

Universidad Nacional de Cuyo
Facultad de Ciencias Agrarias
Ingeniería en Recursos Naturales Renovables



TESINA DE GRADO

**Técnicas de restauración en Zonas Áridas de Mendoza:
Supervivencia y crecimiento de plantines de *Prosopis flexuosa*
y *Prosopis chilensis* con distinta época de trasplante y
procedencia**

Tesista: Segui, Nadya Sabrina
Directora: Dra. Fernández, María Emilia
Codirector: Dr. Villagra, Pablo Eugenio

-2019-

**Técnicas de restauración en Zonas Áridas de Mendoza:
Supervivencia y crecimiento de plantines de *Prosopis flexuosa*
y *Prosopis chilensis* con distinta época de trasplante y
procedencia**

Tesista

Segui, Nadya Sabrina

nadyasegui@gmail.com

Directora

Dra. Fernández, María Emilia

mefernandez@mendoza-conicet.gob.ar

Codirector

Dr. Villagra, Pablo Eugenio

villagra@mendoza-conicet.gob.ar

Miembros del Comité Evaluador

Cony, Mariano

López, Lucas

Meglioli, Pablo Andrés

RESUMEN

Los ecosistemas áridos y semiáridos de Argentina han sufrido una importante degradación debido principalmente a la expansión de la frontera agropecuaria, al sobrepastoreo, así como también a la explotación extractiva sin considerar la capacidad de recuperación de los recursos. Los algarrobales no están exentos a esta problemática, y las consecuencias se reflejan en la menor densidad de sus poblaciones, cobertura, biomasa y árboles más pequeños con mayor número de fustes. La degradación de los bosques de algarrobo resulta en una problemática que genera impactos negativos en la biodiversidad, la fertilidad del suelo, la productividad, la disponibilidad del agua, como así también a las poblaciones que hacen uso del bosque.

Bajo este contexto la restauración ecológica cobra relevancia económica, social y ambiental para la recuperación de los bienes y servicios ecosistémicos. Existen ecosistemas degradados que pueden restaurarse naturalmente, sin embargo, en algunos casos esto no es posible o se produce a un ritmo extremadamente lento. Para iniciar la recuperación de estos sitios es necesario llevar a cabo una restauración de tipo activa, considerando los numerosos factores que pueden afectar el éxito de los proyectos de restauración.

Los bosques de algarrobo del Monte, se ubican entre los bosques con mayores limitaciones ambientales del territorio nacional. Por lo que, restaurar estas áreas con especies del género *Prosopis* es recomendable, ya que son capaces de mejorar las condiciones ambientales por medio de la mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo y, a su vez, brindar protección contra altas temperaturas e irradiación, facilitando así, el establecimiento de otras especies bajo su copa. Las técnicas para un establecimiento exitoso de especies del género *Prosopis* en el Monte son poco conocidas, por esta razón, el objetivo planteado en la presente tesina fue determinar la influencia de la época de plantación y la especie con su respectiva procedencia sobre la sobrevivencia y el crecimiento inicial de plantines de *Prosopis flexuosa* provenientes de Fiambalá y Ñacuñán y de *Prosopis chilensis* proveniente de Fiambalá.

En base a lo planteado anteriormente se llevó a cabo la forestación de un sitio degradado en la Provincia Biogeográfica del Monte, a partir de plantines de una misma temporada de producción, en dos épocas de plantación, diciembre del 2017 y abril del 2018, en la Estación Experimental de Ganado y Pasturas “El Divisadero”, ubicada en Santa Rosa, Mendoza. La zona de estudio se encuentra caracterizada como una de las áreas prioritarias a restaurar de acuerdo al Plan Nacional de Restauración de Bosques Nativos. Los resultados obtenidos muestran la importancia de plantar durante la época estival (diciembre), ya que, tanto la sobrevivencia como el crecimiento fueron mayores independientemente de la especie-procedencia considerada, luego de un año de implantación. Mientras que el efecto de la especie y su procedencia sólo resultó significativo para la sobrevivencia de los plantines en el mes de mayo, donde *P. flexuosa* de Ñacuñán presentó un mayor porcentaje de sobrevivencia. Sin embargo, no se rechaza la posibilidad de una diferenciación en el crecimiento entre las especies con su respectiva procedencia a largo plazo. El conocimiento de los factores que afectan la restauración en zonas áridas permite potenciar el éxito de los resultados obtenidos en futuros trabajos de este tipo aumentando la efectividad de los programas de restauración que se lleven a cabo.

PALABRAS CLAVES

Restauración, algarrobo, especie, procedencia, época de plantación.

AGRADECIMIENTOS

Quiero dar mis más sinceros agradecimientos a todas aquellas personas que hicieron esto posible:

-Principalmente a mi Directora María Emilia Fernández por su gran acompañamiento desde el primer momento, por compartir sus conocimientos, su buena predisposición, su gran ayuda y paciencia a lo largo de este camino. Sin duda una excelente profesional y mejor aún como persona.

-A mi Codirector Pablo Villagra por la formación académica brindada a lo largo de la carrera, por sus aportes, su enseñanza durante esta tesina y por haber sido un gran guía.

-A Mariano Cony por los consejos brindados en el momento justo cuando lo necesitaba, por ser un excelente profesional con muy buena predisposición a enseñar y por compartir su oficina.

-A Hugo y Gualberto por su gran ayuda.

-A los jurados por su tiempo y aportes en las correcciones.

-Al Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA – CONICET) por facilitar las instalaciones para poder llevar a cabo los trabajos de campo.

-A todos los profesores de la Facultad de Ciencias Agrarias por haberme formado como profesional a lo largo de estos años y por la gran lucha docente que llevan día a día en defensa de la universidad pública.

-A María Cecilia Segui por haber sido una excelente ayudante de campo, por las lindas experiencias vividas durante la campaña y por su incondicionalidad de siempre.

-A Consuelo, Guiliana, Aldana, Mayra, Nahir y Matías por haber sido un gran apoyo y empuje a lo largo de toda la carrera, por su amistad y su gran compañerismo.

-A Julián por ser un compañero incondicional, por su entendimiento, paciencia y cariño.

-A Flopy por su compañía durante las horas de estudio.

-A toda mi familia, pero fundamentalmente a mis padres Irene y Gabriel por haberme dado la posibilidad de estudiar, por aguantar mis momentos de crisis durante la carrera, por ser un gran pilar a lo largo de toda mi vida y una muestra fehaciente de lucha.

-A todos ellos GRACIAS, sin ustedes esta tesina no sería posible.

INDICE

RESUMEN.....	i
PALABRAS CLAVES.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
INDICE	iv
INDICE DE FIGURAS.....	vi
INDICE DE TABLAS	ix
1 Introducción	1
1.1 Formulación del problema y fundamentación.....	1
1.2 Hipótesis y predicciones	3
1.3 Objetivos	3
1.3.1 Objetivo general	3
1.3.2 Objetivos específicos.....	3
2 Antecedentes	3
2.1 Degradación de zonas áridas	3
2.2 Restauración ecológica	5
2.2.1 Restauración en zonas áridas	6
2.3 Caracterización de la Provincia Biogeográfica del Monte.....	7
2.3.1 Bosques de algarrobo.....	9
2.3.2 Uso de los bosques y factores de degradación.....	10
2.4 Restauración de algarrobales	11
2.4.1 Factores que afectan la restauración	14
2.4.1.1 Época de plantación	14
2.4.1.2 Especie y procedencia.....	15
3 Materiales y métodos	16
3.1 Especies utilizadas	16
3.2 Producción de plantines	19
3.3 Área de estudio	20
3.4 Diseño experimental	23
3.5 Mediciones	26
3.6 Análisis estadístico	27
3.6.1 Supervivencia	27

3.6.2	Crecimiento	27
4	Resultados	27
4.1	Sobrevivencia	27
4.2	Crecimiento	33
4.2.1	Altura	33
4.2.1.1	Plantación de Diciembre del 2017	34
4.2.1.2	Plantación de Mayo del 2018.....	35
4.2.2	Diámetro.....	36
4.2.2.1	Plantación de Diciembre del 2017	37
4.2.2.2	Plantación de Mayo del 2018.....	38
5	Discusión	40
5.1	Sobrevivencia	41
5.2	Crecimiento	44
6	Conclusiones y recomendaciones.....	45
	BIBLIOGRAFÍA.....	48
	ANEXOS.....	55

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Áreas prioritarias para la restauración de Bosque Nativo correspondiente al núcleo de Monte y Espinal.	13
Figura 2. Individuo adulto de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá, Catamarca.....	18
Figura 3. Individuo adulto de <i>Prosopis chilensis</i>	19
Figura 4. Mapa político de la provincia de Mendoza. Se observa en el cuadrante rojo más al sur la ubicación de la Reserva de la Biósfera de Ñacuñán y en el del norte, el Campo Experimental “El Divisadero”.	21
Figura 5. Imagen satelital representativa de la zona de estudio. En la misma se observa el Campo Experimental “El Divisadero”, las zonas afectadas por el incendio y la zona en donde se llevó a cabo las plantaciones	22
Figura 6. Imagen satelital en la que se observa de color naranja la zona afectada por el incendio sobre la cual está desarrollada la plantación (puntos celestes) y las líneas rojas son las picadas correspondientes de la zona.	22
Figura 7. Plantación llevada a cabo en el campo experimental “El divisadero”. Fotografía tomada en mayo del 2018.	23
Figura 8. Imágenes de la secuencia de acciones llevadas a cabo para realizar el trasplante. En la imagen A, se observa el pozo con compost, en la imagen B la maceta, el protector, la estaca y el pozo y en la imagen C el plantín trasplantado con la protección correspondiente.	24
Figura 9. Precipitaciones y temperaturas medias registradas en la Estación Ñacuñán durante el periodo de enero 2017 a abril del 2019. La flecha celeste indica el mes en el cual se aplicó un riego adicional en la plantación de diciembre 2017	24
Figura 10. Plano del diseño experimental de la plantación realizada en diciembre del 2017. Cada rectángulo representa 10 plantas, cada bloque está conformado por 3 rectángulos (30 plantas), con una superficie total de 1470 m ² por bloque. <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá se representa con color verde, <i>Prosopis flexuosa</i> de Ñacuñán de naranja y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá con blanco.	25
Figura 11. Plano del diseño experimental de bloques al azar de la plantación realizada en mayo del 2018. Cada rectángulo representa 10 plantas, cada bloque está conformado por 3 rectángulos (30 plantas), con una superficie total de 1470 m ² por bloque. <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá se representa con color verde, <i>Prosopis flexuosa</i> de Ñacuñán de naranja y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá con blanco.	25
Figura 12. Representación gráfica del plano de plantación a campo en el que se observa el diseño experimental de las especies con su respectiva procedencia según la época en la que se llevó a cabo la plantación. <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá representado de color verde, <i>Prosopis flexuosa</i> de Ñacuñán por naranja y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá por gris.....	26
Figura 13. Curvas de supervivencia de <i>Prosopis flexuosa</i> proveniente de Fiambalá y Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> proveniente de Fiambalá trasplantadas en diciembre 2017 y mayo 2018, según los días posteriores a la fecha de plantación. Porcentaje promedio de sobrevivencia ± error estándar.....	28

Figura 14. Porcentaje sobrevivencia de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá y Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá, según época de plantación (diciembre 2017 o mayo 2018) para la última fecha de medición (abril 2019). Porcentaje promedio de sobrevivencia + error estándar.....	29
Figura 15. Porcentaje de sobrevivencia de plantines según época de plantación (diciembre 2017 o mayo 2018) respecto a la última fecha de medición (abril 2019). Porcentaje promedio de sobrevivencia + error estándar.	30
Figura 16. Plantín de <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá adjunto a la cueva de un roedor recientemente hecha. Fotografía tomada en abril del 2019	30
Figura 17. Estaca correspondiente a <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá en ausencia del plantín, rodeado de cuevas de los roedores. Fotografía tomada en abril del 2019.....	31
Figura 18. Cuevas de roedores próximas a la plantación. Fotografía tomada en abril del 2019. 31	
Figura 19. Parte superior de un tallo cortado por un roedor, en la parte inferior del mismo se observa el corte a bisel.	31
Figura 20. Parte inferior de un tallo cortado a bisel, adjunto al mismo se observa de la presencia de la cueva de un roedor.	32
Figura 21. Estaca de <i>Prosopis flexuosa</i> de Ñacuñán enterrada. No se observa la presencia de ninguna plántula a su alrededor.....	32
Figura 22. Presencia de ganado en las cercanías de <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá	33
Figura 23. Crecimiento en altura de <i>Prosopis chilensis</i> proveniente de Fiambalá y <i>Prosopis flexuosa</i> proveniente de Fiambalá y Ñacuñán según las épocas de plantación de diciembre 2017 y mayo 2018, a los 184 días de la primera medición, correspondiente al período de octubre 2018-abril 2019. Media + error estándar.....	34
Figura 24. Curvas de crecimiento en altura correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril2019) de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá y Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá, en la plantación de diciembre del 2017. Media \pm error estándar.	35
Figura 25. Curvas de crecimiento en altura correspondiente al periodo de medición de 184 días (octubre 2018 – abril 2019) de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá y Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá, en la plantación de mayo del 2018. Media \pm error estándar.	36
Figura 26. Crecimiento en diámetro de <i>Prosopis chilensis</i> proveniente de Fiambalá y <i>Prosopis flexuosa</i> proveniente de Fiambalá y Ñacuñán según las épocas de plantación de diciembre 2017 y mayo 2018, a los 184 días de la primera medición, correspondiente al periodo octubre 2018-abril 2019. Media + error estándar.....	37
Figura 27. Curvas de crecimiento en diámetro correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril 2019), de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá y de Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá en la plantación llevada a cabo en diciembre del 2017. Media \pm error estándar.	38

Figura 28. Curvas de crecimiento en diámetro correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril 2019), de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá y de Ñacuñán y <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá en la plantación llevada a cabo en mayo del 2018. Media \pm error estándar.....	39
Figura 29. Plantín de <i>Prosopis flexuosa</i> de Ñacuñán, trasplantada en diciembre del 2017.	39
Figura 30. Plantín de <i>Prosopis flexuosa</i> de Fiambalá trasplantado en el mes de mayo del 2018.	40
Figura 31. Plantín de <i>Prosopis chilensis</i> de Fiambalá trasplantado en el mes de diciembre del 2017.	40

INDICE DE TABLAS

Tabla N°1.	Resultados obtenidos de la prueba de COX para el modelo de interacción.	56
Tabla N°2.	Resultados obtenidos de la prueba de COX para el modelo sin interacción.	56
Tabla N°3.	Resultados obtenidos de la comparación entre los modelos establecidos.	57
Tabla N°4.	Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable altura sin la transformación.....	57
Tabla N°5.	Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable altura transformada por el ranqueo de los datos.....	58
Tabla N°6.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura, en el que se evaluó la época de plantación, independientemente de la especie.....	58
Tabla N°7.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en diciembre del 2017.	59
Tabla N°8.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en mayo del 2018.	59
Tabla N°9.	Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable diámetro sin la transformación.....	59
Tabla N°10.	Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable diámetro transformada por el ranqueo de los datos.....	60
Tabla N°11.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro, en el que se evaluó la época de plantación, independientemente de la especie.	60
Tabla N°12.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en diciembre del 2017.	60
Tabla N°13.	Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en mayo del 2018.	61 61

1 Introducción

1.1 Formulación del problema y fundamentación

La restauración ecológica de ambientes degradados en zonas áridas presenta muchos desafíos, debido principalmente a las condiciones extremas de estos sitios. La elevada irradiación, la gran amplitud térmica y escasez de agua, hacen difícil la sobrevivencia de las especies vegetales trasplantadas (Vallejo, 2003). Las zonas áridas constituyen ecosistemas frágiles, de baja resiliencia, susceptibles a procesos degradativos cuando se manejan inadecuadamente (IICA, 1982). Esto resulta en un problema que afecta a la conservación de la diversidad tanto a escala local como global (Masini y Rovere, 2011). En este contexto, la restauración cobra relevancia económica, social y ambiental para la recuperación de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas degradados (Dalmasso y Ciano, 2015). Una vez que los ecosistemas áridos presentan signos muy avanzados de degradación necesitan ser asistidos para su recuperación, ya que su recuperación natural depende de ingresos de agua escasos y altamente impredecibles (Noy-Meir, 1973) lo que hacen que la restauración pasiva sea extremadamente lenta (Bainbridge, 2007). Una de las opciones para la recuperación es la intervención directa mediante la repoblación con especies nativas en aquellas zonas afectadas.

Los ambientes xéricos poseen un destacado valor por ser hábitat de organismos adaptados a condiciones ambientales variables. En Argentina estos ambientes son muy extensos y uno de los de mayor importancia corresponde a la provincia biogeográfica del Monte. Dentro de ella encontramos una gran variedad de especies del género *Prosopis* (Morello, 1958; Cabrera, 1976; Abraham et al., 2009). Los algarrobales han sido fuente de subsistencia para numerosas comunidades humanas durante varios siglos. El algarrobo dulce (*Prosopis flexuosa*) ofrece sombra, leña, madera, gomas y alimento para el hombre, al mismo tiempo, forraje y sombra para el ganado doméstico (Alvarez y Villagra, 2009). Económicamente, estos bosques han sido sometidos a una explotación de tipo extractiva, sin ajustar la velocidad de utilización a la velocidad de renovación de los recursos extraídos. Esto ha llevado a la transformación de la mayoría de estos algarrobales, siendo avanzado el estado de degradación actual de los mismos (Villagra et al., 2009).

Los algarrobos actúan como elemento clave del ecosistema ya que poseen un alto desarrollo de biomasa y productividad, favorecen la estabilización del suelo, forman mantillo de restos orgánicos, fijan nitrógeno, incrementan la masa microbiana, crean condiciones microclimáticas favorables, que modifican la infiltración en el suelo por el efecto de sus sistemas radiculares, facilitan la productividad de pastos y actúan como hábitat de otros organismos (Rossi y Villagra, 2003; Beresford Jones, 2004; Abril et al., 2009; Alvarez et al. 2009; Grünwaldt et al., 2018). Por otro lado, estas especies poseen la capacidad de utilizar agua superficial y subterránea ya que desarrollan un sistema radical dimórfico (Roig, 1985; Dalmasso et al., 1994; Guevara et al., 2010), por lo que, la gran capacidad de exploración radical y plasticidad observada hacen que sea una especie ideal para llevar a cabo prácticas de reforestación en el Monte.

En los bosques de algarrobo los distintos grados de degradación se reflejan en la menor densidad de las poblaciones, menor cobertura y biomasa, árboles más chicos y con mayor número de fustes (Villagra y Cony, 2004). Las poblaciones de algarrobos del Monte presentan, en general, bajas posibilidades de regeneración natural como consecuencia de, por un lado, una fuerte predación, y por otro, de un marcado y prolongado déficit hídrico al que están sometidas las plántulas de *Prosopis*. Por esto,

cualquier práctica de manejo que se intente desarrollar debe incluir la intervención del hombre para establecer o restablecer la cobertura vegetal de estos ecosistemas (Villagra y Cony, 2004).

Dos especies de algarrobos que se encuentran distribuidas a lo largo del Monte son *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis*, las cuales presentan una gran variabilidad inter e intrapoblacional que permitirían la selección de características deseables para ser usadas en programas de reforestación de bosques de zonas áridas (Villagra y Cony, 2004). En base a los estudios de familia-procedencia realizados en estas dos especies de *Prosopis* por Cony (1996) y Villagra y Alvarez (2015), se decidió trabajar con *Prosopis chilensis* de Fiambalá, Catamarca y *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y Ñacuñán (Mendoza). La elección de la procedencia de Fiambalá se debió a su mayor tasa de crecimiento en altura y diámetro basal, cuando se lo comparó con otras trece procedencias durante estos estudios. Este mayor crecimiento y capacidad para el acceso a la freática permitiría que el ecosistema se recupere más rápidamente. Por otro lado, la elección de una procedencia local (Ñacuñán) se debe a que, su utilización es aconsejable por su adaptación a las condiciones ambientales del lugar sin la necesidad de introducir nuevas perturbaciones al ecosistema (Callaway, 1997; Hobbs y Cramer, 2008). A su vez, en plantaciones realizadas en la localidad del Sauce, Mendoza, se observó que *Prosopis chilensis* presenta mayores tasas de crecimiento que *Prosopis flexuosa* independientemente de la procedencia (Cony, 1996), por lo que resulta interesante utilizar esta especie en programas de restauración a pesar de que la misma presente su límite de distribución al Norte de la provincia de Mendoza. Si bien, la especie *P. flexuosa* presenta menor tasa de crecimiento que *P. chilensis*, la primera mencionada exhibe cierto grado de plasticidad morfológica y fisiológica para explorar diferentes reservorios de agua que le permite una mayor tolerancia a los periodos de sequía, esto podría ser beneficioso debido a mayores valores de sobrevivencia que se podrían obtener (Cavagnaro y Passera, 1993; Villagra et al. 2010).

Las técnicas para un establecimiento exitoso de especies del género *Prosopis* en el Monte son poco conocidas. Uno de los factores que incide en los resultados de las plantaciones en campo es la época del año en que se realiza la plantación. Por el régimen estival que posee el Monte, llevar a cabo plantaciones de estas especies a fines de primavera-comienzo del verano, puede resultar en una mayor tasa de supervivencia debido a la proximidad de la época de lluvias, sin embargo, puede suceder que las temperaturas extremas y la ausencia de lluvias cercanas a la fecha de plantación provoquen una alta mortandad de plantines. Por esta razón algunas plantaciones suelen hacerse en otoño, debido a la proximidad del inicio de la época de hibernación de las plantas, lo que permitiría un mayor tiempo de desarrollo y adaptación al sitio antes de ser afectadas por las condiciones extremas que se dan durante la primavera-verano. Sin embargo, actualmente no hay estudios disponibles donde se hayan comparado distintas épocas de plantación en estas especies. Esto conlleva a que se realicen plantaciones de manera ineficiente, ya que se pueden producir altas tasas de mortalidad, provocando un mayor costo y esfuerzo asociado a la reposición de plantas muertas.

Como consecuencia de la inexistencia de datos referente a este tema surgió la necesidad de llevar a cabo estudios de campo para poder obtener información que permita realizar recomendaciones referidas a los factores de plantación: especie y época adecuada de plantación, para los proyectos de reforestación que se lleven a cabo en el Monte mendocino. Para ello se utilizaron dos parámetros de estudio que permitieron evaluar la respuesta de las plantas a las distintas fechas de plantación: tasa

de supervivencia y crecimiento inicial. Estos fueron medidos teniendo en cuenta la especie y su respectiva procedencia, lo que permitió establecer una comparación entre ellas de acuerdo a las variables medidas en plantaciones realizadas en la Estación Experimental de Ganado y Pasturas Naturales “El Divisadero”. La tasa de supervivencia permite determinar la proporción de individuos de cada especie y procedencia que sobrevive en cada una de las fechas. Sin embargo, no sólo es necesario que la planta sobreviva sino también que continúe creciendo y se establezca en el sitio; para ello es necesario tener en cuenta el parámetro de crecimiento inicial, en el cual se mide la altura y el diámetro basal de la planta. El procesamiento de los datos obtenidos permite determinar la época adecuada de trasplante, así como también el conocimiento de la especie con su respectiva procedencia, que mejor resultados arroje en el proyecto de restauración.

1.2 Hipótesis y predicciones

- Hipótesis: El éxito de la restauración varía según la época de plantación y la especie de *Prosopis* con su respectiva procedencia implantada, como consecuencia de la estacionalidad climática y de la variabilidad genética conocida en el género *Prosopis*.
- Predicciones:
 - La supervivencia y el crecimiento inicial serán mayores para la plantación realizada en primavera comienzo del verano.
 - El crecimiento inicial será mayor con la especie *Prosopis chilensis* proveniente de Fiambalá.
 - La supervivencia será mayor con la especie *Prosopis flexuosa*.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

- Determinar la influencia de la época de plantación y la especie con su respectiva procedencia sobre la supervivencia y el crecimiento inicial de platines de una misma temporada de producción de *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis* en la reforestación de zonas áridas de la provincia de Mendoza.

1.3.2 Objetivos específicos

- Determinar la supervivencia de las diferentes procedencias de *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis*, según la época de plantación.
- Determinar el crecimiento inicial de las diferentes procedencias de *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis*, según la época de plantación.
- Comparar los resultados obtenidos y establecer los factores que contribuyen al éxito en la reforestación de zonas áridas de la provincia de Mendoza.

2 Antecedentes

2.1 Degradación de zonas áridas

La desertificación es un problema ambiental y socio-económico de alcance planetario. De acuerdo con la Convención Internacional de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación y la Sequía (UNCCD) se establece la definición de desertificación como “la degradación de las tierras en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultantes de diversos factores tales como las variaciones climáticas y las actividades humanas”. Es un proceso que se da en lugares con condiciones climáticas muy duras

afectando de manera negativa a zonas con recursos naturales limitados de suelo, agua y vegetación (Abraham, 2002).

La desertificación es consecuencia de las actividades antrópicas no sustentables como la deforestación, sobrepastoreo y actividades agrícolas no adecuadas, en áreas con amplia variabilidad climática. A ello se suman procesos que pueden afectar al ambiente contribuyendo a la desertificación, entre los cuales se encuentra la erosión hídrica, eólica, la sedimentación, la reducción a largo plazo de la cantidad o la diversidad de la vegetación natural y la salinización o sodificación de los suelos. (Abraham, 2008). La desertificación tiene consecuencias tanto biofísicas como socioeconómicas (Reynolds et al., 2005). Desde el punto de vista socioeconómico, en su mayoría las consecuencias son producto de la pérdida de la capacidad de la tierra para conservar el crecimiento vegetal, así como la producción animal. Al principio de la desertificación las pérdidas económicas se contrarrestan por la resiliencia de las poblaciones humanas o por estímulos económicos que otorgan los gobiernos (Vogel y Smith, 2002). Sin embargo, una vez que se cruzan ciertos umbrales, tanto la resiliencia social como el subsidio de los gobiernos no son suficientes para compensar las pérdidas de la tierra, lo que conlleva a cambios socioeconómicos que pueden ir desde pequeños cambios en la actividad comercial hasta grandes movimientos migratorios (Fernández et al., 2002). En cuanto a las consecuencias biofísicas, estas varían notablemente entre regiones en función de la intensidad y el número de agentes causales involucrados, la extensión del área afectada y la duración de la degradación. Asimismo, las consecuencias varían según las características intrínsecas del ecosistema y de los distintos componentes, así como también de los procesos del ecosistema que sean analizados (Reynolds et al., 2005).

