Universidad de Buenos Aires
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

Limitantes de la regeneración natural en ambientes degradados por actividad hidrocarburífera y su aplicación en restauración

Tesis para optar por el título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

Lic. Natalia Mirna Turuelo

Directora de Tesis: Dra. Luciana González Paleo
Consejera de Estudios: Dra. María Isabel Bellocq
Lugar de Trabajo: Laboratorio de Rehabilitación y Restauración de Ecosistemas Áridos y Semiáridos (LARREA)
Fecha de defensa: 21 de Julio de 2025

A mi cría.

Agradecimientos

Ha pasado tanto tiempo, dedicación y circunstancias en el camino de esta tesis que escribir los agradecimientos me parecen casi utópico.

Primero, agradezco a los profesionales de la ciencia que me acompañaron. A la Dra. Bonvissuto por enseñarme que para hacer ecología hay que ir al campo, agacharme y mirar. Al Dr. Pérez por enseñarme que hacer ciencia involucra confiar en el otro, como lo hizo conmigo al volver a la ciudad. Al Dr. Bisigato, porque le debo no solo el diseño de muestreo sino también el acompañamiento en la maduración de mi escritura. A la Mg. Azpilicueta, no hay mujer científica más solidaria que ella. A Ravetta Ph.D., por enseñarme a pensar no solo como naturalista sino también como científica. Y por último, a la Dra. González-Paleo por darme la fé y confianza que necesitaba para que algo finalmente concluya.

Por su parte, hago un párrafo de agradecimiento para 3 personas que siempre confiaron en mí, incluso, algunas veces, más de lo que confiaba en mí misma. Primero a Chagumil, quien confió en mi formación profesional desde mi carrera de grado. Gracias. Lamentablemente, nuestras vidas nunca terminaron de juntarse, pero agradezco todos los momentos que formaste parte de la mía. Te quiero siempre. Segundo, agradezco a Emi (o Api), esa amiga-científica que me dio el LARREA y no hubo un momento en el que dude de mí. Gracias. Y por último a Marlin, si llegué hasta acá claramente fue por vos. Te quiero.

Agradezco a todas las amistades y familiares que me sostuvieron ante mis dudas y falencias. Cada una de ellas acompañó en este proceso aunque algunas no sabían de que trataba. A mis hermanas: Pipi y Karen. Gracias. A mi mamá. Gracias. A mi suegra Mari. Gracias. Al cotorrgroup: Elo y Tana. Gracias. A las chicas del San Agustín: Pame, Vale, Andre y Auro. Gracias. A las chicas de salsa: Ivana y Estela. Gracias. A las chicas de la secundaria: Aye, Dani y Andrea. Gracias. A las chicas del LASAF: Andre, Teli, Clau, Vale, Marita, Juli y Magui. Gracias. A las chicas del LARREA: Flor, Vicky, Gime, Emi, Ailin y Alu. Gracias. A mis compañeros de campo: Damián, Nico, Javier, Mallorga y Primo (Primo, te sigo pensando). Gracias. A mi compa de FaCiAS: Caro. Gracias. A mi amiga de la vida: Azucena. A las cucas, que siempre están y me acompañaron en todo trámite que haga falta. Gracias.

Gracias a quién fue y sigue siendo mi compañero, Pulgar. Por los momentos alegres y por cada abrazo en los momentos tristes. Y gracias a mi cría, si no me di por vencida fue por vos. Gracias por mostrarme lo maravillosa y valiosa que es la vida.

Agradezco al jurado que acepto leer y evaluar esta tesis. Sus aportes forman parte importante de esta versión final.

Por último, agradezco a las instituciones. A la empresa Total Austral por permitir el desarrollo de esta tesis y apoyar las investigaciones. Al proyecto de investigación 04/U014 de la Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud y a FUNYDER (Fundación de la Universidad Nacional del Comahue para el Desarrollo Regional) por el apoyo financiero para el trabajo de campo. A CONICET por el financiamiento de 5 años de beca. Y a las universidades púbicas y de calidad. A la Universidad de Buenos Aires por la formación en mi carrera de grado y posgrado. Y aquí hago un paréntesis para agradecerle a Gachi, porque más que secretaria, es acompañante. Y a la Universidad del Comahue por abrirme las puertas como lugar de trabajo.

Resumen

Desde hace varias décadas la actividad hidrocarburífera es la principal fuente de energía en nuestro país, y gran parte de esta actividad se realiza en las tierras secas de nuestro territorio. Estas tierras se caracterizan por presentar un establecimiento de la vegetación infrecuente e irregular dado las condiciones extremas de bajas precipitaciones y altas temperaturas. Los disturbios pueden exacerbar aún más dichas condiciones. En la presente tesis se evaluó la capacidad de regeneración natural del ecosistema después de dos tipos de disturbios de la actividad hidrocarburífera: gasoductos y líneas sísmicas, y se los comparó con el ecosistema de referencia. El sitio de estudio fue el Yacimiento Aguada Pichana, importante yacimiento de producción gasífera dentro de la ecorregión del Monte Austral Neuquino. Las áreas con disturbios no solo tuvieron menor cobertura vegetal sino que además hubo un cambio en la comunidad vegetal por reemplazo de especies y por consiguiente, de bioformas (capítulo 2). Las diferencias en el banco de semillas se vieron en los parches de vegetación donde las referencias presentaron mayor cantidad de semillas respecto a los gasoductos y sísmicas. La similitud de especies entre la cobertura vegetal y la lluvia de semillas fue alta para todos los tipos de uso del suelo por lo que, contrario a lo esperado, el aporte de semillas desde el ecosistema de referencia a los disturbios fue mínimo. Los disturbios hidrocarburíferos también modificaron las propiedades del suelo (capítulo 3). La rugosidad fue mayor en los gasoductos mientras que la resistencia a la penetrancia lo fue en los parches de suelo desnudo en las sísmicas. Ambos disturbios presentaron carbono orgánico total, nitrógeno total y humedad edáfica menor al ecosistema de referencia. Estas modificaciones en la estructura de la vegetación y en las propiedades del suelo limitarían la capacidad de regeneración natural del ecosistema. Con base en esos resultados se plantearon tratamientos de mejora de suelo como métodos de regeneración asistida (gravas, turba, poceado y enramado) y siembra directa como método de reconstrucción (capítulo 4). La siembra directa se realizó con tres especies nativas. La emergencia en la siembra directa varió entre el 10 y 80% pero el establecimiento fue muy bajo, probablemente por las precipitaciones extremadamente bajas del año de siembra. Por lo tanto, para un reclutamiento exitoso se deben evaluar y restaurar las propiedades del suelo afectadas, previo a tratamientos de alto costo y esfuerzo como lo son la siembra directa y la plantación. Para los disturbios estudiados en

esta tesis, es importante promover la descompactación y así favorecer el almacenamiento de agua. Para ello, el tratamiento poceado y el agregado de turba en superficie parecen prometedores para beneficiar el establecimiento de plantas perennes y anuales, respectivamente.

Palabras claves: disturbios lineales, rehabilitación, suelo, vegetación.

Abstract

Limiting factors modulating natural rehabilitation of environments degraded by petroleum minining and its application in restoration

Hydrocarbon activity has been the dominant energy source in Argentina, with a large portion of it occurring on dry lands. These ecosystems inherently fragile, are characterized by a low vegetation cover, a patchy structure, and a high susceptibility to land degradation, due to the extreme environmental conditions. Disturbances related to the prospection and extraction of hydrocarbon, can enhance this conditions. The main goal was to assess the biotic and abiotic limitations of the natural regeneration capacity of the Monte ecosystem, after two disturbances related to hydrocarbon activity, specifically concerning gasoducts and seismic activity. The study site was in Aguada Pichana-Neuquen, an important gas production field within the Monte Austral. The vegetation structure, and propagules availability (seed rain and seed bank) were evaluated as biotic variables limiting the natural regeneration capacity (chapter 2). Both disturbed areas (Gasoducts and Seismic) not only had lower vegetation cover, but also showed a shift in the plant community due to species and bioforms replacement, and a reduction in the soil seed bank compared with the reference ecosystem. Against predictions the seed present in the seed rain did not come from the reference ecosystem since there was a high similarity between the seed rain of each vegetation patch and its species cover. In relation to the abiotic limitations, the physical and chemical soil properties were evaluated in chapter 3. Both disturbance decreased the total nitrogen content, the total organic carbon, and the soil humidity in relation to the reference ecosystem. While in the Gasoducts areas the soil roughness increased, in the Seismic areas the soil had a higher compaction (higher penetration resistance). Based on these results, two assisted restoration methods were evaluated: soil treatments (improving compaction, humidity and organic matter) and direct seeding using three native species (chapter 4). Species recruitment was improved in the peat addition (for annuals forbs) and pits soil (for perennials forbs) treatments. Emergence with direct seeding ranged from 10% to 80%, but establishment was very low, due to the extremely low rainfall in the planting year, and the low water retention capacity of the soil. As conclusion, the soil properties must be assessed and restored prior to high-cost and effort treatments such as direct seeding and planting, for a successful recruitment.

For disturbances caused by hydrocarbon activity, it is important to promote soil de-compaction and enhance the soil water storage capacity. For this purpose, pitting and surface peat treatment appear promising for promoting the establishment of perennial and annual plants.

Keywords: disturbance, ecosystem rehabilitation, soil, vegetation.

Índice general

Agradecimientos ___ *iii*

Resumen ___ *v*

Abstract ___ *vii*

Índice general ___ *ix*

Índice de tablas ___ *xvii*

Capítulo 1 Introducción general: Tierras secas, desertificación y restauración 1

1.1. Tierras secas ___ **2**

1.2. Desertificación ___ **3**

1.3. Disturbios lineales ___ **5**

1.4. Explotación petrolera: Descripción de disturbios ___ **6**

1.5. Restauración de ambientes áridos y semiáridos ___ **7**

1.6. Objetivo general, objetivos específicos e hipótesis ___ **9**

1.7. Sitio de estudio ___ **13**

1. 7. 1. Ubicación y clima ___ 13

1. 7. 2. Vegetación ___ 14

1. 7. 3. Actividad productiva ___ 15

Capítulo 2 Impacto de la actividad hidrocarburífera en atributos de la comunidad vegetal del Monte Austral y su relación con la capacidad de regeneración natural ___ *19*

2.1. Introducción general ___ **20**

2.2. Materiales y métodos ___ **23**

2. 2. 1. Descripción del sitio de estudio ___ 23

2. 2. 2. Diseño de muestreo ___ 23

2. 2. 3. Cobertura vegetal ___ 26

2. 2. 4. Proporción de micrositios ___ 26

2. 2. 5. Banco de semillas ___ 26

2. 2. 6. Lluvia de semillas ___ 27

2. 2. 7. Estimaciones de Diversidad 28
2. 2. 8. Análisis estadísticos 29
2.3. Resultados 30
2. 3. 1. Diversidad de la comunidad establecida y cobertura vegetal 30
2. 3. 2. Proporción de micrositios 33
2. 3. 3. Banco de semillas germinable 33
2. 3. 4. Lluvia de semillas 35
2. 3. 5. Diversidad 37
2.4. Discusión 39
2.5. Conclusión 43
Capítulo 3 Impacto de la actividad hidrocarburífera sobre las propiedades del suelo en el Monte Austral Neuquino 44
3.1. Introducción 45
3.2. Materiales y métodos 48
3. 2. 1. Propiedades físicas del suelo 48
a. Rugosidad 48
b. Resistencia a la penetrancia 48
c. Infiltración 48
d. Humedad edáfica 49
e. Temperatura edáfica superficial 49
f. Textura 50
g. Salinidad y pH 50
3. 2. 2. Propiedades químicas del suelo 50
h. Carbono orgánico y nitrógeno total 50
3. 2. 3. Análisis estadístico 50
3. 2. 4. Análisis de redundancia 51
3.3. Resultados 51
3. 3. 1. Propiedades físicas del suelo 51
a. Rugosidad 51
b. Resistencia a la penetrancia 52
c. Infiltración 54
d. Humedad del suelo 54
e. Temperatura edáfica 56
f. Textura 57

g. Salinidad y pH 58
3. 3. 2. Propiedades químicas del suelo 59
a. Carbono orgánico total y nitrógeno total 59
3. 3. 3. Análisis de redundancia 61
3.4. Discusión 62
3.5. Conclusión 66
Capítulo 4 Evaluación del éxito de técnicas de restauración asistida sobre el reclutamiento de nuevos individuos en áreas degradadas por la actividad hidrocarburífera 67
4.1. Introducción 68
4.2. Materiales y métodos 71
4. 2. 1. Datos meteorológicos 71
4. 2. 2. Diseño experimental 74
4. 2. 3. Regeneración asistida: Tratamientos de mejora del suelo 74
4. 2. 4. Reconstrucción: Siembra directa 74
4. 2. 5. Análisis estadístico 75
4.3. Resultados 76
4. 3. 1. Regeneración asistida: Tratamientos de mejora del suelo 76
4. 3. 2. Reconstrucción: Siembra directa 83
4.4. Discusión 85
4.5. Conclusión 88
Capítulo 5 Consideraciones finales 89
6. Anexo 94
7. Bibliografía 100

Índice de figuras

Figura 1.1: Ubicación del Monte en Argentina y en Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Extraído de Rodríguez Araujo, 2020. *14*

Figura 1.2: Ubicación de Aguada Pichana en la provincia del Neuquén con superposición del Monte Austral. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Extraído de Rodríguez Araujo, 2020. _____ *16*

Figura 1.3: Gasoductos y líneas de prospección sísmica de Aguada Pichana. Datos extraídos de Subsecretaria de Energía, Minería e Hidrocarburos- Provincia de Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. _____ *17*

Figura 2.1: Ubicación del área de estudio dentro de la región fitogeográfica del Monte en Argentina y en Neuquén. En una vista ampliada se observa con más detalle el área de estudio y las 6 parcelas establecidas en áreas de Gasoducto (puntos azules), Sísmicas (puntos rojos) y en el ecosistema de referencia (puntos verdes). Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. _____ *24*

Figura 2.2: A. Parcela en ecosistema de referencia. B. Parcela en gasoducto. C. Parcela en línea de prospección sísmica. La cinta métrica indica uno de los laterales de 50 m. _____ *25*

Figura 2.3: A. Toma de muestra de banco de semillas bajo arbusto. B. A la derecha, muestra tomada en campo. A la izquierda, bandeja con colchón de perlita y turba en proporción 1:1. C. Bandejas en invernadero. D. Plántulas repicadas. _____ *27*

Figura 2.4: Instalación de trampas de lluvia de semilla. A y B. Trampas de semillas realizadas con bidones y cortada la parte superior para formar el embudo. Al final se colocaba bolsas de voilé. C. Trampa de semillas instalada al ras del suelo. D. Trampa de semillas bajo un arbusto. _____ *28*

Figura 2.5: Media y error estándar de cobertura vegetal (%) para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes (p>0,05). _____ *30*

Figura 2.6: Biplot del ACP que muestra la distribución de parcelas (puntos) y la relación entre la cobertura total por especie (vectores). Los colores corresponden al tipo de uso del suelo: Gasoducto, azul; Sísmica, rojo; y Referencia, verde. Los puntos de tamaño mayor indican el punto medio del grupo, es decir, el punto medio del tipo de uso del suelo. Se muestran las especies que más asociaron a los ejes aunque se utilizaron todas para realizar el análisis. _____ *31*

*Figura 2.7: Curva de rarefacción para diversidad de especies en la cobertura vegetal según el número de unidades muestrales para cada tipo de uso del suelo.*_____ *32*

Figura 2.8: Media y desvío estándar de número de semillas por m^2 del banco de semillas germinable del suelo en los parches de vegetación y de suelo desnudo para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). _____ *34*

Figura 2.9: Curva de rarefacción para la diversidad de especies en el banco de semillas germinable por tipo de uso del suelo por micrositio. Referencias: RSD: Ecosistema de referencia parche de suelo desnudo. RV: Ecosistema de referencia parche de vegetación. GSD: Gasoducto parche de suelo desnudo. GV: Gasoducto parche de vegetación. SSD: Sísmica parche de suelo desnudo. SV: Sísmica parche de vegetación. _____ *35*

Figura 2.10: Media y desvío estándar de número de semillas por m^2 de la lluvia de semillas en los parches de vegetación y de suelo desnudo para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). _____ *36*

Figura 2.11: Curva de rarefacción para la diversidad de especies en la lluvia de semillas por tipo de uso del suelo por micrositio. Referencias: RSD: Ecosistema de referencia parche de suelo desnudo. RV: Ecosistema de referencia parche de vegetación. GSD: Gasoducto parche de suelo desnudo. GV: Gasoducto parche de vegetación. SSD: Sísmica parche de suelo desnudo. SV: Sísmica parche de vegetación. _____ *37*

Figura 2.12: Diagrama de cajas para el índice de similitud (%) de la cobertura con el banco de semillas germinable y de la cobertura con la lluvia de semillas. Letras distintas indican diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo para cada similitud (p≤0,05). _____ *38*

Figura 3.1: Media y desvío estándar de la rugosidad para cada tipo de uso del suelo. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes (p>0,05). _____ *52*

Figura 3.2: Media y desvío estándar de la resistencia a la penetrancia (Kg/cm^2) a los 5 cm de profundidad para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común mayúscula para un mismo tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto o sísmica) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). Medias con una letra común minúscula para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). _____ *53*

Figura 3.3: Media y desvío estándar de la resistencia a la penetrancia acumulada (Kg/cm^2) a los 10 cm de profundidad para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común

mayúscula para un mismo tipo de uso de suelo (referencia, gasoducto o sísmica) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). Medias con una letra común minúscula para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 53

Figura 3.4: Media y desvío estándar de la conductividad hidráulica (K (cm/h)) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 54

Figura 3.5: Media y desvío estándar del porcentaje de humedad edáfica (HE (%)) para cada tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto y sísmica) en verano de 2018 a 3 profundidades del suelo (3,8 cm; 7,6 cm y 20 cm). PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 55

Figura 3.6: Media y desvío estándar del porcentaje de humedad edáfica (HE (%)) para cada tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto y sísmica) en otoño de 2018 a 3 profundidades del suelo (3,8 cm; 7,6 cm y 20 cm). PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 56

Figura 3.7: Diagrama de cajas de la temperatura edáfica (TE) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05). 57

Figura 3.8: Triángulos de textura según USDA por tipo de uso del suelo (izquierda) y por micrositio (derecha). PdSD: Parche de suelo desnudo. PdV: Parche de vegetación. 58

Figura 3.9: Media y desvío estándar de la conductividad eléctrica (CE (µS/cm)) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05). 58

Figura 3.10: Media y desvío estándar del pH para cada tipo de uso del suelo por micrositio. No se encontraron diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo (p>0,05). 59

Figura 3.11: Media y desvío estándar del porcentaje de carbono orgánico total (COT) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común entre tipos de uso del suelo para un

mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 60

Figura 3.12: Media y desvío estándar para el porcentaje de nitrógeno total (NT) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común entre tipos de uso del suelo para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). 61

Figura 3.13: Biplot de análisis de redundancia (RDA). Los vectores indican las variables independientes. Estas son: R5: resistencia a la penetrancia a los 5 cm. COT: carbono orgánico total. Arena: Porcentaje de arena. pH. Referencias de especies vegetales: Bs: Bougainvillea spinosa. Gc: Grindelia chiloensis. Gs: Gutierrezia sp. Lc: Larrea cuneifolia. Ld: Larrea divaricata. . Ls2: Lycium sp. Pg: Pentaphorus glutinosus. Pl: Pectocarya linearis. Sa: Schismus arabicus. Sap: Senna aphylla. Los círculos de colores representan las parcelas. 62

Figura 4.1: Diagramas de Walter-Gaussen (Diagrama ombrotérmico) para los años 2017 (A), 2018 (B) y 2019 (C). 73

Figura 4.2: : Precipitaciones promedio mensuales, precipitaciones mensuales históricas (serie 1997-2020), temperatura promedio mensual y temperatura promedio mensual histórica (serie 1997-2020). Flecha vacía: Fecha de siembra y de aplicación de tratamientos de mejora del suelo. Flechas rellenas: Fechas de recuento de plántulas. 73

Figura 4.3: Emergencia (juveniles/m^2) promedio y desvío estándar de plántulas de especies perennes para cada tipo de uso del suelo al año de realizado el tratamiento. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05). 76

Figura 4.4: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies perennes al año de los tratamientos de mejora de suelo. 77

Figura 4.5: Emergencia (juveniles/m^2) promedio y desvío estándar de plántulas de especies perennes para cada tipo de uso del suelo a los dos años de realizado el tratamiento. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05). 78

Figura 4.6: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies perennes a los dos años de los tratamientos de mejora de suelo. 79

Figura 4.7: Emergencia (plantas/m^2) promedio y desvío estándar de plantas anuales para cada tipo de uso del suelo al primer año de aplicados los tratamientos. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05). _____ *80*

Figura 4.8: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies anuales al año de los tratamientos de mejora de suelo. _____ *81*

Figura 4.9: Emergencia (plantas/m^2) promedio y desvío estándar de plantas anuales por disturbio al segundo año de aplicados los tratamientos. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05). _____ *82*

Figura 4.10: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies anuales a los dos años de los tratamientos de mejora de suelo. _____ *83*

Figura 4.11: Diagrama de cajas de emergencia de semillas (Número de semillas por réplica) en referencia, gasoducto y sísmica para el tratamiento siembra directa. AL: Atriplex lampa. NF: Neltuma flexuosa. SA: Senna aphylla. _____ *84*

Figura 4.12: Supervivencia promedio de Neltuma flexuosa (A), Senna aphylla (B) y Atriplex lampa (C) a lo largo del tiempo. _____ *85*

Figura 6.1: Resistencia a la penetrancia acumulada en los parches de vegetación (izquierda) y parches de suelo desnudo (derecha) vs Profundidad para todas las parcelas ponderados por la cobertura. _____ *97*

Índice de tablas

Tabla 2.1: Ecuaciones de índices de diversidad. Referencias: a: Cantidad de especies compartidas por dos comunidades (A y B). b: Cantidad de especies presentes en A pero no en B. c: Cantidad de especies presentes en B pero no en A. _____ *29*

Tabla 2.2: Media y error estándar de la cobertura relativa de las bioformas por tipo de uso del suelo. HA: Herbáceas anuales. HP: Herbáceas perennes. SP: Subarbustos perennes. AP: Arbustos perennes. Letras distintas indican diferencias significativas entre las bioformas para cada tipo de uso del suelo (p≤0,05). _____ *32*

Tabla 2.3: Media y error estándar entre paréntesis de los componentes de la biodiversidad (α-diversidad y β-diversidad) de cobertura (Cob), banco de semillas germinable (BSG) y lluvia de semillas (LdS) para referencia (REF), gasoducto (GAS) y sísmica (SIS). Letras distintas indican diferencias significativas (p≤0,05). Las comparaciones se realizaron para cada componente de cada tipo de uso del suelo Cob, BSG y LdS. _____ *38*

Tabla 6.1: Cobertura promedio por especie (%). R: Referencia. G: Gasoducto. S: Sísmica. Letras distintas indican diferencias significativas para la cobertura total y bioformas entre disturbios (p≤0,05). _____ *94*

Tabla 6.2: Banco de semillas germinable (BSG) por m^2 por especie por micrositio. PV: parche de vegetación. PSD: parche de suelo desnudo. _____ *95*

Tabla 6.3: Cantidad de semillas por m^2 por especie por micrositio. PV: parche de vegetación. PSD: parche de suelo desnudo. _____ *96*

Tabla 6.4: Valores del estadístico F, grados de libertad (GL) y p-valor de los modelos lineales generalizados realizados en los capítulos II y III. _____ *98*

Tabla 6.5: Valores del estadístico F, grados de libertad (GL) y p-valor de los modelos lineales generalizados realizados en los capítulos IV. _____ *99*

Capítulo 1 Introducción general: Tierras secas, desertificación y restauración

1.1. Tierras secas

Las tierras secas cubren el 41% de la superficie terrestre y albergan más del 38 % de la población mundial (Reynold et al., 2007). Estas tierras incluyen los ecosistemas áridos, semiáridos y subhúmedos secos. Dichos ecosistemas se definen como aquellos que su relación entre la precipitación media anual y evapotranspiración potencial media anual (índice de aridez (AI)) es entre 0,2 y 0,65 (UNCCD, 2017). El clima se caracteriza por precipitaciones bajas e irregulares, temperaturas altas y baja humedad relativa (Jafari et al., 2018).

Las precipitaciones discretas, impredecibles e infrecuentes hacen que la disponibilidad de agua sea la principal limitante de la actividad biológica (Maestre et al., 2016; Rietkerk et al., 2002). Los pulsos de precipitaciones desencadenan pulsos de actividad (Noy Meir, 1973). Pero la disponibilidad de agua no depende solo de la cantidad de precipitación sino también de la retención y redistribución del agua dentro del ecosistema (Bergkamp et al., 1999). Dentro de una región con un régimen de lluvias dado, la geomorfología y las propiedades físicas y químicas del suelo pueden afectar la distribución espacial de la disponibilidad de agua (Campanella et al., 2017) y la cantidad, calidad y distribución espacial y temporal de los nutrientes y las sales (Casalini y Bisigato, 2017; Jarrell y Virginia, 1990; Van Auken y Bush, 1989). Por ejemplo, la textura arcillosa puede actuar como un impedimento mecánico para la penetración de las raíces (Brar y Palazzo, 1995; Miller, 1986) mientras que la compactación reduce la infiltración de agua (Castellano y Valone, 2007).

Dadas las limitaciones en la disponibilidad de agua, el reclutamiento de especies vegetales en estos ecosistemas suele ser esporádico y, en muchos años, las condiciones pueden no ser adecuadas para que ocurra (Maier et al., 2001; Meyer y Pendleton, 2005). Un reclutamiento exitoso implica la germinación, el establecimiento y posteriormente, el crecimiento (Call y Roundy, 1991). Se han encontrado evidencias de reclutamiento diferencial entre arbustos y pastos (Bisigato y Bertiller, 2004), y entre distintos micrositios (Aguiar y Sala, 1999). Arbustos de los géneros *Larrea* y *Atriplex* pueden vivir más de 100 años, pero su reclutamiento y mortalidad son generalmente raros (Bowers et al., 1995). Por lo que, aunque el establecimiento de plantas es extremadamente infrecuente (Mazzola et al., 2011), una vez

establecidas su probabilidad de supervivencia aumenta significativamente (Chambers, 2000; Meyer y Pendleton, 2005).

El reclutamiento de nuevos individuos no depende exclusivamente de la disponibilidad de agua sino también, por ejemplo, de la disponibilidad de semillas, que a su vez depende de su producción y dispersión (Aguiar y Sala, 1997). Las investigaciones sobre el tamaño, composición y dinámica de los bancos de semillas del suelo de las comunidades vegetales dan cuenta de su importancia en la resiliencia del ecosistema ya que representa una reserva potencial de la regeneración en los ensambles de plantas (Shiferaw et al., 2018).

Sumado a todo ello, en ambientes áridos y semiáridos suele darse el fenómeno de facilitación por plantas nodrizas (Flores y Jurado, 2003). En este fenómeno las plántulas se benefician del microhábitat creado por plantas adultas, especialmente arbustos (Filazzola y Lortie, 2014). Entre los beneficios se incluye disminución de temperatura, mayor disponibilidad de agua y nutrientes, protección de pastoreo y pisoteo, soporte físico y menor compactación y erosión (Flores y Jurado, 2003). Otros autores incluyen los beneficios en otros estadios de las plantas como la dispersión y retención de semillas (Filazzola y Lortie, 2014). Además, las plantas nodrizas podrían promover la diversidad funcional de rasgos claves asociados con la supervivencia y reproducción (Madrigal-González et al., 2020).

La interdependencia entre la vegetación (por ejemplo, absorción de nutrientes, caída de hojarasca), el suelo (por ejemplo, erosión y deposición) y la biota del suelo (por ejemplo, mineralización y descomposición) genera las islas de fertilidad, donde la vegetación y los recursos vitales como el agua, los nutrientes, y los propágulos están concentrados en parches (Li et al., 2017; Ruiz et al., 2008; Whitford et al., 1997). Estos parches de vegetación suelen obstruir la escorrentía y, luego, este agua retenida aumenta el crecimiento del parche proporcionando retroalimentación al sistema (Ludwig et al., 2005).

1.2. Desertificación

Un disturbio es considerado cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustratos o el ambiente físico (Pickett y White, 1985). La perturbación a causa de un disturbio puede terminar en la degradación de la tierra (Rykiel Jr, 1985). La degradación de la tierra es definida como la disminución o destrucción de la productividad

biológica de la tierra, entendiendo a la tierra como el suelo, el agua y las plantas (Dregne, 2002). El suelo pierde la capa superior por erosión y algunos nutrientes esenciales, acumula sustancias químicas nocivas o desarrolla deformidades físicas como la compactación. El agua se acumula cerca o encima de la superficie (encharcamiento), o se vuelve escasa o salada. (Katyal y Vlek, 2000). La vegetación pierde su productividad al disminuir su cobertura o por cambios en la composición de la vegetación (D'Odorico et al., 2013). Esto último puede ser por la dominancia de especies anuales en lugar de perennes (Funk et al., 2012), por el reemplazo de pastos palatables por pastos no palatables (Todd, 2006), o por pasar de pastizales a arbustales, también llamado "arbustización" (D´Odorico et al., 2012). Además, una pérdida inicial de la cubierta vegetal desencadena una secuencia de procesos que se refuerza a sí misma y que favorece aún más la disminución de la cubierta vegetal al disminuir las posibilidades de establecimiento y crecimiento de las plantas, desencadenando retroalimentaciones positivas (D´Odorico et al., 2013).

La degradación de la tierra tiene efectos directos sobre la vida humana y su calidad de vida, sobre la biodiversidad, la disponibilidad de recursos naturales, económicos y estéticos, sobre la captura de carbono, la calidad de aire y la productividad de los suelos (Abella, 2010; Vogel y Smith, 2002). En particular, la degradación de las tierras secas, resultante de diversos factores como las variaciones climáticas y las actividades humanas, se conoce como desertificación (UNCCD, 1994), considerándose una de las principales amenazas ecológicas mundiales (Kassas, 1995). En otras palabras, la desertificación implica la falta de resiliencia ante cambios en los regímenes de disturbios, alterando los mecanismos funcionales que permiten superar los factores limitantes (Villagra et al., 2009).

Tradicionalmente, se ha sugerido el restablecimiento de las condiciones abióticas históricas y la protección de los ecosistemas contra los disturbios como una herramienta suficiente para detener la degradación de las tierras y promover la recuperación natural de las áreas degradadas (Suding et al., 2004). Sin embargo, varios estudios indican que los efectos de excluir los disturbios no son fáciles de predecir, y que muchas veces no logran revertir los cambios (Villagra et al., 2009). De hecho, muchos autores plantean al estado desertificado y al vegetado como dos configuraciones estables del sistema. Esto implica que, si una perturbación provoca una transición al estado de desertificación, la eliminación de esta perturbación no necesariamente permitiría que el sistema regrese espontáneamente a su

configuración inicial (D´Odorico et al., 2013). Respecto a las causas antrópicas de la degradación de las tierras secas, se han atribuido a los usos históricos y actuales por asentamiento y urbanización, agricultura y pastoreo extensivo (Glantz, 2018). Pocos estudios han hecho hincapié en corredores lineales de perturbaciones, tales como el paso de tuberías, acueductos y líneas de transmisión (Berry et al., 2015), aun cuando diversos autores (tal como Putwain et al., 1982) han destacado a tales disturbios como causas de la degradación de las tierras áridas.

1.3. Disturbios lineales

Los disturbios lineales tales como caminos, vías de tren, líneas sísmicas, tuberías y líneas de alta tensión son responsables de la pérdida, fragmentación y alteración del hábitat de diversos ecosistemas (Richardson et al., 2017). Internacionalmente, se reconoce que el impacto de la fragmentación afecta a todos los niveles de organización ecológica (Robinson et al., 1992) y es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Meffe y Carroll, 1994; Saunders et al., 1991; Wilcox y Murphy, 1985). Sus efectos ecológicos son bien conocidos, tales como favorecer a especies invasoras, aumentar el éxito de los depredadores generalistas (Rich et al., 1994; Yahner y Mahan, 1997), y facilitar las actividades de caza furtiva (Allen et al., 1998; Gucinski et al., 2000; Radovani et al., 2014). Además, pueden interferir directamente con el movimiento y comportamiento de la vida silvestre, subdiviendo poblaciones y dando lugar a cambios en su abundancia. En diversos taxones se ha estudiado el efecto de los caminos como barreras de baja permeabilidad tal como plantas clonales (Robinson et al., 1992), anfibios (Gibbs, 1998), pequeños mamíferos, caracoles y mariposas (Bennett, 1991). Incluso las carreteras estrechas y sin pavimentar, cerradas al tránsito público, servirían como barreras para las arañas, los escarabajos carábidos (Mader, 1984; Mader et al., 1990) y los macroinvertebrados del suelo (Haskell, 2000). Además del efecto directo de la fragmentación por líneas sísmicas y ductos, las perturbaciones originadas por el ruido y los movimientos de personas y vehículos asociados con actividades de extracción de petróleo pueden modificar el comportamiento de las especies silvestres (Bradshaw et al., 1997; Klein, 1991; Nellemann y Cameron, 1996)

Estos corredores, además de fragmentar el paisaje, pueden dejar impactos duraderos en la vegetación y el suelo (Berry et al., 2015; Bolling y Walker, 2000). Por ejemplo, a diferencia

del fuego, la construcción de tuberías elimina por completo las semillas y raíces. Además el suelo de los corredores lineales suele tener mayor compactación dificultando la recuperación vegetal, aunque su configuración estrecha y lineal facilita la dispersión de semillas de áreas circundantes no perturbadas (Abella, 2010).

Entre los corredores lineales se encuentran aquellos propios de la explotación hidrocarburífera tales como líneas de prospección sísmica, tuberías de transporte de gas, petróleo o agua y caminos (Scanes, 2018). La superficie afectada por estos ha aumentado en los últimos años debido a una expansión de dicha industria, especialmente en Argentina (Forni et al., 2021).

1.4. Explotación petrolera: Descripción de disturbios

Para obtener información de los materiales que conforman el suelo, la exploración sísmica ha sido una de las metodologías más usada (Palomeque, 2008). La misma consiste en la propagación de ondas elásticas a través del terreno que han sido generadas artificialmente. Estas ondas pueden ser causadas por caída de pesos, explosivos, cañones de aire o vibroseis. Al registrar las ondas de reflexión, se obtienen imágenes del subsuelo que se relacionan con las capas geológicas (Gratzfeld, 2004). Para la ejecución del método de vibroseis se utilizan camiones vibradores que generan una señal mecánica controlada y transmitida con la ayuda de una plancha (baseplate) hacia la tierra (Mora Rivera, 1999). La señal resultante viaja a través de la tierra y llega a los sensores sísmicos de superficie donde se registra la señal (Laake, 2005). Los métodos sísmicos generan impactos sobre la flora, fauna, suelo, aguas subterráneas y población circundante (Uliasz-Misiak et al., 2017). La alteración del hábitat por la construcción de líneas sísmicas ha sido estudiado en aves (Kalukapuge et al., 2024), mariposas (Riva et al., 2020) y mamíferos (Dickie et al., 2020).

En la extracción de petróleo, los ductos proporcionan un sistema seguro, eficiente y económico de transporte de petróleo, gas y productos químicos, desde la fuente hasta el cliente o punto de procesamiento. Para la instalación del gasoducto se realiza una pista o picada de unos 15 m de ancho, producto del desmonte y decapitación de los 10-15 cm superficiales del suelo. Sobre la pista se definen 3 sectores: 1) Área de trabajo, de aproximadamente 10 m donde transitan los camiones, maquinarias pesadas y se apoya el gasoducto; 2) Zanja, de aproximadamente 1 m de ancho, donde irá la tubería; 3) Área de

desechos, de aproximadamente 4 m de ancho, donde se deposita el suelo separándolo en al menos el suelo orgánico y el subsuelo inmediato. Una vez ubicada la tubería en la zanja, se procede al llenado de esta con el subsuelo inmediato y luego, el suelo orgánico para taparla quedando un montículo. El área de desechos es escarificada (NAG-153, 2006). El escarificado consiste en la descompactación mecánica de la superficie del suelo (Castro, et al., 2013) con el peine que tienen las máquinas motoniveladoras (Resolución 105/92). El escarificado se realiza en forma perpendicular a los vientos de forma tal de favorecer la revegetación natural y evitar la erosión del suelo (Kaindl, 2011).

La construcción de los ductos origina una perturbación importante del suelo y la vegetación (Vasek et al., 1975). Al igual que las líneas sísmicas, su construcción no solo genera una disminución en la cobertura vegetal sino que también incrementa la densidad del borde (Pena Rodrigues et al., 2016). La comunidad vegetal colonizadora luego de la instalación de estas tuberías es extremadamente sensible a factores ambientales como el régimen de humedad en el suelo o la presión de pastoreo, por ejemplo (Putwain et al., 1982). Los efectos de la instalación de tuberías, incluyendo oleoductos y gasoductos, se han estudiado en diversos ecosistemas tales como bosques (Agbagwa y Ndukwu, 2014), pastizales (Desserud et al., 2010), estepas (Xiao et al., 2014), desiertos (Vasek et al., 1975), estuarios (Lewis et al., 2003) e incluso en la tundra (Noel et al., 2006). Sus efectos se han estudiado no solo en las plantas (como por ejemplo Desserud y Naeth, 2013) sino también en mamíferos (Gregory et al., 2017), aves (Bayne et al., 2016) e invertebrados (Lewis et al., 2003). A pesar de ello, Richardson et al. (2017) destacan dos vacíos en la investigación de las tuberías: la falta de investigación, especialmente en América Latina, y que la mayoría de los estudios son en bosques. Esta tendencia también se observa en las líneas sísmicas ya que existe una amplia lista de estudios de su efecto en bosques (Dabros et al., 2017; Dabros et al., 2018; Abib et al., 2019, entre otros).

1.5. Restauración de ambientes áridos y semiáridos

Ante un intento de facilitar el restablecimiento de un ecosistema que se ha dañado, destruido o degradado, surge la restauración ecológica como disciplina científica (SER, 2004). Esta disciplina aparece a partir de la percepción de que los seres humanos somos parte actuante dentro de los procesos que ocurren en los ecosistemas, principalmente por la intensidad,

extensión y recurrencia de los disturbios que ocasionamos y suelen exceder a los causados por agentes bióticos (Sánchez, 2005). Mientras que la restauración es a veces considerada como un arte o habilidad que se perfeccionó mediante práctica y tutela (van Diggelen et al., 2001), las restauraciones basadas en la ciencia son proyectos que se benefician de la aplicación de la teoría ecológica y del método científico (Zedler y Callaway, 2003).

La restauración ecológica intenta alcanzar un conjunto característico de especies que ocurren en el ecosistema de referencia y que proporciona una estructura comunitaria apropiada (Holl, 2023). Gann y colaboradores (2019) señalan tres enfoques de la restauración ecológica. El primero es la regeneración natural o espontánea, que consiste en la eliminación de la fuente de los disturbios y por consiguiente, resulta la menos costosa y laboriosa. Para que la regeneración natural sea exitosa, los niveles de disturbio deben ser bajos y la disponibilidad de recursos locales (tales como nutrientes, humedad, comunidad microbiana y propiedades minerales del suelo) y de propágulos, altos (Chazdon y Guariguata, 2016). Aunque el poder de la sucesión natural es innegable (Halle et al., 2007) los resultados favorables se dan principalmente en ecosistemas boscosos (Prach et al., 2014) ya que en la mayoría de los ecosistemas las perturbaciones frecuentes empujan al sistema más allá de su resiliencia (Clewell y Aronson, 2013). En particular, en ecosistemas áridos, semiáridos y subhúmedos secos, debido a la vulnerabilidad de la vegetación a los disturbios y a los prolongados e impredecibles períodos de sequía (Bautista et al., 2009) la regeneración natural ha sido poco exitosa. El segundo enfoque es la regeneración asistida donde no solo se elimina las fuentes de degradación, sino también se realizan intervenciones para corregir el daño biótico y abiótico y así desencadenar la recuperación biótica. Ejemplos de intervenciones abióticas son escarificados (González y Pérez, 2024), refugio e irrigación de plántulas (Abella et al., 2020) incorporación de fertilizantes (Shono et al., 2007), cárcavas y zanjas (Wang et al., 2020), entre otros. Ejemplo de intervenciones bióticas es el control de especies invasoras (Palacio-López, 2024). La regeneración asistida ha generado una línea de investigación y práctica con un creciente interés mundial (Chazdon y Guariguata, 2016). En el último enfoque, la reconstrucción, se reintroduce toda o una parte de la biota (Bradshaw, 1983). La reintroducción de la biota recurre básicamente a dos alternativas: la plantación de ejemplares de vivero (Dumroese et al., 2009) y la siembra directa (Pedrini y Dixon, 2020). Ambos

métodos han conseguido supervivencias altas, pero presentan costos altos y dificultades de ejecución (Pérez et al., 2019).

