interparche, EXP: explanada). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año (otoño $n=92$; invierno $n=93$; primavera $n=91$; verano $n=90$). Medias con una letra común, para una misma estación, no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

En cuanto a las variables ambientales, la temperatura media en los tres sectores estuvo en torno a los 18°C, la máxima entre 27 y 28 °C y la mínima entre 9 y 10°C y no presentaron diferencias significativas entre sectores (Tabla 5.10). El análisis realizado por estación del año

mostró el mismo comportamiento, es decir que no hubo diferencias significativas en las temperaturas ambientales medias, máximas y mínimas entre sectores (EXP, ARB e INT) (Tabla 5.11).

Tabla 5.10: Temperaturas ambientales media, máxima y mínima por sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (n=266). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Temperatura ambiental (°C)			
Sector	Media	Máxima	Mínima
ARBUSTO	18,64 ± 0,47 a	27,66 ± 0,59 a	9,72 ± 0,40 a
EXPLANADA	18,81 ± 0,46 a	28,05 ± 0,57 a	10,01 ± 0,39 a
INTERPARCHÉ	18,66 ± 0,47 a	28,49 ± 0,58 a	9,41 ± 0,40 a
p-valor	0,9313	0,6175	0,5757

Tabla 5.11: Temperaturas ambientales medias, máxima y mínima por estación del año y sector. Los valores están expresados en °C y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común en una misma fila, no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

Variable	Estación	ARBUSTO	EXPLANADA	INTERPARCHÉ	p-valor
Temperatura ambiental media	Otoño	22,10 ± 0,78 a	21,90 ± 0,69 a	21,64 ± 0,69 a	0,8890
	Invierno	9,16 ± 0,46 a	9,60 ± 0,46 a	9,22 ± 0,46 a	0,7227
	Primavera	19,32 ± 0,54 a	19,52 ± 0,53 a	19,46 ± 0,54 a	0,9670
	Verano	25,32 ± 0,13 a	25,29 ± 0,43 a	25,24 ± 0,43 a	0,9888
Temperatura ambiental máxima	Otoño	31,96 ± 1,34 a	31,70 ± 1,28 a	31,61 ± 1,27 a	0,9853
	Invierno	16,27 ± 0,68 a	17,22 ± 0,68 a	17,46 ± 0,70 a	0,4218
	Primavera	28,44 ± 0,72 a	28,77 ± 0,70 a	29,43 ± 0,72 a	0,5966
	Verano	35,72 ± 0,53 a	35,78 ± 0,52 a	36,23 ± 0,54 a	0,7573
Temperatura ambiental mínima	Otoño	13,25 ± 0,70 a	13,90 ± 0,68 a	13,59 ± 0,74 a	0,6442
	Invierno	2,43 ± 0,42 a	2,90 ± 0,43 a	2,17 ± 0,43 a	0,4850
	Primavera	10,16 ± 0,50 a	10,43 ± 0,49 a	9,80 ± 0,51 a	0,6705
	Verano	14,83 ± 0,44 a	14,96 ± 0,43 a	14,46 ± 0,45 a	0,7311

En cuanto al porcentaje de humedad relativa del ambiente (HR), no hubo diferencias significativas en la HR mínima dependiendo del sector, la cual presentó valores de cercanos a 22%. Sin embargo, se observaron diferencias en la HR media y máxima en función de los diferentes sectores. La HR media fue mayor en INT, con un promedio anual de 41,26%, menor en ARB con 37,48% e intermedio en EXP con 39,16%. La HR máxima presentó el mismo patrón, con promedios anuales de 65,29% en INT, 62,22% en EXP y 58,85% en ARB (Tabla 5.12). El análisis realizado por estación mostró diferencias en primavera y verano para HR media y en invierno, primavera y verano para la HR máxima. En cambio, no hubo diferencias significativas

en la HR mínima por sector, en ninguna de las cuatro estaciones (Tabla 5.13). En todas las estaciones en las que hubo diferencias significativas, las HR media y máxima fueron mayores en INT, menores en ARB y presentaron valores intermedios en EXP, a excepción de la HR máxima en verano, que fue mayor en INT y en EXP (Figura 5.31).

Tabla 5.12: Humedades relativas del ambiente media, máxima y mínima por sector. Los valores están expresados en porcentaje y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (n=266). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Sector	Humedad relativa del ambiente (%)		
	Media	Máxima	Mínima
ARBUSTO	37,48 ± 1,16 a	58,85 ± 1,28 a	22,32 ± 0,92 a
EXPLANADA	39,16 ± 1,18 ab	62,22 ± 1,29 ab	22,31 ± 0,94 a
INTERPARCHE	41,26 ± 1,18 b	65,29 ± 1,24 b	22,99 ± 0,97 a
p-valor	0,0020	0,0007	0,6051

Tabla 5.13: Humedades relativas del ambiente media, máxima y mínima por estación del año y sector. Los valores están expresados en porcentaje y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma fila, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Variable	Estación	ARBUSTO	EXPLANADA	INTERPARCHE	p-valor
Humedad relativa media	Otoño	44,58 ± 4,71 a	46,26 ± 4,35 a	49,49 ± 4,32 a	0,4458
	Invierno	54,42 ± 2,25 a	56,24 ± 2,35 a	58,68 ± 2,24 a	0,2232
	Primavera	35,25 ± 1,78 a	36,85 ± 1,80 ab	38,65 ± 1,80 b	0,0218
	Verano	24,94 ± 0,66 a	26,59 ± 0,67 b	28,58 ± 0,75 c	0,0001
Humedad relativa máxima	Otoño	73,26 ± 5,31 a	74,08 ± 4,41 a	76,49 ± 4,00 a	0,7624
	Invierno	75,31 ± 1,82 a	78,67 ± 1,90 ab	80,93 ± 1,72 b	0,0474
	Primavera	58,11 ± 2,19 a	61,63 ± 2,21 ab	64,71 ± 2,12 b	0,0293
	Verano	44,3 ± 1,31 a	47,84 ± 1,37 b	51,64 ± 1,48 b	0,0004
Humedad relativa mínima	Otoño	21,31 ± 2,38 a	22,78 ± 3,21 a	24,16 ± 3,50 a	0,7145
	Invierno	34,07 ± 2,44 a	33,57 ± 2,44 a	35,25 ± 2,46 a	0,7551
	Primavera	19,70 ± 1,25 a	19,97 ± 1,31 a	20,21 ± 1,35 a	0,8538
	Verano	15,43 ± 0,21 a	15,37 ± 0,17 a	15,58 ± 0,22 a	0,7989

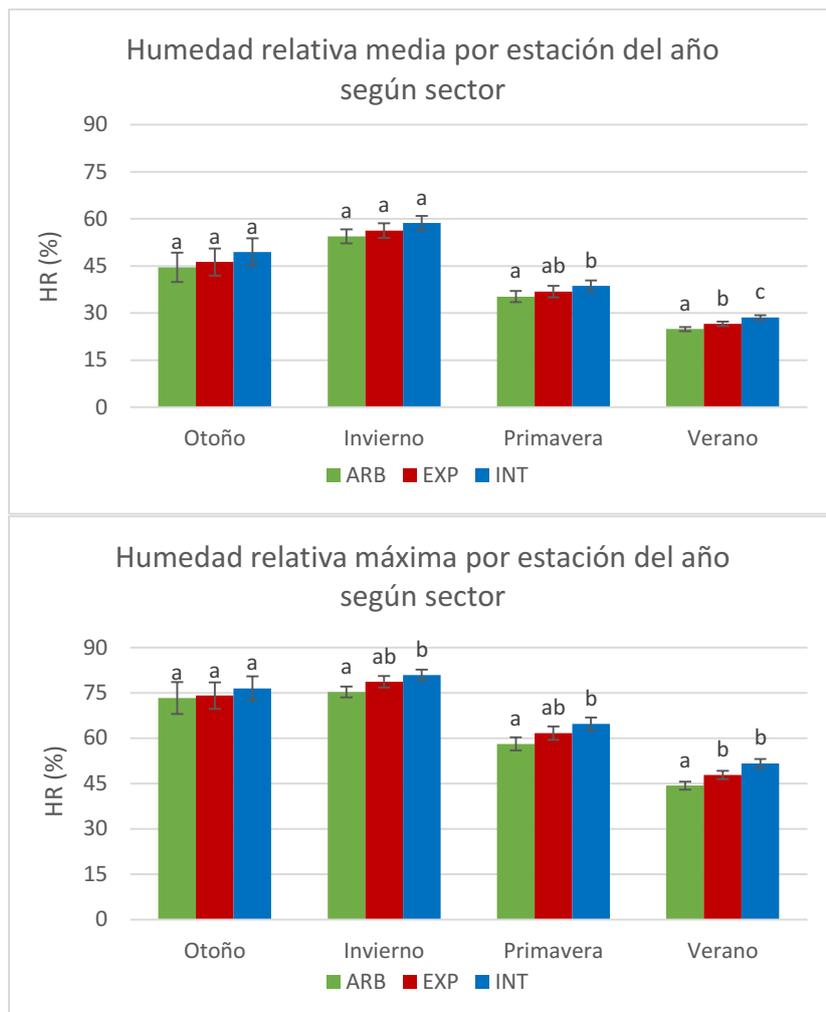


Figura 5.31: Porcentaje de humedad relativa ambiente media y máxima por estación del año y sector (ARB: arbusto, INT: interparche, EXP: explanada). Los valores representan el promedio y el error estándar calculados en base a medias y máximas diarias registradas durante nueve meses (otoño n=11; invierno n=74; primavera n=91; verano n=90). Medias con una letra común, en una misma estación, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Humedad edáfica de los tratamientos en cada sector

En las explanadas se observaron diferencias significativas en los promedios anuales de humedad edáfica media, máxima y mínima, dependiendo de los tratamientos ($p<0,0001$ para las tres variables). La humedades edáficas media, máxima y mínima fueron mayores para el tratamiento de enriquecimiento con micorrizas (M), con valores entre 8 y 9%, menor para los tratamientos hidrogel (H) y microrriego con vasija (V) con valores cercanos a 5%, e intermedio para el tratamiento control (C) con promedios entre 6 y 7% (Tabla 5.14). En la Figura 5.32 se presenta la humedad edáfica media por tratamiento a lo largo del año, donde se observa que el tratamiento M, en general, posee los valores más altos, con excepción de los meses de agosto y junio. Los tratamientos C y H presentaron valores similares a lo largo de todo el año, mientras que V comenzó con los valores más bajos de humedad edáfica, que aumentaron en los últimos

meses del ensayo. Los valores de humedad edáfica máxima y mínima presentaron el mismo patrón a lo largo del año, por lo que se presenta el gráfico con la humedad edáfica media, a modo ilustrativo.

Tabla 5.14: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector explanada (EXP). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Humedad edáfica EXP			
Tratamiento	Media	Máxima	Mínima
C	6,57 ± 0,12 b	7,12 ± 0,14 c	6,19 ± 0,11 b
H	5,48 ± 0,12 a	5,47 ± 0,14 a	5,32 ± 0,12 a
M	8,82 ± 0,17 c	9,24 ± 0,21 c	8,56 ± 0,17 c
V	5,33 ± 0,17 a	5,94 ± 0,21 b	4,98 ± 0,17 a
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001

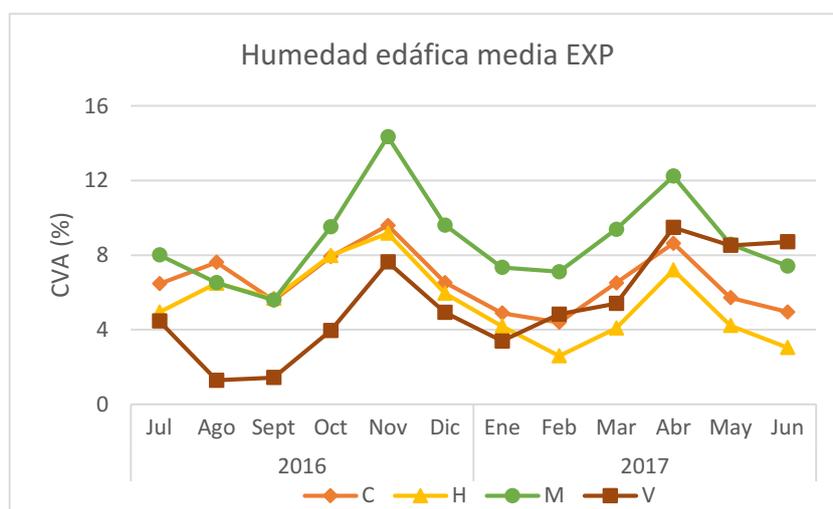


Figura 5.32: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector explanada (EXP). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año.

En el sector arbustos se observaron diferencias significativas en los promedios anuales de humedad edáfica media, máxima y mínima, dependiendo de los tratamientos ($p<0,0001$ para las tres variables). En este sector, los valores más altos de humedad edáfica media, máxima y mínima se observaron para el tratamiento V con porcentajes entre 9 y 11%, H presentó valores medios, superiores al 3%, mientras que para C y M se registraron los valores más bajos entre 2 y 3% (Tabla 5.15). La representación detallada de la humedad edáfica media por tratamiento durante el ensayo (Figura 5.33) muestra que, durante todo el periodo evaluado, el tratamiento V presentó mayor humedad. Los tres tratamientos restantes presentan valores similares, a excepción de M en el mes de abril que presentó un marcado aumento.

Tabla 5.15: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector arbusto (ARB). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Humedad edáfica ARB			
Tratamiento	Media	Máxima	Mínima
C	2,80 ± 0,22 a	3,03 ± 0,24 a	2,59 ± 0,20 a
H	3,56 ± 0,17 b	3,80 ± 0,19 b	3,36 ± 0,16 b
M	3,10 ± 0,25 a	3,42 ± 0,29 a	2,86 ± 0,23 a
V	10,04 ± 0,27 c	11,17 ± 0,33 c	9,16 ± 0,27 c
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001

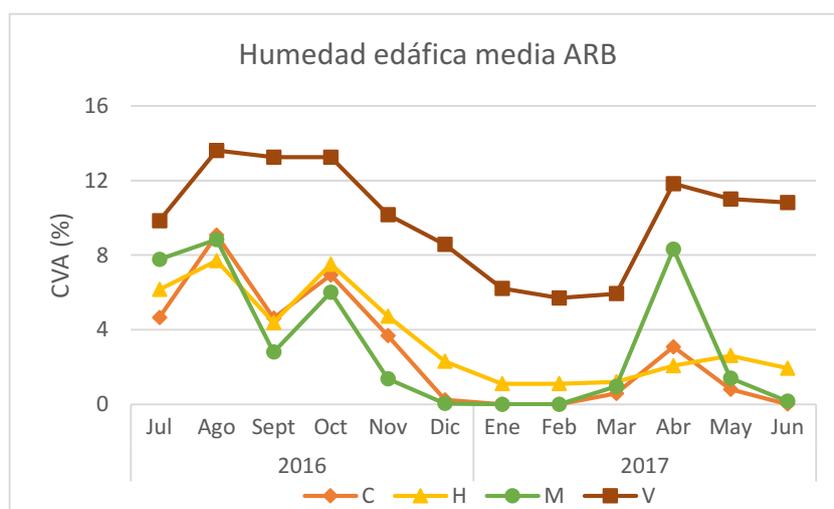


Figura 5.33: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector arbusto (ARB). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año.

En el sector INT, los promedios anuales de humedad edáfica media, mínima y máxima presentaron diferencias significativas dependiendo del tratamiento ($p<0,0001$ en las tres variables). Los valores más altos (entre 5 y 6%) se presentaron en el tratamiento M los menores valores (por debajo del 2%) en V, mientras que los valores intermedios (mayores 2%) se observaron en C y H (Tabla 5.16). El detalle del contenido de humedad por mes, muestra que V presenta los valores más bajos en comparación con los demás tratamientos, con los mínimos en los meses de verano, en mayo y junio. Además, se puede observar que el tratamiento M presenta los valores más altos a lo largo de todo el año (Figura 5.34).

Tabla 5.16: Humedades edáficas media, mínima y máxima por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector interparche (INT). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio y el error estándar calculado en base a los valores medios, máximos y mínimos diarios registrados durante un año (n=360). Medias con una letra común, en una misma columna, no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Humedad edáfica INT			
Tratamiento	Media	Máxima	Mínima
C	2,67 ± 0,13 b	2,92 ± 0,15 b	2,48 ± 0,11 b
H	2,73 ± 0,14 b	2,99 ± 0,16 b	2,53 ± 0,13 b
M	5,40 ± 0,16 c	6,02 ± 0,16 c	4,98 ± 0,15 c
V	1,78 ± 0,18 a	1,98 ± 0,18 a	1,66 ± 0,14 a
p-valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001

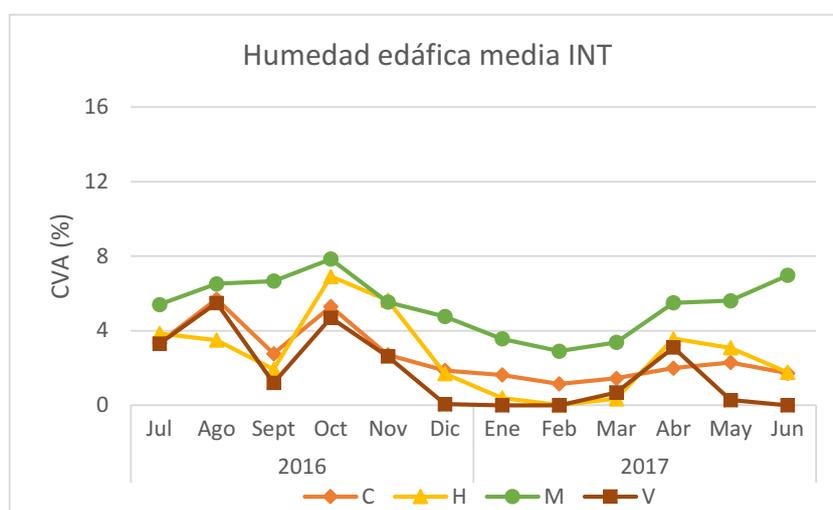


Figura 5.34: Humedad edáfica media por mes y por tratamiento (C: control, H: hidrogel, M: enriquecimiento con micorrizas, V: microrriego con vasija) en el sector interparche (INT). Los valores están expresados como Contenido Volumétrico de Agua (CVA%) y representan el promedio calculado en base a los valores medios diarios registrados durante un año.

Emergencia y establecimiento naturales

La cantidad de plántulas emergidas y establecidas en el transcurso del año de muestreo fue muy variable entre los sitios y los sectores. En ningún sector se observó emergencia o establecimiento de las especies utilizadas en la siembra directa, por lo que se registraron otras especies perennes (arbustos, subarbustos y hierbas). La emergencia fue nula en EXP del sitio 2 mientras que en EXP del sitio 1 emergieron dos ejemplares del subarbusto *G. chilensis*, y uno de ellos logró establecerse al final del año. En ARB, si bien, en el sitio 1 emergieron ejemplares de la hierba perenne *Hoffmannseggia erecta* y en el sitio 2 de *G. chilensis* y el arbusto *Gutierrezia* sp., no hubo establecimiento en ninguno de los dos sitios. En INT del sitio 1 se registró emergencia y establecimiento de una sola especie, *H. erecta*, mientras que en el sitio 2 emergieron plántulas de *G. chilensis* en mayor medida y *Gutierrezia* sp. en menor cantidad

(Tabla 5.17). El análisis de la cantidad de plántulas emergidas y establecidas mostró diferencias significativas en la emergencia ($p=0,0120$) y el establecimiento ($p=0,0033$) naturales dependiendo del sitio y del sector. Para las dos variables estudiadas, emergencia y establecimiento, se observó una mayor cantidad de plántulas en INT del sitio 2, mientras que los demás sectores no presentaron diferencias significativas entre sí (Figura 5.35).