En el mapa mundial de desertificación establecido por las Naciones Unidas en 1992 se informa que un tercio de las tierras emergidas del planeta están conformadas por tierras secas, mientras que el 19% del continente americano se encuentra afectado por la desertificación. Según los datos del Programa Nacional de Lucha contra la Desertificación (2002), de las 270 millones de hectáreas que componen el territorio argentino, 60 millones se encuentran afectadas por distintos procesos y grados de desertificación. En este territorio, la desertificación avanza a razón de 650.000 ha por año, evidenciada a través de distintos procesos y grados de erosión. La magnitud de las pérdidas económicas y sociales pueden evidenciarse si se considera que Argentina posee un 50% de su producción agrícola y el 47% de la ganadera sobre tierras secas. A esto se suma que en los últimos 75 años la superficie de bosques naturales disminuyó un 66% debido a la expansión de la frontera agropecuaria, el sobrepastoreo y la sobreexplotación para la producción de madera, leña o carbón. Respecto a los bosques nativos de las 106 millones de hectáreas existentes en 1914, para el año 1996 quedaban solamente 36 millones de hectáreas, es decir el 33% del potencial original (Abraham, 2002).

De acuerdo a estudios realizados por Roig et al. (1992), en Mendoza, todos los ecosistemas se encuentran afectados por procesos de desertificación con estados de degradación desde moderados a muy alto y con tendencias creciente, a causa de la deforestación, la variabilidad climática, actividades agrícolas no adecuadas y principalmente el sobrepastoreo. Al mismo tiempo la fragilidad de prácticamente todos los ecosistemas de Mendoza es alta y muy alta, destacándose por sus valores críticos las montañas, las planicies aluviales del NE y la depresión de Llanquanelo. Las zonas de fragilidad moderada son las planicies del centro-este, en las que el relieve no presenta grandes desniveles, el material superficial es homogéneo, la humedad es más elevada

y los médanos aparecen fijos o semifijos por la vegetación; en esta zona la fragilidad está dada fundamentalmente por el déficit hídrico y los intensos procesos de salinización y alcalinización (Abraham, 2002). Aquellos ecosistemas afectados por la mayor presión humana, como es el caso de las llanuras del centro-este, son áreas que si bien no tienen alta densidad de población ofrecen y han ofrecido a lo largo del tiempo diversos recursos que las han hecho muy atractivas para su explotación.

Es importante tener en cuenta que dentro de las políticas provinciales y acciones de lucha contra la desertificación se destacan el Plan Provincial de Manejo del Fuego y la Promoción y Desarrollo del Patrimonio Forestal, mientras que a nivel nacional se destaca el Plan Nacional de Restauración del Bosque Nativo.

2.2 Restauración ecológica

La restauración ecológica es una actividad que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema en relación a su salud, integridad y sostenibilidad, aportando al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004). La degradación se vincula con pequeños cambios que reducen la integridad y la salud ecológica, el daño se produce cuando se puede observar cambios visibles y agudos en un ecosistema y la destrucción del ecosistema produce una eliminación de toda vida macroscópica, así como, por lo general, también arruina el ambiente físico. Existen ecosistemas degradados que pueden recuperarse naturalmente si el agente de disturbio es removido, si quedan plantas remanentes en el sitio como son las fuentes de semillas y si estas son capaces de moverse a través del paisaje, recolonizando las áreas degradadas; permaneciendo el suelo razonablemente intacto (Lamb y Gilmour, 2003). En estos casos, los ecosistemas se recuperan por restauración pasiva desde áreas remanentes. La restauración pasiva es la colonización natural que ocurre si las plantas y animales pueden dispersarse desde hábitats próximos, posteriormente establecerse, sobrevivir y reproducirse (Rey Benayas et al., 2003). Sin embargo, algunos ambientes degradados no se recuperan naturalmente, ya sea porque el agente de degradación no es removido, no hay áreas próximas que actúen como fuente de propágulos, no se produce la dispersión de semillas a través del ambiente o las condiciones abióticas del lugar no permiten que se lleve a cabo la recolonización (Lamb y Gilmour, 2003). Por ende, para lograr iniciar la recuperación del sitio será necesario llevar a cabo una restauración activa, la cual se define como la recuperación asistida por el hombre mediante la aplicación de diferentes técnicas de manejo como por ejemplo siembra, plantación, deshierbe, quema, entre otras (Rey Benayas et al., 2008).

Los métodos para llevar a cabo la recuperación de un ecosistema por medio de la restauración son numerosos y variados. Para ello es necesario el conocimiento del ecosistema de referencia, el cual es un modelo característico de un ecosistema particular que dirige o establece la meta del proyecto de restauración; así como también de las comunidades secundarias que se originan, esto actúa como base a la hora de recuperar las zonas degradadas y permite identificar a las especies pioneras, propicias para la recuperación de estas áreas e introducirlas, si las mismas están ausentes (Battaglia et al., 2004). En los casos más sencillos, la restauración involucra eliminar o modificar una alteración determinada, para permitir que los procesos ecológicos se recuperen por sí solos. En aquellos casos más complejos, la restauración podría requerir de la reintroducción de especies nativas que se podrían haber perdido y de la eliminación o control, en la medida de lo posible, de especies exóticas. En todos estos casos, el objetivo de la restauración ecológica es iniciar o facilitar la reanudación de procesos que regresarán el ecosistema a la trayectoria deseada.

En algunos casos, el impacto que ha sufrido el ecosistema hace que lograr su correspondiente restauración sea mucho más dificultoso, sumado a que el estado de degradación del mismo puede haberse empeorado por causas naturales tales como incendios, inundaciones, tormentas o erupciones volcánicas, hasta tal grado que el ecosistema no posee la capacidad de recuperarse naturalmente o que este proceso se lleva a cabo lentamente. Este es el caso de los ecosistemas áridos, los cuales una vez que presentan signos muy avanzados de degradación necesitan ser asistidos para su recuperación, ya que el hacerlo de manera natural depende de ingresos de agua escasos y altamente impredecibles (Noy-Meir, 1973), haciendo que la restauración pasiva sea extremadamente lenta (Bainbridge, 2007), por lo que una restauración activa es necesaria para acelerar la velocidad de la recuperación o para iniciarla (Lamb y Gilmour, 2003).

De acuerdo a la Sociedad para la Restauración Ecológica un ecosistema restaurado es aquel que posee un conjunto característico de especies que habitan en el ecosistema que se ha tomado como referencia y que proveen una estructura adecuada para la comunidad, en el que el número de especies nativas ha llegado a su máximo factible, es decir, que el ecosistema se encuentra en su clímax con todos los grupos funcionales necesario para el desarrollo. A su vez, un ecosistema restaurado posee un ambiente físico con la capacidad de sostener poblaciones reproductivas de las especies necesarias para continuar con la estabilidad del sistema y posee la suficiente capacidad de recuperación como para soportar los acontecimientos estresantes periódicos. Se puede decir que un ecosistema se ha recuperado cuando posee recursos bióticos y abióticos tal que le permiten continuar con su desarrollo sin alguna intervención externa. En este caso este ecosistema se mantendrá tanto en estructura como en función, demostrando su capacidad de recuperación dentro de los límites normales de estrés y alteración ambiental.

2.2.1 Restauración en zonas áridas

Las zonas áridas y semiáridas ocupan el 30% de la superficie terrestre, en ellas, la velocidad con la que se produce la degradación es mayor que su recuperación (Ortiz Solorio et al., 1994). Estas zonas se caracterizan por una alta heterogeneidad de su vegetación y condiciones ambientales que originan una gran diversidad de ambientes (Schlesinger y Pilmanis, 1998). Existen dos factores principales que afectan los ecosistemas áridos o semiáridos, haciéndolos más vulnerables y difíciles de recuperar, los mismos son: la limitada cantidad de agua y la escasa disponibilidad de nutrientes (Bainbridge, 2007). Estos factores junto con las complejas adaptaciones desarrolladas por los organismos según la región influyen en la distribución espacial y la productividad de las especies (Aguiar y Sala, 1999).

El objetivo de la restauración de áreas disturbadas es regresar el sitio a un estado lo más semejante posible al estado anterior a la afectación, lo cual no es posible a menos que el disturbio haya sido mínimo. Asimismo, teniendo en cuenta que los ecosistemas de zonas áridas están formados por especies de lento crecimiento (estrategia que les permite permanecer en este tipo de ambientes al maximizar la utilización de los escasos recursos disponibles y disminuir los riesgos asociados al estrés) esto hace que las condiciones para retornar al estado anterior a la afectación sean muy limitantes (Beider, Ciano y Zerrizuela, 2013). A su vez, por medio de la restauración se busca lograr la recomposición de la cobertura vegetal, a partir de la cual se pondrán en funcionamiento procesos ecológicos básicos como es el reciclado de nutrientes, incorporación de materia orgánica, retención de humedad en el suelo, disminución de la pérdida de

material por agentes erosivos, entre otros (Beider, Ciano y Zerrizuela, 2013). Es necesario que la vegetación que se utilice para restaurar las zonas áridas sea adecuada al medio y adaptada a las limitaciones físico-químicas existentes para cumplir con los objetivos buscados (Ortiz et al., 1996). Mayormente son las especies nativas las que cumplen con las características mencionadas anteriormente, ya que a lo largo del tiempo han ido adaptándose, logrando establecerse, desarrollarse y reproducirse en este tipo de ambientes.

En lo que respecta a las técnicas de restauración, la revegetación del sitio degradado puede hacerse por medio de plantaciones a partir de plantines, o bien, por diferentes tipos de siembra como puede ser la aérea, al voleo y directa (Balderas et al., 2010). El método de siembra directa ha sido a menudo recomendado para trabajos de restauración en zonas áridas, debido, fundamentalmente, a su menor costo y a la posibilidad de disminuir los esfuerzos de trabajo del personal destinado a la recuperación, sobre todo en aquellas zonas donde la degradación alcanza miles de hectáreas. En un estudio llevado a cabo por Pérez et al. (2019) se determinó que los costos de la siembra directa fueron, aproximadamente, un 64% más bajo que los obtenidos mediante el uso de plantines. A esto se suman las dificultades logísticas para llevar a cabo plantaciones en grandes superficies, especialmente en aquellas más alejadas. Es por todas las razones anteriores que la siembra directa es una opción viable para llevar a cabo la restauración. Sin embargo, existe una alta tasa de mortalidad de las plántulas en ensayos de este tipo en muchos ecosistemas. En experimentos realizados en tierras áridas del oeste de Australia, Commander et al. (2013) encontraron que la tasa de emergencia de las plántulas fue muy baja, con una tasa media de éxito del 3%. Además, una vez que la semilla germina la plántula es más sensible al estrés hídrico, desecación de suelo, condiciones ambientales y predación en comparación con un plantín, el cual ha sido sometido a un proceso de rusticación previamente a su plantación en el campo y puede tener un diámetro del tallo mayor (Cony, comunicación personal). En consecuencia, en zonas áridas resulta conveniente llevar a cabo restauraciones a partir de plantines para lograr obtener un mayor éxito en la supervivencia de los mismos.

La mayoría de los trabajos sobre restauración realizados en zonas áridas o semiáridas a nivel mundial evalúan técnicas de reproducción y reintroducción de plantas útiles para la sociedad y aspectos metodológicos y técnicos para mejorar su establecimiento (Rovere y Masini, 2011). La selección correcta de especies para el desarrollo de dichos trabajos es fundamental para lograr un resultado exitoso. Particularmente, las leguminosas son consideradas especies clave en los ecosistemas áridos, ya que actúan facilitando la reorientación de la trayectoria del ecosistema alterado siendo, en muchos casos, los primeros candidatos para la reintroducción al ecosistema (Aronson et al., 1993). Entre las especies de leguminosas utilizadas en proyectos de restauración en ecosistemas áridos, particularmente en la provincia biogeográfica del Monte, pueden citarse a *Prosopis flexuos* var. *depressa*, *Prosopis chilensis*, *Cercidium praecox*, *Senna aphylla*, *Prosopidastrum globosum* y *Senna arnottiana* (Dalmasso, 2010; González, 2010; Pérez et al.; 2010).

2.3 Caracterización de la Provincia Biogeográfica del Monte

La Provincia Biogeográfica del Monte ocupa 460.000 km² de la zona árida templada de la República Argentina. Se ubica desde los 24°35' hasta los 44°02' S y desde los 62°54' a los 69°50' W (Morello, 1958; Cabrera, 1976; Abraham et al., 2009). Al norte limita con la provincia biogeográfica de la Prepuna, al sur con la Patagónica, al oeste con las

provincias Puneña y Altoandina y al este con la provincia Chaqueña y del Espinal. Con todas ellas forma amplios ecotonos.

El clima se caracteriza por ser semiárido a árido, con precipitaciones escasas en toda la región, con una precipitación media anual menor a 350 mm y temperaturas medias entre 13 y 18°C (Morello, 1958; Cabrera, 1976; Labraga y Villalba, 2009), con una amplitud térmica anual que alcanza los 17°C (Labraga y Villalba, 2009) esto hace que la zona tenga un importante déficit hídrico durante la mayor parte del año. De acuerdo a la intensidad de la sequía, su duración y la estación en que se producen las precipitaciones se puede establecer dos áreas climáticamente diferentes: el Monte Septentrional desde los 35-37°S hacia el norte, con precipitaciones estivales y el Monte meridional al sur de los 35-37°S, donde hay una zona de transición en la cual las lluvias se concentran entre los meses de mayo y octubre, y luego hacia la costa Atlántica las precipitaciones se distribuyen más uniformemente a lo largo del año (Morello, 1958; Cabrera, 1976; Labraga y Villalba, 2009). Principalmente en el norte y centro de la provincia biogeográfica del Monte en verano los vientos provienen del noreste, mientras que en los meses de invierno del suroeste y en el sur de la misma los vientos provienen del oeste a lo largo de todo el año (Labraga y Villalba, 2009). A esto se le suma el conocido "viento zonda", que se produce a lo largo de toda esta área, y que se desplaza desde el oeste como viento cordillerano, perdiendo humedad a medida que desciende a lo largo del valle (Norte, 1988).

A lo largo de esta provincia la topografía es altamente variable incluyendo llanuras, valles entre montañas, laderas, abanicos aluviales y mesetas. Aunque el Monte está dominado por condiciones áridas y semiáridas, su larga extensión latitudinal y su compleja topografía introducen muchas particularidades en el clima a nivel local. Su extensión latitudinal y proximidad a la cordillera de los Andes en los sectores norte y central determinan un gradiente de temperatura en ambas direcciones norte-sur y este-oeste (Cabrera, 1976).

Los suelos del Monte son sueltos, arenosos, permeables y no presentan grandes cantidades de materia orgánica, así como también, poseen un escaso desarrollo de horizontes pedogenéticos (INTA, 1990). Esta región se caracteriza por estar afectada por procesos erosivos tanto hídricos como eólicos, debido a la pendiente de los territorios, el régimen de las lluvias y el uso de los recursos naturales.

En ecosistemas áridos y semiáridos, la vegetación se dispone formando islas en una matriz de suelo desnudo. En el Monte es frecuente observar una distribución horizontal de la vegetación en forma de islas dominadas por arbustos, debajo de los cuales se desarrolla una alta cobertura de pastos y musgos, rodeadas por zonas sin cobertura vegetal o peladales (Bran et al., 2007). Fisonómicamente, tiene tres tipos de vegetación por un lado la estepa arbustiva climática dominada por especies de la familia Zygophyllaceae; por el otro las estepas edáficas de arbustos halófitos como *Suaeda divaricata*, *Atriplex spp.*, *Alleronea vaginata* y finalmente lo compone el bosque azonal en su mayoría formado por especies del género *Prosopis*. Dentro de la estepa arbustiva climática, la comunidad más característica forma dos estratos; el estrato arbustivo que alcanza los dos metros de altura y es dominado por *Larrea divaricata* o *Larrea cuneifolia*, en presencia de *Larrea nitida*, *Monttea aphylla*, *Senna aphylla*, *Cercidium praecox*, *Bougainvillea spinosa*, *Lycium spp.* y *Bulnesia retama*; y el segundo estrato que está compuesto por el estrato herbáceo dominado por *Trichloris crinita*, *Pappophorum caespitosum*, *Aristida mendocina* y algunas suculentas y anuales (Villagra et. al, 2004).

El bosque de *Prosopis spp.*, es conocido como “algarrobal” y aparece únicamente en lugares con una provisión extra de agua formando un estrato arbóreo muy abierto dominado por *Prosopis flexuosa* o por *Prosopis chilensis*, acompañados por *Geoffroea decorticans*; el estrato arbustivo es dominado por *Capparis atamisquea* y especies del género *Larrea* (Morello, 1958; Cabrera, 1976). El Monte Septentrional presenta, proporcionalmente a su superficie, una mayor área boscosa, encontrándose en el Monte Meridional árboles aislados o bosquetes de muy pocos ejemplares.

2.3.1 Bosques de algarrobo

De acuerdo a estudios realizados por Bastin et al. (2017), el 41% de los bosques del mundo se encuentran en zonas áridas y semiáridas y una parte significativa está en retroceso. Estos bosques cumplen un rol importante por medio de los servicios que brindan como puede ser la facilitación del establecimiento de otras especies, el aumento de la fertilidad del suelo gracias al aporte de materia orgánica bajo su dosel (Rossi y Villagra, 2003; Alvarez et al., 2009; Cesca et al., 2012), mejorar la calidad de otros forrajes, protección de heladas para otras especies y asegurar la producción durante los períodos de sequías (Karlin y Díaz, 1984; Cesca et al., 2012). Sin embargo, debido a que los bosques de zonas áridas tienen una baja producción de madera y recursos naturales poco aprovechables, no se les ha dado tanta importancia (Villagra y Alvarez, 2019).

Los bosques de algarrobo del Monte, se ubican entre los bosques con mayores limitaciones ambientales del territorio nacional (Villagra y Alvarez, 2019). La provincia de Mendoza posee tres áreas boscosas las cuales representan el 27% de la superficie cubierta por el desierto del Monte mendocino (Villagra et al., 2010): una se ubica en General Alvear (dentro de la Travesía de La Varita), correspondiéndose con la región sureste; otra de las áreas se ubica en la región noreste, correspondiente con el departamento de Lavalle (en la Travesía de Guanacache y la Reserva Provincial Bosques de Telteca) y por último la región del centro-este que se encuentra en el departamento de Santa Rosa (en la Travesía de Tunuyán), en la que se ubicada la Reserva de Biósfera de Ñacuñán (Roig et al., 1992).

Si se establece una comparación entre otras áreas boscosas del país con el algarrobal del Monte, se podría decir que este último presenta bajos índices de diversidad y desde un punto de vista económico, menor cantidad de recursos (Villagra y Alvarez, 2019). Sin embargo, Roig (1999) establece que, si bien la riqueza de especies es menor que en otros bosques, el Monte posee en ciertos grupos taxonómicos un gran número de endemismos. Mientras que agrega que el género *Prosopis* posee su centro de dispersión en el Chaco húmedo y de allí gracias a procesos de dispersión y especiación se habría adaptado a zonas más secas y frías. Conjuntamente, esta irradiación habría acompañado la adquisición de atributos morfológicos y mecanismos fisiológicos que les permitieron evitar o tolerar diferentes tipos de estrés. Estos mecanismos se manifiestan en distintas etapas de la ontogenia de la planta, especialmente en la etapa comprendida entre la germinación y el establecimiento, es entre estas dos etapas cuando se produce la mayor proporción de muerte de plantas en el Monte, ya sea en condiciones naturales como en reforestaciones.

Algunas especies del género *Prosopis* son capaces de modificar su ambiente por medio de la mayor disponibilidad de nutrientes en el suelo (Barth y Klemmedson, 1982; Callaway, 1995; Abril et al., 2009; Alvarez et al., 2009) y a su vez brindar protección contra altas temperaturas e irradiación (Bush y Van Auken, 1990). Son abundantes los autores que mencionan que las especies de este género facilitan el establecimiento de

distintos organismos bajo su copa como cactus, hierbas y arbustos perennes que, por lo general, no se establecen en áreas expuestas (Mares et al., 1977; Rossi y Villagra, 2003; Grünwaldt et al., 2018). Esto resulta importante en zonas áridas y semiáridas en donde las condiciones ambientales dificultan el establecimiento y presencia de algunas especies, pudiendo constituir este género el primer eslabón en la cadena de recomposición de la vegetación cuando el nivel freático se encuentra cerca de la superficie.

Los resultados de la degradación de los bosques nativos están relacionados con consecuencias en el clima, pérdida de la biodiversidad y el normal funcionamiento de los servicios ecosistémicos (Villagra y Alvarez, 2019). Los grados de degradación en los bosques de algarrobo se observan a través de la menor densidad de las poblaciones, cobertura y biomasa, así como también árboles de menor tamaño y con mayor número de fustes (Villagra et al., 2004; Cesca et al. 2014). Estos bosques tienen una escasa capacidad de recuperación natural debido a las extremas características ambientales a las que se encuentran sometidos, sumado a las actuales condiciones de degradación. Es a partir de estas condiciones que surge la necesidad de un aporte extra de energía que acelere la recuperación de la biomasa vegetal que se ha perdido (Villagra et al., 2004).

2.3.2 Uso de los bosques y factores de degradación

Durante el período de colonización española se produce un aumento significativo en el uso de los bosques de algarrobo, esto se relaciona con el aumento de la densidad de la población, nuevas actividades productivas, así como la incorporación de medios de transporte destinados al traslado hasta los centros urbanos (Abraham y Prieto, 1999). El impacto producido sobre los bosques de algarrobos se incrementó durante la última parte del período colonial y la primera del siglo XIX. No obstante, la explotación intensiva sobre los mismos se produjo a fines del siglo XIX como consecuencia de las mejoras en el ferrocarril y el aumento de la demanda de estos productos principalmente para viña y leña, la cual sería utilizada por la población para uso cotidiano y doméstico debido a la ausencia de otras fuentes de combustibles modernas. Las explotaciones de los bosques nativos se producían principalmente en la proximidad de las estaciones del ferrocarril. La principal especie explotada era el algarrobo, en segundo lugar, el retamo (*Bulnesia retama*) y por último el atamisque (*Capparis atamisquea*). El empresario forestal Ángel Ceretti declara que para ese período se extraían 5 toneladas de productos madereros por hectárea, lo que se relaciona con 453.640 ha deforestadas en la provincia de Mendoza. Por lo que esta época fue quizás la etapa de mayor degradación que sufrieron los bosques de la provincia.

Si bien una de las principales causas de la degradación de los bosques de algarrobo es la acción antrópica, la estructura poblacional de los mismos también se encuentra fuertemente intervenida por la acción del fuego, fundamentalmente en el departamento de General Alvear. En aquellas poblaciones afectadas por dichos eventos se puede observar una alta variabilidad entre las estructuras del bosque en distintos sitios, esto se relacionaría con los distintos tiempos de recuperación luego del incendio (Cesca, Villagra y Alvarez, 2014).

Las consecuencias del manejo realizado en los algarrobales son de índole tanto económicas, ambientales como socioculturales. En relación a los aspectos económicos esto generó que las diferencias entre las posibilidades económicas de los pobladores del desierto y de los oasis irrigados se acentuasen como consecuencia de la pérdida de la productividad forestal y ganadera de los bosques, así como también la disminución

de la demanda de sus productos derivados desde los oasis (Villagra y Alvarez, 2019). Paralelamente no se ha observado históricamente que la actividad económica relacionada con la extracción de madera y su posterior venta para uso en la industria vitivinícola, uso urbano o para el ferrocarril, haya significado una fuente de desarrollo en sentido amplio para los pobladores locales de estas áreas (Rojas et al., 2009). Por otro lado, respecto a lo ambiental, la extracción sin considerar la tasa de regeneración, produjo una disminución de la superficie de los algarrobales y una degradación de sus parámetros estructurales, por lo que, debido a esto, los bosques presentan distinto grado de desertificación, en algunos casos irreversibles (Villagra et al., 2009; Cesca et al., 2014). Por último, en relación al aspecto sociocultural los cambios en el ecosistema que ha llevado a cabo el hombre sobre el uso del bosque y la expropiación del agua para los oasis, han modificado las actividades productivas de los pobladores y junto a otras causas han llevado a una limitada infraestructura en servicios básicos que poseen los mismos.

Alvarez et al. (2006) afirman que los bosques de zonas áridas no han sido estudiados lo suficiente según un criterio de manejo sustentable, por lo que en la mayoría de las oportunidades han sido utilizados con criterios de tipo extractivos en donde no se ha tenido en cuenta la tasa de regeneración del recurso e ignorado el potencial biológico de estas comunidades. Actualmente, mientras que en los bosques de Catamarca (Pipanaco y Fiambalá) la producción maderera de algarrobo determina la potencialidad de la industria de muebles, postes, carbón y leña; en la provincia de Mendoza, específicamente en los bosques de Telteca y Ñacuñán, el uso de los mismos es principalmente pastoril, dado que la extracción comercial de leña se encuentra prohibida como medida de precaución al desconocerse la tasa de regeneración de estos bosques.

La sustentabilidad de un manejo implica mantener tanto el capital natural como la producción de bienes y servicios que satisfagan las necesidades socioeconómicas y culturales de la población (Sarandón, 2002). Teniendo en cuenta este criterio resulta necesario garantizar la presencia de los algarrobales en los ecosistemas áridos, ya que es una forma de asegurar la sustentabilidad, lo cual se podría lograr por medio de su conservación y a través de la restauración de zonas que han sido degradadas (Villagra y Alvarez, 2009).