Aunque los antecedentes muestran claros efectos negativos de los disturbios lineales, especialmente en tierras secas, pocas son las alternativas de restauración para esos disturbios. De hecho, la mayoría recomiendan métodos de mitigación tales como la reducción del corredor (Agbagwa y Ndukwu, 2014), controlar la época de construcción (Desserud et al., 2010) o el uso de tecnología que minimice la degradación (Olson y Doherty, 2012).

A continuación se presentan los objetivos, hipótesis y predicciones que se desarrollaran en la tesis.

1.6. Objetivo general, objetivos específicos e hipótesis

El objetivo general es evaluar la capacidad de regeneración natural que tienen los sitios sometidos a disturbios lineales por la actividad de extracción hidrocarburífera y a partir de dichos resultados, evaluar la eficiencia de distintas estrategias de regeneración asistida y reconstrucción.

De este objetivo general derivan los siguientes **objetivos específicos**:

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

1. Comparar la estructura de la vegetación y analizar la composición de la lluvia de semillas y el banco de semillas germinables en áreas que fueron sometidas a disturbios lineales como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera y en la comunidad de referencia.
2. Caracterizar las propiedades del suelo en áreas que fueron sometidas a disturbios lineales como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera y en la comunidad de referencia.

Para evaluar estrategias de restauración se planteó:

3. Evaluar el efecto de estrategias de regeneración asistida (mejora de suelo) sobre el reclutamiento de nuevos individuos en las áreas que fueron sometidas a disturbios lineales como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera y ecosistemas de referencia.
4. Evaluar el efecto de la siembra directa en la emergencia y establecimiento de plántulas en áreas que fueron sometidas a disturbios lineales como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera y la comunidad de referencia.

Hipótesis y Predicciones

Dado que la construcción de gasoductos genera una mayor degradación del ecosistema ya que conlleva a la eliminación de la cobertura vegetal, decapitación y remoción del suelo; mientras que, las áreas sometidas a disturbios por la prospección de líneas sísmicas implica solo el raspado de la superficie del suelo y daño de la vegetación por presión mecánica, se plantean las siguientes hipótesis:

Hipótesis 1: La capacidad de regeneración natural de ecosistema depende del tipo de uso del suelo, y se encuentra limitada por la pérdida de diversidad de la comunidad vegetal y del banco de semillas, mientras que la lluvia de semillas no representa un factor limitante en los disturbios lineales.

Predicción 1.1: La cobertura y diversidad de la comunidad establecida y la cantidad y diversidad de especies presentes en el banco de semillas será menor en áreas afectadas por la construcción de gasoductos, intermedia en áreas de prospección sísmica y mayor en el ecosistema de referencia. La cantidad y diversidad de especies presentes en la lluvia de semillas no diferirá entre áreas con distinto tipo de uso del suelo (gasoducto, sísmica y referencia).

Predicción 1.2: La similitud entre diversidad de especies presentes en la comunidad establecida y el banco de semillas germinable no diferirá entre áreas con distinto uso del suelo, mientras que la similitud entre la diversidad de especies presentes en la comunidad establecida y la lluvia de semillas será mayor en el ecosistema de referencia, intermedia en áreas de prospección sísmica y menor en áreas afectadas por la construcción de gasoductos.

Hipótesis 2: La alteración de las propiedades físicas y químicas del suelo como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera depende del tipo de uso del suelo (construcción de gasoducto o prospección sísmica).

Predicción 2.1: Los suelos afectados por la prospección sísmica presentaran una mayor compactación y una menor infiltración que los suelos del ecosistema de referencia, mientras que los suelos afectados por la construcción de gasoductos presentarán valores intermedios de estas variables y tendrán una mayor rugosidad.

Predicción 2.2: Debido a la pérdida de la cobertura vegetal, los suelos afectados por ambos disturbios (gasoducto y sísmica) presentarán mayor temperatura, pH y salinidad, en relación al suelo del ecosistema de referencia.

Predicción 2.3: Tanto los suelos afectados por la construcción de gasoductos como por la prospección sísmica presentarán un menor contenido de carbono orgánico y nitrógeno y menor humedad, que el ecosistema de referencia debido al impacto de estos disturbio lineales sobre la estructura de la vegetación (parches).

Hipótesis 3: Las diferencias en la composición de la comunidad de especies vegetales establecida en áreas con distinto tipos de uso de suelo están asociadas a las diferencias en las propiedades del suelo.

Predicción 3.1: La comunidad vegetal de los disturbios estará compuesta por especies subarbustivas ruderales asociadas a propiedades del suelo modificadas por los disturbios

(mayor contenido de arena, menor contenido de carbono orgánico, mayor salinidad y pH y menor contenido de agua en el suelo).

Debido a que los disturbios lineales asociados a la actividad de extracción hidrocarburífera generan cambios en la propiedades físicas del suelo como la rugosidad, la compactación, la humedad edáfica y en el contenido de C y N del suelo, y estas variables están asociadas a la retención de propágulos y a la germinación y supervivencia de las plántulas, se propone la siguiente hipótesis y predicción:

Hipótesis 4: Las propiedades físico-químicas del suelo de las áreas afectadas por disturbios lineales por la actividad hidrocarburifera son limitantes para la emergencia de las especies vegetales.

Predicción 4.1: Al modificar las condiciones del suelo limitantes para la emergencia de la vegetación, como la rugosidad, la compactación, el contenido de agua, y contenido de carbono orgánico, por medio de tratamientos de mejora de los suelos afectados por disturbios lineales por la actividad hidrocarburífera, la emergencia de especies vegetales será mayor respecto a sitios donde no se aplican técnicas de restauración.

Debido a que la disponibilidad de semillas en el banco y su retención son limitantes para la regeneración natural del ecosistema, se propone la siguiente hipótesis y predicción:

Hipótesis 5: La menor disponibilidad de semillas en el banco y/o su menor retención son factores limitantes de la regeneración natural del ecosistema en áreas que fueron afectadas por disturbios lineales por exploración hidrocarburífera.

Predicción 5.1: El mejoramiento del banco de semillas del suelo por medio de siembra directa permite una mayor emergencia y establecimiento de especies nativas en sitios degradados por actividad hidrocarburífera.

1.7. Sitio de estudio

1. 7. 1. Ubicación y clima

El sitio de estudio se encuentra en la provincia biogeográfica del Monte. Esta provincia se extiende como una cuña latitudinal cruzando Argentina, desde los piedemontes de los Andes en Salta (24° 30´S) a la costa atlántica en Chubut (44° 20´S) (Labraga y Villalba, 2009) (Figura 1.1). En el oeste limita con los Andes, con la Patagonia semidesértica en el sur, y con el Bosque Seco del Chaco y el Espinal por el este (Cabrera, 1976; Morello, 1958). Su superficie es alrededor de 470.000 Km^2 (Karlin et al., 2017). Las temperaturas oscilan entre un máximo promedio de 25,2°C y un mínimo promedio de 10,2°C en la porción norte, a 20,4°C y 7,3°C en el sur (Villagra et al., 2009). Las diferencias entre las temperaturas del verano y el invierno, como la amplitud térmica diurna, muestran un régimen claramente continental (Le Houérou, 1999). Las lluvias varían entre 100 a 350 mm anuales, con regímenes estivales en el norte y con una tendencia a regímenes invernales hacia la patagonia (de mayo a octubre). La predominancia de los vientos en el Monte cambia de acuerdo a la variación latitudinal; con vientos predominantes del oeste en el sur y vientos del sur y el este en el norte (Rundel et al., 2007). Los cuerpos de agua están secos, estacionalmente o durante buena parte del año. Por otra parte, la geomorfología del Monte se compone de llanuras, bolsones (cuencas montañosas), piedemontes, abanicos aluviales y mesetas (Rundel et al., 2007). En el norte predominan los suelos Entisoles, mientras que desde el sur de Mendoza hacia la transición con la Patagonia lo hacen los Aridisoles (INTA/CIRN, 1990). Los primeros incluyen Fluvents y Pasamments, derivados de depósitos eólicos y fluviales. Los Aridisoles incluyen Calcids, suelos ricos en carbonatos en el sur de Mendoza y, Argids, suelos ricos en arcilla en la margen sur del Monte (del Valle, 1998).

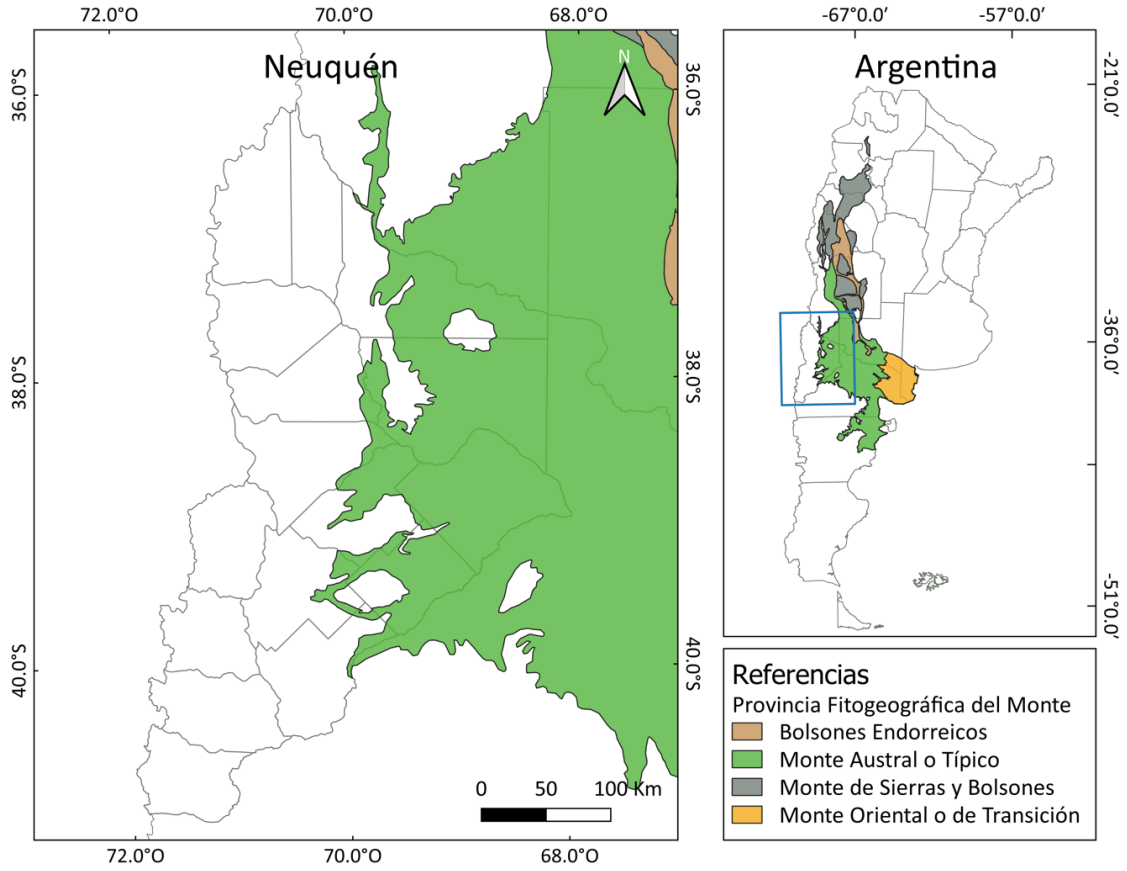

Figura 1.1: Ubicación del Monte en Argentina y en Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Extraído de Rodríguez Araujo, 2020.

1.7.2. Vegetación

La vegetación del Monte Austral se caracteriza por presentar varios estratos vegetales y muy baja cobertura. Los estratos bajo y medio (50 a 150 cm) son los de mayor cobertura, aunque raramente superan entre ambos el 40%. El estrato superior que llega a 200 cm es muy disperso y el estrato inferior presenta entre un 10 y 20% de cobertura, aumentando en presencia de especies efímeras (León et al., 1998). El paisaje a pequeña escala se compone de dos tipos de parches: arbustos individuales o agregados, generalmente asociados a montículos de mayor fertilidad (llamados de aquí en adelante "parches de vegetación"), y áreas interarbustivas con suelo desnudo o con poca cobertura herbácea y menor fertilidad (llamados de aquí en adelante "parches de suelo desnudo") (Rostagno et al., 1991). Son dominantes especies de Zygohyllaceae, representados especialmente por el género *Larrea* (*Larrea divaricata*, *L. cuneifolia*, *L. nítida* y *L. ameghinoi*) con características xerofíticas de

follaje perenne y resinoso (Cabrera, 1976; Oyarzabal et al., 2018). También lo caracteriza la escasez de gramíneas y árboles (Roig et al., 2009). Durante la época lluviosa el suelo está cubierto por especies anuales (Cabrera, 1976).

1.7.3. Actividad productiva

Alrededor del 64% del territorio de Neuquén se encuentra comprendido por la Cuenca Neuquina, extensa comarca petrolera de 124.000 km² que la provincia comparte con Río Negro, La Pampa y Mendoza (Giuliani y Armella, 2022). Se trata, sin dudas, de la cuenca más importante a nivel nacional, ya que produce el 42% del petróleo y el 55% del gas natural en el país (Ponce et al., 2015). En la provincia de Neuquén, fruto de casi un siglo de actividad petrolera, se han realizado más de 589.000 km de líneas de prospección sísmica 2D, 26.600 km² de líneas de sísmica 3D y más de 10.000 pozos entre exploratorios y de producción (Leanza, 2009).

El sitio de estudio se encuentra en Aguada Pichana. La zona tiene dos actividades económicas principales: la actividad hidrocarburífera y la ganadería caprina a pequeña escala, utilizada sólo para la subsistencia (Farinaccio y Pérez, 2010). La misma tiene 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 1.2). Aguada Pichana cuenta con una extensa red de disturbios lineales, aproximadamente 1900 km de líneas de prospección sísmica y 800 km de gasoductos (Figura 1.3). Este yacimiento gasífero es el segundo más importante de la cuenca neuquina y tercero a nivel nacional (Petroquímica, 2018) con una producción del 31% de la oferta nacional (Petroquímica, 2012). Actualmente, el área Aguada Pichana es el segundo productor de gas no convencional de Argentina a partir de la formación "Vaca Muerta" (Lu et al., 2024).

El descubrimiento del yacimiento Aguada Pichana se dio en 1972, con un claro potencial de gas y condensado (Blanco et al., 2018). Acompañando a este descubrimiento llegó el cambio general del enfoque exploratorio, fundamentalmente dado por el auge de la sismoestratigrafía a partir del hito de la Memoria 26 de la AAPG (Hechem, 2022). En este contexto, en 1985, Mitchum y Uliana publican un análisis depositacional de la cuenca neuquina, basados en líneas sísmicas 2D, afloramiento e información de pozos (Fragomeno, 2018). Es así que, gran parte de los 1900 km de líneas de prospección sísmica fueron realizados en la década del 80.

Casi dos décadas después, tras la crisis económica que culminó en los eventos del 2001 y tras la crisis energética por el aumento de consumo doméstico por cambios en la matriz energética, en 2004 se lanzó el Plan Estratégico Energético. Este plan acompañó la construcción de gasoductos de gran calibre y la construcción de gasoductos por parte de empresas privadas incentivados por programas tales como Energía Plus, Gas Plus y Petróleo y Refino Plus (Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, 2011). Las empresas se comprometieron a realizar las tareas de exploración así como a explotar sus yacimientos utilizando la mejor tecnología disponible, observando el cuidado, remediación y preservación del medio ambiente (Blanco et al., 2018). Por ello, los gasoductos del sitio de estudio fueron construidos a mediados de 2006.

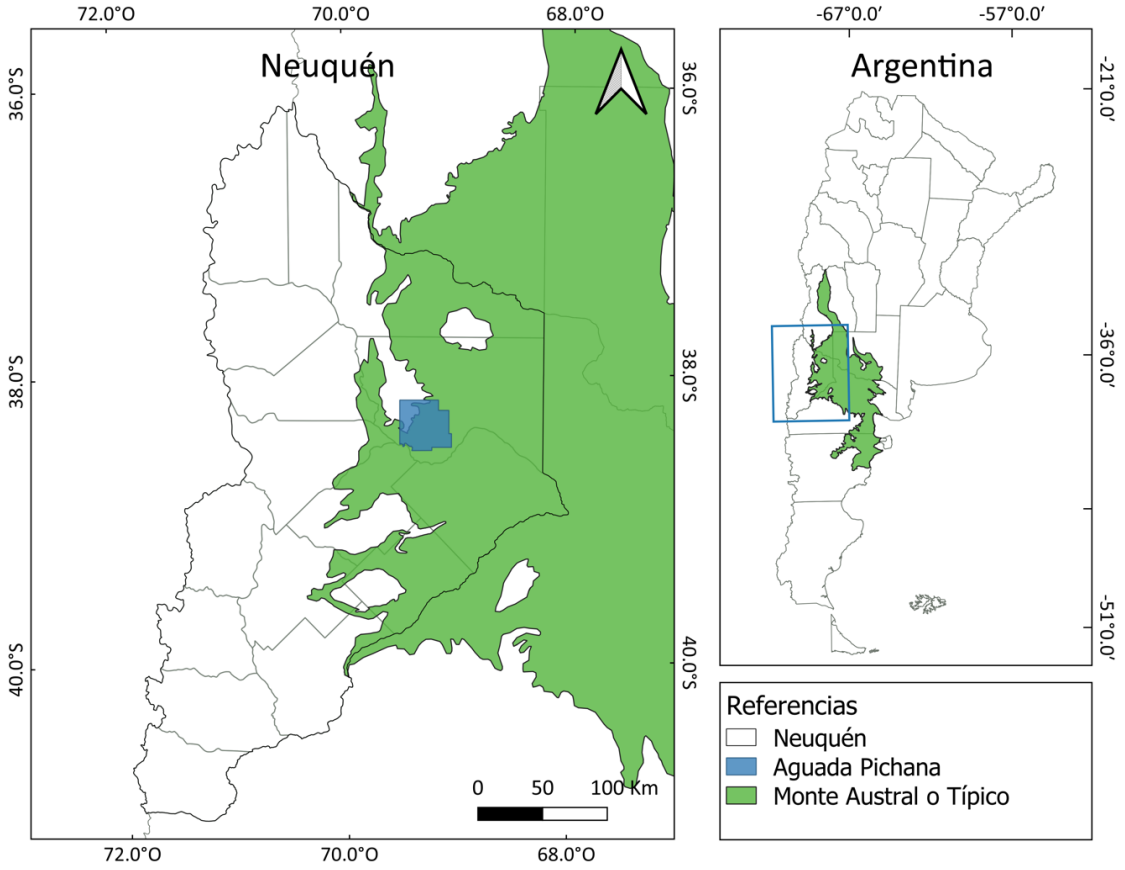

Figura 1.2: Ubicación de Aguada Pichana en la provincia del Neuquén con superposición del Monte Austral. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84. Extraído de Rodríguez Araujo, 2020.

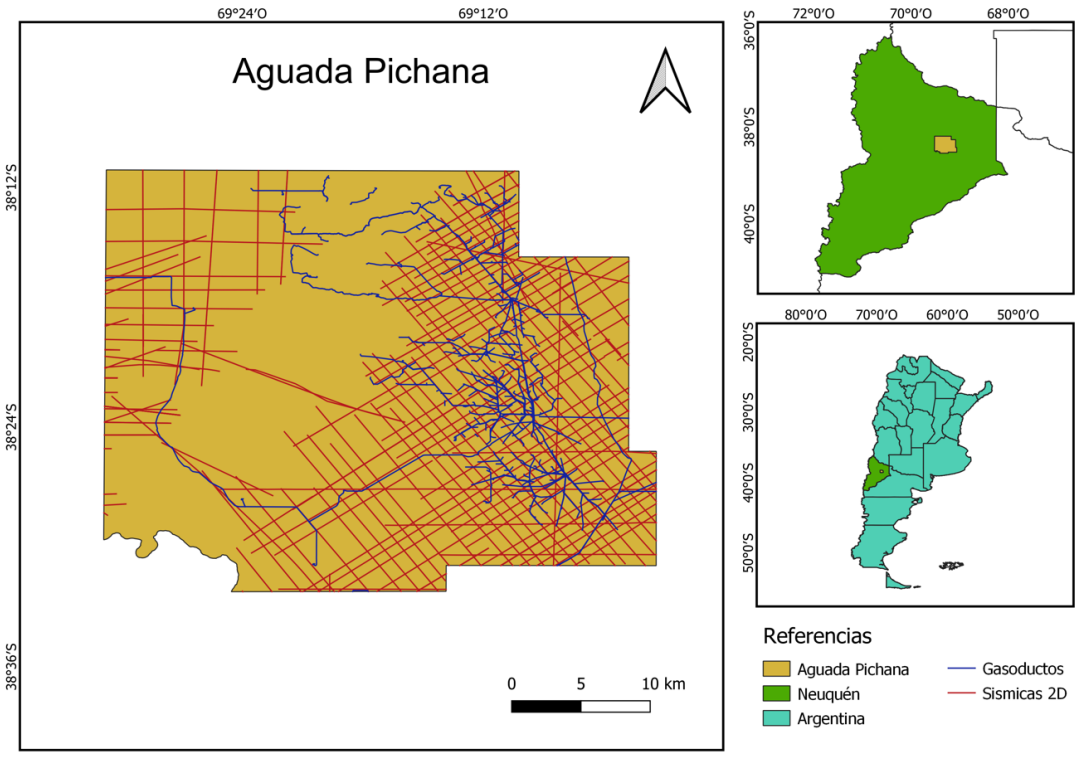

Figura 1.3: Gasoductos y líneas de prospección sísmica de Aguada Pichana. Datos extraídos de Subsecretaria de Energía, Minería e Hidrocarburos- Provincia de Neuquén. Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

.

Para cumplir con los objetivos y poner a prueba las hipótesis, se establecieron 18 parcelas con distinta historia de uso del suelo. Seis de ellas estuvieron ubicadas en áreas utilizadas hace 20 años para la construcción de gasoductos, específicamente en las áreas de desecho, en la cuales se produce el desmonte y la decapitación del suelo superficial. Otras seis parcelas se ubicaron en áreas utilizadas hace 40 años para la prospección sísmica, en la cual la superficie del suelo es raspada y el camión vibrador produce el aplastamiento de la vegetación presente. Y las seis parcelas restantes se ubicaron en zonas aledañas a los anteriores sin disturbio aparente de actividad petrolera, y fue considerado el ecosistema de referencia. La metodología de muestreo y mediciones realizadas se describirán detalladamente en los capítulos siguientes.

A continuación, la tesis se estructurará en capítulos. El capítulo 2 y 3 abordarán los objetivos específicos 1 y 2. En particular, el capítulo 2 evaluará los siguientes atributos de vegetación como posibles limitantes de la regeneración natural de las áreas con disturbios hidrocarburíferos: 1) cobertura vegetal, 2) banco de semillas germinable y 3) lluvia de semillas. La evaluación de la limitación de la regeneración natural como consecuencia de cambios en los parámetros de suelo en áreas afectadas por disturbios hidrocarburíferos, serán evaluados en el capítulo 3. Para ello se medirá: 1) parámetros físicos: textura, resistencia a la penetrancia, pH, conductividad eléctrica, infiltración, temperatura edáfica y humedad edáfica, y 2) parámetros químicos: carbono orgánico total, y nitrógeno total. En base a los resultados de los capítulos 2 y 3 (factores limitantes de la regeneración natural), en el capítulo 4 se realizarán tratamientos de regeneración asistida (modificación de las propiedades del suelo por medio del uso de gravas, poceado, enramado e incorporación de turba) y de reconstrucción (siembra directa) para evaluar el reclutamiento de nuevos individuos. Finalmente se presenta un capítulo integrador en el cual se presentan las principales conclusiones obtenidas en la tesis.

Capítulo 2 Impacto de la actividad hidrocarburífera en atributos de la comunidad vegetal del Monte Austral y su relación con la capacidad de regeneración natural

2.1. Introducción general

El éxito del proceso de regeneración natural depende fuertemente del suministro de propágulos (Walker y del Moral, 2003). La vegetación existente actúa no solo como fuente de semillas (Shoo y Catterall, 2013) sino también en la expansión vegetativa del sitio disturbado desde el hábitat adyacente (Walker y del Moral, 2003) y en la propagación vegetativa (Grubb y Hopkins, 1986). Por esto, la distancia a las fuentes de propágulos es fundamental (Walker y del Moral, 2003) junto con el tipo y calidad de las especies (Jafari et al., 2018).

La disponibilidad de propágulos no depende solo de la producción de los mismos sino también de la dispersión (Bonet, 2004). La dispersión de semillas por movimiento de la planta a la superficie del suelo y el movimiento posterior de esas semillas en la superficie del suelo es lo que se llama lluvia de semillas (Poschlod et al, 2013). La dispersión de las semillas depende del peso, el tamaño y estructuras de la semilla (Pueyo et al., 2008; Thomson et al., 2018), tanto de la producción (Bruun y Poschlod, 2006) y el tiempo y duración de la liberación de las semillas desde la planta madre (Wright et al., 2008). Además depende de factores externos a las semillas como puede ser la heterogeneidad ambiental (dos Santos et al., 2022).

En particular en el Monte Austral, la dispersión de semillas no sería diferente entre los parches de vegetación y el suelo desnudo (Rodríguez Araujo, 2021). Los efectos de la lluvia de semillas en la regeneración natural han sido poco estudiados en la zona. Uno de los pocos estudios ha sido de Leder y colaboradores (2015) quienes estudiaron el efecto del pastoreo y el fuego en el Monte y encontraron que estos disturbios aumentaban la diversidad de la lluvia de semillas. En disturbios lineales no se encuentran antecedentes de sus efectos en la lluvia de semillas. Pero, sí se sabe que los disturbios lineales no limitan la dispersión de semillas por sus cercanía al ecosistema de referencia (Cork et al., 2024). Incluso, algunos autores señalan que la dispersión de semillas se encuentra favorecida en los disturbios lineales (Roberts et al., 2018).

Una vez 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

(Chambers y MacMahon, 1994; Roberts, 1981; Simpson et al., 1989; van Tooren, 1988). Por lo tanto, se define al banco de semillas como a las semillas contenidas en el suelo (en profundidad y superficie) viables (capaces de germinar o potencialmente capaces de germinar en un futuro). A diferencia de la lluvia de semillas, en el Monte Austral el banco de semillas se distribuye en parches ya que, la densidad y la riqueza de semillas es mayor en los parches de vegetación respecto al suelo desnudo (Caballero et al., 2008). Además de la variabilidad espacial, los bancos de semillas presentan una importante variabilidad temporal asociada a la dinámica anual de reposición por floración y fructificación y agotamiento de semillas por germinación y predación (Bertiller, 1998). La mayor parte de semillas del banco se acumulan en los 2-3 centímetros superficiales (Ghermandi, 1992). El efecto de disturbios sobre el banco de semillas ha sido un poco más estudiado en el Monte Austral, por ejemplo, Gonzalez y Ghermandi (2021) y Leder y colaboradores (2022) estudiaron cómo disminuye el tamaño del banco de semillas con el pastoreo. Funk y colaboradores (2019) además del pastoreo le sumaron los efectos de la sequía y solo encontraron que la disminución se daba en la densidad de semillas de hierbas. Los antecedentes de los efectos en el banco de semillas por disturbios lineales en el Monte Austral son nulos, y en el resto del mundo son muy escasos. Lo que sí se sabe es que la construcción de gasoductos y las líneas de prospección sísmica causan la destrucción de la vegetación, la disrupción de la superficie del suelo (Chen y Gao, 2006) e impactos en las propiedades del suelo (Davidson et al., 2020) por lo que podría suponer una disminución considerable de cantidad y diversidad del banco de semillas en el suelo luego de los disturbios.

Ahora bien, poco se sabe de cómo estos factores limitan la regeneración natural luego de disturbios ocasionados por la actividad hidrocarburífera, aun cuando ésta representa gran parte de la actividad productiva en Argentina y especialmente en la Patagonia (Bravo y Sbroiavacca, 2021). La mayoría de los estudios se han centrado en derrames de petróleo (Beider et al., 2021), explanadas petroleras (Rodríguez Araujo, 2021) y canteras abandonadas (Pérez et al., 2020). La construcción de gasoductos y líneas de prospección sísmica ha acompañado el aumento de la actividad hidrocarburífera, con eventos como la inauguración del gasoducto Presidente Néstor Kirchner en 2023, que atraviesa 4 provincias de Argentina: Neuquén, Río Negro, La Pampa y Buenos Aires con un total de 453 km (https://gpnk.energia-argentina.com.ar). Sin embargo, las consecuencias de estas construcciones lineales propias

de la actividad hidrocarburífera sobre la disponibilidad de propágulos han sido poco estudiadas (Fiori y Zalba, 2003; Kowaljow y Rostagno, 2013).

El **objetivo** de este capítulo es evaluar los limitantes bióticos de la regeneración natural, comparando la estructura de la vegetación y la composición de la lluvia y el banco de semillas entre sitios que fueron degradados por distintas actividades hidrocarburífera: la construcción de gasoductos y las líneas de prospección sísmica, con el ecosistema de referencia del Monte Austral en Aguada Pichana, Neuquén.

Dado que la construcción de gasoductos genera una mayor degradación del ecosistema ya que conlleva a la eliminación de la cobertura vegetal, decapitación y remoción del suelo; mientras que, las áreas sometidas a disturbios por la prospección de líneas sísmicas implica solo el raspado de la superficie del suelo y daño de la vegetación por presión mecánica, se plantean las siguientes hipótesis:

Hipótesis 1: La capacidad de regeneración natural de ecosistema depende del tipo de uso del suelo, y se encuentra limitada por la pérdida de diversidad de la comunidad vegetal y del banco de semillas, mientras que la lluvia de semillas no representa un factor limitante en los disturbios lineales.

Predicción 1.1: La cobertura y diversidad de la comunidad establecida y la cantidad y diversidad de especies presentes en el banco de semillas será menor en áreas afectadas por la construcción de gasoductos, intermedia en áreas de prospección sísmica y mayor en el ecosistema de referencia. La cantidad y diversidad de especies presentes en la lluvia de semillas no diferirá entre áreas con distinto tipo de uso del suelo (gasoducto, sísmica y referencia).

Predicción 1.2: La similitud entre diversidad de especies presentes en la comunidad establecida y el banco de semillas germinable no diferirá entre áreas con distinto uso del suelo, mientras que la similitud entre la diversidad de especies presentes en la comunidad

establecida y la lluvia de semillas será mayor en el ecosistema de referencia, intermedia en áreas de prospección sísmica y menor en áreas afectadas por la construcción de gasoductos.

2.2. Materiales y métodos

2. 2. 1. Descripción del sitio de estudio

Todos los muestreos se realizaron dentro del Yacimiento Aguada Pichana (Sección 1.7.).

2. 2. 2. Diseño de muestreo

Dentro del Yacimiento se establecieron 18 parcelas de 50 x 3 m (Figura 2.1). Seis de ellas fueron ubicadas en gasoductos, en el área que corresponde a desechos. Otras seis parcelas se ubicaron en líneas de prospección sísmica (llamadas sísmicas de aquí en adelante), donde la superficie del suelo fue raspada y luego pasó el camión vibrador (Ver 1.4.). Por último, las seis parcelas restantes se ubicaron en zonas aledañas a los anteriores sin disturbio aparente de actividad petrolera (ecosistema de referencia o simplemente, referencia) (Figura 2.2). A partir de aquí, se considera a las líneas sísmicas, los gasoductos y el ecosistema de referencia como tipos de uso del suelo, siendo los dos primeros disturbios de actividad hidrocarburífera.

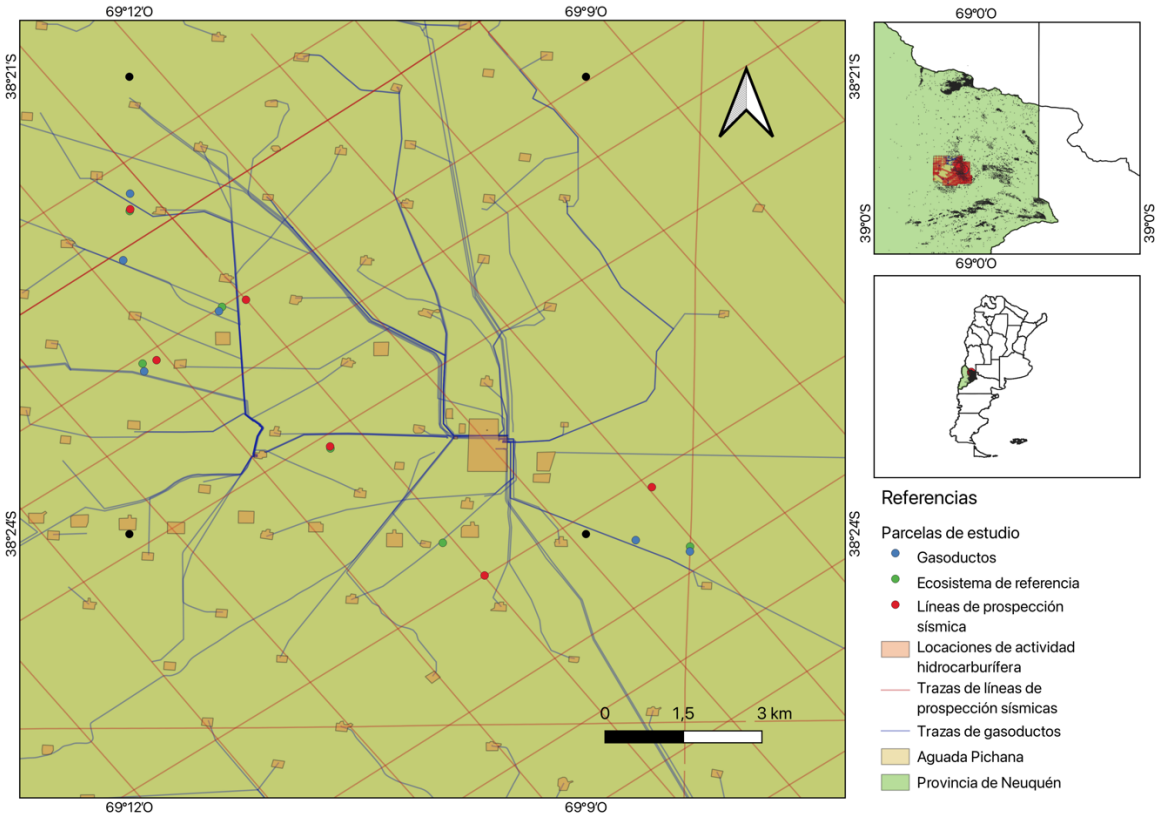

Figura 2.1: Ubicación del área de estudio dentro de la región fitogeográfica del Monte en Argentina y en Neuquén. En una vista ampliada se observa con más detalle el área de estudio y las 6 parcelas establecidas en áreas de Gasoducto (puntos azules), Sísmicas (puntos rojos) y en el ecosistema de referencia (puntos verdes). Sistema de referencia: coordenadas geográficas WGS84.

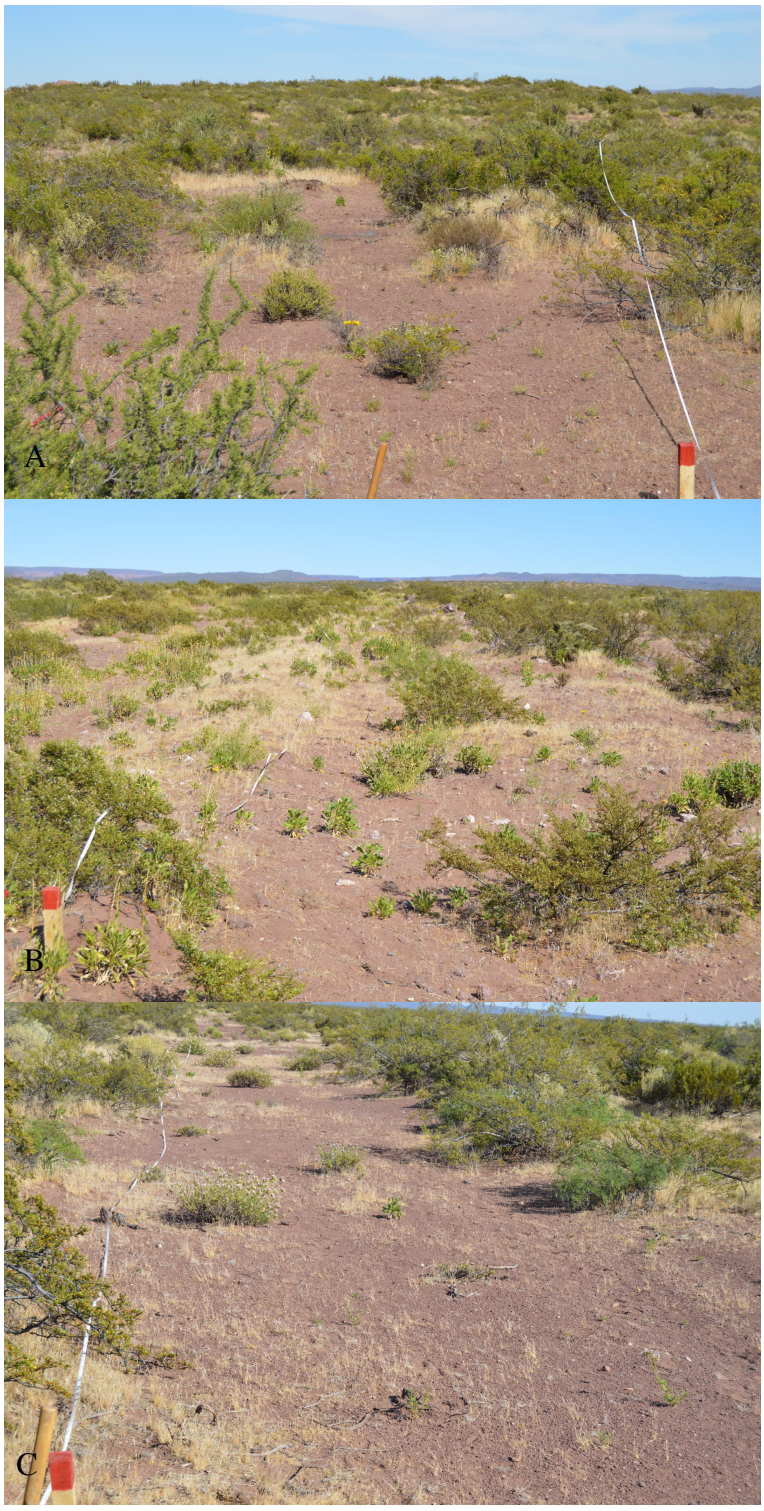

Figura 2.2: A. Parcela en ecosistema de referencia. B. Parcela en gasoducto. C. Parcela en línea de prospección sísmica. La cinta métrica indica uno de los laterales de 50 m.

2. 2. 3. Cobertura vegetal

Entre octubre y diciembre de 2015, época de mayor floración (Naab y Tamame, 2007), se ubicaron 20 subparcelas cuadradas de 1 m^2 al azar dentro de las parcelas y se estimó la cobertura por especie asignándole una categoría (< 1 %; 1-5 %; 5-25 %; 25-50 %; 50-75 %; 75-95 %; > 95 %). Se tomaron muestras de todos los individuos que no pudieron ser identificados en el momento y se herborizaron para determinarlos posteriormente. Para la nomenclatura taxonómica se siguió el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga y Morrone, 1996; 1999). Para todos los análisis estadísticos (Ver 2. 2. 8.) se consideró el punto medio del rango de cobertura de la categoría.

Las especies fueron agrupadas de acuerdo a su bioforma en herbáceas anuales o bianuales, herbáceas perennes, subarbustos (altura menor a 50 cm) y arbustos (altura mayor o igual a 50 cm). En el caso de los arbustos y subarbustos, para categorizarlos se consideró el tamaño alcanzado por los adultos de cada especie en el sitio de estudio. Se estimó la cobertura relativa de bioformas ((cobertura de bioforma/cobertura total)*100).

2. 2. 4. Proporción de micrositios

En septiembre de 2016 se estimó por parcela la proporción de suelo desnudo y la proporción cubierto por vegetación viva (anual y perenne), de ahora en más llamados micrositios. La estimación se realizó por medio de dos transectas lineales de 50 metros por parcela.