Tabla 5.17: Emergencia y establecimiento naturales por especie en cada sitio (S1: sitio 1, S2: sitio 2) y sector (EXP: explanada, ARB: arbusto, INT: interparche). Los valores representan la suma de 5 réplicas por sector durante un año de muestreo.

Sitio	Sector	Emergencia	Establecimiento
S1	EXP	2 Gch	1 Gch
	ARB	6 Her	0 Her
	INT	3 Her	2 Her
S2	EXP	0	0
	ARB	8 Gch	0 Gch
		9 Gsp	0 Gsp
		64 Gch	24 Gch
	INT	3 Gsp	1Gsp
		3 ENI	0 ENI

Gch: *Grindelia chilensis*, H: *Hoffmannseggia erecta*, Gsp: *Gutierrezia* sp., ENI: especie no identificada.

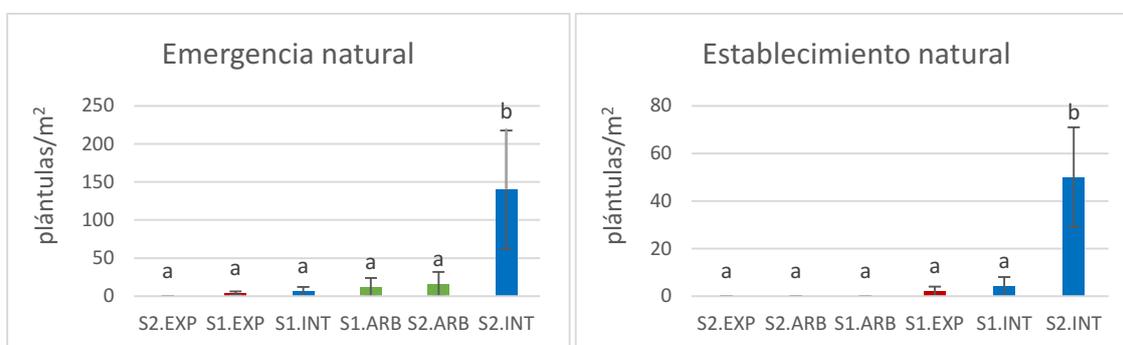


Figura 5.35: Emergencia y establecimiento naturales en cada sector (EXP: explanada, ARB: arbusto e INT: interparche) de los sitios 1 y 2 (S1 y S2) expresada como plántulas/m². Los valores representan el promedio y el error estándar de 5 repeticiones. Medias con una misma letra no son estadísticamente diferentes ($p>0,05$).

5.4 DISCUSIÓN

Siembra directa

En este ensayo se pudo observar que no hubo diferencias en la emergencia de las especies sembradas en función de los sectores (EXP, ARB, INT), con promedios entre 32,7% y 37,0%. Esto puede atribuirse a que las semillas fueron sometidas a un tratamiento pregerminativo para

eliminar la latencia y a que se realizó un riego inicial a fin de favorecer la germinación. Esto pudo haber contribuido a que la germinación haya sido uniforme entre sectores, sin que la misma se viera afectada por las condiciones microclimáticas de cada uno, sino más bien determinada por la capacidad germinativa de cada especie. Un antecedente de siembra directa en el Monte Austral, menciona que no hubo diferencias en la germinación de especies nativas, gramíneas y arbustivas, entre los sectores de estudio, que incluían sectores bajo arbustos y sectores de suelo desnudo, entre otros (Busso *et al.*, 2012). Sin embargo, en el trabajo citado, la germinación de las especies arbustivas evaluadas se ubicó por debajo del 1% (Busso *et al.*, 2012).

En cuanto al establecimiento, sí se encontraron diferencias significativas entre sectores, con un mayor establecimiento en EXP, menor en ARB y valores intermedios en INT. Entre las variables edáficas y ambientales evaluadas en los sectores y que pudieron condicionar el establecimiento de las plántulas, se destaca la humedad edáfica que resultó mayor en EXP, en las cuatro estaciones del año. Además, es notable que, en verano, el sector ARB presentó los valores más bajos e INT, intermedios. En ecosistemas áridos, el agua es el principal factor que controla los procesos biológicos (Noy-Meir, 1973; Golodets *et al.*, 2013), por lo que la humedad edáfica podría explicar el patrón de establecimiento en este trabajo. El bajo contenido de humedad debajo de los arbustos podría deberse a un abundante desarrollo de especies anuales (hierbas y gramíneas) (obs. pers.) principalmente del género *Schismus* (González, no publicado). Una densa comunidad de anuales aumenta el estrés hídrico (Holzapfel y Mahall, 1999) y puede reducir el establecimiento de plántulas de especies perennes. Particularmente, se ha descrito que especies del género *Schismus* reducen el establecimiento de una especie arbustiva en el desierto de Mojave, Estados Unidos (Rodríguez-Buriticá y Miriti, 2009). Esto se debe a que las plántulas de especies perennes deben superar las limitaciones de agua y nutrientes bajo una competencia intensa, y durante el establecimiento, generalmente tienen una menor eficiencia de uso del agua que las especies anuales, y sus sistemas radiculares son incipientes (Sandquist *et al.*, 1993; Housman *et al.*, 2003). Por otra parte, la temperatura edáfica máxima durante el verano, estación con mayor déficit hídrico en estos ambientes, fue mayor en ARB e INT que en EXP, lo que aumenta la evaporación del agua del suelo. Otros autores también encontraron mayor temperatura edáfica debajo de arbustos que en los interparques de suelo desnudo en los meses de verano y otoño (de noviembre a junio) en el Monte Austral (Busso *et al.*, 2012). La menor temperatura máxima de las EXP puede deberse a que la superficie está cubierta por material alóctono con gran cantidad de grava que podría retener la radiación solar, evitar que la temperatura llegue a capas de suelo por debajo de las mismas y disminuir la evaporación del agua. Existen antecedentes que mencionan que la colocación de un mantillo de grava en la

superficie del suelo disminuye la evaporación de agua (Corey y Kempner, 1968; Kemper *et al.*, 1994; Qiu *et al.*, 2014) y la técnica es utilizada para favorecer cultivos en otros ecosistemas áridos y semiáridos (Wang *et al.*, 2011; Lü *et al.*, 2013). En el caso de los INT, se observó acumulación de arena en superficie lo que no favorece la retención de agua, sino que la misma podría infiltrar a mayor profundidad que la registrada por el sensor; o en los meses de mayor déficit hídrico, podría perderse por evaporación ya que la temperatura edáfica máxima fue mayor en INT que en EXP. Estudios previos sobre el establecimiento de arbustos en ecosistemas áridos, mencionan que, en el Monte Austral, las especies arbustivas pueden establecerse tanto en sitios de suelo desnudo como con cobertura de vegetación (Bisigato y Bertiller, 2004). Esto se debe a un balance entre interacciones positivas y negativas que se dan entre las plántulas y los ejemplares adultos (Aguiar y Sala, 1994; Bisigato y Bertiller, 1999). Si bien se conoce que debajo de los arbustos se produce una acumulación de recursos (nutrientes, semillas, materia orgánica) y se generan condiciones adecuadas para la germinación y establecimiento de plantas (protección frente a herbívoros, desecación, altas temperaturas), estos procesos se ven afectados por la competencia por la humedad del suelo entre las plántulas y los ejemplares establecidos (arbustos o pastos asociados) (Aguiar *et al.*, 1992; Aguiar y Sala, 1994; Bertiller, 1998; Bisigato y Bertiller, 1999; Bertiller *et al.*, 2000). Estos resultados muestran que, en el sitio de estudio, la competencia fue mayor que el efecto facilitador del arbusto, ya que el establecimiento fue mayor en INT que en ARB y aún mayor en EXP, con escasa cobertura vegetal. El mismo razonamiento se puede aplicar al tamaño de las plantas establecidas en los diferentes sectores. El mayor diámetro de tallo (DT) y altura (AV) de los ejemplares de las EXP podrían estar asociados a la mayor disponibilidad de agua en este sector y menor competencia con la vegetación. La única especie que presentó una mayor altura tanto en ARB como en EXP fue *S. aphylla*, sin embargo, el diámetro del tallo fue mayor en EXP. Esto implica que los ejemplares debajo de los arbustos eran más delgados y altos, desarrollo característico de plantas ahiladas por encontrarse a la sombra (Villar Salvador, 2003).

Máximo potencial de germinación

Los porcentajes de germinación *ex situ* alcanzados por *A. lampa* ($40,8 \pm 3,88\%$), *E. ochreatea* ($92,0 \pm 2,83\%$), *P. flexuosa* ($98,4 \pm 0,98\%$) y *S. aphylla* ($94,4 \pm 0,98\%$) son acordes a los logrados previamente (ver Capítulo 4) y los observados en otros estudios (Galíndez *et al.*, 2016; Paredes *et al.*, 2018). Para *L. divaricata*, la germinación fue de $40,8 \pm 4,20\%$ (con remojo y frotado durante 3 días, Peano, 2016), valor que supera la germinación obtenida anteriormente, durante la evaluación de tratamientos pregerminativos, de $8,9 \pm 3,85\%$ (con remojo durante 3 días, Capítulo 4) y la reportada en la bibliografía, con valores menores al 20% (Bonvissuto y Busso,

2007; Jaureguiberry y Díaz, 2015; Tadey y Suoto, 2016). Al comparar el desempeño *in situ* y *ex situ* de las especies, se pudo observar que la mayoría tuvo una menor emergencia a campo (*in situ*), en comparación con la germinación *ex situ* ($p=0,0144$ para *E. ochreata*, $p=0,0006$ para *L. divaricata* y $p<0,0001$ para *P. flexuosa* y *S. aphylla*), excepto *A. lampa*, para la cual no se observaron diferencias significativas ($p=0,9837$). En este sentido, Commander *et al.* (2019) realizaron siembras con especies nativas para la rehabilitación post minería en un ecosistema semiárido y mencionan resultados similares a los obtenidos en el presente trabajo. Las seis especies evaluadas presentaron una menor emergencia *in situ* en comparación con la germinación *ex situ*; entre ellas se encuentran cinco especies arbustivas, cuatro del género *Acacia*, que pertenecen a la familia de las fabáceas, al igual que *P. flexuosa* y *S. aphylla*, y una mirtácea. Esta menor emergencia *in situ* puede estar dada por rasgos propios de las semillas o de las plántulas, entre los que se destacan la tasa de crecimiento de la radícula y la fuerza de empuje del hipocótilo (Schütz *et al.*, 2002), que también pueden verse afectados por factores ambientales como la temperatura y humedad edáfica, resistencia superficial del suelo, costras superficiales, y presencia de patógenos (James *et al.*, 2011; Jiménez-Alfaro *et al.*, 2016). Particularmente en esta experiencia, se observó un endurecimiento superficial del suelo luego de los eventos de lluvia, debido a la agregación de las partículas más finas (limo y arcilla), lo que limitó la emergencia de plántulas. La especie más afectada por ese proceso fue *P. flexuosa*, debido a que la profundidad de siembra fue mayor, ya que las semillas son de mayor tamaño que las de las demás especies. La recomendación general para la siembra es que la profundidad debe ser de 1,5 a 2 veces el diámetro de la semilla (Dumroese *et al.*, 2009; Beider, 2012), por lo que la costra sobre las semillas de *P. flexuosa* fue de mayor espesor que la formada sobre las semillas de las demás especies. Además, en esta especie se observó que las semillas retenidas debajo de la costra presentaban desarrollo de hongos que pudieron afectar la viabilidad de las mismas (Figura 5.36). Para evitar este inconveniente, se debería considerar que la cobertura de las semillas se realice con una mezcla del suelo del lugar y un material de mayor granulometría, como arena o grava fina. Por otro lado, en *E. ochreata* también se observó que la costra restringía la emergencia; sin embargo, las plántulas finalmente emergían levemente ahiladas y lograban desarrollarse sin que se observara proliferación de hongos en sus semillas (Figura 5.37 B). En las demás especies no se evidenció que la costra impidiera la emergencia (Figura 5.37 A, C y D), por lo que la disminución de la capacidad germinativa pudo estar relacionada con otros factores como las condiciones ambientales (humedad y temperatura) o la época de siembra. Las diferencias observadas entre especies en relación al desarrollo de hongos y capacidad para emerger del sustrato, demuestra que la vulnerabilidad al ataque de patógenos y la fuerza de empuje de las plántulas, que les permite emerger del sustrato, son rasgos específicos de cada

especie, como se ha descrito para otros rasgos funcionales de semillas y del desarrollo de plántulas (Villar *et al.*, 2004). El impacto de la época de siembra en la emergencia de las plántulas se ha demostrado en otros ecosistemas áridos (Knight *et al.*, 1998; Turner *et al.*, 2006), con una mayor emergencia de plántulas de las semillas sembradas en otoño, en comparación con las semillas sembradas en invierno (Turner *et al.*, 2006).



Figura 5.36: Izquierda, detalle de la parte inferior de la costra de suelo removida en el núcleo de siembra de *P. flexuosa*. En la misma se observan las semillas con desarrollo de hongos. Derecha, semillas que germinaron debajo de la costra y emergiendo del sustrato.

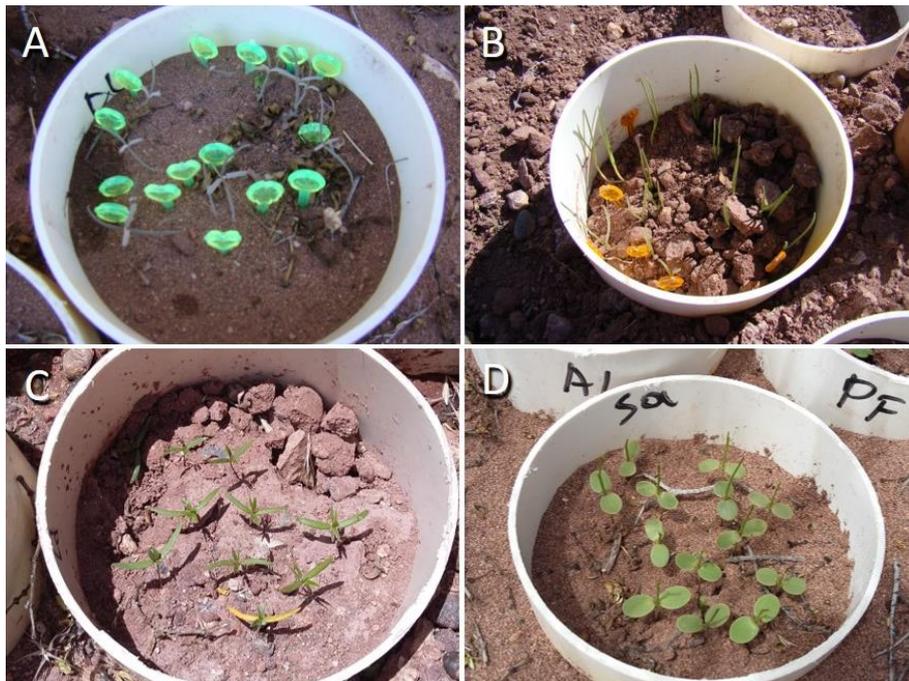


Figura 5.37: A: plántulas de *A. lampa*. B: plántulas de *E. ochreata* donde se observan algunas levemente ahiladas. C: plántulas de *L. divaricata* emergidas a pesar del desarrollo de costra. D: plántulas de *S. aphylla*.

Desempeño de la siembra directa en la rehabilitación de explanadas

En líneas generales, la especie *E. ochreata* es la que presentó mayores porcentajes de establecimiento, entre el 26,8 y 46,4%, seguida por *S. aphylla* en los tratamientos C, H y V, con valores de entre 21,6 y 23,2%. Estas dos especies superan lo reportado por la bibliografía para

siembra directa (Ceccon *et al.*, 2015; Grossnickle e Ivetik, 2017), mientras que las tres restantes (*A. lampa*, *L. divaricata* y *P. flexuosa*) presentaron los valores más bajos (≤ 13). Ceccon *et al.* (2015) mencionan una probabilidad de éxito (establecimiento) levemente mayor al 10% para ecosistemas de bosques, que son menos limitantes en cuanto a humedad y nutrientes. Según Grossnickle e Ivetik (2017), la tasa de establecimiento promedio fue del 17% para especies tropicales, 28% para bosques templados y 16% para coníferas de ambientes templados. Si bien estos valores no corresponden a ecosistemas áridos, se ha mencionado que la siembra directa rara vez resulta efectiva en este tipo de ambiente (Bainbridge, 2007). Por lo tanto, los resultados en este trabajo son prometedores en cuanto al uso de la siembra directa en ecosistemas áridos.

En el sector EXP, tanto la emergencia como el establecimiento, fueron diferentes, dependiendo de las especies. La emergencia presentó los valores más altos para *E. ochreatea* (entre 64,8 y 82,8% dependiendo del tratamiento) y los más bajos para *L. divaricata* (entre 6,8 y 24,8%). Estos valores son ampliamente superiores a los logrados mediante siembra directa (3%) en ecosistemas áridos de Australia (Commander *et al.*, 2013). Incluso la emergencia de *E. ochreatea* (entre el 64,8 y 82,8%) duplica los porcentajes de emergencia más altos reportados en ecosistemas áridos (~35-40%), los cuales fueron logrados mediante la aplicación de tratamientos complejos para promover la germinación (Erickson *et al.*, 2017). El mayor establecimiento también estuvo dado por *E. ochreatea* (entre 26,8 y 46,4%). Este valor supera al establecimiento de *Hyalis argentea* (22,3%) mediante siembra directa en el Monte Austral (Pérez *et al.*, 2019b), el cual es el mayor reportado hasta el momento en ecosistemas áridos. Si bien la supervivencia de *E. ochreatea* fue similar a la de *P. flexuosa* y *S. aphylla* (>40%), su mayor establecimiento se debe a una emergencia *in situ* más alta. Esto demuestra que las tres especies tendrían capacidades similares para sobrevivir una vez producida la emergencia a campo; sin embargo, *P. flexuosa* y *S. aphylla* vieron ampliamente reducida su emergencia *in situ* (~ 20%), en comparación con la germinación *ex situ* (>90%). Esto indica que, en la siembra directa, la emergencia *in situ* es la etapa limitante para el reclutamiento de estas especies, lo que coincide con lo reportado en otros ambientes áridos para las especies arbustivas *Acacia acuminata*, *A. coolgardiensis*, *A. erinacea*, *A. anthochaera* y *Melaleuca nematophylla* (Commander *et al.*, 2019). Si bien en este trabajo se sembró en invierno debido a que hubo atrasos en la logística del ensayo, la emergencia *in situ* podría verse favorecida al realizar la siembra durante el otoño como han sugerido otros autores (Turner *et al.*, 2006; Commander *et al.*, 2013) y por lo tanto se podría mejorar el desempeño de *P. flexuosa* y *S. aphylla* en la siembra directa. Por otro lado, *A. lampa* tuvo una mayor emergencia que *P. flexuosa*, pero no difirió con esta especie en el establecimiento, debido a una menor supervivencia de las plántulas emergidas. Es decir que *A.*

lampa, cuya emergencia *in situ* no se vio reducida en comparación con la germinación *ex situ*, presenta una limitante en la supervivencia de las plántulas y no en la emergencia. El establecimiento de *A. lampa* fue en promedio de $7,92 \pm 1,44\%$; valor similar o levemente superior a los reportados para esta misma especie ($6,47 \pm 1,44\%$) en otra experiencia de siembra directa en el Monte Austral (Pérez *et al.*, 2019b). *Larrea divaricata* presentó el menor porcentaje de establecimiento, debido a que su emergencia *in situ* fue un 64,8% más baja, que la germinación *ex situ*; y la supervivencia de las plántulas emergidas fue de solamente el $28,55 \pm 4,56\%$. Esto refleja que el reclutamiento de *L. divaricata* se encuentra limitado, tanto por la emergencia como por la supervivencia de plántulas. Entre las causas más comunes de mortalidad de plántulas se han mencionado la herbivoría, la sequía y el ataque de hongos, en ese orden de importancia y, como menos frecuentes, el daño físico, la competencia entre plántulas y la competencia con la vegetación establecida (Moles y Westoby, 2004). En el presente trabajo se utilizaron jaulas de protección para evitar la herbivoría por parte de mamíferos; sin embargo, algunas plántulas se vieron afectadas por larvas de alguna especie de holometábolos. Las plántulas de *E. ochreatea* fueron las más afectadas por este tipo de ataque, aunque muchas pudieron rebrotar. Además, en ecosistemas áridos, se ha descrito que la mortalidad de juveniles durante los periodos de sequía de verano, es una limitante importante en el reclutamiento (Pyke, 1990). La emergencia de plántulas de forma tardía (entre fines de octubre y principio de noviembre) puede ocasionar que el desarrollo de las mismas y el tiempo de establecimiento no sean suficientes para afrontar el periodo de estival (Rokich *et al.*, 2000; Tuner *et al.*, 2006).