2.4 Restauración de algarrobales

En la República Argentina existen 53,6 millones de hectáreas de bosques nativos según datos extraídos del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos provinciales, esto se equivale con un 19,2% de la superficie de la Nación. De acuerdo a datos de la Dirección Nacional de Bosques (2017), se desforestaron 4,15 millones de hectáreas de bosques nativos durante el período comprendido entre 1998 y 2015, esto se relaciona con una tasa anual de deforestación del 0,83%. Las causas en su mayoría son de origen antrópico, entre las cuales se menciona actividades agropecuarias y forestales, tenencia del régimen de propiedad de tierras y por último incendios forestales.

Un bosque degradado es aquel en el que se ha producido una alteración causada por el hombre, ya sea en sus funciones como en su estructura, lo que genera una disminución de la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos por debajo de un umbral respecto a un bosque de referencia y según una escala de tiempo dada (Dirección Nacional de Bosques 2017). Teniendo en cuenta la definición anterior y el estado de degradación en el que se encuentran los bosques en el territorio nacional, surge el Plan Nacional de Restauración de Bosques Nativos (PNRBN) como una

necesidad de frenar el avance de los procesos que generan alteración y degradación de este tipo de ecosistemas. Es así como la restauración se transforma en una alternativa de manejo de aquellas zonas degradadas, para intentar revertir la pérdida del capital natural y biomasa. El PNRBN se suma a la posibilidad de contribuir al cumplimiento de los Convenios Internacionales asumidos por el país como son: el Convenio de Diversidad Biológica, las Metas de Biodiversidad de Aichi para los Objetivos de Desarrollo Sostenible, la Convención de las Naciones Unidas para la Lucha contra la Desertificación, entre otros. Este plan propone una serie de actividades para promover directa e indirectamente la restauración de los bosques nativos degradados y así emprender en simultáneo la recuperación de la biodiversidad y la capacidad productiva del ecosistema. El objetivo principal de este Plan es desarrollar un programa para un primer período de seis años (2018-2023), a fin de alcanzar la meta de 20.000 hectáreas anuales de bosque nativo restaurado para el 2023.

Las fuentes de financiamiento para el PNRBN están dadas por:

- El Programa Nacional de Protección de los Bosques Nativos, Fondo Nacional de Enriquecimiento y Conservación de Bosques Nativos.
- El Proyecto de “Bosques Nativos y Comunidad”.
- El Proyecto “ONU-REDD”.
- Otras fuentes de financiamiento como son los aportes de Fondos Internacionales y Fondos del Sector Privado.

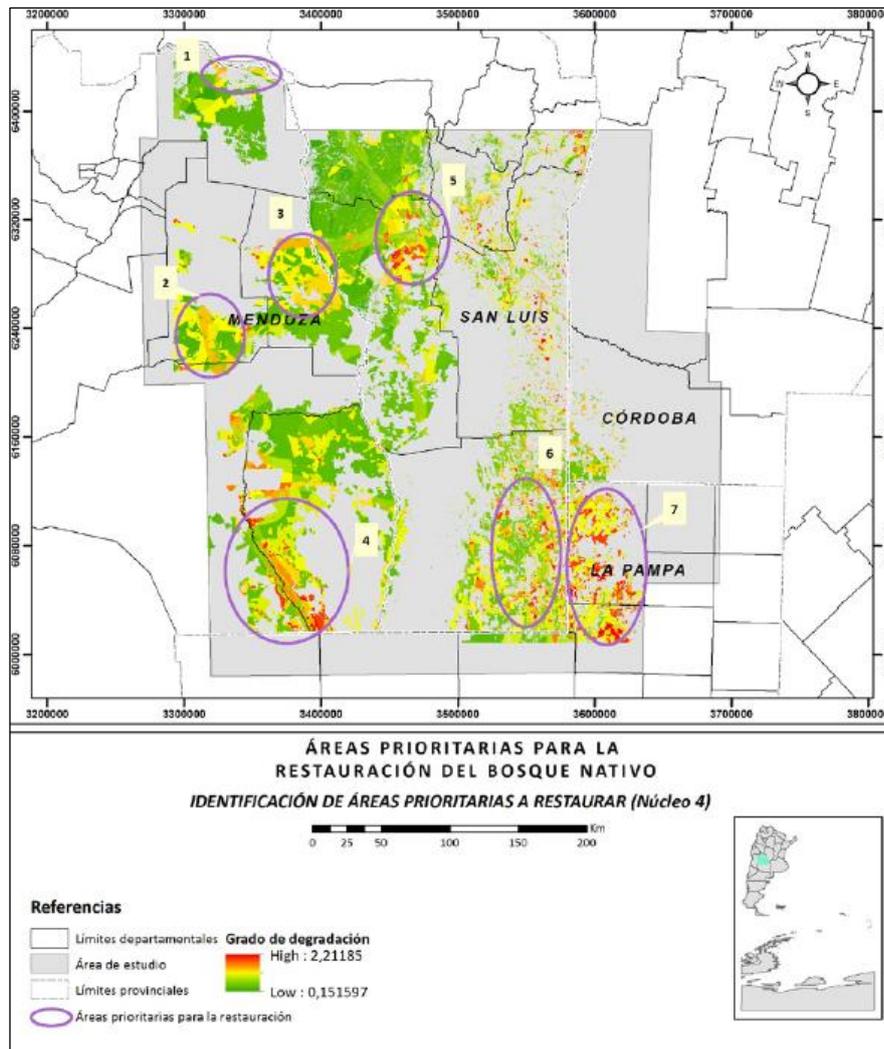
El PNRBN está conformado por seis áreas potenciales de restauración detectadas en la etapa inicial de selección y análisis. Estas áreas, a partir de ahora denominadas núcleos, comprenden las provincias de: Misiones, Chaco, Formosa, Salta, Jujuy, Santiago del Estero, Tucumán, Catamarca, Mendoza, San Luis, La Pampa, Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego y abarcan las regiones forestales del Espinal, Parque Chaqueño, Selva Misionera, Yungas, Bosque Andino-Patagónico y el Monte. Los núcleos potenciales de restauración identificados fueron:

- Núcleo 1: Yungas y bosque pedemontano.
- Núcleo 2: Corredor Yungas – Chaco Seco.
- Núcleo 3: Cuenca Salí – Dulce.
- Núcleo 4: Monte y Espinal.
- Núcleo 5: Bosque Andino-patagónico.
- Núcleo 6: Selva Misionera.

Dentro de estos seis núcleos existen áreas que fueron detectadas como críticas para iniciar rápidamente acciones de restauración que garanticen la integridad ecológica y el mantenimiento de bienes y servicios ecosistémicos. Particularmente en el núcleo correspondiente a el Monte y Espinal se detectaron siete áreas prioritarias:

- 1) El Norte de Lavalle, Mendoza.
- 2) El Sur de Santa Rosa, Mendoza.
- 3) El Este de La Paz y Oeste de General Alvear, Mendoza.
- 4) Zonas correspondientes a los Bañados del río Atuel.
- 5) El centro de San Luis.
- 6) El sureste de San Luis.
- 7) El Norte de La Pampa.

El sitio de estudio en el que se enmarca esta tesina está incluido dentro de la segunda área mencionada como prioritaria a restaurar (Sur de Santa Rosa, Mendoza); dicho sitio se identifica como un campo experimental de ganado y pasturas denominado “El Divisadero”. Los impulsores principales de la degradación de las zonas del núcleo del Monte y Espinal en el que se encuentra incluido este campo, es el sobrepastoreo, el aprovechamiento forestal no sustentable, los incendios y el avance de la frontera agropecuaria. Mientras que los impulsores secundarios de la degradación son las condiciones climáticas extremas, el rolado, la urbanización y la infraestructura (PNRBN, 2018).



Fuente: Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), CONICET, Mendoza

Figura 1. Áreas prioritarias para la restauración de Bosque Nativo correspondiente al núcleo de Monte y Espinal.

Uno de los aspectos fundamentales que se busca en los programas de restauración de zonas áridas con árboles multipropósito como son las especies del género *Prosopis*, es la rápida producción de biomasa aérea que se relaciona de manera directa con la altura y el diámetro basal (Conny, 1996). En ecosistemas áridos muy degradados, la variedad de adaptaciones mostrada por diferentes especies de este género y la variabilidad que se observa dentro de las especies sugiere que las mismas pueden ser una buena opción

para el uso en restauraciones y proyectos de reforestación. Cony (1995) propone el uso de dos árboles multipropósito como son *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis* en programas de reforestación en la región del Monte, presentando potencial para ser incluido en el mejoramiento genético para programas de este tipo.

2.4.1 Factores que afectan la restauración

Los factores que pueden afectar el establecimiento de las plántulas son, en orden de importancia, las condiciones ambientales, el manejo y cuidado de la planta hasta el momento del trasplante, su morfología y fisiología, a lo que se debe añadir los factores genéticos (South, 2000). Si bien el período de establecimiento es variable, este se puede dividir en dos etapas, la primera es la más crítica, ya que la plántula debe recuperarse del estrés sufrido durante su trasplante y establecer contacto entre sus raíces y el suelo para retomar el funcionamiento de actividades vitales como son la absorción de agua y nutrientes (Margolis y Bran, 1990). En esta primera etapa se destaca la importancia de aquellos factores que afectan el estado hídrico de la planta, influyendo en la supervivencia inicial de los organismos. Luego en la segunda etapa, se destaca la importancia del crecimiento y desarrollo adecuado a las condiciones de la estación, así como a la capacidad de la especie. Por lo general el mayor o menor éxito obtenido en la restauración es cuantificado en términos de supervivencia y crecimiento.

2.4.1.1 Época de plantación

Distintos autores (Vilagrosa 1997b; Alloza y Vallejo, 1999; del Campo, 2002; Alloza, 2003) han vinculado el régimen de precipitaciones con la supervivencia inicial de las plántulas. De esta manera la escasez de precipitaciones en el período inmediato posterior al trasplante es el factor de riesgo más importante para la supervivencia de plantas en zonas áridas. Los resultados obtenidos por del Campo (2002) para describir la influencia del clima en el establecimiento, indican que la supervivencia aparece correlacionada negativamente con la evapotranspiración y positivamente con la precipitación estival. Ambas variables presentan similares correlaciones con el crecimiento del diámetro y en el caso de las precipitaciones estivales, también con el crecimiento de altura. Por otro lado, Pérez et al. (2010) en sus estudios establecen que la mortalidad de las plántulas puede estar relacionado con el momento del año en que se realizó la plantación. Estos autores indican la importancia de analizar y comparar entre ensayos, tamaños de plantines, procesos de rustificación en vivero, temperaturas y períodos de sequía o eventos de lluvia ocurridos durante la experiencia, a fin de obtener conclusiones más definitivas respecto a la mejor época de plantación para la reintroducción de especies en ambientes degradados. Si bien la época de plantación recomendable es aquella que coincide con la mayor frecuencia de lluvias, su ocurrencia es un fenómeno errático, esto implica tener que prever riegos periódicos en caso que las precipitaciones no sean las esperadas (Beider et al., 2013).

La fecha de plantación ha sido considerada uno de los factores de mayor importancia en la supervivencia al final del primer año (Royo et al., 2000; Navarro y Palacios, 2004). En estudios llevados a cabo por Dalmasso et al. (2002) en Neuquén, encuentran que a pesar de las altas temperaturas en diciembre (a fines de primavera) la supervivencia de plantines de *Cercidium praecox* de seis meses, es mayor en ese mes en comparación con mayo (otoño) y concluyen que el mejor período para la plantación de los plantines de esta especie es diciembre. Asimismo, en estudios de supervivencia llevados a cabo por estos mismos autores con *Prosopis flexuosa* var. *depressa* realizadas en diciembre (fines de primavera) y en mayo (otoño) a partir de ejemplares de seis meses, muestran

un 70% de supervivencia en la plantación de primavera y un 20% en la plantación de otoño en el yacimiento El Portón, Neuquén (Dalmaso et al., 2002).

Por último, Catalán et al. (1994) realizaron experiencias con *Prosopis chilensis* y *Prosopis flexuosa* en el Chaco seco degradado, donde entre otras variables evaluaron la época de trasplante (diciembre y marzo). Los resultados de dicho estudio mostraron que la supervivencia fue independiente del tamaño y la edad de las plántulas, concluyendo que el mejor momento para llevar a cabo el trasplante en esa zona de estudio sería a final del verano o el comienzo del otoño, cuando las condiciones climáticas (temperaturas máximas inferiores y mayor humedad en el suelo debido de las precipitaciones estivales) aumentan la probabilidad de supervivencia de las plántulas.

2.4.1.2 Especie y procedencia

La selección correcta de especies para el desarrollo de proyectos de restauración es fundamental para lograr un resultado exitoso (Dalmaso 2010). Los algarrobos actúan como especies pioneras y colonizadoras dando origen a procesos de recuperación, y dada su plasticidad, resultan exitosas en las forestaciones (Roig et al., 1993). La materia orgánica aportada por esta especie, especialmente por sus hojas, constituye un factor importante en el ciclado de nutrientes del Monte Central, y bajo su dosel es el sitio con mayor aporte anual de mantillo (entre 320 y 527 gr/m²) (Alvarez et al., 2009). En base a este conocimiento, y como se hizo mención anteriormente, es conveniente el empleo de *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis* para proyectos de restauración en el Monte, ya que son especies nativas de este sitio. Si bien no es común encontrar *P.chilensis* en Mendoza en donde encuentra su límite austral (Roig et al., 1993) esta especie ha sido utilizada en proyectos de restauración en Mendoza por Cony (1996) y los resultados obtenidos de su empleo tanto en supervivencia como crecimiento, justifican su aplicación en proyectos de este tipo; constituyendo una alternativa productiva para los pobladores locales.

La procedencia de la especie a emplear en el proyecto de restauración, es un factor que también afecta el éxito de los resultados obtenidos. En estudios realizados por Cony y Trione (1996) en el que evaluaron la capacidad germinativa a bajas temperaturas de diferentes procedencias de *P.flexuosa* y *P.chilensis* dan cuenta de la alta proporción de variación genética intra-procedencia. Este aspecto es importante a la hora de llevar a cabo programas de reforestación de zonas áridas con árboles multipropósito como son las especies del género *Prosopis*, ya que la rápida producción de biomasa aérea es un rasgo deseable a presentar en las procedencias utilizadas a la hora de llevar a cabo una restauración (Cony, 1996). El diámetro es directamente proporcional a la biomasa aérea (Stewart et al., 1992), por lo que, procedencias que presenten los valores más altos de estas dos características deben ser seleccionados como fuentes de semilla para reforestar en el corto plazo. Según otro estudio realizado por Cony (1996) en el que comparó 13 procedencias de *Prosopis flexuosa* de la provincia biogeográfica del Monte plantadas en la localidad del Sauce, Mendoza, muestra la alta variabilidad existente entre las procedencias para los parámetros evaluados (supervivencia, altura y diámetro basal). Para lo cual, de acuerdo a los resultados obtenidos, recomienda el uso de semillas de procedencia del Bolsón de Fiambalá para proyectos de restauración, ya que ocuparon el primer lugar en altura y diámetro basal. Si bien la procedencia de Ñacuñán obtuvo menores valores en los parámetros medidos, es conveniente su utilización ya que es una procedencia local, lo cual podría resultar una ventaja a la hora del éxito en la restauración. En lo que respecta a la especie *Prosopis chilensis* en ese mismo estudio se detectó que el valor de altura de las procedencias disminuyó de norte a sur y fueron

las procedencias de Bolsón de Fiambalá y Pipanaco las que obtuvieron los valores de altura más alto diferenciándose significativamente.

El hábito de crecimiento y la morfología, de *P. flexuosa*, así como de *P. chilensis* varían considerablemente entre poblaciones e individuos, debido a la variabilidad genética, influencias ambientales (Duff et al., 1994; Cony y Trione, 1996) y a esto se suma los distintos sitios de donde proceden. Las poblaciones del Bolsón de Fiambalá poseen mayor densidad de árboles con diámetros basales grandes, los individuos tienen mayor altura, diámetro de copa, cobertura arbórea, diámetro y altura de fuste; en su mayoría son erectos, unifustales y la biomasa forestal del bosque puede llegar a 42 Tn ha⁻¹. Las poblaciones del Monte central, como las de Ñacuñán, poseen menor densidad de individuos maderables, los individuos tienen menor altura, y diámetro de copa (menor cobertura), la mayor proporción son decumbentes y multifustales, los fustes de menor tamaño y la biomasa varía entre 9 y 12 Tn ha⁻¹ (Villagra y Alvarez, 2006).

El utilizar procedencias locales es preferible en muchos casos debido a que, por lo general, se espera que los genotipos locales estén más adaptados a las condiciones del lugar en el que se va a llevar a cabo la restauración (Bessega et al., 2019), en consecuencia, trabajar con poblaciones procedentes de Ñacuñán podría ser una ventaja a la hora de obtener mejores resultados finales. En lo que respecta a la Reserva de Ñacuñán, se encuentra ubicada en Mendoza a 34°01'S, 67°32' O 500 y 540 m.s.n.m. El clima es árido y semiárido, el 70% de las lluvias se producen en la estación estival. La precipitación promedio anual varía entre los 80 y 350 mm (Labraga y Villalba, 2009). Las temperaturas promedio anuales varían muy poco en toda la extensión del Monte, entre 13,4° y 17,5°C. No obstante, un cambio generado en el ambiente puede convertir a los genotipos locales en individuos incapaces de superar la nueva limitación ambiental, por lo que resulta necesario llevar a cabo programas de revegetación con una mezcla de individuos de diferente procedencia para lograr aumentar la capacidad de adaptación a las nuevas condiciones ambientales (Bessega et al., 2019). En consecuencia, el uso de semillas procedentes de Fiambalá resulta una buena opción para llevar a cabo actividades de restauración en la zona de estudio. Asimismo, dicha procedencia permitiría obtener individuos más grandes y de rápido crecimiento (Bessega et al., 2019). En lo que respecta a las características de los sitios de donde provienen las especies el Bolsón de Fiambalá se ubica en Catamarca a 27-28°S, 67°O y 1400-1600 m.s.n.m, en el norte del desierto del Monte, su clima es árido, con una temperatura media anual de 16,6 °C (Bianchi y Cravero, 2010). La precipitación media anual registrada en la estación meteorológica más cercana es de 173 mm concentrada principalmente en verano (diciembre a marzo) (Le Houérou, 1999).

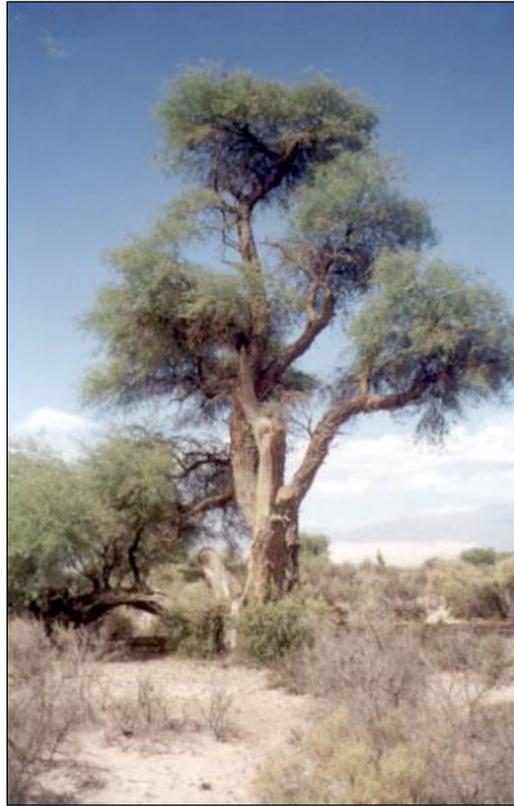
3 Materiales y métodos

3.1 Especies utilizadas

Para esta tesina se utilizaron dos especies representativas de la Provincia Biogeográfica del Monte, *Prosopis flexuosa* y *Prosopis chilensis*. Asimismo, en base a los estudios de familia-procedencia realizados en estas dos especies de *Prosopis* por Cony (1996) y Villagra y Alvarez (2015), se decidió trabajar con *Prosopis chilensis* de Fiambalá, Catamarca y *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y Ñacuñán (Mendoza). La elección de la procedencia de Fiambalá, tal y como se hizo mención anteriormente, se debe a los exitosos resultados obtenidos en dichos estudios, donde ocupó el primer lugar en altura y diámetro basal. En tanto que la elección de la procedencia Ñacuñán se debe a que, al ser una procedencia nativa, se encuentra adaptada a la zona de estudio.

En lo que respecta a la distribución geográfica de *Prosopis flexuosa* (Figura N°2), en Argentina, habita en la diagonal árida al este de la cordillera de Los Andes, abarcando parte de las provincias de Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Juan, Mendoza, San Luis, el oeste de Córdoba, la provincia de La Pampa, el suroeste de Buenos Aires y norte Río Negro (Roig, 1993a). Se la encuentra en las provincias biogeográficas del Monte, el oeste del Chaco seco y el sur del Espinal (Morello, 1958; Roig, 1987a; Roig, 1993a). Sus poblaciones se distribuyen desde el nivel del mar (sur de Buenos Aires) hasta los 2200 m.s.m. en valles de la cordillera de Los Andes (Burkart, 1976). El rango de distribución en relación a la precipitación anual media va desde los 50 mm (centro-sur de San Juan) hasta los 500 mm correspondiente al oeste de Córdoba. La temperatura de estas zonas oscila entre una máxima absoluta de 48°C hasta una mínima absoluta de -12°C. En una de las zonas con mayor aridez, correspondiente a la Reserva Telteca (32° 24'S y 68° 4'O), los bosques de *Prosopis flexuosa* se caracterizan por ser abiertos y encontrarse como la formación boscosa más representativa acompañado por *Geoffroea decorticans*, *Capparis atamisquea*, *Atriplex lampa* y *Suaeda divaricata* entre otras (Alvarez et al., 2006). En el Monte, es la especie principal de áreas aledañas a los ríos permanentes, mientras que, en las travesías, forma bosques abiertos donde existe disponibilidad hídrica por niveles freáticos próximos a la superficie (entre 6 y 12 m), comportándose como freatófita (Roig et al., 1992; Villagra et al., 2004). Sin embargo, en suelos limosos muy profundos se ha encontrado que también puede actuar como vadosófita, como ocurre en los bosques de Ñacuñán (Torres y Zambrano, 2000).

La posibilidad que posee esta especie de alcanzar los niveles freáticos subterráneos, le ha permitido sobrevivir en ambientes con extrema aridez, permitiéndole independizarse de las condiciones externas del ambiente desértico (Roig, 1985). La rapidez del proceso de germinación y crecimiento inicial (Cony, 1996; Vilela y Ravetta, 2001) le permiten una eficiencia en el uso del agua durante los cortos períodos de tiempo en los que hay disponibilidad hídrica en el área de distribución. A su vez, estudios realizados por Giantomasi et al. (2008) sobre esta especie indican una relación directa entre las precipitaciones primavera-estivales y las características anatómicas de la madera de *Prosopis flexuosa*, esto alude la posibilidad de existencia de un control de las precipitaciones sobre el crecimiento y una adaptación de la planta a la gran demanda de agua en el período primavera-estival.



Fuente: Villagra et al., 2004

Figura 2. Individuo adulto de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá, Catamarca.

Respecto a la otra especie con la cual se trabajó, *Prosopis chilensis* (Figura N°3), en Argentina, se encuentra distribuido en la provincia biogeográfica del Monte Septentrional y penetra en la porción más seca del Chaco (Karlin et al., 1997). En Córdoba y Catamarca, cohabita con *Prosopis nigra* y *Prosopis flexuosa*, es principalmente frecuente en La Rioja y San Juan (Roig, 1993). Los algarrobos blancos se localizan en zonas de 50 mm hasta 500 mm de precipitaciones, actuando como freatófita obligada por debajo de los 300 mm, y se encuentra preferentemente en zonas de mayor acumulación de agua, a lo largo de ríos, arroyos y en áreas perisalinas (Karlin et al., 1997). Uno de los factores que actúa como limitante para su distribución está relacionado con la temperatura. Según un estudio realizado por Roig (1993) indica que no se ha encontrado individuos de esta especie al sur de la isoterma mínima máxima de -10°C , por lo que se puede deducir que este es un factor que limita su distribución en el sector centro-sur de Mendoza.

En relación con las características fisiológicas *P.chilensis* es caducifolia con metabolismo fotosintético C3 (Burkhart, 1977). Su altura puede alcanzar los 5 a 8 m, con ramaje flexible, espinoso, algo colgante, y copa frondosa. Respecto a su multiplicación la misma se da exclusivamente por semillas, diseminándose principalmente por vía endozooica, por lo que a través del tracto digestivo de los animales la semilla es escarificada y esto logra reforzar la germinación (Archer, 1989). Los bancos de semillas se forman fundamentalmente cuando la semilla queda protegida dentro de la vaina (Tshirley y Martin, 1960), sin embargo, en zonas áridas ocurre que el forrajeo por animales silvestres es tan intenso que impide la formación de dicho banco (Villagra et al., 1998). Otro de los factores que puede limitar el establecimiento de las plántulas está dado por el ramoneo de los individuos juveniles (Barchuk et al., 1998a).

Conjuntamente, inventarios en campos sometidos a pastoreo continuo de animales domésticos indicaron que la regeneración natural es muy escasa (Barchuk et al., 1998b).



Fuente: Dirección Provincial de Bosques Nativos de Catamarca, 2016.

Figura 3. Individuo adulto de *Prosopis chilensis*.

3.2 Producción de plantines

Las semillas de *Prosopis flexuosa* con las que se trabajó fueron de dos procedencias: Bolsón de Fiambalá y la Reserva de Ñacuñán. En tanto que las semillas de *Prosopis chilensis* fueron todas provenientes de Fiambalá

Las semillas para la producción de plantines procedentes de Fiambalá fueron cosechadas en enero del 2016, mientras que las procedentes de Ñacuñán en enero del 2017, posteriormente a su correspondiente cosecha ambas procedencias se conservaron en los bancos de germoplasma del IADIZA hasta el momento de siembra.

