



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**

TESIS DE GRADO

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES

**TAMAÑO ÓPTIMO DE TRASPLANTE DE *SENECIO SUBULATUS*
Y *SCHINUS POLYGAMA* PARA RESTAURACIÓN ACTIVA
EN SITIOS INCENDIADOS DE LAS VEGAS, MENDOZA**

2025

TESISTA

Curadelli, Rocío Belén

DIRECTORA

Dra. de Rosas, Inés

CODIRECTORA

Dra. Fernández, María Emilia



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



FACULTAD DE
**CIENCIAS
AGRARIAS**

**“TAMAÑO ÓPTIMO DE TRASPLANTE DE *SENECIO SUBULATUS*
Y *SCHINUS POLYGAMA* PARA RESTAURACIÓN ACTIVA
EN SITIOS INCENDIADOS DE LAS VEGAS, MENDOZA”**

Autora: Rocío Belén Curadelli

Correo electrónico: rociocuradelli@gmail.com

Directora del Proyecto: Dra. Inés de Rosas

Correo electrónico: iderosas@fca.uncu.edu.ar

Codirectora del Proyecto: Dra. María Emilia Fernández

Correo electrónico: emilia.fernandez07@gmail.com

Comisión Evaluadora:

- Ing. Sofía Leonor Dágata
Correo electrónico: sdagata@fca.uncu.edu.ar
- Dr. Pablo Andrés Meglioli
Correo electrónico: pmeglioli@fca.uncu.edu.ar
- Dra. Carmen Elena Sartor
Correo electrónico: csartor@fca.uncu.edu.ar



RESUMEN

Los incendios en la Cordillera de los Andes representan una amenaza creciente para los ecosistemas y biodiversidad asociada, lo que resalta la necesidad de generar estrategias locales de restauración. En julio de 2019, un incendio de origen antrópico afectó 15.000 ha de la Cordillera de Los Andes en Mendoza, Argentina. Esto llevó a formular iniciativas de restauración ecológica en la Cuenca Alta del Río Mendoza, que buscan recuperar la cobertura vegetal mediante la plantación de especies nativas. Dentro de la restauración activa, un aspecto a considerar es la calidad de los plantines, a fin de maximizar el éxito de trasplante. Sin embargo, no se cuenta con antecedentes al respecto en algunas especies nativas de interés para restauración. Se investigó la calidad de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*, dos arbustos nativos con antecedentes favorables en iniciativas regionales de revegetación. El estudio se realizó en un sitio incendiado en las inmediaciones de Las Vegas, Mendoza. Se evaluó la calidad del plantín en función del tamaño inicial, un atributo morfológico cuantitativo considerado apropiado para predecir el éxito post-trasplante. Se determinaron tres clases de tamaño de plantín 30 días antes de la plantación: clase 1 (8–14 cm y 1–5 cm para *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* respectivamente), clase 2 (17–23 cm y 8–12 cm) y clase 3 (26–32 cm y 15–19 cm). Para cada especie se seleccionaron 12 plantines de cada clase, distribuidos en 4 parcelas en el sitio. Se realizó un único riego durante la plantación. El objetivo fue determinar la clase de tamaño óptima en términos de crecimiento y supervivencia, medidos con frecuencia quincenal durante los primeros 4 meses luego del trasplante (noviembre 2022–marzo 2023). Además, se analizó en laboratorio la relación vástago/raíz (V/R) longitudinal (LVR) y de biomasa (PVR) de cada clase de tamaño. Los antecedentes de zonas áridas sugieren que los plantines de menor altura y bajas relaciones V/R presentan mejor desempeño post-trasplante. Las variables relación V/R, crecimiento y supervivencia se sometieron a análisis paramétricos. Complementariamente se realizaron análisis no paramétricos de supervivencia. Para los plantines de *Senecio subulatus*, no se encontraron diferencias significativas en las relaciones V/R, el crecimiento y la supervivencia entre las distintas clases de tamaño inicial. El crecimiento relativo resultó nulo, y la supervivencia arrojó valores nulos y bajos (entre 0 y 15% para las clases 1 y 3). Esto puede deberse a particularidades meteorológicas de la temporada del estudio, la cual consistió en un verano especialmente tórrido que puede haber propiciado el padecimiento de estrés hídrico y térmico. Las clases de tamaño de *Schinus polygama* presentaron diferentes relaciones V/R, mientras que no se identificaron diferencias en el crecimiento entre las clases. Para la supervivencia hubo una discrepancia en los resultados: el análisis paramétrico arrojó diferencias entre las clases, lo cual no sucedió con el análisis no paramétrico. La variable PVR de las clases 2 y 3 de tamaño ($1,62$ y $2,11 \pm 0,21$) fue significativamente superior a la clase 1 ($0,96 \pm 0,21$). Esto fue consistente con el porcentaje de supervivencia, que alcanzó un valor medio en la clase 1 (58,33%) y valores altos en las clases 2 y 3 (81,82 y 76,92%). El análisis paramétrico reveló que la supervivencia de la clase 2 es significativamente superior al resto, lo que corresponde a aquellos plantines con mayores relaciones V/R. Los resultados muestran que esta especie puede constituir una excepción con respecto a las relaciones V/R de otras especies angiospermas de zonas áridas. Antecedentes estudiados sobre el género *Schinus* sugieren que la presencia de resinas en órganos aéreos puede otorgar resistencia a la sequía y justificar los resultados obtenidos. Se recomienda evitar el uso de *Senecio subulatus* para revegetar sitios con aportes hídricos insuficientes. En caso de ser utilizada, se sugiere preferir micrositios donde se acumule agua o bien prever la provisión del recurso. Para *Schinus polygama*, el tamaño óptimo de plantines para restauración de sitios incendiados es de 8 a 12 cm (clase 2). Se recomienda investigar sus mecanismos anatómicos y fisiológicos de tolerancia a la sequía.

PALABRAS CLAVE: restauración ecológica, zonas áridas, tamaño de plantín, arbustos nativos, calidad de plantín

ABSTRACT

Fires in the Andes represent a growing threat to ecosystems and associated biodiversity, which highlights the need for local restoration strategies. Due to an anthropogenic fire that affected 15,000 hectares in the Andes of Mendoza, in July 2019, ecological restoration initiatives to regain the vegetation cover through native species planting were developed in the high basin of the river Mendoza. In this regard, research for enhancing revegetation success in burned areas was needed. Within active restoration, one factor to consider is the quality of saplings to maximize the transplantation success in terms of survival and growth. However, no studies on the subject are available on native species of interest for restoration. This study investigated the quality of *Senecio subulatus* and *Schinus polygama* saplings, two shrub native species that report favorable outcomes in regional revegetation initiatives. The study was carried out in burned areas near Las Vegas, Mendoza. The sapling quality was defined based on the initial size, a morphological quantitative attribute deemed appropriate to predict the post-transplantation performance. Three size classes were defined thirty days before transplantation: Class 1 (8 cm – 14 cm and 1 cm – 5 cm for *Senecio subulatus* and *Schinus polygama* respectively), Class 2 (17 cm – 23 cm and 8 cm – 12 cm), and Class 3 (26 cm – 32 cm and 15 cm – 19 cm). Twelve saplings of each class were selected for each species, distributed in four parcels on the site. The saplings were watered only at planting. The aim of the study was to determine the optimal size class in terms of growth and survival, measured on a two-week basis during the first four months after transplantation (November 2022 – March 2023). In addition, the shoot to root ratios (V/R) of the saplings of each size class, both longitudinal (LVR) and biomass (PVR), were analyzed in laboratory. The available information suggests that, in arid regions, the best post-transplantation performances correspond to saplings with low values of height and V/R. A parametric analysis of the variables V/R, growth and survival was conducted. As a complement, non-parametric analysis were conducted for survival. In the case of *Senecio subulatus* saplings, no significant differences were found in V/R, growth and survival, between the initial size classes: no plant growth, and very low or no survival (ranging from 0% for Class 1 to 15% for Class 3). The obtained V/R values were also approximately the same for all the size classes. The particularly high temperature of the summer when the study was conducted may have caused the water and heat stress which led to the outcomes obtained. The *Schinus polygama* size classes showed differences in the V/R values, whereas the size class did not appreciably influence growth. The results for survival were inconsistent: the parametric analysis showed differences between the three size classes, while no difference was observed in the non-parametric analysis. The PVR variable for Classes 2 and 3 (1.62 ± 0.21 and 2.11 ± 0.21) was noticeably higher than that for Class 1 (0.96 ± 0.21). This is consistent with the survival percentage, which reached medium values in Class 1 (58.33%) and high values in Classes 2 and 3 (81.82 y 76.92%). The parametric analysis revealed that survival in Class 2, which corresponds to saplings with the highest V/R values, was considerably higher than that in Classes 1 and 3. The results showed that this species may constitute an exception among the angiosperm species in arid regions regarding the V/R ratios. According to studies on *Schinus* genus, the resins present in the aerial organs may provide drought resistance, which would justify the results obtained. The use of *Senecio subulatus* in revegetation of areas with insufficient water input should be avoided, or limited to microsites which favour water accumulation, or to cases where water supply is provided for. Regarding *Schinus polygama*, the optimum size of saplings to restore burned areas is 8 to 12 cm (Class 2). It is also recommended that its anatomical and physiological mechanisms of drought tolerance be investigated.

KEYWORDS: ecological restoration, arid zones, sapling size, native shrubs, sapling quality



AGRADECIMIENTOS

Considero que los logros de esta naturaleza, lejos de ser mérito exclusivo de una sola persona, son colectivos. Esta no es la excepción, y tengo la dicha de poder dejar plasmada mi gratitud a todas aquellas personas que, a veces sin saberlo, hicieron de esto algo posible.

En primer lugar, agradezco a mi familia. Mis padres, Adriana y Walter, nos inculcaron el valor de aprender desde una edad muy temprana. Mis hermanos, Franco y Diego, me fueron abriendo camino a lo largo de las distintas etapas educativas. Agradezco por la comprensión durante las épocas de estudio arduo, los consejos en momentos de incertidumbre, y los ánimos cuando la Facultad parecía sobrepasarme. A mi abuela María y mi nona Matilde que, por su parte, celebraron cada examen aprobado, y más de una vez dedicaron una oración a la hora de rendir una materia. A Myriam, que tantas veces me acompañó con un café para distenderme del estudio. A mis tías, Cris, Ale y Clau, mi prima hermana (más hermana que prima) Ashlén, y a mis mascotas Laika y Lilo, por estar literalmente a mi lado durante tantas horas de estudio.

En segundo lugar, a mis amistades, dentro y fuera de la Facultad. En especial, agradezco a Meli y Vale, por su cercana compañía desde hace más de 12 años y por haberse ofrecido a participar de las mediciones en campo, un 26 de diciembre en condiciones no muy amenas. A Gonza, Viky y Karen, por el inmenso apoyo emocional en el último trecho de la carrera, cuando la motivación propia no abundaba. A mis grupos de la Facultad (que estaremos celebrando cada recibida con igual entusiasmo), del Colegio y de confirmación, por el interés sobre mis avances y atenderme en los momentos de frustración. A Feli y Maika, por haber sido familia en el extranjero.