La alta correlación encontrada entre el peso de las semillas y la supervivencia de las plántulas ($r=0,69$; $p=0,0011$) muestra que una vez que se produce la emergencia de plántulas en el campo, la supervivencia es mayor en aquellas que provienen de semillas más grandes. Se ha mencionado que las semillas más grandes se convierten en plántulas más grandes, que potencialmente resisten mejor la falta de recursos (luz o nutrientes) o los diversos riesgos que enfrentan (períodos de sequía, daño parcial, etc.) (Coomes y Grubb, 2003). Esto fue lo que se observó en el caso de *E. ochreatea*, una de las especies con las semillas más grandes, que pudo reponerse del daño parcial provocado por la herbivoría. Coincidentemente, las tres especies con mayor tamaño de semillas, y que tuvieron mayor supervivencia, son consideradas especies climácicas, mientras que las especies con semillas más pequeñas tuvieron menor supervivencia. Entre estas dos, *L. divaricata*, se clasifica como versátil mientras que *A. lampa* es climácica, pero su semilla es la más pequeña en este grupo (ver Capítulo 4, Tabla 4.6). Tal como se mencionó en el capítulo anterior para los valores de germinación en condiciones de laboratorio, esta relación

entre atributos funcionales de las semillas, la estrategia ecológica frente al disturbio y su desempeño en la siembra directa, debería ampliarse a un mayor número de especies con el fin de observar si la tendencia se mantiene.

En cuanto al efecto de los tratamientos en la emergencia y establecimiento de plántulas, se pudo observar que el agregado de hidrogel (H) disminuyó la emergencia de *L. divaricata* respecto al control (C) y al microrriego con vasija (V), y el establecimiento de *P. flexuosa* en comparación a los demás tratamientos (C, M y V). Si bien los antecedentes de siembra mediante las técnicas empleadas son escasos, existe información sobre el uso de hidrogel en ensayos de siembra bajo condiciones controladas, con resultados variables entre especies (Landis y Haase, 2012). Mangold y Sheley (2007), en un ensayo de siembra en vivero, observaron mayor emergencia y establecimiento para la gramínea *Agropyron cristatum* mediante el uso de hidrogel, mientras que Sijacic-Nikolic *et al.* (2010) mencionan que el hidrogel produjo una disminución en la germinación de dos especies de pino en condiciones de laboratorio. Un antecedente de siembra directa, en el Monte Austral, reportó que no hubo efecto del hidrogel en el establecimiento de tres especies nativas (*A. lampa*, *H. argentea* y *Senecio subulatus*) (Pérez *et al.*, 2019b). En cuanto a *P. flexuosa*, en el área de estudio se evaluó el uso de hidrogel en la introducción de plantines de vivero, sin obtener diferencias significativas en el establecimiento (Quezada y Pérez, 2010). En el presente trabajo se observó un efecto negativo del hidrogel en la emergencia de *L. divaricata* y el establecimiento de *P. flexuosa*, se cree que, debido a los bajos contenidos de humedad edáfica, el gel pudo haber competido por el agua con las plántulas de esta especie (Al-Harbi *et al.*, 1997; Mangold y Sheley, 2007). Por el contrario, el tratamiento V aumentó el establecimiento de *P. flexuosa*. Si bien Bainbridge (2002), menciona que el uso de vasijas incrementó la emergencia de plántulas de especies nativas sembradas en el desierto de Sonora, no hace referencia a un aumento en el establecimiento de las mismas, como el observado en *P. flexuosa*. En otros ecosistemas áridos se ha observado un mayor establecimiento de plántulas mediante el uso de vasijas, aunque los resultados corresponden a ejemplares provenientes de vivero y no de siembra directa a campo (Kurian *et al.*, 1983; Shiek'h y Shah, 1983; Valdecantos *et al.*, 2014). El enriquecimiento con micorrizas (M) presentó los valores más bajos de emergencia para *L. divaricata* y *S. aphylla* y del establecimiento de esta última. Las comunidades vegetales en ambientes áridos albergan una gran diversidad de hongos endófitos radiculares que pueden ser cruciales en el establecimiento de plántulas, la supervivencia de plantas y el mantenimiento de la estructura de la comunidad (McGee, 1986; Zak *et al.*, 1995; Porras-Alfaro *et al.*, 2008). Se ha demostrado que la asociación de hongos con las raíces, en particular los hongos micorrícicos arbusculares (HMA), aumentan la tolerancia de

las plantas a la sequía, al calor y facilitan la adquisición de nutrientes (Cui y Nobel, 1992; Carrillo-García *et al.*, 1999). Si bien existen antecedentes de micorrización en las especies *A. lampa* (Soteras *et al.*, 2013; Lugo *et al.*, 2015), *L. divaricata* (Lugo *et al.*, 2005; Peano, 2016; Fontenla, com. pers.), *S. aphylla* (Fracchia *et al.*, 2009) y otras especies de los géneros *Ephedra* y *Prosopis* nativas del Monte (Fracchia *et al.*, 2009; 2011; Lugo *et al.*, 2015), no se observó un efecto positivo de este tratamiento. Se debería evaluar si las plántulas establecidas lograron micorrizarse efectivamente con el inóculo presente en el sustrato, ya que la presencia de esporas en el mismo fue comprobada en laboratorio. Otro aspecto a tener en cuenta es que, durante la producción del inóculo en invernadero, se pudieron haber generado condiciones propicias para la propagación de microorganismos patógenos que pudieron afectar a *L. divaricata* y *S. aphylla*.

El efecto de los tratamientos en el crecimiento (DT y AV) también fue variable entre especies. El agregado de hidrogel produjo plántulas de *L. divaricata* de mayor tamaño (diámetro de tallo y altura), lo que concuerda con lo descrito en otros ecosistemas áridos y semiáridos donde se ha registrado un mayor desarrollo de plantines con el agregado de hidrogel (Al-Humaid, 2005; Gilbert *et al.*, 2014). Sin embargo, también hay antecedentes en los que no se observa efecto del hidrogel en el desarrollo de plantines (Fischer y Beiner, 2005; González y Pérez, 2017), como ocurrió con *A. lampa*, *E. ochreata*, *P. flexuosa* y *S. aphylla*. Como se mencionó anteriormente, esto podría estar ligado a la dosis de hidrogel y a la humedad edáfica; ya que, a menor humedad y mayor dosis de hidrogel, se puede generar competencia por la disponibilidad de agua (Al-Harbi *et al.*, 1997; Mangold y Sheley, 2007; González y Pérez, 2017). El enriquecimiento con micorrizas, tuvo un efecto positivo en el desarrollo de *A. lampa*, ya que los plantines presentaron mayor diámetro de tallo y altura, y de *E. ochreata*, especie en la que se observaron plantines más altos. Un mayor desarrollo de plantines inoculados con micorrizas ha sido descrito en otros ambientes áridos y semiáridos (Giri *et al.*, 2005; Kumar y Sharma, 2010). Sin embargo, existe evidencia de que hay cierta especificidad en la relación planta-hongo y que en consecuencia los efectos de la simbiosis pueden diferir entre especies de plantas y ecotipos de hongos (Sanders, 2002; Barea *et al.*, 2008; Barea *et al.*, 2011; Neuenkamp *et al.*, 2019), por lo que los resultados pueden ser muy variables. Trabajos anteriores caracterizaron la colonización de raíces de *A. lampa* con HMA (Soteras *et al.*, 2013; Lugo *et al.*, 2015), sin embargo, para *E. ochreata* no hay antecedentes puntuales, sino que se ha mencionado presencia de HMA en las raíces de otra especie del género *Ephedra*, nativa del Monte (Fracchia *et al.*, 2009; 2011). El mayor desarrollo de *A. lampa* y *E. ochreata* en el tratamiento M podría indicar que estas especies lograron micorrizarse, por lo que debería realizarse un análisis de las raíces para comprobar si

efectivamente sus raíces se encuentran colonizadas por HMA. Con el tratamiento microrriego con vasija se observó mayor altura para *P. flexuosa* y mayor diámetro para *S. aphylla*. Resultados similares se reportaron en ecosistemas áridos para otra especie del género *Prosopis*, donde las plantas que crecieron con riego con vasijas fueron más altas que las que recibieron sólo el aporte de las precipitaciones del lugar y las que se regaron con métodos tradicionales de superficie (Kurian *et al.*, 1983). Sin embargo, son escasos los trabajos con riego por vasijas.

Efecto de los tratamientos en la humedad edáfica según sector

Los tratamientos aplicados para mejorar la disponibilidad de agua en el suelo, presentaron resultados variables dependiendo del sector (EXP, ARB e INT). En EXP el tratamiento con micorrizas fue el que presentó mayor humedad edáfica, sobre todo en los meses de primavera y verano, hasta principio del otoño. Sin embargo, esto no se tradujo en una mayor emergencia o establecimiento, sino que, por el contrario, *L. divaricata* mostró menor emergencia, al igual que lo ocurrido con *S. aphylla*, en cuanto a la emergencia y el establecimiento. Como se mencionó anteriormente, el proceso de producción del inóculo en el invernadero y la mayor humedad detectada en EXP con este tratamiento, pudo haber generado condiciones propicias para el desarrollo de algún microorganismo patógeno. Se requeriría un análisis microbiológico más exhaustivo del sustrato, más allá de evaluar solamente la presencia de propágulos de micorrizas. En el sector INT también se observó una mayor humedad en M, aunque con porcentajes menores que los de EXP. El tratamiento con hidrogel mantuvo un comportamiento similar a C durante todo en ensayo, sin diferencias significativas en ninguno de los tres sectores. Es posible que la dosis de hidrogel utilizada no haya sido suficiente para mejorar la capacidad de retención de agua en el suelo. Contrariamente a lo esperado, en EXP el microrriego con vasija presentó los valores más bajos desde los primeros meses del ensayo hasta mediados de primavera, y a partir del mes de febrero aumentó a valores similares a los de los demás tratamientos. Un estudio que evaluó el flujo de agua en el perfil del suelo al colocar vasijas para riego, encontró que el mismo aumenta al aumentar el déficit de humedad del aire (Vasudevan *et al.*, 2011), por lo que es posible que durante los meses de mayor temperatura ambiente la tasa de infiltración y la de evaporación se incrementaran, produciendo menores valores de humedad que los registrados en los meses de otoño e invierno de 2017. El tratamiento con vasija también presentó los valores más bajos de humedad edáfica en el sector INT, alcanzando un mínimo de 0% en enero y febrero. A diferencia de lo mencionado anteriormente, en el sector ARB el tratamiento V presentó la mayor humedad edáfica durante todo el ensayo, con valores superiores a los de EXP e INT. Vasudevan *et al.* (2011) mencionan que puede haber evaporación del agua a la atmósfera debido a la exposición de la boca de la vasija al ambiente, por lo que es

posible que la protección del arbusto frente a la radiación solar directa haya evitado la evaporación del agua y favorecido la infiltración en el suelo, lo que se traduce en una mayor humedad edáfica para este tratamiento. Además, estos autores mencionan una gran variabilidad entre vasijas en el flujo de agua, lo que atribuyen a un tamaño y distribución irregulares de los poros.

Emergencia y establecimiento naturales

Los menores valores de emergencia natural se dieron en los tres sectores del sitio 1 (4, 6 y 12 plántulas/m², para EXP, INT y ARB, respectivamente) y en EXP y ARB del sitio 2 (0 y 16 plántulas/m², respectivamente). Estos valores no presentaron diferencias entre sí y, a pesar de ser los más bajos, algunos de ellos son mayores a lo reportado por otro estudio en el Monte Austral, que menciona valores de emergencia de arbustos menores a 5 plántulas/m² (Bisigato y Bertiller, 2004). El establecimiento natural fue nulo en ARB en ambos sitios y en EXP del sitio 2. A pesar de que en EXP e INT del sitio 1 hubo establecimiento, el mismo no fue diferente a los anteriormente mencionados debido a que el valor fue muy bajo (2 y 4 plántulas/m², respectivamente). De todos modos, el establecimiento, también es superior a lo reportado por Bisigato y Bertiller (2004) para arbustos, ya que estos autores observaron valores menores a 1 plántula/m². Los mayores valores de emergencia y establecimiento de especies perennes se observaron en INT del sitio 2, con 140 plántulas/m² emergidas y 50 plántulas/m² establecidas entre arbustos, subarbustos y hierbas perennes. Esto concuerda, en parte, con lo observado por Fernández *et al.* (2002), quienes sugieren que los interparches de suelo desnudo son sitios aptos para el establecimiento de nuevos individuos. Sin embargo, no coincide con lo que indican en relación con el tamaño de la semilla, ya que mencionan que, para ser retenidas en este sector, las mismas deben ser de menor tamaño que la granulometría del suelo, o tener alguna estructura que les permita anclarse en el mismo. En el presente estudio, el mayor establecimiento está dado por *G. chilensis*, cuya semilla mide entre 5,5 y 6 mm y no posee estructura de anclaje (Gandullo *et al.*, 2004), por lo que el tamaño de la semilla no parecería ser una condición restrictiva para el establecimiento en el suelo desnudo de los interparches.

El establecimiento registrado con la técnica de siembra directa fue de 68 plántulas/m² en sector ARB, 107 plántulas/m² en INT y 380 plántulas/m² en EXP, en tanto que el mayor valor de establecimiento natural observado fue de 50 plántulas/m². Si bien la siembra se realizó en condiciones controladas (colocación del anillo de PVC y riego inicial), los resultados obtenidos sugieren que la disponibilidad de semillas de especies perennes, arbustivas y subarbustivas, es un factor limitante importante para el establecimiento de nuevos individuos. Se infiere que la

incorporación de las mismas en el suelo contribuiría a generar un notable aumento en la cantidad de plántulas establecidas a lo largo de un año, bajo condiciones climáticas semejantes.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permiten concluir que la siembra directa es una técnica promisoría para la rehabilitación y/o restauración de sitios degradados del Monte Austral. Los ensayos permitieron tener una referencia del proceso de emergencia y establecimiento de semillas pretratadas, tanto en explanadas como en la comunidad de referencia. La comparación entre sectores permitió demostrar que los procesos de regeneración natural asistida por medio de siembra directa ocurren de manera muy diferente según se estudie en el monte con vegetación o en sitios severamente degradados y alterados, como las explanadas petroleras. No se corrobora la hipótesis que establece que la protección de los arbustos frente a las condiciones ambientales favorece el establecimiento a partir de semillas. De la evaluación de cinco especies arbustivas nativas, *E. ochreatea* presentó un alto potencial para la siembra en campo, con porcentajes de establecimiento (>40%) que superan ampliamente los descritos en otros trabajos (~10%). Este resultado permite postular a esta especie como una de las más promisorias para la restauración ecológica mediante la siembra directa en el Monte Austral, no sólo por su alto porcentaje de establecimiento, sino también por ser una especie que no requiere tratamiento pregerminativo; por lo tanto, las semillas producidas por los ejemplares una vez establecidos, podrían favorecer la recuperación del sitio intervenido. Además, esta especie posee una gran calidad nutricional como recurso forrajero para el ganado, conos comestibles que se pueden utilizar en la producción artesanal de dulces, licores y otros productos regionales y propiedades medicinales, lo que le confiere un potencial uso en restauración productiva (alternativa para la recuperación de ambientes degradados que combina los conceptos de restauración ecológica y producción agropecuaria sostenible) con beneficios tanto sociales como ecológicos. Esto permitiría incorporar a la sociedad en proyectos de restauración ecológica, mediante la reintroducción de esta especie en los campos de producción ganadera, para hacer uso de sus conos y elaborar productos o como recurso forrajero. Por otra parte, el establecimiento de *S. aphylla* superó levemente el 20% (con valores de supervivencia similares a los de *E. ochreatea*), aun cuando tuvo una gran limitante en la emergencia a campo, por lo que se pueden adoptar medidas tendientes a favorecer su emergencia y mejorar su rendimiento. Para la siembra de esta especie y de *P. flexuosa* (la cual tuvo un rendimiento similar al de *S. aphylla*) se podría favorecer la emergencia de plántulas con una menor profundidad de siembra a la utilizada en este trabajo y el uso de una mezcla de suelo nativo con material de mayor



granulometría para cubrir las semillas y evitar encostramiento superficial. La siembra de estas especies podría evaluarse de manera complementaria a otro tipo de intervención (reintroducción de plantines, enramados, etc.) hasta que se mejore su rendimiento y se obtengan mayores niveles de establecimiento. Para *A. lampa* y *L. divaricata*, si bien estas especies tuvieron bajos porcentajes de establecimiento, la alta disponibilidad de semillas de estas especies, facilitaría la realización de futuras investigaciones acerca de tratamientos que pudieran favorecer su supervivencia a campo y poder así ser utilizadas en tareas de siembra directa. La siembra más temprana, durante otoño, podría favorecer la supervivencia de las plantas logradas, ya que las mismas tendrían un mayor desarrollo, principalmente radicular, para afrontar la época estival.

La relación encontrada entre el peso de las semillas y la supervivencia a campo constituye una primera aproximación en el estudio de los atributos funcionales de las semillas y el desempeño en la siembra directa. El desarrollo de investigaciones que abarquen un mayor número de especies del Monte Austral podría corroborar esta tendencia y en ese caso permitiría obtener resultados que sean extrapolables a nivel de comunidad y aplicables en la selección de especies para proyectos de restauración.

Se observó que la humedad en las explanadas no fue un factor limitante en el establecimiento de plántulas ya que la misma fue mayor que en la comunidad de referencia y la aplicación de los tratamientos no logró el aumento esperado en la emergencia o el establecimiento de las especies estudiadas. Sólo uno de ellos (enriquecimiento con micorrizas) aumentó la humedad edáfica en explanadas sin embargo no se tradujo en un mayor establecimiento. Es posible que diferentes dosis de hidrogel pudieran contribuir al logro de un aumento en el contenido de humedad y un mayor establecimiento de plántulas. En cuanto al método utilizado para producción de sustrato enriquecido con micorrizas, se requieren nuevas investigaciones para evaluar la posible propagación de microorganismos patógenos en el sustrato, como así también evaluar el efecto de la utilización de las raíces de la planta hospedadora como fuente de inóculo. Con respecto a las vasijas, las mismas fueron poco efectivas en esta experiencia, por lo que se debería evaluar su desempeño en función de las características edáficas, a fin de determinar bajo qué condiciones se justifica el costo y el esfuerzo que conlleva su utilización.