Para lograr determinar la mejor época de plantación de plantines provenientes de una misma camada de producción, se llevó a cabo la siembra de los mismos en el invernáculo del IADIZA-CONICET, en marzo del 2017. Para ello, las semillas fueron escarificadas con lija, luego se llevó a cabo la siembra directa colocando dos semillas por maceta de polietileno negro de 8 cm de diámetro y 1 litros de capacidad. Las macetas fueron llenadas con tierra franco arenosa seca y tamizada, agregando humus en un 10% del volumen de la maceta. Los plantines se mantuvieron en el invernáculo con riegos semanales hasta su respectivo traslado a la estación experimental en diciembre del 2017, habiéndose previamente realizado el raleo y la rusticación correspondiente. Para esa fecha se llevó a cabo el traslado de la totalidad de los plantines (de los que se iban a trasplantar en diciembre y también los que se trasplantarían en mayo); por lo que, aquellos que serían trasplantados en el mes de mayo estuvieron sometidos, hasta la fecha de trasplante, a las mismas condiciones climáticas que los trasplantados en diciembre.

3.3 Área de estudio

Los estudios de campo se llevaron a cabo en un sitio degradado ubicado en la Provincia Biogeográfica del Monte. El mismo se encuentra en la Estación Experimental de Ganado y Pasturas Naturales “El Divisadero”, localizado (33° 45' S, 67° 41' W) en la planicie centro-norte de Mendoza, en el departamento de Santa Rosa (Figura N°4). Este campo está constituido como campo ganadero experimental y demostrativo de 5.000 ha. El mismo se encuentra localizado en un predio de aproximadamente 20.000 ha de tierras fiscales administradas por el IADIZA. Es en 1961 que se incorpora como área disyunta de experimentación a la Reserva de Ñacuñán por medio de la ley provincial 2.821, cuando dicha reserva es presentada al Programa MAB (Programa El Hombre y la Biósfera) de la UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). La Estación Experimental está orientada a la implementación y seguimiento de sistemas de producción de cría de ganado bovino en pastizales naturales de tierras secas, que compatibilizan los conceptos de sustentabilidad y rentabilidad.

La zona de estudio pertenece a la clase bioclimática árida superior según el criterio del índice P/ETP (P: precipitación anual promedio y ETP: evapotranspiración potencial) planteados por Le Heouérou, ya que presenta para el periodo de estudio comprendido entre 1987-2009 un índice de P/ETP entre 0,25 y 0,33 para el 62% de los años y un valor superior a 0,33 para un 31% de los años. Para el mismo periodo de estudio la temperatura media anual fue de 15,59 °C y la precipitación media anual fue de 309 mm con un 80% de ocurrencia de las mismas durante el periodo comprendido entre octubre a marzo (Loyarte, Menenti y Diblasi, 2009). Basado en la temperatura mínima media del mes de julio el estrés frío invernal de la zona es del tipo “extremadamente frío”.

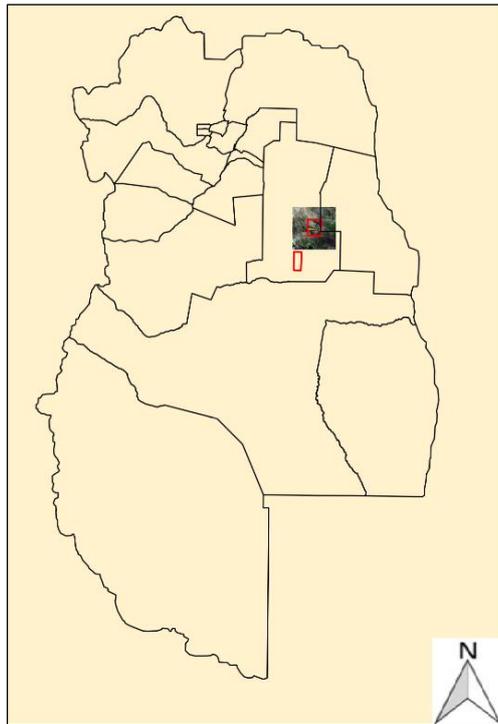
Los suelos son tipo Torripsamments con mayor contenido de limo en las depresiones interdunales. Algunas de las características principales del suelo de esta zona incluyen: pH 6.4-7.6, contenido de materia orgánica (método Walkley-Balck method), 0.09-0.22%; N total (método Macro-Kjeldahl), 360-420 ppm; P extraíble (método de Arizona), 9-20 ppm; K extraíble (método Patt) 990-1,420 ppm y extracto de saturación de suelo 0.17-0.38 mS cm⁻¹(Masotta y Berra, 1994).

La vegetación es xerófila abierta de arbusto de *Prosopis flexuosa* DC (algarrobo dulce). Los pastos de la estación cálida dominan la vegetación herbácea con *Panicum urvilleanum* (tupe) como especie principal. Los otros pastos presentes incluyen *Aristida mendocina* (flechilla crespá), *Aristida inversa* (flechilla), *Chloris castilloniana* (falso plumerito), *Digitaria californica* (pasto algodón), *Pappophorum philippianum* (pasto blanco), *Setaria leucopila* (cola de zorro) y *Sporobolus cryptandrus* (gramilla cuarentona). *Capparis atamisquea* (atamisque) es la principal especie leñosa palatable.

En esta estación experimental se han realizado ensayos de plantaciones de varias especies, clones de cactus (*Opuntia spp.*) y zampas (*Atriplex spp.*), cuyo comportamiento ha sido evaluado. En el caso del cactus, se han detectado especies promisorias para áreas con inviernos extremadamente fríos, con producción de forraje y contenido de proteína bruta destacados (Guevara et al., 2000).

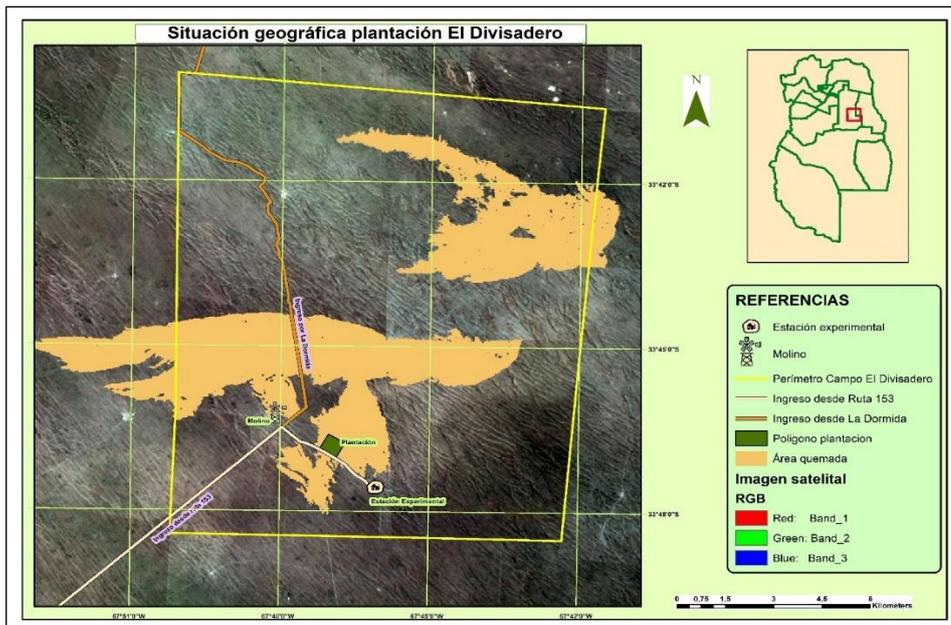
Durante el mes de febrero del año 2017, un incendio generado por causas naturales afectó no solo parte de la zona de estudio sino también campos privados aledaños. La totalidad de hectáreas afectadas por el fuego fue de 5.466 (Figura N°5 y 6) de las cuales 4.439 eran correspondientes a la Estación Experimental. En la Figura N°7 puede observarse una fotografía del área de estudio. La zona quemada es propuesta con el

objetivo de realizar plantaciones en el marco del Programa Nacional de Restauración del Bosque Nativo y es donde se empezaron a realizar plantaciones experimentales del género *Prosopis*. La presente tesina se desarrolla a partir de dichas plantaciones experimentales, asimismo la posibilidad de su realización surge una vez realizadas las plantaciones del programa de restauración; por lo que, al iniciar los registros y mediciones, el trabajo de campo ya se encontraba realizado, esto implica tanto su diseño experimental, así como también los riegos establecidos para los diferentes plantines en la fecha de plantación correspondiente.



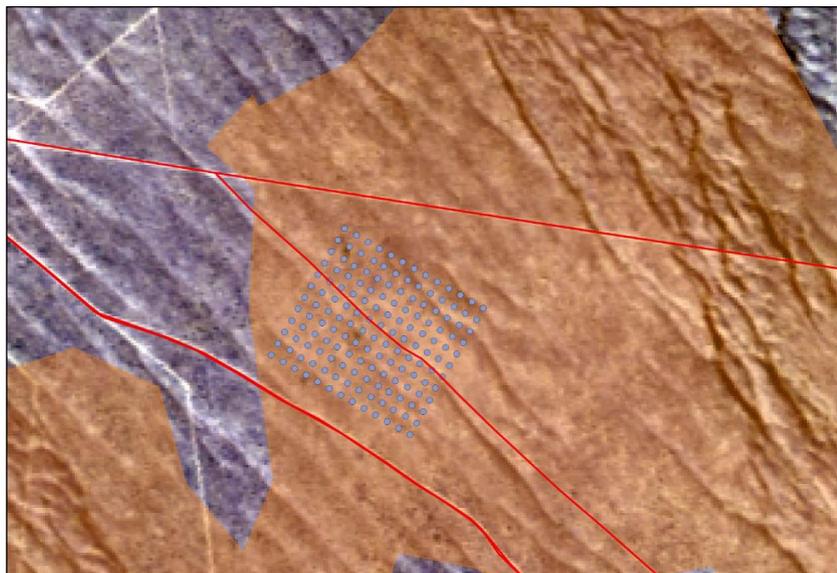
Fuente: Técnico en Cartografía Debandi, Hugo.

Figura 4. Mapa político de la provincia de Mendoza. Se observa en el cuadrante rojo más al sur la ubicación de la Reserva de la Biósfera de Ñacuñán y en el del norte, el Campo Experimental "El Divisadero".



Fuente: Técnico en Cartografía Debandi, Hugo.

Figura 5. Imagen satelital representativa de la zona de estudio. En la misma se observa el Campo Experimental “El Divisadero”, las zonas afectadas por el incendio y la zona en donde se llevó a cabo las plantaciones



Fuente: Técnico en Cartografía Debandi, Hugo.

Figura 6. Imagen satelital en la que se observa de color naranja la zona afectada por el incendio sobre la cual está desarrollada la plantación (puntos celestes) y las líneas rojas son las picadas correspondientes de la zona.



Figura 7. Plantación llevada a cabo en el campo experimental “El divisadero”. Fotografía tomada en mayo del 2018.

3.4 Diseño experimental

Las plantaciones a campo fueron realizadas en dos fechas diferentes, la primera correspondiente a diciembre del 2017 y la segunda a mayo del 2018.

La práctica que se llevó a cabo para las plantaciones fue colocar los plantines en pozos de 30 cm de profundidad, con 5 litros de compost, y una vez plantados se les colocó un protector para protegerlos de los herbívoros (Figura N°8). Luego se realizó un riego inicial con balde de 20 litros por planta. Las plantaciones de diciembre del 2017 recibieron, a los 15 días de su trasplante, un riego complementario de 10 litros. El mismo se aplicó debido a que los plantines al momento del trasplante se encontraban en plena estación de crecimiento; esto, sumado a las condiciones de déficit hídrico propias de la zona y la época del año, podrían haber llevado a una gran mortandad de plantines durante el primer mes en el campo. En las plantaciones de mayo del 2018 no se realizó este segundo riego, debido a la proximidad del reposo vegetativo, la menor actividad biológica de los plantines para esta época y la menor demanda evapotranspiratoria, por lo que no se consideró necesario llevar a cabo un riego adicional.

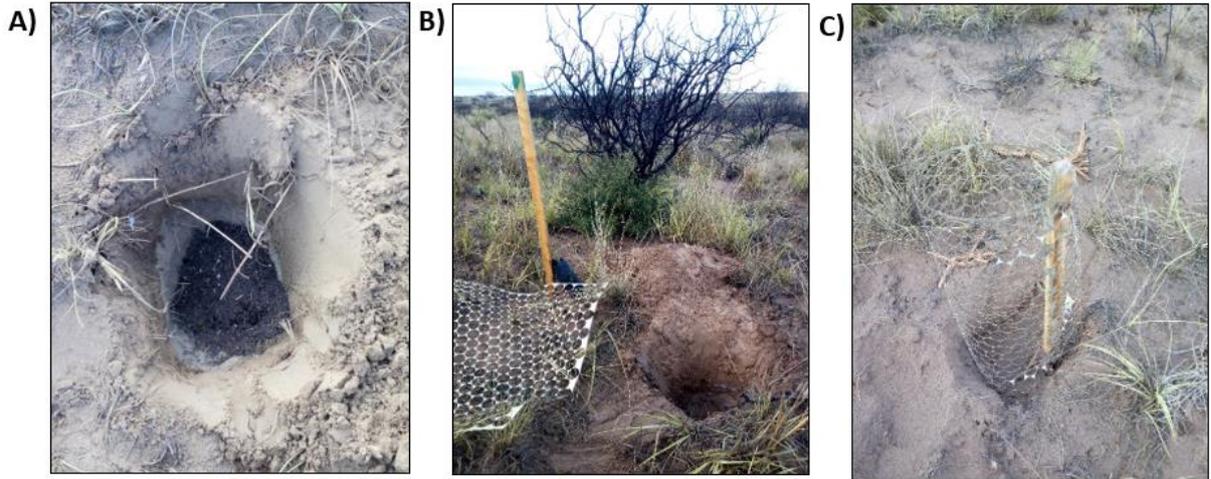


Figura 8. Imágenes de la secuencia de acciones llevadas a cabo para realizar el trasplante. En la imagen A, se observa el pozo con compost, en la imagen B la maceta, el protector, la estaca y el pozo y en la imagen C el plantín trasplantado con la protección correspondiente.

En la Figura N°9 puede observarse el registro de las precipitaciones y temperaturas medias desde enero del 2017 hasta la última medición realizada en abril del 2019 tomadas en la estación más próxima a la plantación, correspondiente con la Estación Ñacuñán (a 30 Km del sitio de estudio). El total de precipitaciones previas a la fecha de plantación, correspondientes al periodo enero-noviembre del 2017, fue igual a 419,5 mm y durante el periodo comprendido entre diciembre del 2017 y marzo del 2018 el total de precipitaciones registradas fue de 153 mm.

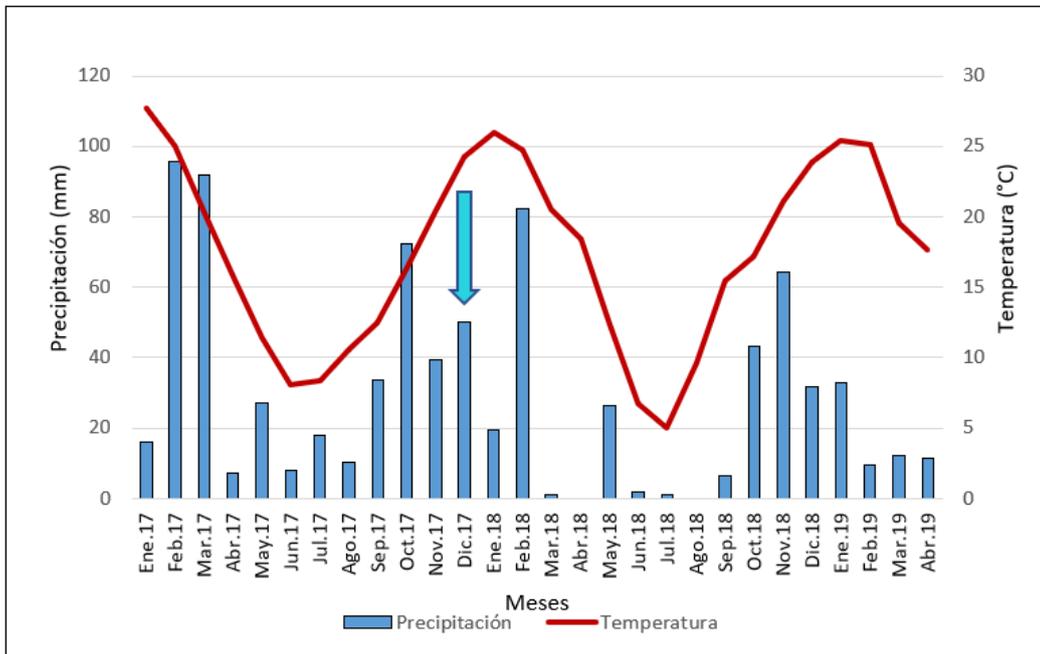


Figura 9. Precipitaciones y temperaturas medias registradas en la Estación Ñacuñán durante el periodo de enero 2017 a abril del 2019. La flecha celeste indica el mes en el cual se aplicó un riego adicional en la plantación de diciembre 2017

En ambas fechas de plantación el diseño estuvo compuesto por 5 bloques de 30 plantas por especie-procedencia, cada bloque estuvo conformado de 3 filas por 10 columnas de plantas, es decir, 150 plantas por especie-procedencia y 450 plantas en total por fecha de plantación (900 en total).

En diciembre los 5 bloques por especie-procedencia estuvieron distribuidos en forma sistemática (Figura N°10), mientras que en la plantación de mayo del 2018 los bloques estuvieron distribuidos al azar (Figura N°11), el diseño de la plantación. La densidad de plantación fue de 7 m x 7 m, es decir, 204 plantas por hectárea (Figura N°12).

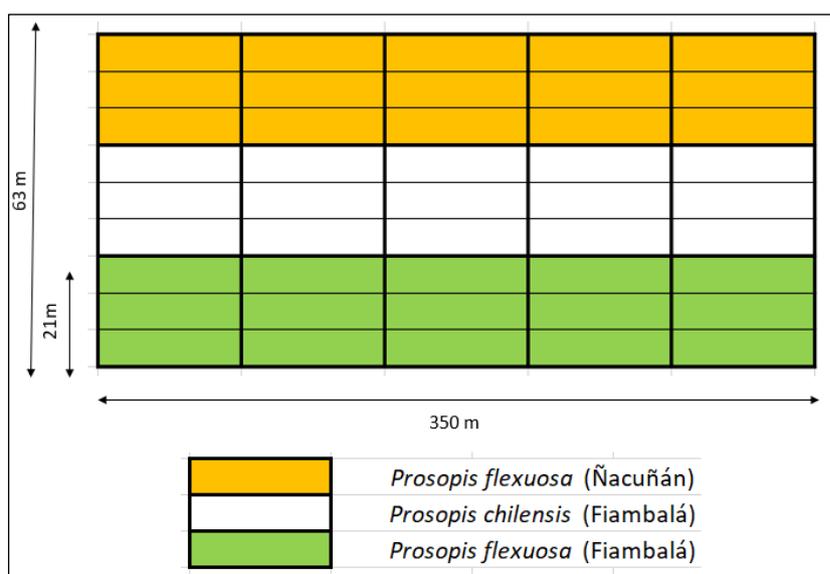


Figura 10. Plano del diseño experimental de la plantación realizada en diciembre del 2017. Cada rectángulo representa 10 plantas, cada bloque está conformado por 3 rectángulos (30 plantas), con una superficie total de 1470 m² por bloque. *Prosopis flexuosa* de Fiambalá se representa con color verde, *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán de naranja y *Prosopis chilensis* de Fiambalá con blanco.

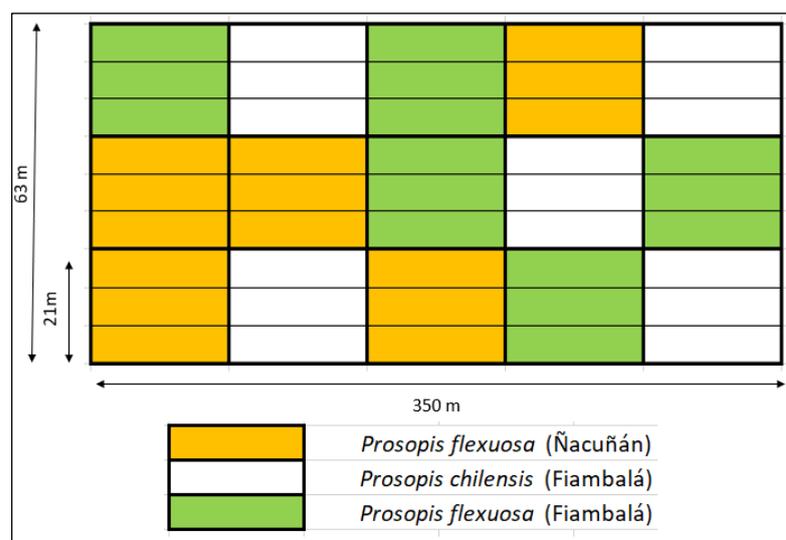
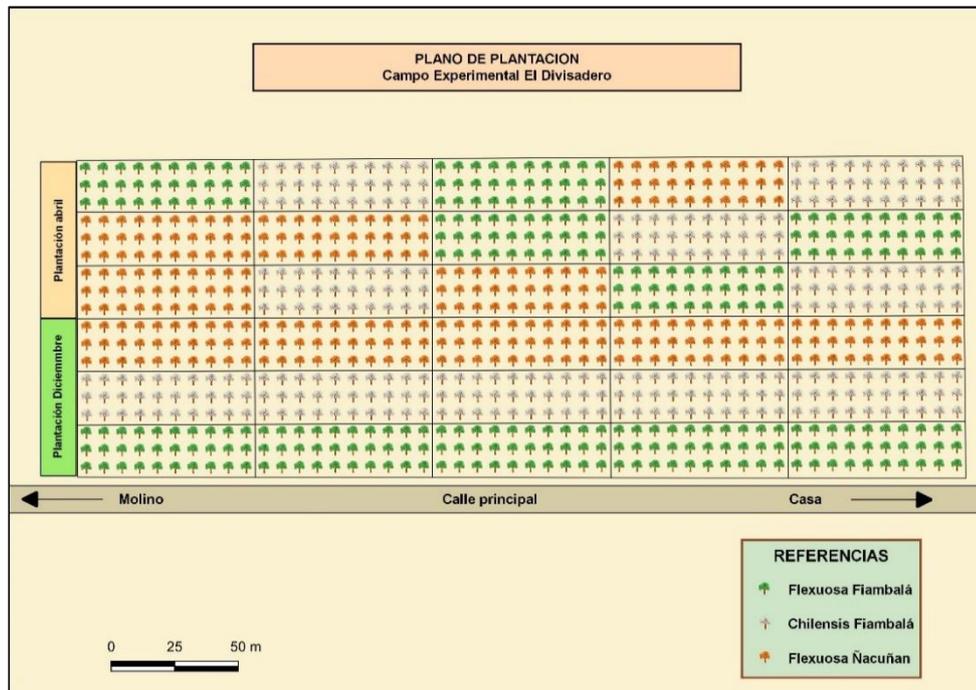


Figura 11. Plano del diseño experimental de bloques al azar de la plantación realizada en mayo del 2018. Cada rectángulo representa 10 plantas, cada bloque está conformado por 3 rectángulos (30 plantas), con una superficie total de 1470 m² por bloque. *Prosopis flexuosa* de Fiambalá se representa con color verde, *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán de naranja y *Prosopis chilensis* de Fiambalá con blanco.



Fuente: Técnico en Cartografía Debandi, Hugo.

Figura 12. Representación gráfica del plano de plantación a campo en el que se observa el diseño experimental de las especies con su respectiva procedencia según la época en la que se llevó a cabo la plantación.

Prosopis flexuosa de Fiambalá representado de color verde, *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán por naranja y *Prosopis chilensis* de Fiambalá por gris.

3.5 Mediciones

A partir de las plantaciones llevadas a cabo se evaluaron dos parámetros: sobrevivencia y crecimiento; la primera fue evaluada para la totalidad de las plantas trasplantadas en ambas épocas de plantación (900 plantas). Mientras que para el crecimiento se midieron 10 plantas por bloque de especie-procedencia, midiendo la fila del medio de cada bloque para disminuir el error por el efecto de bordura (300 plantas en total).

Para la sobrevivencia se registró si la plántula se encontraba viva o muerta. A su vez para lograr establecer una comparación de la sobrevivencia de los plantines trasplantados en diciembre y mayo, se trabajó con los días posteriores a la fecha de plantación, tomando el día de la plantación como día cero (0) y a partir del mismo se llevaron a cabo los registros en marzo, agosto, octubre y diciembre del 2018 y abril del 2019. Para la plantación de diciembre la fecha de registro de marzo se corresponde con el día 96 posterior a la plantación, el registro de agosto con el día 241, octubre con el día 311, diciembre el 360 y la última fecha de registro, correspondiente al mes de abril, se corresponde con el día 495 posterior a la fecha de trasplante. En tanto que, para la plantación de mayo, la primera fecha de registro es agosto, la cual se corresponde con el día 98 posterior a la plantación, el registro llevado a cabo en octubre se corresponde con el día 168, el de diciembre con el 217 y finalmente la última fecha de registro de abril del 2019, se corresponde con el día 352 posterior al trasplante.

Respecto al parámetro de crecimiento inicial se llevó a cabo la medición de la altura y el diámetro de la base del tallo; las medidas fueron tomadas con centímetro y calibre respectivamente. Los parámetros evaluados fueron registrados para los meses de

octubre y diciembre del 2018 y abril del 2019. Para lograr establecer una comparación del crecimiento entre las plantaciones de diciembre y mayo, se tomó a las mediciones de octubre como medición inicial y en base a este valor se establecieron las diferencias entre el crecimiento de octubre-diciembre (49 días de crecimiento para ambas plantaciones) y octubre-abril (184 días de crecimiento para ambas plantaciones).