A mis Directora y Codirectora, Pitu y Emi, por recibirme como tesista y guiarme a lo largo del proceso de elaboración de la Tesis. A los integrantes de la Comisión Evaluadora, Carmen, Pablo y Sofía, cuyas observaciones enriquecieron en gran medida la calidad de este trabajo. A Sumá Nativas, por la oportunidad brindada para realizar mi investigación, y a los más de 30 voluntarios y voluntarias que participaron en la plantación. Al Vivero Rústica y a la Cátedra de Fisiología Vegetal, por facilitarme el espacio y los recursos para realizar algunas determinaciones. A todas las personas que me acompañaron durante las mediciones y visitaron el sitio: Adri, Walter, Franco, Romi, Pitu, Emi, Ale, Clau, Vale, Meli, Javi y Simón.

A la educación pública, que me formó desde hace 20 años, a la Universidad Nacional de Cuyo y a la Facultad de Ciencias Agrarias, por ser mi casa de estudio. A los y las docentes que hicieron de la carrera un proceso más ameno: Laura Mitjans, por recibirme en mi primera Concurrencia y hacer de ella una hermosa experiencia; Eugenia Martínez, por la excelente predisposición y el asesoramiento estadístico durante los análisis de datos; Julieta D'Amario, por el acompañamiento brindado desde la Comisión de Tesis; Peter Thomas y Leandro Mastrantonio, por posibilitar el viaje que enriqueció mi formación; y Andrea Benedetto y Martín Pérez, por la comprensión ante las circunstancias excepcionales durante el cursado de su materia.

Simplemente, gracias.



ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. Introducción	1
1.1. Marco teórico	1
1.1.1. Impactos ecosistémicos de los incendios	1
1.1.2. Restauración de ecosistemas	2
1.1.3. Calidad del plantín	4
1.1.4. <i>Senecio subulatus</i>	5
1.1.5. <i>Schinus polygama</i>	7
1.2. Fundamentación	9
1.3. Objetivos generales y específicos	10
1.4. Hipótesis	11
1.5. Predicciones	11
1.6. Alcance	11
2. Materiales y métodos	11
2.1. Ensayos de campo	11
2.1.1. Descripción del sitio	11
2.1.2. Producción y selección de los plantines	14
2.1.3. Plantación	15
2.1.4. Mediciones en campo	20
2.2. Ensayos de laboratorio	23
2.2.1. Selección de los plantines	23
2.2.2. Mediciones en laboratorio	23
2.3. Análisis en gabinete	25
2.3.1. Análisis de las mediciones de campo	25
2.3.1.1. Crecimiento	25
2.3.1.2. Supervivencia	27
2.3.2. Análisis de las mediciones de laboratorio	27
Resultados	28
3.1. Resultados de campo	28
3.1.1. Crecimiento	28
3.1.1.1. <i>Senecio subulatus</i>	28
3.1.1.2. <i>Schinus polygama</i>	28
3.1.2. Supervivencia	29
3.1.2.1. <i>Senecio subulatus</i>	29
3.1.2.2. <i>Schinus polygama</i>	31
3.2. Resultados de laboratorio	32



3.2.1. <i>Senecio subulatus</i>	32
3.2.2. <i>Schinus polygama</i>	33
4. Discusión de resultados	35
5. Conclusiones y recomendaciones	38
6. Bibliografía	39
7. Anexos	45
7.1. Descripción del sitio	45
7.1.1. Geomorfología	45
7.1.2. Edafología	46
7.1.3. Vegetación	47
7.2. Diseño original de la plantación	47
7.3. Modelos estadísticos probados para las variables de campo	48
7.3.1. Crecimiento	48
7.3.1.1. Crecimiento relativo	48
7.3.1.2. Crecimiento mensual	48
7.3.2. Supervivencia	49
7.4. Selección de modelos estadísticos para las variables de campo	50
7.4.1. Crecimiento relativo	50
7.4.1.1. <i>Senecio subulatus</i>	50
7.4.1.2. <i>Schinus polygama</i>	52
7.4.2. Crecimiento mensual	55
7.4.2.1. <i>Senecio subulatus</i>	55
7.4.2.2. <i>Schinus polygama</i>	56
7.4.3. Análisis paramétrico de supervivencia	58
7.4.3.1. <i>Senecio subulatus</i>	58
7.4.3.2. <i>Schinus polygama</i>	61
7.5. Selección de análisis estadísticos para las variables de laboratorio	63

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 - Temperaturas medias, mínimas y máximas mensuales en la región de estudio. ..	13
Tabla 2 - Categorización de los plantines de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> según la longitud del eje caulinar, 30 días antes de la plantación.	15
Tabla 3 - Recategorización de los plantines de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> según la longitud del eje caulinar registrada en campo el 2/12/2022 y distribución en parcelas.	18
Tabla 4 - Fechas de las mediciones y eventos relevantes del ensayo sobre los individuos de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas, expresadas como “número de días transcurridos desde la plantación”.	20



Tabla 5 - Valores promedio de crecimiento relativo (variación de altura relativizada a la altura inicial, a lo largo de las mediciones) y mensual (calculado como la diferencia entre altura final y inicial escalada a 30 días) $\pm$ error medio estándar, de ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> trasplantados a campo, mediante análisis paramétricos con MLM. Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). “n”= número de unidades de observación.	28
Tabla 6 - Valores promedio de crecimiento relativo (variación de altura relativizada a la altura inicial, a lo largo de las mediciones) y mensual (calculado como la diferencia entre altura final y inicial escalada a 30 días) $\pm$ error medio estándar, de ejemplares de <i>Schinus polygama</i> trasplantados a campo, mediante análisis paramétricos con MLM. Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). “n”= número de unidades de observación.	29
Tabla 7 - Valores promedio de supervivencia de <i>Senecio subulatus</i> según la clase de tamaño. Análisis paramétrico mediante MLGM con distribución binomial, $\pm$ es error medio estándar. Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). “n”= número de unidades de observación. Análisis no paramétrico mediante Log Rank.	29
Tabla 8 - Valores promedio de supervivencia de <i>Schinus polygama</i> según la clase de tamaño. Análisis paramétrico mediante MLGM con distribución binomial, $\pm$ es error medio estándar. Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). “n”= número de unidades de observación. Análisis no paramétrico mediante Log Rank.	31
Tabla 9 - Características de los modelos estadísticos probados para el análisis de crecimiento relativo de ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas.	48
Tabla 10 - Características de los MLM probados para el análisis de crecimiento mensual de ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas.	49
Tabla 11 - Características de los MLGM de distribución binomial probados para el análisis paramétrico de supervivencia de <i>Senecio subulatus</i> y <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas.	49
Tabla 12 - Comparación de los modelos de crecimiento relativo probados para ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.	50
Tabla 13 - Comparación de los modelos de crecimiento relativo probados para ejemplares de <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.	52
Tabla 14 - Comparación de los modelos de crecimiento mensual probados para ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.	55
Tabla 15 - Comparación de los modelos de crecimiento mensual probados para ejemplares de <i>Schinus polygama</i> trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.	56
Tabla 16 - Comparación de los MLGM probados en el análisis paramétrico de supervivencia, para ejemplares de <i>Senecio subulatus</i> trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita	



corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado.
Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher. 58

Tabla 17 - Comparación de los MLGM probados en el análisis paramétrico de supervivencia, para ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado.
Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher. 61

Tabla 18 - Análisis estadísticos realizados sobre las variables de laboratorio LVR y PVR determinadas sobre ejemplares de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*, en base al cumplimiento de supuestos. 64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Ejemplar adulto de *Senecio subulatus*. 6

Figura 2 - Ejemplar adulto de *Schinus polygama*. 7

Figura 3 - Ubicación del sitio delimitado para la plantación de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*. 12

Figura 4 - Ubicación del sitio de plantación (señalizado con un pin verde), dentro de la cuenca del Río Mendoza. 14

Figura 5 - Ubicación efectiva de las parcelas de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* en el sitio de plantación. 17

Figura 6 - Precintos etiquetados utilizados para identificar los plantines (ejemplar de *Schinus polygama*). 18

Figura 7 - Taza de captación de agua y riego de implantación en un ejemplar de *Schinus polygama*. 19

Figura 8 - Protección de plantines de *Schinus polygama* con mallas metálicas. 20

Figura 9 - Ápice de *Senecio subulatus*. 22

Figura 10 - Clavo instalado a la altura del primer nudo y medición con cinta métrica (ejemplar de *Schinus polygama*). 22

Figura 11 - Deformación de raíces de *Senecio subulatus* por confinamiento en maceta. 24

Figura 12 - Separación de raíces y órganos aéreos para el secado a estufa. 25

Figura 13 - Geomorfología regional del sitio de plantación (señalizado con un pin de color verde). 46

Figura 14 - Diseño original de distribución de plantines en el sitio de plantación. 47

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Curva de supervivencia de *Senecio subulatus* para las clases de tamaño 1, 2 y 3. 30

Gráfico 2 - Curva de supervivencia de *Schinus polygama* para las clases de tamaño 1, 2 y 3. 32

Gráfico 3 - ADEVA sobre PVR y LVR entre clases de tamaño de *Senecio subulatus* (media $\pm$ error estándar, comparación de medias con el estadístico LSD de Fisher). 33

Gráfico 4 - ADEVA sobre PVR y MLGM sobre LVR entre clases de tamaño de *Schinus polygama* (media $\pm$ error estándar, comparación de medias con el estadístico LSD de Fisher). 34



Gráfico 5 - ADEVA de longitud y biomasa radical entre clases de tamaño de <i>Schinus polygama</i> (media $\pm$ error estándar, comparación de medias con el estadístico DGC).	34
Gráfico 6 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 3 (<i>Senecio subulatus</i>).	51
Gráfico 7 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 4 (<i>Senecio subulatus</i>).	51
Gráfico 8 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 1 (<i>Schinus polygama</i>).	53
Gráfico 9 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 2 (<i>Schinus polygama</i>).	53
Gráfico 10 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 3 (<i>Schinus polygama</i>).	54
Gráfico 11 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 4 (<i>Schinus polygama</i>).	54
Gráfico 12 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 1 (<i>Senecio subulatus</i>).	55
Gráfico 13 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 1 (<i>Schinus polygama</i>).	57
Gráfico 14 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 2 (<i>Schinus polygama</i>).	58
Gráfico 15 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 2 (<i>Senecio subulatus</i>).	59
Gráfico 16 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 3 (<i>Senecio subulatus</i>).	60
Gráfico 17 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 4 (<i>Senecio subulatus</i>).	60
Gráfico 18 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 1 (<i>Schinus polygama</i>).	61
Gráfico 19 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 2 (<i>Schinus polygama</i>).	62
Gráfico 20 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 3 (<i>Schinus polygama</i>).	62
Gráfico 21 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 4 (<i>Schinus polygama</i>).	63
Gráfico 22 - Crecimiento relativo de plantines de <i>Senecio subulatus</i> a lo largo de las mediciones, en función de la clase de tamaño.	65
Gráfico 23 - Crecimiento relativo de plantines de <i>Schinus polygama</i> a lo largo de las mediciones, en función de la clase de tamaño.	66



SIGLAS Y ACRÓNIMOS

cm	centímetros
CONICET	Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
E.E.	Error estándar
ha	hectáreas
ind	individuos
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
LVR	Relación longitudinal vástago/raíz
m	metros
MLM	Modelos Lineales Mixtos
MLGM	Modelos Lineales Generalizados y Mixtos
mm	milímetros
msnm	metros sobre el nivel del mar
NDVI	Índice de vegetación de diferencia normalizada
ONG	Organización no gubernamental
PVR	Relación de peso seco vástago/raíz
SIG	Sistemas de información geográfica
TL₅₀	Tiempo letal 50
V/R	Relación vástago/raíz