Los bajos y nulos niveles de emergencia y establecimiento naturales en explanadas, resaltan la necesidad de implementar tareas de rehabilitación y/o restauración ecológica para su



recuperación y ponen de manifiesto que la disponibilidad de semillas es la principal limitante en la regeneración de la vegetación.

Los resultados de este trabajo contribuyen a adoptar a la siembra directa de plantas nativas como técnica de restauración en sitios degradados del Monte Austral. Asimismo, muestran la necesidad de avanzar en investigaciones en este sentido, a fin de encontrar otras especies con gran aptitud para siembra directa y/o tratamientos que favorezcan a las especies con menor establecimiento.

Capítulo 6: Conclusiones generales

En la cuenca hidrocarburífera Neuquina, la construcción de explanadas durante la producción de hidrocarburos, genera cambios en las características de la vegetación y en la composición biótica y abiótica del suelo. En el presente estudio se evaluaron estas características, tanto en las explanadas como en las comunidades de referencia, en dos sitios (S1 y S2) localizados en distintas comunidades de vegetación en el Monte Austral. Se determinó que, en general, la cobertura de vegetación en las explanadas no alcanza el 1%, mientras que en las comunidades de referencia la cobertura varió entre 21 y 36%, con una mayor riqueza de especies. Se encontraron diferencias entre las especies que componen la vegetación y la lluvia de semilla de los sitios 1 y 2; sin embargo, la riqueza de especies y la abundancia de semillas en la lluvia no difirió entre sitios. En cuanto a las características abióticas, la composición físico-química del suelo fue variable entre sitios y sectores, y no se observaron diferencias en la resistencia a la penetración e infiltración, entre sitios. En cambio, las diferencias entre sectores (explanadas y arbustos e interparches de la comunidad de referencia), fueron significativas. Las explanadas presentaron características limitantes para la regeneración de la vegetación, tales como mayor resistencia a la penetración que la de las comunidades de referencia, que supera los valores descriptos como limitantes para el desarrollo radicular. Sin embargo, esto no afectó la capacidad de infiltración en las explanadas, las cuales presentaron valores medios, mayores que en los sectores bajo los arbustos y menores que en los interparches de suelo desnudo. Si bien se suponía que la elevada resistencia a la penetración de las explanadas podía ser una limitación importante para el desarrollo de la vegetación, se encontró que la escasa lluvia de semillas y el pequeño número de semillas de especies perennes en el banco de semillas del suelo, fueron los principales factores limitantes para la regeneración de la vegetación. La lluvia de semillas de especies perennes en las explanadas fue menor que la de la comunidad de referencia; esto pudo haber contribuido a que el banco de semillas del suelo estuviera dominado por especies anuales. Con respecto a la microbiología del suelo, se encontró menor cantidad de esporas de hongos micorrícicos arbusculares y de bacterias mesófilas heterótrofas aerobias totales en las explanadas, lo cual es indicativo de degradación.

La evaluación de los requerimientos pregerminativos de plantas nativas del Monte Austral, contribuyó a germinar nueve de las 14 especies evaluadas, y agruparlas según su necesidad de tratamientos específicos o complejos, o su capacidad para germinar sin tratamiento previo: 1- especies con una mayor germinación en el control y con el tratamiento frío húmedo durante 7 y 30 días (*Atriplex lampa*, *Bougainvillea spinosa*, *Ephedra ochreatea* y *Hyalis argentea*), 2- especies cuya germinación es mayor con los tratamientos de escarificación química durante 5 y 45 minutos (*Atriplex undulata*, *Grindelia chiloensis* y *Prosopis flexuosa* var. *depressa*) y 3-

especies cuya germinación se ve favorecida solamente con el tratamiento de escarificación química durante 5 minutos (*Senecio filaginoides* y *Senecio subulatus*). De modo que se planteó el uso de estas especies para diferentes objetivos en proyectos de restauración, tanto por sus requerimientos pregerminativos como por los servicios y bienes ecosistémicos que brindan. La reintroducción de las especies del grupo 1 puede realizarse para iniciar la restauración ya que, al germinar sin tratamiento, las semillas producidas por los ejemplares establecidos pueden actuar como fuente de propágulos y favorecer la regeneración natural. Además, el rápido crecimiento de *A. lampa* y la capacidad de reproducción vegetativa de *E. ochreatea* y *H. argentea* generarían una rápida cobertura del suelo protegiéndolo de la erosión y generando sitios seguros para la germinación y establecimiento de nuevos individuos. Las especies de los grupos 2 y 3, debido a que requieren tratamientos más complejos mediante el uso de ácido, pueden ser utilizadas con objetivos puntuales como por ejemplo: para restauración productiva (*G. chilensis* por su producción de resinas con potencial uso industrial y *P. flexuosa* para la elaboración de productos forestales, medicinales, comestibles y sustancias para teñir), como refugio de fauna (*S. filaginoides* y *S. subulatus*) o para mejorar las condiciones del suelo (*A. undulata* y *P. flexuosa*). El análisis de la germinación y el peso de las semillas en función de la estrategia ecológica frente al disturbio, mostró que las especies climácicas presentaron semillas de mayor peso y mayores porcentajes de germinación que las especies pioneras, que poseen semillas de menor peso. Esto abre la posibilidad al desarrollo de una nueva línea de investigación que relacione los atributos funcionales de las semillas con la germinación en plantas nativas del Monte Austral. Cinco de las especies incluidas en este trabajo (*L. cuneifolia*, *L. divaricata*, *L. nitida*, *M. aphylla* y *N. aphyllum*) no germinaron o lo hicieron en muy bajo porcentaje, por lo cual se sugiere incluirlas en futuras investigaciones con el objetivo de lograr aumentar su germinación.

Los resultados obtenidos a partir de la siembra directa y del establecimiento natural, contribuyeron a corroborar que la falta de semillas es el principal factor limitante para la regeneración de la vegetación en las explanadas; ya que, el establecimiento en este sector fue mayor mediante la siembra directa que el observado naturalmente. Con respecto a la emergencia y el establecimiento naturales (evaluados en simultáneo con los obtenidos mediante la siembra directa) se observó que ambos fueron muy bajos (entre 0 y 16 plantas/m² y entre 0 y 4 plantas/m², respectivamente) en todos los sectores, a excepción de los interparches de suelo desnudo del sitio 2, que presentaron los valores más altos (140 y 50 plantas/m² en la emergencia y el establecimiento, respectivamente). Aun así, estos altos valores fueron notablemente más bajos que la emergencia (817 plantas/m² debajo de arbustos, 876 plantas/m² en explanadas y 925 plantas/m² en interparches de suelo desnudo) y el establecimiento (68

plantas/m² debajo de arbustos, 107 plantas/m² en interparches de suelo desnudo y 380 plantas/m² en explanadas) obtenidos a partir de la siembra directa, lo cual permite inferir que la resistencia a la penetración en las explanadas no condiciona el establecimiento de la vegetación y confirma que el principal factor limitante es la escasa disponibilidad de semillas. Esto corrobora lo enunciado en la hipótesis 3 en la cual se planteó que la disponibilidad de semillas (banco de semillas y lluvia de semillas) en sitios degradados (explanadas) limita el establecimiento de especies nativas características de la comunidad de referencia y, como consecuencia, la regeneración natural de la comunidad vegetal. La temperatura y la humedad, tanto ambientales como edáficas, de los sectores considerados, mostraron un patrón diferente al esperado. Las explanadas presentaron mayor humedad edáfica que los sectores de la comunidad de referencia (bajo arbustos y en interparches de suelo desnudo), y menor temperatura edáfica máxima en los meses de verano, por lo que estos resultados no confirman la hipótesis 1 en la que se planteaba que estas variables serían limitantes para el restablecimiento de la vegetación en este sector. La falta de efecto de los tratamientos aplicados para mejorar las condiciones edáficas y favorecer el establecimiento, no permitió validar la hipótesis 2 la cual enunciaba que el mejoramiento de las condiciones ambientales del sector (la mayor disponibilidad hídrica por la aplicación de hidrogel o por medio del riego con vasijas, y la mayor capacidad de captación de nutrientes y agua por medio de la simbiosis con micorrizas) contribuirían a incrementar el establecimiento de plantas a partir de semillas. Estos resultados muestran la necesidad de seguir evaluando diferentes dosis de hidrogel, otros métodos de producción de inóculos, y el desempeño de las vasijas en diferentes tipos de suelo.

Entre los sitios 1 y 2 no se observaron diferencias en la emergencia y el establecimiento de plántulas mediante la siembra directa, aun cuando las comunidades de vegetación diferían en su composición florística. De las cinco especies evaluadas en la siembra directa, *E. ochreatea* surge como una especie con gran aptitud para la aplicación de esta técnica, mientras que *A. lampa* y *L. divaricata* tuvieron el menor establecimiento y *S. aphylla* y *P. flexuosa* presentaron valores intermedios. Sin embargo, en la presente investigación se identificaron las etapas críticas para cada una de las especies estudiadas, por lo que, con este trabajo, se sientan las bases para futuras investigaciones tendientes a aumentar su desempeño en la siembra directa o a fin evaluar la aptitud de nuevas especies. La mayor supervivencia de plántulas en especies con mayor peso de semillas (climáticas) mostró una tendencia similar a la observada en la germinación y se suma a las líneas de investigación a desarrollar en la región en relación a los atributos funcionales y el desempeño de las especies en la restauración mediante siembra directa. Finalmente, los avances logrados con el presente estudio aportan las bases para el



desarrollo de ensayos a una escala mayor que la implementada en esta investigación y abren la posibilidad de adoptar a la siembra directa como técnica de rehabilitación y/o restauración ecológica de explanadas en la región.

Anexo I: proceso de selección de especies para la siembra directa a campo

ENSAYO DE SIEMBRA EN VIVERO CON DIFERENTES REGÍMENES DE RIEGO

En base a la disponibilidad de semillas recolectadas en el área Aguada Pichana, se seleccionaron 10 especies para un ensayo de siembra en vivero bajo diferentes regímenes de riego. Se sembraron semillas pretratadas (Tabla 7.1) en bandejas plásticas de 37,5 x 20 x 15 cm. Las mismas contenían el sustrato empleado en la producción de plantas nativas en el vivero del LARREA (Laboratorio de Restauración y Rehabilitación de Ecosistemas Áridos y semiáridos). La composición del sustrato contiene tierra para jardinería, compost y perlita en proporciones 3:1:1. Se utilizó sustrato de vivero en lugar de suelo proveniente del área de estudio debido a que el ensayo requirió un gran volumen de sustrato. Por ello, recolectar el material en el área de estudio generaría una nueva fuente de disturbio y su transporte a las instalaciones experimentales resulta poco viable por los costos involucrados. Se establecieron 4 regímenes de riego, en base a las experiencias de viverización previas realizadas en el LARREA, con la finalidad de generar un rango de condiciones, entre óptimas y limitantes, para la germinación. Los tratamientos establecidos fueron:

- Control (C): riego diario a capacidad de campo
- Riego cada 3 días (R3): riego cada 3 días a capacidad de campo
- Riego cada 5 días (R5): riego cada 5 días a capacidad de campo
- Sin riego (SR): se realizó un riego inicial a capacidad de campo para promover la germinación de las semillas sembradas y posteriormente no se realizaron riegos durante el tiempo del ensayo.

Las bandejas se colocaron en el invernadero, se regaron manualmente y se midió la humedad edáfica antes y después de cada riego con TDR 300 Spectrum Technology® (Figura 7.1). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones por especie y por tratamiento. Cada repetición constó de 20 semillas, salvo para las especies *A. lampa*, *L. cuneifolia*, *L. divaricata* y *S. subulatus*, para las cuales se sembraron 40 semillas por réplica debido al menor poder germinativo en sustrato de vivero (LARREA, datos no publicados). *10 especies x 3 réplicas x 4 tratamientos = 120 bandejas de siembra.*



Figura 7.1: Izquierda: vista general del ensayo con diferentes regímenes de riego. Derecha: medición de humedad con TDR-300.

Tabla 7.1: Listado de las especies seleccionadas para el ensayo de vivero con detalle de la fecha de colecta y tratamiento pregerminativo.

Especie	Familia	Fecha de colecta	Tratamiento pregerminativo ¹
<i>Atriplex lampa</i> (Moq.) D. Dietr.	Chenopodiaceae	06/12/2011	RE3
<i>Bougainvillea spinosa</i> (Cav.) Heimerl	Nyctaginaceae	26/11/2010	FH7
<i>Ephedra ochreatea</i> Miers	Ephedraceae	05/12/2012	FH7
<i>Grindelia chilensis</i> (Cornel.) Cabrera	Asteraceae	02/12/2011	-
<i>Larrea cuneifolia</i> Cav.	Zygophyllaceae	24/01/2013	RF3
<i>Larrea divaricata</i> Cav.	Zygophyllaceae	24/01/2013	RF3
<i>Parkinsonia praecox</i> (Ruiz & Pav. ex Hook.) Hawkins	Fabaceae	29/12/2010	EQ45
<i>Prosopis flexuosa</i> var. <i>depressa</i> D.C.	Fabaceae	24/01/2013	EQ5
<i>Senna aphylla</i> (Cav.) H.S. Irwin & Barneby	Fabaceae	27/12/2012	EQ45
<i>Senecio subulatus</i> var. <i>subulatus</i> Don. ex Hook. et Arn.	Asteraceae	26/11/2010	-

1 Tratamientos pregerminativos: RE3 = Remojo durante 3 días, RF3 = Remojo y frotado 2 veces al día durante 3 días (Peano, 2016), FH7 = Frío-húmedo durante 7 días, EQ5 = Escarificación química durante 5 minutos, EQ45 = Escarificación química durante 45 minutos.

Se registró germinación (emergencia de cotiledones) y supervivencia día por medio hasta completar 60 días de ensayo. Se calcularon los porcentajes de germinación (PG) y supervivencia (PS), sobre el total de semillas sembradas. Debido a la baja germinación de *G. chilensis* (PG<30%), esta especie fue excluida del análisis estadístico. Los PG se analizaron mediante ANOVA, previa comprobación de los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianza (prueba de Levene). Posteriormente se realizó el test de Tukey de comparaciones múltiples. En el caso de *L. divaricata* no se cumplió con el supuesto de homogeneidad de varianza, por lo que los PG de esta especie se analizaron mediante el test de Kruskal-Wallis y *a posteriori* se realizaron comparaciones de a pares. Los PS de *L. cuneifolia* y *S. subulatus* se analizaron mediante ANOVA y test de Tukey ya que cumplieron con los supuestos

de normalidad y homogeneidad de varianza. Los PS de las demás especies se analizaron mediante el test de Kruskal-Wallis y comparaciones de a pares, por no cumplirse con la homogeneidad de varianza. Para todos los análisis se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014) con un nivel de significancia del 0,05.

RESULTADOS

Cinco de las nueve especies analizadas (*B. spinosa*, *L. divaricata*, *P. flexuosa*, *P. praecox* y *S. aphylla*) no presentaron diferencias significativas en los PG en función del tratamiento. En cambio, *A. lampa* y *S. subulatus* presentaron mayor germinación en el tratamiento con riego cada tres días (R3) y *E. ochreatea* y *L. cuneifolia* presentaron mayor germinación en R3 y R5 (Figura 7.2). En cuanto a la supervivencia, dos especies (*P. flexuosa* y *S. aphylla*) presentaron mayor supervivencia en el tratamiento R5. Las dos especies del género *Larrea* tuvieron una mayor supervivencia tanto en R3 como en R5, mientras que para *A. lampa*, *B. spinosa* y *S. subulatus* la supervivencia fue mayor en R3. *Ephedra ochreatea* no presentó diferencias significativas en la supervivencia con los distintos tratamientos (Figura 7.3).

En base a estos resultados se realizó una lista de preferencia de especies (Tabla 7.2) para ser incluidas en el ensayo de siembra, priorizando: 1. mayor supervivencia en los tratamientos con menos riego, 2. mayor germinación en tratamientos con menos riego y 3. PS mayores al 30%. La selección final dependió de la disponibilidad de semillas provenientes de la colecta (Capítulo 4).

Tabla 7.2: Orden de preferencia de las especies para la siembra directa, según porcentajes de supervivencia y germinación. Se agregó detalle de la disponibilidad de semillas

Orden	Especie	Motivo de prioridad		Disponibilidad de semillas
		Supervivencia	Germinación	
1	<i>P. flexuosa</i>	> en R5 (>60%)		Alta
2	<i>S. aphylla</i>	> en R5 (>40%)		Alta
3	<i>E. ochreatea</i>	≈60% en R3 y R5	> R5 y R3 (≈80%)	Alta
4	<i>B. spinosa</i>	> en R3 (>50%)		Baja
4	<i>A. lampa</i>	> en R3 (≈40%)		Alta
6	<i>L. divaricata</i>	> en R5 y R3 (≈30%)		Alta
7	<i>S. subulatus</i>	> en R3 (>20%)	> en R3 (>30%)	Alta
8	<i>L. cuneifolia</i>	> en R5 y R3 (<20%)	> R5 y R3 (≈40%)	Alta
9	<i>P. praecox</i>			Alta
10	<i>G. chilensis</i>			Alta

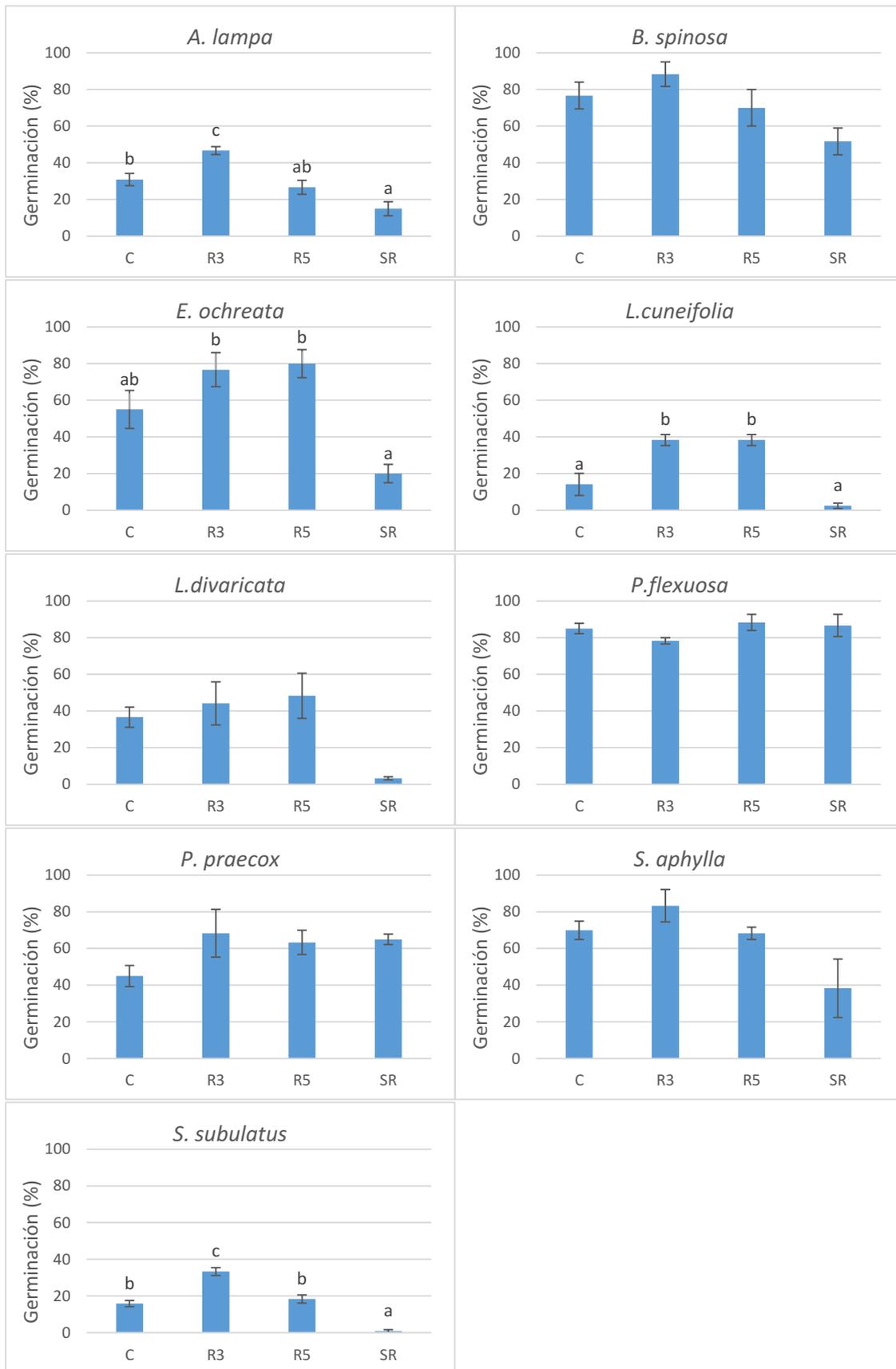


Figura 7.2: Germinación (porcentaje promedio \pm error estándar) por especie según tratamiento (C: control, R3: riego cada 3 días, R5: riego cada 5 días, SR: sin riego). Medias con una misma letra, o ausencia de las mismas, no son estadísticamente diferentes ($p > 0,05$).