3.6 Análisis estadístico

3.6.1 Supervivencia

Con el objetivo de conocer la relación de la supervivencia de las plantas con las variables independientes (fecha de plantación, especie y su interacción), se realizó una regresión no paramétrica de COX. Esta regresión tiene como variable dependiente a una función de supervivencia (tiempo que tarda en que ocurra la muerte de una planta), obtenida a través del estimador de Kaplan-Meier. Para seleccionar cuales son las variables que mejor explican la función de supervivencia, se compararon los modelos por una prueba de razón de verosimilitud (por prueba de hipótesis). En este caso la unidad muestral fue la planta.

3.6.2 Crecimiento

Para poner a prueba los resultados obtenidos tanto para la variable altura como para diámetro se realizó un ANOVA bifactorial, con especie (*P. flexuosa* Fiambalá - *P. flexuosa* Ñacuñán - *P. chilensis* Fiambalá) y fecha de plantación (diciembre-mayo) como factores, y la planta fue la unidad muestral. Para evaluar el cumplimiento del supuesto de normalidad se utilizó el Test de Shapiro-Wilk para un nivel de significancia del 5% y para evaluar la homocedasticidad se trabajó con el Test de Barlett para un nivel de significancia del 5%. Como las variables analizadas no cumplían con el supuesto de normalidad, se realizó una transformación de la variable por rangos, pero esta tampoco cumplió con el supuesto de normalidad. Debido a la ausencia de normalidad de los datos, no fue posible evaluar la existencia de interacción entre las variables estudiadas (época de plantación y especie-procedencia) para la función crecimiento. Por estas razones se procedió a analizar los datos de crecimiento mediante un test de Kruskal Wallis, a través del cual se evaluó la significancia de la época de plantación, independientemente de la especie y posteriormente se evaluó si la especie con su respectiva procedencia era significativa para el crecimiento para cada una de las épocas de plantación. Las diferencias se analizaron por una comparación de a pares para un nivel de $p < 0,05$.

Para realizar estos análisis se utilizó el programa RStudio, en el cual se utilizaron los paquetes de datos car y survival.

4 Resultados

4.1 Supervivencia

La supervivencia de los plantines a lo largo del período de medición varió en función de la época de plantación y la especie con su respectiva procedencia (modelo con interacción época de plantación*especie-procedencia fue significativo $p < 0,001$). La supervivencia de los plantines trasplantados en diciembre fue mayor que los trasplantados en mayo. A su vez, la supervivencia de los plantines de *P. flexuosa* de Ñacuñán trasplantados en el mes de mayo fue mayor que la supervivencia de la otra especie y procedencia trasplantadas en la misma época. Sin embargo, se observa que, a los 495 días posteriores al trasplante, la supervivencia es similar entre las especies-procedencias implantadas en diciembre. En cambio, para *P. flexuosa* de Ñacuñán de

diciembre su supervivencia fue menor al comienzo de las mediciones, respecto a las otras especies-procedencia Fiambalá de la misma época de plantación.

Las curvas de supervivencia de la plantación de diciembre presentan una tasa de disminución prácticamente constante durante todo el periodo de observación (0 a 495 días posteriores a la fecha de plantación). Sin embargo, esto no ocurre con las curvas de la plantación de mayo, las cuales presentan una importante disminución de la supervivencia entre los 100 y 160 días posteriores al trasplante, y luego, desde esa fecha, hasta el último registro realizado a los 350 días se produce una disminución relativamente constante de la supervivencia (Figura N°13).

Para la plantación realizada en el mes de diciembre se observa que el comportamiento de las curvas de supervivencia de la procedencia de Fiambalá es similar entre sí, mientras que Ñacuñán gráficamente muestra menores valores de supervivencia hasta los 300 días posteriores al trasplante, luego esta diferencia se hace prácticamente nula. Por ello, no se encontraron diferencias significativas en las funciones de supervivencia entre ambas especies con sus procedencias para la plantación de diciembre. En lo que respecta a la plantación de mayo las especies procedentes de Fiambalá mostraron un comportamiento similar de sus curvas y fue Ñacuñán la que se diferenció estadísticamente de sus pares.

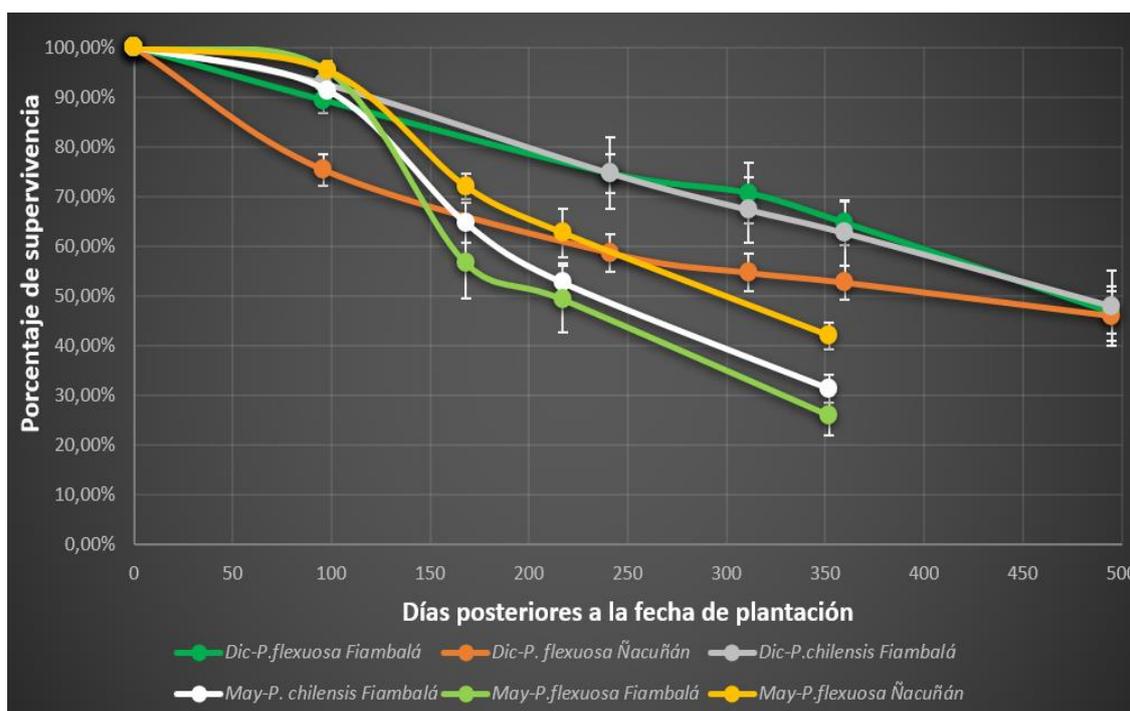


Figura 13. Curvas de supervivencia de *Prosopis flexuosa* proveniente de Fiambalá y Ñacuñán y *Prosopis chilensis* proveniente de Fiambalá trasplantadas en diciembre 2017 y mayo 2018, según los días posteriores a la fecha de plantación. Porcentaje promedio de supervivencia \pm error estándar.

En lo que respecta a la plantación de diciembre del 2017, el porcentaje de supervivencia final, correspondiéndose con la última fecha de registro de abril del 2019, resultó ser menor al 50% para los tres casos estudiados, con valores de $48\% \pm 0,07$ para *Prosopis chilensis* de Fiambalá; $46,67\% \pm 0,04$ para *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y por último $46\% \pm 0,06$ para *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán (Figura N°14).

Respecto a la plantación de mayo, el porcentaje de sobrevivencia final fue inferior al 45% para las dos especies con sus respectivas procedencias. *P.flexuosa* de Fiambalá y *P.chilensis*, registraron valores del 26% ± 0,04 y del 31,33% ± 0,03 respectivamente. Mientras que *P.flexuosa* de Ñacuñán obtuvo una sobrevivencia mayor igual al 42% ± 0,027.

Asimismo, comparando la sobrevivencia final respecto a la última medición en abril del 2019, es decir, a los 495 días posteriores a la plantación de diciembre y a los 352 días de la plantación de mayo, para *P.flexuosa* de Fiambalá se observó un 20,67% más de sobrevivencia en diciembre, esto equivale a 31 individuos vivos más en la plantación estival que la otoñal. Por otro lado, la especie *P. chilensis* presentó una supervivencia un 16,67% mayor en diciembre que en mayo, lo que equivale a 25 individuos vivos más en diciembre. Por último, la procedencia local registró una diferencia del 4% entre ambas épocas de plantación, es decir que sobrevivieron 6 individuos más en la plantación de diciembre.

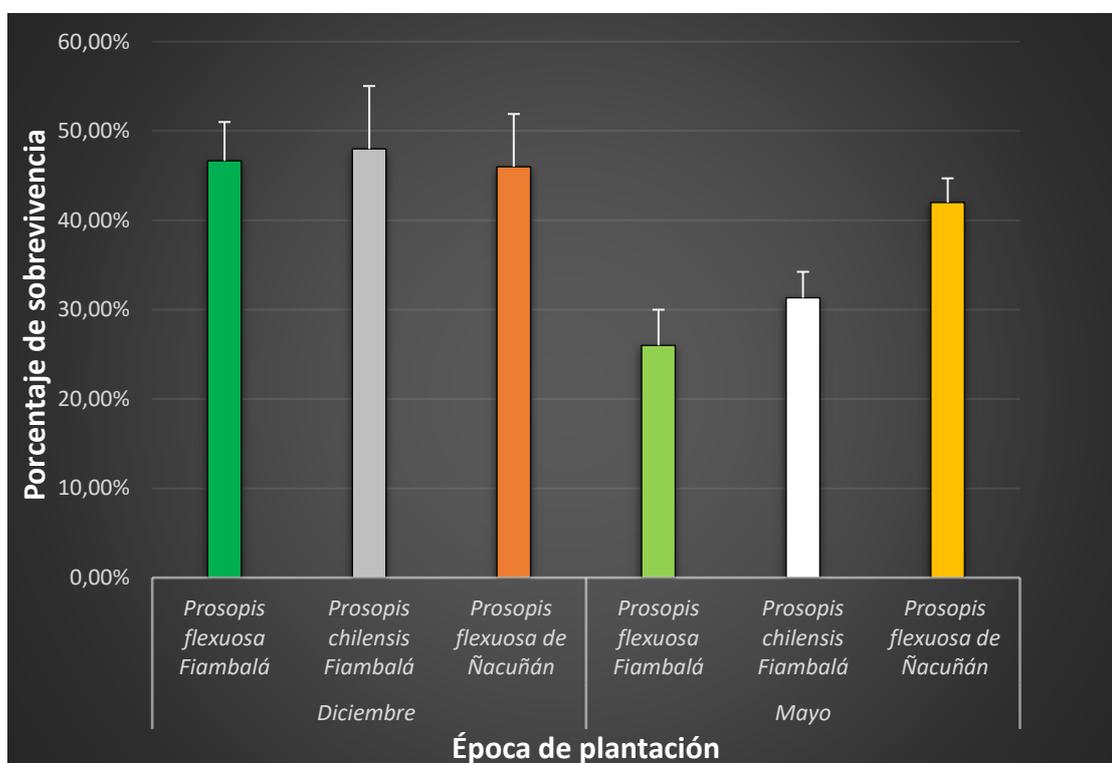


Figura 14. Porcentaje sobrevivencia de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y Ñacuñán y *Prosopis chilensis* de Fiambalá, según época de plantación (diciembre 2017 o mayo 2018) para la última fecha de medición (abril 2019). Porcentaje promedio de sobrevivencia + error estándar.

La sobrevivencia a los 495 días posteriores al trasplante llevado a cabo en diciembre, fue del 46,9% ± 0,031, esto se corresponde con un total de 211 plantines sin diferenciar entre especies y procedencias (de 450 trasplantados en total). Por otro lado, a los 352 días de haber realizado la plantación de mayo la sobrevivencia fue del 33,11% ± 0,025 sin tener en cuenta la especie con su respectiva procedencia, es decir, 149 plantines de un total de 450 trasplantados en esa época.

Comparativamente el porcentaje de sobrevivencia total fue superior para la época de diciembre (Figura N°15). Se registró una diferencia del 13,79% entre el porcentaje de sobrevivencia de diciembre y mayo, es decir, que, para el mes de abril, (fecha del último

registro), la plantación de diciembre registro 62 plantas vivas más que la plantación de mayo.

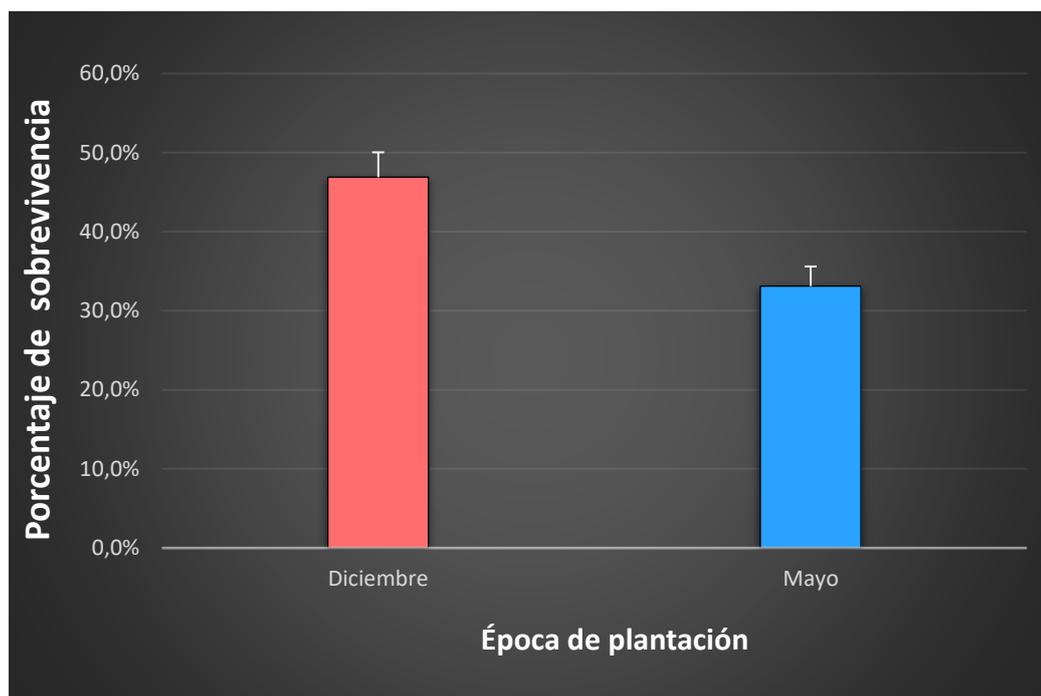


Figura 15. Porcentaje de sobrevivencia de plantines según época de plantación (diciembre 2017 o mayo 2018) respecto a la última fecha de medición (abril 2019). Porcentaje promedio de sobrevivencia + error estándar.

Conjuntamente durante las jornadas de registro se observó en numerosas ocasiones la presencia de una gran cantidad de cuevas de roedores en la zona de plantación (Figuras N°16, 17 y 18), así como también en algunos casos el tallo no se encontraba en las inmediaciones del pozo de la planta, sin embargo, luego de realizar una pequeña excavación en el lugar donde se encontraba la estaca se hallaba un pequeño tallo enterrado con corte a bisel (Figuras N°19 y 20). En otras ocasiones al llevar a cabo observaciones de las especies, se detectaba la ausencia del plantín en el lugar en donde se encontraba la estaca y la misma estaba cubierta por una gran cantidad de arena (Figura N°21). Por último, otro hecho importante que se observó fue la presencia de ganado doméstico (vacas) en la zona de plantación (Figura N°22).



Figura 16. Plantín de *Prosopis chilensis* de Fiambalá adjunto a la cueva de un roedor recientemente hecha. Fotografía tomada en abril del 2019



Figura 17. Estaca correspondiente a *Prosopis flexuosa* de Fiambalá en ausencia del plantín, rodeado de cuevas de los roedores. Fotografía tomada en abril del 2019.



Figura 18. Cuevas de roedores próximas a la plantación. Fotografía tomada en abril del 2019.



Figura 19. Parte superior de un tallo cortado por un roedor, en la parte inferior del mismo se observa el corte a bisel.



Figura 20. Parte inferior de un tallo cortado a bisel, adjunto al mismo se observa de la presencia de la cueva de un roedor.



Figura 21. Estaca de *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán enterrada. No se observa la presencia de ninguna plántula a su alrededor.



Figura 22. Presencia de ganado en las cercanías de *Prosopis chilensis* de Fiambalá

4.2 Crecimiento

4.2.1 Altura

La altura de los plantines se diferenció significativamente al finalizar el periodo de medición en función de la época de plantación ($\chi^2 = 6,1637$; $Gl = 1$; $p = 0,01304$). Estas diferencias pueden observarse en la Figura N°23, en la cual para los tres casos estudiados se registra mayor crecimiento en altura para diciembre en comparación con mayo.

Luego de seis meses de haber realizado la primera medición, las plantas trasplantadas en diciembre muestran un incremento en altura notable en relación con las plantaciones de mayo, tanto para *P. chilensis*, así como para *P. flexuosa* de ambas procedencias. Al establecer una comparación de los valores de altura final para las dos épocas de plantación según cada una de las especies-procedencias, se determinó que *P. flexuosa* de Fiambalá creció un 66,67% más en diciembre que en mayo, mientras que Ñacuñán lo hizo en un 48,57%. Por último, *P. chilensis* creció un 51,23% más en diciembre que en mayo.

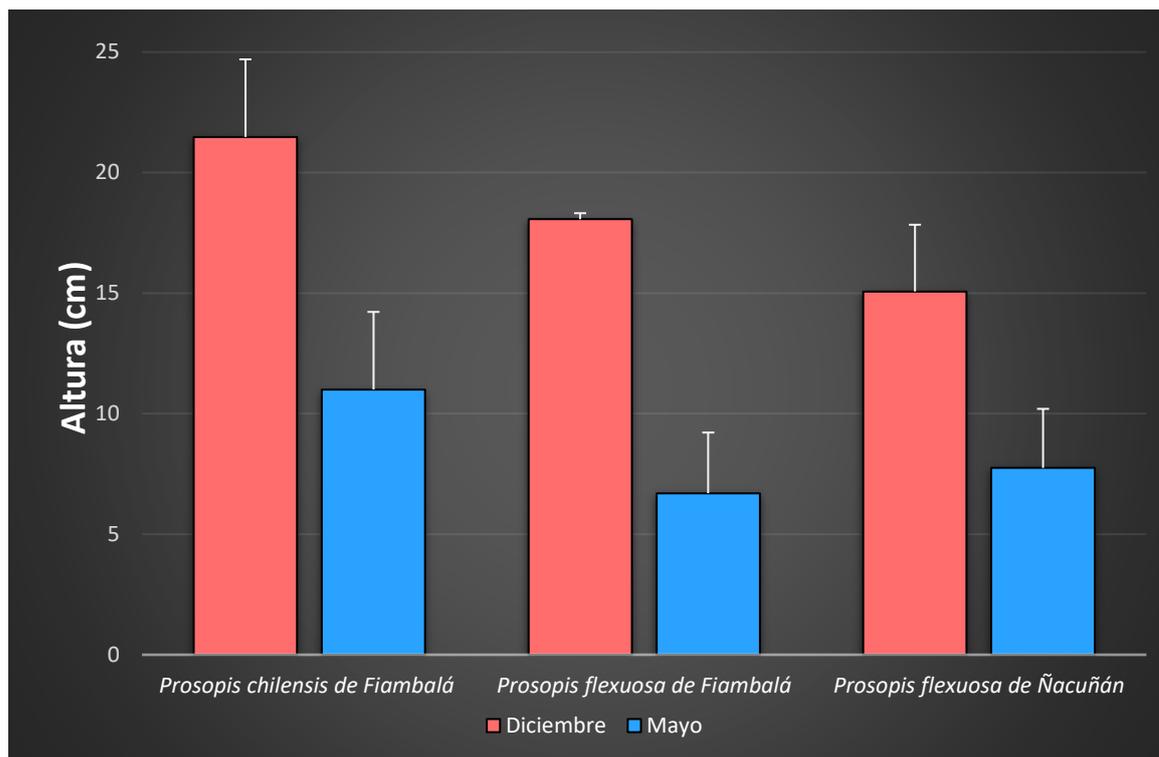


Figura 23. Crecimiento en altura de *Prosopis chilensis* proveniente de Fiambalá y *Prosopis flexuosa* proveniente de Fiambalá y Ñacuñán según las épocas de plantación de diciembre 2017 y mayo 2018, a los 184 días de la primera medición, correspondiente al período de octubre 2018-abril 2019. Media + error estándar.

4.2.1.1 Plantación de Diciembre del 2017

El crecimiento en altura de los plantines trasplantados en el mes de diciembre del 2017 no presentó diferencias entre las especies con sus respectivas procedencias al finalizar el periodo de medición considerado ($\chi^2 = 2,0285$; $Gl = 2$; $p = 0,3627$), en el cual el día 0 se corresponde con la primera medición realizada en octubre del 2018, la segunda medición se realiza a los 49 días, es decir, en diciembre del 2018 y la última medición se realiza el día 184, correspondiéndose con abril del 2019.

A los 49 días de la primera medición las tasas de crecimiento de las dos especies-procedencias, se diferencian muy poco entre sí. A los 184 días de la primera medición *P.chilensis* registra un incremento final de su altura de 21,47 cm \pm 3,21, mientras que *P.flexuosa* de Fiambalá creció 18,06 cm \pm 0,25 y finalmente la procedencia de Ñacuñán tuvo 15,07 cm \pm 2,76 de incremento (Figura N°24).

Comparativamente, en la última medición se observa que *P.chilensis* obtiene un mayor crecimiento que la especie *P.flexuosa* y a su vez la procedencia de Fiambalá registra un mayor crecimiento que Ñacuñán, sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas. Conjuntamente se observa que la tasa de crecimiento de la altura es prácticamente lineal para los tres casos estudiados.

A partir de los resultados obtenidos, luego del período de tiempo estudiado se puede afirmar que para la plantación realizada en diciembre de 2017 la especie *P.chilensis* de Fiambalá incrementó un 73,69% su tamaño respecto a su altura inicial, mientras que para la misma procedencia, correspondiéndose con la especie *P.flexuosa*, el incremento

de altura fue del 50,76% y por último el incremento porcentual de la especie nativa, es decir, *P.flexuosa* de Ñacuñán fue del 48,73% respecto al promedio inicial de su altura.

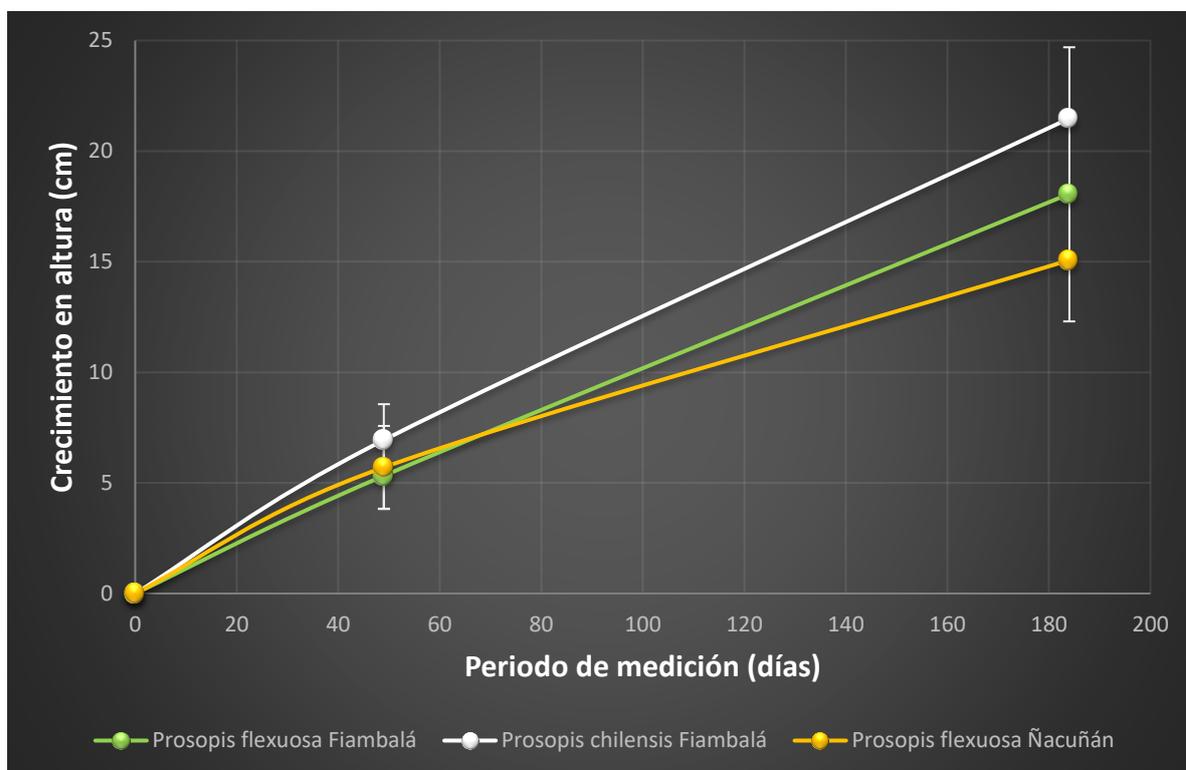


Figura 24. Curvas de crecimiento en altura correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril2019) de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y Ñacuñán y *Prosopis chilensis* de Fiambalá, en la plantación de diciembre del 2017. Media \pm error estándar.

4.2.1.2 Plantación de Mayo del 2018

El crecimiento en altura de los plantines trasplantados en el mes de mayo del 2018 no presentó diferencias entre las especies con sus respectivas procedencias para el periodo de medición considerado ($\chi^2 = 1,0832$; $Gl = 2$; $p = 0,5818$).