1. Introducción

1.1. **Marco teórico**

1.1.1. Impactos ecosistémicos de los incendios

Desde tiempos antiguos, los incendios han figurado entre los principales disturbios de la provincia biogeográfica del Monte (Villagra et al., 2009). A su vez se producen a partir de igniciones, ya sean de origen natural o antrópico (Landi, 2018), siendo las primeras las responsables del 95% de los incendios forestales (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021). Este tipo de disturbios provoca una serie de impactos negativos en algunos ecosistemas, tanto en los componentes abióticos y bióticos como así también en sus interacciones. Como resultado de la severidad del incendio y de otros parámetros, pueden afectarse también los servicios ecosistémicos que el ambiente en su estado natural era capaz de ofrecer, tales como la provisión de hábitat y el ciclado de nutrientes (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2025). En cuanto a los factores abióticos, se ha registrado que los suelos afectados por el fuego son especialmente vulnerables a la erosión (Barufaldi y Barzola Elizagaray, 2017; Martínez Carretero, 1983), lo que puede derivar en desequilibrios en el ecosistema. Por otra parte, se ha demostrado que la presencia de vegetación de forma previa a la ignición reduce la erosión edáfica de manera sustancial (Martínez Carretero, 1983). En relación con el efecto de los incendios sobre los componentes bióticos, numerosos estudios han indagado al respecto (Lloret y Vila, 2003; Bran et al., 2007; Kunst et al., 2003). En particular, los impactos ocasionados en la vegetación son variables según las especies y tipos biológicos. De modo general, se ha descubierto que aquellos grupos taxonómicos que carecen de mecanismos de regeneración post-fuego suelen sufrir los efectos más severos (Lloret y Vila, 2003). Otras especies que se regeneran a partir del rebrote presentan una recuperación variable, que depende de factores como la localización y el grado de protección de sus meristemas (Bran et al., 2007). Además, algunos aspectos que condicionan la inflamabilidad incluyen la composición química de las especies, tales como la presencia de aceites y resinas y el contenido de taninos (Kunst et al., 2003).

En arbustos y especies leñosas, el meristema apical del tallo y los meristemas laterales están expuestos de manera directa a la acción del fuego, característica que condiciona la eficiencia de la regeneración vegetativa de este tipo de vegetación (Kunst et al., 2003). En ecosistemas áridos, donde los arbustos y pastos constituyen los tipos biológicos de mayor importancia, se han registrado afectaciones del estrato arbustivo a causa del fuego. Entre los impactos identificados, se ha documentado la reducción de la cobertura arbustiva en el piedemonte mendocino (Martínez Carretero, 1983) y en áreas del Monte austral (Bran et al., 2007), mientras que en el Bosque Serrano de la provincia de Córdoba los incendios provocan la reducción de la riqueza de especies arbustivas, entre ellas algunas del género *Schinus* (Verzino et al., 2005). Por otra parte, en 1983, Martínez Carretero catalogó los incendios como eventos comunes en la precordillera de Mendoza. En el mismo estudio se expresó que la destrucción de la cobertura vegetal, al oeste de las áreas urbana y cultivada, aumenta las posibilidades de desastres provocados por las lluvias intensas.

A nivel de paisaje, los incendios poseen la capacidad de modelar los patrones de distribución, composición y estructura de la vegetación en distintas escalas espacio-temporales (Landi, 2018). Esto puede implicar cambios en las unidades de vegetación de un sitio afectado por el fuego. En Mendoza, se han registrado alteraciones en la composición florística y la fisonomía en algunos sitios de la Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina), así como también la pérdida de especies vegetales (Dalmasso et al., 1999), en especial leñosas, posiblemente debido a una baja resistencia a la ignición (Martínez Carretero, 1983). En caso de existir una recuperación natural del sistema luego de un incendio, el restablecimiento de la vegetación por este medio puede ser considerablemente

largo, en función de la resistencia y resiliencia del ecosistema (Dalmasso, 2010). En la Reserva de Ñacuñán, Mendoza, se documentó una recuperación de la vegetación de sitios incendiados a valores semejantes a sitios testigo luego de 26 años desde la ignición (Barufaldi y Barzola Elizagaray, 2017). De acuerdo con Landi (2018), resulta relevante un restablecimiento de la fisonomía original de la vegetación post-incendio, asociada a la funcionalidad ecológica que presentaba el sistema en su estado previo al fuego.

1.1.2. Restauración ecológica

En muchas ocasiones se desea recuperar la funcionalidad y provisión de servicios de ecosistemas que han sufrido algún disturbio¹. Una herramienta adecuada para ello es la restauración ecológica, proceso que consiste en asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. El objetivo de la restauración ecológica es llevar el ecosistema degradado a una trayectoria de recuperación que posibilite su adaptación a los cambios locales y globales, al igual que permita la persistencia y evolución de las especies presentes. Para ello se desarrollan modelos de referencia, que de manera óptima logran describir la condición aproximada en la que estaría el sitio disturbado si no hubiese ocurrido la degradación, la cual no siempre coincide con el estado histórico (Gann et al., 2019). La condición de restauración se adquiere cuando el ecosistema contiene recursos bióticos y abióticos tales como para continuar con su desarrollo de forma autosuficiente (Society for ecological restoration [SER], 2004). Esta estrategia forma parte del continuo de actividades recuperativas, y, dentro de ellas, es la que aspira al mayor grado de recuperación de los ecosistemas (Gann et al., 2019).

En relación con las funciones o procesos, estos son los atributos dinámicos de los ecosistemas, y constituyen las bases de su mantenimiento. Algunos de ellos se originan de forma externa y generan estrés en la biota del sitio, motivo por el cual se denominan “estresores”. Si su ocurrencia es periódica, se favorece la persistencia de las especies adaptadas y, de esta forma, mantienen la integridad de los ecosistemas. Otros procesos, como los incendios, provocan impactos más severos que los de un estresor común, y se los denomina “alteraciones” o “perturbaciones” (SER, 2004). En tales casos, la falta de adaptaciones de la biota local restringe la resiliencia y resistencia del ecosistema ante su ocurrencia, con lo cual se precisa asistencia en pos de su recuperación.

Dentro de la restauración ecológica existen diferentes estrategias para asistir al proceso de recuperación del ecosistema. De modo general, se clasifican en “restauración pasiva” y “restauración activa”, en función del nivel de intervención de las actividades implementadas, las cuales no son excluyentes entre sí. La restauración ecológica pasiva, también conocida como “regeneración natural controlada” busca recuperar los ecosistemas mediante la eliminación de las causas de la degradación durante el periodo necesario para que el ecosistema se recupere por sí mismo (Mola et al., 2018; Busso y Pérez, 2018). Esta estrategia presenta grandes dificultades o incluso imposibilidad de éxito cuando el estado inicial del ecosistema implica una ausencia de vegetación (tal como puede suceder luego de un incendio), suelos profundamente disturbados, o bien cuando los periodos de tiempo para que se recupere el ecosistema son extremadamente largos. Algunos estudios han concluido que la regeneración natural de ambientes severamente degradados por sí misma no es suficiente para recuperar el ecosistema (Busso y Pérez, 2018).

Por otra parte, en la restauración activa los ecosistemas son intervenidos y manipulados de forma directa, mediante acciones diseñadas para su recuperación (Mola et al., 2018). Esta metodología también es conocida como “regeneración asistida” o “reconstrucción” (Gann et al., 2019). Una técnica de restauración activa utilizada con frecuencia es la “revegetación” con especies nativas, que, a su vez, suele realizarse mediante siembra directa o plantación

¹Eventos no planeados que afectan la estructura y función de los ecosistemas (Barrera-Cataño y Valdés-López, 2007).

(Chichizola et al., 2018; Stapleton et al., 2024). La revegetación por plantación es una de las técnicas de restauración de ecosistemas más utilizadas, y busca restablecer la composición local de especies vegetales que se encontraban en el sitio de forma previa al disturbio (Padilla et al., 2009). Trabajar con plantines de especies leñosas permite generar una mayor diversidad estructural y de composición, para así alcanzar estadíos maduros de sucesión en un menor periodo de tiempo (Dalmaso, 2010). Por estos motivos, se la considera una técnica clave para restaurar sitios degradados (Beider et al., 2013).

En zonas áridas la restauración ecológica presenta especial relevancia, debido a que puede contribuir a controlar los efectos de la desertificación (Busso y Pérez, 2018). Además, en este tipo de ambientes los procesos erosivos provocan grandes impactos en el suelo, con lo cual el efecto protector que brinda la vegetación adquiere una gran importancia. Dentro de la cobertura vegetal, los arbustos juegan un rol fundamental en la iniciación de procesos de recomposición de áreas degradadas, ya que actúan como sumideros de agua, nutrientes y otros recursos (Beider et al., 2013). Por otra parte, en el Monte muchos arbustos actúan como “plantas nodrizas”, ya que propician condiciones favorables para la supervivencia y crecimiento de otras especies ubicadas bajo sus copas (Fernández, 2020).

A nivel global y regional, se ha registrado que la revegetación con especies nativas en ambientes áridos se ha llevado a cabo principalmente por siembra directa y por plantación (Busso y Pérez, 2018; Pérez et al., 2019). La primera técnica presenta ventajas para proyectos a gran escala debido a sus menores costos por hectárea (Pérez et al., 2019). Esto puede ser beneficioso en zonas áridas, debido a las grandes extensiones que suele cubrir este tipo de ambientes. Por su parte, la plantación se prefiere para iniciativas de restauración a pequeña escala y con un mayor presupuesto disponible (Stapleton et al., 2024), ya que requiere inversiones significativas en términos de tiempo, esfuerzo y presupuesto, en especial en grandes superficies a restaurar. En la diagonal árida Argentina la plantación ha sido la estrategia más tradicional y reconocida de restauración activa (Dalmaso, 2010; Busso y Pérez, 2018). A su vez, antecedentes regionales reflejaron mayores tasas de supervivencia de los individuos plantados, en comparación con la siembra directa. En relación con este punto, estudios desarrollados en el Monte Austral acusaron tasas medias de establecimiento de arbustos entre 4,31 y 22,31% por siembra directa, en comparación con valores de entre 84 y 91% por plantación (Pérez et al., 2019).

Por otra parte, el éxito de la restauración ecológica en zonas áridas suele verse obstaculizado por una serie de factores bióticos, abióticos y económicos típicos de este tipo de sistemas (Stapleton et al., 2024). Dentro de las variables ambientales, las condiciones de sequía y los suelos pobres en nutrientes propios de ambientes áridos suponen grandes dificultades para el establecimiento de los plantines. En consecuencia, el momento de trasplante, así como también las técnicas utilizadas (tamaño de plantín, régimen de riegos, entre otras) son aspectos clave de interés para maximizar el éxito de la restauración en este tipo de sistemas. Por ejemplo, experiencias llevadas a cabo en el Monte austral han registrado que el éxito de supervivencia de numerosas especies es mayor cuando las fechas de trasplante se definen en función de las épocas de precipitación. Sin embargo, es importante mencionar que la predicción de estos eventos no siempre es factible, con lo cual deben preverse riegos periódicos en caso de que las precipitaciones hayan sido sobreestimadas (Busso y Pérez, 2018; Beider et al., 2013).