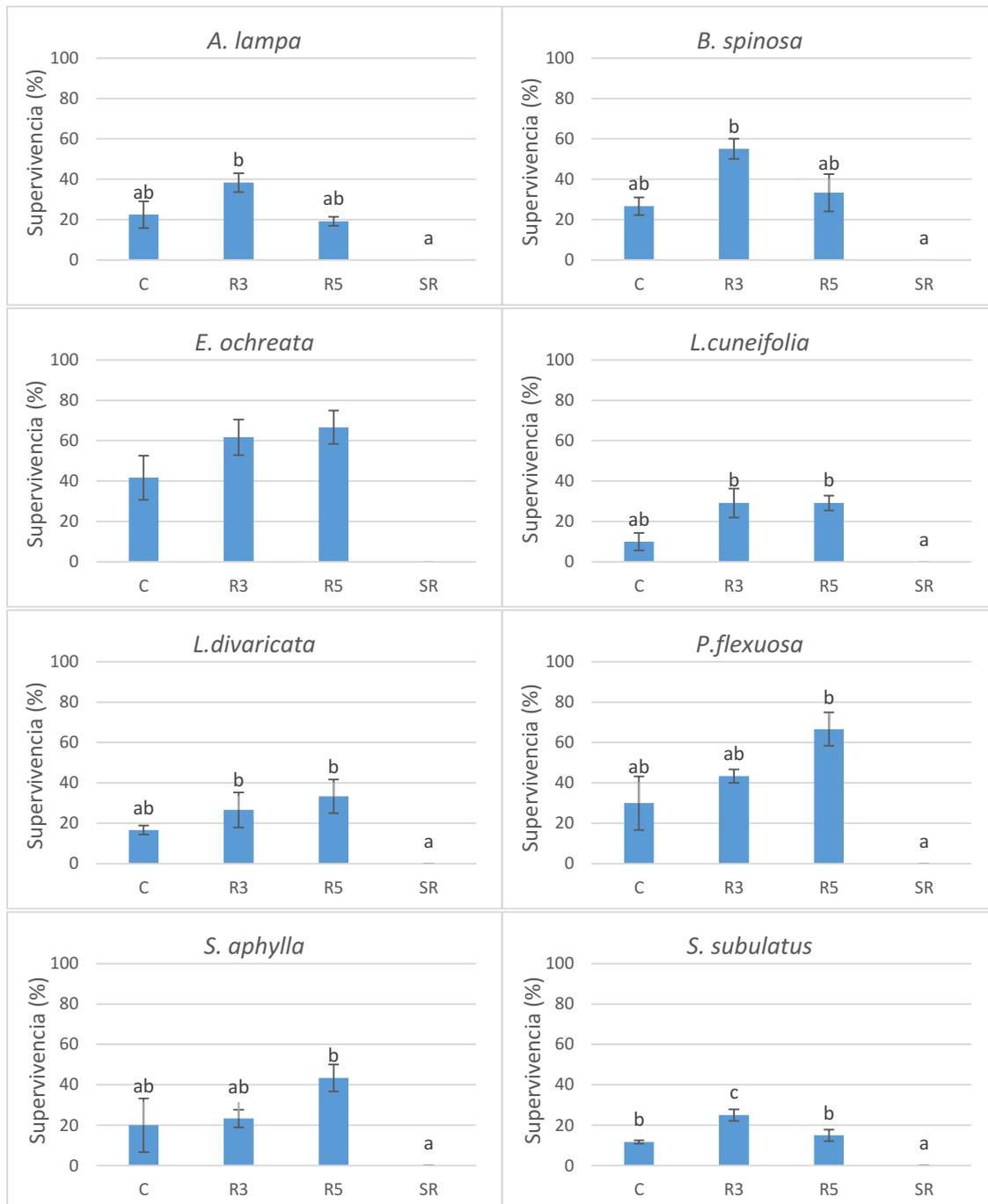


Figura 7.3: Supervivencia transcurridos 60 días de ensayo (porcentaje promedio \pm error estándar) por especie según tratamiento (C: control, R3: riego cada 3 días, R5: riego cada 5 días, SR: sin riego). Medias con una misma letra, o ausencia de las mismas, no son estadísticamente diferente ($p > 0,05$).

CONCLUSIÓN

Para el ensayo de siembra directa se seleccionaron las especies *P. flexuosa*, *S. aphylla*, *E. ochreata*, *A. lampa* y *L. divaricata*. La especie *B. spinosa* no se consideró debido a que la cantidad de semillas disponibles eran insuficientes para la siembra directa. De esta manera se seleccionaron cinco especies con diferentes tipos de aportes para la restauración. *Prosopis flexuosa* y *S. aphylla* son especies de la familia de las Fabáceas, con capacidad para fijar



nitrógeno. *Atriplex lampa* se puede desarrollar en suelos salinos, es una especie forrajera y aporta materia orgánica al suelo. *Ephedra ochreatea* es una especie con potencial uso en restauración productiva y debido a los altos porcentajes de germinación sin tratamiento (Capítulo 4), su establecimiento podría acelerar la recuperación natural de sitios degradados. Estas cuatro especies son consideradas como climácicas en relación a su estrategia ecológica frente al disturbio, a partir de una investigación desarrollada en el área de estudio. Por último, se seleccionó a *L. divaricata*, una especie versátil que es característica de comunidades climácicas y que posee la capacidad de colonizar sitios degradados (González, no publicado).

- Abarca-Vargas, R. and Petricevich, V.L. 2018. *Bougainvillea* genus: A review on phytochemistry, pharmacology, and toxicology. Hindawi. Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine, 2018, 1-17.
- Abella, S.R. 2010. Disturbance and Plant Succession in the Mojave and Sonoran Deserts of the American Southwest. International Journal of Environmental Research and Public Health, 7, 1248-1284.
- Abella, S.R., Craig, D.J. and Suazo, A.A. 2012. Outplanting but not seeding establishes native desert perennials. Native Plants Journal, 13(2), 81-90.
- Abraham, E., Del Valle, H., Roig, F., Torres, L., Ares, J., Coronato, F. and Godagnone, R. 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). Journal of Arid Environments, 73, 144-153.
- Abraham, E.M., and Torres, L. 2014. The Drylands Development Model in Argentina's Central West: the Case of Mendoza Province. Planet@ Risk, 2(1), 8-13.
- Adams, S., Strain, B.R. and Adams, M.S. 1970. Water-repellent soils, fire, and annual plant cover in a desert scrub community of southeastern California. Ecology, 51(4), 696-700.
- Aguiar, M.R. and Sala, O.E. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a Patagonian steppe. Oikos, 70, 26-34.
- Aguiar, M.R. and Sala, O.E. 1997. Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. Ecology, 78(1), 93-100.
- Aguiar, M.R. and Sala, O.E. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. Trends in Ecology & Evolution, 14(7), 273-277.
- Aguiar M.R., Soriano, A. and Sala, O.E. 1992. Competition and facilitation in the recruitment of seedlings in the Patagonian steppe. Functional Ecology, 6, 66-70.
- Aiazzi, M.T. and Arguello, J.A. 1992. Dormancy and germination studies on dispersal units of *Atriplex cordobensis* (Gandoger and Stucker) (Chenopodiaceae). Seed Science and Technology, 20, 401-407.
- Al-Harbi, A.R., Al-Omran, A.M., Shalaby, A., Wahdan, H. and Choudhary, M.I. 1997. Growth response of cucumber to hydrophilic polymer application under different soil moisture levels. Journal of vegetable crop production, 2(2), 57-64.
- Al-Humaid, A.I. 2005. Effects of hydrophilic polymer on the survival of bottonwood (*Conocarpus erectus*) seedlings grown under drought stress. European Journal of Horticultural Science, 70(6), 283-288.

- Allen, E.B., Allen, M.F., Egerton-Warburton, L., Cordiki, L. and Gómez-Pompa A. 2003. Impacts of early and late-seral mycorrhizae during restoration in seasonal tropical forest, Mexico. *Ecological Applications*, 13, 1701-1717.
- Álvarez, A.S., Rovere, A.E. y Pérez, D.R. 2015. Microorganismos presentes en la rizósfera de *Senna arnottiana* (Fabaceae) en la Reserva Auca Mahuida, Neuquén. In: Martínez Carretero, E. y Dalmaso, A. (Eds). Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina 2. Argentina, 99-110.
- APHA (American Public Health Association). 1987. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters. 1275 pp.
- Aronson, J., and Alexander, S. 2013. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293-296.
- Azzouzi, S.A., Vidal-Pantaleoni, A., and Bentounes, H.A. 2017. Desertification monitoring in Biskra, Algeria, with Landsat imagery by means of supervised classification and change detection methods. *IEEE Access*, 5, 9065-9072.
- Bainbridge, D.A. 2001. Buried clay pot irrigation. *Agricultural Water Management*, 48(2), 79-88.
- Bainbridge, D.A. 2002. Alternative irrigation systems for arid land restoration. *Ecological Restoration*, 20(1), 23-30.
- Bainbridge, D. 2007. A Guide for Desert and Dryland Restoration. New hope for Arid Lands. Island press. Washington. USA, 391pp.
- Bainbridge, D.A., Fidelibus, M. and Mac-Aller, R. 1995. Techniques for plant establishment in arid ecosystems. *Restoration and Management Notes*, 13(2), 198-202.
- Bainbridge, D.A., Tizler, J., McAller, R. and Allen, M.F. 2001. Irrigation and surface mulch effects on transplant establishment. *Native Plants Journal*, 2(1), 25-29.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. and Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, 45(4), 461-490.
- Banerjee, M.J., Gerhart, V.J. and Glenn, E.P. 2006. Native plant regeneration on abandoned desert farmland: effects of irrigation, soil preparation, and amendments on seedling establishment. *Restoration Ecology*, 14(3), 339-348.
- Barbosa Rodrigues, S., Freitas, M.G., Campos-Filho, E.M., do Carmo, G.H.P., da Veiga, J.M., Junqueira, R.G.P. and Vieira, D.L.M. 2019. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 451, 117559.
- Barbour, M.G. 1968. Germination Requirements of the Desert Shrub *Larrea divaricata*. *Ecology*, 49(5), 915-923.

- Barea, J.M., Ferrol, N., Azcón-Aguilar, C. and Azcón, R. 2008. Mycorrhizal symbioses. Series. In: White, P.J. and Hammond, J.P. (Eds). *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions. Plant Ecophysiology*, Vol. 7. Springer, Dordrecht, 143-163.
- Barea, J.M., Palenzuela, J., Cornejo, P., Sánchez-Castro, I., Navarro-Fernández, C., López-García, A., Estrada, B., Azcón, R. and Azcón-Aguilar, C. 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *Journal of arid environments*, 75(12), 1292-1301.
- Bashan, Y., Salazar, B.G., Moreno, M., Lopez, B.R. and Linderman, R.G. 2012. Restoration of eroded soil in the Sonoran Desert with native leguminous trees using plant growth-promoting microorganisms and limited amounts of compost and water. *Journal of Environmental Management*, 102, 26-36.
- Baskin, C.C. and Baskin, J.M. 1998. *Seeds. Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, 666 pp.
- Baskin, C.C. and Baskin, J.M. 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*, 2nd edition. Academic Press, San Diego, California, USA., 1601 pp.
- Baskin, C.C., and Baskin, J.M. 2020. Breaking seed dormancy during dry storage: a useful tool or major problem for successful restoration via direct seeding?. *Plants*, 9(5), 636.
- Baskin, J.M. and Baskin, C.C. 1989. Physiology of dormancy and germination in relation to seed bank ecology. In: Leck, M.A., Parker, V.T. and Simpson, R.L. (Eds). *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego, CA., 53-66.
- Baskin, J.M. and Baskin, C.C. 2003. Classification, biogeography, and phylogenetic relationships of seed dormancy. In: Smith, R.D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard H.W., Probert, R.J. (Eds). *Seed conservation: turning science into practice*, 518-544.
- Baskin, J.M. and Baskin, C.C. 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed science research*, 14(1), 1-16.
- Bateman, A., Erickson, T.E., Merritt, D.J. and Muñoz-Rojas, M. 2017. Effects of inorganic amendments (urea, gypsum) on seed germination and seedling recruitment of 20 native plant species used in dryland restoration. In: European Geosciences Union General Assembly. Vol. 19. Geophysical Research Abstracts, Vienna, Austria. Disponible en: <http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2017/EGU2017-15744.pdf> (último acceso en febrero de 2020).
- Beadle, N.C.W. 1952. Studies in halophytes I. The germination of the seed and establishment of the seedlings of five species of *Atriplex* in Australia. *Ecology*, 33, 49-62.
- Bean, T.M., Smith, S.E. and Karpiscak, M.M. 2004. Intensive revegetation in Arizona's hot desert: the advantages of container stock. *Native Plants Journal*, 5, 173-180.

- Becerra, A. y Cabello, M. 2007. Micorrizas arbusculares en plantines de *Alnus acuminata* (Betulaceae) inoculados con *Glomus intraradices* (Glomaceae). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 42(3-4), 155-158.
- Becker, G.F., Bustos, J.C., López, C.R. y Ayesa, J.A. 2013. Experiencias de revegetación de explanadas con especies nativas. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Vazquez Mazzini Editores, 202-212.
- Beider, A. 2012. Viverización de especies nativas de zonas áridas. Experimentia 2, Revista de Transferencia Científica, 67 pp.
- Beider, A., Ciano, N. y Zerrizuela, R. 2013. Revgetación artificial de taludes de locaciones en corte en la cuenca del Golfo San Jorge. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Vazquez Mazzini Editores, 213-224.
- Belay, Z., Vestberg, M. and Assefa, F. 2013. Diversity and abundance of arbuscular mycorrhizal fungi associated with acacia trees from different land use systems in Ethiopia. African Journal of Microbiology Research, 7(48), 5503-5515.
- Bell, D.T. 1999. The process of germination in Australian species. Australian Journal of Botany, 47, 475-517.
- Bell, D.T., Plummer, J.A. and Taylor, S.K. 1993. Seed germination ecology in southwestern Western Australia. Botanical Review, 59, 24-73.
- Beltrán, A. 1997. Caracterización microclimática del Distrito Occidental de la estepa patagónica. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, 119 pp.
- Berg, G. and Smalla, K. 2009. Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. FEMS microbiology ecology, 68(1), 1-13.
- Bertiller, M.B. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. Seed Science Research, 8(1), 39-46.
- Bertiller, M.B., Ares, J.O., Graff, P. and Baldi, R. 2000. Sex-related spatial patterns of *Poa ligularis* in relation to shrub patch occurrence in northern Patagonia. Journal of Vegetation Science, 11, 9-14.
- Bertiller, M.B., Beeskow, A.M. and Coronato, F. 1991. Seasonal environmental variation and plant phenology in arid Patagonia (Argentina). Journal of Arid Environments, 21(1), 1-11.
- Bewley, J.D. 1997. Seed germination and dormancy. Plant Cell, 9, 1055-1066.
- Bisigato, A.J. and Bertiller, M. 1997. Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. Journal of Arid Environments, 36, 639-653.

- Bisigato, A.J. and Bertiller, M.B. 1999. Seedling emergence and survival in contrasting soil microsites in Patagonian Monte shrubland. *Journal of Vegetation Science*, 10(3), 335-342.
- Bisigato, A.J. and Bertiller, M.B. 2004. Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina. *Plant Ecology*, 174(2), 235-246.
- Bolan, N.S., Robson, A.D. and Barrow N.I. 1984. Increasing phosphorus supply can increase the colonization of plant roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 16, 419-420.
- Bolling, J.D. and Walker, L.R. 2000. Plant and soil recovery along a series of abandoned desert roads. *Journal of Arid Environments*, 46(1), 1-24.
- Bolognani, M., Dolso, A., Uberti, L. y Baletka, L. 2011. Operaciones de logging a cable, especialmente con herramientas de resonancia magnética, en pozos altamente desviados en el bloque de Aguada Pichana, Neuquén. Planeamiento, construcción y evaluación. VIII Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos. Mar del Plata, 149-162.
- Bonvissuto, G.L. 2006. Establecimiento de plántulas de gramíneas y arbustos dentro y entre isletas de vegetación en el Monte Austral neuquino. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur, 195 pp.
- Bonvissuto, G.L. and Busso, C.A. 2007. Germination of grasses and shrubs under various water stress and temperature conditions. *Phyton*, 76, 119-131.
- Bonvissuto, G.L., González Carteau, A. y Busso, C.A. 2001. Guía de condición para los campos con jarilla y zampa. En: *Tecnología para todos. Serie Técnica Coleccionable. Cartilla Nro. 2. INTA Bariloche Patagonia Norte.*
- Bonvissuto, G.L., Somlo, R.C., Lanciotti, M.L., Carteau, A.G. y Busso, C.A. 2008. Guías de condición para pastizales naturales de "Precordillera", "Sierras y Mesetas" y "Monte Austral" de Patagonia. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Bariloche, 48 pp.
- Bray, R.H. and Kurtz, L.T. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46.
- Brizio, M.V., Pérez, D.R. y Ávila, L.J. 2018. Herpetofauna del Bajo de Añelo. XIX Congreso de Argentino de Herpetología. Universidad Nacional de La Plata. Argentina.
- Broadhurst, L., Driver, M., Guja, L., North, T., Vanzella, B., Fifield, G., Bruce, S., Taylor, D. and Bush, D. 2015. Seeding the future—the issues of supply and demand in restoration in Australia. *Ecological Management & Restoration*, 16(1), 29-32.
- Broadhurst, L.M., Jones, T.A., Smith, F.S., North, T. and Guja, L. 2016. Maximizing seed resources for restoration in an uncertain future. *Bioscience*, 66(1), 73-79.