2. 2. 5. Banco de semillas

Para la cuantificación e identificación del banco de semillas se utilizó el método de germinación directa de Thompson y Grime (1979). Para ello se tomaron, con tubos de PVC de 10 cm de diámetro y 4 cm de profundidad, 3 sub-muestras en cada micrositio (bajo arbustos y suelo desnudo) de cada parcela, que fueron unificadas en una única muestra por micrositio (es decir, cada muestra tenía un volumen de 942 cm^3). Se realizaron 3 muestras unificadas por micrositio por parcela, es decir, un total de 108 muestras (3 muestras x 2 micrositios x 18 parcelas). Las muestras fueron tomadas a mediados del mes de abril de 2016, luego de que hayan dispersado sus semillas todas las especies (Bertiller, 1998; Rodríguez Araujo, comunicación personal). Las muestras fueron tamizadas para descartar las gravas, y colocadas en bandejas de plástico con un colchón de mezcla 1:1 de turba y vermiculita. Las

bandejas se dejaron en un invernadero y fueron regadas por aspersión dos veces al día durante 5 minutos, a las 9:00 hs. y a las 17:00 hs. Además, se agregaron tres bandejas con suelo esterilizado en estufa a 150°C por dos horas, para evaluar la posible contaminación de semillas en el invernadero. Se contabilizaron e identificaron a nivel de especie según el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga y Morrone, 1996; 1999) todas las plántulas germinadas durante 6 meses. En caso que fue necesario las plántulas era repicadas a tubetes para ser identificadas al crecer (Figura 2.3).

Figura 2.3: A. Toma de muestra de banco de semillas bajo arbusto. B. A la derecha, muestra tomada en campo. A la izquierda, bandeja con colchón de perlita y turba en proporción 1:1. C. Bandejas en invernadero. D. Plántulas repicadas.

2. 2. 6. Lluvia de semillas

En agosto de 2016 se instalaron trampas de semillas utilizando bidones de plástico de 25 cm de diámetro. La parte superior invertida de cada envase se utilizó como embudo, que descansó sobre el resto del recipiente. Al final del embudo se colocó una bolsa de *voilé*. Las trampas fueron enterradas de modo tal que la parte superior quedara a nivel de la superficie del suelo. En el fondo tenían pequeños agujeros para permitir el drenaje del agua en caso de lluvia. Se colocaron dos trampas por micrositio, por parcela (Figura 2.4). En los meses de septiembre, diciembre, febrero y mayo se cambiaron las bolsas de *voilé* por otras vacías y se llevaron al laboratorio. Las semillas se contabilizaron visualmente bajo lupa e identificaron a nivel de especie según el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga y

Morrone, 1996; 1999). Se clasificó a las semillas en vanas o sanas según el método de presión (Roberts y Ricketts, 1979).

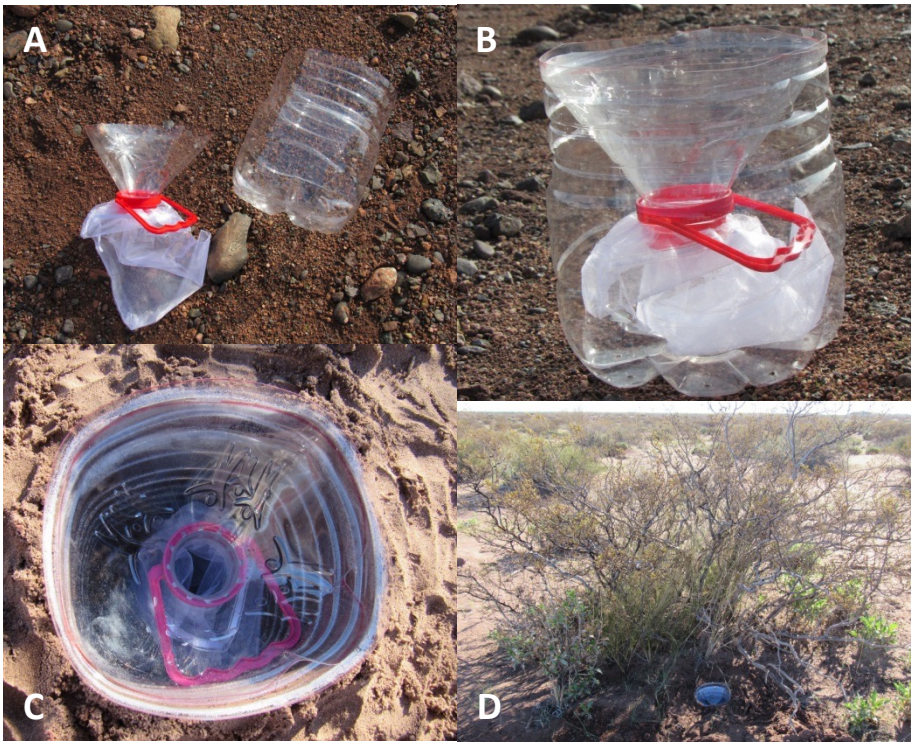

Figura 2.4: Instalación de trampas de lluvia de semilla. A y B. Trampas de semillas realizadas con bidones y cortada la parte superior para formar el embudo. Al final se colocaba bolsas de voilé. C. Trampa de semillas instalada al ras del suelo. D. Trampa de semillas bajo un arbusto.

2. 2. 7. Estimaciones de Diversidad

Para la comunidad establecida, el banco de semillas germinables y lluvia de semillas se estimó la diversidad alpha, beta y gamma (Heydari et al, 2017; Whittaker, 1960). Para comparar la diversidad entre los disturbios se estimó la equitatividad y el índice cualitativo de similitud Sorensen (Magurran, 2004). Este último se utilizó para comparar las diversidad de especies presentes en la vegetación y las presentes en el banco de semillas germinable y la lluvia de semillas (Tabla 2.1).

Índice	Ecuación
Diversidad alpha (α)	Número de especies por parcela
Diversidad gamma (γ)	Número de especies por disturbio
Diversidad beta (β)	Diversidad gamma - Diversidad alpha
Índice de Sorensen	(2*a/(2*a+b+c))*100

Tabla 2.1: Ecuaciones de índices de diversidad. Referencias: a: Cantidad de especies compartidas por dos comunidades (A y B). b: Cantidad de especies presentes en A pero no en B. c: Cantidad de especies presentes en B pero no en A.

2. 2. 8. Análisis estadísticos

Se analizaron las diferencias significativas en la cobertura vegetal total por medio de un modelo lineal generalizado mixto (GLMM) de un factor. Se utilizó una distribución normal, se consideró a tipo de uso del suelo (ecosistema de referencia, gasoducto y sísmica) como efecto fijo y parcela (20 subparcelas por parcela, 6 parcelas por disturbio) como efecto aleatorio. Para analizar las diferencias significativas en el banco de semillas germinable por m^2 y en la lluvia de semillas también se utilizaron GLMM. Para ello, se ponderaron los valores de cada muestra por la cobertura del micrositio correspondiente a cada parcela. Para ambos modelos se utilizó distribución binomial negativa, tipo de uso del suelo y micrositio como efectos fijos cruzados y parcela como efecto aleatorio. Se realizaron contrastes de Tukey a posteriori.

Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para ordenar las parcelas de acuerdo a la cobertura vegetal por especie. Se consideró a las especies como variables y a las parcelas como unidad de muestreo.

La diversidad de especies por tipo de uso del suelo se estimó con curvas de rarefacción utilizando los paquetes iNext y ggplot2 del programa R (R Core Team , 2024). En la cobertura vegetal se utilizó como variable independiente los datos de frecuencia de incidencia de especies por subparcela, es decir, se contabilizó el número de subparcelas en las que apareció cada especie. En el banco de semillas germinable se utilizó la abundancia total (número de individuos) por parcela por micrositio ponderados por su cobertura. Y por último, en la lluvia de semillas se utilizó la abundancia total (número de individuos) por parcela por micrositio. Para todos la riqueza se considera como variable dependiente.

Las diferencias significativas entre los disturbios para la diversidad alpha y beta en cobertura vegetal, banco de semillas germinable y lluvia de semillas se evaluaron con análisis de varianza (ANOVA). Previamente, se comprobó el cumplimiento de los supuestos de homocedastidad y normalidad. El mismo tipo de análisis estadístico (ANOVA) se utilizó para evaluar diferencias significativas en el índice de similitud entre disturbios.
Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa R (R Core Team , 2024).

2.3. Resultados

2. 3. 1. Diversidad de la comunidad establecida y cobertura vegetal

Se encontraron 45 especies, de las cuales 15 resultaron ser herbáceas anuales. La familia más representada fue Asteraceae (8 especies) seguida por Poaceae con 5 especies (Tabla 6.1). La cobertura vegetal total resultó significativamente diferente entre los distintos tipos de uso del suelo (Tabla 6.4). La mayor cobertura se encontró en el ecosistema de referencia, seguida por los gasoductos y por último en las líneas sísmicas (Figura 2.5).

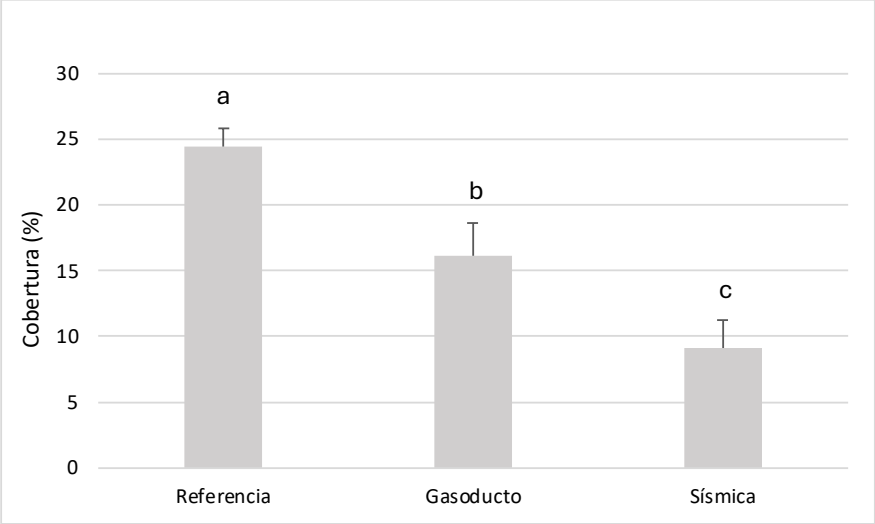

Figura 2.5: Media y error estándar de cobertura vegetal (%) para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

En el ordenamiento mediante ACP, se observó que el ecosistema de referencia se encontró más asociado a *Pentaphorus glutinosus*, los gasoductos a *Grindelia chiloensis,* mientras que las sísmicas lo están a *Gutierrezia* sp. (Figura 2.6).

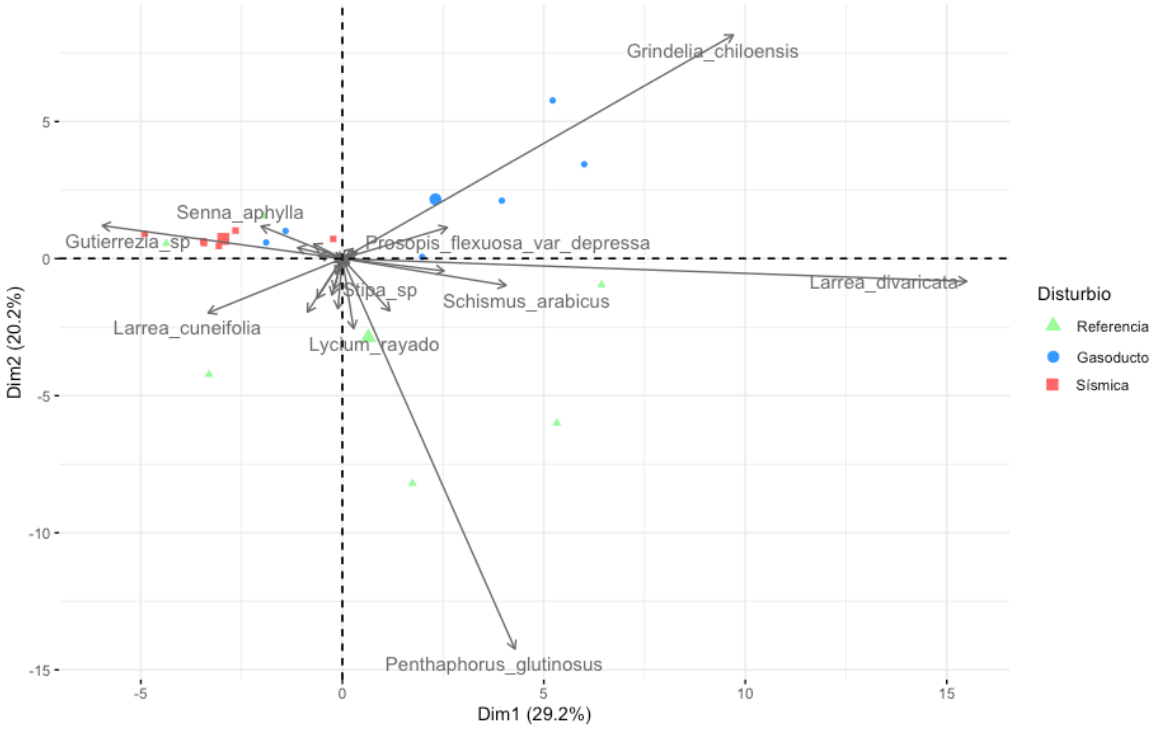

Figura 2.6: Biplot del ACP que muestra la distribución de parcelas (puntos) y la relación entre la cobertura total por especie (vectores). Los colores corresponden al tipo de uso del suelo: Gasoducto, azul; Sísmica, rojo; y Referencia, verde. Los puntos de tamaño mayor indican el punto medio del grupo, es decir, el punto medio del tipo de uso del suelo. Se muestran las especies que más asociaron a los ejes aunque se utilizaron todas para realizar el análisis.

La cobertura total de los arbustos resultó ser significativamente mayor en las referencias que en los gasoductos y sísmicas (Tabla 6.1). Al evaluar la cobertura relativa de las bioformas se encontró que esta difería dentro de cada tipo de uso del suelo. En los ecosistemas de referencia se confirma la predominancia de los arbustos por sobre el resto de las bioformas. En las sísmicas la predominancia fue de subarbustos perennes mientras que, en los gasoductos presentaron cobertura relativa similar de herbáceas anuales, subarbustos perennes y arbustos perennes (Tabla 2.2).

	HA	HP	SP	AP
Referencia	15,5 (1,6)b	8,9 (1,1)b	17,4 (12,9)b	58,2 (18,9)a
Gasoducto	38,3 (10,2)a	2,2 (1,2)b	25,9 (8,7)ab	33,7 (7,9)a
Sísmica	27,4 (8,7)ab	4,5 (1,1)b	48,0 (7,5)a	20,0 (9.9)b

Tabla 2.2: Media y error estándar de la cobertura relativa de las bioformas por tipo de uso del suelo. HA: Herbáceas anuales. HP: Herbáceas perennes. SP: Subarbustos perennes. AP: Arbustos perennes. Letras distintas indican diferencias significativas entre las bioformas para cada tipo de uso del suelo (p≤0,05).

La diversidad de especies fue mayor en las referencias, seguido por las líneas sísmicas y por último, los gasoductos (Figura 2.7).

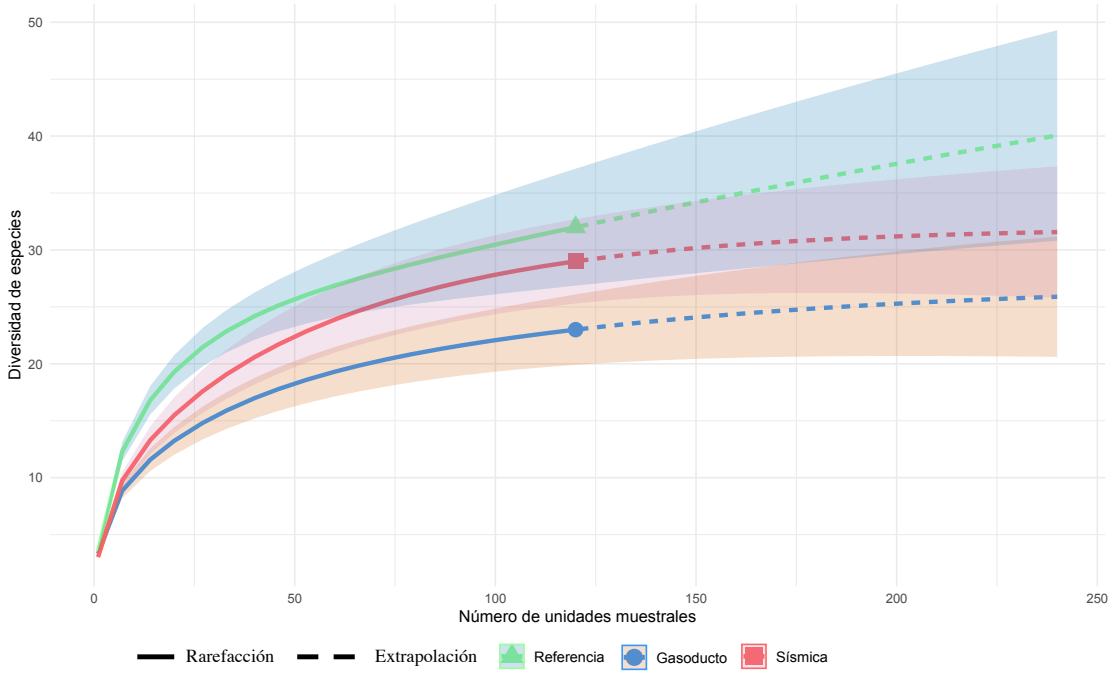

Figura 2.7: Curva de rarefacción para diversidad de especies en la cobertura vegetal según el número de unidades muestrales para cada tipo de uso del suelo.

2. 3. 2. Proporción de micrositios

La proporción de parches de vegetación fue mayor en el ecosistema de referencia (0,35 ± 0,05), seguida por los gasoductos (0,16 ± 0,07) y, por último, las líneas sísmicas (0,08 ± 0,06).

2. 3. 3. Banco de semillas germinable

En el banco de semillas germinable (BSG) se encontraron 35 especies, de las cuales 18 corresponden a herbáceas anuales. En todos los tipos de uso del suelo la mayor cantidad de semillas correspondió a las herbáceas anuales, seguidas por los subarbustos (*Grindelia chiloensis* en los gasoductos y *Gutierrezia* sp. tanto en las referencias como en las sísmicas) (Tabla 6.2).

La interacción entre el tipo de uso del suelo y micrositio en el banco de semillas germinable resultó significativa (Tabla 6.4). Al evaluar las diferencias entre los distintos tipos de uso de suelo por micrositio no se encontraron diferencias entre ellos en los parches de suelo desnudo pero sí en los parches de vegetación. En estos, el banco de semillas germinable total fue mayor en el ecosistema de referencia respecto a los gasoductos y las líneas sísmicas (Figura 2.8).

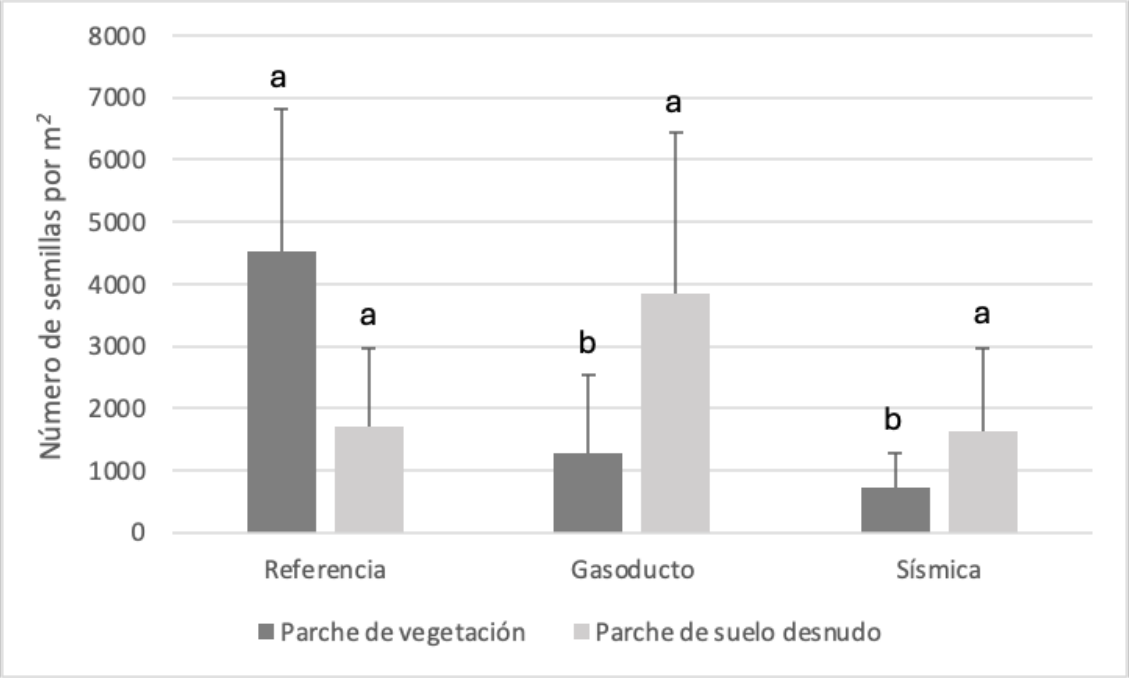

Figura 2.8: Media y desvío estándar de número de semillas por m² del banco de semillas germinable del suelo en los parches de vegetación y de suelo desnudo para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

Por otro lado, la diversidad de especies se distribuyó de forma heterogénea entre los micrositios. En todos los tipos de uso de suelo se observó un mayor número de especies en los parches de vegetación respecto a los parches de suelo desnudo. La mayor diferencia entre los tipos de uso de suelo se observa en los parches de suelo desnudo, donde la diversidad fue mucho mayor en el ecosistema de referencia respecto a los disturbios (Figura 2.9).

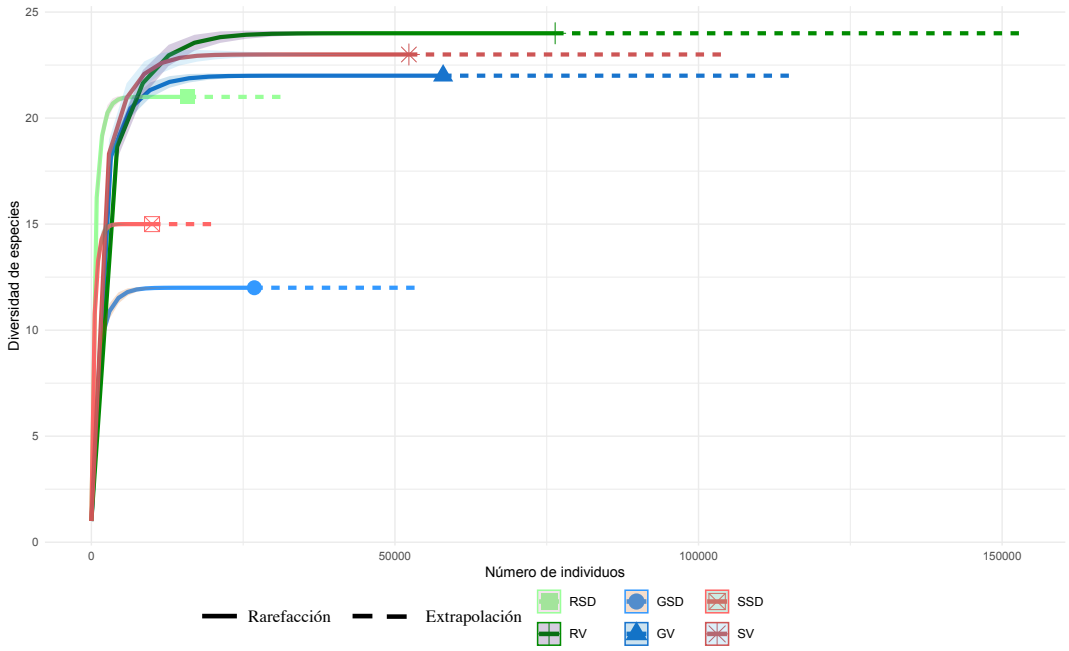

Figura 2.9: Curva de rarefacción para la diversidad de especies en el banco de semillas germinable por tipo de uso del suelo por micrositio. Referencias: RSD: Ecosistema de referencia parche de suelo desnudo. RV: Ecosistema de referencia parche de vegetación. GSD: Gasoducto parche de suelo desnudo. GV: Gasoducto parche de vegetación. SSD: Sísmica parche de suelo desnudo. SV: Sísmica parche de vegetación.

Finalmente, se menciona que no se evidenció germinación en las bandejas control.

2. 3. 4. Lluvia de semillas

Se identificaron 24 especies en las trampas de semillas. En todos los tipos de uso de suelo, la mayor cantidad de semillas fue de especies herbáceas anuales y lo siguieron en cantidad los subarbustos (Tabla 6.3).

La interacción entre el tipo de uso del suelo y micrositio en la lluvia de semillas resultó significativa (Tabla 6.4). En los parches de vegetación la lluvia de semillas del ecosistema de referencia fue mayor a los gasoductos pero sin diferencias respecto a las sísmicas. Por su parte, en los parches de suelo desnudo, la lluvia de semillas en los gasoductos fue mayor a las sísmicas pero sin diferencias al ecosistema de referencia (Figura 2.10).

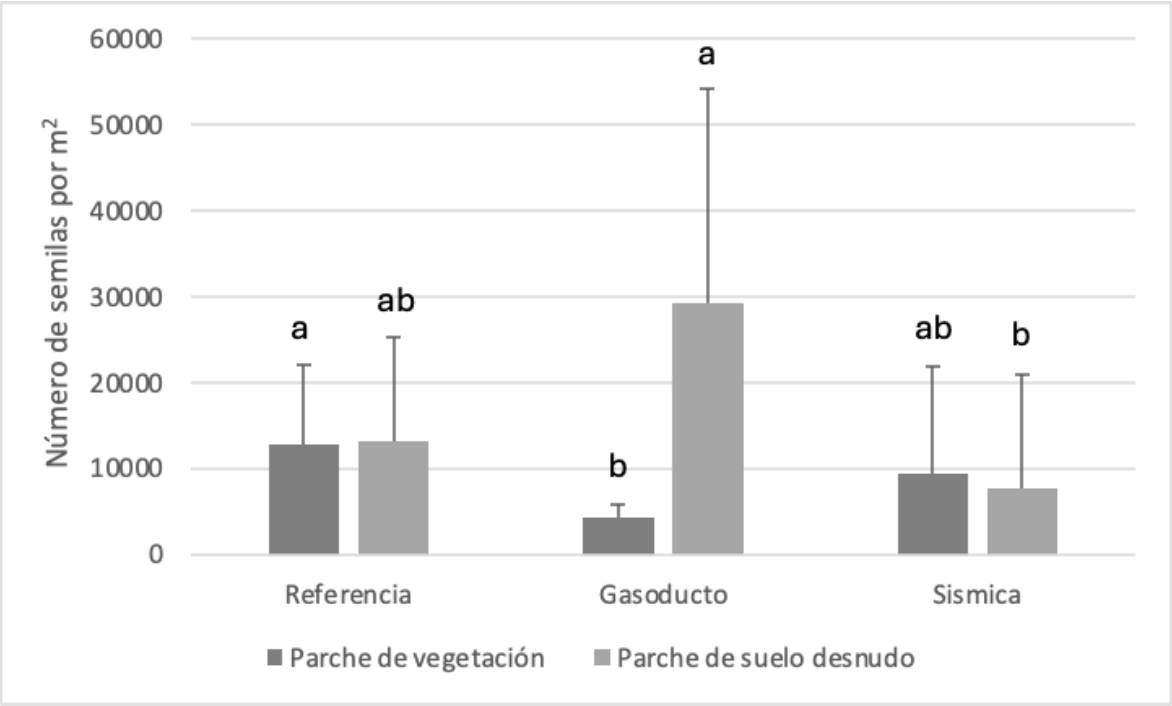

Figura 2.10: Media y desvío estándar de número de semillas por m² de la lluvia de semillas en los parches de vegetación y de suelo desnudo para referencia, gasoducto y sísmica. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

La mayor diversidad de especies en la lluvia de semillas se encontró en las líneas sísmicas, específicamente, en el suelo desnudo de las mismas. Los siguen los parches de vegetación de las líneas sísmicas. El resto de las curvas se encuentran superpuestas por lo que no existirían diferencias en la diversidad de especies entre el resto de los micrositios de gasoductos y ecosistemas de referencia (Figura 2.11).

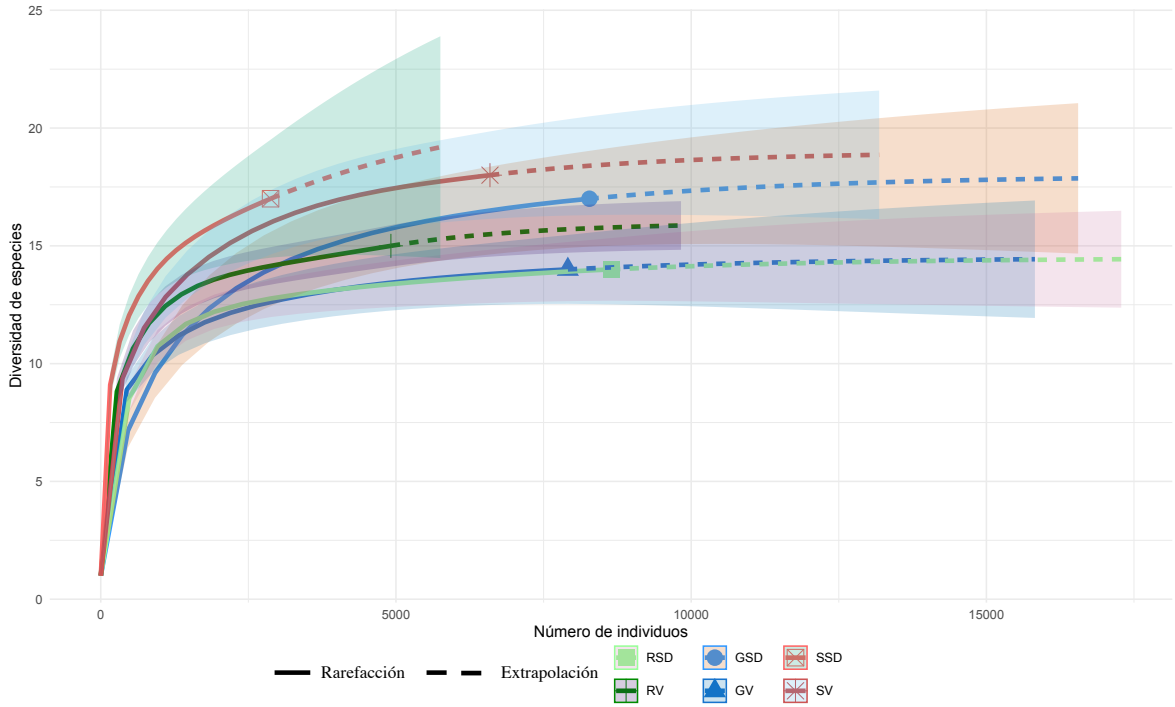

Figura 2.11: Curva de rarefacción para la diversidad de especies en la lluvia de semillas por tipo de uso del suelo por micrositio. Referencias: RSD: Ecosistema de referencia parche de suelo desnudo. RV: Ecosistema de referencia parche de vegetación. GSD: Gasoducto parche de suelo desnudo. GV: Gasoducto parche de vegetación. SSD: Sísmica parche de suelo desnudo. SV: Sísmica parche de vegetación.

2. 3. 5. Diversidad

Tanto en cobertura como en el banco de semillas germinable, la diversidad total (α más β) resultó ser mayor en el ecosistema de referencia, seguida por las líneas sísmicas y finalmente por los gasoductos. También, en ambos, se observó que el mayor contribuyente a la diversidad total fue la diversidad β (entre las parcelas). A diferencia de los anteriores, en la lluvia de semillas la diversidad total resultó ser mayor en las sísmicas, seguida por los gasoductos y por último por las referencias. Respecto a la partición de la diversidad, al contrario de las otras variables, en la lluvia de semillas el mayor aporte fue de la diversidad α (dentro de las parcelas) (Tabla 2.3).

.

	Cob			BSG			LdS		
	REF	GAS	SIS	REF	GAS	SIS	REF	GAS	SIS
α-diversidad	15,5 (1,3) a	10,7 (0,9) b	12,3 (1,1) ab	12,7 (1,4) a	9 (1,1) a	12,2 (0,9) a	11,5 (0,9) a	10,2 (0,7) a	11,7 (0,8) a
β-diversidad	16,5 (1,3) a	12,3 (0,9) b	16,7 (1,1) a	14,3 (1,4) a	15 (1,1) a	12,8 (0,9) a	4,5 (0,8) a	8,8 (0,7) b	9,3 (0,8) b

Tabla 2.3: Media y error estándar entre paréntesis de los componentes de la biodiversidad (α-diversidad y β-diversidad) de cobertura (Cob), banco de semillas germinable (BSG) y lluvia de semillas (LdS) para referencia (REF), gasoducto (GAS) y sísmica (SIS). Letras distintas indican diferencias significativas (p≤0,05). Las comparaciones se realizaron para cada componente de cada tipo de uso del suelo Cob, BSG y LdS.

En los sitios degradados la similitud de especies entre la comunidad vegetal establecida y el banco de semillas germinable fue alta; mientras que el ecosistema de referencia presentó una similitud menor. La similitud de especies entre la cobertura vegetal y la lluvia de semillas fue similar en todos los disturbios (Figura 2.12).

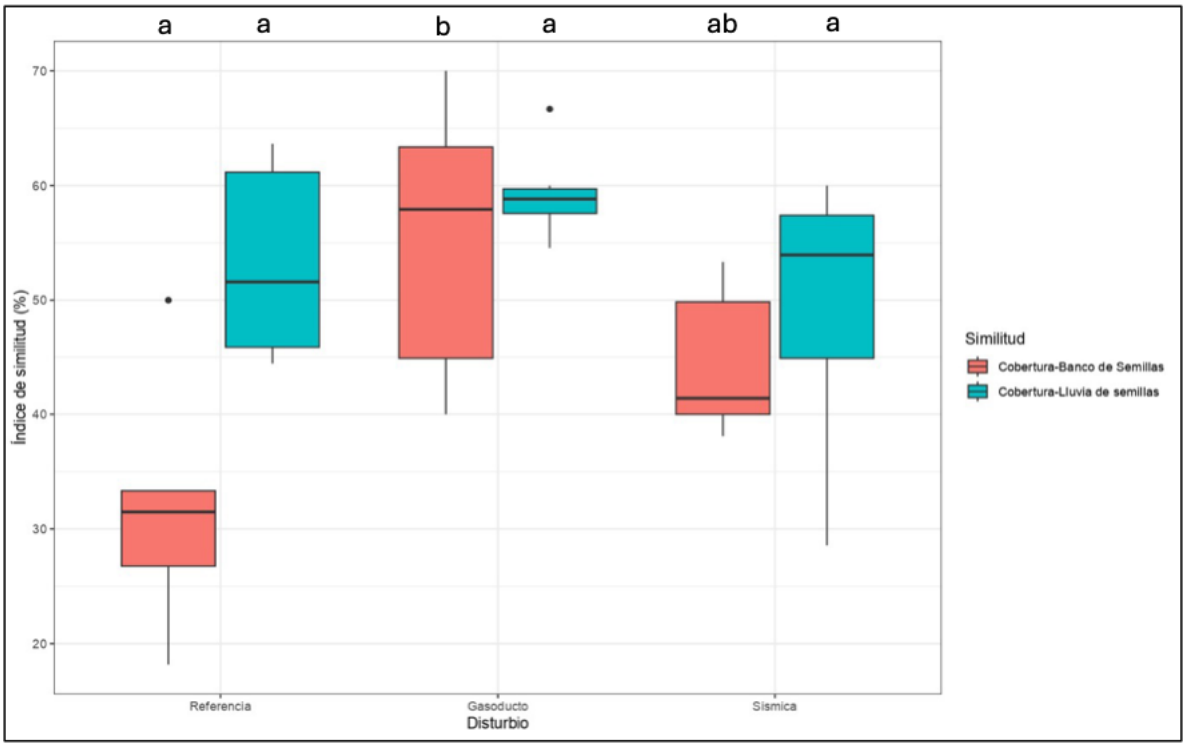

Figura 2.12: Diagrama de cajas para el índice de similitud (%) de la cobertura con el banco de semillas germinable y de la cobertura con la lluvia de semillas. Letras distintas indican diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo para cada similitud (p≤0,05).

2.4. Discusión

Los resultados muestran una clara diferencia en la cobertura y la diversidad de especies de la comunidad establecida, y la disponibilidad de semillas (lluvia y banco de semillas), entre los distintos tipos de uso del suelo. En relación a la primera predicción, se esperaba que la cobertura y la diversidad de la comunidad establecida sea menor en las áreas afectadas por la construcción de gasoductos, intermedia en áreas de prospección sísmica y mayor en el ecosistema de referencia. En contra de lo esperado, las áreas sometidas a prospección sísmica presentaron una cobertura mucho menor al ecosistema de referencia y a las áreas de construcción de gasoductos. Estos disturbios tienen una antigüedad que supera los 40 años, y aun así la recuperación no ha sido completa. Estos datos concuerdan con, por ejemplo, van Rensen y colaboradores (2015) quienes señalan que la recuperación tarda más de 50 años en líneas sísmicas. Los gasoductos presentaron una recuperación intermedia entre las referencias y las sísmicas si nos referimos a la cobertura. La disminución de cobertura en los gasoductos también fue citada en otros ecosistemas como humedales (Low, 2016) y estepa (Xiao et al., 2017).

Los cambios en la diversidad de la comunidad establecida resultaron parcialmente según lo esperado. Se esperaba que la diversidad de especies siga un patrón similar al de la cobertura vegetal, pero si bien fue mayor en el ecosistema de referencia y menor en los gasoductos, las líneas sísmicas fueron apenas menos diversos comparado a la comunidad de referencia. Además, las líneas sísmicas no presentaron diferencias en las diversidades α y β con el ecosistema de referencia. Por lo tanto, si bien el efecto de la construcción de gasoductos sobre la vegetación fue menor para la cobertura vegetal, representó una mayor pérdida de biodiversidad total. Según Mori y colaboradores (2018) uno puede ser consecuencia del otro, es decir, la pérdida de cobertura provocó la pérdida de biodiversidad. Mori y colaboradores (2018) también señalan que la declinación de biodiversidad beta induce a la homogenización de la comunidad, tal como sucede en los gasoductos. Esta declinación se da por la pérdida de especies endémicas tales como *Monttea aphylla*, *Boungavillea spinosa* y especies del género *Lycium*. Estos disturbios también muestran una reducción de la diversidad alpha, es decir que tal como citan Gilbert y colaboradores (2022), el número de especies no estaría determinada por la competencia sino por los disturbios antrópicos. Por el contrario, el efecto de las líneas

de prospección sísmica fue menor sobre la diversidad, siendo mayor el efecto cuantitativo sobre la cobertura vegetal.

Estos cambios de diversidad generaron cambios en la estructura de la comunidad vegetal. Los arbustos perennes se encontraron en mayor proporción en el ecosistema de referencia. *Pentaphorus glutinosus*, un arbusto representativo del ecosistema y comúnmente caracterizado como especies climax (Karlin et al., 2017) fue el de mayor cobertura en estos sitios. Los gasoductos presentaron una homogenización de la comunidad vegetal ya que la comunidad establecida estuvo representada casi exclusivamente por tres especies: *Schimus arabicus*, una herbácea anual exótica reconocida por su alto potencial invasor (Pucheta et al., 2011); *Grindelia chiloensis*, un subarbusto colonizador abundante en zonas perturbadas (González et al., 2013); y por último, *Larrea divaricata*, una especie clásicamente citada como climáxica que recientemente se la ha considerado colonizadora (González y Pérez, 2024). Estas dos últimas especies acumulan resinas en el suelo con incremento de la dureza e hidrofobicidad, y reducción de la infiltración de agua (Rajnoch et al., 2022). Por otro lado, en las líneas sísmicas, la mayor cobertura fue de *Gutierrezia* sp., un subarbusto perenne que habita lugares muy diversos incluso donde hay bajo contenido de materia orgánica y nitratos (Pérez et al., 2019; Solbrig, 1966). Este género suele crecer en solitario, posiblemente por los efectos alelopáticos de metabolitos secundarios (Roitman y James, 1985; Vilela et al., 2011). La homogeneización y los cambios en la estructura de la comunidad vegetal en las tierras secas luego de un disturbio han sido reportados por diversos autores, que se han focalizado en áreas disturbadas por pastoreo. En estos trabajos, los cambios en la estructura de la comunidad como consecuencia del pastoreo se han descripto como un proceso de "arbustización", es decir, el aumento de la cobertura de arbustos por sobre el resto de las bioformas (de Souza et al., 2022; Romero-Ovalle et al., 2024). Los resultados de este trabajo muestran un aumento de la cobertura de los subarbustos en respuesta a los disturbios hidrocarburíferos. La cobertura de hierbas perennes fue baja en todas las parcelas, posiblemente por la presión de pastoreo que sufre el sitio de estudio.

Respecto a la limitación de la cantidad de propágulos del banco de semillas para la regeneración natural del ecosistema (predicción 1.1), si bien la cantidad de semillas del banco fue menor en las áreas disturbadas en relación al ecosistema de referencia, no hubo diferencias entre los disturbios. Las diferencias en la cantidad de semillas del banco se

encontraron solo en los parches de vegetación. Las tierras secas se caracterizan por heterogeneidad espacial en el banco de semillas pero estos resultados no muestran dichas diferencias en el ecosistema de referencia. Lo que sí muestran es la importancia de los parches de vegetación como islas de fertilidad ya que su destrucción en los disturbios explicaría la pérdida de los bancos de semillas.