Además de la estrategia de restauración elegida, debe atenderse a la adecuada selección de las especies (Gann et al., 2019). Resulta imprescindible propagar especies nativas del sitio para asegurar su adaptación a las condiciones locales, así como también elegir especies de distintas etapas sucesionales del sistema a restaurar (Marczuk, 2022). Sin embargo, se ha demostrado que la selección de especies arbustivas características de estadíos intermedios de sucesión ecológica presenta mayores tasas de supervivencia, en comparación con las especies de estadíos tardíos de sucesión (Padilla et al., 2009). Por

otra parte, debe realizarse un seguimiento del ecosistema luego de las acciones implementadas. Algunos parámetros que pueden utilizarse como indicadores bióticos de éxito en proyectos de revegetación a corto plazo son el crecimiento (con frecuencia evaluado mediante altura y dimensiones de la copa) y la tasa de supervivencia de los plantines implantados (Mola et al., 2018; Dalmaso y Martínez Carretero, 2013).

Cabe destacar que el montaje de experimentos en el marco de la restauración ecológica es una actividad de suma importancia, ya que los resultados obtenidos pueden ser replicados o considerados en áreas que presenten las mismas problemáticas. Las áreas disturbadas, en proceso o no de restablecimiento, constituyen escenarios óptimos para validar hipótesis sobre restauración ecológica, sucesiones y ensamblaje de comunidades, y permiten responder preguntas de investigación. Por este motivo, estas oportunidades deben ser aprovechadas en la medida de lo posible para la formulación de experimentos (Barrera-Cataño y Valdés-López, 2007).

1.1.3. Calidad del plantín

En iniciativas de revegetación por plantación, la adecuada selección de las especies no garantiza por sí sola el éxito de los resultados. La mortalidad de los plantines y el rendimiento desfavorable de los mismos en términos de crecimiento están con frecuencia asociados a una baja calidad del stock de ejemplares, con lo cual esta variable constituye uno de los principales factores que afectan el éxito del trasplante (De Luca et al., 2021; Villar-Salvador et al., 2009; Haase, 2007; Andivia et al., 2017; Villar-Salvador, 2003; Pérez et al., 2019). La calidad del plantín puede ser definida como la capacidad de supervivencia y crecimiento del plantín luego del trasplante, en un ambiente determinado (Villar-Salvador et al., 2009). En este sentido, identificar qué propiedades de los plantines se asocian a la mayor supervivencia y crecimiento de los mismos en un ambiente específico, y cómo alcanzarlas durante el cultivo en vivero, conforman herramientas útiles para las actividades de restauración.

Diversos estudios han probado que la calidad del plantín está influenciada por características intrínsecas del individuo (genéticas, sanitarias, morfológicas y fisiológicas) (Villar-Salvador, 2003) junto con las condiciones y cuidados del plantín durante su crecimiento (Grossnickle y MacDonald, 2018). Sin embargo, otros factores de carácter estocástico también determinan el rendimiento post-trasplante, como es el caso de las condiciones meteorológicas y ambientales. Por este motivo no es posible predecir los rendimientos reales de los plantines una vez ocurrido el trasplante, en términos de crecimiento y supervivencia (Villar-Salvador et al., 2009).

Históricamente se han discutido numerosos atributos para la definición de la calidad del plantín (Grossnickle y MacDonald, 2018). Los mismos se dividen en dos grandes grupos: atributos morfológicos y fisiológicos (Haase, 2007; Grossnickle y Macdonald, 2018), los cuales están íntimamente relacionados entre sí. De acuerdo con otra categorización existente, estos dos tipos de atributos se denominan conjuntamente “atributos materiales”, de forma paralela a los “atributos de rendimiento”. Estos últimos consisten en la evaluación de respuestas fisiológicas en condiciones ambientales específicas, frecuentemente determinados mediante el potencial de crecimiento radicular y la resistencia a heladas (Villar-Salvador et al., 2009). Por su parte, los atributos morfológicos refieren a la forma o estructura de un organismo, e incluyen características como la estructura, color y apariencia de la planta. Estos parámetros pueden ser evaluados mediante mediciones sencillas, lo cual contribuye a su practicidad. Asimismo, se dividen en atributos cualitativos y cuantitativos (Haase, 2007; Villar-Salvador, 2003; Villar-Salvador et al., 2009). Los atributos de tipo cualitativo incluyen la presencia de daños o heridas en las plantas, deformaciones radicales y tallos múltiples, entre otros (Villar-Salvador, 2003). Por su parte, algunos de los parámetros morfológicos cuantitativos utilizados con mayor frecuencia son la altura del eje

caulinar y las masas aérea y radical (Villar-Salvador, 2003; Villar-Salvador et al., 2009). En relación con este último punto, debido a que el contenido hídrico en los tejidos puede variar en grandes magnitudes, el peso seco es aceptado como una medida más consistente (Haase, 2007).

A partir de los atributos morfológicos se han desarrollado numerosos índices, siendo uno de los más comunes el cociente entre vástago y raíz (en adelante, “V/R”), el cual puede calcularse en base al peso de los órganos aéreos y radicales, como así también a partir de las medidas longitudinales (Villar-Salvador et al., 2009; Haase, 2007). Este y otros antecedentes (Lloret et al., 1999) concluyen que existe una correlación positiva entre la supervivencia y crecimiento de los plantines en campo, y su tamaño y relación V/R iniciales. Sin embargo, en el caso de las angiospermas, esta relación positiva disminuye con la aridez: cuando el agua es el factor limitante, valores bajos de V/R se consideran favorables, debido a que se asocian a una mayor capacidad del plantín para mantenerse hidratado (Villar-Salvador et al., 2009; Villar-Salvador, 2003). Este comportamiento también es respaldado por Grossnickle (2018), según el cual las plántulas con sistemas de brotes más pequeños o menores relaciones V/R están mejor adaptadas a condiciones ambientales potencialmente limitantes (por ejemplo, suelos secos y alta demanda de evaporación). Por otra parte, experiencias en plantaciones de especies arbustivas, llevadas a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria de Chubut, perteneciente al INTA, muestran que este comportamiento solo es esperable en escenarios climáticos extremadamente adversos, para los cuales las plantas más pequeñas ofrecen mayor resistencia. El mismo estudio sugiere que, si las condiciones no son extremadamente limitantes, se esperan mejores resultados de supervivencia y crecimiento por parte de plantas de mayor tamaño. Esto se debe a que mayores valores de biomasa aérea implican una capacidad productiva más elevada, acorde a una mayor superficie foliar, que facilitan el desarrollo radical (Beider, 2012).

Más allá de su practicidad, la capacidad predictiva de los atributos morfológicos es limitada, debido a que no reflejan plenamente el estado fisiológico del plantín, el cual juega asimismo un rol importante en el establecimiento del ejemplar en campo (Villar-Salvador et al., 2009). Si bien se sugiere que para determinar la calidad de los plantines es necesaria una combinación de parámetros morfológicos y fisiológicos (Grossnickle y Macdonald, 2018; Villar-Salvador et al., 2009), los parámetros morfológicos constituyen un buen punto de partida para investigaciones en esta temática, debido a la accesibilidad de su medición y evaluación. Numerosos estudios sobre calidad de plantín han sido llevados a cabo con especies propias de regiones húmedas-templadas boreales, los cuales demostraron que el tamaño del plantín presenta una buena capacidad predictiva del éxito post-trasplante (Oliet et al., 2009). Sin embargo, existe poca información recolectada con especies nativas de otros biomas (Villar-Salvador et al., 2009). En particular, no se han abordado estudios al respecto en el Monte, sobre especies arbustivas nativas de interés para restauración.

1.1.4. Senecio subulatus

Existen especies vegetales nativas del Monte que se destacan por su capacidad de colonización. *Senecio subulatus* D. Don ex Hook. & Arn. “romerillo” (en adelante, “*Senecio subulatus*”, [Figura 1](#)) es una de ellas. Es una especie perenne, perteneciente a la familia Asteraceae (Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur, 2025), de hábito subarbusivo (Fernández, 2020). Asimismo, cuenta con tres variedades: *subulatus*, *salsus*, y *erectus*. Las variedades *subulatus* y *erectus* Hook. & Arn. son endémicas de Argentina, con distribución en las provincias de Buenos Aires, Catamarca, Chubut, Jujuy, La Pampa, La Rioja, Mendoza, Neuquén, Río Negro, Salta (solo var. *erectus*), San Juan, San Luis y Tucumán (solo var. *subulatus*). Altitudinalmente se distribuyen hasta los 1.500 msnm (var. *erectus*), desde 1.000 hasta 1.300 msnm (var. *subulatus*) y entre los 2.500 y 4.000 msnm (var. *salsus*) (Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur, 2025).

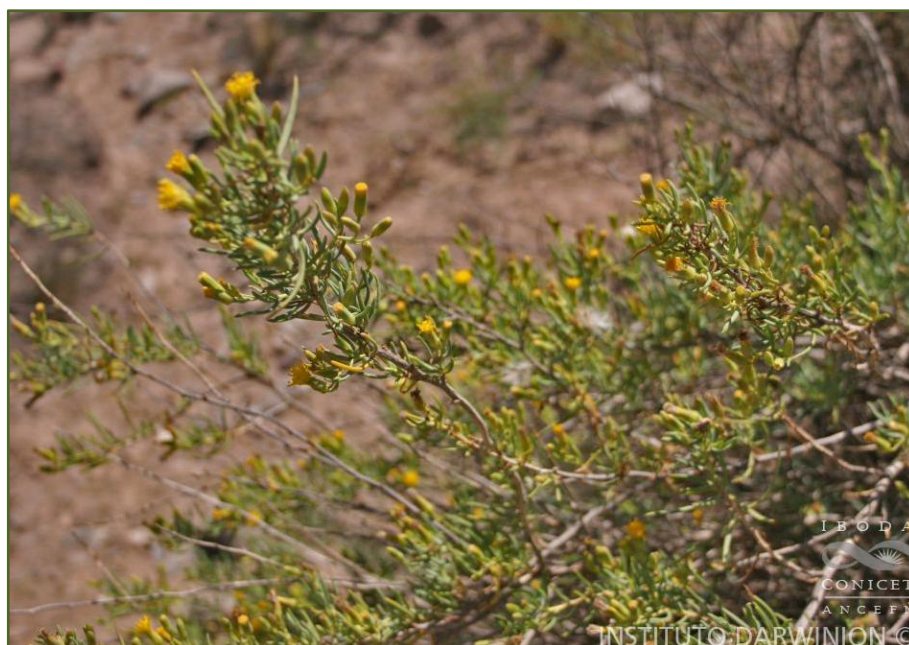


Figura 1 - Ejemplar adulto de *Senecio subulatus*.

Fuente: Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur (2025).

Las semillas de esta especie no requieren tratamientos pre-germinativos (Fernández et al., 2015; Pérez et al., 2019). Este aspecto implica una ventaja al mediano plazo, ya que, en eventuales esfuerzos de revegetación, los individuos adultos aportan material para el establecimiento de nuevas plántulas en el sitio, lo cual puede incrementar el potencial biológico del ecosistema (Beider et al., 2013). Además, es una especie no palatable, tóxica para el ganado (Prina et al., 2015). Estos y otros atributos permiten que *Senecio subulatus* logre repoblar en forma natural áreas degradadas, con lo cual se la considera una especie colonizadora de ambientes disturbados (Castro et al., 2013; Fernández et al., 2015; Fernández, 2020).