- Broadhurst, L.M., Lowe, A., Coates, D.J., Cunningham, S.A., McDonald, M., Vesk, P.A. and Yates, C. 2008. Seed supply for broad scale restoration: maximizing evolutionary potential. *Evolutionary Applications*, 1(4), 587-597.
- Bu, H., Chen, X., Xu, X., Liu, K., Jia, P. and Du, G. 2007. Seed mass and germination in an alpine meadow on the eastern Tsinghai–Tibet plateau. *Plant Ecology*, 191(1), 127–149.
- Burkart, R., Bárbaro, N., Sánchez, R., y Gómez, D. 1999. Eco-regiones de la argentina. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires: PRODIA.
- Burke, A. 2003. Practical measures in arid land restoration after mining—a review for the southern Namib. *South African Journal of Science* 99, 413417.
- Busso, C.A. and Bonvissuto, G.L. 2009. Structure of vegetation patches in northwestern Patagonia, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 18(11), 3017-3041.
- Busso, C.A., Bonvissuto, G.L. and Torres, Y.A. 2012. Seedling recruitment and survival of two desert grasses in the Monte of Argentina. *Land Degradation & Development*, 23(2), 116-129.
- Busso, C.A., y Fernández, O.A. 2018. Arid and semiarid rangelands of Argentina. In: Gaur, M.K and Squires, V.R. (Eds). *Climate Variability Impacts on Land Use and Livelihoods in Drylands*. Springer. Cham, Switzerland, 261-291.
- Busso, C.A. and Pérez, D.R. 2018. Opportunities, limitations and gaps in the ecological restoration of drylands in Argentina. *Annals of Arid Zone*, 57(3-4), 191-200.
- Cáceres, A. and Cuenca, G. 2006. Contrasting response of seedlings of two tropical species *Clusia minor* and *Clusia multiflora* to mycorrhizal inoculation in two soils with different pH. *Trees*, 20(5), 593-600.
- Campos-Filho, E.M., Da Costa, J.N., De Sousa, O.L., and Junqueira, R.G. 2013. Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of sustainable forestry*, 32(7), 702-727.
- Camina, J., Tourn, E., Andrada, A. and Pellegrin, C. 2013. Germination traits of the native *Hyalis argentea* (asteraceae). In: Busso, C.A. (Ed.). *From Seed Germination to Young Plants: Ecology, Growth and Environmental Influences*. Nova Science Pub. Inc., 127-138.
- Carrenho, R., Trufem, S.F.B., Bononi, V.L.R. and Silva, E.S. 2007. The effect of different soil properties on arbuscular mycorrhizal colonization of peanuts, sorghum and maize. *Acta Botanica Brasilica*, 21(3), 723-730.
- Carrick, P.J. and Krüger, R. 2007. Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *Journal of Arid Environments*, 70(4), 767-781.

- Carrillo-García, A., León de la Luz, J.L., Bashan, Y. and Bethlenfalvay, G.J. 1999. Nurse plants, mycorrhizae, and plant establishment in a disturbed area of the Sonoran Desert. *Restoration Ecology*, 7, 312-335.
- Castellano, M.J. and Valone, T.J. 2007. Livestock, soil compaction and water infiltration rate: evaluating a potential desertification recovery mechanism. *Journal of Arid Environments*, 71(1), 97-108.
- Castro, M.L. 2012. Cambios florísticos y rehabilitación de estepas arbustivas semiáridas en locaciones petroleras escarificadas de NorPatagonia, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo Ambiental. Universidad Maimónides, 56 pp.
- Castro, M.L., Zuleta, G.A., Pérez, A.A., Ciancio, M.E., Tchilinguirian, P. y Escartín, C.A. 2013. Rehabilitación de estepas arbustivas en locaciones petroleras del Monte Austral. Evaluación de técnica de escarificado: Vegetación. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Vazquez Mazzini Editores, 225-245.
- Catalán, L.A. and Macchiavelli, R.E. 1991. Improving germination in *Prosopis flexuosa* D.C. and *Prosopis alba* Griseb. with hot water treatments and scarification. *Seed Science and Technology*, 19, 253-262.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2012. Strategic plan for biodiversity 2011–2020 and the Aichi targets. Disponible en: www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf. (último acceso en agosto de 2019).
- Ceccon, E. González, E.J. and Martorell, C. 2015. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. *Land Degradation and Development*, 27, 511-520.
- Chambers, J.C. 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. *Ecological Applications*, 10(5), 1400-1413.
- Chambers, J.C. and MacMahon, J.A. 1994. A Day in the Life of a Seed: Movements and Fates of Seeds and Their Implications for Natural and Managed Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 25(1), 263-292.
- Chartier, M.P., Rostagno, C.M. and Pazos, G.E. 2011. Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(7), 656-661.
- Chebli, G., Mendiberri, H., Giusano, A., Ibáñez, G. y Alonso, J. 2011. El shale gas en la Provincia del Neuquén. VIII Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos. IAPG, 8-12.
- Chiu, C.Y., Chen, T.H., Imberger, K. and Tian, G. 2006. Particle size fractionation of fungal and bacterial biomass in subalpine grassland and forest soils. *Geoderma*, 130(3-4), 265-271.

- Chmielewski, J.G. 1999. Consequences of achene biomass, within-achene allocation patterns, and pappus on germination in ray and disc achenes of *Aster umbellatus* var. *umbellatus* (Asteraceae). *Canadian Journal of Botany*, 77(3), 426-433.
- Ciancio, M.E. 2016. Regeneración de microtopografía y suelos en ambientes degradados por actividad petrolera en norpatagonia, Neuquén. Tesis de Maestría en Manejo Ambiental. Orientación Restauración de Ecosistemas. Universidad Maimónides, 74 pp.
- Ciancio, M.E., Tchilingurian, P., Zuleta, G.A., Castro, M.L. y Pérez, A.A. 2013. Rehabilitación de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas petroleras. Evaluación de la técnica de escarificado II: suelo y microtopografía. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores, 246-260.
- Ciano, N. 2013. Rehabilitación de áreas degradadas por la actividad petrolera. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores, 261-274.
- Clewell, A.F. and Aronson, J. 2013. *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Island Press, 303 pp.
- Commander, L.E., Merino-Martín, L., Elliott, C.P., Miller, B.P., Dixon, K. and Stevens, J. 2019. Demographic, seed and microsite limitations to seedling recruitment in semi-arid mine site restoration. *Plant and Soil*, 1-17.
- Commander, L.E., Merritt, D.J., Rokich, D.P. and Dixon, K.W. 2009a. The role of afterripening in promoting germination of arid zone seeds: a study on six Australian species. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 161, 411-421.
- Commander, L.E., Merritt, D.J., Rokich, D.P. and Dixon, K.W. 2009b. Seed biology of Australian arid zone species: germination of 18 species used for rehabilitation. *Journal of Arid Environments*, 73(6-7), 617-625.
- Commander, L.E., Rokich, D.P., Renton, M., Dixon, K.W. and Merritt, D.J. 2013. Optimizing seed broadcasting and greenstock planting for restoration in the Australian arid zone. *Journal of Arid Environments*, 88, 226-235
- Cony, M.A. and Trione, S.O. 1996. Germination with respect to temperature of two Argentinian *Prosopis* species. *Journal of Arid Environments*, 33, 225-236.
- Cook, A., Turner, S.R., Baskin, J.M., Baskin, C.C., Steadman, K.J. and Dixon, K.W. 2008. Occurrence of physical dormancy in seeds of Australian Sapindaceae: a survey of 14 species in nine genera. *Annals of Botany*, 101, 1349-1362.
- Coomes, D.A. and Grubb, P.J. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 283-291.

- Corey, A.T. and Kemper, W.D. 1968. Conservation of soil water by gravel mulches. Hydrology papers (Colorado State University); no. 30.
- Cousens, R., Dytham, C. and Law, R. 2008. Dispersal in plants: a population perspective. Oxford University Press Inc., New York, 221 pp.
- Crawford, A.D., Steadman, K.J., Plummer, J.A., Cochrane, A. and Probert, R.J. 2007. Analysis of seed-bank data confirms suitability of international seed storage standards for the Australian flora. *Australian Journal of Botany*, 55, 18-29.
- Cresswell, E.G. and Grime, J.P. 1981. Induction of a light requirement during seed development and its ecological consequences. *Nature*, 291, 583-585.
- Cui, M. and Nobel, P.S. 1992. Nutrient status, water uptake and gas exchange for three desert succulents infected with mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 122, 643-649.
- Dalmaso, A. y Martínez Carretero, E. 2013. Revegetación de áreas degradadas. Estudio de caso en plataformas petroleras en Malargüe, Mendoza. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). Restauración ecológica en la diagonal árida Argentina. Vazquez Mazzini Editores, 275-292.
- de Falco, L.A., Esque, T.C., Nicklas, M.B. and Kane, J.M. 2012. Supplementing seed banks to rehabilitate disturbed Mojave desert shrublands: where do all the seeds go? *Restoration Ecology*, 20 (1), 85-94.
- del Valle, H., Elissalde, N., Gagliardini, D., y Milovich, J. 1998. Desertificación del Neuquén. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/bariloche/nqn/recursos/m09.htm>. (último acceso en junio de 2011).
- Diallo, A.T., Samb, P.I. and Ducouso, M. 1999. Arbuscular mycorrhizal fungi in the semi-arid areas of Senegal. *European Journal of Soil Biology*, 35(2), 65-75.
- Di Rienzo J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C.W. 2014. InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Douglas, G.B., Dodd, M.B. and Power, I.L. 2007. Potential of direct seeding for establishing native plants into pastoral land in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 31(2), 143-153.
- Dumroese, R.K., Luna, T. and Landis, T.D. 2009. Nursery manual for native plants: A guide for tribal nurseries. Volume 1: Nursery management. Agriculture Handbook 730. Washington, DC: US Department of Agriculture, Forest Service, 302 pp.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau). 1995. Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortscharakterisierung. Teil I: Ansprache von Böden. DVWK Regeln 129. Bonn, Germany, Wirtschafts- und Verlagsges.

- El-Bana, M.I., Nijs, I. and Khedr, A.H.A. 2003. The importance of phytogenic mounds (Nebkhas) for restoration of arid degraded rangelands in Northern Sinai. *Restoration Ecology*, 11(3), 317-324.
- El-Bana, M.I., Nijs, I. and Kockelbergh, F. 2002. Microenvironmental and vegetational heterogeneity induced by phytogenic nebkhas in an arid coastal ecosystem. *Plant and Soil*, 247(2), 283-293.
- Eldridge, D.J., Zaady E. and Shachak, M. 2002. Microphytic crusts, shrub patches and water harvesting in the Negev Desert: the Shikim system. *Landscape Ecology*, 17, 587-597.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. and Gibbs, J.P. 2001. Monitoring plant and animal population. Blackwell Science, Inc., 360 pp.
- Erickson, T.E., Muñoz-Rojas, M., Kildisheva, O.A., Stokes, B.A., White, S.A., Heyes, J.L., Dalziell, E.L., Lewandrowski, W., James, J.J., Madsen, M.D., Turner, S.R. and Merritt, D.J. 2017. Benefits of adopting seed-based technologies for rehabilitation in the mining sector: a Pilbara perspective. *Australian Journal of Botany*, 65(8), 646-660.
- Erickson, V.J. and Halford, A. 2020. Seed planning, sourcing, and procurement. *Restoration Ecology*, 28, S219-S227.
- Escobar, L.I., Ghermandi, L. y Grosfeld, J.E. 2013. Efectos de clausuras de ganado sobre la vegetación en el Parque Nacional Laguna Blanca. *Augmdomus*, 5, 91-108.
- Ezcurra, E. (Ed.) 2006. Global deserts outlook. United Nation Environmental Programme. Earthprint, 164 pp.
- Fajardo, L., Cuenca, G., Arrindell, P., Capote, Z. y Hasmy R. 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. *Interciencia*, 36, 931-935.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2009. Guía para la descripción de suelos. Roma, Italia, 111 pp.
- Farinaccio, F.M. y Pérez, D. 2010. Características del Monte y del área de estudio. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Farinaccio, F.M. *Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia*. Vazquez Mazzini Editores, 24-33.
- Farinaccio, F.M, Rovere, A.E. y Pérez, D.R. 2013. Rehabilitación con *Pappostipa speciosa* (Poaceae), en canteras abandonadas por la actividad petrolera en zonas áridas y semiáridas de Neuquén, Argentina. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Vazquez Mazzini Editores, 308-319.
- Fenner, M. and Thompson, K. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, 250 pp.
- Fernández, R.J., Golluscio, R.A., Bisigato, A.J. and Soriano, A. 2002. Gap colonization in the Patagonian semidesert: seed bank and diaspore morphology. *Ecography*, 25(3), 336-344.

- Ferrer, J.A., Irisarri, J.A. y Mendía, J.M. 1990. Estudio regional de suelos de la provincia del Neuquén (No. 631.478272). Consejo Federal de Inversiones (Argentina).
- Ferrer, J.A., Irisarri, J.A. y Mendía, J.M. 1998. Mapa de suelos de la Provincia del Neuquén. Dirección General de Ciencia y Técnica de Neuquén, COPADE y CFI, 1:500000.
- Ferrol, N., Calvente, R., Cano, C., Barea, J.M. and Azcón-Aguilar, C. 2004. Analyzing arbuscular mycorrhizal fungal diversity in shrub-associated resource islands from a desertification-threatened semiarid Mediterranean ecosystem. *Applied Soil Ecology*, 25(2), 123-133.
- Fiori, S.M. and Zalba, S.M. 2003. Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. *Biodiversity & Conservation*, 12(6), 1261-1270.
- Fischer, R.A. and Beiner, C.D. 2005. Assessing the effect of hydrophilic soil amendments on riparian plant survival in arid and semi-arid environments. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 80, 667-67.
- Fracchia, S., Aranda, A., Gopar, A., Silvani, V., Fernandez, L. and Godeas, A. 2009. Mycorrhizal status of plant species in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina. *Mycorrhiza*, 19, 205-214.
- Fracchia, S., Krapovickas, L., Aranda-Rickert, A. and Valentinuzzi, V.S. 2011. Dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi and dark septate endophytes by *Ctenomys cf. knighti* (Rodentia) in the northern Monte Desert of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(11), 1016-1023.
- Galíndez, G., Ceccato, D., Malagrina, G., Pidal, B., Chilo, G., Bach, H., Fortunato, R. and Ortega-Baes, P. 2016. Physical seed dormancy in native legume species of Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 51(1), 73-78.
- Gandullo, R., Gastiazoro, J., Bünzli, A. y Coscaron Arias, C. 2004. Flora típica de las bardas de Neuquén y sus alrededores. *Petrobras*, 246 pp.
- Gilbert, C., Sirmah, P., Edward, M., Mburu, F., Sylvester, K. and Erick, B. 2014. Effects of hydrogels on soil moisture and growth of *Cajanus cajan* in semiarid zone of Kongelai, West Pokot County. *Open Journal of Forestry*, 4(1), 34-37.
- Giri, B., Giang, P.H., Kumari, R. and Prasad, R. 2005. Microbial diversity in soils. In: Buscot, F., Varma, A. (Eds.), *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany, 195-212.
- Giusti, L. 1984. Chenopodiaceae. In: *Flora patagónica*. Correa, M.N. (Ed), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Buenos Aires, 99-137.
- Giusti, L. y Grau, A. 1983. Inhibidores de la germinación en *Atriplex cordobensis* Gand et Stucker (Chenopodiaceae). *Lilloa*, 36, 143-49.

- Golodets, C., Sternberg, M., Kigel, J., Boeken, B., Henkin, Z., Seligman, N.G. and Ungar, E. D. 2013. From desert to Mediterranean rangelands: will increasing drought and inter-annual rainfall variability affect herbaceous annual primary productivity? *Climatic Change*, 119(3), 785-798.
- Gómez-Aparicio, L. 2008. Spatial patterns of recruitment in Mediterranean plant species: linking the fate of seeds, seedlings and saplings in heterogeneous landscapes at different scales. *Journal of Ecology*, 96(6), 1128-1140.
- González, F.M. En evaluación. Rehabilitación de ecosistemas áridos degradados del Monte Austral (Neuquén, Argentina) con base en los aspectos sucesionales de la vegetación nativa y en la interacción entre especies. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata.
- González, F.M. and Pérez, D.R. 2017. Contributions of ecological facilitation for restoring environments with high conservation value in the Argentine Patagonia. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*, 86, 332-339.
- Goodall D.W. 1982. Chenopod shrubland communities: a global perspective. *International Journal of Ecology and Environmental Science*, 9, 85-99.
- Grantz, D.A., Vaughn, D.L., Farber, R., Kim, B., Zeldin, M., VanCuren, T. and Campbell, R. 1998. Seeding native plants to restore desert farmland and mitigate fugitive dust and PM10. *Journal of Environmental Quality*, 27(5), 1209-1218.
- Gratzfeld, J. 2004. Industrias extractivas en zonas áridas y semiáridas. Planificación y gestión ambientales. UICN: Gland, Suiza, y Reino Unido, 122 pp.
- Greig-Smith, P. 1983. *Quantitative plant ecology*. Blackwell, Oxford. 359 pp.
- Grime, J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250:26-31.
- Grime, J.P., Mason, G., Curtis, A.V., Rodman, J. and Band, S.R. 1981. A Comparative Study of Germination Characteristics in a Local Flora. *The Journal of Ecology*, 69(3), 1017.
- Gross, K.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *The Journal of Ecology*, 78, 1079-1093.
- Grossnickle, S C. and Ivetić, V. 2017. Direct seeding in reforestation—a field performance review. *Reforesta*, (4), 94-142.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, 52, 107-145.
- Guevara, J.C., Cavagnaro, J.B., Estevez, O.R., Le Houérou, H.N. and Stasi, C.R. 1997. Productivity, management and development problems in the arid rangelands of the central Mendoza plains (Argentina). *Journal of Arid Environments*, 35(4), 575-600.
- Gutierrez Schmidt, N., Alonso, J.C. y Giusiano, A. 2013. Evaluación del “Shale Oil” de la Formación Vaca Muerta. Análisis de la declinación de la producción. *Petrotecnia*, 1, 56-67.

- Gutierrez Schmidt, N., Alonso, J.C., Giusiano, A., Lauri, C. y Sales T. 2014. El shale de la formación vaca muerta: integración de datos y estimación de recursos de petróleo y gas asociado, Provincia de Neuquén. IX Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos. Simposio de Recursos No Convencionales: Ampliando el Horizonte Energético. IAPG, 795-813.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plantas. Academic Press, London, UK, 892 pp.
- Hay, F.R. and Probert, R.J., 2013. Advances in seed conservation of wild plant species: a review of recent research. *Conservation Physiology*, 1, 1-11.
- Hernández-Cuevas, L., Santiago-Martínez, G., y Cuatlal-Cuahutencos, P. 2011. Propagación y micorrización de plantas nativas con potencial para restauración de suelos. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(7), 87-96.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilà, M, Zamora, R. and Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- Holling, C. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 4, 1-23.
- Holzappel, C. and Mahall, B.E. 1999. Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave Desert. *Ecology*, 80, 1747-1761.
- Homberg, M. 2006. Efectos de la denudación severa sobre el banco de semillas de estepas arbustivas del Monte Austral en el norte de la Patagonia Argentina. Tesis de grado. 44 pp.
- Housman, D.C., Zitzer, S.F., Huxman, T.E. and Smith, S.D. 2003. Functional ecology of shrub seedlings after a natural recruitment event at the Nevada Desert FACE Facility. *Global Change Biology*, 9(5), 718-728.
- Hoyle, G.L., Daws, M.I., Steadman, K.J. and Adkins, S.W. 2008. Mimicking a semi-arid tropical environment achieves dormancy alleviation for seeds of Australian native Goodeniaceae and Asteraceae. *Annals of Botany*, 101, 701-708.
- Hu, X.W., Wang, Y.R., Wu, Y.P. and Baskin, C.C. 2009. Role of the lens in controlling water uptake in seeds of two Fabaceae (Papilionoideae) species treated with sulphuric acid and hot water. *Seed Science Research*, 19, 73-80.
- IAPG (Instituto Argentino de Petróleo y Gas). 2009. Consideraciones ambientales para la construcción de locaciones y la gestión de lodos y recortes durante la Perforación de Pozos. PR IAPG – SS – 01 – 2009 – 00.