Por otra parte, de acuerdo a lo esperado, se encontró que la diversidad de especies en el banco de semillas germinable difirió entre los tipos de uso del suelo y fue menor en gasoductos. Al igual que en la diversidad de la comunidad establecida, hay un desplazamiento de especies arbustivas por subarbustivas en el banco de semillas luego de los disturbios por la actividad hidrocarburífera. Mientras en el ecosistema de referencia la mayor cantidad de semillas fueron de los arbustos *Atriplex lampa* y *Larrea* sp., en los gasoductos y sísmicas, dominaron los subarbustos *Gutierrezia* sp. y *Grindelia chiloensis*. Si bien, en los gasoductos también se encontraron semillas de *Larrea* sp., en las líneas sísmicas el banco de semillas de arbustos fue casi nulo. La dominancia de herbáceas anuales dentro del banco de semillas, tal como indica Zivec (2022), se observó en todos los tipos de uso del suelo. La especie anual más representada fue *Schismus arabicus* y la mayor cobertura vegetal de esta especie se encontró en los gasoductos posiblemente por sus características de potencial invasora.

La diversidad de especies del banco de semillas coincidió con la diversidad de especies de la comunidad establecida en los sitios disturbados, por lo que se corrobora la hipótesis 1. Esta alta similitud en los gasoductos indicaría que el banco de semillas de la comunidad original fue removido por los disturbios y reestablecida de acuerdo a la diversidad de especies oportunistas en la nueva comunidad, tal como mencionan Luzuriaga y colaboradores (2005). Una vez ocurrida la perturbación, estas especies se vuelven dominantes en la comunidad (Moore, 1980). Esto además explicaría la baja diversidad en los gasoductos de la cobertura vegetal y del banco de semillas germinable. Para las líneas sísmicas, posiblemente, la comunidad establecida sea un remanente de la comunidad previa al disturbio. Esa misma comunidad es la contribuye al banco de semillas actual. Pero lo que no estaría favorecido en las líneas sísmicas es el establecimiento de nuevos ejemplares ya que la cobertura vegetal es mucho menor al ecosistema de referencia. Sumado a ello, si bien la diversidad de las sísmicas es alta, la mayor cobertura responde a subarbustos. Por ende, en estos disturbios, la

regeneración natural podría estar limitada por factores abióticos modificados por la perturbación.

Respecto a la lluvia de semillas, la hipótesis 1 proponía que la misma no sería un factor biótico limitante para la regeneración natural del ecosistema, y no se esperaba encontrar diferencias en la cantidad y diversidad de especies en la lluvia de semillas entre sitios disturbados y el ecosistema de referencia. Sin embargo, en contra de lo esperado, la disponibilidad (cantidad) de semillas de la lluvia de semillas podría ser un factor limitante de la regeneración natural del ecosistema, ya que fue menor en los disturbios, siendo menor en los parches de vegetación de las áreas afectadas por la construcción de gasoductos. En este mismo disturbio, por el contrario, en los parches de suelo desnudo la disponibilidad de semillas de la lluvia de semillas fue mayor que en las líneas sísmicas. En cuanto a la diversidad de especies presentes en la lluvia de semillas, este factor también difirió de las predicciones ya que fue mayor en las líneas sísmicas respecto al ecosistema de referencia y a los gasoductos. Esto podría atribuirse a que las áreas sísmicas carecen de obstáculos que favorece una mayor velocidad de dispersión (Roberts et al., 2018). En todos los disturbios se encontraron semillas de la herbácea perenne *Pappostipa* sp. Sorprende que dicha especie no se encontró ni en el banco de semillas germinable ni en la cobertura vegetal, posiblemente por pastoreo y depredación. En las líneas sísmicas se halló una gran cantidad del subarbusto *Junellia crithmifolia*. Aunque *Junellia crithmifolia* no está citada como una especie característica de los sitios disturbados, en otro sitio del Monte Austral se ha encontrado una mayor cobertura vegetal de *Junellia seriphioides* en sitios con presión por pastoreo medio y/o alto (Bisigato y Bertiller, 1997). Al igual que en el banco de semillas germinables las especies de subarbusto *Grindelia chiloensis* y *Gutierrezia* sp., toman relevancia en la lluvia de semillas de los gasoductos y sísmicas por su abundancia alta. Por último, los gasoductos presentaron una gran lluvia de semillas del arbusto *Senna aphylla*, mientras que en las líneas sísmicas *Atriplex lampa* fue la especie más representada en la lluvia de semillas. Ambas especies se encontraron poco representadas en sus respectivos bancos de semillas, por lo que los disturbios no favorecerían la retención de los propágulos. Por otro lado, la similitud entre la diversidad de especies de la comunidad establecida y la lluvia de semillas suponía diferencias entre los tipos de uso del suelo. En contra de la predicción, la similitud fue alta para todos los tipos de uso del suelo. Por lo tanto, aunque los antecedentes indican que en las

zonas afectadas por disturbios lineales las fuentes de propágulos se encuentran próximas a las áreas disturbadas dado su configuración espacial lineal, estos resultados muestran que la lluvia de semillas proviene principalmente de plantas de su propia comunidad establecida. Estos resultados concuerdan con que la dispersión en los ecosistemas áridos se caracteriza por ser de corta distancia, también llamado proxicoria (Pueyo et al., 2008).

Con todos estos resultados, debería de favorecerse el aumento del banco de semillas del suelo para ambos disturbios. El principal método para ello ha sido la siembra directa quien ha tomado protagonismo los últimos años, especialmente en las zonas áridas de Argentina (Pérez et al., 2019). Pero en el caso de las líneas sísmicas resulta fundamental el estudio de los factores abióticos en caso de que sean una de las limitantes por las cuales impide la regeneración natural.

2.5. Conclusión

Los resultados de este capítulo muestran que los disturbios lineales asociados a la extracción hidrocarburífera difieren en la cantidad y diversidad de especie, y en la cantidad y diversidad del banco de semillas germinable respecto al ecosistema de referencia. Por lo tanto, efectivamente el banco de semillas ha sido removido y modificado durante la perturbación. En las líneas sísmicas la pérdida ha sido mayor en cobertura vegetal mientras que en los gasoductos ha sido en diversidad de especies. Aunque los gasoductos y líneas sísmicas refieren a disturbios lineales, la lluvia de semillas proviene de la misma comunidad establecida, y en menor cantidad, especialmente en los gasoductos. Es decir, el ecosistema de referencia no estaría aportando semillas a los disturbios. Sería importante evaluar métodos de restauración que permitan la incorporación de semillas al banco y la evaluación de las propiedades físicas y químicas que pudieran interferir en la regeneración natural.

Capítulo 3 Impacto de la actividad hidrocarburífera sobre las propiedades del suelo en el Monte Austral Neuquino

3.1. Introducción

La limitante principal para la regeneración es la escasez de agua ya que esta es una limitante natural de las tierras secas (Yirdaw et al., 2017). Dado que el agua determina la emergencia, el establecimiento y el crecimiento de la vegetación (Muñoz-Rojas et al., 2016), la regeneración natural de los ecosistemas dependen en gran medida del agua que se encuentre disponible en el suelo proveniente de las precipitaciones (Austin et al., 2004). En la región del Monte, hay varios trabajos que muestran el efecto del agua del suelo sobre la regeneración del ecosistema luego de un disturbio. Chartier y colaboradores (2011; 2013) encontraron que el pastoreo disminuye la tasa de infiltración de agua desfavoreciendo la recuperación de la comunidad vegetal. Pero por otro lado, Rodríguez Araujo (2021) encontró que la baja infiltración de agua no es la única limitante en las explanadas petroleras. Por ejemplo, la temperatura es otra de las limitantes abióticas de la regeneración natural ya que exacerba los efectos de baja humedad por aumento de las tasas de evaporación y causar estrés (Houston, 2006).

La textura del suelo y el contenido de sales también afectan a la regeneración natural (Day et al., 2015). La variabilidad de la textura afecta la capacidad de retención de agua (Haight et al., 2019) modificando el agua disponible para las plantas (Radcliffe y Simunek, 2010). Además, los suelos de tierras secas son escasos en nutrientes (Jiao et al., 2016) y pueden reducirse e impedir una regeneración natural exitosa luego de un disturbio (Allen, 2019). La pérdida de nutrientes puede darse por la destrucción de las islas de fertilidad, rompiendo con la estabilidad del sistema (Ridolfi et al., 2008). Al romper la estabilidad del sistema, los ecosistemas de las tierras secas no solo pierden su poder de regeneración natural, sino que también, reducen su capacidad de proporcionar servicios ecosistémicos, tales como el mantenimiento de la fertilidad del suelo y el secuestro de carbono (Maestre et al., 2016). Por otro lado, las características abióticas del suelo determinan la existencia de sitios seguros o "safe sites" (Harper, 1977) que también favorecen el reclutamiento natural. Estos sitios proporcionan elementos esenciales, pero también minimizan los peligros para optimizar el crecimiento y establecimiento individual (Grubb, 1977).

Aunque algunas propiedades físicas y químicas alteradas por la actividad hidrocarburífera han sido estudiadas en otras regiones del mundo (Avirmed et al., 2014; O´Brien et al., 2017;

Rowell y Florence, 1993) no existen estudios suficientes en nuestro país. Además, muchos de dichos estudios se han focalizado en la pérdida, o no, de dichas propiedades en caso de contaminación directa con hidrocarburos. En el Monte Austral se conoce la creciente desertificación (Mazzonia y Vázquez, 2009) y actividad hidrocarburífera (Abarzua y Nicolo, 2018), pero poco se ha considerado a esta última como agente actuante de la primera (Villagra et al., 2009). La actividad hidrocarburífera genera degradación resultado de la remoción de la vegetación y compactación del suelo por los emplazamientos petroleros, caminos y conductos de acceso (Mazzonia y Vázquez, 2009). Esta degradación podría ser uno de los desencadenantes de la desertificación. En la exploración de hidrocarburos, las líneas de prospección sísmicas se realizan con grandes camiones vibradores. Aunque no existen antecedentes específicos de camiones vibradores, se sabe que las vibraciones pueden provocar el reordenamiento de las partículas del suelo (Romero-Ruiz et al., 2020). Además, el paso del camión genera compactación y por consiguiente pérdida de contenido de agua, cambios en el ciclo de carbono y aumento de tasas de mineralización (Davidson et al., 2020). Por otra parte, el transporte de los hidrocarburos a través de oleoductos y gasoductos genera la remoción de la vegetación en su construcción. Si bien no hay antecedentes concretos más allá de las alteraciones de parches (Naeth et al., 2020), se puede suponer que la remoción de vegetación y alteración del suelo provoca alteración en la estructura de las islas de fertilidad.

De acuerdo a los antecedentes, el **objetivo** del presente capítulo es evaluar el efecto de los disturbios lineales ocasionados por la actividad hidrocarburífera (Gasoducto y Sísmico) sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, comparadas con las del suelo del ecosistemas de referencia.

Dado que los disturbios relacionados a la construcción de gasoductos implican la decapitación, remoción y mezcla de los horizontes del suelo; mientras que, las áreas sometidas a disturbios por la prospección de líneas sísmicas implica el raspado y compactación de la superficie del suelo por el paso del camión vibrador, se plantean las siguientes hipótesis:

Hipótesis 2: La alteración de las propiedades físicas y químicas del suelo como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera depende del tipo de uso del suelo (construcción de gasoducto o prospección sísmica).

Predicción 2.1: Los suelos afectados por la prospección sísmica presentaran una mayor compactación y una menor infiltración que los suelos del ecosistema de referencia, mientras que los suelos afectados por la construcción de gasoductos presentarán valores intermedios de estas variables y tendrán una mayor rugosidad.

Predicción 2.2: Debido a la pérdida de la cobertura vegetal, los suelos afectados por ambos disturbios (gasoducto y sismica) presentarán mayor temperatura, pH y salinidad, en relación al suelo del ecosistema de referencia.

Predicción 2.3: Tanto los suelos afectados por la construcción de gasoductos como por la prospección sísmica presentarán un menor contenido de carbono orgánico y nitrógeno y menor humedad, que el ecosistema de referencia debido al impacto de estos disturbio lineales sobre la estructura de la vegetación (parches).

Hipótesis 3: Las diferencias en la composición de la comunidad de especies vegetales establecida en áreas con distinto tipos de uso de suelo están asociadas a las diferencias en las propiedades del suelo

Predicción 3.1: La comunidad vegetal de los disturbios estará compuesta por especies subarbustivas ruderales asociadas a propiedades del suelo modificadas por los disturbios (mayor contenido de arena, menor contenido de carbono orgánico, mayor salinidad y pH y menor contenido de agua en el suelo).

3.2. Materiales y métodos

En las mismas parcelas descriptas en el Capítulo II (6 ubicadas en gasoductos, 6 en líneas de prospección sísmica y 6 en ecosistema de referencia), se midieron las propiedades del suelo descriptas a continuación.

3. 2. 1. Propiedades físicas del suelo

a. Rugosidad

En octubre de 2016 se evaluó la rugosidad mediante el método de la cadena (Jester y Klik, 2005). El mismo consiste en colocar en línea sobre la superficie del suelo una cadena de longitud conocida (1 metro en este caso) copiando las irregularidades de la superficie. Posteriormente se mide la distancia aparente entre los extremos de la cadena. La rugosidad se expresó como la diferencia entre el largo real de la cadena y la distancia aparente. Se realizaron cinco muestreos al azar de rugosidad por parcela. Dichos muestreos podrían caer en parches de suelo desnudo, parches de vegetación o ambos.

b. Resistencia a la penetrancia

La compactación del suelo se midió por medio de la resistencia a la penetrancia, con el uso de un penetrómetro de golpes (Modelo INTA Villegas). Se tomaron datos de compactación en 5 repeticiones por cada micrositio: suelo desnudo y bajo arbusto. Se contabilizó la cantidad de golpes necesarios para que el penetrómetro se entierre cada 5 cm hasta 20 cm, en caso de que sea posible (es decir, se contabilizó la cantidad de golpes acumulados a los 5 cm, 10 cm, 15 cm y 20 cm). La resistencia a la penetrancia se calculó como el número de impactos por la constante del penetrómetro, en este caso 2,5 Kg/cm^2.

c. Infiltración

Para medir infiltración se utilizó un infiltrómetro de tensión Mini Disk (Decagon Devices, Inc.). El infiltrómetro consta de dos cámaras con agua. La cámara superior regula la aspiración y la cámara inferior contiene el agua que infiltra en el suelo. Al regular la cámara superior, se logra medir la conductividad hidráulica. Posteriormente se estima la infiltración a partir de la conductividad hidráulica acumulada en el tiempo según Zhang (1997). Se realizaron 3 mediciones en cada micrositio de cada parcela.

d. Humedad edáfica

En Enero y Abril de 2018 se midió la humedad del suelo mediante sonda TDR 300 Spectrum Technology. Se realizaron 3 mediciones en cada micrositio por parcela a 3 profundidades: 3,8 cm, 7,6 cm y 20 cm.

e. Temperatura edáfica superficial

La temperatura edáfica superficial se midió usando registradores de datos de temperatura (iBUTTON, Termochron). Por parcela, se colocó un registrador por micrositio. Se registró la temperatura cada 3 horas durante 29 días. Las mediciones se hicieron entre los meses de Abril y Agosto de 2016. Dado que no se disponía de tantos Data Loggers como parcelas*micrositios, no todas las parcelas fueron medidas en el mismo momento. Para eliminar el efecto de la fecha de medición, a la temperatura promedio de cada logger de cada día se le restó el promedio de todos los loggers de ese día. De este modo se obtuvo para cada combinación de parcela y micrositio la diferencia de temperatura media con respecto a la media de todos los loggers de esa fecha. Finalmente se promediaron todas las diferencias diarias de cada combinación de parcela y micrositio obteniendo un único valor.

Pretratamiento de muestras para textura, salinidad, pH, nitrógeno y carbono orgánico.

Durante Agosto de 2016 se tomaron 3 muestras de suelo con tubos de PVC de 10 cm de diámetro y 4 cm de profundidad por micrositio por parcela, es decir se tomaron un total de 108 muestras.

Todas las muestras fueron pre-procesadas secándose al aire o, de ser necesario, en estufa a 150 grados por 24 horas. Posteriormente el suelo se tamizó a través de un tamiz de malla de 2 mm y se separó el suelo, descartándose las gravas y la hojarasca. Para textura, salinidad y pH, se tomaron 500 g de suelo menor a 2 mm y se homogenizaron en una muestra compuesta por micrositio por parcela.

f. Textura

Se estimó la textura por tamizado y determinación densimétrica según Bouyoucos (1936), usando los límites de fracciones según USDA (Klute, 1986). Posteriormente se construyeron triángulos de textura según USDA utilizando el paquete de R ggplot2.

g. Salinidad y pH

Se realizaron extractos de saturación (Allison y Richards, 1962). La salinidad se midió con el método de Richards (1962) mientras que para pH se utilizó un pHMetro (Marca ORION, Modelo 720[a]).

3. 2. 2. Propiedades químicas del suelo

h. Carbono orgánico y nitrógeno total

Para estimar el contenido de carbono orgánico y nitrógeno total parte del suelo fue tamizado a través de un tamiz de malla de 500 μm. Posteriormente se tomaron 50 g de las 3 muestras pertenecientes al mismo micrositio y misma parcela, y se las combinó en una única muestra compuesta. Es decir, se contó con un total de 36 muestras de suelo menor a 500 μm.

La determinación de carbono orgánico se realizó de acuerdo al método de Walkey y Black (IRAM/SAGyP 29571-3:2016), y la de nitrógeno mediante el método de Kjeldahl (IRAM/SAGyP 29572:2018)

3. 2. 3. Análisis estadístico

La diferencia en la rugosidad entre disturbios se evaluó con un modelo lineal generalizado mixto (GLMM), con distribución normal, tipo de uso del suelo como efecto fijo y parcela como efecto aleatorio.

Las diferencias en la resistencia a la penetrancia, compactación, capacidad de infiltración y humedad edáfica se pusieron a prueba por medio de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Para ello, primero se ponderaron los valores por la cobertura del micrositio que correspondía. Los modelos se realizaron con distribución normal, tipo de uso del suelo y micrositio como efectos fijos y parcela como efecto aleatorio. En el caso de humedad edáfica se realizó un modelo por cada profundidad y estación.

Para el resto de las propiedades del suelo (Temperatura edáfica, textura, conductividad eléctrica, pH, porcentaje de carbono orgánico y porcentaje de nitrógeno total), se realizaron modelos lineales generalizados (GLM). Los valores de temperatura edáfica, carbono orgánico y nitrógeno total fueron ponderados por la cobertura de cada micrositio. Todos los modelos tuvieron distribución normal y tipo de uso del suelo y micrositio como efectos fijos. Posterior a los análisis lineales generalizados se realizaron pruebas de constrastes de Tukey a posteriori. Además se realizaron triángulos de textura con la extensión ggtern del paquete ggplot2. Todos los análisis estadísticos junto con la construcción de los triángulos de textura se realizaron con el programa R (R Core Team, 2024).

3.2.4. Análisis de redundancia

Con el objetivo de identificar las variables ambientales que se asocian a la distribución de especies se realizó un análisis de redundancia (RDA). Para ello se utilizó la matriz de cobertura por especies por parcela como variables dependientes y la matriz de variables ambientales como variables independientes. Excepto rugosidad, en la matriz de variables ambientales se utilizaron los valores ponderados por la cobertura de los micrositios por lo que se obtuvo un valor único por parcela. Las variables ambientales seleccionadas se eligieron usando la función ordistep del paquete Vegan. Se comprobó la no colinealidad con el factor de inflación de varianza (conocido como VIFs, por sus siglas en inglés) (Chatterjee y Price, 1991). Se graficó a las diez especies más correlacionadas con los ejes del RDA. Todos los análisis fueron realizados en R (R Core Team, 2024).

3.3. Resultados

3.3.1. Propiedades físicas del suelo

a. Rugosidad

La rugosidad difirió entre los disturbios, siendo mayor en las sísmicas que en los gasoductos (Figura 3.1).

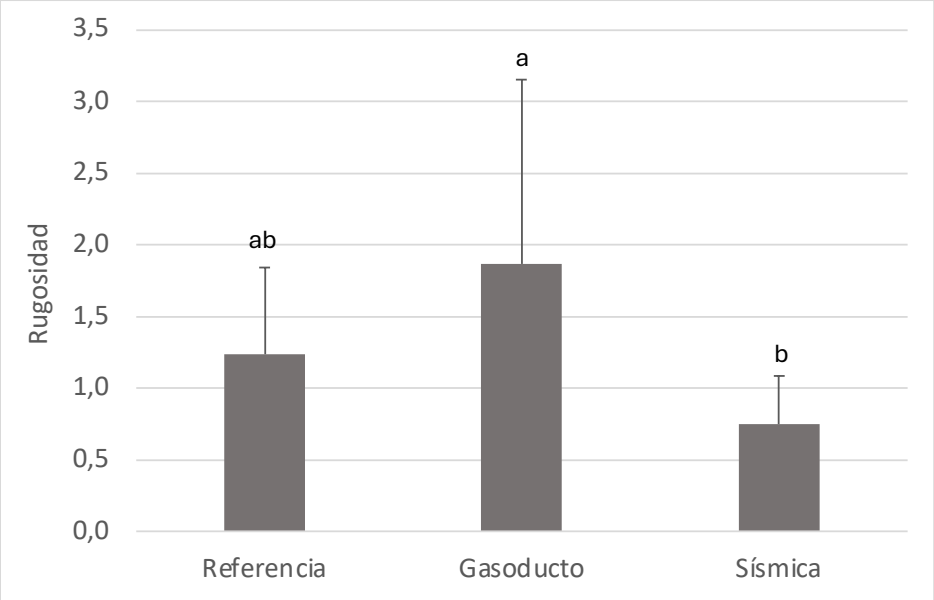

Figura 3.1: Media y desvío estándar de la rugosidad para cada tipo de uso del suelo. Medias con una letra común no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

b. Resistencia a la penetrancia

La interacción entre micrositios y usos del suelo resultó ser significativa (Tabla 6.4). Para la resistencia acumulada a los 5 y 10 cm se encontró diferencias entre los micrositios siendo menor en los parches de vegetación. Al evaluar las diferencias entre los tipos de uso de suelo por micrositio se encontró que, en los parches de suelo desnudo las líneas sísmicas presentaron mayor resistencia a la penetrancia con respecto a los otros disturbios en las dos profundidades (Figura 3.2 y Figura 3.3). Para el resto de las profundidades también puede notarse una tendencia de mayor resistencia acumulada en los parches de suelo desnudo de las líneas sísmicas (Figura 6.1). Incluso, en varias ocasiones no pudo completarse la medición en las líneas sísmicas debido al rebote del penetrómetro en el suelo. Por el contrario, en los parches de vegetación no se encontraron diferencias entre los tipos de uso de suelo (Figura 3.2 y Figura 3.3).

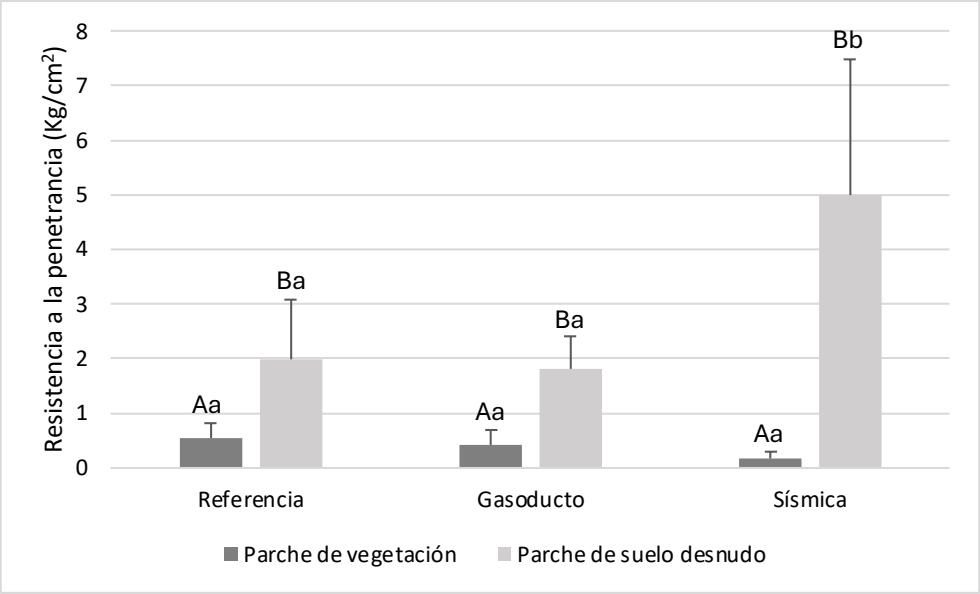

Figura 3.2: Media y desvío estándar de la resistencia a la penetrancia (Kg/cm²) a los 5 cm de profundidad para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común mayúscula para un mismo tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto o sísmica) no son estadísticamente diferentes (p>0,05). Medias con una letra común minúscula para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

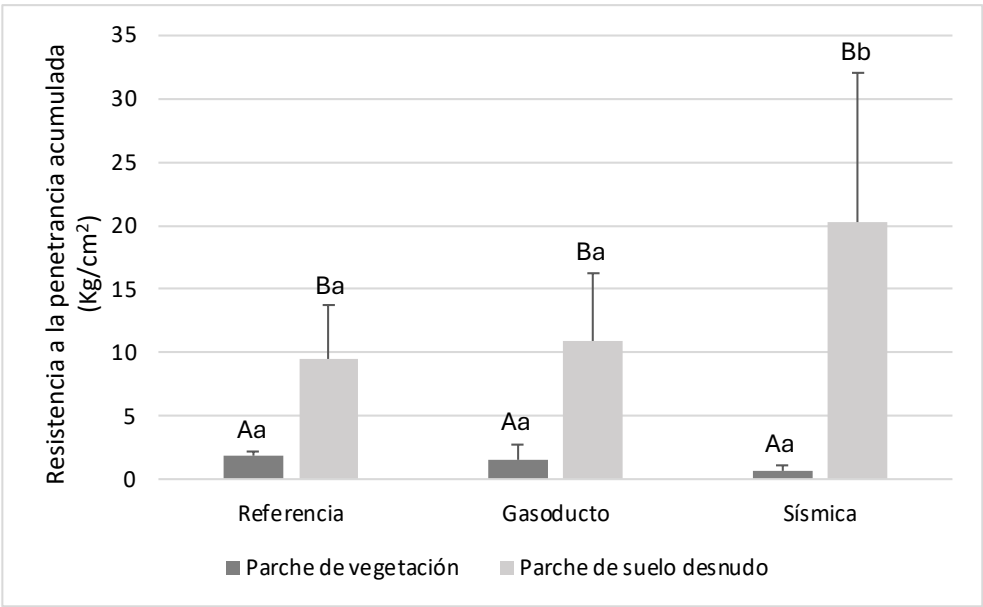

Figura 3.3: Media y desvío estándar de la resistencia a la penetrancia acumulada (Kg/cm²) a los 10 cm de profundidad para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común mayúscula para un mismo tipo de uso de suelo (referencia, gasoducto o sísmica) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

Medias con una letra común minúscula para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

c. Infiltración

La infiltración resultó no ser distinta significativamente entre los tipos uso del suelo pero sí entre los micrositios (Tabla 6.4), siendo mayor en los parches de suelo desnudo que en los parches de vegetación (Figura 3.4).

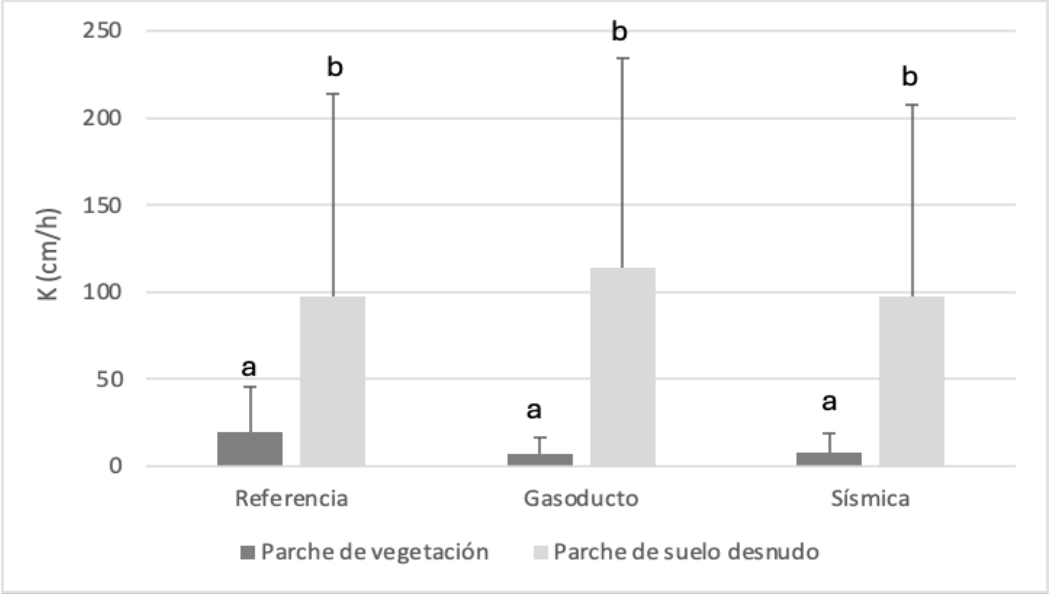

Figura 3.4: Media y desvío estándar de la conductividad hidráulica (K (cm/h)) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

d. Humedad del suelo

En verano y otoño se encontraron diferencias significativas de la humedad del suelo entre los micrositios, siendo mayor en los parches de suelo desnudo que en los parches de vegetación (Tabla 6.4). En ambas estaciones, en el suelo superficial de los parches de suelo desnudo la humedad del suelo fue menor en las referencias que en los gasoductos y sísmicas. Por el contrario, en los parches de vegetación a esa misma profundidad la humedad edáfica fue mayor en las referencias. A profundidades 7,6 cm solo se encontraron diferencias en el verano siendo mayor en las los parches de suelo desnudo de las sísmicas. A los 20 cm no se encontraron diferencias para ningún tipo de uso del suelo en ninguna de las dos mediciones (Figura 3.5 y Figura 3.6).

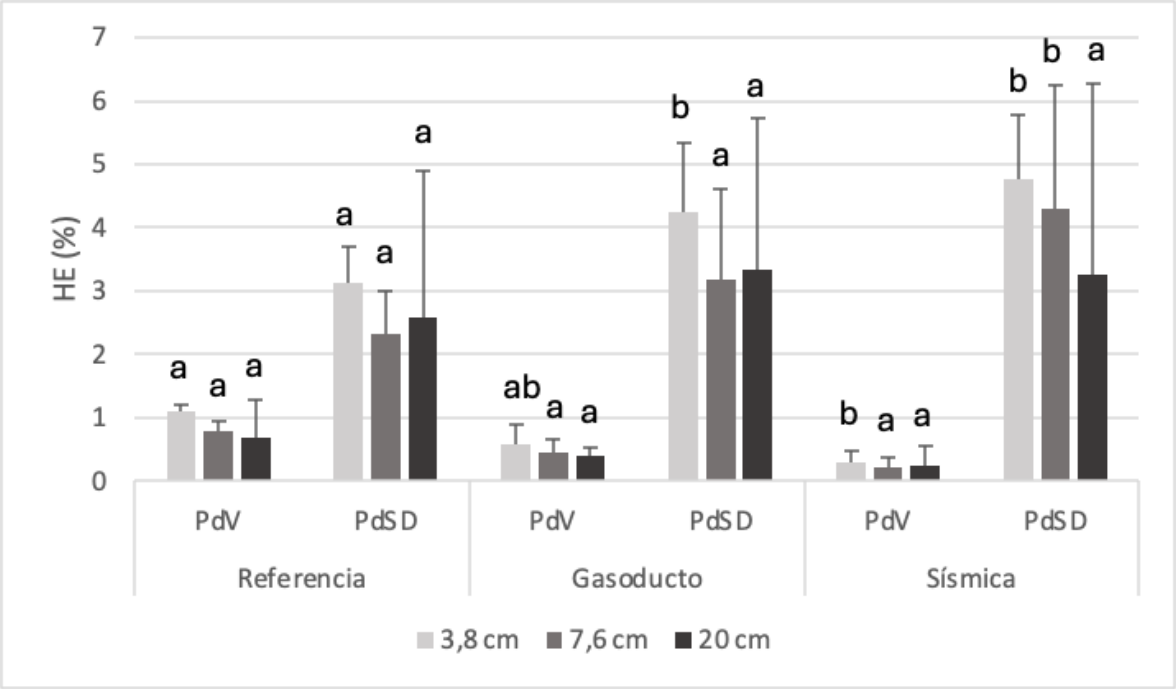

Figura 3.5: Media y desvío estándar del porcentaje de humedad edáfica (HE (%)) para cada tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto y sísmica) en verano de 2018 a 3 profundidades del suelo (3,8 cm; 7,6 cm y 20 cm). PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

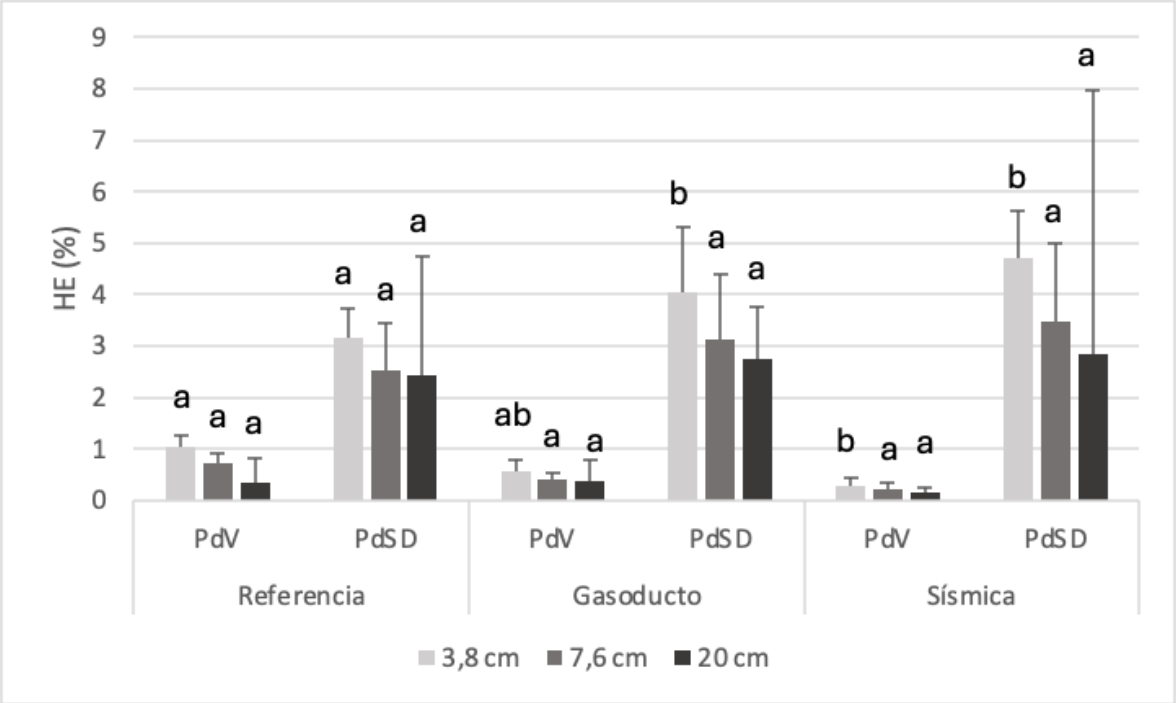

Figura 3.6: Media y desvío estándar del porcentaje de humedad edáfica (HE (%)) para cada tipo de uso del suelo (referencia, gasoducto y sísmica) en otoño de 2018 a 3 profundidades del suelo (3,8 cm; 7,6 cm y 20 cm). PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. Medias con una letra común para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

e. Temperatura edáfica

La temperatura edáfica no resultó ser distinta entre los tipos de uso del suelo (Figura 3.7).

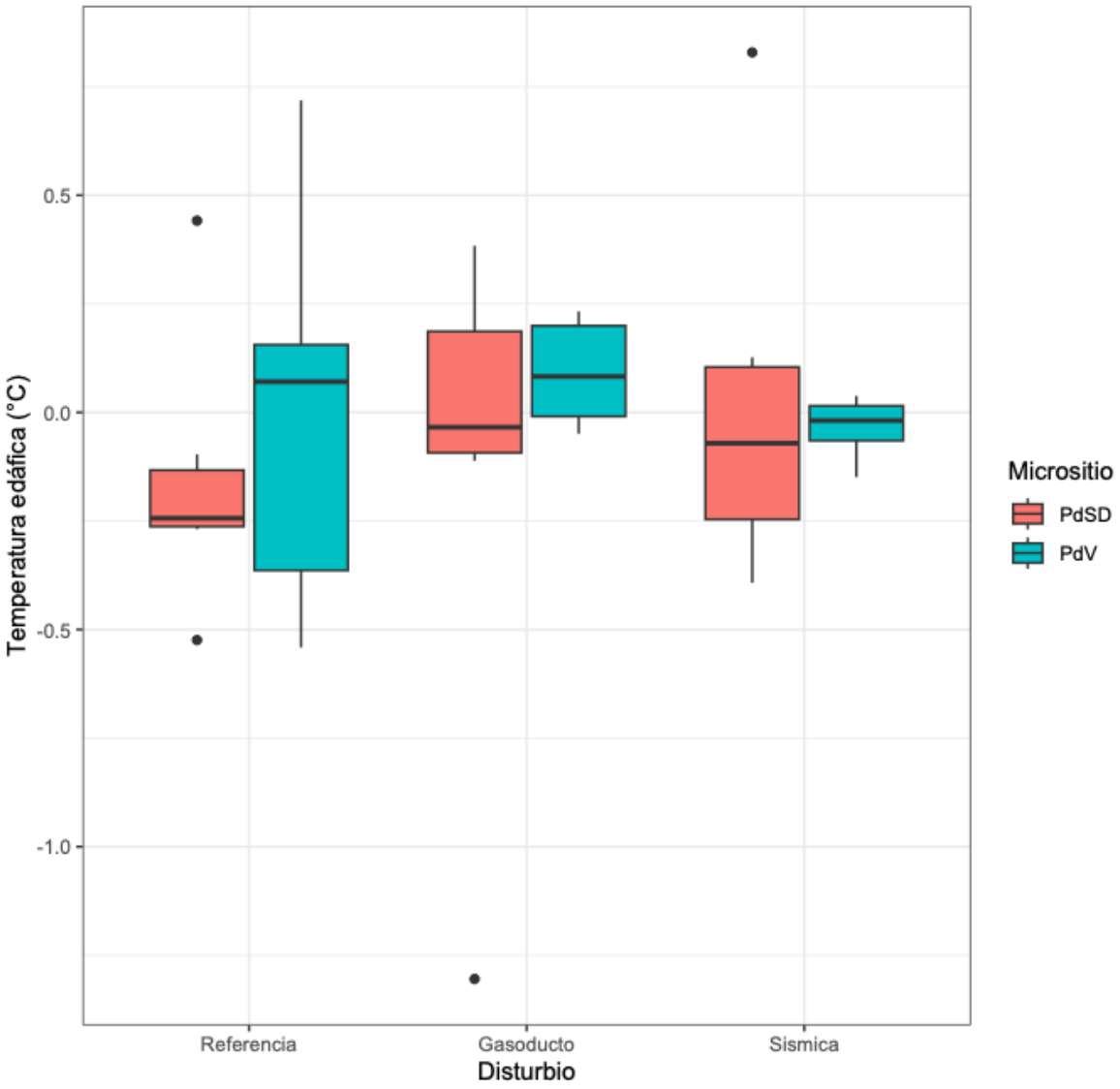

Figura 3.7: Diagrama de cajas de la temperatura edáfica (TE) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. PdV: Parche de vegetación. PdSD: Parche de suelo desnudo. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05).

f. Textura

La textura no resultó ser diferente entre los distintos uso del suelo (Tabla 6.4). La mayoría de las muestras fueron arenosas, aunque puede verse una tendencia de mayor porcentaje de arena en las referencias y parches de vegetación (Figura 3.8).