Por otra parte, en zonas áridas de Argentina, la revegetación con especies de la familia Asteraceae ha sido utilizada con excelentes resultados (Busso y Pérez, 2018). Inclusive se han registrado resultados favorables en iniciativas de revegetación con *Senecio subulatus* var. *subulatus*, en el Monte austral neuquino luego de 11 meses del trasplante, con una supervivencia media del 84%, sensiblemente mayor que el 4,41% de supervivencia alcanzado por la revegetación mediante siembra directa (Pérez et al., 2019). En nuestro medio, este arbusto ha sido experimentado en procesos de revegetación de sitios áridos alterados por actividad petrolera, habiendo demostrado un buen comportamiento de establecimiento. Otro aspecto a su favor es la duración relativamente corta de su periodo juvenil, ya que entra en estado adulto a partir de un año desde su plantación (Dalmasso y Martínez Carretero, 2013).

Una experiencia llevada a cabo por Dalmasso (2010) sobre revegetación en locaciones petroleras al sur de Mendoza, detalló que *Senecio subulatus* var. *erectus* fue una de las dos especies que presentó mayor diámetro en la plantación de verano, de un total de diez especies seleccionadas. Luego, en un estudio similar realizado en 2013, Dalmasso y Martínez Carretero observaron que 4 años después de la revegetación del sitio, los individuos trasplantados de esta especie superaron el diámetro de copa y la altura de las plantas testigo. Sin embargo, no todas las iniciativas de restauración con esta especie muestran congruencia en el éxito de trasplante. Pérez (2013) obtuvo resultados desfavorables con *Senecio subulatus* var. *subulatus*, luego del trasplante de plantines en una cantera abandonada, ya que el porcentaje de supervivencia fue del 14% (Pérez, 2013).

La dispersión observada en los resultados obtenidos en cada ensayo podría deberse a las condiciones ambientales, al origen del material vegetal utilizado o al manejo post-trasplante.

En este sentido, es importante mencionar que las respuestas ecofisiológicas de la especie presentan una gran influencia en el éxito de trasplante. Se ha registrado que una condición de estrés hídrico severo (dado por la reposición del riego luego del 85% de disminución del contenido hídrico edáfico) reduce la expansión foliar y producción de materia seca de plantines de *Senecio subulatus*. Por este motivo, en proyectos de revegetación con esta especie deberían considerarse sus respuestas fisiológicas al contenido hídrico en el suelo (Fernández et al., 2015; Fernández, 2020). Al respecto, Fernández (2015) observó que el 30% de los individuos de esta especie no sobreviven a un estrés hídrico del 25% de la capacidad de campo. Sin embargo, los ejemplares sobrevivientes no detuvieron su crecimiento en altura, lo que parece indicar un principio de rusticación a la sequía.

Por otra parte, se han registrado resultados favorables de revegetación con congéneres. *Senecio filaginoides* ha sido utilizada en estudios de revegetación debido a su carácter de colonizadora, dado por su elevada tasa de crecimiento y abundante producción de semillas, las cuales carecen de restricciones para su germinación. Se han registrado buenos porcentajes de establecimiento individuos en campo en Trelew (Ciano, 2013), así como también porcentajes medios y elevados de supervivencia (50 - 85%) en iniciativas llevadas a cabo en Chubut y Neuquén (Beider et al., 2013; Dalmasso y Martínez Carretero, 2013; Nittmann et al., 2009).

1.1.5. *Schinus polygama*

Schinus polygama (Cav.) Cabrera “molle” (Figura 2), es una especie nativa perenne de hábito arbustivo o arbóreo, perteneciente a la familia Anacardiaceae. Su distribución en la Argentina está restringida a la provincia de Mendoza, mientras que en Chile presenta una extensa distribución. Es importante mencionar que, de acuerdo con estudios ecológicos llevados a cabo en la región, es probable que su distribución incluya eventualmente otras provincias argentinas vecinas, con hábitats similares (Fabbroni y Zapater Cano, 2021). Altitudinalmente, se ha registrado hasta 3.200 msnm (Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur, 2025).



Figura 2 - Ejemplar adulto de *Schinus polygama*.

Fuente: Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur (2025).

Es importante mencionar que, de acuerdo con una investigación exhaustiva elaborada por

Fabbroni y Zapater Cano (2021), históricamente han existido en Argentina grandes confusiones sobre la identificación y taxonomía de *Schinus polygama*, en relación con otras especies espinoscentes emparentadas, a saber: *S. pilifera* I. M. Johnston, *S. longifolia* (Lindl.) Speg., *S. praecox* (Griseb.) Speg. (Barkley (1944, 1957), *S. fasciculata* (Griseb.) I. M. Johnston, *S. johnstonii* F.A. Barkley y *S. marchandii* F.A. Barkley.. El evento disparador de estas ambigüedades ocurrió en 1938, y consistió en la incorporación de algunos taxones a la sinonimia de la especie, los cuales en la actualidad son aceptados como taxones independientes. Por este motivo, debe considerarse que la información citada en esta sección puede contar con errores de identificación taxonómica.

Schinus polygama es un arbusto forrajero, con el cual se han llevado a cabo numerosas experiencias y ensayos en el marco de la restauración ecológica. Su supervivencia post-trasplante ha sido estudiada, entre otros, por el vivero de especies de zonas áridas de la Estación Experimental Agropecuaria de Chubut, perteneciente al INTA². Los ensayos realizados en el marco de esta institución arrojaron resultados favorables, con una supervivencia del 75-95% de los plantines. Cabe destacar que, debido a su carácter de especie forrajera, se recomienda la exclusión mediante clausuras individuales o colectivas, en pos de la protección de los plantines (Buono et al., 2013).

En relación con la supervivencia post-fuego, se ha registrado que luego de un incendio en el piedemonte mendocino, esta es una de las especies leñosas que rebrota del cuello (Martínez Carretero, 1983), lo cual le confiere una ventaja para recuperar la cobertura vegetal de sitios quemados. Por otro lado, un estudio de caso realizado en las cercanías de Puerto Madryn², en la región del Monte, señaló que esta especie presentó mayor cobertura en sitios quemados previamente en dos ocasiones (10 y 4 años anteriores al estudio), con respecto a los sitios testigo. Estos resultados fueron opuestos al patrón de cobertura del resto de las especies arbustivas del sitio, que fueron significativamente mayores en las áreas testigo (Defossé et al., 2003).

Más allá de su respuesta natural al fuego, se ha evaluado también el comportamiento de *Schinus polygama* en experiencias de restauración activa en sitios previamente incendiados. Otro estudio realizado en Chile es consistente con estos resultados. El análisis llevado a cabo, sobre restauración ecológica activa mediante siembra y plantación, demostró que *Schinus polygama* presentó un 50% de supervivencia post-trasplante en sitios incendiados con parches abiertos y de matorrales bajos, luego de dos años de la ocurrencia del incendio. Este valor superó la tasa de supervivencia en sitios testigo, lo cual puede explicarse por un mayor contenido de nutrientes y luz en el sitio quemado, junto con una menor competencia con el estrato herbáceo, causada por la merma de cobertura vegetal. En relación con el ensayo de siembra, esta especie registró muy bajas tasas de germinación (Muñoz Santibáñez, 2016), lo cual indica que para ella debe preferirse la técnica de plantación directa.

Dentro del género *Schinus* también existen otras especies arbustivas que se han utilizado en iniciativas de restauración ecológica. En locaciones petroleras de las provincias de Chubut y Neuquén, el trasplante de individuos de *Schinus johnstonii* arrojó resultados de supervivencia mayores al 75% (Beider et al., 2018; Becker et al., 2013). Este resultado es consistente con otro estudio realizado con esta especie, sobre trasplante de plantines en una cantera de extracción de áridos abandonada, que obtuvo el mismo porcentaje de éxito de supervivencia (Pérez, 2013). En vistas de los antecedentes generados para *Schinus polygama*, se la considera una especie promisoría para la recuperación de ecosistemas post-fuego.

² El lector debe considerar que eventualmente han existido errores en la identificación de la especie, tal como se mencionó en la presente sección. Para mayor información, consultar el artículo "Novedades en el género *Schinus* (Anacardiaceae): delimitación de *Schinus polygama* y descripción de una nueva especie, *Schinus talampaya*" (Fabbroni y Zapater Cano, 2021).

1.2. Fundamentación

Se ha reportado que la superficie afectada por incendios en la provincia de Mendoza durante el periodo 2020-2023 fue de 205.947 ha. Esto posicionó a Mendoza como la quinta provincia de Argentina más afectada por incendios en ese periodo. Cabe destacar que a partir de 2021 se observa una tendencia creciente en la superficie afectada: en 2021 se reportaron 19.006 hectáreas quemadas, cifra que se incrementó a 45.038 ha en 2022 y alcanzó su máximo en 2023, con 108.198 ha. Este último valor representa más del doble respecto al año anterior, y un aumento superior al 500% en comparación con el 2021 (Subsecretaría de Ambiente de la República Argentina, 2024).

A su vez, en una ocasión previa al periodo mencionado, el oeste mendocino ha resultado especialmente perjudicado por el paso del fuego: solo a causa de un incendio ocurrido en julio de 2019 fueron afectadas 15.000 ha de vegetación de la Cordillera en Mendoza, de las cuales 7.038 ha de la Cuenca del Río Mendoza resultaron degradadas. El incendio, de origen antrópico, fue propagado por las condiciones climáticas locales, dadas por el viento zonda (Marczuk et al., 2021; Marczuk, 2022; Unidiversidad, 2019). Este evento afectó una gran diversidad de servicios ecosistémicos en la zona, a saber: provisión de agua para consumo humano, riego y generación de energía, refugio de biodiversidad, atractivo turístico y motivo de recreación. Asimismo, la superficie afectada radica en el área de riego más importante del oeste argentino, a partir de la cual se abastece a una población de un millón de habitantes (Frete, 2023).

A partir de esta problemática surgió en 2020 “Sumá Nativas” en la localidad de Potrerillos, Luján de Cuyo, Mendoza (Toller et al., 2021; Marczuk, 2022). La propuesta consiste en un proyecto participativo de restauración ecológica de la Cuenca Alta del Río Mendoza. El equipo estaba integrado inicialmente por miembros del CONICET, Universidad Nacional de Cuyo y Fundación CRICYT, y financiado por la Cervecería y Maltería Quilmes, a través de la ONG internacional *The Nature Conservancy* (Marczuk, 2022). Además, en 2020 se desarrolló el Fondo de Agua del Río Mendoza, en articulación con el sector público y el privado, el cual ha realizado inversiones en iniciativas de seguridad hídrica en Mendoza, como es el caso de Sumá Nativas (Badaloni, 2024).

Sus principales objetivos se orientan a restaurar el área incendiada mediante acciones tendientes a favorecer la recuperación de la vegetación nativa, evitar la pérdida de suelo y fortalecer las capacidades de la comunidad local para contribuir a la conservación de estos ecosistemas (Marczuk et al., 2021; Toller et al., 2021; Marczuk, 2022). La estrategia en desarrollo adoptada por la agrupación articula diversos actores a través de los siguientes ejes: (1) Restauración e investigación, (2) Participación comunitaria con perspectiva de género y fortalecimiento de capacidades locales, (3) Construcción de un vivero comunitario en Las Vegas, Potrerillos, Mendoza.

El primer eje mencionado contempla la evaluación de la vegetación afectada por el incendio y del ecosistema de referencia, la colecta de semillas con germoplasma local, y la investigación durante el proceso de producción de plantines para revegetación, entre otros (Toller et al., 2021). En este contexto surgió la presente tesis de investigación. Por otra parte, dentro del mismo eje temático se procedió a priorizar sitios para una restauración activa. Para ello se trabajó con índices de vegetación, considerando asimismo la factibilidad de restauración activa, el grado de recuperación natural, el área de influencia de la red de caminos y la propiedad de las tierras (Rubio et al., 2021). El plan de restauración ecológica resultante fue publicado por Marczuk (2022), y detalla no solo la priorización de sitios, sino también las estrategias de restauración más adecuadas para cada uno de ellos.