- Insausti, P., Ravetta, D.A., Striker, G.G. y Soriano, A. 1998. Sociedad Argentina de Fisiología Vegetal. XXII Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). 2011. Bonn Challenge. Disponible en: <http://www.bonnchallenge.org/> (último acceso en marzo de 2019).
- James, J.J., Svejcar, T.J. and Rinella, M.J. 2011. Demographic processes limiting seedling recruitment in arid grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 48, 961–969
- James, J.J., Sheley, R.L., Erickson, T., Rollins, K.S., Taylor, M.H. and Dixon, K.W. 2013. A systems approach to restoring degraded drylands. *Journal of Applied Ecology*, 50, 730-739.
- Jaureguiberry, P. and Díaz, S. 2015. Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia*, 177(3), 689-699.
- Jasper, D.A., Abbot, L.K. and Robson, A.D. 1991. The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types. *New Phytologist*, 118, 471-476.
- Jeffries, P. and Barea, J.M., 2012. Arbuscular Mycorrhiza: A Key Component of Sustainable Plant–Soil Ecosystems. In: Hock, B. (Ed). *Fungal Associations 2nd Edition*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 51-75.
- Jiménez-Alfaro, B., Silveira, F.A.O., Fidelis, A., Poschlod, P. and Commander L.E. 2016. Seed germination traits can contribute better to plant community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 27, 637-645.
- Jurado, E., and Flores, J. 2005. Is seed dormancy under environmental control or bound to plant traits? *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 559-564.
- Jurado, E. and Westoby, M. 1992. Seedling growth in relation to seed size among species of arid Australia. *Journal of Ecology*, 80(3), 407-416.
- Kemper, W.D., Nicks, A.D. and Corey, A.T. 1994. Accumulation of water in soils under gravel and sand mulches. *Soil Science Society of America Journal*, 58(1), 56-63.
- Kennedy, A.C. and Smith, K.L. 1995. Soil microbial diversity and the sustainability of agriculture soils. *Plant and Soil*, 2, 75-86.
- Kildisheva, O.A., Dixon, K.W., Silveira, F.A., Chapman, T., Di Sacco, A., Mondoni, A., ... and Cross, A.T. 2020. Dormancy and germination: making every seed count in restoration. *Restoration Ecology*, 28, S256-S265.
- Kildisheva, O.A., Erickson, T.E., Merritt, D.J. and Dixon, K.W. 2016. Setting the scene for dryland recovery: an overview and key findings from a workshop targeting seed-based restoration. *Restoration Ecology*, 24, S36-S42.

- Knight, A.J., Beale, P.E. and Dalton, G.S. 1998. Direct seeding of native trees and shrubs in low rainfall areas and on non-wetting sands in South Australia. *Agroforestry Systems*, 39, 225-239.
- Koller, D. 1957. Germination regulating mechanisms in some desert seeds. IV. *Atriplex dimorphostegia* Kar et Kir. *Ecology*, 38, 1-13.
- Kos, M., Baskin, C.C. and Baskin, J.M. (2012). Relationship of kinds of seed dormancy with habitat and life history in the Southern Kalahari flora. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), 869-879.
- Kowaljow, E. and Mazzarino, M.J. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(7), 1580-1588.
- Kowaljow, E. y Rostagno, C.M. 2008. Efectos de la instalación de un gasoducto sobre algunas propiedades del suelo superficial y la cobertura vegetal en el NE de Chubut. *Ciencia del suelo*, 26(1), 51-62.
- Kowaljow, E. and Rostagno, C.M. 2013. Shrub packs and irrigation to rehabilitate semiarid regions disturbed by the laying of pipelines. *Ecología Austral*, 23(1), 62-69.
- Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, Inc., California, 581 pp.
- Kröpfl, A.I., Cecchi, G.A., Villasuso, N.M. and Distel, R.A. 2013. Degradation and recovery processes in semi-arid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. *Land Degradation & Development*, 24(4), 393-399.
- Kumar, A., Sharma, S. and Mishra, S. 2010. Influence of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi and salinity on seedling growth, solute accumulation, and mycorrhizal dependency of *Jatropha curcas* L. *Journal of Plant Growth Regulation*, 29(3), 297-306.
- Kurian, T., Zodape, S.T. and Rathod, R.D. 1983. Propagation of *Prosopis juliflora* by air layering. *Transactions Indian Society of Desert Technology and University Centre of Desert Studies*, 8(1), 104-108.
- Labraga, J. and Villalba, R. 2009. Climate in the Monte Desert: Past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environments*, 73, 154-163.
- Landis, T.D. and Haase, D.L. 2012. Applications of hydrogels in the nursery and during outplanting. In: Haase, D.L., Pinto, J.R. and Riley, L.E. (tech. cords). *National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations-2011*. Proc. RMRS-P-68. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 53-58.
- Leder, C.V., Peter, G. and Funk, F.A. 2015. Seed rain alteration related to fire and grazing history in a semiarid shrubland. *Journal of Arid Environments*, 121, 32-39.

- Leder, C.V., Peter, G., Funk, F.A. and Peláez, D.V. 2017. Consequences of anthropogenic disturbances on soil seed bank diversity and nurse shrub effect in a semiarid rangeland. *Biodiversity and Conservation*, 26(10), 2327-2346.
- Leishman, M.R. and Westoby, M. 1994. Hypotheses on seed size: tests using the semiarid flora of western New South Wales, Australia. *The American Naturalist*, 143(5), 890-906.
- León, R.J.C., Bran, D., Collantes, M., Paruelo, J.M. y Soriano, A. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral*, 8, 125-144.
- Li, S., Bi, Y., Kong, W., Yu, H., Lang, Q. and Miao, Y. 2015. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on ecological restoration in coal mining areas. *Russian journal of ecology*, 46(5), 431-437.
- López Anadón, E. 2015. El abecé de los Hidrocarburos en Reservorios No Convencionales. 4a ed. revisada. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Instituto Argentino del Petróleo y del Gas, 20 pp.
- Louhaichi, M., Clifton, K. and Hassan, S. 2014. Direct seeding of *Salsola vermiculata* for rehabilitation of degraded arid and semi-arid rangelands. *Range Management & Agroforestry*, 35, 182–187.
- Lü, H., Yu, Z., Horton, R., Zhu, Y., Zhang, J., Jia, Y. and Yang, C. 2013. Effect of gravel-sand mulch on soil water and temperature in the semiarid loess region of northwest China. *Journal of hydrologic engineering*, 18(11), 1484-1494.
- Lugo, M.A., Anton, A.M. and Cabello, M.N. 2005. Arbuscular mycorrhizas in the *Larrea divaricata* scrubland of the arid “Chaco”, Central Argentina. *Journal Agricultural Technology*, 1, 163-178.
- Lugo, M.A., Reinhart, K.O., Menoyo, E., Crespo, E.M. and Urcelay, C. 2015. Plant functional traits and phylogenetic relatedness explain variation in associations with root fungal endophytes in an extreme arid environment. *Mycorrhiza*, 25, 85-95.
- Luo, W., Zhao, W. and Liu, B. 2016. Growth stages affect species richness and vegetation patterns of nebkhas in the desert steppes of China. *Catena*, 137, 126-133.
- Luzuriaga, A.L., Escudero, A., Olano, J.M. and Loidi, J. 2005. Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica*, 27(1), 57-66.
- Lyaruu, H.V. 1999. Seed rain and its role in the recolonization of degraded hill slopes in semi-arid central Tanzania. *African Journal of Ecology*, 37(2), 137-148.
- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J. and Bellot, J. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications*, 11, 1141-1156.

- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J., Díaz, G., Honrubia, M. and Vallejo, R. 2002. Microsite and mycorrhizal inoculum effects on the establishment of *Quercus coccifera* in a semi-arid degraded steppe. *Ecological Engineering*, 19, 289-295.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones vedrá. Barcelona, España, 200 pp.
- Mangold, J.M. and Sheley, R.L. 2007. Effects of soil texture, watering frequency, and a hydrogel on the emergence and survival of coated and uncoated crested wheatgrass seeds. *Ecological Restoration*, 25(1), 6-11.
- Marro, N., Soteras, F., Cofré, N., Ibarra, I., Torres, R., Becerra, A.G. and Renison, D. 2017. Neotropical tree production: insights into germination, growth and outplanting for *Maytenus boaria*. *Cerne*, 23(3), 377-385.
- Masini, A.C.A., Rovere, A.E. y Pirk, G.I. 2014. Requerimientos pregerminativos de *Maihuenia patagonica* y *Maihueniopsis darwinii*, cactáceas endémicas de Patagonia. *Gayana Botánica*, 71(2), 188-198.
- Masini, A.C.A. y Rovere, A.E. 2015. Requerimientos germinativos de *Sphaeralcea mendocina* Philippi (Malvaceae), especie ruderal endémica de Argentina. In: Martínez Carretero, E.M., Dalmaso, A.D. *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina 2*. Mendoza, 203-214.
- Masini, A.C.A., Rovere, A.E. y Pirk, G.I. 2016. Germinación de *Gutierrezia solbrigii* y *Senecio subulatus*, asteráceas endémicas de Argentina. *Phyton*, 85(2), 314-323.
- Matteucci S. y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Sec. Gral. OEA, Washington DC. 168 pp.
- Mazzonia, E. and Vazquez, M. 2009. Desertification in Patagonia. *Developments in Earth Surface Processes*, 13, 351-377.
- McDonald, T., Gann, G.D., Jonson, J. and Dixon K.W. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.
- McGee, P. 1986. Mycorrhizal associations of plant-species in a semiarid community. *Australian Journal of Botany*, 34(5), 585-593.
- Medina, M., Ritter, L.J., Campanello, P.I. and Arturi, M.F. 2019. Relación entre estrategias de historia de vida y atributos funcionales en especies arbóreas del Bosque Atlántico semideciduo de Misiones. *Ecología Austral*, 29, 380-3910.
- Meli, P., Herrera, F.F., Melo, F., Pinto, S., Aguirre, N., Musálem, K., Minaverry, C., Ramírez, W. and Brancalion, P.H.S. 2017. Four approaches to guide ecological restoration in Latin America. *Restoration Ecology*, 25(2), 156-163.

- Merritt, D.J. and Dixon, K.W. 2011. Restoration seed banks—a matter of scale. *Science*, 332, 424-425.
- Merritt, D. and Dixon, K. 2014. Seed availability for restoration. In: Bozzano, M., Jalonen, R., Thomas, E., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S., Smith, P. and Loo, J. (Eds). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *State of the World's Forest Genetic Resources – Thematic Study*. Rome. Food and Agriculture Organization, 97-104.
- Merritt, D.J., Turner, S.R., Clarke, S. and Dixon, K.W. 2007. Seed dormancy and germination stimulation syndromes for Australian temperate species. *Australian Journal of Botany*, 55, 336-344.
- Meyer, S.E. 2008. *Atriplex* L.: saltbush. In: Bonner, F.T. and Karrfalt, R.P. (Eds). *The Woody Plant Seed Manual*. Agric. Handbook No. 727. Washington, DC. US Department of Agriculture, Forest Service, 283-290.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Desertification Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. Disponible en: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.355.aspx.pdf>. (último acceso en diciembre de 2018).
- Miller, B.P., Sinclair, E.A., Menz, M.H., Elliott, C.P., Bunn, E., Commander, L.E., ... and Stevens, J. C. 2016. A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems. *Restoration Ecology*, 25(4), 605-617.
- Mohammad, M.J., Hamad, S.R. and Malkawi, H.I. 2003. Population of arbuscular mycorrhizal fungi in semi-arid environment of Jordan as influenced by biotic and abiotic factors. *Journal of Arid Environments*, 53(3), 409-417.
- Moles, A.T. and Westoby, M. 2004. Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. *Journal of Ecology*, 92(3), 372-383.
- Molina, C.H. y Alonso, M. 2016. Informe anual 2015 de producción de petróleo y gas de reservorios no convencionales de Neuquén. *Petrotecnia*, 3, 24-44.
- Morello, J. 1958. La provincia fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana II*. Univ. Nac. del Tucumán. Instituto "Miguel Lillo". 155 pp.
- Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., y Silva, M.E. 2012. *Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires. xx pp.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Mortlock, B.W. 2000. Local seed for revegetation: where will all that seed come from? *Ecological Management & Restoration*, 1(2), 93-101.

- Movia, C.P., Ower, G.H. y Pérez, C.E. 1982. Estudio de la vegetación natural. Provincia de Neuquén. Ministerio de Hacienda. Subsecretaría de Recursos Naturales.
- Muñoz-Rojas, M., Erickson, T.E., Martini, D.C., Dixon, K.W. and Merritt, D.J. 2016. Climate and soil factors influencing seedling recruitment of plant species used for dryland restoration. *The Soil*, 2, 287-298.
- Murcia, C., Guariguata, M.R., Andrade, Á., Andrade, G.I., Aronson, J., Escobar, E.M., Etter, A., Moreno, F.H., Ramírez, W. and Montes, E. 2016. Challenges and prospects for scaling-up ecological restoration to meet international commitments: Colombia as a case study. *Conservation Letters*, 9(3), 213-220.
- Negrin, V.L. y Zalba, S.M. 2008. Germinación de *Grindelia ventanensis* (Asteraceae), una especie endémica del sistema de Ventania (Buenos Aires). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 43(3-4), 262-267.
- Neuenkamp, L., Prober, S.M., Price, J.N., Zobel, M. and Standish, R.J. 2019. Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. *Fungal Ecology*, 40, 140-149.
- Nichols, P., Yates, R., Loo, C., Wintle, B., Stevens, J., Titterton, J., Moore, G., Dixon, K. and Barrett-Lennard, E. 2014. Direct seeding of chenopod shrubs for saltland and rangeland environments. Future Farm Industries CRC Technical Report 10, Future Farm Industries CRC, Perth, Australia.
- Nikolaeva, M.G. 1977. Factors controlling the seed dormancy pattern. In: Khan, A.A. (Ed), *The Physiology and Biochemistry of Seed Dormancy and Germination*. North-Holland Publ. Co., Amsterdam, 51-74.
- Nittmann, J.J., Pérez, D., Rovere, A. and Farinaccio, F. 2009. Ensayos de Rehabilitación de canteras degradadas a partir de trasplante directo en la Provincia de Neuquén (Argentina). Congreso Iberoamericano y del Caribe.
- Noy-Meir, I. 1973. Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual review of Ecology and Systematic*, 4, 25-51.
- Ortega-Baes, P. and Rojas-Aréchiga, M. 2007. Seed germination of *Trichocereus terscheckii* (Cactaceae): light, temperature and gibberellic acid effects. *Journal of arid Environments*, 69(1), 169-176.
- Ortega Baes, P., De Viana, M. and Sühling, S. 2002. Germination in *Prosopis ferox* seeds: effects of mechanical, chemical and biological scarifiers. *Journal of Arid Environments*, 50, 185-189.
- Osmond, C.B., Björkman, O. and Anderson, D.J. 1980. *Physiological processes in plant ecology: toward a synthesis with Atriplex*. Springer-Verlag, Berlin, 479 pp.

- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H.M, Aragón, R., Campanello, P.I., Prado, D., Oesterheld, M. y León, R.J.C. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1), 040-063.
- Páez, A., Busso, C.A., Montenegro, O.A., Rodríguez, G.D. and Giorgetti, H.D. 2005. Seed weight variation and its effects on germination in *Stipa species*. *Phyton*, 54, 1-14.
- Pakeman, R.J. and Small, J.L. 2005. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. *Journal of Vegetation Science*, 16(1), 121–130.
- Palmerlee, A.P. and Young, T.P. 2010. Direct seeding is more cost effective than container stock across ten woody species in California. *Native Plants Journal*, 11(2), 89-102.
- Paredes D.A. 2013. Estudio de la germinación de cinco especies nativas de Monte como aporte para la rehabilitación y restauración de áreas degradadas. Tesis de grado de la Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue. 53 pp.
- Paredes, D.A., Rodríguez Araujo, M.E. and Pérez, D.R. 2018. Germination of three Fabaceae species of interest for ecological restoration in the Southern Monte, Patagonia, Argentina. *Quebracho*, 26(1,2), 68-78.
- Paruelo, J.M., Beltrán, A., Jobbágy, E., Sala, O.E. and Golluscio, R.A. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral*, 8(2), 85-101.
- Peano, A. 2016. Producción de plantines de calidad de *Larrea divaricata* cav. para proyectos de restauración ecológica. Tesis de Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad del Comahue. 50 pp.
- Pedrini, S. and Dixon, K.W. 2020. International principles and standards for native seeds in ecological restoration. *Restoration Ecology*, 28, S286-S303.
- Peláez, D.V., Boo, R.M. and Elia, O.R. 1992. Emergence and seedling survival of calden in the semiarid region of Argentina. *Journal of Range Management*, 45, 564-566.
- Pentreath, V., Stronati, M., Gonzalez, E., Frayssine, N. y D'ambrogio, A. 2005. Germinación de *Prosopis denudans* Benth (Leguminosae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 40, 105-106.
- Pereyra, F.X. and Bouza, P. 2019. Soils from the Patagonian Region. In: Rubio, G., Lavado, R.S. and Pereyra, F.X. (Eds). *The Soils of Argentina*, Springer, Cham, 101-121.
- Pérez, D.R., Farinaccio, F.M., and J. Aronson. 2019a. Towards a dryland framework species approach. Research in progress in the Monte Austral of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 161, 1-10.