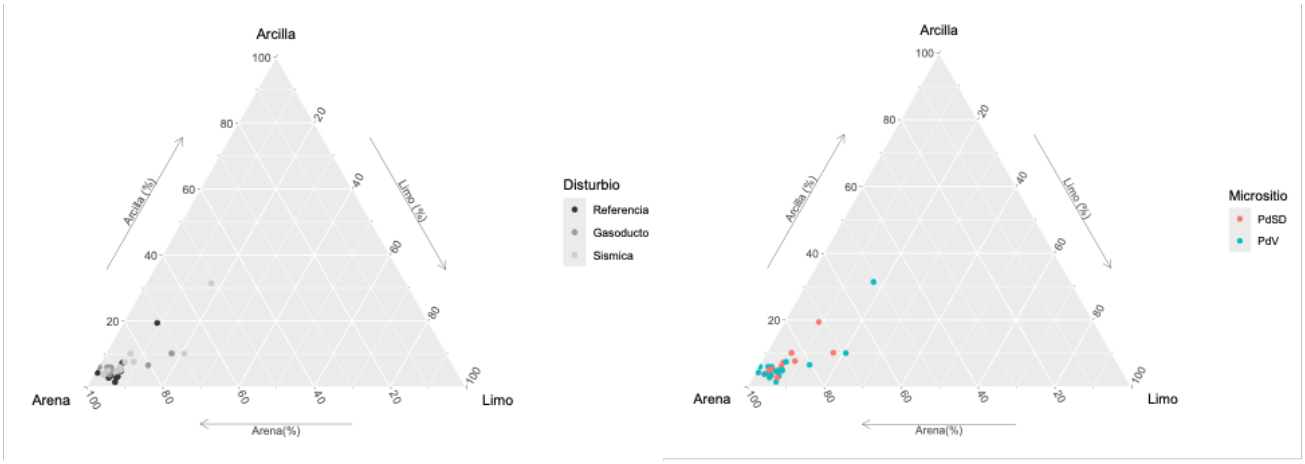

Figura 3.8: Triángulos de textura según USDA por tipo de uso del suelo (izquierda) y por micrositio (derecha). PdSD: Parche de suelo desnudo. PdV: Parche de vegetación.

g. Salinidad y pH

La salinidad no fue significativamente distinta entre los tipos de uso del suelo ni entre los micrositios (Figura 3.9). El suelo de todas las parcelas resultó moderadamente alcalino. Para el pH no se encontraron diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo pero si entre los micrositios (Tabla 6.4). Esta diferencia se encontró solo entre los parches de suelo desnudo y vegetación en las líneas sísmicas (Figura 3.10).

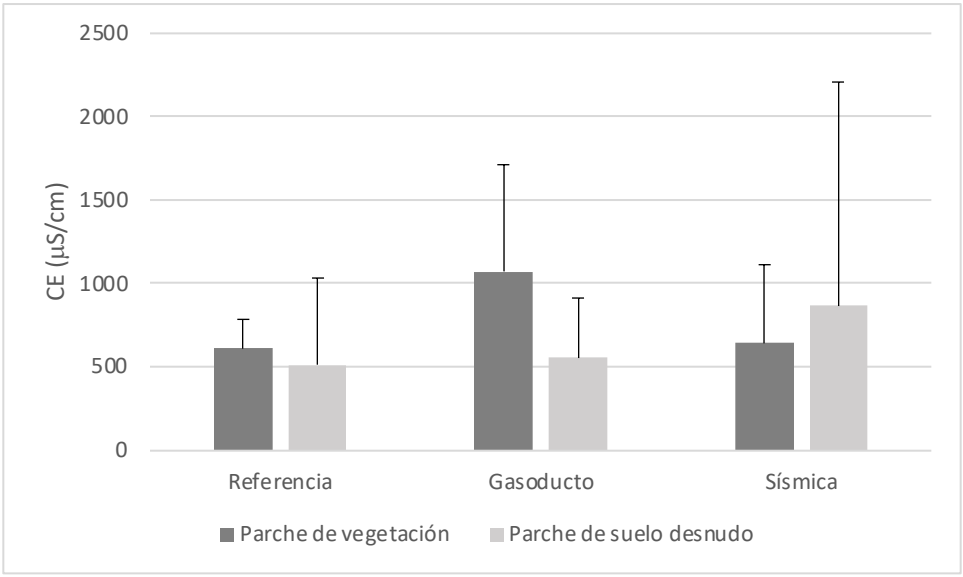

Figura 3.9: Media y desvío estándar de la conductividad eléctrica (CE (µS/cm)) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05).

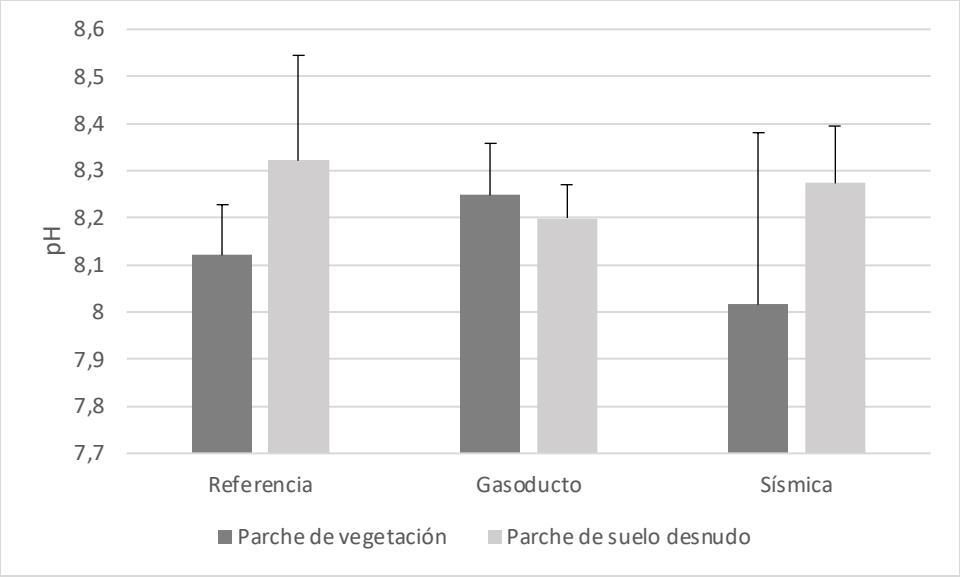

Figura 3.10: Media y desvío estándar del pH para cada tipo de uso del suelo por micrositio. No se encontraron diferencias significativas entre los tipos de uso del suelo (p>0,05).

3. 3. 2. Propiedades químicas del suelo

a. Carbono orgánico total y nitrógeno total

Tanto en carbono orgánico total como en nitrógeno total la interacción entre el tipo de uso del suelo y los micrositios resultó ser significativa (Tabla 6.4). El porcentaje de carbono orgánico entre los micrositios fue distinto para todos los disturbios: en las referencias los parches de vegetación presentaron más carbono orgánico mientras que en los disturbios fueron los parches de suelo desnudo los que tuvieron mayor carbono orgánico en relación a los parches de vegetación. Las diferencias entre los micrositios en el nitrógeno total se encontró en los gasoductos y sísmicas con un mayor porcentaje en los parches de suelo desnudo. Las diferencias entre los tipos de uso del suelo en el carbono orgánico total se encontró en los parches de vegetación, siendo mayor en las referencias respecto a los gasoductos y líneas sísmicas. En cambio en el porcentaje de nitrógeno total las diferencias entre los tipos de uso del suelo se encontró para ambos micrositios. En los parches de vegetación, el nitrógeno fue mayor en las áreas de referencia respecto a los gasoductos y las líneas sísmicas. Por el contrario, en el suelo desnudo el patrón fue inverso ya que se encontró

un porcentaje mayor de nitrógeno en las líneas sísmicas y gasoductos que en el ecosistema de referencia (Figura 3.11 y Figura 3.12).

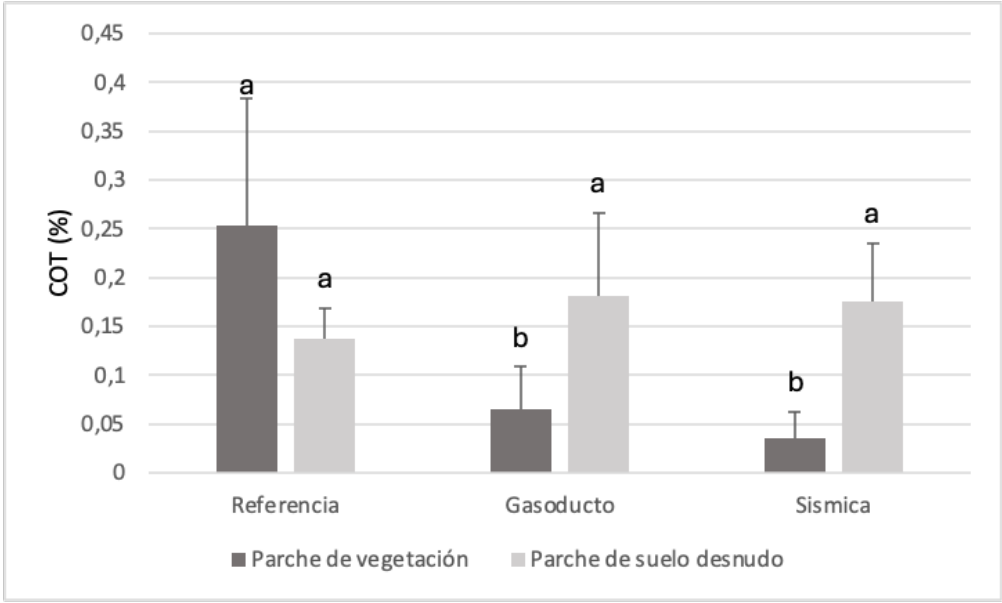

Figura 3.11: Media y desvío estándar del porcentaje de carbono orgánico total (COT) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común entre tipos de uso del suelo para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

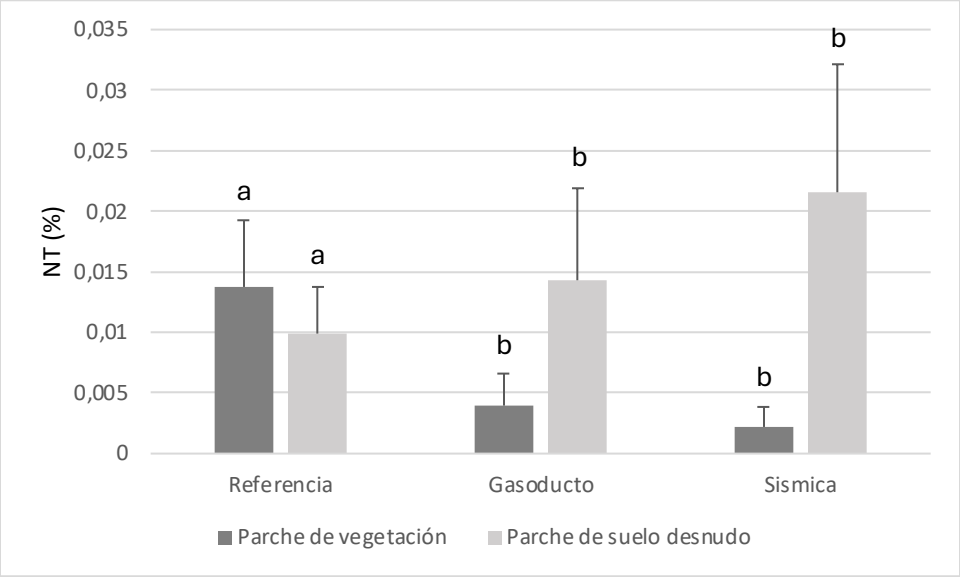

Figura 3.12: Media y desvío estándar para el porcentaje de nitrógeno total (NT) para cada tipo de uso del suelo por micrositio. Medias con una letra común entre tipos de uso del suelo para un mismo micrositio (parche de vegetación o parche de suelo desnudo) no son estadísticamente diferentes (p>0,05).

3. 3. 3. Análisis de redundancia

La variabilidad explicada por el modelo fue del 34% (F= 1,73; p=0,021). La variabilidad de la distribución de especies en áreas afectadas por distinto tipo de uso del suelo estuvo explicada por el carbono orgánico total, la resistencia a la penetrancia a los 5 cm, el pH y el porcentaje de arena. Puedo observarse que las especies dominantes en las líneas sísmicas (*Gutierrezia* sp. y *Larrea cuneifolia*), estuvieron asociadas a suelos compactados (mayor R5) y básicos (alto pH). En los gasoductos las especies dominantes de la comunidad, *Grindelia chiloensis* y *Schismus arabicus*, se asociaron a suelos con una textura más arenosa y menos compactación (menor R5). Por último, en el ecosistema de referencia la diversidad de especies no mostraron una asociación clara con las propiedades del suelo (Figura 3.13).

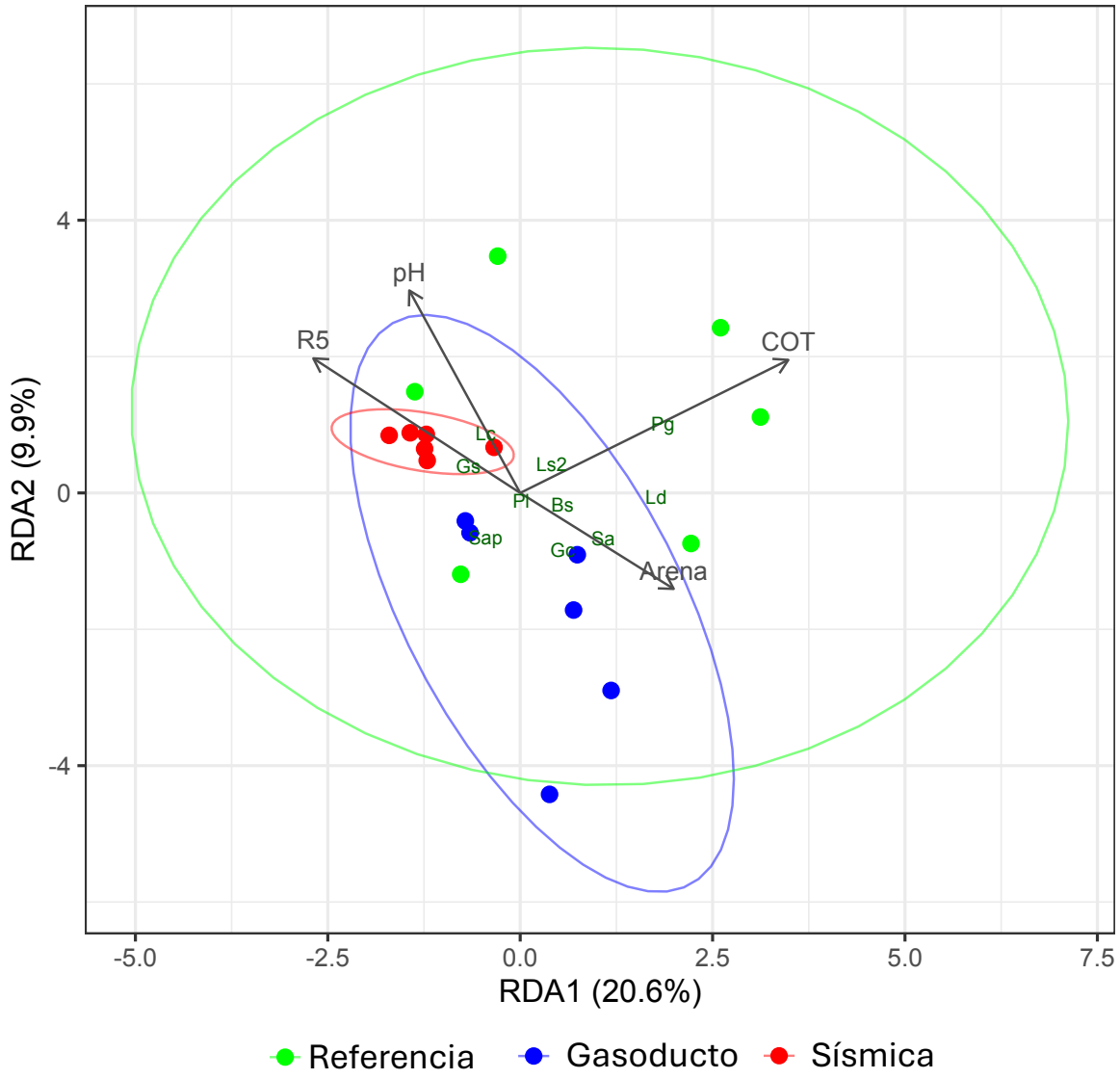

Figura 3.13: Biplot de análisis de redundancia (RDA). Los vectores indican las variables independientes. Estas son: R5: resistencia a la penetrancia a los 5 cm. COT: carbono orgánico total. Arena: Porcentaje de arena. pH. Referencias de especies vegetales: Bs: Bougainvillea spinosa. *Gc:* Grindelia chiloensis. *Gs:* Gutierrezia *sp*. *Lc:* Larrea cuneifolia. *Ld:* Larrea divaricata. . *Ls2:* Lycium *sp*. *Pg:* Pentaphorus glutinosus. *Pl:* Pectocarya linearis. *Sa:* Schismus arabicus. *Sap:* Senna aphylla. *Los círculos de colores representan las parcelas*.

3.4. Discusión

La construcción de gasoductos y líneas sísmicas producen no sólo la remoción de vegetación sino también alteraciones en las propiedades físicas y químicas del suelo. La hipótesis

propuesta decía que la alteración de las propiedades físicas y químicas del suelo como resultado de la actividad de extracción hidrocarburífera depende del tipo de uso del suelo (construcción de gasoducto o prospección sísmica).

En relación a las propiedades físicas del suelo, la primera predicción proponía que los suelos afectados por la prospección sísmica presentarán una mayor compactación y una menor infiltración que los suelos del ecosistema de referencia, mientras que los suelos afectados por la construcción de gasoductos presentarán valores intermedios de estas variables y tendrán una mayor rugosidad. La rugosidad y la compactación resultaron ser distintas entre los tipos de uso del suelo, no así la infiltración. La mayor rugosidad, aunque no distinta significativamente al ecosistema de referencia, se encontró en los gasoductos, posiblemente por cómo son construidos (Ver Capítulo 1). Esto podría estar favoreciendo la recuperación pasiva en los gasoductos al aumentar la retención de semillas, aunque no lo suficiente como para lograr la diversidad y riqueza del ecosistema de referencia (Ver Capítulo 2). Aunque se sabe que la rugosidad en la superficie influye en la capacidad de almacenaje de agua, infiltración, evaporación, transporte de sedimentos, erosión del suelo y transporte de agua (Borselli y Torri, 2010; Smith, 2005) poco se ha estudiado sus efectos en las tierras secas. A pesar de que el suelo de las áreas de gasoducto tuvo mayor rugosidad, no difirió en el resto de las propiedades físicas mencionadas, en relación a las sísmicas y referencia.

En cuanto a la compactación, las áreas afectadas por las líneas sísmicas presentaron una resistencia mucho mayor respecto a los gasoductos y las referencias. La compactación afecta la aireación, la temperatura, la disponibilidad hídrica y la resistencia mecánica al crecimiento radical afectando directamente al crecimiento y la extensión de las raíces (Letey, 1985). Debido a que en este trabajo no se encontraron diferencias en la temperatura edáfica ni en la infiltración, posiblemente la mayor limitación sea la resistencia mecánica al crecimiento radical. El límite de resistencia mecánica para el crecimiento de raíces se considera 2 MPa (Unkovich et al., 2023) y precisamente, en las líneas sísmicas la resistencia promedio fue de 2,5 MPa. Además, en estos disturbios los suelos son muy pocos profundos ya que en varias réplicas no se logró medir la resistencia a partir de los 10 cm por rebotes. Posiblemente esto se deba a la falta de la capa superficial del suelo producto de su construcción. Extraer la capa superficial no solo deja sin cobertura vegetal, sino que también favorece la erosión eólica e hídrica (DeVilleneuve et al., 2023).

De acuerdo a lo esperado en relación a las propiedades químicas del suelo (predicción 3.2), ambos disturbios lineales por extracción hidrocarburífera provocaron una pérdida del carbono orgánico y del nitrógeno del suelo debajo de los parches de vegetación, ya que los valores para las referencias fueron mayores. En el ecosistema de referencia, como era de esperar, las concentraciones de carbono orgánico y nitrógeno fueron mayores debajo de los parches de vegetación tal como mencionan Rostagno y colaboradores (1991). La pérdida de carbono y nitrógeno en los gasoductos y líneas sísmicas pudo deberse a un efecto directo de la ejecución de los disturbios, dado que la mayor cantidad de éstos se encuentra en los primeros 20 cm (Wang et al., 2016) y particularmente en la destrucción de los parches de vegetación ya que dicha pérdida no se observa en los parches de suelo desnudo. El carbono orgánico del suelo resulta del balance entre la incorporación al suelo de material orgánico fresco y la salida del C en forma de CO_2, erosión y lixiviación (Swift, 2001). Por su parte, el N proviene de la mineralización de la materia orgánica principalmente. Entonces, no sorprende que estos resultados concuerdan con la diferencia de cobertura de vegetación encontrada entre los disturbios, mostrando que la regeneración natural no estaría siendo exitosa para recuperar las propiedades químicas del suelo (Ver Capítulo 2). La disminución de nutrientes puede estar asociado no solo a la cobertura sino también a la diversidad vegetal, tal como señalan Zang y colaboradores (2024). El carbono orgánico es un indicador de la calidad del suelo por su papel en el mantenimiento de su estabilidad, su capacidad de retención de agua, y su contribución a los ciclos biogeoquímicos, entre otros, (Muñoz-Rojas et al., 2021) y su recuperación puede tardar varias décadas (Parkhurst et al., 2024). Por otra parte, la disminución de nitrógeno se ha estudiado en otras perturbaciones como pastoreo, fuego o desmonte por maquinaria (Celaya-Michel y Castellanos-Villegas, 2011) y se atribuye a la pérdida de cobertura vegetal. Sería interesante pensar en los métodos de restauración tendientes a recuperar el carbono y nitrógeno del suelo. En caso que sea por siembra o plantación, debería considerarse que especies podrían favorecer la formación de las islas de fertilidad, típicas de ecosistemas áridos. Por otra parte, un resultado no esperado es el alto contenido de nitrógeno en los parches de suelo desnudo de las áreas sometidas a los disturbios. Esto podría deberse a las diferencias en la textura, que aunque no llegaron a dar diferencias significativas, mostraron una tendencia de mayor limo en los parches de suelo desnudo de los gasoductos y líneas sísmicas. Osborne y colaboradores (2022) encuentran que

efectivamente diferencias sutiles en la textura del suelo de tierras secas modifica la concentración de N total. Este fenómeno puede atribuirse a la protección química y física que ofrecen las partículas más pequeñas de limo a las moléculas de N, en comparación con suelos arenosos (Geisseler et al., 2024). Además, la protección inferida por estas partículas puede inhibir la mineralización de N. La baja mineralización del N también puede deberse a la reducción de la actividad microbiana, producto de los efectos de los disturbios (Celaya-Michel y Castellanos-Villegas, 2011).

Finalmente, la predicción 3.1 afirmaba que la comunidad vegetal de los disturbios estará compuesta por especies subarbustivas ruderales asociadas a propiedades del suelo modificadas por los disturbios (mayor contenido de arena, menor contenido de carbono orgánico, mayor salinidad y pH y menor contenido de agua en el suelo). Las áreas afectadas por los disturbios se asociaron a dos especies ruderales: los gasoductos mostraron asociación de *Grindelia chiloensis* a contenidos altos de arena, mientras que las sísmicas mostraron asociación de *Gutierrezia* sp. a la compactación del suelo. Siendo que los gasoductos sufrieron remoción y alteración de los horizontes del suelo, se reconoce a *Grindelia chiloensis* como una especie oportunista (González y Pérez; 2024). Por su parte, *Gutierrezia* sp., es una especie que no se ha considerado como oportunista, pero sí algunas especies del mismo género se han citado como colonizadoras e invasoras de sitios pastoreados (Ralphs y McDaniel, 2011). Que las líneas sísmicas presenten asociación tan pobre de especies con parámetros del suelo siendo que su diversidad es alta justifica aún más que gran parte de las especies vegetales son un remanente de la comunidad anterior. Posiblemente, *Gutierrezia* sp. sea la única especie colonizadora de estos sitios. No se ha encontrado información sobre el rol de estas dos especies como formadoras de parches de vegetación, lo que explicaría los menores contenidos de C y N en los parches de vegetación de los disturbios. Las referencias no muestran un patrón claro de asociación de especies con parámetros de especies lo que podría indicar la heterogeneidad no solo de la comunidad vegetal sino también del suelo dentro de la región.

Todos estos resultados confirman que las modificaciones de las propiedades físico-químicas del suelo reducen la regeneración natural luego de un disturbio.

3.5. Conclusión

Siendo los gasoductos y las líneas de prospección sísmica dos disturbios propios de la actividad hidrocarburífera, los resultados del presente capítulo indican que no se afectan los mismos parámetros de suelo. Los gasoductos presentaron una mayor rugosidad, mientras que las líneas sísmicas, una mayor resistencia a la penetrancia. Ambos disturbios presentaron menor contenido de carbono orgánico total, nitrógeno total y humedad edáfica en los parches de vegetación. Según estos resultados, se deberían priorizar tratamientos de mejora de suelo que disminuya la compactación y aumente la retención de agua.

Capítulo 4 Evaluación del éxito de técnicas de restauración asistida sobre el reclutamiento de nuevos individuos en áreas degradadas por la actividad hidrocarburífera

4.1. Introducción

La capacidad de recuperación natural del Monte Austral se ha evaluado en relación a los efectos de disturbios como el pastoreo, el fuego, el desmonte y las explanadas producto de la actividad hidrocarburíferas (Bär Lamas et al., 2013; Kröpfl et al., 2007; Peter et al., 2013; Rodríguez Araujo, 2021). En todos ellos se ha encontrado una disminución de la cobertura vegetal respecto a las áreas no disturbadas. En el caso particular de los disturbios lineales generados por la actividad hidrocarburífera de construcción de gasoductos y líneas sísmicas, los estudios de sus efectos en la regeneración natural son escasos no solo en el Monte Austral sino en Argentina, aun cuando Mazzonia y Vazquez (2009) nombran la explotación hidrocarburífera como una causa de desertificación de las tierras secas. En líneas sísmicas el único antecedente es de Fiori y Zalba (2003) quienes encontraron una recuperación vegetal baja en la estepa patagónica. En los gasoductos Kowaljow y Rostagno (2008) encontraron una cobertura menor respecto a las áreas de referencia. Por el contrario, Malizia y colaboradores (2004) encuentran una recuperación alta en estos mismos disturbios pero en la selva tucumana.

Ante la baja regeneración natural de las tierras secas, la restauración plantea un desafío científico-tecnológico (Svejcar y Kildisheva, 2017). Los principales métodos utilizados en estos ecosistemas han sido de reconstrucción: la siembra directa y las plantaciones (Abella, 2010; Hardegree et al., 2016). En Argentina, el trasplante de plantas nativas para el reinicio de la sucesión (Apcarian et al., 2002; Buono et al., 2005; Ciano et al., 1998, 2000a, 2000b; Dalmasso, 2010; Pérez et al., 2010; Zuleta y Li Puma, 2013) ha conseguido supervivencias altas, pero presenta altos costos y dificultades en tareas de campo y vivero. En los últimos años el interés en la siembra directa ha aumentado ya que reduce los costos y permite la aplicación a grandes escalas (Pérez et al., 2019). Sin embargo, presenta algunas dificultades a superar, tales como la obtención de grandes cantidades de semillas viables, la variabilidad en el comienzo y la duración de la germinación, la depredación de las semillas y las plántulas, la supervivencia de las plántulas, la necesidad de controlar la competencia de gramíneas exóticas y la germinación y supervivencia en suelos degradados (Berto et al., 2024; Douglas et al., 2007; Pyke, 1990). La latencia o dormición de las semillas es un estado en el que, debido a diversos factores, las semillas intactas y viables son incapaces de germinar bajo

condiciones de temperatura, humedad, luz y concentración de gases que normalmente serían adecuadas para la germinación (Varela y Arana, 2011). Este fenómeno en las plantas puede asegurar la persistencia, prevenir la competencia de las plántulas con la planta madre, sobrevivir cuando las condiciones ambientales son desfavorables y maximizar la producción de semillas de una especie en su hábitat (Baskin y Baskin, 2003). Pero en escenarios de restauración, la latencia puede limitar el reclutamiento de plantas ya que las semillas pueden tardar varias temporadas en perder la latencia y, en consecuencia, mostrar una germinación baja o errática. Es por ello que en los proyectos de restauración se aplican tratamientos pre-germinativos a las semillas, de forma tal de eliminar su latencia dándole mejor oportunidad de germinar y establecerse (Kildisheva et al., 2020).

Aunque los tratamientos de regeneración natural asistida han tomado protagonismo en los últimos años (Lohbeck et al., 2021), la aplicación y los resultados de los tratamientos han sido diversos. Entre ellos se encuentran los enramados (Kowaljow y Rostagno, 2013), que aumentan la cobertura total (Zuleta et al., 2003) y conservan nutrientes y agua (Tongway y Ludwig, 1996; Ludwig y Tongway, 1996). También se ha construido surcos que descompactan el suelo y favorecen la retención de semillas (Ciancio et al., 2013) y el uso de hidrogel que favorece la retención de agua (Lucero et al., 2010). En general, estos tratamientos no han mostrado los resultados esperados. Además, en particular, en disturbios de actividad hidrocarburífera el escarificado (descompactación mecánica de la superficie del suelo), método de regeneración natural asistida obligatoria por ley, ha mostrado poca efectividad (González y Pérez, 2024). Otra técnica de descompactación es el poceado (Quiroga et al., 2009). En otras partes del mundo, se ha aplicado como técnica de regeneración natural asistida la incorporación de gravas que provocan una reducción en la evaporación, lo que conduce a un aumento en la cantidad de agua del suelo (Yuan et al., 2009; Jiménez et al., 2017), la acumulación de polvo y el aumento de la disponibilidad de nutrientes como nitrógeno, fosforo y potasio (Li y Liu, 2003). Por último, para aumentar las concentraciones de materia orgánica se podría incorporar turba de *Sphagnum magellanicum* procedente de Tierra del Fuego (Di Benedetto, 2007). Este material además presenta baja densidad de sustrato seco y alta capacidad de retención de agua (Vence et al., 2010).

Los antecedentes de restauración en disturbios lineales se han aplicado principalmente en carreteras abandonadas, donde se ha evaluado la efectividad de siembra (Walker y Powell,

1999), *mulching*, agregado de suelo superficial o escarificado (Cotts et al., 1991; Cotts y Redente, 1991). Otros estudios de restauración han sido en líneas sísmicas, principalmente en el ecosistema del bosque boreal, debido al interés en conservar el caribú, especie en peligro de extinción (Filicetti y Nielsen, 2020; Conlin y Ebersole, 2001; Pigeon et al, 2016). Pero poco se ha hecho sobre disturbios lineales consecuencia de la actividad hidrocarburífera y aún menos, con una evaluación previa de parámetros de vegetación y suelo.

En los capítulos anteriores se concluyó que la remoción del disturbio no es suficiente para asegurar la regeneración natural del ecosistema. Los disturbios de actividad hidrocarburífera alteran la cobertura y diversidad de especies presentes, la disponibilidad de propágulos y las propiedades del suelo como la rugosidad, la resistencia a la penetrancia, la humedad edáfica y la disponibilidad de nitrógeno y carbono. Todo esto podría estar afectando el establecimiento de nuevos individuos. En consecuencia, el presente capítulo tiene como **objetivo:**

Evaluar el éxito de dos técnicas de restauración ecológica: regeneración asistida y reconstrucción en sitios que fueron sometidos a actividad hidrocarburífera.

De este objetivo se derivan los siguientes **objetivos específicos:**

1. Evaluar el efecto de la mejora de suelo como técnica de regeneración asistida sobre la emergencia y establecimiento de plántulas en áreas degradadas por la actividad hidrocarburífera.

2. Evaluar el éxito de la siembra directa de tres especies nativas, como técnica de reconstrucción, en el reclutamiento de nuevos individuos en áreas degradadas por la actividad hidrocarburífera.

Debido a que los disturbios lineales asociados a la actividad de extracción hidrocarburífera generan cambios en la propiedades físicas del suelo como la rugosidad, la compactación, la humedad edáfica y en el contenido de C y N del suelo, y estas variables están asociadas a la

retención de propágulos y a la germinación y supervivencia de las plántulas, se propone la siguiente hipótesis y predicción:

Hipótesis 4: Las propiedades físico-químicas del suelo de las áreas afectadas por disturbios lineales por la actividad hidrocarburifera son limitantes para la emergencia de las especies vegetales.

Predicción 4.1: Al modificar las condiciones del suelo limitantes para la emergencia de la vegetación, como la rugosidad, la compactación, el contenido de agua, y contenido de carbono orgánico, por medio de tratamientos de mejora de los suelos afectados por disturbios lineales por la actividad hidrocarburífera, la emergencia de especies vegetales será mayor respecto a sitios donde no se aplican técnicas de restauración.

Debido a que la disponibilidad de semillas en el banco y su retención son limitantes para la regeneración natural del ecosistema, se propone la siguiente hipótesis y predicción:

Hipótesis 5: La menor disponibilidad de semillas en el banco y/o su menor retención son factores limitantes de la regeneración natural del ecosistema en áreas que fueron afectadas por disturbios lineales por exploración hidrocarburífera.

Predicción 5.1: El mejoramiento del banco de semillas del suelo por medio de siembra directa permite una mayor emergencia y establecimiento de especies nativas en sitios degradados por actividad hidrocarburífera.

4.2. Materiales y métodos

El sitio de estudio y las parcelas donde se realizan los tratamientos de regeneración asistida y reconstrucción son las detalladas en el Capítulo 1.

4. 2. 1. Datos meteorológicos

Se analizaron los datos meteorológicos de precipitación y temperatura suministrados por la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC). Los

datos fueron recopilados en la estación meteorológica La Higuera (Ubicación: 38° 35’ 12.27’’ S 69° 21’ 46.7’’ O , 495 msnm), a 25 km del sitio de estudio.

Las precipitaciones acumuladas en el año que se aplicaron los tratamientos (2017) fueron bajas (61 mm) respecto a los años siguientes (165 mm al año siguiente y 119 mm para el subsiguiente). Las temperaturas mensuales no difirieron respecto a las temperaturas mensuales históricas. Las temperaturas máximas se registraron en Diciembre y Enero, mientras que las temperaturas mínimas ocurrieron en Junio y Julio, en concordancia con las temperaturas históricas (Figura 4.2). La relación entre precipitaciones y temperatura permite observar que en 2017 no hubo estaciones húmedas mientras, por el contrario, en 2018 si se observa estaciones húmedas en los meses de Junio y Julio. Para 2019 también se observa estación húmeda en los meses de Mayo y Junio de una menor amplitud respecto a la del año anterior (Figura 4.1).

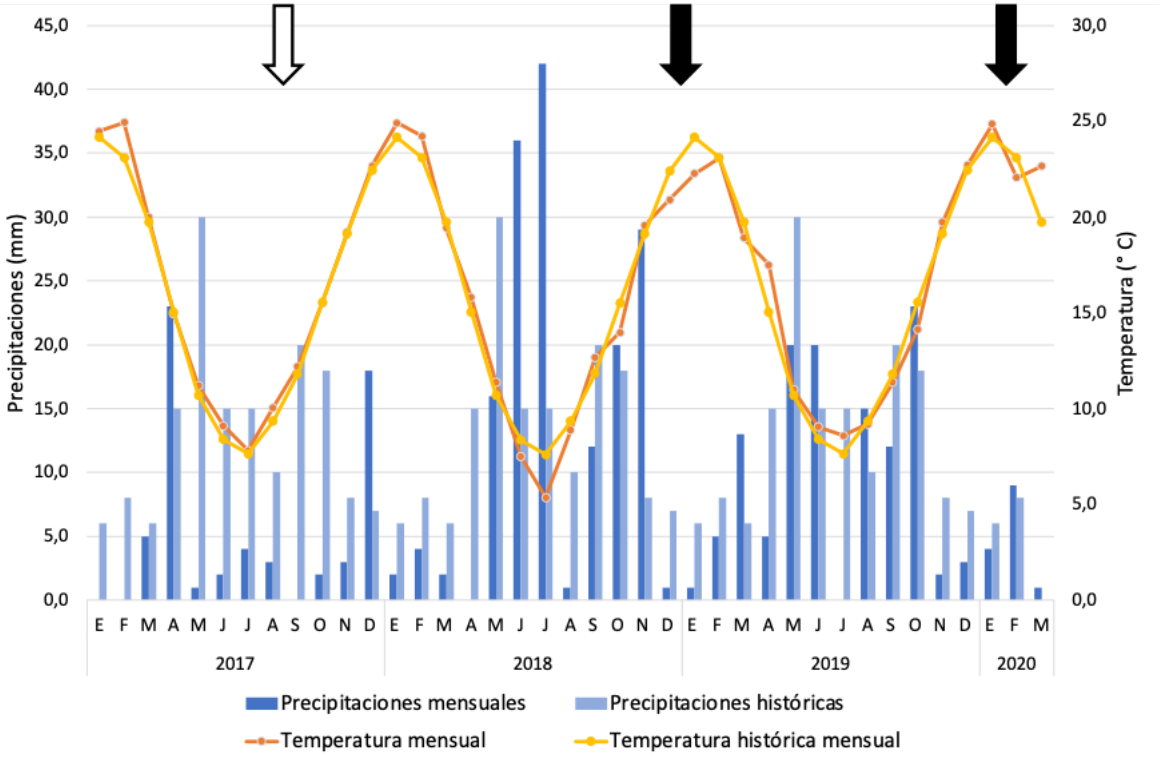

Figura 4.2: : Precipitaciones promedio mensuales, precipitaciones mensuales históricas (serie 1997-2020), temperatura promedio mensual y temperatura promedio mensual histórica (serie 1997-2020). Flecha vacía: Fecha de siembra y de aplicación de tratamientos de mejora del suelo. Flechas rellenas: Fechas de recuento de plántulas.

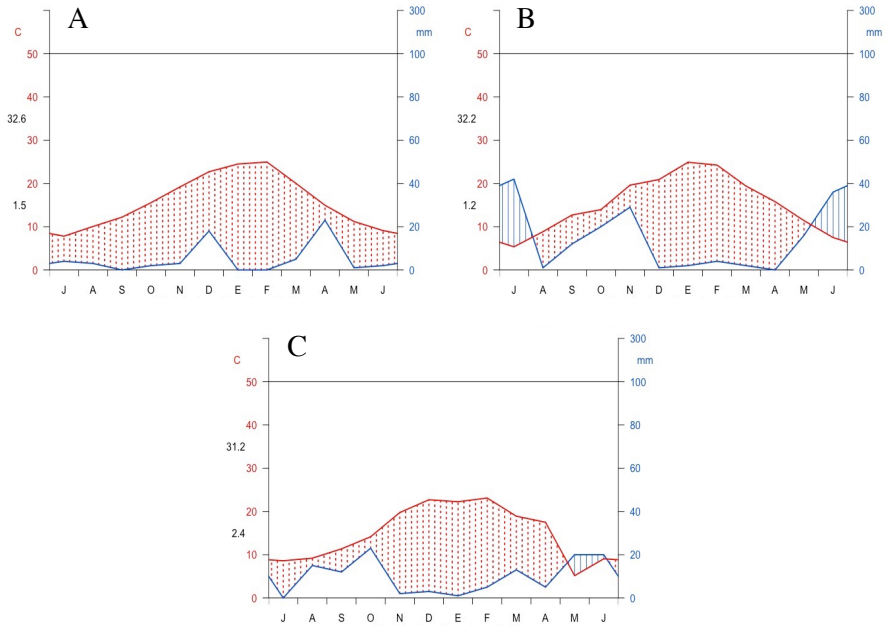

Figura 4.1: Diagramas de Walter-Gaussen (Diagrama ombrotérmico) para los años 2017 (A), 2018 (B) y 2019 (C).

4. 2. 2. Diseño experimental

Se realizaron dos técnicas de restauración ecológica: regeneración asistida y reconstrucción. Para la regeneración asistida, se evaluaron tratamientos de mejora del suelo. Para la reconstrucción, se realizó siembra directa de especies nativas. Todos los tratamientos se realizaron en Agosto del 2017 en 15 sitios dentro de las parcelas detalladas en el Capítulo 1: 5 sísmicas, 5 gasoductos y 5 referencias. En cada uno de las parcelas se distribuyeron al azar dos réplicas de cada tratamiento dando un total de 10 réplicas por tratamiento por disturbio.

4. 2. 3. Regeneración asistida: Tratamientos de mejora del suelo

Los tratamientos fueron: agregado de gravas (G), construcción de un enramado (E), agregado de turba (T), poceado (P) y control (C). El tratamiento agregado de gravas consistió en cubrir 1 m^2 de la superficie del suelo con gravas de entre 1 y 5 cm de diámetro, extraídas de zonas aledañas. En los enramados se cubrió la superficie de 1 m^2 con ramas de *Larrea divaricata*. Las ramas se tomaron de plantas aledañas, sin extraer más del 30% de la misma planta. Para fijarlas se cruzaron dos alambres por arriba en forma de equis, tomados a rocas. El tratamiento agregado de turba consistió en mezclar los primeros 10 cm de suelo de 1 m^2 con 20 lts. de turba. La mezcla se volvió a colocar en el sitio donde se extrajo el suelo. Este tratamiento de turba descompacta los primeros 10 cm del suelo y aumenta el contenido de materia orgánica. Para el tratamiento poceado se realizaron 5 pozos de 25 cm de profundidad y 20 cm de diámetro equidistantes entre sí dentro de 1 m^2, por réplica. Luego, se volvieron a rellenar con el mismo suelo que se extrajo. Finalmente, el tratamiento control consistió en el seguimiento de la emergencia sin ningún tipo de intervención en una parcela de 1 m^2.
Se registró la emergencia de plántulas de especies anuales y perennes durante dos años.