En los sitios priorizados para restauración ecológica activa, un aspecto a considerar es la selección de las especies y, dentro de ellas, de los individuos que se espera que generen mayor éxito de restauración. En otras palabras, es de vital importancia seleccionar aquellos

plantines que presenten mayor potencial de supervivencia y crecimiento post-trasplante, aspectos vinculados al tamaño inicial de los mismos, con el objetivo de acelerar la recuperación de la cobertura vegetal. En relación con este punto, luego del mencionado incendio se llevó a cabo un relevamiento de los sitios afectados, para diagnosticar el estado de la situación e identificar necesidades prioritarias de restauración para ciertas especies o estratos. El relevamiento integró tareas de campo y relevamiento fotogramétrico con drones. Los resultados indicaron una reducción significativa de la cobertura vegetal total por el paso del fuego: la cobertura en zonas incendiadas fue del 51%, en comparación con un 76% en los sitios testigos. Dentro de los distintos estratos de vegetación resultaron más afectados los arbustos, que manifestaron una reducción del 39% de cobertura en las laderas sur y de un 30% en laderas norte, junto con las cactáceas (Marczuk et al., 2021). Esto indica que las estrategias de restauración deberían enfocarse en recuperar el estrato arbustivo.

Senecio subulatus “romerillo” y *Schinus polygama* “molle” son especies nativas del Monte que presentan rápido crecimiento, pertenecientes a los estratos subarbustivo y arbustivo, respectivamente. Numerosos estudios y ensayos sugieren a su vez que estas especies resultan promotoras para la restauración activa de zonas incendiadas del piedemonte (ver secciones [1.1.4.](#) y [1.1.5.](#)). Sin embargo, poco se ha indagado en la calidad de los plantines de zonas áridas (Villar-Salvador et al., 2009) y, en particular, no existen antecedentes sobre estos grupos taxonómicos.

Generar conocimiento sobre esta temática permitiría maximizar las posibilidades de supervivencia de estas especies en iniciativas de restauración. Por otro lado, facilitaría la optimización del tiempo de viverización de los plantines en instalaciones de propagación. Estos aspectos resultan relevantes debido al costo asociado al cuidado de los plantines, así como también en virtud del riesgo de pérdidas de ejemplares por eventuales plagas. Debido a la practicidad de su determinación, los atributos morfológicos de calidad del plantín (tales como longitud del eje caulinar y el cociente V/R previos al trasplante) constituyen un buen punto de partida para lograr este propósito.

En este contexto se desprende la presente investigación. En el marco del proyecto Sumá Nativas, habiendo identificado la necesidad de indagar en la ecofisiología del trasplante, se busca determinar el tamaño óptimo inicial de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*, con el propósito de maximizar el éxito de la restauración ecológica activa en sitios incendiados de Las Vegas, Mendoza.

1.3. Objetivos generales y específicos

Objetivo general: determinar la clase de tamaño óptimo de trasplante, en términos de mayor supervivencia y crecimiento post-trasplante, de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* para restauración activa de sitios incendiados en Las Vegas, Mendoza.

Objetivos específicos:

1. Evaluar en laboratorio la relación vástago/raíz de distintas clases de tamaño de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*.
2. Evaluar la supervivencia post-trasplante de distintas clases de tamaño de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*.
3. Evaluar el crecimiento post-trasplante de distintas clases de tamaño de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*.

4. Comparar los resultados de supervivencia y crecimiento post-trasplante de distintas clases de tamaño de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*, para identificar la clase de tamaño con mejor desempeño en campo de cada especie.

1.4. Hipótesis

En zonas áridas las plantas con brotes más pequeños y menor relación vástago/raíz están adaptadas a sobrevivir en condiciones de estrés hídrico, ya que presentan mayor capacidad para mantener la hidratación, y por ello ofrecen mayor resistencia ante las condiciones extremadamente adversas del entorno.

1.5. Predicciones

- ❖ Los plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* de menor longitud caulinar presentarán menores relaciones vástago/raíz.
- ❖ Los plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* de menor longitud caulinar presentarán mayores valores de supervivencia, en comparación con las otras clases de tamaño.
- ❖ Los plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* de menor longitud caulinar presentarán mayores valores de crecimiento, en comparación con las otras clases de tamaño.

1.6. Alcance

El alcance de esta tesis de investigación fue acotado a los atributos morfológicos de calidad del plantín, debido a la practicidad y accesibilidad de su evaluación, en contraste con los atributos fisiológicos mencionados en el inciso [1.1.3.](#), que si bien están estrechamente relacionados, exceden los recursos y objetivos del presente trabajo.

2. Materiales y métodos

2.1. Ensayos de campo

2.1.1. Descripción del sitio

La zona impactada por el incendio de julio de 2019 se encuentra en los ambientes áridos de montaña de Potrerillos y Las Carreras, provincia de Mendoza, entre los 1.700 y 2.800 msnm. El área se ubica alrededor de 45 km al Oeste de la Ciudad de Mendoza (Marczuk, 2022).

Desde una escala local, el sitio de plantación corresponde a una superficie de 0,43 ha situada en las inmediaciones de las localidades de Las Vegas (3 km hacia el suroeste) y Valle del Sol (1,5 km hacia el sureste), distrito Potrerillos, departamento de Luján de Cuyo. (69°28' O, 33°03' S). La accesibilidad al sitio está facilitada por su cercanía a la Ruta Provincial 89, ubicada a tan solo 200 m de distancia ([Figura 3](#)). A su vez, se emplaza en los espacios intermontanos ubicados entre los macizos antiguos de Cordillera Frontal (al oeste, denominado "Cordón del Plata") y Precordillera (al este).

La distribución altitudinal del sitio se encuentra entre los 1.968 y 1.990 msnm. La pendiente se extiende en sentido sureste-noroeste, y su valor promedio es del 10,5%³, aproximadamente. Sin embargo, a una menor escala se identifican grandes variaciones de la microtopografía del sitio.

³ Valor obtenido a partir de un Modelo Digital de Elevaciones de 12 m de resolución espacial.

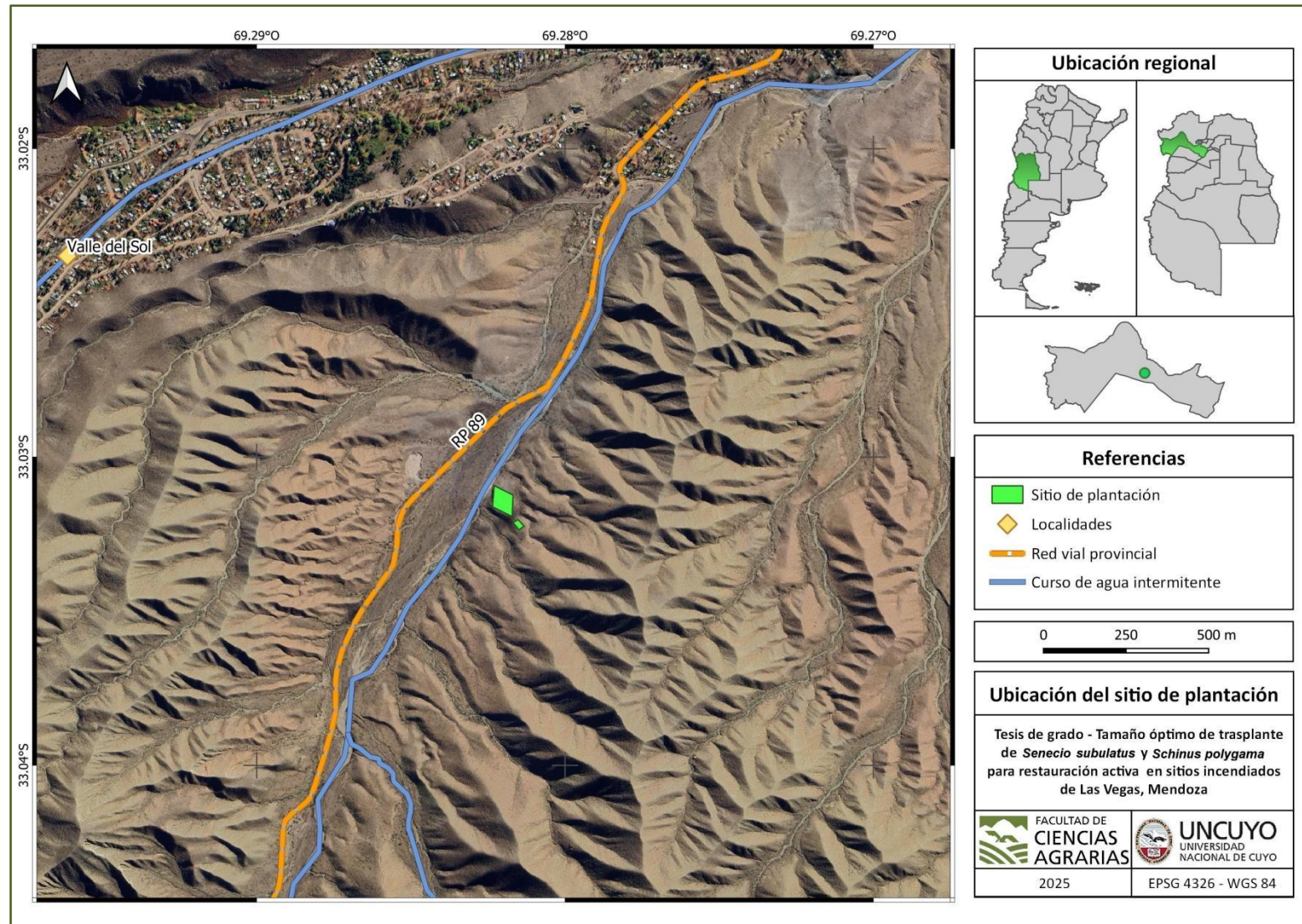


Figura 3 - Ubicación del sitio delimitado para la plantación de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*.

Elaborado con QGIS 3.16



La elección del sitio se realizó en concordancia con las áreas prioritarias determinadas en el Plan de restauración ecológica, elaborado por Marczuk (2022), para las áreas degradadas por el incendio en la cuenca del Río Mendoza. El estudio consideró como criterios e indicadores la pendiente, los cauces de agua, la recuperación de la vegetación (expresada en términos de NDVI), la accesibilidad y los usos del suelo. La metodología utilizada siguió lineamientos de Evaluación Multicriterio, elaborada con SIG.

Debido a que no se cuenta con estaciones meteorológicas en las inmediaciones del sitio de estudio, la descripción climática se realiza en base a otras fuentes de información. El clima en la zona de la depresión de Potrerillos, ubicada aproximadamente a 7 km del sitio de plantación, es templado-frío semiárido. De acuerdo con la clasificación climática de Köppen-Geiger, el sitio se encuentra en la frontera climática existente entre el territorio bajo clima polar de tundra (al oeste) y bajo clima seco desértico. Las temperaturas del sitio se describen en la [Tabla 1](#).

Tabla 1 - Temperaturas medias, mínimas y máximas mensuales en la región de estudio.