- Pérez, D.R., González, F.M., Ceballos, C., Oneto, M.E. and Aronson, J. 2019b. Direct seeding and outplantings in drylands of Argentinean Patagonia: estimated costs, and prospects for large-scale restoration and rehabilitation. *Restoration Ecology*, 27(5), 1105-1116.
- Pérez, D.R., Farinaccio, F.M., González, F.M., Lagos, J.L., Rovere, A.E. and Díaz, M. 2009. Rehabilitation and restoration to combat desertification in arid and semi-arid ecosystems of Patagonia. *Understanding Desertification and Land Degradation Trends*, 22, 124.
- Pérez, D.R., Pilustrelli, C., Farinaccio, F.M., Sabino, G. and Aronson, J. 2019c. Evaluating success of various restorative interventions through drone-and field-collected data, using six putative framework species in Argentinian Patagonia. *Restoration Ecology*.
- Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Farinaccio, F.M. 2010. Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia. Vazquez Mazzins Editores. Buenos Aires. 80 pp.
- Peter, G., Leder, C.V., Calvo, D.A., Cruz, A.M. y Torres Robles, S.S. 2014. Evaluación de tratamientos pregerminativos en seis especies nativas del ecotono Monte-Espinal del noreste de la Patagonia. *BioScriba*, 7, 1-10.
- Peter, G., Leder, C.V. and Funk, F.A. 2016. Effects of biological soil crusts and water availability on seedlings of three perennial Patagonian species. *Journal of Arid Environments*, 125, 122-126.
- Petroquímica. 2012. La producción de los 10 yacimientos más grandes del país se desplomó un 40% en 8 años. Disponible en: <https://www.revistapetroquimica.com/la-produccion-de-los-10-yacimientos-mas-grandes-del-pais-se-desplomo-un-40-en-ocho-anos/>. (último acceso en enero de 2019).
- Petroquímica. 2018. Planes para globalizar el gas. Disponible en: <https://www.revistapetroquimica.com/los-planes-para-globalizar-el-gas-neuquino/>. (último acceso en enero de 2019).
- Ponce, J.J., Montagna, A.O. y Carmona, N. 2015. Geología de la Cuenca Neuquina y sus sistemas petroleros: una mirada integradora desde los afloramientos al subsuelo. Primera edición. Fundación YPF. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Universidad Nacional de Río Negro. Viedma. 152 pp.
- Porensky, L.M., Leger, E.A., Davison, J., Wally, W., Miller, A., Goergena, E.M., Espelanda, E.K. and Carroll-Moore, E.M. 2014. Arid old-field restoration: native perennial grasses suppress weeds and erosion, but also suppress native shrubs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184, 135-144.

- Porras-Alfaro, A., Herrera, J., Sinsabaugh, R.L., Odenbach, K.J., Lowrey, T. and Natvig, D.O. 2008. Novel root fungal consortium associated with a dominant desert grass. *Applied and Environmental Microbiology*, 74, 2805-2813.
- Probert, R., Adams, J., Coneybeer, J., Crawford, A. and Hay, F. 2007. Seed quality for conservation is critically affected by pre-storage factors. *Australian Journal of Botany*, 55, 326-335.
- Pyke, D.A. 1990. Comparative demography of co-occurring introduced and native tussock grasses: persistence and potential expansion. *Oecologia*, 82(4), 537-543.
- Qiu, Y., Xie, Z., Wang, Y., Ren, J. and Malhi, S.S. 2014. Influence of gravel mulch stratum thickness and gravel grain size on evaporation resistance. *Journal of Hydrology*, 519, 1908-1913.
- Quesada, A. y Pérez, D.R. 2010. Establecimiento inicial de *Prosopis flexuosa* var. *depressa* (Fabaceae) en diferentes tipos de suelo. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Farinaccio, F.M. *Rehabilitación en el desierto*. Vazquez Mazzini Editores. Buenos Aires Argentina, 56-60.
- Quiroga, E., Blanco, L. and Oriente, E. 2009. Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología austral*, 19(2), 107-117.
- Rahmonov, O., Snytko, V.A. and Szczypek, T. 2009. Formation of phytogenic hillocks in Southern Poland. *Geography and Natural Resources*, 30(4), 399-402.
- Ratliff, R.D. 1993. Viewpoint: trend assessment by similarity - a demonstration. *Journal of Range Management Archives*, 46(2), 139-141.
- Reichmann, L.G. 2003. Cambios Florísticos y Recuperación Natural de Ambientes Degradados por Prácticas Petroleras en el Monte Austral. Tesis de Licenciatura. Universidad de Buenos Aires. 56 pp.
- Reichman, O.J. 1984. Spatial and temporal variation of seed distributions in Sonoran Desert Soils. *Journal of Biogeography*, 11, 1-11.
- Renison, D., Valladares, G. and Martella, M. B. 2010. The effect of passage through the gut of the Greater Rhea (*Rhea americana*) on germination of tree seeds: implications for forest restoration. *Emu-Austral Ornithology*, 110(2), 125-131.
- Requena, N., Jeffries, P. and Barea, J.M. 1996. Assessment of natural mycorrhizal potential in a desertified semiarid ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 842-847.
- Requena, N., Perez-Solis, E., Azcón-Aguilar, C., Jeffries, P. and Barea, J.M. 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(2), 495-498.
- Reynolds, J.F., Smith, D.M.S., Lambin, E.F., Turner, B.L., Mortimore, M., Batterbury, S.P., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernández, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M. and Walker, B. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, 316, 847-851.

- Rhoades, D.F. 1977. Integrated antiherbivore, antidesiccant and ultraviolet screening properties of creosotebush resin. *Biochemical Systematics and Ecology*, 5(4), 281-290.
- Richter, B.S. and Stutz, J.C. 2002. Mycorrhizal inoculation of big sacaton: implications for grassland restoration of abandoned agricultural fields. *Restoration Ecology*, 10(4), 607-616.
- Rietkerk, M., Ketner, P., Burger, J., Hoorens, B. and Olf, H. 2000. Multiscale soil and vegetation patchiness along a gradient of herbivore impact in a semi-arid grazing system in West Africa. *Plant Ecology*, 148, 207-224.
- Rietkerk, M. and van de Koppel, J. 1997. Alternate stable states and threshold effects in semi-arid grazing systems. *Oikos*, 79, 69-76.
- Roberts, H.A. 1981. Seed banks in soils. *Advances in Applied Biology*, 6, 1-55.
- Rodríguez Araujo, M.E., Milano, C. and Pérez, D.R. 2019. Germination of *Ephedra ochreatea* Miers: contribution for productive restoration of arid environments in Argentina. *Agrociencia*, 53(4), 617-629.
- Rodríguez Araujo, M.E., Pérez, D.R. and Bonvissuto, G.L. 2017. Seed germination of five *Prosopis* shrub species (Fabaceae-Mimosoideae) from the Monte and Patagonia phytogeographic provinces of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 147, 159-162.
- Rodríguez Araujo, M.E., Turuelo, N.M. and Pérez, D.R. 2015. Banco de semillas de especies nativas de Monte y Payunia para restauración ecológica. *Multequina*, 24(1), 75-82.
- Rodríguez-Buriticá, S. and Miriti, M.N. 2009. Biting the hand that feeds: the invasive grass *Schismus barbatus* (Poaceae) is facilitated by, but reduces establishment of, the native shrub *Ambrosia dumosa* (Asteraceae). *Journal of Vegetation Science*, 20(2), 241-250.
- Roig, F.A., González, M.M., Abraham, E.M., Méndez, E., Roig, V.G. and Martínez Carretero, E. 1991. Maps of desertification hazards of Central Western Argentina, (Mendoza Province). In: UNEP (Ed.), *World Atlas of Thematic Indicators of Desertification*. E. Arnold, Londres.
- Roig, F., Roig-Juñent, S. and Corbalán, V. 2009. Biogeography of the Monte Desert. *Journal of Arid Environment*, 73, 164-172.
- Rokich, D.P., Dixon, K.W., Sivasithamparam, K. and Meney, K.A. 2000. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology*, 8, 196-208.
- Rostagno, C.M. 1989. Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*, 42, 382-385.
- Rostagno, C.M., del Valle, H.F. and Videla, L. 1991. The influence of shrubs on some chemical and physical properties of an aridic soil in north-eastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environment*, 20, 179-188.

- Rundel, P., Villagra, P., Dillon, M., Roig-Juñent, S. and Debandi, G. 2007. Arid and semi-arid ecosystems. In: Veblen, T., Young, K. and Orme, A. (Eds.). *The Physical Geography of South America*. Oxford University Press. Oxford, 158–183.
- Saatkamp, A., Cochrane, A., Commander, L., Guja, L.K., Jimenez-Alfaro, B., Larson, J., ... and Walck, J.L. 2019. A research agenda for seed-trait functional ecology. *New Phytologist*, 221(4), 1764-1775.
- Salomone, J.M. 2013. Deterioro de tierras y estabilización de médanos en la provincia de Chubut. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina* Vazquez Mazzini Editores, 377-389.
- Sanders, I.R. 2002. Specificity in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. In: van der Heijden, M.G.A., Sanders, I.R. (Eds.), *Mycorrhizal Ecology*. Springer, Berlin, 415-437.
- Sandquist, D.R., Schuster, W.S.F., Donovan, L.A., Phillips, S.L. and Ehleringer, J.R. 1993. Differences in carbon isotope discrimination between seedlings and adults of southwestern desert perennial plants. *The Southwestern Naturalist*, 38(3), 212-217.
- Schreiner, R.P., Mihara, K.L., McDaniell, H. and Bethlenfalvay, G.J. 1997. Mycorrhizal fungi influence plant and soil functions and interactions. *Plant and Soil* 188(2), 199–209.
- Schütz, W., Milberg, P. and Lamont, B.B. 2002. Germination requirements and seedling responses to water availability and soil type in four eucalypt species. *Acta Oecologica*, 23, 23-30.
- SER, 2004. Society for Ecological Restoration. Principios de SER International sobre la restauración ecológica.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Shaw, N., Barak, R.S., Campbell, R.E., Kirmer, A., Pedrini, S., Dixon, K. and Frischie, S. 2020. Seed use in the field: delivering seeds for restoration success. *Restoration Ecology*, 28, S276-S285.
- Shiek'h, M.T. and Shah, B.H. 1983. Establishment of vegetation with pitcher irrigation. *Pakistan Journal of Forestry*, 33(2), 75-81
- Sieverding, E. 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhiza management in tropical agroecosystems. Sonderpublikation der GTZ, Eschborn, Germany.
- Sijacic-Nikolic, M., Vilotic, D., Milovanovic, J., Veselinovic, M. and Stankovic, D. 2010. Application of superabsorbent polymers in the production of Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.) and Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) seedlings. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19(6), 1180-1185.

- Simpson, R.L., Leck, M.A. and Parker, V.T. 1989. Seed Banks: General concepts and methodological issues. In: Leck, M.A., Parker, V.T. and Simpson, R.L. (Eds.) Ecology of soil seed banks. Academic Press, San Diego, 3-8.
- SSDS (Soil Survey Division Staff). 1993. Soil survey manual. Soil Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 18.
- Soliveres, S., Monerris, J. and Cortina, J. 2012. Irrigation, organic fertilization and species successional stage modulate the response of woody seedlings to herbaceous competition in a semi-arid quarry restoration. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 175-186.
- Sørensen, J. 1997. The rhizosphere as a habitat for soil microorganisms. In: Van Elsas, J.D., Trevors, J.T. and Wellington, E.M.H. (Eds). *Modern Soil Microbiology*. Marcel Dekker Inc., New York, 21-45.
- Soteras, F., Cofré, N., Bartoloni, J., Cabello, M. y Becerra, A. 2013 Colonización radical de *Atriplex lampa* en dos ambientes salinos de Córdoba, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48, 211-219.
- Souza, A.F, Forgiarini, C., Longhi, S.J. and Morales Oliveira, J. 2014. Detecting ecological groups from traits: a classification of subtropical tree species based on ecological strategies. *Brazilian Journal of Botany*, 37, 441-452
- Suding, K.N., Gross, K.L. and Houseman, G.R. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(1), 46-53.
- Sylvia, D.M. and Williams, S.E. 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizae and environmental stress. In: Bethlenfalvay, G.J. and Linderman, R.G. (Eds). *Mycorrhizae and sustainable agriculture*. Madison, ASA Special Publication, 101-124.
- Tadey, M. and Souto, C.P. 2016. Unexpectedly, intense livestock grazing in arid rangelands strengthens the seedling vigor of consumed plants. *Agronomy for sustainable development*, 36(4), 63.
- Thompson, K. 2000. The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (Ed.), *Seeds. The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2nd Edition. CAB International, Wallingford, 215-235.
- Thompson, S.E., Harman, C.J., Heine, P. and Katul, G.G. 2010. Vegetation-infiltration relationships across climatic and soil type gradients. *Journal of Geophysical Research*, 115, 1-12.
- Treseder, K.K. and Allen, M.F. 2002. Direct nitrogen and phosphorus limitation of arbuscular mycorrhizal fungi: a model and field test. *New Phytologist*, 155(3), 507-515.

- Turner, S.R., Merritt, D.J., Baskin, J.M., Baskin, C.C. and Dixon, K.W. 2006. Combinational dormancy in seeds of the Western Australian endemic species *Diplopeltis huegelii* (Sapindaceae). *Australian Journal of Botany*, 54, 565-570.
- Turner, S.R., Merritt, D.J., Renton, M.S. and Dixon, K.W. 2009. Seed moisture content affects afterripening and smoke responsiveness in three sympatric Australian native species from fire-prone environments. *Austral Ecology*, 34, 866-877.
- Turner, S.R., Steadman, K.J., Vlahos, S., Koch, J.M. and Dixon, K.W. 2013. Seed treatment optimizes benefits of seed bank storage for restoration-ready seeds: the feasibility of prestorage dormancy alleviation for mine-site revegetation. *Restoration Ecology*, 21, 186-192.
- Turuelo, N.M., Bonvissuto, G.L. y Pérez, D.R. 2016. Banco de semillas del suelo en tres ambientes áridos y semiáridos de la Patagonia Argentina. III Taller Regional sobre Rehabilitación y Restauración en la Diagonal Árida de la Argentina. Puerto Madryn, Argentina.
- Turuelo, N.M., Pérez, D.R., Bonvissuto, G.L. y Bisigato, A. 2018. Efecto de la actividad petrolera sobre la vegetación del Monte Austral Neuquino. XXVII Reunión Argentina de Ecología. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Ulian, T., Rovere, A.E. and Muñoz, B. 2008. Taller sobre conservación de semillas para la restauración ecológica. *Ecosistemas*, 17, 147-148.
- UNCCD. United Nation Convention to Combat Desertification. 2011. Desertification the invisible frontline. Disponible en: https://www.unccd.int/sites/default/files/documents/12112014_Invisible%20frontline_ENG.pdf. (último acceso en marzo de 2019)
- UNEA (United Nations Environment Agency). 2019. Press Release, March 1, 2019. New UN Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change. Disponible en: <https://www.unenvironment.org/news-and-stories/press-release/new-un-decade-ecosystem-restoration-offers-unparalleled-opportunity> (ultimo acceso en febrero de 2020).
- Valdecantos, A., Fuentes, D., Smanis, A., Llovet, J., Morcillo, L. and Bautista, S. 2014. Effectiveness of low-cost planting techniques for improving water availability to *Olea europaea* seedlings in degraded drylands. *Restoration ecology*, 22(3), 327-335.
- Valfré-Giorello, T.A., Ashworth, L. and Renison, D. 2012. Patrones de germinación de semillas de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs (Euphorbiaceae), árbol nativo del Chaco Serrano de interés en restauración. *Ecología Austral*, 22, 92-100.

- van de Koppel, J., Rietkerk, M., van Langevelde, F., Kumar, L., Klausmeier, C.A., Fryxell, J.M., Hearne, J.W., van Andel, J., de Ridder, N., Skidmore, A., Stroosnijder, L. and Prins, H.H.T. 2002. Spatial heterogeneity and irreversible vegetation change in semiarid grazing systems. *American Naturalist*, 159, 209-218.
- van de Koppel, J., Rietkerk, M. and Weissing, F.J., 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 12, 352-356.
- van der Heijden, M.A.G., van der Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. and Sanders, I.R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 396, 69-72.
- van der Valk, A.G. and Pederson, R.L. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: Leck, M.A., Parker, V.T. and Simpson, R.L. (Eds.). *Ecology of soil seed bank*. Academic Press, San Diego, 329-346.
- van Tooren, B.E. 1988. The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. *Oikos*, 53, 41-48.
- Vasudevan, P., Thapliyal, A., Sen, P.K., Dastidar, M.G. and Davies, P. 2011. Buried clay pot irrigation for efficient and controlled water delivery. *Journal of Scientific & Industrial Research*, 70, 645-652.
- Venier, P., Ferreras, A.E., Verga, A. and Funes, G. 2015. Germination traits of *Prosopis alba* from different provenances. *Seed Science and Technology*, 43(3), 548-553.
- Vilela, A.E. and Ravetta, D.A. 2001. The effect of seed scarification and soil-media on germination growth, storage, and survival of seedlings of five species of *Prosopis* L. (Mimosaceae). *Journal of Arid Environments*, 48, 171-184.
- Villacís, J., Casanoves, F., Hang, S., Keesstra, S. and Armas, C. 2016. Selection of forest species for the rehabilitation of disturbed soils in oil fields in the Ecuadorian Amazon. *Science of the total environment*, 566, 761-770.
- Villagra, P.E., Defossé, G.E., Del Valle, H.F., Tabeni, S., Rostagno, M., Cesca, E. and Abraham, E. 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: implications for their management. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 202-211.
- Villar, R., Ruiz-Robledo, J., Quero, J.L., Poorter, H., Valladares, F. y Marañón, T. 2004. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. In: Valladares, F. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid, 191-227.
- Villar Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. In: Rey-Benayas, J.M., Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J.M. (Eds). *Restauración de*

- ecosistemas mediterráneos. Universidad de Alcalá. Asociación Española de Ecología Terrestre, 65-86.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., and Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Walker, L.R. and del Moral, R. 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 442 pp.
- Wang, Y., Xie, Z., Malhi, S.S., Vera, C.L., Zhang, Y. and Guo, Z. 2011. Effects of gravel–sand mulch, plastic mulch and ridge and furrow rainfall harvesting system combinations on water use efficiency, soil temperature and watermelon yield in a semi-arid Loess Plateau of northwestern China. *Agricultural Water Management*, 101(1), 88-92.
- Webb, R.H., Wilshire, H.G. and Henry, M.A. 1983. Natural recovery of soils and vegetation following human disturbance. In: Webb, R.H. and Wilshire, H.G. (Eds). *Environmental effects of off-road vehicles*. Springer-Verlag, New York, 279-302.
- Westoby, M., Jurado, E., and Leishman, M. 1992. Comparative evolutionary ecology of seed size. *Trends in Ecology & Evolution*, 7(11), 368-372.
- WRI (World Resources Institute). 2014. Initiative 20x20. Disponible en: <http://www.wri.org/our-work/project/initiative-20x20> (último acceso en marzo 2019).
- Young, J.A., Evans, R.A. and Kay, B.L. 1977. *Ephedra* seed germination. *Agronomy Journal*, 69(2), 209-211.
- Zak, J.C., Sinsabaugh, R. and MacKay, W.P. 1995. Windows of opportunity in desert ecosystems: their implications to fungal community development. *Canadian Journal of Botany*, 73, 1407-1414.
- Zalba, S.M. and Nebbia, A.J. 1999. *Neosparton darwinii* (Verbenaceae), a restricted endemic species. Is it also endangered?. *Biodiversity & Conservation*, 8(12), 1585-1593.
- Zeberio, J.M. y Calabrese, G.M. 2013. Tratamientos pregerminativos en tres especies del género *Prosopis*. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E., Rodríguez Araujo, M.E. (Eds.). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Vázquez Mazzini Editores, 130-39.
- Zuleta, G.A., y Li Puma, M.C. 2013. Diseño de enramados para rehabilitar montículos naturales en locaciones petroleras del Monte Austral, Norpatagonia. In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds). *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina*. Vázquez Mazzini Editores, 180-201.
- Zuleta, G.A. y Reichmann, L.G. 2013. Indicadores ambientales en ecosistemas semiáridos degradados por prácticas petroleras en norpatagonia: ¿matrices de impacto o comunidades vegetales? In: Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E. (Eds).



Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina. Vázquez Mazzini Editores, 152-179.

Zuleta, G.A., Reichmann, L.G., Puma, M.L., Fernández, A., Leiva, A.B. y Tchilinguirián, P. 2003. Ecología de disturbios y restauración de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas abandonadas de la cuenca neuquina. II Congreso de hidrocarburos. Buenos Aires, Argentina.