La tasa de crecimiento de ambas especies con sus respectivas procedencias para el periodo de medición comprendido entre octubre-diciembre (0-49 días) son similares (Figura N°25). Mientras que para el segundo periodo comprendido entre diciembre-abril (49-184 día) la tasa de crecimiento de *Prosopis chilensis* tiende a ser mayor que las de *Prosopis flexuosa* de ambas procedencias. En relación al incremento final de altura para el período de tiempo estudiado fue de 11 cm $\pm 3,22$ para *Prosopis chilensis*; 7,75 cm $\pm 2,45$ correspondiente a *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán y finalmente 6,7 cm $\pm 2,51$ para *Prosopis flexuosa* de Fiambalá.

Teniendo en cuenta los promedios iniciales de altura para las diferentes especies con sus respectivas procedencias, se puede afirmar que *Prosopis chilensis* incremento un 45,77% su altura durante el periodo de tiempo estudiado, mientras que *Prosopis flexuosa* de Fiambalá lo hizo en un 22,09% y por último la procedencia de Ñacuñán incremento su altura en un 20,16% respecto al tamaño inicial de la misma.

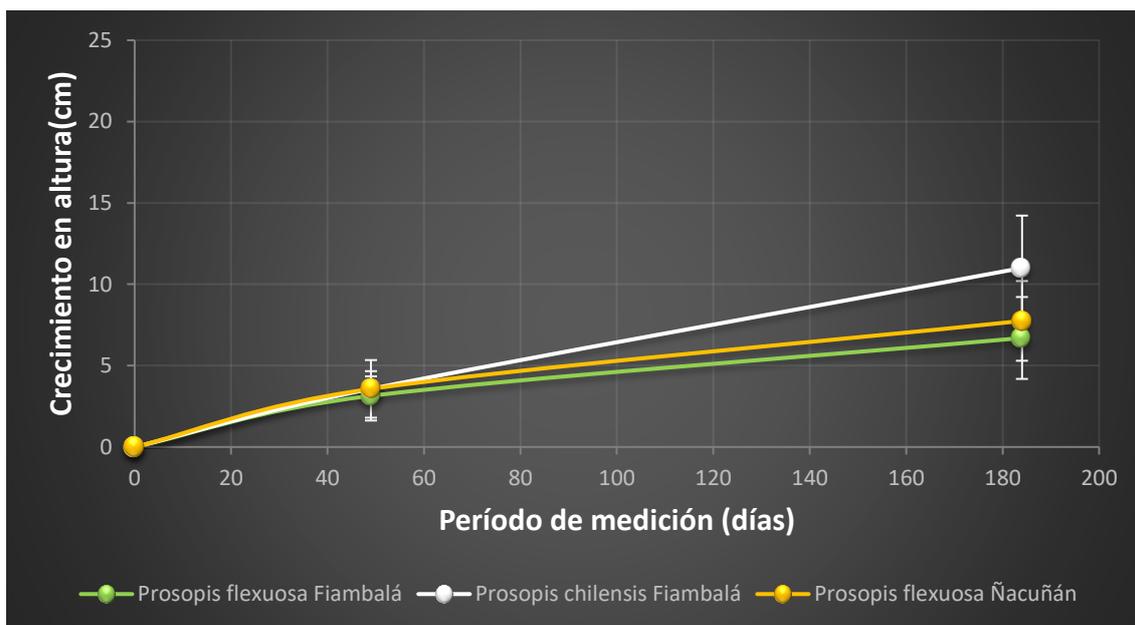


Figura 25. Curvas de crecimiento en altura correspondiente al periodo de medición de 184 días (octubre 2018 – abril 2019) de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y Ñacuñán y *Prosopis chilensis* de Fiambalá, en la plantación de mayo del 2018. Media \pm error estándar.

4.2.2 Diámetro

El diámetro de los platines varió en función de la época de plantación al finalizar el periodo de medición ($\chi^2 = 4,2308$; $Gl = 1$; $p = 0,0397$). El crecimiento promedio del diámetro del tallo fue mayor en las plantas trasplantadas en diciembre del 2017 (Figura N°26).

Finalizado el periodo de medición, se determinó que el crecimiento del diámetro de *P. flexuosa* fue mayor para la época de plantación de diciembre en comparación con mayo para ambas procedencias; por un lado, Fiambalá tuvo un diámetro final un 54,35% superior en diciembre respecto a mayo (0,837 mm), mientras que la procedencia local tuvo un diámetro final del 32,86% mayor en diciembre que en mayo (0,47 mm). En oposición a esto el incremento del diámetro de *P. chilensis* fue mayor para la época de plantación de mayo que diciembre, esto se corresponde con un 10,74% mayor el diámetro de mayo que diciembre para esta especie (0,13 mm).

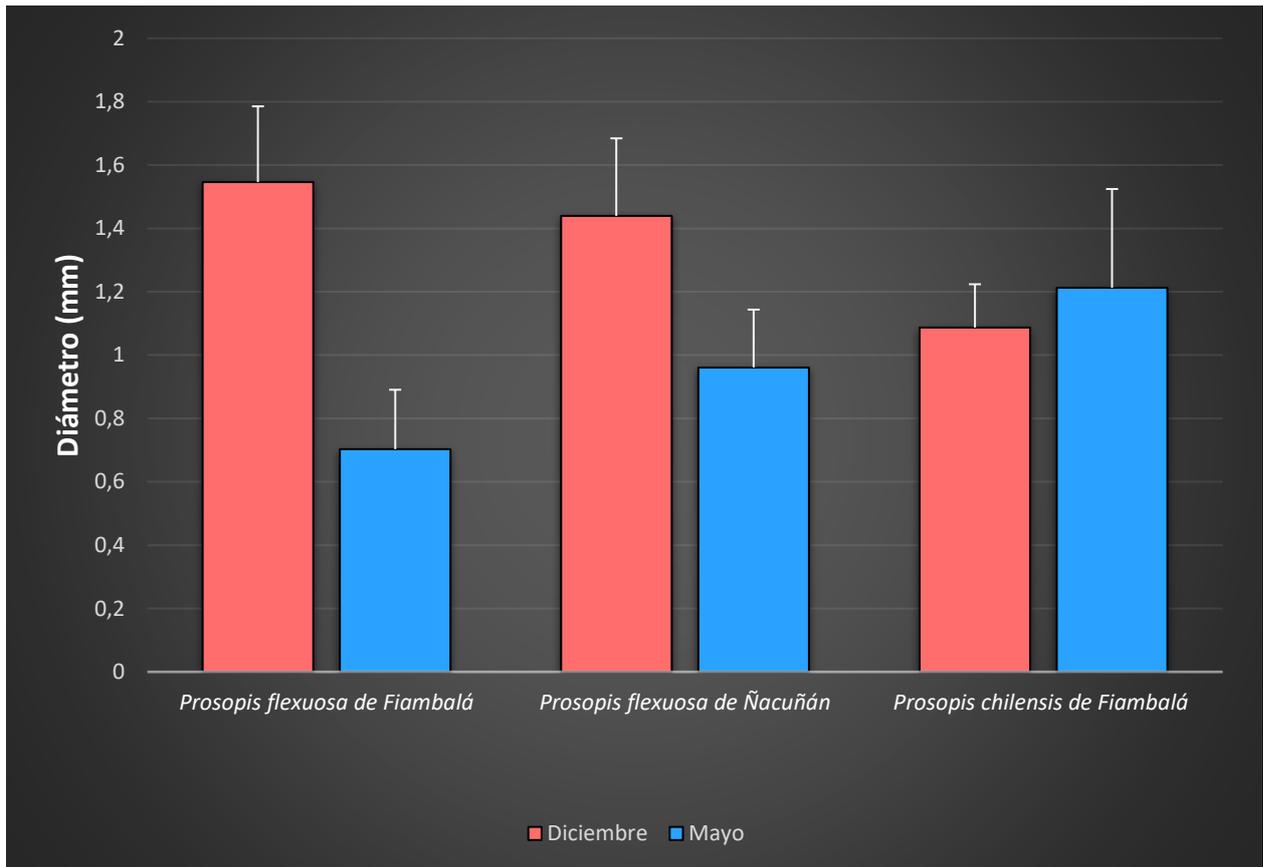


Figura 26. Crecimiento en diámetro de *Prosopis chilensis* proveniente de Fiambalá y *Prosopis flexuosa* proveniente de Fiambalá y Ñacuñán según las épocas de plantación de diciembre 2017 y mayo 2018, a los 184 días de la primera medición, correspondiente al periodo octubre 2018-abril 2019. Media + error estándar.

4.2.2.1 Plantación de Diciembre del 2017

El crecimiento en diámetro de los plantines trasplantados en diciembre del 2017 no varió según la especie con su respectiva procedencia para el periodo de medición considerado ($\chi^2 = 1,9008$; $Gl = 2$; $p = 0,3866$).

Luego de la segunda medición (llevada a cabo a los 49 días) el crecimiento del diámetro de la procedencia de Ñacuñán tiende a ser mayor que Fiambalá, mientras que para esta última procedencia el crecimiento del diámetro es similar tanto para *P. flexuosa* como para *P. chilensis* (Figura N°27). Sin embargo, al observar los resultados finales correspondientes con la medición realizada en el día 184, la especie *P. flexuosa* presenta valores muy similares entre ambas procedencias, con un crecimiento final de 1,54 mm \pm 0,23 para Fiambalá y 1,43 mm \pm 0,24 para la procedencia nativa. En tanto que, *P. chilensis* tuvo un menor crecimiento final, igual a 1,08 mm \pm 0,13.

En relación al incremento porcentual del crecimiento se puede afirmar que *P. flexuosa* de Fiambalá creció un 50,05% en relación con su diámetro inicial, mientras que la procedencia de Ñacuñán lo hizo en un 49,54% y finalmente *P. chilensis* incrementó su diámetro en un 37,60%.

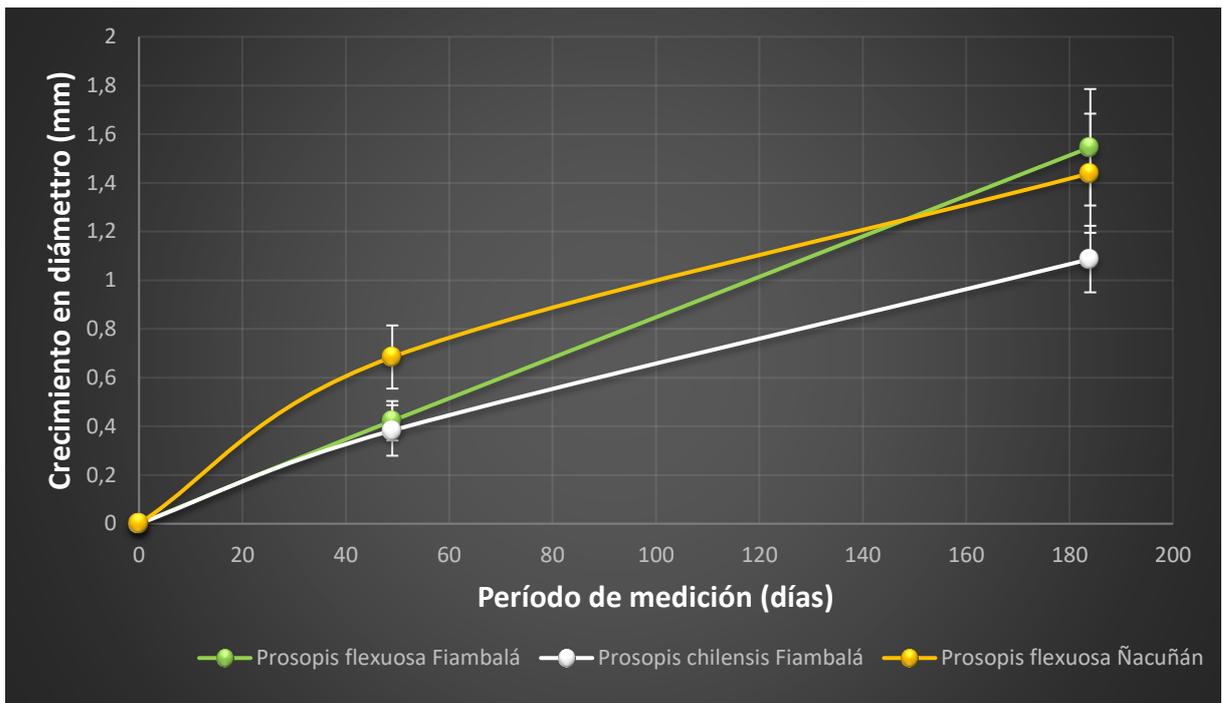


Figura 27. Curvas de crecimiento en diámetro correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril 2019), de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y de Ñacuñán y *Prosopis chilensis* de Fiambalá en la plantación llevada a cabo en diciembre del 2017. Media \pm error estándar.

4.2.2.2 Plantación de Mayo del 2018

El crecimiento en diámetro para los plantines trasplantados en mayo del 2018 no presentó diferencias en función de la especie con su respectiva procedencia para el periodo de medición estudiado ($\chi^2 = 2,6059$; $Gl = 2$; $p = 0,2717$).

Para la medición realizada el día 49 posterior al primer registro, se observa una menor tasa de crecimiento del diámetro para *Prosopis chilensis*, contrariamente a lo que ocurre con *Prosopis flexuosa* de Fiambalá que muestra la mayor tasa de crecimiento para esta medición y por último se observa que la procedencia de Ñacuñán tiene una tasa de crecimiento intermedia entre estas dos (Figura N°28). En lo que respecta al crecimiento final correspondiente a la última medición llevada a cabo en abril del 2019, el mismo resultó ser de $0,703 \text{ mm} \pm 0,18$ para *P. flexuosa* de Fiambalá; $0,96 \text{ mm} \pm 0,18$ para la misma especie procedente de Ñacuñán y finalmente de $1,21 \text{ mm} \pm 0,31$ para *P. chilensis*. Si bien puede observarse que la tasa de crecimiento para la procedencia local se mantuvo constante durante el periodo de estudio, no lo fue así para *P. flexuosa* de Fiambalá, ya que su tasa de crecimiento disminuyó con respecto al primer periodo de medición haciéndose casi nula y, contrariamente, para *P. chilensis* la tasa de crecimiento aumentó en el segundo periodo de medición.

Al establecer una comparación entre el diámetro inicial y final para cada una de las especies y procedencias, se determinó que *P. chilensis* incrementó su diámetro en un 42,73%, mientras que *P. flexuosa* de Ñacuñán lo hizo en un 31,45% y finalmente el incremento porcentual de *P. flexuosa* de Fiambalá fue de un 24,66%.

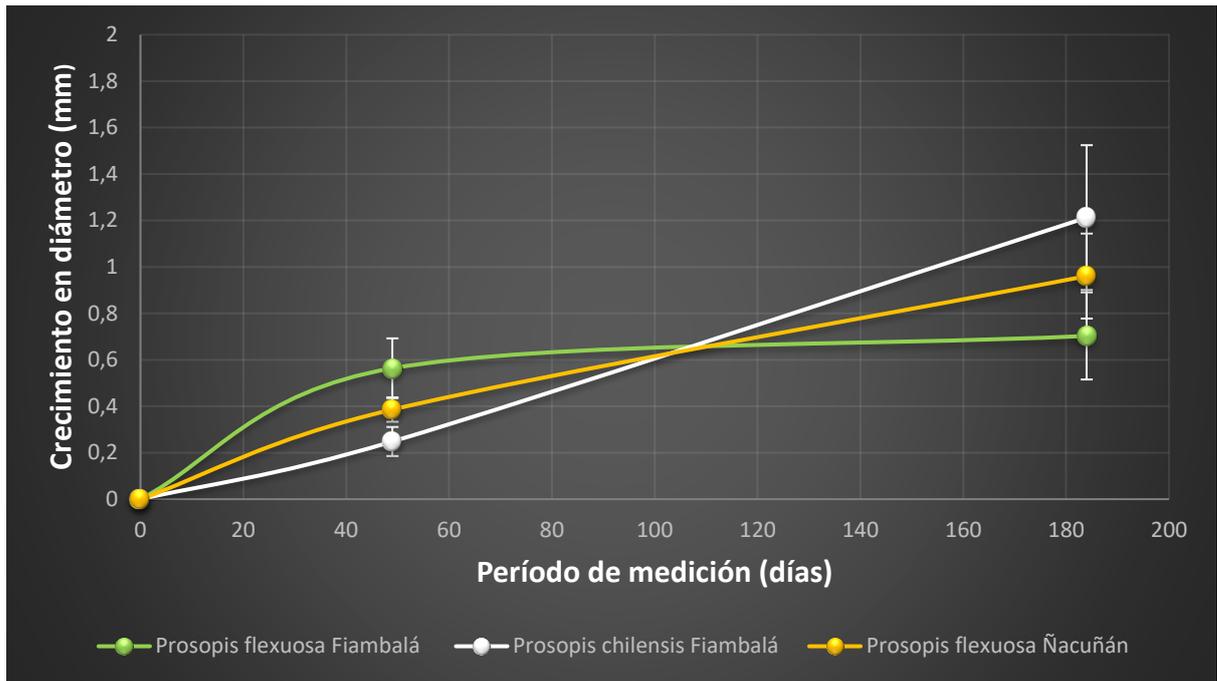


Figura 28. Curvas de crecimiento en diámetro correspondiente al período de medición de 184 días (octubre 2018-abril 2019), de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá y de Ñacuñán y *Prosopis chilensis* de Fiambalá en la plantación llevada a cabo en mayo del 2018. Media \pm error estándar.

Se presenta a continuación imágenes de las especies con su respectiva procedencia en la zona de estudio “El Divisadero” a un año de haber realizado la primera plantación.



Figura 29. Plantín de *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán, trasplantada en diciembre del 2017.



Figura 30. Plantín de *Prosopis flexuosa* de Fiambalá trasplantado en el mes de mayo del 2018.



Figura 31. Plantín de *Prosopis chilensis* de Fiambalá trasplantado en el mes de diciembre del 2017.

5 Discusión

Son numerosos los factores que afectan la sobrevivencia y el crecimiento de los plantines en proyectos de restauración, sin embargo, las variables ambientales que controlan el establecimiento y desarrollo de los mismos, generalmente, difieren de aquellos que regulan el crecimiento de los árboles adultos (Barbour et al.; 1998). Los factores más conocidos que afectan el crecimiento de las especies en las zonas áridas son la disponibilidad de agua, la salinidad y la temperatura. No obstante, factores como la fecha en la que se lleve a cabo la plantación, la especie a utilizar, su procedencia, así como también las técnicas y tecnologías a implementar para los proyectos de restauración están siendo recientemente investigadas con el objetivo de lograr ensayos más exitosos a futuro.

Mediante los resultados obtenidos se determinó la existencia de evidencia muestral suficiente para aceptar la primera predicción planteada inicialmente, la cual establece que, la plantación realizada en primavera-comienzo del verano (diciembre) tendría resultados más exitosos. En oposición, la segunda predicción en la que se hace alusión al mayor crecimiento que se esperaba obtener con la especie *Prosopis chilensis* de

Fiambalá, no se puede aceptar ya que la evidencia muestral no es. Finalmente, en relación a la última predicción, la sobrevivencia final resultó ser mayor, solamente, para *Prosopis flexuosa* de Ñacuñán plantada en mayo, en relación a sus pares de la misma época.

5.1 Sobrevivencia

Los resultados obtenidos demuestran que la sobrevivencia de los plantines varía según la época de plantación. El mayor porcentaje de sobrevivencia se obtuvo para las plantaciones realizadas en primavera-comienzo del verano. Esto es coincidente con los resultados obtenidos por Dalmasso (2010), el cual trabajó con 10 especies nativas, entre ellas *P. flexuosa* var. *depressa*, en dos épocas de plantación: verano y otoño, en el extremo sur del departamento de Malargüe, Mendoza. En la experiencia a campo la sobrevivencia de verano superó a la de otoño, y entre las arbustivas se destacó a *P. flexuosa* con un porcentaje de sobrevivencia superior al 75%.

El hecho de haber obtenido mayor sobrevivencia para la plantación de diciembre podría estar vinculado con las precipitaciones estivales. A pesar de las altas temperaturas registradas en diciembre del 2017 y la elevada tasa de evapotranspiración a la que estuvieron sometidos los plantines, los valores de precipitación en el periodo previo a la implantación (155,3 mm desde agosto del 2017 al día de la plantación), junto con la capacidad de exploración de las raíces durante el periodo de crecimiento, pueden haber llevado a obtener un mayor éxito en la sobrevivencia de las plantaciones de diciembre. Son numerosos los autores (Vilagrosa et al., 1997b; Alloza y Vallejo, 1999; del Campo, 2002; Alloza, 2003) que vinculan la supervivencia inicial con el régimen de precipitaciones, ya que la escasez de las mismas en el periodo inmediato posterior a la plantación es el factor de mayor riesgo para la sobrevivencia de las plantas en zonas áridas (Alloza y Vallejo, 1999). Si bien el riego extra puede haber generado un efecto en la sobrevivencia en el primer mes en campo, el mismo podría no haber sido significativo sobre la sobrevivencia final, ya que la evapotranspiración potencial de los plantines en el mes de diciembre en la zona es de 217 mm mensuales (Rossi, 2004), en tanto que el riego inicial y el complemento a los 15 días, equivalen a 220 mm aplicados sobre la planta, por lo que, ambos riegos sólo cubrirían el déficit para el mes de diciembre. Lo mencionado anteriormente son sólo posibles deducciones lógicas de lo que podría haber sucedido a campo, sin embargo, no es de nuestro conocimiento, si realmente el riego extra pudo haber tenido un efecto en la sobrevivencia final de los plantines de diciembre del 2017.

Una de las razones que puede haber contribuido a la baja sobrevivencia de los plantines trasplantados en el mes de mayo, puede haber sido la cercanía al reposo vegetativo de las plantas. Esto es coincidente con resultados obtenidos por Dalmasso et al. (2002) en el Rincón de Correas, en el sur de Mendoza, quienes en ensayos realizados con *Cercidium praecox* obtuvieron un 85% de sobrevivencia para la plantación realizada en diciembre y un 35% para la de mayo; para lo cual concluyen que, a pesar de las altas temperaturas en diciembre, el mejor periodo para el trasplante de los plantines de esta especie es este mes, ya que en mayo el reposo vegetativo retardaría el crecimiento y la posibilidad de hacerle frente a las condiciones extremas en la primavera siguiente. Adicionalmente, el mayor periodo de tiempo de los plantines en maceta (seis meses más que los trasplantados en diciembre), podría haber contribuido a su menor sobrevivencia, ya que el anastomosamiento de las raíces, producto del mayor tiempo en recipiente, podrían haber llevado a una menor captación de agua por parte de las raíces adventicias y la pérdida de funcionalidad del tejido radical, a causa

del enrulamiento de la raíz (López, L., comunicación personal, 29 de noviembre del 2019). Por lo tanto, las características que pueden haber presentado las raíces al momento del trasplante, sumado a la cercanía al receso vegetativo, pueden haber contribuido a una menor sobrevivencia de los plantines. Por último, pese a que las plantaciones llevadas a cabo en mayo recibieron un solo riego, esto no debería haber afectado los resultados finales, debido, por un lado, a las abundantes precipitaciones producidas en el mes de plantación, sumado a la proximidad del receso vegetativo y, por el otro, a que la época en la que se produjo el trasplante, las temperaturas no fueron elevadas, lo que hace que los requerimientos hídricos de la planta sean mucho menores.

En el Monte durante el periodo comprendido entre la germinación y el establecimiento, se produce la mayor mortalidad de plantas tanto bajo condiciones naturales, así como también, en reforestaciones asistidas (Villagra et al., 2004). La etapa de establecimiento para los Algarrobos del Monte se define como el tiempo transcurrido entre la germinación y el momento en que sus raíces logran independizarse de las escasas lluvias. Son numerosos los factores que controlan el establecimiento, entre ellos se puede mencionar: las variables ambientales, la profundidad de la napa freática, la disponibilidad hídrica, la herviboría, la capacidad de los organismos de superar las condiciones limitantes de las zonas áridas, etc. (Villagra et al., 2004).

Para este caso de estudio el valor registrado de sobrevivencia para la última medición (correspondiente al mes de abril), fue tan sólo del 40%. Dicho valor es bajo en comparación con la sobrevivencia obtenida en los ensayos de Dalmasso et al. (2002), Catalán et al. (1994) y Cony (1996), y considerando que, al momento del último registro, los plantines llevaban tan sólo un año en el campo, a ello se suma que la freática en la zona de estudio se encuentra a una gran profundidad, por lo que, lograr la independización de las lluvias le llevaría a los plantines una mayor cantidad de tiempo, en comparación con los resultados obtenidos por Cony (1996). Sin embargo, según algunos autores (Roig, 1985; Cavagnaro y Passera, 1993), los Algarrobos en la Reserva de la Biósfera de Ñacuñán, como consecuencia de la profundidad de la napa, tendrían un comportamiento vadósifito, logrando la independización de las lluvias por medio del uso del agua subsuperficial en horizontes húmedos relacionados a lentes acillo-arenosas, esto llevaría a pensar que este mismo comportamiento pueden tener los plantines en la zona de estudio. Adicionalmente a la baja sobrevivencia final, existe la posibilidad que no cualquier volumen de precipitación produzca una respuesta en la planta. Aquí radica la importancia de la precipitación efectiva en el proceso de establecimiento, entendiéndose tal, como cualquier lluvia por encima de un umbral representado por un tamaño de evento fijo, debajo del cual no hay respuesta en el crecimiento de la planta, en base a esto, no sólo importa el volumen de los eventos de lluvias, sino también la secuencia y la duración en tiempo de la precipitación (Fernández, 2007).

En los ensayos realizados por Barchuk et al. (2000) con *Prosopis chilensis* en el Chaco Árido, se observaron valores de sobrevivencia similares a los obtenidos en la presente tesina, con un valor igual al 40% al finalizar el periodo de observación. De modo que, a partir de los resultados obtenidos, tanto para *P. chilensis* como para *P. flexuosa*, la supervivencia puede ser expresada como una función exponencial negativa (Barchuk et al. 2000), en donde existe una alta mortalidad al principio y luego la sobrevivencia tiende a estabilizarse, esto podría vincularse a la capacidad de adaptación que tienen estas especies (Barchuk et al., 2000).