4. 2. 4. Reconstrucción: Siembra directa

Las especies sembradas fueron *Atriplex lampa*, *Neltuma flexuosa* (anteriormente *Prosopis flexuosa*) y *Senna aphylla*. La elección de las especies dependió de que exista variabilidad de tamaños de semilla entre las especies, un tratamiento pre-germinativo conocido y exitoso, y la disponibilidad de semillas en el Banco del Árido (Rodríguez Araujo et al., 2015). Cada réplica estuvo constituida por veinte semillas sembradas de cada especie confinadas en tubos

de pvc de 110 mm de diámetro y 50 mm de alto clavados a 2 cm en el suelo, protegidos por mallas antiherbívoros construidas con cajones revestidos de alambre hexagonal con apertura de 25 mm. Las semillas fueron colocadas sobre la superficie y se taparon con una capa de suelo del lugar de un espesor equivalente a 1 a 2 veces el diámetro de la semilla.

A las semillas de las especies elegidas se les aplicaron los siguientes tratamientos pre-germinativos: Las semillas de *Atriplex lampa* se remojaron 3 días en una bolsa de tela cambiando el agua periódicamente (Rodríguez Araujo et al., 2021). Las semillas de *Neltuma flexuosa* y *Senna aphylla* se escarificaron químicamente con ácido sulfúrico (pureza 95-98 %, Laboratorio Cicarelli) durante 5 minutos (Rodríguez Araujo et al., 2017) y 45 minutos (Paredes et al., 2018), respectivamente. Todas las semillas fueron recolectadas en sitios aledaños a la siembra durante 2014 y 2015.

Se registró la emergencia de las especies sembradas.

4. 2. 5. Análisis estadístico

Se analizó la existencia de diferencias en la emergencia para las especies perennes y anuales por año por medio de modelos GLMM de la familia binomial negativa con variables fijas tratamientos (gravas, enramado, turba, poceado y control) y tipos de usos del suelo (referencia, gasoducto y sísmica). A los sitios (5 sitios con 2 réplicas por sitio) se los consideró variables aleatorias. Se realizaron contrastaciones de Tukey a posteriori de las técnicas de mejoramiento de suelo versus el control para cada tipo de uso del suelo. Se realizaron análisis de componentes principales de las especies anuales y perennes para cada uno de los años.

Se analizó la emergencia de las especies sembradas por medio de un modelo lineal generalizado de la familia binomial con función link logit. Se consideró al tipo de uso del suelo y a la especie como factores fijos independientes, ya que se comprobó que no existía interacción entre ellos. Además se consideró a parcela como factor aleatorio.

Todos los análisis fueron realizados con el programa R (R Core Team, 2024).

4.3. Resultados

4. 3. 1. Regeneración asistida: Tratamientos de mejora del suelo

Al año de aplicar los tratamientos de mejora de suelo, el tratamiento P en las líneas sísmicas fue el único que evidenció diferencias significativas respecto al control. Si bien se observó una tendencia de mayor emergencia en el tratamiento T para las referencias y los gasoductos, no resultaron significativamente distintos (Figura 4.3). Respecto a las especies perennes, se puedo observar que la emergencia predominante en las referencias fue de *Hoffmanseggia* sp., mientras que, para los gasoductos lo fue *Grindelia chiloensis*. En las sísmicas, la emergencia fue bastante baja pero en el tratamiento P pudo observarse la emergencia de *Hoffmanseggia* sp. y *Grindelia chiloensis* (Figura 4.3 y Figura 4.4).

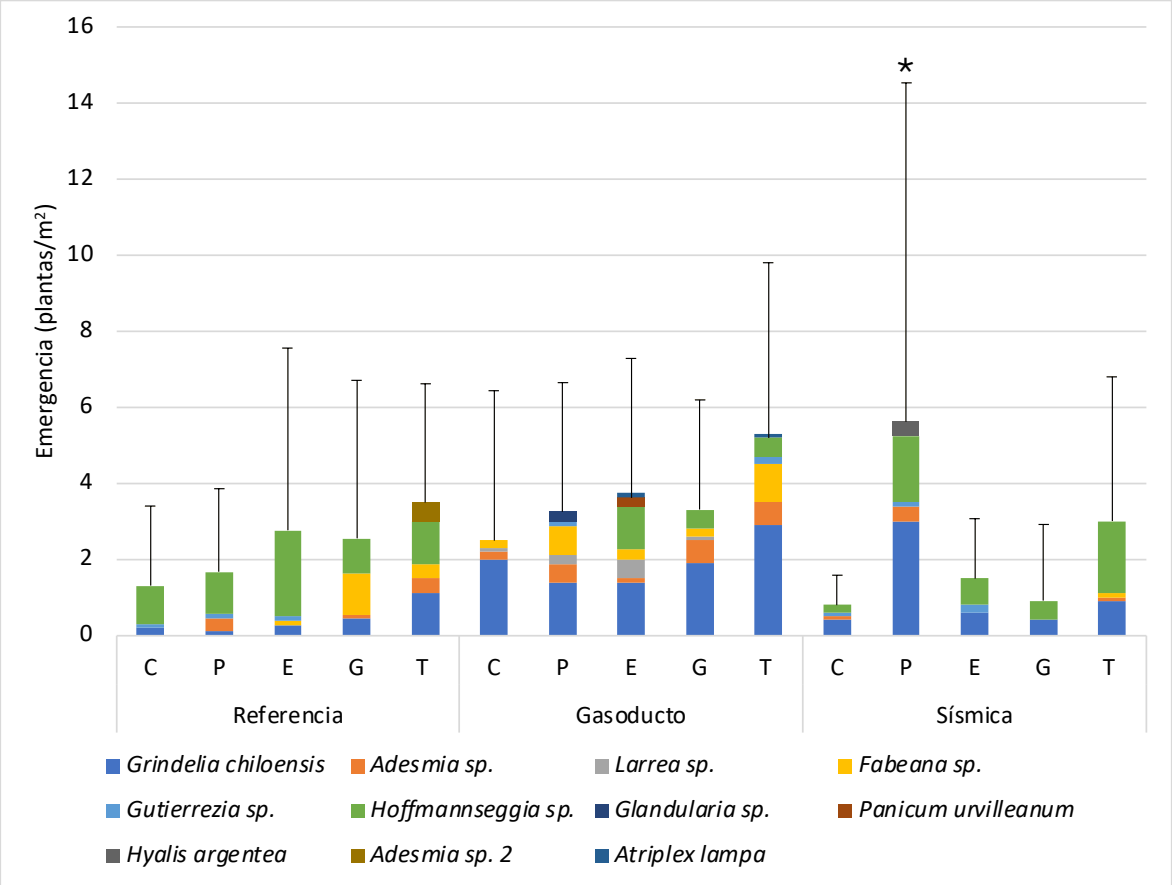

Figura 4.3: Emergencia (juveniles/m²) promedio y desvío estándar de plántulas de especies perennes para cada tipo de uso del suelo al año de realizado el tratamiento. C: control. P: poceado. E: enramado. G:

gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05).

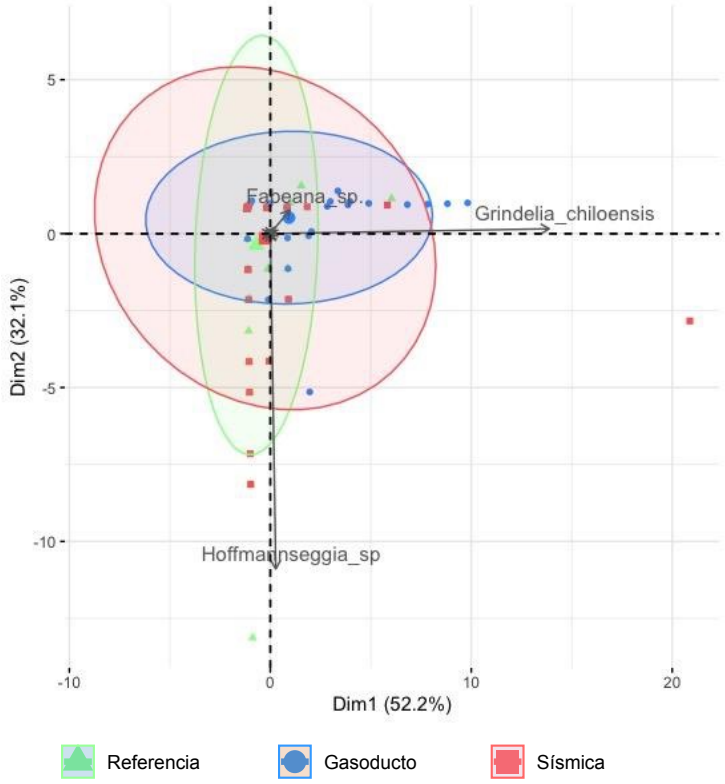

Figura 4.4: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies perennes al año de los tratamientos de mejora de suelo.

Al segundo año, la emergencia de plántulas de especies perennes fue menor que el año anterior, y no hubo diferencias significativas de los tratamientos respecto al control. Igualmente, puede observarse que en las líneas sísmicas la emergencia sigue una tendencia de ser mayor en el tratamiento P respecto al control (Figura 4.5). Respecto a las especies, se observa la misma tendencia que el año anterior (Figura 4.5 y Figura 4.6).

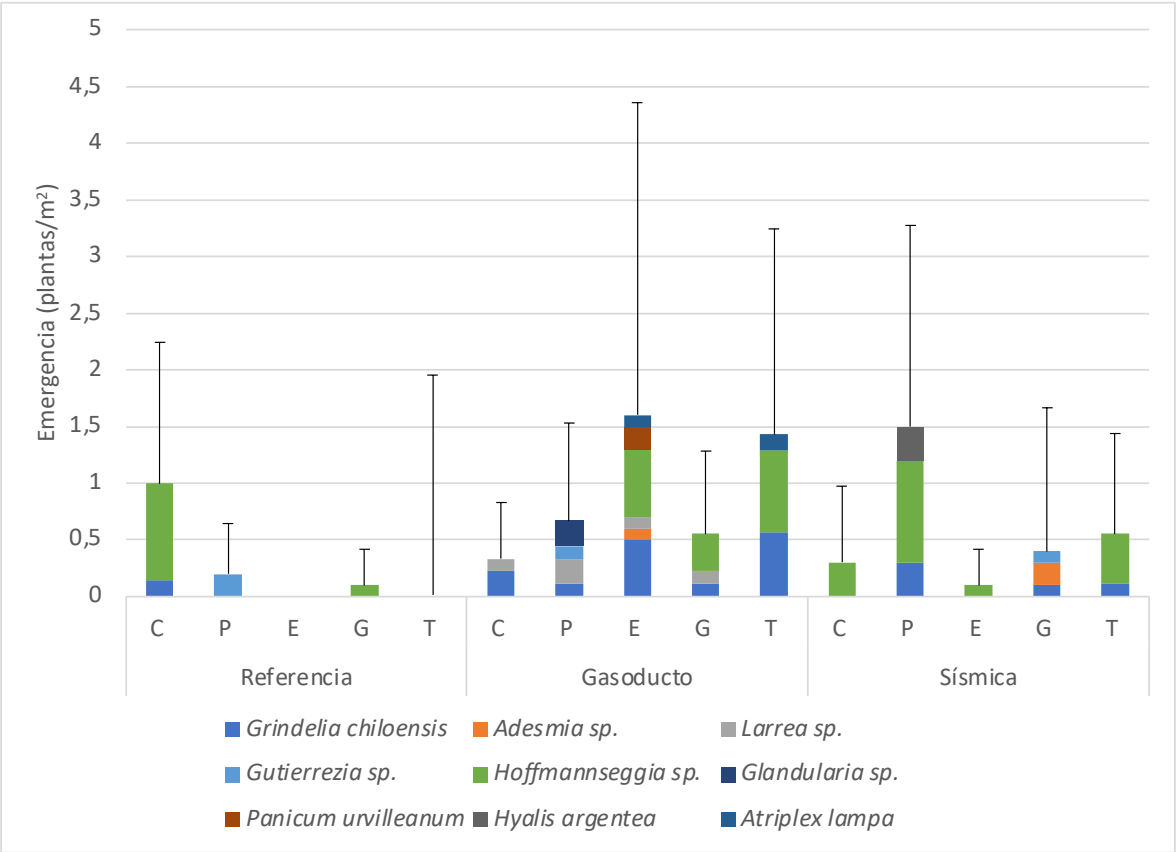

Figura 4.5: Emergencia (juveniles/m²) promedio y desvío estándar de plántulas de especies perennes para cada tipo de uso del suelo a los dos años de realizado el tratamiento. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. No se encontraron diferencias significativas (p>0,05).

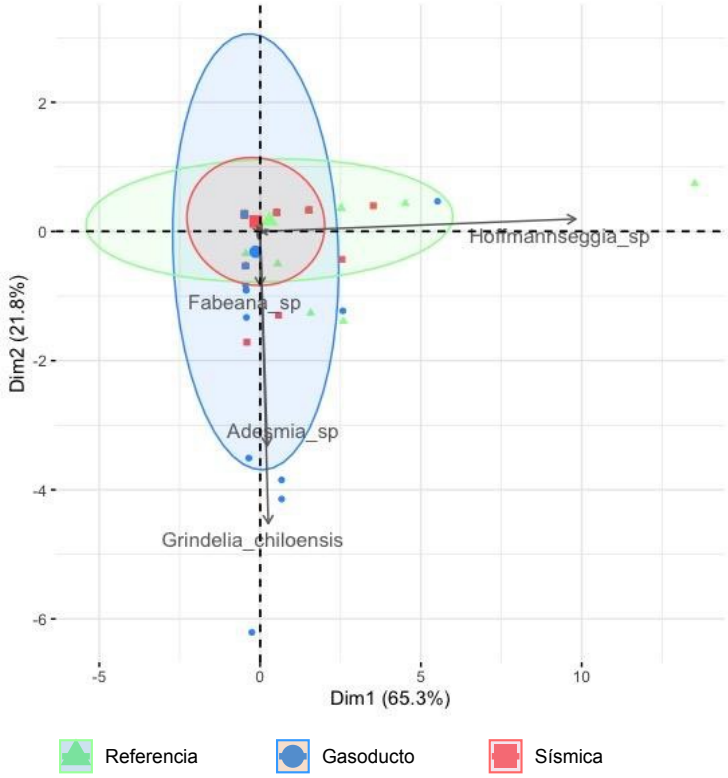

Figura 4.6: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies perennes a los dos años de los tratamientos de mejora de suelo.

Respecto a la emergencia de anuales, durante el primer año se encontraron diferencias significativas en el tratamiento G y T de los gasoductos respecto a su control. En las líneas sísmicas solo se encontró diferencias en E siendo menor a su control (Figura 4.7). Respecto a las especies, se puede observar una asociación de las referencias a *Camissonia dentata*, una asociación de los gasoductos a *Pectocarya linearis* y una asociación de ambas especies a las sísmicas (Figura 4.7 y Figura 4.8).

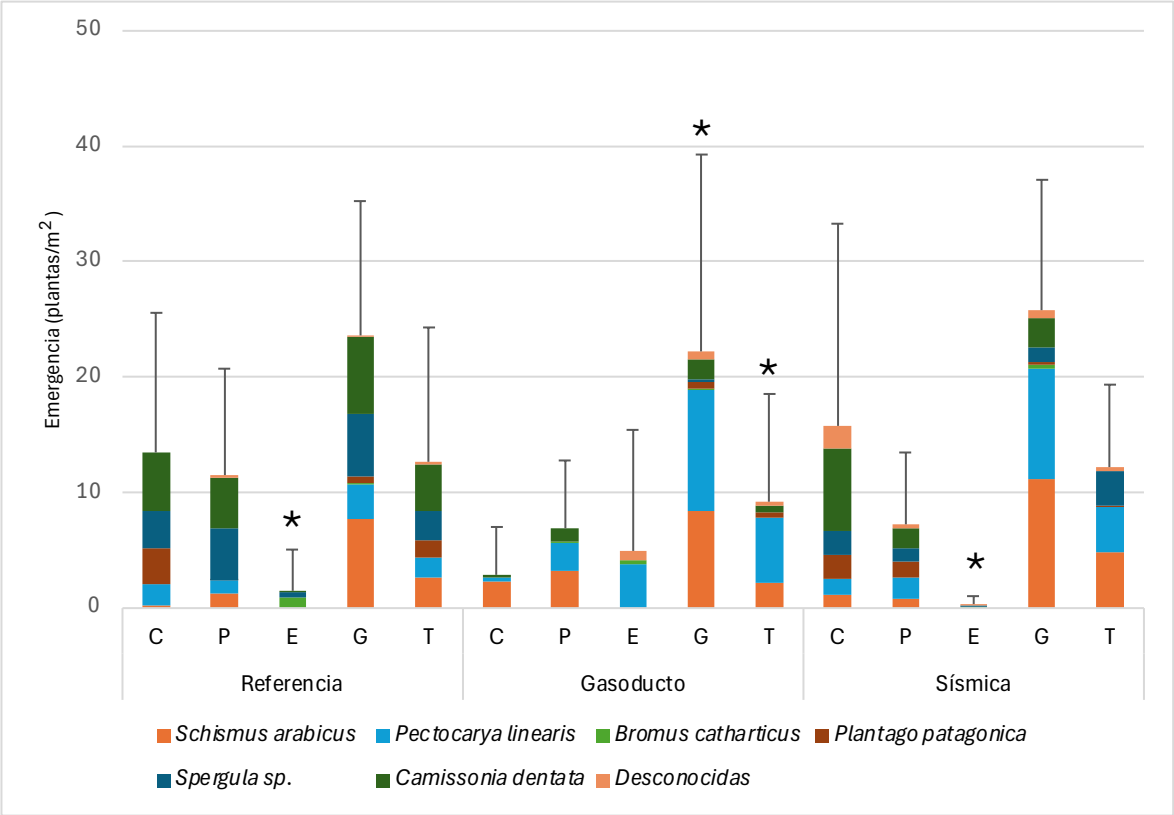

Figura 4.7: Emergencia (plantas/m²) promedio y desvío estándar de plantas anuales para cada tipo de uso del suelo al primer año de aplicados los tratamientos. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05).

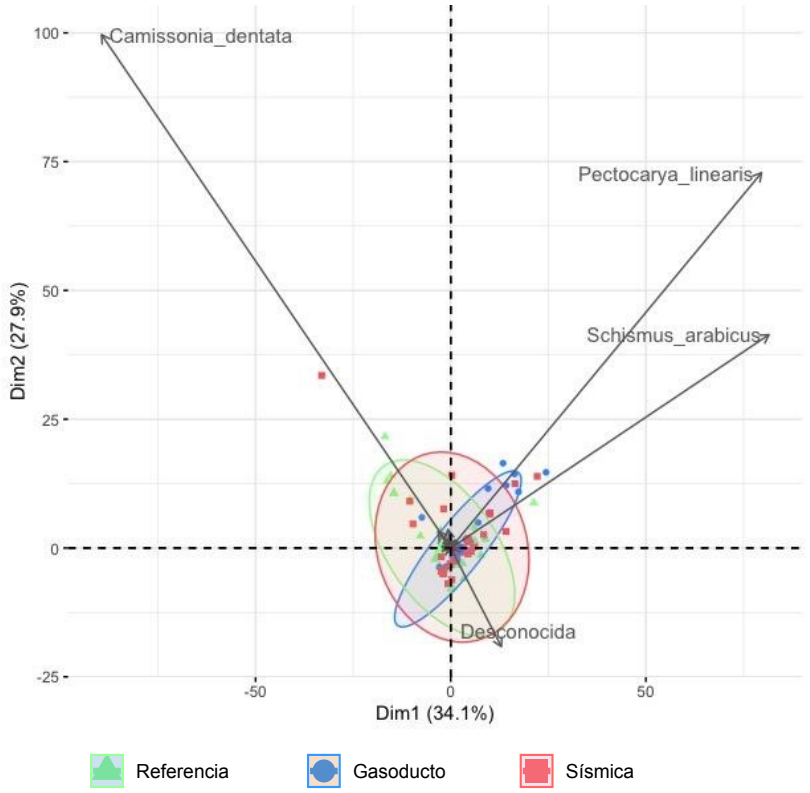

Figura 4.8: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies anuales al año de los tratamientos de mejora de suelo.

A los dos años de aplicado los tratamientos de mejora de suelo, la emergencia promedio de plántulas anuales fue mayor respecto al primer año. Para todos los disturbios, las gravas fueron las que presentaron mayor emergencia de plántulas anuales aunque solo fue significativo en los gasoductos. Por otra parte, los enramados resultaron ser significativamente menores al control. (Figura 4.9). Respecto a las especies asociadas a los disturbios puede observarse la misma tendencia respecto al año anterior (Figura 4.10).

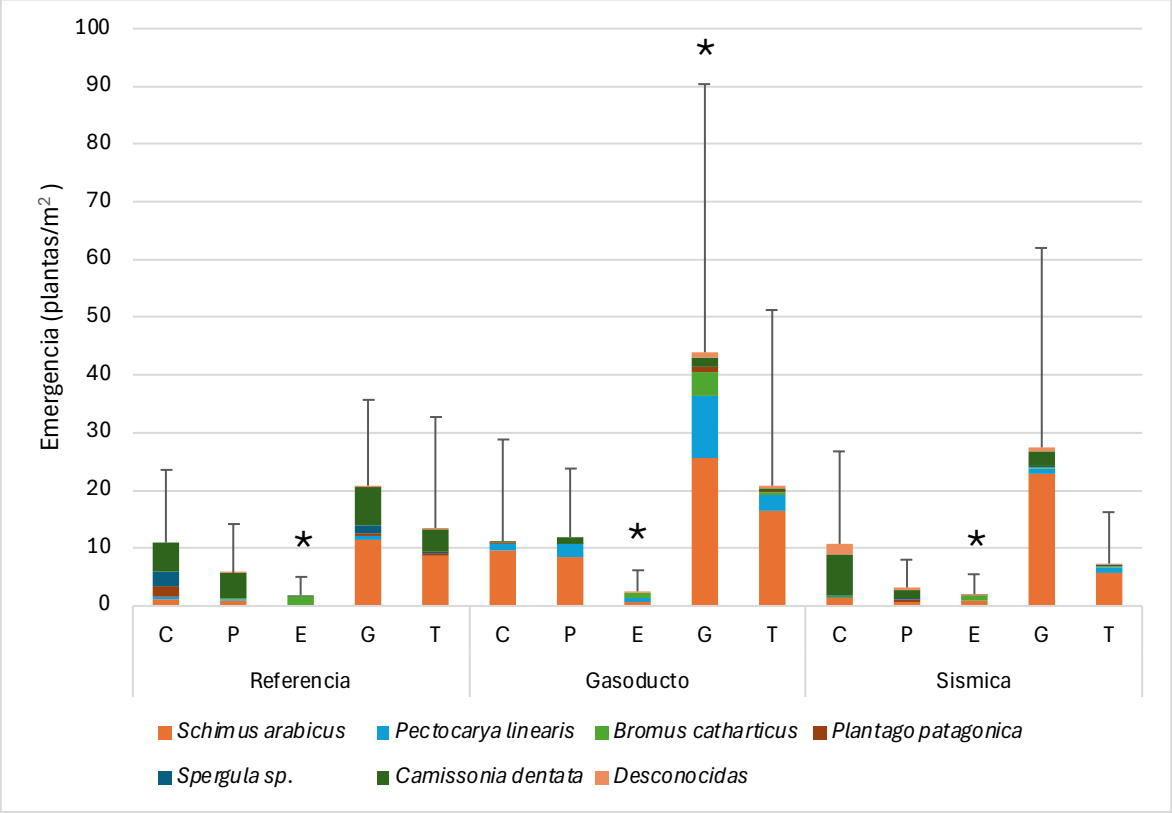

Figura 4.9: Emergencia (plantas/m²) promedio y desvío estándar de plantas anuales por disturbio al segundo año de aplicados los tratamientos. C: control. P: poceado. E: enramado. G: gravas. T: turba. Asterisco indica diferencias significativas en la emergencia del tratamiento respecto al control en un mismo tipo de uso del suelo (p≤0,05).

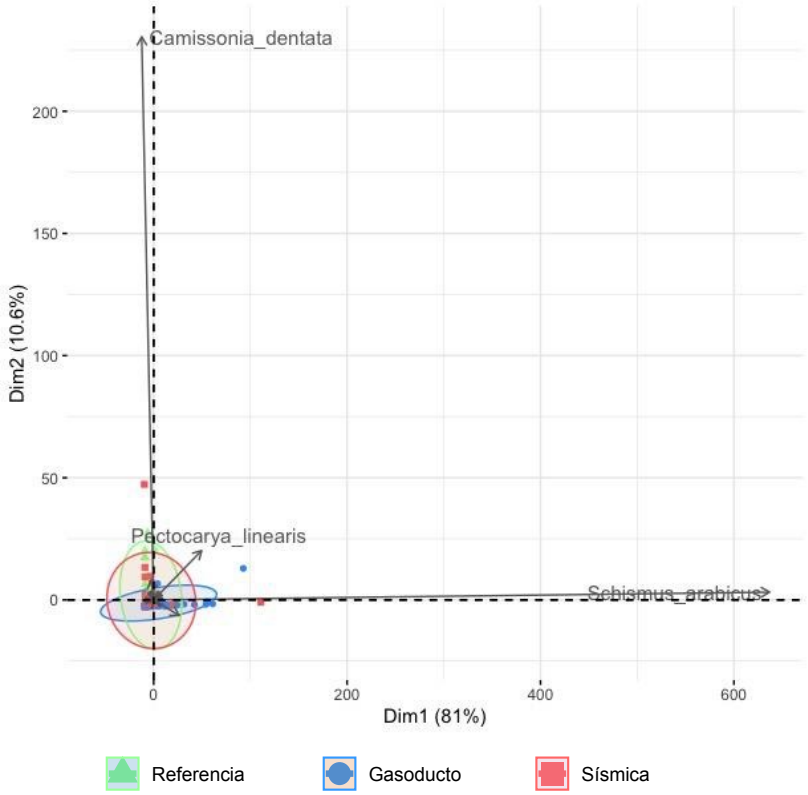

Figura 4.10: Biplot de análisis de componentes principales (ACP) para las especies anuales a los dos años de los tratamientos de mejora de suelo.

4. 3. 2. Reconstrucción: Siembra directa

Se encontraron diferencias significativas en la emergencia entre las especies, pero no se encontraron diferencias en la emergencia entre los disturbios (Tabla 6.5). Para todos los disturbios, la emergencia de *Atriplex lampa* fue menor que la emergencia de las otras dos especies (*Neltuma flexuosa* y *Senna aphylla*). Por otra parte, la emergencia de *A. lampa* no ocurrió en 2017, año de la siembra, sino en el año 2018, a pesar de estar pretratadas sus semillas. Notar que esta especie no emergió en el ecosistema de referencia pero sí, en los disturbios (Figura 4.11).

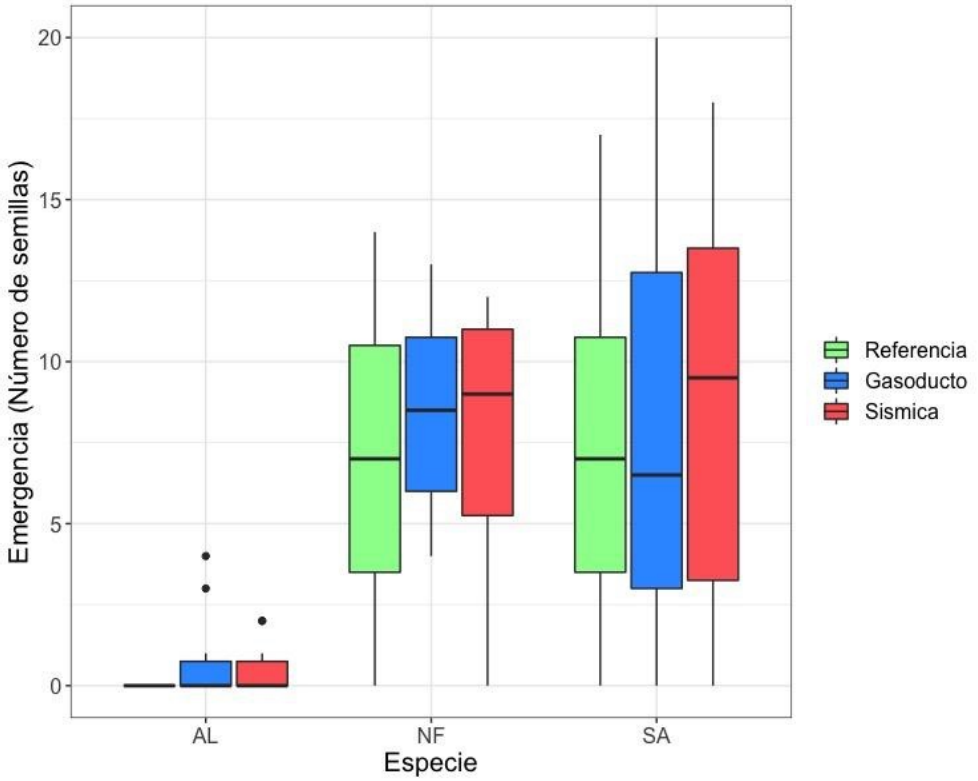

Figura 4.11: Diagrama de cajas de emergencia de semillas (Número de semillas por réplica) en referencia, gasoducto y sísmica para el tratamiento siembra directa. AL: Atriplex lampa. NF: Neltuma flexuosa. SA: Senna aphylla.

La supervivencia de los juveniles a los dos años de la siembra fue casi cero, excepto para una réplica en referencia donde sobrevivieron 5 plantines de *Neltuma flexuosa* y una réplica en línea sísmica en la que sobrevivió un plantín de *Senna aphylla* (Figura 4.12).

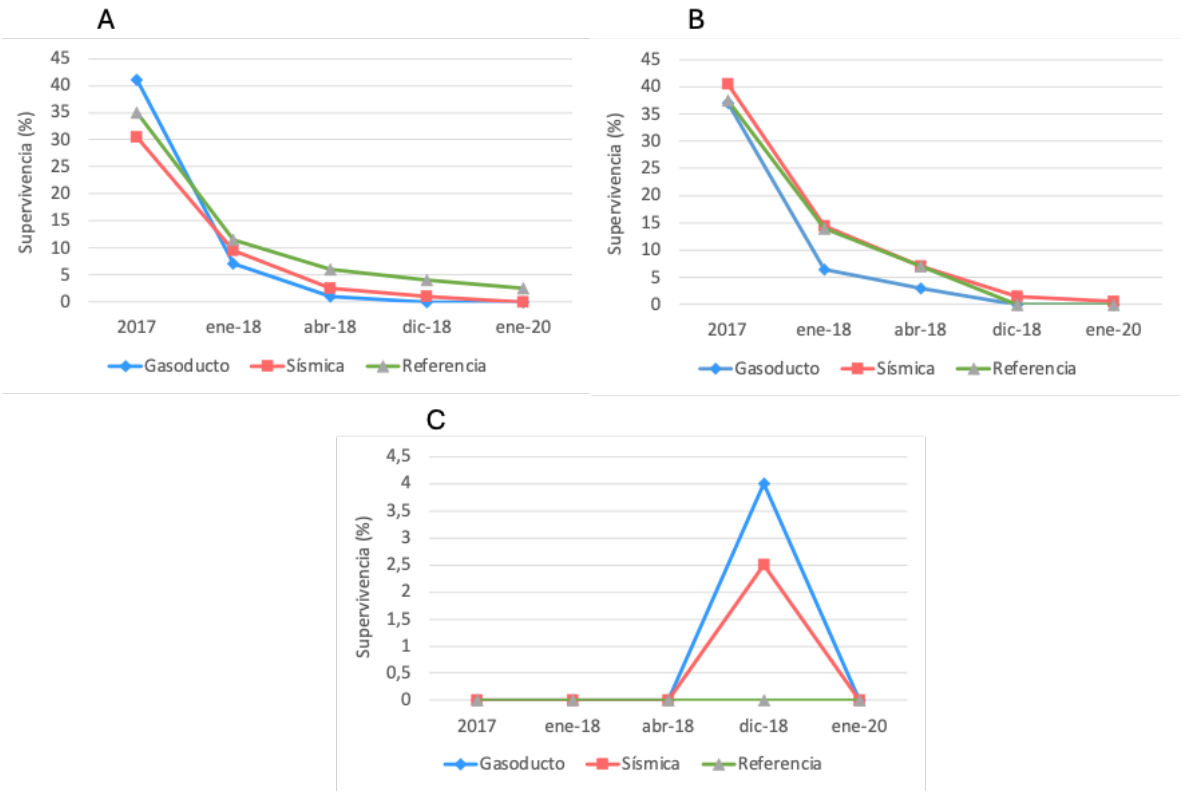

Figura 4.12: Supervivencia promedio de Neltuma flexuosa (A), Senna aphylla (B) y Atriplex lampa (C) a lo largo del tiempo.

4.4. Discusión

Si bien la cobertura vegetal es el indicador principal de la desertificación (Higginbottom y Symeonakis, 2014; Maestre y Escudero, 2009) y la restauración se ha centrado justamente en la vegetación (James et al., 2013), los resultados de este capítulo y los anteriores indican que los factores abióticos deben ser especialmente considerados. Las islas de fertilidad de las zonas áridas han sido estudiadas por su retroalimentación positiva en el establecimiento de nuevas plántulas (Butterfield y Briggs, 2009). Pero como bien señalan Bolling y Walker (2002), la destrucción de esa heterogeneidad hace que las propiedades del suelo difícilmente se recuperen por sí solas. Por lo tanto, sin estudiar, y en caso de ser necesario, recuperar dichas propiedades, difícilmente tengan éxito técnicas de restauración como la siembra en campo tal como se evidencia en la casi nula supervivencia de las plántulas establecidas en este experimento.

Los tratamientos de mejora de suelo resultaron en una emergencia mayor de especies perennes en el primer año respecto al segundo. Estas diferencias podrían explicarse por las

diferencias en las precipitaciones en los años de estudio. Tal como indican Busso y colaboradores (2012), el éxito de la supervivencia depende de que las precipitaciones sean 50% superiores a las históricas, tal como ocurrió el primer año de estudio (2018). En cambio, en el segundo año (2019), además de las precipitaciones menores a la media, se observa estación húmeda de menor amplitud que la del año anterior. Esto es importante ya que por las fluctuaciones de las precipitaciones propias de los ecosistemas áridos y semiáridos, la temperatura determina la humedad del suelo (Steven, 2017). Y la humedad del suelo superficial en los primeros 5 cm determina la emergencia y la supervivencia de plantas (Soriano y Sala, 1986). Además, hay autores que destacan la importancia del aumento del banco de semillas del suelo en estaciones lluviosas respecto a estaciones secas (Shi et al., 2022). Este pareciera aún más determinante en sitios disturbados (Marone y Pol, 2021).

El tratamiento P (a diferencia de Quiroga et al., 2009, por ejemplo) en las líneas sísmicas disminuyó la compactación de estos disturbios y permitió la emergencia de juveniles perennes en sitios con muy baja cobertura. Si bien los enramados se han utilizado históricamente como método de restauración en zonas áridas (Castillo-Escrivà et al., 2019), y aunque en otras partes del mundo han dado resultado (Tongway y Ludwig, 1996), en este ensayo no arrojaron resultados significativos. Ni siquiera en relación con la emergencia de anuales como sí han encontrado otros autores (Kowaljow y Rostagno, 2013). Por último, cabe destacar la observación de un ejemplar arácnido (*Lycosa* sp.), por lo que los enramados sí estarían funcionando como refugio de fauna tal como señalan Castillo-Escrivà y colaboradores (2019).

Las especies que mayormente se establecieron en los tratamientos de mejora de suelo fueron *Grindelia chiloensis* y *Hoffmannseggia* sp. La primera se la reconoce por ser colonizadora y abundar en las zonas perturbadas (González et al., 2013). Aunque dichas características la hacen una especie tentadora para la restauración, pareciera que no actúa como nodriza desfavoreciendo la recuperación (González, 2022). Por otro lado, *Hoffmannseggia* sp. representa una especie oportunista de larga vida. Su importancia en la restauración radica en sus características por pertenecer a familia Fabáceas, tales como fijar nitrógeno atmosférico y aumentar la biomasa posibilitando la mineralización de la materia orgánica suelo (Couic et al., 2022). Otro punto importante a destacar es que los juveniles de estas dos especies observados en los tratamientos de mejora de suelo, en su mayoría, llegaron a fructificar.

Según los resultados de este trabajo se podría recomendar el uso de gravas y turba para el aumento de la cobertura de herbáceas. La microtopografía de las gravas estaría favoreciendo la retención de agua y por consiguiente, el reclutamiento de herbáceas anuales tal como mencionan Larmuth y Harvey (1978). La turba posiblemente también favorezca el reclutamiento de herbáceas anuales por la mayor retención de agua (Li et al., 2004). Dado que *Schismus arabicus* tiene características invasoras y que el mayor establecimiento fue en el tratamiento gravas, sería preferible que para favorecer el aumento de cobertura de herbáceas se utilice turba.

En contra de lo esperado en la predicción 5.1., la emergencia en el tratamiento de siembra no difirió entre los disturbios. Aunque en dos especies, *Neltuma flexuosa* y *Senna aphylla*, la emergencia fue alta, la supervivencia no lo fue. Estos resultados contrastan con Pérez et al. (2020) quienes consideran a *Neltuma flexuosa* una especie marco ("framework") por sus probabilidades altas de germinación, cobertura y supervivencia. Por otra parte, *Atriplex lampa* emergió casi un año después de sembrado. Estos resultados coinciden con diversos autores que indican que el reclutamiento de la vegetación en zonas secas es esporádico e infrecuente (Bainbridge, 2012; Call y Roundy, 1991; Whitford y Duval, 2019). Para que el reclutamiento sea exitoso deben de darse las condiciones óptimas para la germinación, el establecimiento y posteriormente, el crecimiento (Call y Roundy, 1991). Estas condiciones óptimas dependen fuertemente de la disponibilidad de agua del suelo que a su vez, depende de las precipitaciones y temperaturas (Veenendaal et al., 1996). Aunque las temperaturas fueron parecidas a las históricas, las precipitaciones en el año de siembra fueron bajas. Esto posiblemente haya afectado la supervivencia de las especies *Neltuma flexuosa* y *Senna aphylla*. Para el año siguiente, las precipitaciones acumuladas fueron mayores y existieron meses de estación húmeda. Esto posiblemente permitió la germinación de *Atriplex lampa*. Esto hace pensar en la necesidad de estudiar la relación entre los potenciales hídricos y la tasa de germinación de la especie. Para estudiarlo podrían realizarse análisis de hidrotiempo donde se proporcionan índices de respuesta de la germinación de las semillas (es decir, velocidad y uniformidad) al estrés hídrico mediante la estimación de parámetros de la población de semillas como el potencial hídrico base (ψb) y la constante de hidrotiempo (θ_H). El primer parámetro es el potencial hídrico mínimo requerido para que ocurra la germinación, mientras que el segundo define las unidades de MPa por encima de ψb que las semillas deben

acumular para germinar (Bradford y Still, 2004). Este modelo ha sido ampliamente utilizado en malezas, hierbas, arbustos forrajeros y cultivos hortícolas (Bakhshandeh y Jamali, 2020; Batlla y Agostinelli, 2017; Farahinia et al., 2017, entre otros) pero solo recientemente se ha comenzado a aplicar a especies nativas (López et al., 2021). Los estudios de hidrotiempo de especies nativas para la restauración son prácticamente nulos.

Busso y Bonvissuto (2009) señalaron que las altas temperaturas del suelo desnudo en los ambientes áridos y semiáridos impedirían la germinación y el establecimiento de las plantas. Además, las plantas nodrizas tienen efectos beneficiosos en otras plantas por la moderación de las temperaturas extremas y la reducción de la evapotranspiración por parte de su dosel (Drezner, 2007). Considerando que la siembra se realizó en parches de suelo desnudo, las altas temperaturas podrían haber afectado la supervivencia.

A partir de estos resultados resulta necesario poner a prueba el efecto de la combinación de distintas técnicas de restauración asistida y de reconstrucción, utilizando tratamientos complementarios como por ejemplo, siembra y gravas o, poceado y gravas.