Mes	Depresión de Potrerillos Temperaturas medias mensuales	Departamento de Luján de Cuyo	
		Temperaturas mínimas diarias medias	Temperaturas máximas diarias medias
Enero	21°C	15°C	30°C
Julio	5,7°C	3°C	15°C

Fuente: Departamento de Luján de Cuyo (2016); Municipalidad de Luján de Cuyo, (2022).

Las precipitaciones en la región oscilan entre los 401 y los 500 mm anuales (Luján de Cuyo, 2022), y están distribuidas según un régimen estival, que solo permite el crecimiento de hierbas y arbustos. Sin embargo, las precipitaciones níveas ocurren entre marzo y octubre, y acumulan 500 mm anuales en los picos más elevados (Departamento de Luján de Cuyo, 2016). Esta información resulta sumamente relevante en iniciativas de revegetación en zonas áridas, debido a que es necesario planificar la plantación de forma estratégica para anticipar la temporada de precipitaciones.

En relación con la hidrología, el sitio de plantación se ubica en la cuenca del Río Blanco, perteneciente a la cuenca alta del Río Mendoza (Frete, 2023; Departamento General de Irrigación, 2016), 3 km al norte de la línea divisoria de aguas que marca el límite con la cuenca del Río Tunuyán ([Figura 4](#)). La cuenca alta del Río Mendoza incluye las zonas de captación o recolección de alta montaña, donde se encuentran importantes cerros como el Aconcagua, Tupungato y Penitentes. La gran mayoría de las elevaciones de esta cuenca son de vital importancia para el acopio de la nieve anual (Departamento General de Irrigación, 2016). A una menor escala, el sitio se ubica sobre una planicie que se alza por sobre un curso de agua intermitente ([Figura 3](#)).



Figura 4 - Ubicación del sitio de plantación (señalizado con un pin verde), dentro de la cuenca del Río Mendoza.

Fuente: Departamento General de Irrigación (2016).

De acuerdo con el mapa de vegetación de la provincia de Mendoza (Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, 2022), el sitio se ubica en la provincia fitogeográfica del Monte, perteneciente al dominio Chaqueño, región Neotropical, en las inmediaciones de la zona de transición con las provincias Andina y Prepuneña, pertenecientes al dominio Andino Patagónico. A su vez, se extiende sobre un complejo edáfico conformado en su mayoría por afloramientos rocosos, en los cuales existe ausencia del desarrollo de un perfil edáfico. (INTA, 2023).

Para un mayor nivel de detalle de los aspectos geomorfológicos, edafológicos y biogeográficos de la descripción del sitio, consultar el [Anexo 7.1.](#)

2.1.2. Producción y selección de los plantines

En vistas de la restauración activa del sitio incendiado se trabajó junto con los pobladores locales para la producción de los plantines. Para ello, entre los meses de diciembre y abril se colectaron frutos de 22 especies nativas ubicadas en los alrededores del sitio degradado, entre ellas *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*. La selección de las especies priorizó el valor para los fines de restauración, de acuerdo con estudios previos sobre la vegetación afectada y testigo (Dalmasso et al., 2021). Para ambas especies, las semillas no fueron sometidas a ningún tipo de tratamiento previo a su germinación. La viverización de los plantines se desarrolló durante 7 meses en el Vivero de Montaña Rústica, ubicado en Las Vegas, aproximadamente a 4 km del sitio de plantación. Los plantines producidos en el vivero fueron situados en macetas plásticas de tipo manga, de 21 cm de alto y 7 cm de diámetro, con orificios de drenaje. El sustrato utilizado fue de textura franco-arenosa, enriquecido con un 10% de compost, y el régimen de riego fue a demanda.

A partir del lote de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* producidos en el invernáculo del vivero, se procedió a seleccionar ejemplares de distintos tamaños para cada especie. La medición inicial y determinación de las clases de tamaño se llevó a cabo a mediados de octubre (17/10/2022), aproximadamente 30 días antes de la fecha planeada para el trasplante. La fecha fue determinada con antelación a fin de separar los plantines destinados al ensayo, para su posterior rusticación durante el mes previo a la plantación.

Luego de una serie de mediciones exploratorias de la longitud del eje caulinar, se establecieron tres categorías de tamaños (dados por la longitud del eje caulinar) para cada especie: 1 (pequeño), 2 (mediano) y 3 (grande), tomando como base la altura del primer

nudo. Las categorías fueron determinadas con un margen de 3 cm entre sí, correspondiente al 10 y 16% de las medidas máximas de los individuos seleccionados para *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* respectivamente. El detalle de las medidas se presenta en la [Tabla 2](#).

Tabla 2 - Categorización de los plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* según la longitud del eje caulinar, 30 días antes de la plantación.

Especie	Clase	Longitud del eje caulinar desde el primer nudo (cm)
<i>Senecio subulatus</i>	1	8-14
	2	17-23
	3	26-32
<i>Schinus polygama</i>	1	1-5
	2	8-12
	3	15-19

En la misma fecha (30 días antes del trasplante) se seleccionaron 12 plantines de cada categoría para ambas especies, es decir, 36 plantines por especie, y se registró en ellos la longitud del eje caulinar para su posterior seguimiento a lo largo del ensayo en campo. Los ejemplares seleccionados fueron rotulados con etiquetas de papel, aplicadas sobre las macetas, para su identificación a lo largo de la temporada. Luego, el stock seleccionado de plantines fue rusticado en el predio del Vivero, durante el mes previo a la plantación. La rusticación consistió en situar a los plantines a la intemperie, y reducir la frecuencia de los riegos de forma paulatina, a fin de incrementar la resistencia al estrés hídrico y minimizar el shock de trasplante.

2.1.3. Plantación

La distribución de los individuos en el área a restaurar se planificó originalmente de acuerdo con un diseño de bloques completos al azar, cuyo detalle está disponible en el [Anexo 7.2](#). Se determinó ubicar a los individuos en parcelas a fin de absorber la variabilidad causada por la microtopografía del sitio, identificada como la mayor fuente de variabilidad externa al ensayo. La densidad de plantación fue de 300 individuos/ha, en concordancia con lo propuesto por el Plan de Restauración Ecológica elaborado para los sitios afectados por este incendio (Marczuk, 2022). Este valor de densidad de plantación implica una separación de aproximadamente 6 m entre individuos. En relación con este punto, debido a que el evento de plantación planificado por Sumá Nativas incluyó también la revegetación con plantines de *Grindelia chilensis* (melosa) y *Ephedra multiflora* (pingo pingo), los bloques diagramados en el marco de la presente tesis fueron ubicados de forma alternada, a fin de dejar terreno disponible para la plantación de las otras especies mencionadas. Esto puede observarse en la [Figura 5](#), donde se aprecian espacios en blanco entre las parcelas de romerillo (*Senecio subulatus*) y molle (*Schinus polygama*).

La actividad de plantación se llevó a cabo en el marco del proyecto Sumá Nativas, los días 19 y 20 de noviembre de 2022. Para su realización fueron convocados alrededor de 30 voluntarios y voluntarias, pertenecientes en su mayoría a la comunidad estudiantil de la Universidad Nacional de Cuyo. La fecha se determinó de forma estratégica para anticipar la temporada estival de lluvias, de forma tal que las precipitaciones favorecieran el establecimiento de los plantines. Otros motivos para realizar plantaciones en primavera, en la zona de Potrerillos, radican en que en esta época inicia la etapa de crecimiento



vegetativo, y que las temperaturas no alcanzan sus valores máximos (Álvarez et al., 2021). Es importante mencionar que, debido a la logística ocurrida durante la plantación, condicionada por la participación de voluntarios y voluntarias y la limitación del tiempo, el diseño de experimentación resultante presentó diferencias con aquel planificado originalmente ([Anexo 7.2.](#)). La ubicación efectiva de las parcelas se detalla en la [Figura 5](#):

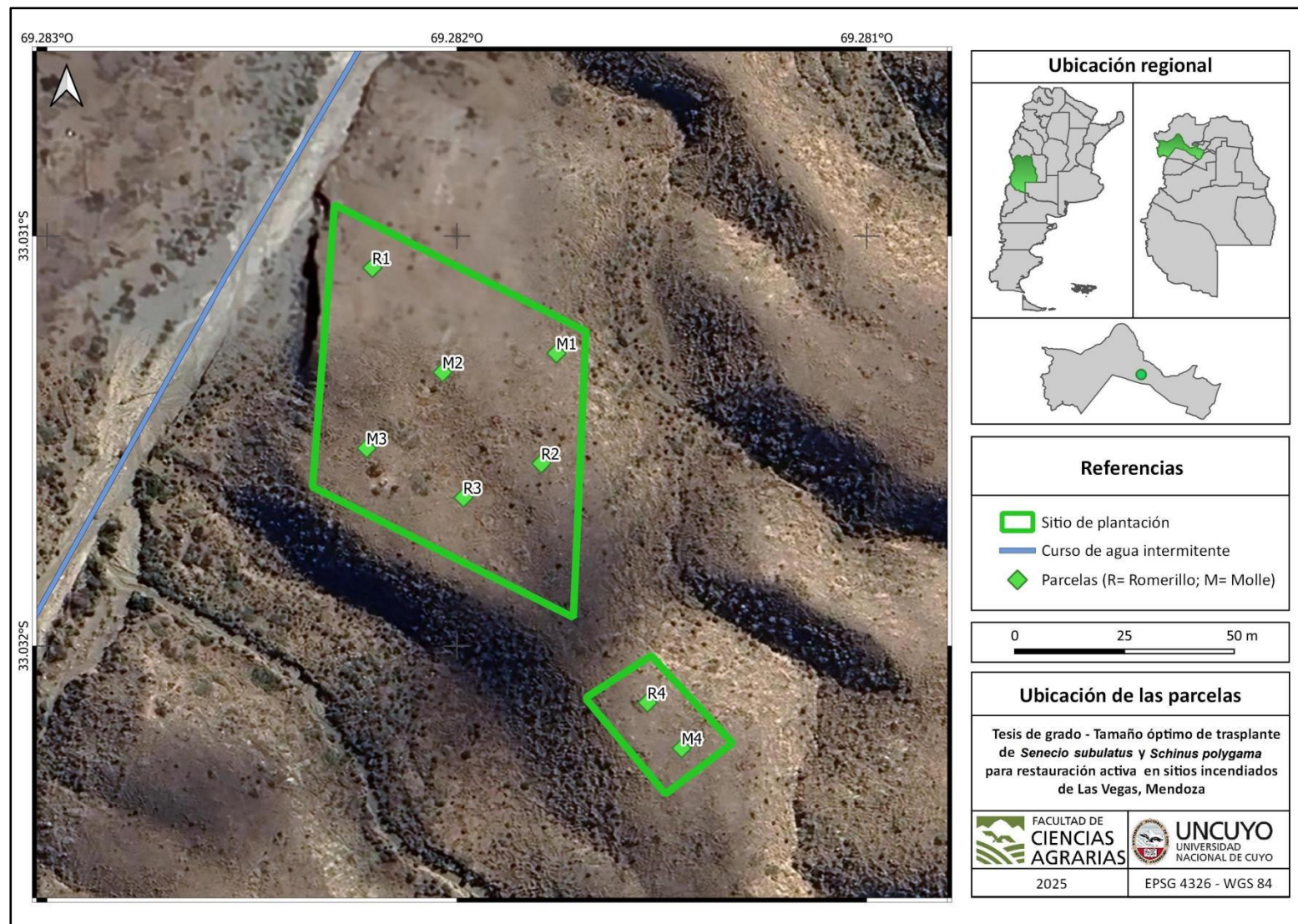


Figura 5 - Ubicación efectiva de las parcelas de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* en el sitio de plantación.