Si bien no se llevó a cabo un registro de la causa de mortandad de los plantines, el elevado porcentaje de mortalidad para ambas épocas de plantación, también podría relacionarse al daño provocado por los roedores, fundamentalmente por los tuco-tucos (*Ctenomys* sp), ya que se observó una gran cantidad de cuevas en sectores adjuntos a las plántulas, distribuidas de manera equitativa en ambas zonas de plantación, así como, una gran cantidad de tallos con corte a bisel en el sitio donde debía estar el plantín. Otra de las razones estaría relacionada con la presencia del ganado doméstico (vacas) en el sitio de la plantación, afectando a las plantas como producto de la pisada de estos animales.

Los resultados anteriores son compatibles con hallazgos realizados por Albanese et al. (2010) quienes afirman que, en sectores de dunas (coincidentalmente con el sitio de estudio de Divisadero), podría existir mayor actividad subterránea, lo que implicaría una mayor densidad de tuco-tucos. A su vez, los autores afirman que este animal se alimenta principalmente de pastos, sin embargo, durante el periodo de otoño y principalmente en invierno, debido a la disminución en la oferta de los mismos, el consumo de arbustos se ve incrementado notablemente (Madoery, 1993). A pesar de no haber sido probado, Albanese et al. (2010) sugieren que estos organismos roen los arbustos para desgastar sus dientes, los cuales se encuentran en continuo crecimiento. En consecuencia, la elevada disponibilidad de árboles juveniles trasplantados antes del periodo invernal, sumado a que la plantación se realizó sobre un sitio arenoso, han sido factores que pueden haber potenciado el consumo de los plantines por los tuco-tucos, esto se evidencia en la disminución de la sobrevivencia en la primera medición posterior al periodo de invierno.

Coincidentalmente en ensayos de campo llevados a cabo por Dalmaso et al. (2018) y Barchuk et al. (2000), se detectó un gran impacto sobre los plantines, el mismo fue generado por el ganado doméstico y la fauna silvestre. A su vez, Dalmaso et al. (2018) determinaron que, entre los individuos más dañados, se destacó el género *Prosopis*, los cuales fueron afectados por la herbívora durante el primer ciclo vegetativo; sin embargo, luego del segundo ciclo, los mismos evidenciaron su capacidad de respuesta a partir del rebrote.

Por último, es importante destacar el efecto de la procedencia de la plántula sobre la sobrevivencia, ya que, por un lado, Ñacuñán obtuvo comportamientos de la curva similares en ambas épocas de plantación y por el otro, la procedencia de Fiambalá, obtuvo comportamientos de la curva de sobrevivencia similares, pero los mismos difieren según la época de plantación, con mayores valores de sobrevivencia para la plantación de diciembre. Los comportamientos de la curva observados pueden ser debidos a la capacidad de adaptación que posee cada procedencia de acuerdo a su variabilidad genética (Bessega et al., 2019). En tanto que, la mayor sobrevivencia registrada para la especie *Prosopis flexuosa* procedente de Ñacuñán en mayo, puede estar relacionado a que, al ser una procedencia local, se encuentra adaptada a las condiciones ambientales de la zona de estudio. Esto se demuestra mediante los resultados de campo obtenidos por Becker et al. (2013), quienes afirman que las especies nativas utilizadas para llevar a cabo la revegetación demostraron una gran capacidad de adaptación para superar el efecto desfavorable del trasplante y para instalarse, así como, para crecer en condiciones ambientales con severas limitaciones. Asimismo, Bessega et al. (2019) afirman que las procedencias locales, en numerosas ocasiones, son recomendables debido a que los genotipos locales se encuentran mejor adaptados al ambiente local. Sin embargo, en programas de reforestación, no se debe dejar de trabajar con organismos de diferentes procedencias ya que, bajo algún cambio

en el ambiente, se podría producir una presión sobre los genotipos locales que los convierte en inadaptados o incapaces de soportar la nueva condición ambiental.

5.2 Crecimiento

Los resultados mostraron que la época de plantación tuvo influencia en el crecimiento de los plantines, tanto en diámetro como en altura y, a su vez, este no varió entre las distintas especies con su respectiva procedencia. En aspecto general, la época de diciembre fue la que obtuvo mayores valores de crecimiento, coincidentemente a lo obtenido para la variable sobrevivencia.

El mayor éxito alcanzado en el crecimiento de la plantación llevada a cabo en diciembre, se vincula con las afirmaciones de Navarro, del Campo y Cortina (2006). Dichos autores afirman la existencia de dos fases en el periodo inicial de la repoblación, la primera, fundamentalmente crítica, en la que el plantín debe recuperarse del estrés post trasplante y, a su vez, establecer contacto entre sus raíces y el suelo para poder reiniciar con las funciones de absorción de agua y nutrientes en el nuevo sitio. La segunda fase, la cual se produce posteriormente a la recuperación de las funciones fisiológicas de la planta, se relaciona con la exhibición de patrones de crecimiento y desarrollo adecuados a las condiciones de la estación. De esta manera, al momento de realizarse la plantación de mayo, los plantines de diciembre llevaban seis meses en el sitio. Esto puede haber resultado una ventaja, ya que, el haber llevado a cabo la plantación durante la época de crecimiento, puede haber contribuido a un mayor crecimiento de las raíces y, a su vez, al haber transcurrido más tiempo desde el trasplante, estas plantas se podrían haber encontrado en la segunda fase que mencionan estos autores. De modo que, una de las razones del menor crecimiento de los plantines de mayo, podría estar relacionado a que, los organismos una vez superado el reposo vegetativo, debieron destinar energía no sólo al crecimiento en altura y diámetro sino, también, al crecimiento de las raíces para lograr reestablecer las funciones vitales, crecimiento que puede haber sido afectado como consecuencia del mayor periodo en maceta. Lo mencionado anteriormente sumado al estrés post trasplante que debe superar la planta y la cercanía al periodo de mayor déficit hídrico puede haber contribuido a un menor crecimiento de los organismos plantados en mayo.

Si bien los resultados obtenidos apoyan la predicción correspondiente con la época de plantación, no ocurre lo mismo respecto al mayor crecimiento que se esperaba obtener para la especie *Prosopis chilensis* de Fiambalá, ya que la altura y el diámetro basal alcanzados por la misma no se diferenciaron significativamente del resto. En ensayos realizados por Lauenstein, Fernández y Verga (2012), demostraron que el crecimiento de *P.chilensis* se ve más afectado que el de *P.flexuosa* ante el estrés hídrico. Esto está relacionado a las características morfológicas de las hojas del Algarrobo blanco, ya que, al desarrollarse en lugares donde hay una provisión extra de agua, sus folíolos son de mayor tamaño en comparación con los de *P.flexuosa*. Por lo tanto, para reducir la superficie transpirante durante sequías prolongadas, *P.chilensis* produce la abscisión de sus hojas; lo que lleva a una menor producción de biomasa y una menor tasa de crecimiento que la esperada. Si bien las condiciones estresante del sitio podrían haber afectado también el crecimiento de *P.flexuosa*, obteniendo un menor crecimiento que *P.chilensis*; esto no fue así ya que, el ser una especie que se desarrolla en sitios de extensas sequías y por ende, con características morfológicas en sus hojas que acompañan a dicho desarrollo, es esperable que muestre comportamientos con mayor resistencia al estrés (Villagra y Cavagnaro, 2005). En consecuencia, nuestros resultados son coincidentes con los obtenidos por Lauenstein et al. (2012), quienes demostraron

que *P.flexuosa* fue la especie que menos afectó su crecimiento ante condiciones estresantes.

Pese a que para la época de plantación de diciembre existe una tendencia de diferenciación en los valores de altura de Fiambalá, las mismas no resultaron suficientes para diferenciarse de Ñacuñán. La falta de diferenciación podría estar vinculado al corto periodo de tiempo de observación, quizás a más largo plazo se comiencen a observar diferencias entre el crecimiento de ambas procedencias. Los datos publicados por Cony (1996), en los cuales se muestran las diferencias en los rasgos de crecimientos para las procedencias de Fiambalá y Ñacuñán (entre otras procedencias), han sido obtenidos a los tres años de haber llevado a cabo la plantación, esto nos llevaría a pensar que, en un mayor periodo de tiempo, se podrían llegar a observar diferencias entre las procedencias. Por otro lado, los resultados obtenidos en nuestros ensayos podrían ser consecuencia de la variación intraprocedencia. Esto se evidencia en los ensayos de campo de Bessega et al. (2019), para los cuales la mayor variación entre los individuos es debido al componente familiar dentro de las procedencias (14,11%), seguido del componente de variación entre procedencias (2,78%). Si bien era esperable obtener mayor crecimiento con la procedencia de Fiambalá, la posibilidad de que los plantines hayan provenido de familias con tendencias a un menor crecimiento, puede haber influido en los resultados finales. Las afirmaciones anteriores son sólo suposiciones de lo que podría haber afectado el crecimiento inicial, sin embargo, el mismo depende de múltiples factores y es una vez establecida la planta, que comienza a expresar su potencial (Villagra P., comunicación personal, 26 de agosto del 2019). Debido a esto, llevar a cabo observaciones a futuro podría llegar a determinar si realmente se establecen diferencias entre las procedencias mencionadas para el sitio de estudio.

Finalmente, para llevar a cabo una restauración con resultados más exitosos a largo plazo será necesario considerar el componente genético de las especies a utilizar. Si bien es deseable utilizar especies de poblaciones locales, ya que se encuentran mejor adaptadas a las condiciones limitantes del sitio, es posible la pérdida de la aptitud biológica como consecuencia de la depresión por endogamia (Cony M., comunicación personal, 21 de agosto del 2019). Asimismo, será importante comenzar a planear los proyectos de restauración con poblaciones que presenten mayor variabilidad genética de cara a nuevas presiones ambientales vinculadas con el cambio climático (Cony M., comunicación personal, 21 de agosto del 2019), de manera tal que, ante un evento de cambio, no resulte afectada la totalidad de los organismos trasplantados.

6 Conclusiones y recomendaciones

En base a los resultados obtenidos, se puede afirmar que el éxito de la restauración de zonas áridas en el sureste mendocino, a partir de plantines de una misma producción, se ve afectado por la época en la que se lleve a cabo la plantación. Asimismo, la sobrevivencia está influenciada por las especies y procedencias que se utilicen en dichos proyectos, sin embargo, no sucede lo mismo con el crecimiento.

El mayor éxito obtenido para la época de plantación correspondiente, con la llevada a cabo a fines de la primavera y comienzos del verano, nos llevaría a recomendar el mes de diciembre como aquel en el cual se podrían obtener mejores resultados en futuros proyectos de restauración en el Monte mendocino. A su vez, no se descarta la posibilidad de que el riego adicional realizado en el mes de diciembre, así como, el mayor periodo de tiempo en maceta de los plantines de mayo, hayan generado un efecto

sobre los resultados finales obtenidos; por esta razón, se recomienda continuar investigando al respecto.

Si bien el seguimiento de la plantación se llevó a cabo a lo largo de un año, de acuerdo a lo mencionado anteriormente, existen evidencias que el efecto de la restauración requiere de un mínimo de tres años para conocer resultados más precisos. En consecuencia, resulta prioritario realizar las evaluaciones en largos periodos de observación, ya que la inferencia sobre el repoblamiento vegetal es un proceso que se manifiesta de mediano a largo plazo y tiene una respuesta dinámica en función del grado de deterioro del área en cuestión.

Como consecuencia de la elevada mortalidad obtenida debido a la predación por herbivoría, es recomendable llevar a cabo estudios para evaluar la viabilidad de realizar proyectos de restauración en presencia de una gran cantidad de herbívoros, ya que puede ocurrir que la inversión llevada a cabo para concretar dichos proyectos no se justifique debido a la alta mortalidad de los plantines. De igual modo, resulta importante desarrollar tecnologías más eficientes acordes a estas zonas, como trasplantar los plantines con un mayor diámetro para evitar el ataque de pequeños herbívoros. Por último, un adecuado cierre perimetral en el sitio a recuperar con el fin de excluir el ingreso del ganado doméstico, resulta una buena opción para incrementar los logros en los resultados buscados.

El menor éxito obtenido con la especie *P. chilensis*, respecto al que se esperaba obtener, demuestra que la misma no resulta óptima para llevar a cabo proyectos de restauración en zonas con características similares a las de Divisadero. Por otro lado, a pesar de tener una tasa de crecimiento más lenta, es importante el uso de *Prosopis flexuosa* en proyectos de este tipo debido a su mayor tolerancia a la sequía (Villagra et al., 2010), lo que hace que su tasa de crecimiento se vea menos afectada ante condiciones estresantes.

Otro aspecto a considerar en todo proyecto de restauración, es la procedencia de la o las especies con las que se vaya a trabajar. Esto permitiría conocer las condiciones a las cuales se encuentran adaptadas y, de igual manera, tener conocimiento de aquellos aspectos ambientales que resultan limitantes para la misma. Todo esto permitiría obtener mejores resultados en las restauraciones, alcanzando óptimos diferentes en cada sitio de acuerdo a la procedencia utilizada.

A partir de los resultados obtenidos, se recomienda que al realizar reforestaciones en zonas degradadas del monte mendocino con plantines de una misma época de producción, dicha práctica se lleve a cabo a fines de primavera comienzo del verano con *Prosopis flexuosa* o *Prosopis chilensis*, para cuyo caso puede ser ventajoso el periodo estival que caracteriza al monte, el menor anastomosamiento de las raíces y el periodo de crecimiento vegetativo propio de la época, lo cual puede llevar a una adaptación más rápida al sitio. Respecto a las desventajas, las mismas se relacionan a la mayor evapotranspiración potencial a la que podrían estar sometidos los plantines, el menor tamaño de los mismos, lo cual puede llevar a una mayor afectación por herbívora y, finalmente, las condiciones más estresantes propias de la estación. En tanto que, si la reforestación es llevada a cabo en el mes de mayo, se recomienda utilizar la especie *Prosopis flexuosa* proveniente de Ñacuñán para obtener resultados más exitosos. Las ventajas de esta época de plantación se relacionan con condiciones ambientales menos estresantes y mayor tamaño del plantín; en cuanto a las desventajas las mismas se relacionan con una menor cantidad de precipitaciones, retardo de la adaptación al sitio

como consecuencia de la cercanía al reposo vegetativo y la posibilidad de un mayor anastomosamiento de las raíces.

La restauración ecológica debe ser considerada una prioridad tanto a nivel nacional como global, resulta importante abordarla desde la multidisciplinariedad, haciendo hincapié en el componente social, político y sus diferentes dimensiones. En coincidencia con esto, se debe tener en cuenta en el desarrollo de los proyectos de restauración, la participación de la comunidad, a fin de generar una transformación en su pensamiento hacia un manejo sustentable de los recursos, de manera que los bienes y servicios ecosistémicos puedan ser aprovechables por sus integrantes generando un beneficio social, económico y cultural. Asimismo, será importante que dichos proyectos se acompañen con políticas públicas que promuevan el uso y conservación de los recursos.

Bajo este contexto, resulta fundamental continuar investigando aquellas condiciones que permitan aumentar el éxito de la restauración en sitios degradados, de manera tal de optimizar el uso de los recursos, con el fin de recuperar los distintos procesos ecológicos desde un enfoque multidisciplinar incluyendo a las comunidades en la iniciativa.

BIBLIOGRAFÍA

- ABRAHAM, E. & PRIETO, M. (1999). Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. En: García Martínez y González Jácome. Estudios de historia y ambiente en América I: Argentina, Bolivia, México, Paraguay, El Colegio de México. México DF: IPGH.
- ABRAHAM, E. M. (2002). Lucha contra la desertificación en las tierras secas de Argentina. El caso de Mendoza. CYTED. El agua en Iberoamérica. De la escasez a la desertificación. Buenos Aires: CYTED, pp. 27-44.
- ABRAHAM, E. M. (2008). Tierras secas, desertificación y recursos hídricos. Revista Ecosistemas, vol. 17, no 1.
- ABRAHAM, E., DEL VALLE, H. F., ROIG, F., TORRES, L., ARES, J. O., CORONATO, F., & GODAGNONE, R. (2009). Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). Journal of Arid Environments, 73(2), 144-153.
- ABRIL, A., VILLAGRA, P., & NOE, L. (2009). Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina). Journal of Arid Environments, 73(10), 901-906.
- AGUIAR, M. R., & SALA, O. E. (1999). Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. Trends in Ecology & Evolution, 14(7), 273-277.
- ALBANESE, S., RODRÍGUEZ, D., DACAR, M. A., & OJEDA, R. A. (2010). Use of resources by the subterranean rodent *Ctenomys mendocinus* (Rodentia, Ctenomyidae), in the lowland Monte desert, Argentina. Journal of Arid Environments, 74(4), 458-463.
- ALLOZA J.A. & VALLEJO, R. (1999). Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. Ecología 13: 173-187.
- ALLOZA, J.A. (2003). Análisis de repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. Desarrollo de criterios y procedimientos de evaluación. Tesis Doctoral. 301 pp. Univ. Politécnica de Valencia. Valencia.
- ALVAREZ, J. A. (2008). Bases ecológicas para el manejo sustentable del bosque de algarrobos (*Prosopis flexuosa* DC.) en el noreste de Mendoza. Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche (Argentina).
- ALVAREZ, J. A., P. E. VILLAGRA, M. A. CONY, E. CESCO, & J. A. BONINSEGNA. (2006). Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* DC. en el Noreste de Mendoza, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 79: 75-87.
- ALVAREZ, J. A., VILLAGRA, P. E., CESCO, E. M., ROJAS, F., & DELGADO, S. (2015). Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 50(2), 193-203.
- ALVAREZ, J. A., VILLAGRA, P. E., ROSSI, B. E., & CESCO, E. M. (2009). Spatial and temporal litterfall heterogeneity generated by woody species in the Central Monte desert. Plant Ecology, 205(2), 295-303.
- ARCHER, S. (1989). Have Southern Texas savannas been converted to woodlands in recent history? The American Naturalist. 134: 545-561.
- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOCH, E., OVALLE, C., & PONTANIER, R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. Restoration ecology, 1(1), 8-17.

- BAINBRIDGE, D. A., (2007). A Guide for Desert and Dryland Restoration: New Hope for Arid Lands. *Écoscience*, 15(1), p. 136.
- BALDERAS, J. M. M., GARZA, E. J. T., PÉREZ, J. J., CALDERÓN, Ó. A. A., RODRÍGUEZ, E. A., & CASTILLO, W. E. S. (2010). Evaluación de la siembra directa con especies de pino en la restauración de un ecosistema semiárido-templado. *Ciencia-UANL*, vol. 13, no 1, p. 72-77.
- BARBOUR, M.G., J.H. BURK, W.D. PITTS, F.S. GILLIAN & M.W. SCHWARTZ. (1998). *Terrestrial Plant Ecology*. Third edition. Benjamin/Cummings. 649 pp
- BARCHUK, A. H., & DÍAZ, M. P. (2000). Vigor de crecimiento y supervivencia de plantaciones de *Aspidosperma quebracho-blanco* y de *Prosopis chilensis* en el Chaco árido. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, (8), 17-29.
- BARCHUK, A. H., M. P. DIAZ, F. CASANOVES, M. G. BALZARINI & U. O. KARLIN. (1998 a). Experimental study on survival rates in two arboreal species from the Argentinian dry Chaco. *Forest Ecology and Management* 103: 203-210.
- BARCHUK, A., M. P. DÍAZ, C. GRAF & R. VAIOLETTI. (1998b). Estructura de tamaños de poblaciones arbóreas del Chaco árido. IV Congreso Latinoamericano de Ecología. Arequipa. Perú.
- BARTH, R.C. & J.O. KLEMMEDSON. (1982). Amount and distribution of dry matter, nitrogen and organic carbon in soil-plant systems of mesquite and palo verde. *Journal of Range Management*, 35: 412-418.
- BASTIN, J. F., BERRAHMOUNI, N., GRAINGER, A., MANIATIS, D., MOLLICONE, D., MOORE, R., ... & ALOUI, K. (2017). The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356 (6338), 635-638.
- BATAGLIA, LL, BS COLLINS & RR SHARITZ. (2004). Do published tolerance rating and dispersal factors predict species distribution in bottomland hardwoods forest? *Ecology and Management* 198: 15 - 30.
- BEIDER, A., CIANO, N., & ZERRIZUELA, R. (2013). Revegetación artificial de taludes de locaciones en corte en la cuenca del Golfo San Jorge. Pérez, D., A. Rovere & M. Rodriguez Araujo (eds.), 213-224.
- BERESFORD JONES, DG. (2004). *Prosopis* in Desert Ecosystem. En: Pre Hispanic Human Relationships on the south coast of Peru: Riparian Forest in the context of Enviromental and cultural trajectories of the Lower Ica Valley. Tesis Doctoral.
- BESSEGA, C., CONY, M., SAIDMAN, B. O., AGUILÓ, R., VILLAGRA, P., ALVAREZ, J. A., ... & VILARDI, J. C. (2019). Genetic diversity and differentiation among provenances of *Prosopis flexuosa* DC (Leguminosae) in a progeny trial: Implications for arid land restoration, *Forest ecology and management* 443, 59-68.
- BIANCHI, A.R. & S.A.C. CRAVERO. (2010). Atlas climático regional digital de la República Argentina, INTA, Centro Regional Salta-Jujuy.
- BRAN, D. E., CECCHI, G. A., GAITÁN, J. J., AYESA, J. A., & LÓPEZ, C. R. (2007). Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología austral*, 17(1), 123-131.
- BURKART, A. (1976). A monograph of the genus *Prosopis* (Leguminosae subfam. Mimosoideae). *Journal of the Arnold Arboretum*, 450-525.
- BURKART, A. (1977). The genus *Prosopis*: an annotated key to the species of the world. *Mesquite: its biology in two desert scrub ecosystems*, 201-235.
- BUSH, J.K. & VAN AUKEN, O. W. (1990). Growth and survival of *Prosopis glandulosa* seedlings associated with shade and herbaceous competition. *Botanical Gazette*, 151: 234-239.

- CABRERA, A.L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. En: W.F. Kugler (Ed.). Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo 2 Fascículo 1:85pp. Buenos Aires.
- CALLAWAY, R.M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61: 306-349.
- CALLAWAY, R. M. (1997). Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, 112(2), 143-149.
- CALZON ADORNO, M. E. (1995). Estudio de la productividad económica de un bosque de algarrobo en el Departamento de Cafayate. Pcia de Salta. Tesis profesional, Universidad Nacional de Salta, Salta.
- CASTILLO, P. N., SNOOK, L. K., & MIZE, C. W. (2005). Regeneración de caoba a partir de siembra directa en aperturas creadas en un bosque natural en México. *Recursos naturales y ambiente*, (44).
- CATALÁN, L; C CARRANZA; L GONZÁLEZ; U KARLIN & M LEDESMA. (1994). Afforestation trials with *Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz and *Prosopis flexuosa* D.C. in the Dry Chaco. Argentina, *For. Ecology. Manage.* 70:113-119.
- CESCO, E. M., P. E. VILLAGRA, & J. A. ALVAREZ. (2014). From forest to shrubland: Structural responses to different fires histories in *Prosopis flexuosa* woodland from the Central Monte (Argentina). *Journal of Arid Environments* 110:1-7.
- CESCO, E. M., P. E. VILLAGRA, C. B. PASSERA, & J. A. ALVAREZ. (2012). Effect of *Prosopis flexuosa* on understory species and its importance to pastoral management in woodlands of the Central Monte Desert. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 44:211-223.
- CESCO, E. M; P.E. VILLAGRA; J.A. ALVAREZ & M.A. CONY. (2004). Estructura de los algarrobales en una zona afectada por incendios del sudeste de Mendoza. Presentado en II Reunión Binacional de Ecología, XXI Reunión de la Sociedad Argentina de Ecología y XI Reunión de la Sociedad Chilena de Ecología. Mendoza.
- COMMANDER, L. E., ROKICH, D. P., RENTON, M., DIXON, K. W., & MERRITT, D. J. (2013). Optimising seed broadcasting and greenstock planting for restoration in the Australian arid zone. *Journal of Arid Environments*, 88, 226-235.
- CONY M (1995) Reforestación racional de zonas áridas y semiáridas con árboles multipropósitos. *Interciencia* 20:249-253.
- CONY, M. A., & TRIONE, S. O. (1996). Germination with respect to temperature of two Argentinian *Prosopis* species. *Journal of Arid Environments*, 33(2), 225-236.
- DALMASSO A.D. (2010) Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 45:149-171.
- DALMASSO, A; E MARTÍNEZ CARRETERO & O CONSOLE (2002). Reclamación por áreas degradadas por actividad petrolera, El Portón, Buta Ranquil, Neuquén. En INCA (eds) *Revegetación de áreas degradadas*, IADIZA, 46pp.
- DALMASSO, ANTONIO DANIEL; PARERA, VICTORIA; MARTINEZ CARRETERO, EDUARDO ENRIQUE; ELMIDA, CARINA; MORENO, DANIELA; ET AL.; (2018) Provincia de Mendoza: Diagonal árida de la Argentina; Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas; *Experimentia*; 6; 19-71
- DALMASSO. A.D. & CIANO, N. (2015). Restauración de Taludes con especies nativas para zonas áridas y semiáridas. *Revista Experimentia* Vol. 5, 80 p.