4.5. Conclusión

Aunque en los últimos años varios autores han obtenido resultados esperanzadores respecto a la siembra directa (Hernández y Pérez, 2023; Rodríguez Araujo, 2021), los resultados del presente capítulo indicarían que la siembra no es siempre apta para la recuperación de estos disturbios. Previo a tratamientos de alto costo y esfuerzo como son la siembra directa y la plantación (Bainbridge, 2007; Pérez et al., 2019), se deberían evaluar y restaurar las propiedades del suelo afectadas. Por ejemplo, para estos disturbios sería importante promover la descompactación y así favorecer el almacenamiento de agua. Para ello, el tratamiento poceado y el agregado de gravas en superficie parecen prometedores para plantas perennes y anuales, respectivamente.

Capítulo 5 Consideraciones finales

A pesar de que la actividad hidrocarburífera en Argentina cuenta con más de un siglo de historia, los estudios que abordan sus efectos en los ecosistemas siguen siendo escasos. La cuenca Neuquina, que abarca casi la totalidad de la provincia de Neuquén, es la principal región productora del país. En febrero de 2025, esta provincia registró más de 2000 pozos activos, un tránsito diario aproximado de 150 camiones con crudo, y una red de ductos (principales y secundarios) que supera los 1000 km de extensión. Los resultados de esta tesis presentan los primeros resultados de la evaluación de factores bióticos y abióticos que limitan la regeneración natural en disturbios lineales producto de la actividad hidrocarburífera en la región, y suma a los escasos antecedentes en el resto del país y el mundo. Además, contribuye como antecedente de posibles resultados en la aplicación de técnicas de restauración ecológica en tierras secas donde las condiciones de temperatura y sequía son extremas. Sumado a ello, representa uno de los pocos antecedentes donde las técnicas de restauración ecológica fueron pensadas y ejecutadas luego de evaluar las modificaciones en los atributos de la vegetación, propiedades físicas y químicas del suelo.

Los resultados de este trabajo evidencian que la regeneración natural depende del tipo de uso de suelo. A pesar de que ha pasado más de 20 años en la construcción de los gasoductos y más de 40 años en la prospección de líneas sísmicas, los resultados de esta tesis muestran la necesidad de métodos para recuperar estos sitios degradados luego de estos disturbios. La regeneración se encuentra limitada por la pérdida de diversidad de la comunidad vegetal y el banco de semillas pero también, contrario a lo que se esperaba, depende de la lluvia de semillas. Los tipos de uso de suelo no mostraron la linealidad esperada respecto al grado de regeneración natural. Es decir, se esperaba que los gasoductos muestren cobertura vegetal y banco de semillas menor respecto a las líneas sísmicas dado que sufren perturbación mayor. Pero al contrario, las sísmicas presentaron cobertura vegetal mucho menor al ecosistema de referencia y a los gasoductos. Sumado a ello, se evidenció un reemplazo de dominancia de arbustos en los ecosistemas de referencia por subarbustos en los disturbios. Lo que sí presentaron las líneas sísmicas fue diversidad de especies mayor en la cobertura vegetal y banco de semillas germinable respecto a los gasoductos. E incluso, en la lluvia de semillas la diversidad fue mayor que el ecosistema de referencia y los gasoductos. Por ende, si bien estos resultados son a nivel local, ayudan a entender la importancia del banco de semillas del suelo

para la regeneración natural luego de estas perturbaciones. La reducida diversidad de los gasoductos implica una homogenización de la comunidad vegetal establecida luego del disturbio. Es así que para estos disturbios sería interesante estudiar la regeneración natural en los próximos años para evaluar si ocurre el reclutamiento de individuos de nuevas especies y si las especies establecidas son capaces de formar islas de fertilidad. Para las líneas sísmicas, tal como se mencionó, la diversidad de especies fue mayor pero no así la cobertura por lo que probablemente la mayoría de las especies vegetales sean un remanente de la comunidad preexistente antes del disturbio. Esto mismo se observó en la alta similitud de la lluvia de semillas con la cobertura vegetal establecida para todos los tipos de uso del suelo. Por lo tanto, a diferencia de la hipótesis planteada, la lluvia de semillas provendría de las plantas del sitio.

Sobre la base de estos hallazgos, se utilizó la incorporación de semillas mediante siembra directa como método de restauración asistida (capítulo 4). Aunque se logró una germinación exitosa en dos de las tres especies evaluadas (*Neltuma flexuosa* y *Senna aphylla*), la supervivencia fue prácticamente nula. Si bien esta técnica ha ganado popularidad por sus bajos costos en comparación con la plantación, los resultados de esta tesis muestran que su éxito depende fuertemente de las condiciones del clima ya que su bajo establecimiento pudo deberse a las precipitaciones extremadamente bajas el año de siembra. Una futura línea de trabajo que surge de este resultado es la determinación de hidrotiempo en semillas. Si bien no se evidenciaron diferencias de temperatura edáfica en los distintos tipos de uso de suelo, también sería interesante el estudio de temperaturas óptimas de germinación de las semillas para predecir mejor los resultados de siembra directa.

Tal como se predijo, los gasoductos presentaron rugosidad mayor respecto a las sísmicas, lo que favorecería la regeneración natural de estos sitios. Pero la alteración de los horizontes del suelo posiblemente sea una de las variables que lleva a la homogeneización de la vegetación. En las líneas sísmicas, también se cumplió la predicción ya que la compactación fue mayor respecto a los otros tipos de uso del suelo. Estos parámetros también se asociaron a la diferencias en la diversidad de especies vegetales en los disturbios. Por el contrario, en el ecosistema de referencia no se encontró un patrón claro de propiedades del suelo asociadas a la biodiversidad vegetal. Esto pone de manifiesto la heterogeneidad espacial que existe dentro del sitio de estudio. Futuras investigaciones podrían evaluar la asociación de especies

con la variabilidad de distintas propiedades del suelo. Esto ayudaría, por ejemplo, en la elección de especies a utilizar en proyectos de restauración según las características del sitio. Para ambos disturbios, gasoductos y sísmicas, la disminución del carbono orgánico total, nitrógeno total y humedad edáfica en los parches de vegetación está asociado a la eliminación de las islas de fertilidad. Esto contribuye a entender el funcionamiento de los ecosistemas áridos luego de disturbios de actividad hidrocarburífera. Futuras líneas de investigación deberían priorizar la búsqueda de especies formadoras de islas de fertilidad para proyectos de restauración ecológica o estudios de impacto ambiental.

Frente a las limitaciones abióticas, se implementaron ensayos de mejoramiento de suelo con el objetivo de incrementar el reclutamiento vegetal. Los tratamientos con mejores resultados en cuanto al reclutamiento de nuevos individuos anuales fueron el agregado de gravas y el agregado de turba. El primero favorece el aumento de la rugosidad del suelo y ambos contribuyen la retención de agua. Para futuros proyectos de restauración ecológica se recomienda la utilización de turba por sobre las gravas para evitar el establecimiento alto de especies invasoras. Por otra parte, el poceado que colabora en disminuir la compactación del suelo fue más eficaz para especies perennes. En contraste, los enramados no mostraron incrementos significativos en el reclutamiento. Todos los tratamientos fueron realizados en los parches de suelo desnudo. Sería interesante evaluar si estos mismos tratamientos de mejoramiento de suelo aumentan los parches de vegetación de los sitios disturbados, especialmente en las sísmicas donde existe vegetación remanente de la comunidad preexistente. Por último, si bien la ganadería en el sitio de estudio es a pequeña escala, solo para subsistencia familiar, sería interesante próximas evaluaciones de regeneración natural y de establecimiento de especies vegetales posteriores a la aplicación de técnicas de restauración ecológica con y sin pastoreo ya que este puede estar afectando la recuperación de los sitios.

6. Anexo

Especie	Familia	R	G	S
Herbáceas anuales		**3,88 a**	**5,12 a**	**2,01 a**
Bromus catharticus var. *catharticus*	Poaceae	0,00	0,04	<0,01
Erodium cicutarium	Geraniaceae	0,00	<0,01	<0,01
Plantago patagonica	Plantaginaceae	0,27	0,33	0,29
Schismus arabicus	Poaceae	3,20	4,05	0,62
Pectocarya linearis	Boraginaceae	0,23	0,63	0,83
Desconocidas		0,10	0,04	0,14
Herbáceas perennes		**2,07 a**	**0,39 a**	**0,4 a**
Adesmia sp.	Fabaceae	0,87	0,00	0,03
Calycera crassifolia	Calyceraceae	0,00	0,04	0,00
Glandularia flava	Verbenaceae	0,00	0,19	0,00
Zephyranthes jamesonii	Amaryllidaceae	<0,01	0,00	0,00
Hoffmannseggia erecta	Fabaceae	0,60	0,08	0,25
Hyalis argentea var. *latisquama*	Asteraceae	0,03	0,03	0,06
Jarava neaei	Poaceae	0,21	0,00	<0,01
Panicum urvilleanum	Poaceae	0,00	0,05	<0,01
Pappostipa sp.	Poaceae	0,35	0,00	0,05
Sphaeralcea mendocina	Malvaceae	0,01	0,00	0,00
Desconocida		<0,01	0,00	0,00
Subarbustos		**4,15 a**	**4,62 a**	**3,93 a**
Acantholippia seriphioides	Verbenaceae	0,77	0,15	0,21
Baccharis darwinii	Asteraceae	0,03	0,00	0,00
Grindelia chiloensis	Asteraceae	0,81	4,02	0,30
Gutierrezia sp.	Asteraceae	1,98	0,45	2,93
Junellia crithmifolia	Verbenaceae	0,00	0,00	0,37
Senecio filaginoides	Asteraceae	0,03	0,00	0,00
Senecio subulatus var. *erectus*	Asteraceae	0,55	0,00	0,13
Arbustos		**14,37 a**	**6,01 b**	**2,77 b**
Atriplex lampa	Chenopodiaceae	0,53	0,03	0,13
Bougainvillea spinosa	Nyctaginaceae	0,65	0,00	0,03
Chuquiraga rosulata	Asteraceae	0,13	<0,01	0,00
Junellia seriphioides	Verbenaceae	0,00	<0,01	0,00
Larrea divaricata	Zygophyllaceae	3,60	3,77	0,91
Larrea cuneifolia	Zygophyllaceae	1,79	0,00	0,13
Lycium sp1	Solanaceae	0,13	0,15	0,00
Lycium sp2	Solanaceae	0,63	0,00	0,03
Monttea aphylla	Plantaginaceae	0,49	0,00	0,00
Pentaphorus glutinosus	Asteraceae	3,81	0,00	0,13
Prosopis flexuosa var. *depressa*	Fabaceae	1,63	1,55	1,17
Schinus johnstonii	Anacardiaceae	<0,01	0,00	0,00
Senna aphylla	Fabaceae	1,01	0,52	0,25
Cobertura total		**24,47 a**	**16,14 b**	**9,11 c**

Tabla 6.1: Cobertura promedio por especie (%). R: Referencia. G: Gasoducto. S: Sísmica. Letras distintas indican diferencias significativas para la cobertura total y bioformas entre disturbios (p≤0,05).

Especie	Familia	Referencia		Gasoducto		Sísmica	
		PV	PSD	PV	PSD	PV	PSD
Herbáceas anuales		**4474,25**	**1691,00**	**1230,57**	**3824,44**	**659,28**	**1600,35**
Amsinckia calycina	Boraginaceae	10,59	1,21	0,00	1,55	0,13	1,60
Bromus catharticus var. *catharticus*	Poaceae	28,07	2,50	23,21	3,30	6,00	0,00
Bromus tectorum	Poaceae	44,26	5,23	0,85	0,00	5,03	0,00
Camissonia dentata ssp. *dentata*	Onagraceae	0,58	6,62	0,20	0,00	1,92	3,75
Erodium cicutarium	Geraniaceae	0,57	1,21	0,24	0,00	0,00	0,00
Gilia crassifolia	Polemoniaceae	18,14	55,98	0,57	27,81	3,06	57,46
Hordeum murium	Poaceae	22,42	2,62	0,53	9,30	1,13	1,60
Pectocarya linearis	Boraginaceae	186,01	96,70	59,14	552,22	49,50	135,42
Plantago patagonica	Plantaginaceae	1,90	29,17	6,31	34,17	11,14	33,49
Schismus arabicus	Poaceae	4148,97	1472,56	1125,87	3192,79	578,91	1356,59
Spergula sp.	Caryophyllaceae	0,00	3,63	0,00	0,00	0,94	0,00
Desconocidas		12,74	13,55	13,65	3,30	1,52	10,44
Herbáceas perennes		**0,58**	**1,21**	**1,59**	**0,00**	**0,13**	**5,31**
Hoffmannseggia erecta	Fabaceae	0,58	1,21	0,00	0,00	0,02	5,31
Sphaeralcea mendocina	Malvaceae	0,00	0,00	1,59	0,00	0,11	0,00
Subarbustos		**43,36**	**15,91**	**38,57**	**25,05**	**66,36**	**21,65**
Grindelia chiloensis	Asteraceae	0,00	1,21	14,01	23,34	0,65	1,75
Gutierrezia sp.	Asteraceae	41,46	14,70	24,56	1,71	65,25	16,13
Junellia crithmifolia	Verbenaceae	1,16	0,00	0,00	0,00	0,46	3,77
Senecio filaginoides	Asteraceae	0,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Arbustos		**12,11**	**8,48**	**4,64**	**2,84**	**0,14**	**0,00**
Atriplex lampa	Chenopodiaceae	2,87	8,48	1,70	0,00	0,12	0,00
Pentaphorus glutinosa	Asteraceae	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00
Larrea cuneifolia	Zygophyllaceae	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00
Larrea divaricata	Zygophyllaceae	0,82	0,00	1,59	2,84	0,00	0,00
Larrea sp.	Zygophyllaceae	7,68	0,00	0,69	0,00	0,02	0,00
Prosopis flexuosa var. *depressa*	Fabaceae	0,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BSG Total		**4530,31**	**1716,60**	**1275,37**	**3852,32**	**725,92**	**1627,31**

Tabla 6.2: Banco de semillas germinable (BSG) por m² por especie por micrositio. PV: parche de vegetación. PSD: parche de suelo desnudo.

Especie	Familia	Referencia		Gasoducto		Sísmica	
		PV	PSD	PV	PSD	PV	PSD
Herbáceas anuales		**12634,27**	**12527,86**	**4276,94**	**28617,32**	**2026,76**	**10643,41**
Amsinckia calycina	Boraginaceae	43,00	2,67	9,36	19,90	0,00	3,94
Bromus catharticus var. *catharticus*	Poaceae	32,18	23,79	42,09	17,85	2,58	15,76
Bromus tectorium	Poaceae	65,12	19,46	0,00	10,95	0,14	105,08
Pectocarya linearis	Boraginaceae	70,01	895,77	138,06	1578,39	42,88	1701,54
Plantago patagonica	Plantaginaceae	0,00	211,62	52,96	72,93	7,30	265,65
Schismus arabicus	Poaceae	12423,96	11374,55	4034,47	26917,31	1973,86	8551,43
Herbáceas perennes		**65,68**	**47,10**	**8,43**	**43,65**	**10,47**	**26,29**
Glandularia flava	Verbenaceae	0,00	0,00	0,00	3,32	0,00	0,00
Hyalis argentea var. *latisquama*	Asteraceae	0,00	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00
Jarava neaei	Poaceae	12,43	15,28	1,03	18,20	1,42	0,00
Pappostipa sp.	Poaceae	49,76	31,83	7,10	22,14	8,00	26,29
Desconocida		3,49	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00
Subarbustos		**125,39**	**625,55**	**92,81**	**570,95**	**109,59**	**739,40**
Acantholippia seriphiodes	Verbenaceae	1,24	104,86	0,00	3,32	5,39	15,19
Baccharis darwinii	Asteraceae	53,47	66,44	9,74	65,27	7,50	242,70
Grindelia chiloensis	Asteraceae	39,87	165,30	80,19	458,53	24,22	136,47
Gutierrezia sp.	Asteraceae	30,81	288,95	2,87	43,83	37,07	203,37
Junellia crithmifolia	Verbenaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	35,40	141,67
Arbustos		**31,09**	**34,67**	**61,85**	**74,20**	**6,63**	**80,68**
Atriplex lampa	Chenopodiaceae	9,38	13,03	2,31	13,35	1,10	23,64
Larrea spp.	Zygophyllaceae	21,71	18,71	14,05	46,91	4,28	41,63
Lycium spp.	Solanaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,91
Monttea aphylla	Plantaginaceae	0,00	2,92	0,00	0,00	0,05	0,00
Neosparton aphyllum	Verbenaceae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,56
Pentaphorus glutinosus	Asteraceae	0,00	0,00	0,00	7,30	0,82	0,00
Senna aphylla	Fabaceae	0,00	0,00	45,50	0,00	0,39	3,94
Desconocida		0,00	0,00	0,00	6,63	0,00	0,00
Lluvia de semillas total		**12856,42**	**13235,18**	**4440,04**	**29306,13**	**2153,44**	**11489,77**

Tabla 6.3: Cantidad de semillas por m² por especie por micrositio. PV: parche de vegetación. PSD: parche de suelo desnudo.

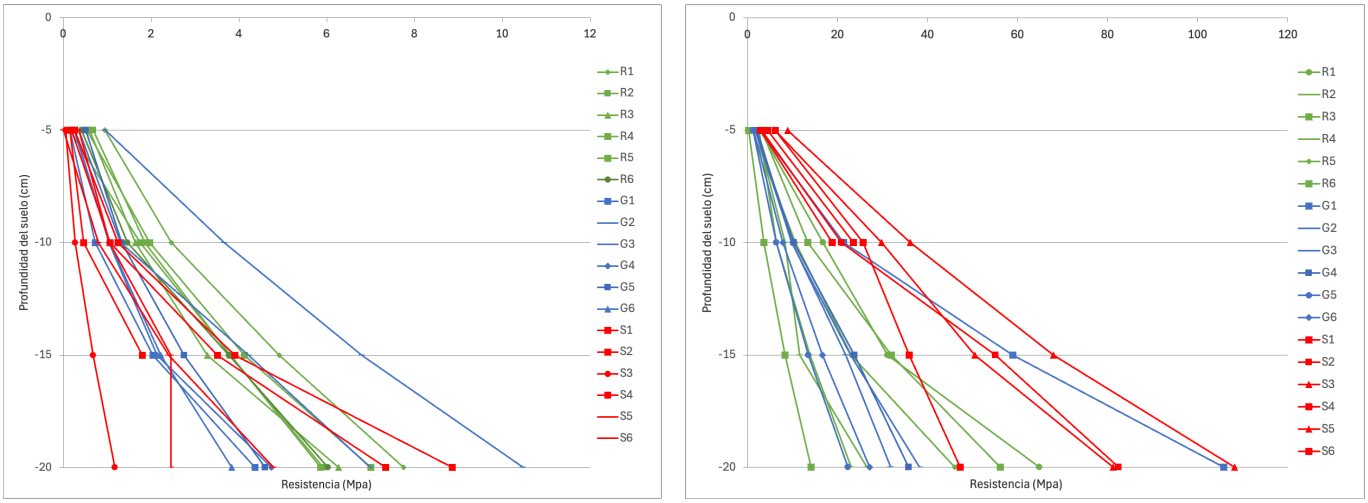

Figura 6.1: Resistencia a la penetrancia acumulada en los parches de vegetación (izquierda) y parches de suelo desnudo (derecha) vs Profundidad para todas las parcelas ponderados por la cobertura.

Capítulo II: Atributos de la comunidad vegetal				
	Factores	**F**	**GL**	**p-valor**
Cobertura vegetal	Disturbio	14,1	15	3,60E-04
Banco de semillas germinable por m^2	Disturbio	3,4	2	8,28E-05
	Microstitio	2,0	1	3,22E-05
	Disturbio*Micrositio	27,4	2	1,39E-11
Lluvia de semillas por m^2	Disturbio	1,3	2	5,00E-02
	Microstitio	4,8	1	8,89E-06
	Disturbio*Micrositio	8,3	2	6,09E-04
Capítulo III: Propiedades del suelo				
Rugosidad	Disturbio	5,9	2	3,70E-03
Resistencia a la penetrancia a los 5 cm	Disturbio	5,1	2	2,00E-02
	Microstitio	64,8	1	1,84E-13
	Disturbio*Micrositio	12,5	2	9,30E-06
Resistencia acumulada a la penetrancia a los 10 cm	Disturbio	2,9	2	8,90E-02
	Microstitio	106,9	1	2,20E-16
	Disturbio*Micrositio	11,5	2	2,38E-05
Infiltración	Disturbio	0,0	2	9,76E-01
	Microstitio	26,5	1	1,64E-06
	Disturbio*Micrositio	0,2	2	8,01E-01
Humedad edáfica a 3,8 cm de profundidad en Verano	Disturbio	1,6	2	2,28E-01
	Microstitio	740,1	1	2,20E-16
	Disturbio*Micrositio	33,7	2	6,40E-13
Humedad edáfica a 7,6 cm de profundidad en Verano	Disturbio	1,6	2	2,28E-02
	Microstitio	342,2	1	2,00E-16
	Disturbio*Micrositio	23,6	2	1,10E-09
Humedad edáfica a 20 cm de profundidad en Verano	Disturbio	0,0	2	9,60E-01
	Microstitio	64,1	1	2,38E-13
	Disturbio*Micrositio	1,1	2	3,22E-01
Humedad edáfica a 3,8 cm de profundidad en Otoño	Disturbio	1,2	2	3,27E-01
	Microstitio	501,3	1	2,20E-16
	Disturbio*Micrositio	20,2	2	5,77E-08
Humedad edáfica a 7,6 cm de profundidad en Otoño	Disturbio	0,2	2	8,32E-01
	Microstitio	295,2	1	2,20E-16
	Disturbio*Micrositio	5,6	2	5,02E-03
Humedad edáfica a 20 cm de profundidad en Otoño	Disturbio	0,0338	2	9,67E-01
	Microstitio	35,6358	1	5,49E-08
	Disturbio*Micrositio	0,519	2	5,97E-01
Temperatura edáfica	Disturbio	0,118	2	8,89E-01
	Microstitio	0,7153	1	4,04E-01
	Disturbio*Micrositio	0,68153	2	6,39E-01
Textura-Arcilla	Disturbio	1,116	2	3,41E-01
	Microstitio	0,0065	1	9,36E-01
	Disturbio*Micrositio	1,6215	2	2,14E-01
Textura-Arena	Disturbio	1,193	2	3,17E-01
	Microstitio	0,0515	1	8,22E-01
	Disturbio*Micrositio	2,397	2	1,12E-01
Textura-Limo	Disturbio	0,7356	2	4,88E-01
	Microstitio	0,1176	1	7,34E-01
	Disturbio*Micrositio	2,3973	2	1,08E-01
Conductidad eléctrica	Disturbio	0,4326	2	6,53E-01
	Microstitio	0,3191	1	5,76E-01
	Disturbio*Micrositio	0,8615	2	4,33E-01
pH	Disturbio	0,6382	2	5,35E-01
	Microstitio	4,4157	1	4,41E-02
	Disturbio*Micrositio	2,134	2	1,36E-01
Carbono orgánico total	Disturbio	5,16	2	1,18E-02
	Microstitio	3,7966	1	6,07E-02
	Disturbio*Micrositio	11,45	2	2,02E-04
Nitrógeno total	Disturbio	0,78	2	4,67E-01
	Microstitio	18,073	1	1,91E-04
	Disturbio*Micrositio	11,084	2	2,49E-04

Tabla 6.4: Valores del estadístico F, grados de libertad (GL) y p-valor de los modelos lineales generalizados realizados en los capítulos II y III.

Capítulo IV: Restauración ecológica				
	Factores	**F**	**GL**	**p-valor**
Especies perennes el primer año posterior a los tratamientos	Disturbio	11,4	4	8,09E-01
	Tratamiento	2,8	2	4,42E-01
	Disturbio*Tratamiento	2,8	8	3,91E-01
Especies perennes el segundo año posterior a los tratamientos	Disturbio	1,2	4	3,42E-01
	Tratamiento	0,3	2	2,30E-01
	Disturbio*Tratamiento	1,7	8	8,32E-02
Especies anuales el primer año posterior a los tratamientos	Disturbio	15,1	4	3,71E-03
	Tratamiento	1,2	2	1,73E-03
	Disturbio*Tratamiento	3,3	8	1,23E-03
Especies anuales el segundo año posterior a los tratamientos	Disturbio	11,3	4	4,52E-04
	Tratamiento	2,6	2	9,73E-01
	Disturbio*Tratamiento	0,5	8	8,75E-01
Siembra directa	Disturbio	71,9	2	1,99E-18
	Especie	1,4	2	0,2581

Tabla 6.5: Valores del estadístico F, grados de libertad (GL) y p-valor de los modelos lineales generalizados realizados en los capítulos IV.

7. Bibliografía

Abarzua, F. D. y Di Nicolo, C. A. (2018). Extractivismo en territorios del norte de la Patagonia. La frutihorticultura en los Valles de Río Negro y el turismo en Villa Pehuenia-Moquehue, Neuquén. Cardinalis, 10: 318-345.

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(4): 1248-1284.

Abella, S. R; Chiquoine, L. P. y Weigand, J. (2020). Developing methods of assisted natural regeneration or restoring foundational desert plants. Arid Land Research and Management, 34(2): 231-237.

Abib, T. H.; Chasmer, L.; Hospkinson, C.; Mahoney, C. y Rodriguez, L. C. (2019). Seismic line impacts on proximal boreal forest and wetland environments in Alberta. Science of the Total Environment, 658: 1601-1613.

Agbagwa, I. O. y Ndukwu, B. C. (2014). Oil and gas pipeline construction-induced forest fragmentation and biodiversity loss in the Niger Delta, Nigeria. Natural Resources, 5(12): 698-718.

Aguiar, M. R. y Sala, O. E. (1997). Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. Ecology, 78: 93-100.

Aguiar, M. R. y Sala, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. Trends in Ecology & Evolution, 14: 273–277.

Allen, C. D.; Betancourt, J. L. y Swetnam, T. W. (1998). Landscape changes in the southwestern United States: techniques, long-term data sets, and trends. Perspectives on the Land-Use History of North America: A Context for Understanding Our Changing Environment. Fort Collins (CO): US Geological Survey, 71-84.

Allen, E. B. (Ed.). (2019). The reconstruction of disturbed arid lands: an ecological approach. Routledge. 458 pp.

Allison, L. y Richards, L. (1962). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual 60. Departamento de Agricultura de los EEUU. Limusa. Ciudad de México, México. 172pp.

Apcarian, A.; Aruani, C.; Schmid, P.; Broquen, P. y Imbellone, P. A. (2002). Prácticas de rehabilitación de aridisoles y entisoles del norte de la Patagonia afectados por la apertura de líneas sísmicas. Ciencia del Suelo, 20(2): 88-97.

Austin, A. T.; Yahdjian, L.; Stark, J. M.; Belnap, J.; Porporato, A.; Norton, U.; Ravetta, D. A. y Schaeffer, S. M. (2004). Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. Oecologia, 141: 221-235.

Avirmed, O.; Burke, I. C.; Mobley, M. L.; Lauenroth, W. K. y Schlaepfer, D. R. (2014). Natural recovery of soil organic matter in 30–90-year-old abandoned oil and gas wells in sagebrush steppe. Ecosphere, 5(3): 1-13.

Bainbridge, D. A. (2007). A Guide for Desert and Dryland Restoration. New hope for Arid Lands. Island press. Washington. USA. 391pp.

Bakhshandeh, E. y Jamali, M. (2020). Population-based threshold models: A reliable tool for describing aged seeds response of rapeseed under salinity and water stress. Environmental and Experimental Botany, 176: 104077.

Bär Lamas, M. I.; Larreguy, C.; Carrera, A. L. y Bertiller, M. B. (2013). Changes in plant cover and functional traits induced by grazing in the arid Patagonian Monte. Acta Oecologica, 51: 66-73.

Baskin, J.M. y Baskin, C.C. (2003). Classification, biogeography, and phylogenetic relationships of seed dormancy. En: Smith, R.D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard H.W., Probert, R.J. (Eds). Seed conservation: turning science into practice, 518-544.

Batlla, D. y Agostinelli, A. M. (2017). Thermal regulation of secondary dormancy induction in Polygonum aviculare seeds: a quantitative analysis using the hydrotime model. Seed Science Research, 27(3): 231-242.

Bautista, S.; Aronson, J. y Vallejo, V. R. (2009). Land restoration to combat desertification. Innovative approaches, quality control and project evaluation. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo–CEAM, Valencia. 168 pp.

Bayne, E.; Leston, L.; Mahon, C.L.; Sólymos, P.; Machtans, C.; Lankau, H.; Ball, J. R.; Van Wilgenburg, S. L.; Cumming, S.G.; Fontaine, T.; Schmiegelow, F. K. A. y Song, S. J. (2016). Boreal bird abundance estimates within different energy sector disturbances vary with point count radius. The Condor: Ornithological Applications, 1118 (2): 376-390.

Beider, A. M.; Buono, G.C.; Massara Paletto, V.; Behr, S. J.; Almonaci, D.; Gaisch, V. y Rivas N. (2021). Recuperación de áreas afectadas por hidrocarburos. Monitoreo de intervenciones de bajo impacto. Multequina, 30(2): 265-274.

Bennett, A. F. (1991). Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. En: Saunders D.A. y Hobbs R.J. (Eds). Nature conservation 2: The Role of Corridors. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia. 99-117.

Bergkamp, G.; Cerda, A. y Imeson, A. C. (1999). Magnitude-frequency analysis of water redistribution along a climate gradient in Spain. Catena, 37(1-2): 129-146.

Berry, K. H.; Weigand, J. F.; Gowan, T. A. y Mack, J. S. (2015). Bidirectional recovery patterns of Mojave Desert vegetation in an aqueduct pipeline corridor after 36 years: I. Perennial shrubs and grasses. Journal of Arid Environments, 124: 413-425.

Bertiller, M. B. (1998). Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. Seed Science Research, 8(1):39-46.

Berto, B.; Ritchie, A. L. y Erickson, T. E. (2024). Seed enhancements to improve direct-seeding outcomes for native grasses in mine restoration. Frontiers in Ecology and Evolution, 12: 1405649.

Bisigato, A. J. y Bertiller, M. B. (1997). Grazing effects on patchy dryland vegetation in northern Patagonia. Journal of Arid Environments, 36(4): 639-653.

Bisigato, A. J. y Bertiller, M. B. (2004). Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina. Plant Ecology, 174: 235-246.

Blanco, G.; Arias, F.; Villar Laz, C. y Quiroga, C. (2018). El petróleo en Neuquén. 100 años de historia (1918-2018). Neuquén. Ministerio de Energía y Recursos Naturales. 244 pp.

Bolling, J. D. y Walker, L. R. (2000). Plant and soil recovery along a series of abandoned desert roads. Journal of Arid Environments, 46(1): 1-24.

Bolling, J. D. y Walker, L. R. (2002). Fertile island development around perennial shrubs across a Mojave Desert chronosequence. Western North American Naturalist, 62(1): 88-100.

Bonet, A. (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. Journal of Arid Environments, 56(2):213-233.

Borselli, L. y Torri, D. (2010). Soil roughness, slope and surface storage relationship for impervious areas. Journal of Hydrology, 393(3-4): 389-400.

Bouyoucos, G. J. (1936). Directions for making mechanical analyses of soils by the hydrometer method. Soil Science 42(3): 225-230.

Bowers, J. E.; Webb, R. H. y Rondeau, R. J. (1995). Longevity, recruitment and mortality of desert plants in Grand Canyon, Arizona, USA. Journal of Vegetation Science, 6(4): 551-564.

Bradford, K. J. y Still, D. W. (2004). Applications of hydrotime analysis in seed testing. Seed Technology, 75-85.

Bradshaw, A. D. (1983). The reconstruction of ecosystems presidential address to the british ecologica society. Journal of Applied Ecology, 20: 1-17.

Bradshaw, C. J. A.; Boutin, S. y Hebert, D. M. (1997). Effects of petroleum exploration on woodland caribou in northeastern Alberta. Journal of Wildlife Management, 61: 1127–1133.

Brar, G. S. y Palazzo, A. J. (1995). Shoot and root development of tall and hard fescues in two different soils. Journal of Environmental Quality, 24(4): 771–781.

Bravo, V. y Di Sbroiavacca, N. (2021). Oil and Natural Gas Economy in Argentina: The Case of Fracking. Springer International Publishing. 301 pp.

Bruun, H. H. y Poschlod, P. (2006). Why are small seeds dispersed through animal guts: large numbers or seed size per se?. Oikos, 113: 402-411.

Buono, G. G.; Ciano, N. F.; Beider, A. y Massara Palletto, V. (2005). Revegetación natural de taludes en locaciones del Departamento Escalante, Chubut. Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas, Neuquén.

Busso, C. A. y Bonvissuto, G. L. (2009). Soil seed bank in and between vegetation patches in arid Patagonia, Argentina. Environmental and Experimental Botany, 67(1):188-195.

Busso, C. A.; Bonvissuto, G. L. y Torres, Y. A. (2012). Seedling recruitment and survival of two desert grasses in the monte of Argentina. Land Degradation & Development, 23(2): 116-129.

Butterfield, B. J. y Briggs, J. M. (2009). Patch dynamics of soil biotic feedbacks in the Sonoran Desert. Journal of Arid Environments, 73(1): 96-102.

Caballero, I.; Olano, J. M.; Escudero, A. y Loidi, J. (2008). Seed bank spatial structure in semi-arid environments: beyond the patch-bare area dichotomy. Plant Ecology,195: 215-223.

Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En: Kugler WF (Ed.). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo 2. 2a edición. Acme. Buenos Aires. Argentina. Fascículo 1: 1-85.

Call, C. A. y Roundy, B. A. (1991). Perspectives and processes in revegetation of arid and semiarid rangelands. Journal of Range Management, 44(6): 543-549.

Campanella, M. V.; Rostagno, C. M.; Videla, L. S. y Bisigato, A. J. (2017). Land degradation affects shrub growth responses to precipitation in a semiarid rangeland of north-eastern Patagonia (Argentina). Austral Ecology, 43(3): 280-287.

Casalini, A. I. y Bisigato, A. J. (2017). Geomorphology and soils control vegetation heterogeneity through differential species establishment at an arid ecotone. Journal of Arid Environments, 147: 83-89.

Castellano, M. J. y 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.

Castillo-Escrivà, A.; Iborra, G. M.; Cortina, J. y Tormo, J. (2019). The use of branch piles to assist in the restoration of degraded semiarid steppes. Restoration Ecology, 27(1): 102-108.

Castro, M. L.; Zuleta, G. A.; Pérez, A. A.; Ciancio, M. E.; Tchilinguirian, P. y Escartín, C. A. (2013). Rehabilitación de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas petroleras. Evaluación de la técnica de escarificado I: Vegetación. En: Pérez, D.R.; Rovere, A. E. y Rodríguez Araujo, M. E. (Eds.). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina, 225-245.

Celaya-Michel, H. y Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. Terra Latinoamericana, 29(3): 343-356.

Chambers, J.C. y 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.

Chambers, J. C. (2000). Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. Ecological Applications, 10(5): 1400-1413.

Chartier, M. P.; Rostagno, C. M. y 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.

Chartier, M. P.; Rostagno, C. M. y Videla, L. S. (2013). Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. Journal of Arid Environments, 88: 43-49.

Chatterjee, S. y Price, B. (1991). Regression diagnostics. NY: Wiley.

Chazdon, R. L. y Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. Biotropica, 48(6): 716-730.

Chen, L. y Gao, Q. (2006). Chance and challenge for China on ecosystem management: Lessons from the West-to-East pipeline project construction. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 35(2): 91-93.

Ciancio, M. E.; Tchilinguirian, 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. En: Pérez, D. R.; A. E. Rovere y M. E. Rodríguez Araujo (Eds.). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. 18: 246-260.

Ciano, N.; Nakamatsu, V.; Luque; J; Amari, M.; Mackeprang, O. y Lisoni, C. (1998). Establecimiento de Especies Vegetales en Suelos Disturbados por la Actividad Petrolera. Terceras Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. Comodoro Rivadavia, Chubut.

Ciano, N.; Nakamatsu, V.; Luque; J; Amari, M.; Mackeprang, O. y Lisoni, C. (2000a). Revegetación de Áreas Disturbadas por la Actividad Petrolera en la Patagonia Extraandina (Argentina). XI Conferencia de la International Soil Conservation Organization (ISCO 2000). Buenos Aires, Argentina.

Ciano, N.; Nakamatsu, V.; Luque; J; Amari, M. y Lisoni, C. (2000b). Recomposición de la cobertura vegetal en un área disturbada por la realización de una locación en Comodoro Rivadavia, provincia

de Chubut. Cuartas Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas. Salta.

Clewell, A.F. y Aronson, J. (2013). Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press, 303 pp.

Conlin, D. B. y Ebersole, J. J. (2001). Restoration of an alpine disturbance: differential success of species in turf transplants, Colorado, USA. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 33(3): 340-347.

Cork, N. A.; Fisher, R. S.; Strong, N.; Ferranti, E. J. y Quinn, A. D. (2024). A systematic review of factors influencing habitat connectivity and biodiversity along road and rail routes in temperate zones. Frontiers in Environmental Science, 12: 1369072.

Cotts, N. R.; Redente, E. F. y Schiller, R. (1991) Restoration methods for abandoned roads at lower elevations in Grand Teton national park, Wyoming. Arid Soil Research and Rehabilitation, 5(4): 235-249

Cotts, N. R. y Redente, E. F. (1991). Restoration techniques for road disturbances in Grand Teton National Park. Proceedings America Society of Mining and Reclamation, 511-520.

Couic, E.; Tribondeau, A.; Alphonse, V.; Livet, A. y Bousserrhine, N. (2022). Positive effect of ecological restoration with fabaceous species on microbial activities of former guyanese mining sites. Molecules, 27(6): 1768.

Dabros, A.; Hammond, h. J.; Pinzon, J.; Pinno, B. y Langor, D. (2017). Edge influence of low-impact seismic lines for oil exploration on upland forest vegetation in northern Alberta (Canada). Forest Ecology and Management, 400: 278-288.

Dabros, A.; Pyper, M. y Castilla, G. (2018). Seismic lines in the boreal and arctic ecosystems of North America: environmental impacts, challenges, and opportunities. Environmental Reviews, 26(2): 214-229.

Dalmasso, A. D. (2010). Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 45: 149-171.

Davidson, S. J.; Goud, E. M.; Franklin, C.; Nielsen, S. E. y Strack, M. (2020). Seismic line disturbance alters soil physical and chemical properties across boreal forest and peatland soils. Frontiers in Earth Science, 8: 281.

Day, S. J.; Norton, J. B.; Kelleners, T. J. y Strom, C. F. (2015). Drastic disturbance of salt-affected soils in a semi-arid cool desert shrubland. Arid Land Research and Management, 29(3): 306-320.

del Valle, H.F. (1998). Patagonian soils: A regional synthesis. Ecología Austral 8: 103–123.

Desserud, P.: Gates, C. C.; Adamas, B. y Revel, R. D. (2010). Restoration of foothills rough fescue grassland following pipeline disturbance in southwestern Alberta. Journal of Environmental Management, 91(12): 2763-2770.

Desserud, P.A. y Naeth, M. A. (2013). Natural recovery of rough fescue (Festuca halli (Vasey) Piper) grassland after disturbance by pipeline construction in central Alberta, Canada. Natural Areas Journal, 33(1): 91-98.

de Souza, G. F.; Ferreira, M. C. y Munhoz, C. B. R. (2022). Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. Applied Vegetation Sciencie, 25(3): e12668

DeVilleneuve, S.; Kelly, A.; Miyanaka, N.; Shanmuhasundaram, T.; Murphree, P. y Wyatt, B. M. (2023). Impacts of vegetation and topsoil removal on soil erosion, soil moisture, and infiltration. Agrosystems, Geosciences & Environment, 6(3): e20402.

Di Benedetto, A. (2007). Alternative substrates for potted ornamental plants based on Argentinean peat and Argentinean river waste: a review. Floriculture and Ornamental Biotechnology, 1(2): 90-101.

Dickie, M.; McNay, S. R.; Sutherland, G. D.; Cody, M. y Avgar, T. (2020). Corridors or risk? Movement along, and use of, linear features varies predictably among large mammal predator and prey species. Journal of Animal Ecology, 89(2): 623-634.

D'Odorico, P.; Okin, G. S. y Bestelmeyer, B. T. (2012). A synthetic review of feedbacks and drivers of shrub encroachment in arid grasslands. Ecohydrology, 5(5): 520-530.

D'Odorico, P.; Bhattachan, A.; Davis, K. F.; Ravi, S. y Runyan, C. W. (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. Advances in water resources, 51: 326-344.

dos Santos, P. S.; da Silva, K. A.; de Lima Araújo, E. y Ferraz, E. M. N. (2022). Seed rain in two areas with different relief types in a tropical rainforest. Research, Society and Development, 11(7): e29511729912.

Douglas, G. B.; Dodd, M. B. y Power, I. L. (2007). Potential of direct seeding for establishing native plants into pastoral land in New Zealand. New Zealand Journal of Ecology, 143-153.

Dregne, H. E. (2002). Land degradation in the drylands. Arid land research and management, 16(2): 99-132.

Drezner, T. D. (2007). An analysis of winter temperature and dew point under the canopy of a common Sonoran Desert nurse and the implications for positive plant interactions. Journal of Arid Environments, 69(4): 554-568.

Dumroese, R.K.; Luna, T. y 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.

Farahinia, P.; Sadat-Noori, S. A.; Mortazavian, M. M.; Soltani, E. y Foghi, B. (2017). Hydrotime model analysis of *Trachyspermum ammi* (L.) Sprague seed germination. Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants, 5: 88-91.

Farinaccio, F. y Pérez, D. (2010). Características del Monte y del área de estudio. En: Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Patagonia. Vazquez Mazzini Editores. 24-33.

Filazzola, A. y Lortie, C. J. (2014). A systematic review and conceptual framework for the mechanistic pathways of nurse plants. Global Ecology and Biogeography, 23(12): 1335-1345.

Filicetti, A. T. y Nielsen, S. E. (2020). Tree regeneration on industrial linear disturbances in treed peatlands is hastened by wildfire and delayed by loss of microtopography. Canadian Journal of Forest Research, 50(9): 936-945.

Fiori, S. M. y Zalba, S. M. (2003). Potential impacts of petroleum exploration and exploitation on biodiversity in a Patagonian Nature Reserve, Argentina. Biodiversity and Conservation, 12(6): 1261-1270.

Flores, J. y Jurado, E. (2003). Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. Journal of Vegetation Science, 14(6): 911-916.

Forni, L.; Mautner, M.; Lavado, A.; Burke, K. y Gomez, R. (2021). Implicaciones de la producción de shale oil & gas en las áreas de las cuencas hidrográficas de Vaca Muerta, Argentina. SEI working paper. 19 pp.

Fragomeno, M. (2018). Caracterización de la Formación Vaca Muerta como reservorio no convencional en el área Loma Jarillosa Este: enfoque sísmico. Tesina de posgrado. Universidad Nacional de la Plata.

Funk, F. A.; Peter, G.; Loydi, A.; Kröpfl, A. I. y Distel, R. A. (2012). Recuperación estructural y funcional de los espacios entre arbustos al cabo de 10 años de exclusión del pastoreo en una estepa semiárida del noreste de la Patagonia. Ecología austral, 22(3): 195-202.

Funk, F. A.; Loydi, A.; Peter, G. y Distel, R. A. (2019). Effect of grazing and drought on seed bank in semiarid patchy rangelands of northern Patagonia, Argentina. International Journal of Plant Sciences, 180(4): 337-344.

Gann, G. D.; McDonald, T.; Walder, B.; Aronson, J.; Nelson, C. R.; Jonson, J.; Hallett, Eisenberg C.; Guariguata, M. R.; Liu, J.; Hua, F.; Echeverría, C.; Gonzales, E.; Shaw, N.; Decleer, K. y Dixon, K. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Restoration Ecology, 27(S1): S1-S46.

Geisseler, D.; Miller, K.; Santiago, S. y Abou Najm, M. (2024). The multi-faceted relationship between nitrogen mineralization and soil texture. Soil Science Society of America Journal, 88(5): 1792-1807.

Ghermandi, L. (1992). Caracterización del banco de semillas de una estepa en el noroeste de Patagonia. Ecología Austral, 2(1): 39-46.

Gibbs, J.P. (1998). Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. Journal of Wildlife Management, 62: 584–589.

Gilbert, N. A.; Stenglein, J. L.; Pauli, J. N. y Zuckerberg, B. (2022). Human disturbance compresses the spatiotemporal niche. Proceedings of the National Academy of Sciences, 119(52): e2206339119.

Giuliani, A. y Armella, L. R. (2022). Consecuencias territoriales de la explotación de Vaca Muerta. El caso de lxs docentes de Añelo. Cuadernos de Investigación. Serie Economía, (11): 39-64.

Glantz, M. H. (2018). Desertification: environmental degradation in and around arid lands. CRC Press. 367 pp.

Gonzalez, S. L. y Ghermandi, L. (2021). Overgrazing causes a reduction in the vegetation cover and seed bank of Patagonian grasslands. Plant and Soil, 464: 75-87.

González, M. F.; Pérez, D. R. y Rovere, A. E. (2013). Reintroducción de especies nativas de dos grupos funcionales en zonas degradadas del área natural Protegida Auca Mahuida (Neuquén, Argentina). En: Pérez, D.R.; Rovere, A. E. y Rodríguez Araujo, M. E. (Eds.). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina, 355-370.

González, F. D. M. (2022). Rehabilitación de explanadas petroleras en el Monte Austral (Neuquén, Argentina) considerando aspectos sucesionales de la vegetación nativa y sus interacciones. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata.

González, F. y Pérez, D. R. (2024). How much can assisted natural regeneration contribute to ecological restoration in arid lands?. Land Degradation & Development, 35(14): 4163-4172.

Gratzfeld, J. (2004). Industrias extractivas en zonas áridas y semiáridas: planificación y gestión ambientales. Traducido por Blanch, J. M. y Blasco, D. IUCN: Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 112 pp.

Gregory, T.; Carrasco-Rueda, F.; Alonso, A.; Kolowski, J. y Deichmann, J. L. (2017). Natural canopy bridges effectively mitigate tropical forest fragmentation for arboreal mammals. Scientific Reports, 7(1): 1-11.

Grubb, P.J. (1977). The maintenance of species richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. Biological Reviews, 52: 107-145.

Grubb, P. J. y Hopkins, A. J. M. (1986). Resilience at the level of the plant community. En: Dell, B; Hopkins, A. J. M. y Lamont, B. B. (Eds). Resilience in mediterranean-type ecosystems, 21-38.

Gucinski H.; Furniss M.J.; Ziemer R.R. y Brookes M.H. (2000). Forest roads: A Synthesis of Scientific Information. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. 103 pp.

Guidetti, B. Y.; Amico, G. C.; Dardanelli, S. y Rodriguez-Cabal, M. A. (2016). Artificial perches promote vegetation restoration. Plant ecology, 217: 935-942.

Haight, J. D.; Reed, S. C., y Faist, A. M. (2019). Seed bank community and soil texture relationships in a cold desert. Journal of Arid Environments, 164: 46-52.

Hardegree, S. P.; Jones, T. A.; Roundy, B. A.; Shaw, N. L. y Monaco, T. A. (2016). Assessment of range planting as a conservation practice. Rangeland Ecology & Management, 69(4): 237-247.

Halle, S. (2007). Science, art, or application—the "karma" of restoration ecology. Restoration Ecology, 15(2): 358-361.

Harper, J.L. (1977). Population biology of plantas. Academic Press, London, UK, 892 pp.

Haskell, D.G. (2000). Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the Southern Appalachian Mountains. Conservation Biology, 14: 57–63.

Hechem, J. (2022). Breve historia de la exploración neuquina. En: Crónicas de la Exploración y Geología Petrolera. Instituto Argentino del Petróleo y del Gas. 925–936.

Hernández, J. A. y Pérez, D. R. (2023). Performance of five arid land shrub species in direct seeding: implications for seed-based restoration. Restoration Ecology, 32(2): e14022.

Heydari, M.; Omidipour, R.; Abedi, M. y Baskin, C. (2017). Effects of fire disturbance on alpha and beta diversity and on beta diversity components of soil seed banks and aboveground vegetation. Plant Ecology and Evolution, 150(3): 247-256.

Higginbottom, T. P. y Symeonakis, E. (2014). Assessing land degradation and desertification using vegetation index data: Current frameworks and future directions. Remote Sensing, 6(10): 9552-9575.

Holl, K. (2023). Introducción a la restauración ecológica. Traducción por Omayra Toro y Paula Meli. (Eds). CopIt-arXives. México CDMX. 204 pp.

Houston, J. (2006). Evaporation in the Atacama Desert: An empirical study of spatio-temporal variations and their causes. Journal of Hydrology, 330(3-4): 402-412.

INTA/CIRN. (1990). Atlas de suelos de la República Argentina. Escala 1:500.000 y 1:1.000.000. Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Buenos Aires.

IRAM/SAGyP 29571-3:2016. Calidad ambiental-Calidad del suelo. Determinación de materia orgánica en suelos. Parte 3 - Determinación de carbono orgánico oxidable por mezcla oxidante fuerte, microescala.

IRAM/SAGyP 29572:2018. Calidad ambiental-Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno en suelo por el método Kjeldahl modificado.

Jafari, M.; Tavili, A.; Panahi, F.; Esfahan, E. Z. y Ghorbani, M. (2018). Reclamation of arid lands. Springer Nature Switzerland AG: Springer International Publishing. 273 pp.

James, J. J.; Sheley, R. L.; Erickson, T.; Rollins, K. S.; Taylor, M. H. y Dixon, K. W. (2013). A systems approach to restoring degraded drylands. Journal of Applied Ecology, 50(3): 730-739.

Jarrell, W. M. y Virginia, R.A. (1990). Response of mesquite to nitrate and salinity in a simulated phreatic environment: water use, dry matter and mineral nutrient accumulation. Plant and Soil, 125: 185–196.

Jester, W. y A. Klik. (2005). Soil surface roughness measurement-methods, applicability, and surface representation. Catena 64: 174-192.

Jiao, F.; Shi, X. R.; Han, F. P. y Yuan, Z. Y. (2016). Increasing aridity, temperature and soil pH induce soil CNP imbalance in grasslands. Scientific reports, 6(1): 19601.

Jiménez, M. N.; Pinto, J. R.; Ripoll, M. A.; Sánchez-Miranda, A. y Navarro, F. B. (2017). Impact of straw and rock-fragment mulches on soil moisture and early growth of holm oaks in a semiarid area. Catena, 152: 198-206.

Kaindl, M. (Ed). (2011). Aspectos técnicos, económicos y estratégicos de la exploración y producción de hidrocarburos. 1a ed. Buenos Aires. Instituto Argentino de Petróleo y del Gas. 260 pp.

Kalukapuge, T.; Leston, L. F.; Martínez-Lanfranco, J. A. y Bayne, E. (2024). Response of boreal songbird communities to the width of linear features created by the energy sector in Alberta, Canada. Avian Conservation and Ecology, 19(2).

Karlin, U. O.; Karlin, M. S.; Zapata, R. M.; Coirini, R. O.; Contreras, A. M. y Carnero, M. (2017). La Provincia Fitogeográfica del Monte: límites territoriales y su representación. Multequina, 26(2): 63-75.

Kassas M. (1995). Desertification: a general review. Journal of Arid Environments, 30: 115–128.

Katyal, J. C. y Vlek, P. L. (2000). Desertification: concept, causes and amelioration. ZEF discussion papers on development policy. Center for Development Research, Bonn, 33.

Klein, D.R. (1991). Caribou in the changing North. Appalachian Animal Behavior Science, 29: 279-291.

Klute, A. (1986) Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods. 2nd Edition, American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, USA.

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. y Rostagno, C. M. (2013). Enramado y riego como alternativas de rehabilitación de regiones semiáridas afectadas por el tendido de ductos. Ecología Austral, 23: 62-69.

Kröpfl, A. I.; Deregibus, V. A. y Cecchi, G. A. (2007). Disturbios en una estepa arbustiva del Monte: cambios en la vegetación. Ecología Austral, 17(2): 257-268.

Kildisheva, O. A.; Dixon, K. W.; Silveira, F. A.; Chapman, T.; Di Sacco, A.; Mondoni, A.; Turner, S.R. y Cross, A. T. (2020). Dormancy and germination: making every seed count in restoration. Restoration Ecology, 28: S256-S265.

Laake, A. (2005). Remote sensing application for vibroseis data quality estimation in the Neuquén basin, Argentina. En: VI Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos, Mar del Plata.

Labraga, J. C. y Villalba, R. (2009). Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. Journal of Arid Environments, 73(2): 154-163.

Larmuth, J. y Harvey, H. J. (1978). Aspects of the occurrence of desert plants. Journal of Arid Environments, 1(2): 129-133.

Leanza, H.A. (2009). Las principales discordancias del Mesozoico de la Cuenca Neuquina según observaciones de superficie. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales, 11(2): 145-184.

Leder, C. V.; Peter, G. y 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.; Calvo, D. A. y Peter, G. (2022). Seed rain and soil seed bank compensatory roles on Nassella tenuis (Phil.) Barkworth seedling recruitment in ungrazed and grazed sites. Journal of Arid Land, 14(5): 550-560.

Le Houérou, H. N. (1999). Estudios e investigaciones ecológicas de las zonas áridas y semiáridas de Argentina. Informe Interno. IADIZA, Mendoza, Argentina. 672 pp.

León, R. J.; Bran, D.; Collantes, M.; Paruelo, J. M. y Soriano, A. (1998). Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. Ecología Austral, 8(2):125-144.

Letey, J. O. H. N. (1985). Relationship between soil physical properties and crop production. En: Advances in Soil Science, 1: 277-294.

Lewis, L. J.; Davenport, J. y Kelly, T. C. (2003). A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities: Part 2. Recolonization by benthic invertebrates after 1 year and response of estuarine birds. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57 (1-2): 201-208.

Li, J.; Gilhooly III, W. P.; Okin, G. S. y Blackwell III, J. (2017). Abiotic processes are insufficient for fertile island development: A 10-year artificial shrub experiment in a desert grassland. Geophysical Research Letters, 44(5): 2245-2253.

Li, X. Y. y Liu, L. Y. (2003). Effect of gravel mulch on aeolian dust accumulation in the semiarid region of northwest China. Soil and Tillage Research, 70(1): 73-81.

Li, H.; Parent, L. E.; Karam, A. y Tremblay, C. (2004). Potential of *Sphagnum* peat for improving soil organic matter, water holding capacity, bulk density and potato yield in a sandy soil. Plant and Soil, 265(1): 355-365.

Lohbeck, M.; Rother, D. C. y Jakovac, C. C. (2021). Enhancing natural regeneration to restore landscapes. Frontiers in Forests and Global Change, 4: 735457.

López, A. S.; López, D. R.; Arana, M. V.; Batlla, D. y Marchelli, P. (2021). Germination response to water availability in populations of Festuca pallescens along a Patagonian rainfall gradient based on hydrotime model parameters. Scientific Reports, 11(1): 10653.

Low, C. H. (2016). Impacts of a six year old pipeline right of way on Halimolobos virgata (Nutt.) OE Schulz (slender mouse ear cress), native Dry Mixedgrass prairie uplands, and wetlands. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master in Land Reclamation an Remediation. Department of Renewable Resources University of Alberta.

Lu, X.; Li, S.; Han, R.; Jia, B.; Xian, C.; Ding, F.; Zhang, Y.; Zhong, S.; Xu, Q. y Zuo, X. (2024). An overview of recent developments and understandings of unconventionals in the vaca muerta formation, Argentina. Applied Sciences, 14(4): 1366.

Lucero, M. E.; Dreesen, D. R. y VanLeeuwen, D. M. (2010). Using hidrogel filled, embedded tubes to sustain grass transplants for arid land restoration. Journal of Arid Environments, 74: 987-990.

Ludwig, J. A., y Tongway, D. J. (1996). Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. II. Restoring vegetation patches. Restoration Ecology, 4(4): 398-406.

Ludwig, J. A.; Wilcox, B. P.; Breshears, D. D.; Tongway, D. J., y Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology, 86(2): 288-297.

Luzuriaga, A. L;, Escudero, A.; Olano, J. M. y Loidi, J. (2005). Regenerative role of seed banks following an intense soil disturbance. Acta Oecologica, 27(1): 57-66.

Madrigal-González, J., Cano-Barbacil, C., Kigel, J., Ferrandis, P. y Luzuriaga, A. L. (2020). Nurse plants promote taxonomic and functional diversity in an arid Mediterranean annual plant community. Journal of Vegetation Science, 31(4): 658-666.

Mader, H.J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. Biological Conservation, 29: 81–96.

Mader, H.J.; Schell C. y Kornacker P. (1990). Linear barriers to movements in the landscape. Biological Conservation, 54: 209–222.

Maestre, F. T. y Escudero, A. (2009). Is the patch size distribution of vegetation a suitable indicator of desertification processes?. Ecology, 90(7): 1729-1735.

Maestre, F. T.; Eldridge, D. J.; Soliveres, S.; Kéfi, S.; Delgado-Baquerizo, M.; Bowker, M. A.; García-Palacios, P.; Gaitán, J.; Gallardo, A.; Lázaro, R. y Berdugo, M. (2016). Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 47(1): 215-237.

Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Sciencie, Oxford. 264 pp.

Maier, A. M.; Perryman, B.L.; Olson, R.A. y Hild, A.L. (2001). Climatic influences on recruitment of 3 subspecies of *Artemisia tridentata* . Journal of Range Management, 54: 699–703.

Malizia, A.; Chacoff, N. P.; Grau, H. R. y Brown, A. D. (2004). Vegetation recovery on a gas-pipeline track along an altitudinal gradient in the Argentinean Yungas forests. Ecología Austral, 14(2): 165-178.

Marone, L. y Pol, R. G. (2021). Continuous grazing disrupts desert grass-soil seed bank composition under variable rainfall. Plant Ecology, 222(2): 247-259.

Mazzola, M.B.; Chambers, J.C.; Blank, R.R.; Pyke, D.A.; Schupp, E.W.; Allcock, K.G.; Doescher, P.S. y Nowak, R.S. (2011). Effects of resource availability and propagule supply on native species recruitment in sagebrush ecosystems invaded by Bromus tectorum. Biological Invasions, 13: 513–526.

Mazzonia, E. y Vazquez, M. (2009). Desertification in Patagonia. Developments in Earth Surface Processes, 13: 351-377.

Meffe, G.K. y Carroll, C.R. (1994). Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA. 600 pp.

Meyer, S. E. y Pendleton, B. K. (2005). Factors affecting seed germination and seedling establishment of a long-lived desert shrub (*Coleogyne ramosissima*: Rosaceae). Plant Ecology, 178(2): 171-187.

Miller D. E. (1986). Root systems in relation to stress tolerance. HortScience, 21: 963–970.

Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. (2011). Plan Estratégico Territorial Avance II: Planificación Estratégica Territorial. 1a ed. Buenos Aires. 108 pp.

Moore, P. D. (1980). Soil seed banks. Nature, 284(5752): 123-124.

Mora Rivera, W. V. (1999). Tesis para la obtención del Título de Ingeniero en Electrónica y Control. "Estudio y evaluación de alternativas de la instrumentación y adquisición de datos en la prospección sísmica". Escuela Politécnica Nacional. Facultad de Ingeniería Eléctrica. Quito.

Morello, J. (1958). La Provincia Fitogeográfica del Monte. Opera Lilloana. Universidad Nacional del Tucumán. Instituto "Miguel Lillo". 155 pp.

Mori, A. S.; Isbell, F. y Seidl, R. (2018). β-diversity, community assembly, and ecosystem functioning. Trends in Ecology & Evolution, 33(7): 549-564.

Muñoz-Rojas, M.; Erickson, T. E.; Martini, D. C.; Dixon, K. W. y Merritt, D. J. (2016). Climate and soil factors influencing seedling recruitment of plant species used for dryland restoration. Soil, 2(2): 287-298.

Muñoz-Rojas, M.; Delgado-Baquerizo, M. y Lucas-Borja, M. E. (2021). La biodiversidad y el carbono orgánico del suelo son esenciales para revertir la desertificación. Ecosistemas, 30(3): 2238-2238.

Naab, O. y Tamame, M. A. (2007). Flora apícola primaveral en la región del Monte de la Provincia de La Pampa (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 42(3-4): 251-259.

Naeth, M. A.; Locky, D. A.; Wilkinson, S. R.; Nannt, M. R.; Bryks, C. L. y Low, C. H. (2020). Pipeline impacts and recovery of dry mixed-grass prairie soil and plant communities. Rangeland Ecology & Management, 73(5): 619-628.

NAG-153 (2006). Normas argentinas mínimas para la protección ambiental en el transporte y la distribución de gas natural y otros gases por cañerías. (GN-GL). Ente Nacional Regulador del Gas (ENARGAS). Argentina.

Nellemann, C. y Cameron, R.D. (1996). Effects of petroleum development on terrain preferences of calving caribou. Artic 49: 23–28.

Noel, L.E.; Butcher, M. K.; Cronin, M. A. y Streever, B. (2006). Assessment of effects of an oil pipeline on Caribou, Rangifer tarandus granti, use of riparian habitats in arctic Alaska, 2001-2003. The Canadian Field-Naturalist, 120(3): 323-3330.

Noy-Meir, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. Annual review of ecology and systematics, 4(1): 25-51.

O'Brien, P. L.; DeSutter, T. M.; Casey, F. X.; Wick, A. F. y Khan, E. (2017). Evaluation of soil function following remediation of petroleum hydrocarbons—a review of current remediation techniques. Current Pollution Reports, 3: 192-205.

Olson, E. R. y Doherty, J. M. (2012). The legacy of pipeline installation on the soil and vegetation of southeast Wisconsin wetlands. Ecological Engineering, 39: 53-62.

Osborne, B. B.; Roybal, C. M.; Reibold, R.; Collier, C. D.; Geiger, E.; Phillips, M. L.; Weintraub, M. N. y Reed, S. C. (2022). Biogeochemical and ecosystem properties in three adjacent semi-arid grasslands are resistant to nitrogen deposition but sensitive to edaphic variability. Journal of Ecology, 110(7): 1615-1631.

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): 40-63.

Palacio-López, K.; Hovick, S. M.; Mattingly, K. Z.; Weston, L. M.; Hofford, N. P.; Finley, L.; Tayal A. y Reinartz, J. A. (2024). Suppression of reed canarygrass by assisted succession: A sixteen-year restoration experiment. Journal of Applied Ecology, 61(8): 1805-1816.

Palomeque, M. (2008). Historia de la exploración en la Argentina. Petrotecnia, 1: 75-81.

Parkhurst, T.; Standish, R. J. y Prober, S. M. (2024). Limited recovery of soil organic carbon and soil biophysical functions after old field restoration in an agricultural landscape. Austral Ecology, 49(4): e13519.

Paredes, D.A.; Rodríguez Araujo, M.E. y 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.

Pedrini, S. y Dixon, K. W. (2020). International principles and standards for native seeds in ecological restoration. Restoration Ecology, 28: S286-S303.

Pena Rodrigues, P. J. P.; Melo, L. R.; de Abreu, R. C. y Iguatemy, M. A. (2016). Edge effects of oil pipeline canopy openings on tree community structure and dynamics in a Montane Atlantic Forest. Journal of Geoscience and Environment Protection, 4(07): 132-140.

Pérez, D.; Rovere, A. y Farinaccio, F. (2010). Rehabilitación en el desierto. Ensayos con plantas nativas en Aguada Pichana, Neuquén, Argentina. Vázquez Mazzini Editores. 80 pp.

Pérez, D. R.; González, F.; Ceballos, C.; Oneto, M. E. y Aronson, J. (2019). 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.; Pilustrelli, C.; Farinaccio, F. M.; Sabino, G. y Aronson, J. (2020). Evaluating success of various restorative interventions through drone-and field-collected data, using six putative framework species in Argentinian Patagonia. Restoration Ecology, 28: A44-A53.

Peter, G.; Funk, F. A. y Robles, S. S. T. (2013). Responses of vegetation to different land-use histories involving grazing and fire in the North-east Patagonian Monte, Argentina. The Rangeland Journal, 35(3): 273-283.

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 marzo 2021).

Petroquímica. (2018). Planes para globalizar el gas. Disponible en: https://www.revistapetroquimica.com/los-planes-para-globalizar-el-gas-neuquino/. (Último acceso en marzo 2021).

Pickett, S. T. A. y White, P. S. (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, INC. 471 pp.

Pigeon, K. E.; Anderson, M.; MacNearney, D.; Cranston, J.; Stenhouse, G. y Finnegan, L. (2016). Toward the restoration of caribou habitat: Understanding factors associated with human motorized use of legacy seismic lines. Environmental Management, 58: 821-832.

Pyke, D.A. (1990). Comparative demography of co-occurring introduced and native tussock grasses: persistence and potential expansion. Oecologia, 82: 537–543.

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.

Poschlod, P.; Abedi, M.; Bartelheimer, M.; Drobnik, J.; Rosbakh, S. y Saatkamp, A. (2013). Seed ecology and assembly rules in plant communities. Vegetation Ecology, 164-202.

Prach, K.; Řehounková, K.; Lencová, K.; Jírová, A.; Konvalinková, P.; Mudrák, O.; Vanecek, Z.; Tychy, L.; Petrik, P.; Smilauer, P. y Pyšek, P. (2014). Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. Applied Vegetation Science, 17(2): 193-200.

Pucheta, E.; García-Muro, V. J.; Rolhauser, A. G. y Quevedo-Robledo, L. (2011). Invasive potential of the winter grass *Schismus barbatus* during the winter season of a predominantly summer-rainfall desert in Central-Northern Monte. Journal of Arid Environments, 75(4): 390-393.

Pueyo, Y.; Kéfi, S.; Alados, C. L. y Rietkerk, M. (2008). Dispersal strategies and spatial organization of vegetation in arid ecosystems. Oikos, 117(10): 1522-1532.

Putwain, P. D.; Gillham, D. A. y Holliday, R. J. (1982). Restoration of heather moorland and lowland heathland, with special reference to pipelines. Environmental Conservation, 9(3): 225-235.

Quiroga, E.; Blanco, L. y Orionte, E. (2009). Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. Ecología Austral, 19(2): 107-117.

Radcliffe, D.E. y Simunek, J. (2010). Soil Physics with HYDRUS: Modeling and Applications. 1st ed. CRC Press. 363 pp.

Radovani, N. I.; Funes, M. C.; Walker, R. S.; Gader, R. y Novaro, A. J. (2014). Guanaco Lama guanicoe numbers plummet in an area subject to poaching from oil-exploration trails in Patagonia. Oryx, 49(1): 42-50.

Rajnoch, G.; Pérez, D. R. y Ravetta, D. A. (2022). Effects of phytochemical crusts formed under two desert shrubs on physical properties of soils in arid ecosystems. Journal of Arid Environments, 204: 104791.

R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Ralphs, M. H. y McDaniel, K. C. (2011). Broom snakeweed (*Gutierrezia sarothrae*): toxicology, ecology, control, and management. Invasive Plant Science and Management, 4(1): 125-132.

Resolución 105/92. Ley de Hidrocarburos. Anexo VII. Normas y procedimientos que regulan la protección ambiental durante las operaciones de exploración y explotación de hidrocarburos.

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-Sandwald, E.; Jiang, H.; Leemans, R.; Lynam, T.; Maestre, F. T.; Ayarza, M. y Walker, B. (2007). Global desertification: building a science for dryland development. Science, 316(5826): 847-851.

Rich A.C.; Dobkin D.S. y Niles L.J. (1994). Defining forest fragmentation by corridors width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. Conservation Biology, 8: 1109–1121.

Richards, L. A. (1962). Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos. Traducción al español por N. Sánchez D. et al. 3ª edición. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas. 90 pp.

Richardson, M. L.; Wilson, B. A.; Aiuto, D. A.; Crosby, J. E.; Alonso, A.; Dallmeier, F. y Golinski, G. K. (2017). A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. Biodiversity and Conservation, 26: 1801-1815.

Ridolfi, L; Laio, F. y D'Odorico, P. (2008). Fertility island formation and evolution in dryland ecosystems. Ecology and Society, 13(1): 5.

Rietkerk, M.; Boerlijst, M. C.; van Langevelde, F.; HilleRisLambers, R.; van de Koppel, J. V.; Kumar, L.; Prins, H. H. T. y de Roos, A. M. (2002). Self-organization of vegetation in arid ecosystems. The American Naturalist, 160(4): 524-530.

Riva, F.; Pinzon, J.; Acorn, J. H. y Nielsen, S. E. (2020). Composite effects of cutlines and wildfire result in fire refuges for plants and butterflies in boreal treed peatlands. Ecosystems, 23(3): 485-497.

Roberts, H. A. y Ricketts, M. E. (1979). Quantitative relationships between the weed flora after cultivation and the seed population in the soil. Weed Research, 19(4): 269-275.

Roberts, H.A. (1981). Seed banks in soils. Advances in Applied Biology, 6: 1-55.

Roberts, D.; Ciuti, S.; Barber, Q. E.; Willier, C. y Nielsen, S. E. (2018). Accelerated seed dispersal along linear disturbances in the Canadian oil sands region. Scientific Reports, 8(1): 4828.

Robinson, G. R.; Holt, R. D.; Gaines, M. S.; Hamburg, S. P.; Johnson, M. L.; Fitch, H. S. y Martinko, E. A. (1992). Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. Science, 257(5069): 524-526.

Rodríguez Araujo, M. E.; Turuelo, N. M. y Pérez, D. R. (2015). Banco de semillas de especies nativas de Monte y Payunia para restauración ecológica. Multequina 24: 75-82.

Rodríguez Araujo, M. E.; Pérez, D. R. y 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. (2021). Rehabilitación ecológica de sitios degradados por disturbios severos en el Monte Austral Neuquino: evaluación de la siembra directa con especies nativas. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata.

Roig, F.; Roig-Juñent, S. y Corbalán, V. (2009). Biogeography of the Monte Desert. Journal of Arid Environment, 73: 164-172.

Roitman, J. N. y James, L. F. (1985). Chemistry of toxic range plants. Highly oxygenated flavonol methyl ethers from *Gutierrezia microcephala*. Phytochemistry, 24(4): 835-848.

Romero-Ovalle, P. E.; Campanella, M. V.; Pascual, M.; García-Asorey, M.; Pacheco, C.; Barrionuevo, C. y Bisigato, A., J. (2024). Shrub encroachment occurs near previously invaded áreas in Patagonia (southern South America). Land Degradation & Development, 35(3): 1098-1109.

Romero-Ruiz, A.; Linde, N.; Baron, L.; Solazzi, S. G.; Keller, T. y Or, D. (2021). Seismic signatures reveal persistence of soil compaction. Vadose Zone Jounal, 20(4): e20240.

Rostagno, C. M.; del Valle, H. F. y 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 Environments, 20(2): 179-188.

Rowell, M. J. y Florence, L. Z. (1993). Characteristics associated with differences between undisturbed and industrially-disturbed soils. Soil Biology and Biochemistry, 25(11): 1499-1511.

Ruiz, T. G.; Zaragoza, S. R. y Cerrato, R. F. (2008). Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. Journal of Arid Environments, 72(7): 1202-1212.

Rundel, P.; Villagra, P.E.; Dillon, M.O.; Roig-Juñent, S.A. y Debandi, G. (2007). Arid and Semi-Arid Ecosystems. En: Veblen, T.T., Young, K., Orme, A. (Eds.). The Physical Geography of South America. Oxford University Press. 158–183.

Rykiel Jr, E. J. (1985). Towards a definition of ecological disturbance. Australian Journal of Ecology, 10(3): 361-365.

Sánchez, O. (2005). Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. En: Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez-Huitzil, R.; Vega, E.; Portales, G.; Valdez, M. y Azuara, D. (Eds.). Temas sobre restauración ecológica. México: Instituto Nacional de Ecología, 15-29.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology, 5(1): 18-32.

Scanes, C.G. (2018). Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In Animals and human society. Academic Press. 451-482.

SER (Society for Ecological Restoration). (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. www.ser.org. Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Shi, Y. F.; Wang, Z. R.; Xu, B. X.; Huo, J. Q.; Hu, R.; Zhao, Y. y Zhang, Z. S. (2022). Rainfall amount determines annual herb controls over soil seed bank and its similarity with vegetation in the Tengger Desert. Ecological Processes, 11(5): 1-11.

Shiferaw, W.; Demissew, S. y Bekele, T. (2018). Ecology of soil seed banks: Implications for conservation and restoration of natural vegetation: A review. International Journal of Biodiversity and Conservation, 10(10): 380-393.

Shono, K.; Cadaweng, E. A. y Durst, P. B. (2007). Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forestlands. Restoration Ecology, 15(4): 620-626.

Shoo, L. P. y Catterall, C. P. (2013). Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: approaches, outcomes, and information gaps. Restoration Ecology, 21(6): 670-677.

Simpson, R.L., Leck, M.A. and Parker, V.T. (1989). Seed Banks: General concepts and methodological issues. En: Leck, M.A., Parker, V.T. y Simpson, R.L. (Eds.). Ecology of soil seed banks. Academic Press, San Diego. 3-8.

Smith, M. (2005). The influence of surface roughness on runoff generation and soil erosion in semi-arid Environments. Doctoral dissertation. Durham University.

Solbrig, O. T. (1966). The South American species of Gutierrezia. Contributions from the Gray Herbarium of Harvard University, (197):3-42.

Soriano, A. y Sala, O. E. (1986). Emergence and survival of *Bromus setifolius* seedlings in different microsites of a Patagonian arid steppe. Israel Journal of Botany, 35(2): 91-100.

Steven, B. (2017). An introduction to arid soils and their biology. The biology of arid soils, 1: 1-14.

Suding, K.N.; Gross, K.L. y Houseman, G.R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. Trends in Ecology and Evolution, 19: 46–53.

Svejcar, L. N. y Kildisheva, O. A. The age of restoration: challenges presented by dryland systems. Plant Ecology, 218: 1-6.

Swift, R. S. (2001). Sequestration of carbon by soil. Soil Science, 166(11): 858-871.

Thompson, K. y Grime, J. P. (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. The Journal of Ecology, 893-921.

Thomson F.J.; Letten A.D.; Tamme R.; Edwards W. y Moles A.T. (2018). Can dispersal investment explain why tall plant species achieve longer dispersal distances than short plant species?. New Phytologist, 217(1): 407-415.

Todd, S. W. (2006). Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. Journal of Applied Ecology, 43(2): 293-304.

Tongway, D. J. y Ludwig, J. A. (1996). Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. I. Restoring productive soil patches. Restoration Ecology, 4(4): 388-397.

Uliasz-Misiak, B.; Lewandowska-Śmierzchalska, J. y Matuła, R. (2017). Ecological risk associated with the onshore hydrocarbon deposits exploration. AGH Drilling, Oil, Gas, 34(1).

UNCCD. (1994). United Nations Convention to Combat Desertification, Intergovernmental Negotiating Committee For a Convention to Combat Desertification, Elaboration of an International Convention to Combat Desertification in Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa. U.N. Doc. A/AC.241/27, 33 I.L.M. 1328. New York: United Nations.

UNCCD. (2017). United Nations Convention to Combat Desertification. Perspectiva global de la tierra. Primera edición. Bonn, Alemania: Secretaria de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. 340 pp.

Unkovich, M.; McKenzie, D. y Parker, W. (2023). New insights into high soil strength and crop plants; implications for grain crop production in the Australian environment. Plant Soil, 486: 183–208.

Van Auken, O. W. y Bush, J. K. (1989). *Prosopis glandulosa* growth: influence of nutrients and simulated grazing of *Bouteloua curtipendula*. Ecology, 70: 512–516.

van Diggelen, R.; Grootjans, A. P. y Harris, J. A. (2001). Ecological restoration: state of the art or state of the science. Restoration Ecology, 9: 115–118.

van Rensen, C. K.; Nielsen, S. E.; White, B.; Vinge, T. y Lieffers, V. J. (2015). Natural regeneration of forest vegetation on legacy seismic lines in boreal habitats in Alberta's oil sands region. Biological Conservation, 184:127-135.

van Tooren, B.E. (1988). The fate of seeds after dispersal in chalk grassland: the role of the bryophyte layer. Oikos, 53: 41-48.

Varela, S. A., y Arana, V. (2011). Latencia y germinación de semillas. Tratamientos pregerminativos. Sistemas Forestales Integrados, 3: 1-10.

Vasek, F. C.; Johnson, H. B. y Eslinger, D. H. (1975). Effects of pipeline construction on creosote bush scrub vegetation of the Mojave Desert. Madrono, 23(1): 1-13.

Veenendaal, E. M.; Ernst, W. H. O. y Modise, G. S. (1996). Effect of seasonal rainfall pattern on seedling emergence and establishment of grasses in a savanna in south-eastern Botswana. Journal of Arid Environments, 32(3): 305-317.

Vence, L. B.; Valenzuela O. R. y Svartz, H. A. (2010). Caracterización física de sustratos con fines comerciales: densidad y capacidad de retención de agua medidas por diferentes métodos. En: actas del ‘‘V ENSUB, Encontro Nacional de Substratos para Plantas’’, Goiania, GO, Brasil.

Vilela, A. E.; González-Paleo, L. y Ravetta, D. A. (2011). Metabolismo secundario de plantas leñosas de zonas áridas: mecanismos de producción, funciones y posibilidades de aprovechamiento. Ecología Austral, 21(3): 317-327.

Villagra, P. E.; Defossé, G. E.; Del Valle, H. F.; Tabeni, S.; Rostagno, M.; Cesca, E. y 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.

Vogel, C.H. y Smith, J. (2002). Building social resilience in arid ecosystems. In: Reynolds, J.F., Stafford Smith, M. (Eds.), Global Desertification: Do Humans Cause Deserts? Dahlem University Press, Berlin. 149–166.

Walker, L. R. y del Moral, R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. 458 pp.

Walker, L. R. y Powell, E. A. (1999). Effects of seeding on road revegetation in the Mojave Desert, southern Nevada. Ecological Restoration, 17(3): 150-155.

Wang, T.; Kang, F.; Cheng, X.; Han, H. y Ji, W. (2016). Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a hilly ecological restoration area of North China. Soil and Tillage Research, 163: 176-184.

Wang, K.; Zhang, X.; Ma, J.; Ma, Z.; Li, G. y Zheng, J. (2020). Combining infiltration holes and level ditches to enhance the soil water and nutrient pools for semi-arid slope shrubland revegetation. Science of the Total Environment, 729: 138796.

Whitford, W. G.; Anderson, J. y Rice, P. M. (1997). Stemflow contribution to the ‘fertile island’ effect in creosotebush, *Larrea tridentata*. Journal of Arid Environments, 35(3): 451-457.

Whitford, W. G. y Duval, B. D. (2019). Ecology of desert systems. Academic Press. 462 pp.

Whittaker, R.H. (1960) Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs, 30: 279–338.

Wilcox, B. A. y Murphy, D. D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. The American Naturalist, 125(6): 879-887.

Wright, S. J.; Thaktenbrot, A.; Bohrer, G.; Detto, M.; Katul, G. G.; Horvitz, N.; Muller-Landau, H. C.; Jones, F. A. y Nathan, R. (2008). Understanding strategies for seed dispersal by wind under contrasting atmospheric conditions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the Unites states of America, 105: 19084 – 19089.

Xiao, J., Wang; Y. F.; Shi, P.; Yang, L. y Chen, L. D. (2014). Potential effects of large linear pipeline construction on soil and vegetation in ecologically fragile regions. Environmental Monitoring and Assessment, 186: 8037-8048.

Xiao, J.; Shi, P.; Wang, Y.-F.; Yu, Y. y Yang, L. (2017). A framework for quantifying the extent of impact to plants from linear construction. Scientific Reports, 7(2488): 1–13.

Yahner R.H. y Mahan C.G. (1997). Effects of logging roads on depredation of artificial ground nests in a forested landscape. Wildlife Society Bulletin, 25: 158–162.

Yirdaw, E.; Tigabu, M. y Monge, A. A. M. (2017). Rehabilitation of degraded dryland ecosystems–review. Silva Fennica, 51(1b): 1673.

Yuan, C.; Lei, T.; Mao, L.; Liu, H. y Wu, Y. (2009). Soil surface evaporation processes under mulches of different sized gravel. Catena, 78(2): 117-121.

Zang, Z., Li, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Deng, S., Guo, X., Yang, K. y Zhao, W. (2024). Contrasting roles of plant, bacterial, and fungal diversity in soil organic carbon accrual during ecosystem restoration: A meta-analysis. Science of The Total Environment, 930: 172767.

Zedler, J. B. y Callaway, J. C. (2003). Adaptive restoration: a strategic approach for integrating research into restoration projects. Managing for Healthy Ecosystems, 164-174.

Zhang, R. (1997). Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. Soil Science Society of America Journal. 61(4): 1024-1030.

Zivec, P. L. (2022). Natural regeneration of floodplain vegetation in semi-arid agricultural landscapes. Thesis Type PhD. Griffith University, Australia.

Zuleta, G. A.; Reichmann, L. G.; Puma, M. L.; Fernández, A.; Leiva, A. B.; Tchilinguirián, P. y Argentino, S. G. M. (2003). Ecología de disturbios y restauración de estepas arbustivas del Monte Austral en explanadas abandonadas de la Cuenca Neuquina. En: Actas en CD-ROOM del II Congreso de Hidrocarburos, Instituto Argentino del Petróleo y del Gas. Buenos Aires.

Zuleta, G.A. y Li Puma. (2013). Diseño de enramados para rehabilitar montículos naturales en locaciones petroleras del monte austral, Norpatagonia. En: Pérez, D. R.; A. E. Rovere y M. E. Rodríguez Araujo (Eds). Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina. Editorial Vázquez Mazzini, Neuquén, Argentina, 180-201.

Zuloaga, F. O. y Morrone, O. (1996). Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina: Pteridophyta, Gimnospermae y Monocotyledoneae (excluyendo Poacae). Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 60:1-332.

Zuloaga, F. O. y Morrone, O. (1999). Catálogo de las Plantas Vasculares de la Argentina. Dicotyledoneae. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, 74:1-1246.