- DEL CAMPO, A.D. (2002). Régimen de cultivo, desarrollo en vivero, calidad de planta y respuesta al establecimiento en cuatro especies de frondosas mediterráneas. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba, 310 pp.
- DUFF, A. B., MEYER, J. M., POLLOCK, C., & FELKER, P. (1994). Biomass production and diameter growth of nine half-sib families of mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) and a fast growing *Prosopis alba* half-sib family grown in Texas. *Forest Ecology and Management*, 67(1-3), 257-266.
- FERNANDEZ, R. J. (2007). On the frequent lack of response of plants to rainfall events in arid areas. *Journal of Arid Environments*, 68(4), 688-691.
- FERNANDEZ, R. J., ARCHER, E. R. M., ASH, A. J., DOWLATABADI, H., HIERNAX, P. H. Y., REYNOLDS, J. F., VOGEL, C. H., WALKER, B. H. & WIEGAND, T. (2002). Degradation and recovery in socio-ecological systems: a view from the household/farm level. En *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?* (eds. Reynolds, J. F. y Stafford Smith, M.), pp. 297-324.
- GIANTOMASI, M. A., JUNENT, F. A. R., VILLAGRA, P. E., & SRUR, A. M. (2009). Annual variation and influence of climate on the ring width and wood hydrosystem of *Prosopis flexuosa* DC trees using image analysis. *Trees*, 23(1), 117-126.
- GIBSON, A. C. (1998). Photosynthetic organs of desert plants. *Bioscience*, 48(11), 911-920.
- GONZÁLEZ F (2010). Reintroducción de especies nativas de dos grupos funcionales en sitios con degradación severa en La Payunia de Neuquén, Argentina. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina. 52pp.
- GRÜN WALDT, J. M., GUEVARA, J. C.; MARTÍNEZ CARRETERO, E. & GRÜN WALDT, E. G. (2018). Effect of *Prosopis spp.* as a nurse plant on nutrient content and productivity of *Opuntia ellisiana* Griffiths. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 50(2).
- GUEVARA, A., GIORDANO, C. V., ARANIBAR, J., QUIROGA, M., & VILLAGRA, P. E. (2010). Phenotypic plasticity of the coarse root system of *Prosopis flexuosa*, a phreatophyte tree, in the Monte Desert (Argentina). *Plant and soil*, 330(1-2), 447-464.
- GUEVARA, J.C., CARLOS R. STASI, OSCAR R. ESTEVEZ, & HENRY N. LE HOUÉROU. (2000). N and O fertilization on rangeland production in Midwest Argentina. *Journal of range management*, 53 : 410-414.
- HOBBS, R. J., & CRAMER, V. A. (2008). Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual review of environment and resources*, 33, 39-61.
- INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERACIÓN PARA LA AGRICULTURA (IICA). (1982). Informes y documentos para Análisis y Consideración a La Segunda Reunión Ordinaria del Comité Ejecutivo y a la Segunda Reunión Extraordinaria de La Junta Interamericana de Agricultura. 30 p.
- 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.
- KARLIN, U., & DÍAZ, R. (1984). Potencialidad y manejo de algarrobos en el árido subtropical argentino (No. 583.321 574.5265). Secretaría de Ciencia y Técnica, Programa Nacional de recursos Naturales Renovables.

- KARLIN, U.O.; COIRINI, R.O.; CATALÁN, L. y ZAPATA, R. (1997). Especies arbóreas y arbustivas para las zonas áridas y semiáridas de América Latina. Serie: Zonas áridas y semiáridas N°12. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Santiago, Chile. 3-63
- LABRAGA, J.C. & VILLALBA, R. (2009). Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. *Journal of Arid Environments*, 73: 154-163
- LAMB, D., & GILMOUR, D. (2003). Rehabilitation and restoration of degraded forests. *Issues in forest conservation* (No. 333.75153 L218). IUCN, Gland (Suiza) WWF, Gland (Suiza).
- LAUENSTEIN, D. L., FERNÁNDEZ, M. E., & VERGA, A. (2012). Respuesta diferenciada a la sequía de plantas jóvenes de *Prosopis chilensis*, *P. flexuosa* y sus híbridos interespecíficos: implicancias para la reforestación en zonas áridas. *Ecología austral* 22, 43-52
- LE HOUÉROU, H. N. (1999). Estudios e investigaciones ecológicas de las zonas áridas y semiáridas de Argentina. IADIZA-CRICYT, Mendoza, 1-672.
- LOYARTE, M. M. G., MENENTI, M., & DIBLASI, Á. M. (2009). Mapa bioclimático para las Travesías de Mendoza (Argentina) basado en la fenología foliar. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 41(1), 105-122
- MADOERY, L. (1993). Composición botánica de la dieta del tuco-tuco (*Ctenomys mendocinus*) en el piedemonte precordillerano. *Ecología Austral*, 3(01), 049-055.
- MAESTRE, F. T., CORTINA, J., BAUTISTA, S., BELLOT, J., & VALLEJO, R. (2003). Small-scale environmental heterogeneity and spatiotemporal dynamics of seedling establishment in a semiarid degraded ecosystem. *Ecosystems*, 6(7), 630-643.
- MARES, M.A., F.A. ENDERS, J.M. KINGSOLVER, J.L. NEFF & B.B. SIMPSON. (1977). *Prosopis* as a niche component. En: B.B. Simpson (Ed.). *Mesquite. Its biology in two Desert Scrub Ecosystems*. 123-149.
- MARGOLIS, H.A, & BRAND, D.G.(1990). An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(4), 375-390.
- MASOTTA, H.T. & A.B. BERRA. (1994). Relaciones suelo-paisaje en el campo experimental El Divisadero, Santa Rosa, Mendoza. *Multequina* 3: 89-97
- MORELLO, J. (1958). La Provincia Fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2: 5-115.
- NAVARRO, R. M. & PALACIOS, G. (2004). Efecto de la calidad de planta, el procedimiento de preparación y la fecha de plantación en la supervivencia de una repoblación de *Pinus pinea* L. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 17: 199-204.
- NAVARRO, R.M., DEL CAMPO, A.D. & CORTINA, J. (2006). Factores que afectan al éxito de una repoblación y su relación con la calidad de la planta. Cap. 2. En *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes Mediterráneos. Estado actual de conocimientos*.
- NORTE, F. A. (1988). Características climatológicas del viento Zonda en la región de Cuyo. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- NOY-MEIR, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 25-51.
- ORTIZ L, LJ MÍGUEZ & P REY (1996) Manual de Gestión Medio Ambiental, en línea URL: <http://www.ingenieroambiental.com/2030/Manual%20Gestion%20Ambiental.pdf>

- ORTIZ, M., ANAYA, M., & ESTRADA, J. (1994). Evaluación, cartografía y políticas preventivas de la degradación de los suelos. Colegio de Postgraduados. Universidad Autónoma de Chapingo/Conaza. México.
- PÉREZ DR, AE ROVERE & FM FARINACCIO (2010) Rehabilitación en el desierto: Ensayos con plantas nativas de Aguada Pichana, Neuquén, Argentina. Vázquez Mazzini Editores, Argentina. 80pp.
- PÉREZ, D. R., GONZÁLEZ, F., CEBALLOS, C., ONETO, M. E., & 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 [En línea] [<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/rec.12961>] [Consulta en Julio, 2019]
- PERPIÑAL, E., M. BALZARINI, L. CATALÁN, L. PIETRARELLI, & E. KARLIN. (1995). Edad de culminación del crecimiento en *Prosopis flexuosa* D.C. en el Chaco árido argentino. *Investig. Agr.: Sist. Recur. For.* 4 (1): 45-55.
- QUIROGA, E.; BLANCO, L. & ORIONTE, E. (2009). Evaluación de estrategias de rehabilitación de pastizales áridos. *Ecología austral*, vol. 19, no 2, p. 107-117.
- REY BENAYAS, J. M. R., BULLOCK, J. M., & NEWTON, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336.
- REY BENAYAS, JM; T PINILLA & JMN IBARRA. (2003). Restauración de ecosistemas mediterráneos. Capítulo IV: Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. Universidad de Alcalá. 65 - 86pp.
- REYNOLDS, J. F., MAESTRE, F. T., HUBER-SANNWALD, E., HERRICK, J., & KEMP, P. R. (2005). Aspectos socioeconómicos y biofísicos de la desertificación. *Revista Ecosistemas*, 14(3).
- Rossi, B. E. (2004). *Flora y vegetación de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán después de 25 años de clausura. Heterogeneidad espacial a distintas escalas* (Doctoral dissertation, Tesis doctoral. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza).
- ROIG, F. A. (1993^a). Informe Nacional para la Selección de Germoplasma en Especies del Género *Prosopis* de la República Argentina., En IADIZA, ed. Contribuciones Mendocinas a la Quinta Reunión de Regional para América Latina y el Caribe de la Red de Forestación del CIID. Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis*., 1-36. IADIZA-CRICYT-CIID, Mendoza, Argentina.
- ROIG, F. A. (1993^b). Aportes a la etnobotánica del género *Prosopis*, En IADIZA, ed. Contribuciones Mendocinas a la Quinta Reunión de Regional para América Latina y el Caribe de la Red de Forestación del CIID. Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis*., 99-119, Mendoza, Argentina.
- ROIG, F. A., BERRA, A., LOYARTE, M. G., CARRETERO, E. M. & WUILLOUD, C. (1992). La Travesía de Guanacache, tierra forestal. *Multequina. Vol. 1*, p.83-91.
- ROIG, F. A., CONY, M., CAVAGNARO, J. B., PASSERA, C. B., & DALMASSO, A. (1993). Contribuciones mendocinas a la quinta reunión regional para América Latina y el Caribe de la red de forestación del CIID: conservación mejoramiento de especies del género *Prosopis*.
- ROIG, F.A., (1985). Árboles y bosques de la Región Arida Centro Oeste de la Argentina (Provincias de Mendoza y San Juan) y sus posibilidades silvícolas. *Actas Forestación en Zonas Áridas y Semiáridas, Segundo Encuentro Regional*

- C.I.I.D. América Latina y El Caribe, 145-188. Santiago, Chile, 13 al 17 de mayo 1985.
- ROIG-JUÑENT, S. & S. CLAVER. (1999). La entomofauna del monte y su conservación en las áreas naturales protegidas. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58: 117-127.
 - ROJAS, J. F., PRIETO, M. D. R., ÁLVAREZ, J., & CESCO, E. (2009). Procesos socioeconómicos y territoriales en el uso de los recursos forestales en Mendoza desde fines de siglo XIX hasta mediados del XX. *Revista Proyección*, 7.
 - ROSSI, B. E., & VILLAGRA, P. E. (2003). Effects of *Prosopis flexuosa* on soil properties and the spatial pattern of understorey species in arid Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 14(4), 543-550.
 - ROVERE AE & ACA MASINI (2011) Enfoques de la restauración ecológica en las III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes* 2(2):95-99.
 - ROVERE, A. E., & MASINI, A. C. A. (2011). Diferentes enfoques de la restauración ecológica en las III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 2(2), 95-99.
 - ROYO, A.; GIL, L. & PARDOS, J.A., (2000). Efecto de la fecha de plantación sobre la supervivencia y el crecimiento del pino carrasco. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* 10: 57- 62.
 - SARANDÓN, S. J. (2002). El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. En S. J. Sarandón, (ed.). *Agroecología: El Camino hacia una Agricultura Sustentable*. Ediciones Científicas Americanas E.C.A., La Plata, Argentina. pp. 393-447.
 - SCHLESINGER, W. H., & PILMANIS, A. M. (1998). Plant-soil interactions in deserts. *Biogeochemistry*, 42(1-2), 169-187.
 - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) INTERNATIONAL, GRUPO DE TRABAJO SOBRE CIENCIA Y POLÍTICAS. (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
 - SOUTH, D.B. (2000). Planting morphologically improved pine seedlings to increase survival and growth. *Forestry and Wildlife Research Series* N° 1. Alabama Agricultural Experiment Station. Auburn University, Alabama. 12 pp.
 - SRNyDS, (2002). Informe Nacional "Avances del PAN", para la Convención Internacional de Lucha contra la Desertificación y la Sequía. Inédito.
 - STEWART, J. L., DUNSDON, A. J., HELLIN, J. J., & HUGHES, C. E. (1992). Wood biomass estimation of Central American dry zone species. Oxford Forestry Institute, University of Oxford.
 - TORRES, E., & J. ZAMBRANO. (2000). Hidrogeología de la Provincia de Mendoza, En E. M. Abraham and F. Rodríguez Martínez, eds. *Argentina. Recurso y problemas ambientales de la zona árida*. Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja, 49-58. Junta de Gobierno de Andalucía - Universidades y Centros de Investigación de la Región Andina Argentina, Mendoza.
 - TSCHIRLEY, F. H., & MARTIN, S. C. (1960). Germination and longevity of velvet mesquite seed in soil. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 13(2), 94-97.
 - VERGA, A. 1995. Genetic study of *Prosopis chilensis* y *Prosopis flexuosa* (Mimosaceae) in the dry Chaco of Argentina. Tesis Doctoral. Göttingen Research. Notes in Forest Genetics. Abteilung für Forstgenetik und Forstpflanzensüchtung der Universität Göttingen. Göttingen, Alemania. Pp. 96.

- VILAGROSA, A.; SEVA, J.P.; VALDECANTOS, A.; HERNÁNDEZ, N.; CORTINA, J.; BELLOT, J. & VALLEJO, V.R. (1997b). Una nueva técnica viverística para la introducción de plantones de *Quercus spp.* en clima seco y semiárido. Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3: 667-672.
- VILELA, A. E., & D. A. RAVETTA. (2001). The effect of seed scarification and soil-media on germination growth, storage, and survival of seedlings of five species of *Prosopis* L. (Mimosaceae). Journal of Arid Environments 48: 171-184
- VILLAGRA, P & J CAVAGNARO. (2005). Water stress effects on the seedlings growth of *Prosopis argentina* and *Prosopis alpataco*. Journal of Arid Environments. 64(3):390-400.
- VILLAGRA, P. E. & ÁLVAREZ J.A., (2019) Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sustentable en los algarrobales del Monte, Argentina. Ecología Austral 29: 146-155.
- VILLAGRA, P. E., & J. A. ALVAREZ. (2006). Algarrobo, fuente de recursos naturales. Ciencia Regional (Mendoza) 2 (4): 12-15.
- VILLAGRA, P. E., J. A. BONINSEGNA, J. A. ALVAREZ, M. CONY, E. CESCA, & R. VILLALBA. (2005b). Dendroecology of *Prosopis flexuosa* woodlands in the Monte desert: Implications for their management. Dendrochronologia 22 (3): 209-213.
- VILLAGRA, P. E., L. MARONE & M. A. CONY. (1998). Actas IV Congreso Latinoamericano de Ecología y II Congreso Peruano de Ecología. Instituto Regional de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Arequipa, Perú
- VILLAGRA, P. E., M. A. CONY, N. G. MANTOVÁN, B. E. ROSSI, M. M. GONZÁLEZ LOYARTE, R. VILLALBA, & L. MARONE. (2004). Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. En M. F. Arturi et al. (eds.). Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina. Editorial Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- VILLAGRA, P. E., R. VILLALBA, & J. A. BONINSEGNA. (2005a). Structure and growth rate of *Prosopis flexuosa* woodlands in two contrasting environments of the central Monte desert. Journal of Arid Environments 60: 187-199.
- VILLAGRA, P., CESCA, E., ALVAREZ, J., ROJAS, F, A., BOURGUET, A. M., & MASTRANGELO, P. (2010). Anexo II del Documento de Ordenamiento de las Áreas Boscosas de la Provincia de Mendoza. Secretaría de Medio Ambiente. Mendoza.
- VILLAGRA, P.E., G. DEFOSSÉ, H. DEL VALLE, M.S. TABENI, C.M. ROSTAGNO, E. CESCA & E.M. ABRAHAM (2009). Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert. Implications for their management. J. Arid Environ. 73: 202-211.
- VOGEL, C. H. & SMITH, J. (2002). Building social resilience in arid ecosystems. En Global Desertification: Do Humans Cause Deserts? Eds. Reynolds, J. F. y Stafford Smith, M., pp. 149-166.

ANEXOS

Anexo I: Regresión no paramétrica de COX para la función sobrevivencia.

- a) Modelo de la prueba de COX, en el que se observa la función de sobrevivencia según el estimador no paramétrico de Kaplan-Meier, en el que se tiene en cuenta la interacción entre las variables época de plantación (Plantac) y especie-procedencia (Especie).

Tabla N°1. Resultados obtenidos de la prueba de COX para el modelo de interacción.

```

> modelo <- coxph(Surv(Tiempo, Supervivencia) ~ Especie*Plantac, data = Supervivencia)
> summary (modelo)
Call:
coxph(formula = Surv(Tiempo, Supervivencia) ~ Especie * Plantac,
      data = Supervivencia)

n= 900, number of events= 537

              coef exp(coef) se(coef)      z Pr(>|z|)
EspecieFF      0.02323  1.02351  0.16015  0.145  0.8846
EspecieFN      0.21937  1.24529  0.15967  1.374  0.1695
PlantacMay     0.94129  2.56329  0.15702  5.995 2.04e-09 ***
EspecieFF:PlantacMay 0.09980  1.10495  0.21065  0.474  0.6356
EspecieFN:PlantacMay -0.50844  0.60144  0.21616 -2.352  0.0187 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

              exp(coef) exp(-coef) lower .95 upper .95
EspecieFF      1.0235  0.9770  0.7478  1.4009
EspecieFN      1.2453  0.8030  0.9107  1.7029
PlantacMay     2.5633  0.3901  1.8843  3.4870
EspecieFF:PlantacMay 1.1050  0.9050  0.7312  1.6697
EspecieFN:PlantacMay 0.6014  1.6627  0.3937  0.9187

Concordance= 0.61 (se = 0.013 )
Likelihood ratio test= 83.43 on 5 df,  p=<2e-16
Wald test               = 80.97 on 5 df,  p=5e-16
Score (logrank) test = 86.15 on 5 df,  p=<2e-16

```

- b) Modelo de la prueba de COX, en el que se observa la función de supervivencia según el estimador no paramétrico de Kaplan-Meier, en el que se tiene en cuenta solamente las variables especie (Especie) y época de plantación (Plantac), es decir, no considera la interacción.

Tabla N°2. Resultados obtenidos de la prueba de COX para el modelo sin interacción.

```

> modelo2 <- coxph(Surv(Tiempo, Supervivencia) ~ Especie+Plantac, data = Supervivencia)
> summary (modelo2)
Call:
coxph(formula = Surv(Tiempo, Supervivencia) ~ Especie + Plantac,
      data = Supervivencia)

n= 900, number of events= 537

              coef exp(coef) se(coef)      z Pr(>|z|)
EspecieFF      0.07873  1.08191  0.10403  0.757  0.449
EspecieFN     -0.06818  0.93409  0.10766 -0.633  0.527
PlantacMay     0.81940  2.26914  0.09817  8.347  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

              exp(coef) exp(-coef) lower .95 upper .95
EspecieFF      1.0819  0.9243  0.8824  1.327
EspecieFN      0.9341  1.0706  0.7564  1.154
PlantacMay     2.2691  0.4407  1.8720  2.751

Concordance= 0.592 (se = 0.014 )
Likelihood ratio test= 74.34 on 3 df,  p=5e-16
Wald test               = 70.46 on 3 df,  p=3e-15
Score (logrank) test = 74.18 on 3 df,  p=5e-16

```

- c) Comparación de los modelos anteriores (con interacción y sin interacción) por medio de la prueba de verosimilitud para determinar la significancia del modelo de interacción. Se observa que la diferencia entre los modelos comparados es significativa, por lo que el modelo de interacción es el que mejor explica la función de supervivencia.

Tabla N°3. Resultados obtenidos de la comparación entre los modelos establecidos.

```

> anova(modelo, modelo2)
Analysis of Deviance Table
Cox model: response is Surv(Tiempo, Supervivencia)
Model 1: ~ Especie * Plantac
Model 2: ~ Especie + Plantac
  loglik  Chisq Df P(>|Chi|)
1 -3368.6
2 -3373.1 9.0927 2 0.01061 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Anexo II: Supuestos del ANOVA bifactorial para la función de crecimiento en altura.

- a) Muestra de la falta de cumplimiento del supuesto de normalidad de la variable sin transformar por medio del test de Shapiro-Wilk y el cumplimiento del supuesto de homocedasticidad.

Tabla N°4. Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable altura sin la transformación.

```

> modelo1<-aov(Alt~Sp+Plantac+Sp:Plantac,data=Alturas)
> shapiro.test(modelo1$resid)

      Shapiro-Wilk normality test

data:  modelo1$resid
W = 0.94636, p-value = 0.002146
> grupo<-as.factor(cut(modelo1$residuals,2,c("bajo","alto")))
> bartlett.test(modelo1$residuals,grupo)

      Bartlett test of homogeneity of variances

data:  modelo1$residuals and grupo
Bartlett's K-squared = 0.76222, df = 1, p-value = 0.3826

```

- b) Muestra de la falta de cumplimiento del supuesto de normalidad por medio del test de Shapiro-Wilk para la variable altura transformada mediante el ranqueo de los datos y el cumplimiento del supuesto de homocedasticidad.

Tabla N°5. Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable altura transformada por el ranqueo de los datos.

```

> modelo1<-aov(Rango~Sp+Plantac+Sp:Plantac,data=Rango.Alt)
> Anova(modelo1, type = "III")
Anova Table (Type III tests)

Response: Rango
          Sum Sq Df F value    Pr(>F)
(Intercept) 220.500  1 65.5452 8.528e-12 ***
Sp           6.067  2  0.9017  0.4103
Plantac     8.000  1  2.3781  0.1273
Sp:Plantac   0.415  2  0.0617  0.9402
Residuals   248.943 74
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> shapiro.test(modelo1$resid)

      Shapiro-wilk normality test

data:  modelo1$resid
W = 0.92077, p-value = 0.0001034
> bartlett.test(modelo1$residuals,grupo)

      Bartlett test of homogeneity of variances

data:  modelo1$residuals and grupo
Bartlett's K-squared = 1.8343, df = 1, p-value = 0.1756

```

Anexo III: Test de Kruskal Wallis para la función crecimiento en altura.

- a) Muestra de los resultados obtenidos mediante el test de Kruskal Wallis mediante el cual se evaluó la significancia de la época de plantación para la función altura, independientemente de la especie.

Tabla N°6. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura, en el que se evaluó la época de plantación, independientemente de la especie.

```

> kruskal.test(Alt ~ Plantac,data = Alturas)

      Kruskal-wallis rank sum test

data:  Alt by Plantac
Kruskal-wallis chi-squared = 6.1637, df = 1, p-value = 0.01304

```

- b) Muestra de los resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis mediante el cual se evaluó la significancia de la especie-procedencia para la función altura, con cada una de las épocas de plantación.

Tabla N°7. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en diciembre del 2017.

```
> kruskal.test(Alt ~ Sp,data = Altdic)

Kruskal-wallis rank sum test

data: Alt by Sp
Kruskal-wallis chi-squared = 2.0285, df = 2, p-value = 0.3627
```

Tabla N°8. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable altura en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en mayo del 2018.

```
> kruskal.test(Altura ~ Sp,data = Altmay)

Kruskal-wallis rank sum test

data: Altura by Sp
Kruskal-wallis chi-squared = 1.0832, df = 2, p-value = 0.5818
```

Anexo IV: Supuestos del ANOVA bifactorial para la función de crecimiento en diámetro.

- a) Muestra de la falta de cumplimiento del supuesto de normalidad de la variable sin transformar por medio del test de Shapiro-Wilk y el cumplimiento del supuesto de homocedasticidad.

Tabla N°9. Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable diámetro sin la transformación.

```
> modelo1<-aov(Diam~Sp+Plantac+Sp:Plantac,data=diámetros)
> shapiro.test(modelo1$resid)

Shapiro-wilk normality test

data: modelo1$resid
W = 0.92464, p-value = 3.916e-05

> grupo<-as.factor(cut(modelo1$residuals,2,c("bajo","alto")))
> bartlett.test(modelo1$residuals,grupo)

Bartlett test of homogeneity of variances

data: modelo1$residuals and grupo
Bartlett's K-squared = 2.4379, df = 1, p-value = 0.1184
```

- b) Muestra de la falta de cumplimiento del supuesto de normalidad por medio del test de Shapiro-Wilk para la variable diámetro transformada mediante el ranqueo de los datos y el cumplimiento del supuesto de homocedasticidad.

Tabla N°10. Resultados obtenidos de los supuestos del ANOVA bifactorial para la variable diámetro transformada por el ranqueo de los datos

```
> modelo1<-aov(Rango~Sp+Plantac+Sp:Plantac,data=Rango.Diam)
> shapiro.test(modelo1$resid)

      Shapiro-Wilk normality test

data:  modelo1$resid
W = 0.90663, p-value = 4.854e-06
> bartlett.test(modelo1$residuals,grupo)

      Bartlett test of homogeneity of variances

data:  modelo1$residuals and grupo
Bartlett's K-squared = 0.74346, df = 1, p-value = 0.3886
```

Anexo V: Test de Kruskal Wallis para la función crecimiento en diámetro.

- a) Muestra de los resultados obtenidos mediante el test de Kruskal Wallis mediante el cual se evaluó la significancia de la época de plantación para la función diámetro, independientemente de la especie.

Tabla N°11. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro, en el que se evaluó la época de plantación, independientemente de la especie.

```
> kruskal.test(Diam ~ Plantac,data = diametros)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data:  Diam by Plantac
Kruskal-Wallis chi-squared = 4.2308, df = 1, p-value = 0.0397
```

- b) Muestra de los resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis mediante el cual se evaluó la significancia de la especie-procedencia para la función diámetro, con cada una de las épocas de plantación.

Tabla N°12. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en diciembre del 2017.

```
> kruskal.test(Diam ~ Sp,data = Diamfinaldic)

      Kruskal-Wallis rank sum test

data:  Diam by Sp
Kruskal-Wallis chi-squared = 1.9008, df = 2, p-value = 0.3866
```

Tabla N°13. Resultados obtenidos del test de Kruskal Wallis para la variable diámetro en el cual se busca evaluar la significancia de la especie-procedencia de los plantines trasplantados en mayo del 2018.

```
> kruskal.test(Diam ~ Sp,data = Diamfinalmay)

Kruskal-wallis rank sum test

data: Diam by Sp
Kruskal-wallis chi-squared = 2.6059, df = 2, p-value = 0.2717
```