Elaborado con QGIS 3.16

Por otra parte, durante la plantación se instalaron precintos con etiquetas numeradas en los plantines ([Figura 6](#)), a fin de asegurar su identificación individual a lo largo de la temporada. Esto permitió que, luego de la plantación, pudiese registrarse la ubicación resultante de los plantines en el sitio, para la posterior recategorización de las clases de tamaño de los ejemplares trasplantados.



Figura 6 - Precintos etiquetados utilizados para identificar los plantines (ejemplar de *Schinus polygama*).

Imagen capturada en el marco de las mediciones, el día 8/1/2023.

Para la recategorización se realizó un análisis estadístico de conglomerados mediante K-medias, con el software InfoStat (Di Renzo et al., 2020). Para ello, el día 2/12/2022 se instalaron clavos junto a la base de cada planta, a la altura del primer nudo de cada individuo ([Figura 10](#)), a fin de evitar imprecisiones derivadas de los cambios en el nivel del suelo a la hora de determinar la longitud caulinar. A partir de los valores medidos en este evento, se clasificó el conjunto de ejemplares de cada especie en 3 categorías de longitud. Las clases resultantes se presentan en la [Tabla 3](#).

Tabla 3 - Recategorización de los plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* según la longitud del eje caulinar registrada en campo el 2/12/2022 y distribución en parcelas.

Clase	Longitud del eje caulinar desde el primer nudo (cm)	Cantidad de ejemplares por parcela				
Senecio subulatus		R1	R2	R3	R4	Total
1	5 - 13	4	2	1	1	8
2	16 - 24	2	3	4	5	14

Clase	Longitud del eje caulinar desde el primer nudo (cm)	Cantidad de ejemplares por parcela				
3	27 - 43	3	4	3	3	13
<i>Schinus polygama</i>		M1	M2	M3	M4	Total
1	5,5 - 11	4	3	3	2	12
2	12,5 - 18	2	3	2	4	11
3	20,5 - 26	3	3	4	3	13

Para descompactar el suelo en el lugar de plantación se realizaron hoyos de aproximadamente 30 cm de diámetro y de profundidad con palas, picos y barretas, a modo de tazas de captación de agua de lluvia (Figura 7). Para cada plantín se mantuvo el pan de tierra original, y el espacio sobrante fue rellenado con el sustrato del sitio. Seguidamente, se realizó un riego de implantación a todos los individuos de ambas especies, con 5 litros de agua corriente.



Figura 7 - Taza de captación de agua y riego de implantación en un ejemplar de *Schinus polygama*.

Imagen capturada en el marco de la plantación, el día 18/11/2022.

Por otra parte, todos los individuos de *Schinus polygama* fueron protegidos con mallas metálicas (Figura 8), debido a su carácter de palatabilidad, para evitar daños de ramoneo producidos por la fauna presente en el sitio.



Figura 8 - Protección de plantines de *Schinus polygama* con mallas metálicas.

Imagen capturada en el marco de las mediciones, el día 5/3/2023.

2.1.4. Mediciones en campo

Luego del trasplante se realizaron mediciones sucesivas de supervivencia y de longitud del eje caulinar, expresada en centímetros, en los plantines vivos. El estado de vida fue dado por la presencia de ramas u hojas verdes, en concordancia con el criterio de Becker et al. (2013), y a partir de esta información se realizó el análisis de supervivencia. El periodo aproximado entre mediciones fue de 14 días, de acuerdo con lo propuesto por Bonvissuto y Busso (2013). La fecha de la última medición coincide con el final de la temporada de lluvias, 4 meses después del trasplante, de acuerdo con Nittmann et al. (2009). Las fechas exactas de medición se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 4 - Fechas de las mediciones y eventos relevantes del ensayo sobre los individuos de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas, expresadas como "número de días transcurridos desde la plantación".

Fecha	Medición - Evento	Días transcurridos desde la plantación
18/11/2022	1 - Plantación de individuos de ambas especies; colocación de mallas a los ejemplares de <i>Schinus polygama</i> (para evitar ramoneo por su carácter de palatables)	0
2/12/2022	2 - Instalación de clavos a la altura del primer nudo, medición de eje caulinar y determinación de supervivencia; recategorización de los plantines en base a la longitud del eje caulinar.	14



Fecha	Medición - Evento	Días transcurridos desde la plantación
13/12/2022	3 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	25
26/12/2022	4 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	38
8/1/2023	5 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	51
22/1/2023	6 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	65
5/2/2023	7 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	79
20/2/2023	8 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia	94
5/3/2023	9 - Medición de eje caulinar y determinación de supervivencia. Fin del ensayo.	107

Las mediciones de longitud fueron consideradas entre el primer nudo de la planta al momento de la instalación de los clavos y el ápice caulinar más elevado. Es importante mencionar que en el caso de *Senecio subulatus*, el ápice caulinar se encuentra cubierto por hojas, con lo cual se dificulta la identificación exacta del meristema apical y, por consiguiente, la precisión de la medida tomada ([Figura 9](#)). Por este motivo, en algunos casos las mediciones indicaron una reducción de la longitud del eje caulinar, lo cual carece de sentido biológico y deriva de errores metodológicos a la hora de haber definido la altura del eje caulinar. En estas situaciones, se optó por asignar valores nulos de crecimiento.



Figura 9 - Ápice de *Senecio subulatus*.

Imagen capturada en el marco de las mediciones en campo, el día 22/01/2023.

El instrumental utilizado consistió en una cinta métrica, y se adoptó una precisión de 5 mm (Figura 10).



Figura 10 - Clavo instalado a la altura del primer nudo y medición con cinta métrica (ejemplar de *Schinus polygama*).

Imagen capturada en el marco de las mediciones, el día 8/1/2023.

De forma complementaria, se registró información cualitativa sobre el estado de los plantines a lo largo de la temporada de mediciones, en relación con síntomas de estrés de origen abiótico padecidos por los individuos (defoliación, falta de turgencia, entre otros).

2.2. Ensayos de laboratorio

2.2.1. Selección de los plantines

Las mediciones de crecimiento y supervivencia realizadas *in situ* fueron complementadas con medidas registradas en laboratorio. Para ello, luego de 20 días desde la categorización inicial de los plantines (previa al trasplante) se seleccionaron nuevos individuos a partir del stock de plantines presente en el vivero. En primera instancia se realizaron mediciones exploratorias de las plantas previamente categorizadas, a fin de conocer sus medidas actualizadas a la fecha. De esta forma, se seleccionaron 36 nuevos plantines, correspondientes a 6 por cada categoría de cada especie. Una vez en el laboratorio, los nuevos plantines recibieron un único riego, debido a que manifestaban síntomas de estrés hídrico luego de aproximadamente 14 días de rusticación.

2.2.2. Mediciones en laboratorio

Las mediciones ex situ fueron realizadas entre 3 y 5 días luego de la selección de los nuevos plantines, en el Laboratorio de la Cátedra de Fisiología Vegetal de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. En cada ejemplar se determinaron las siguientes dimensiones:

- ❖ Longitud del eje caulinar
- ❖ Longitud de la raíz
- ❖ Peso seco de órganos aéreos
- ❖ Peso seco de raíces.

Las mediciones de longitud de ejes caulinar y radical se llevaron a cabo con cinta métrica. La precisión adoptada fue de 5 mm. Luego, a partir de estas medidas se hicieron los cálculos correspondientes para obtener los siguientes índices:

- ❖ Relación longitudinal vástago/raíz (en adelante "LVR")
- ❖ Relación de peso seco vástago/raíz (en adelante "PVR")

El objetivo de estas determinaciones fue caracterizar las clases de tamaño inicial con medidas complementarias de partición de fotoasimilados que puedan justificar el desempeño obtenido en campo. Es importante mencionar que algunas raíces presentaban signos de deformación por confinamiento ([Figura 11](#)), derivadas del crecimiento en maceta. La información relativa a estos casos fue debidamente registrada en las planillas durante las mediciones.



Figura 11 - Deformación de raíces de *Senecio subulatus* por confinamiento en maceta.

Imagen capturada en el marco de las mediciones de laboratorio, el día 7/11/2022.

Las macetas se cortaron con cutter mediante una incisión vertical. Acto seguido, se desarmó el pan de tierra en seco, a fin de aislar las raíces. Debido a la granulometría predominantemente gruesa del sustrato, no fue necesario aplicar agua para la limpieza de los órganos subterráneos. Durante esta instancia, en algunos casos las raíces resultaron quebradas de forma accidental. Por este motivo, la información sobre la biomasa presenta mayor confiabilidad para el análisis, ya que ofrece una medida más robusta frente a eventuales rupturas de las raíces durante su separación.

Luego, los órganos aéreos y subterráneos de cada plantín fueron separados por el cuello de la raíz para su posterior secado en estufa durante 48 horas a 60°C hasta alcanzar valor de peso constante. Por último, se determinó el peso seco, discriminando los órganos aéreos entre hojas y eje caulinar ([Figura 12](#)), en balanza analítica con una precisión de 0,1 mg.



Figura 12 - Separación de raíces y órganos aéreos para el secado a estufa.

Imagen capturada en el marco de las mediciones de laboratorio, el día 7/11/2022.

2.3. Análisis en gabinete

Los análisis estadísticos llevados a cabo en el presente trabajo fueron realizados en su totalidad con el software InfoStat versión Estudiantil (Di Renzo et al., 2020). El alcance del análisis de los datos incluye Análisis de la Varianza, Modelos lineales Generales y Mixtos y Modelos Lineales Generalizados y Mixtos, según corresponda en función de la naturaleza y cumplimiento de supuestos de cada variable. A su vez, el propósito de los análisis es determinar la existencia o no de diferencias significativas en los valores medios de las variables evaluadas (relación V/R, crecimiento y supervivencia) entre las clases de tamaño inicial de plantín, para identificar aquella clase con mejor desempeño en campo. Es decir, no se pretende modelar los mecanismos fisiológicos subyacentes ni construir ecuaciones predictivas.

2.3.1. Análisis de las mediciones de campo

2.3.1.1. Crecimiento

Con el objetivo de identificar la existencia o no de diferencias significativas en el crecimiento postrasplante de los plantines de las distintas clases de tamaño, se determinaron dos variables al respecto.

El **crecimiento relativo** de cada clase de tamaño fue calculado como la variación de la longitud del eje caulinar de cada planta a cada fecha de medición, relativizada a la longitud inicial del periodo de mediciones, según la siguiente fórmula:

$$\text{Variación relativa de altura} = \frac{L_n - L_0}{L_0}$$

Donde:

L_n : longitud entre el primer nudo y el ápice foliar, medida el día "n", en cm.

L_0 : longitud entre el primer nudo y el ápice foliar, medida el día 2/12/2022, en cm.

A fin de incorporar el efecto del paso del tiempo, se utilizó como covariable la cantidad de días transcurridos entre la fecha de plantación (18/11/2022) y las sucesivas mediciones. Para cada individuo, identificado con una etiqueta numérica, el periodo finalizó con última

fecha de medición previa al evento de muerte. En aquellos ejemplares que sobrevivieron al periodo de estudio, se tomó como fecha final el día de la última medición (5/3/2023).

En relación con el análisis llevado a cabo para *Senecio subulatus* se asignaron valores nulos de “variación relativa de altura” en aquellos casos que arrojaban valores negativos de la mencionada variable. Tal como se mencionó en la sección [2.1.4.](#), los valores negativos de crecimiento obtenidos en este ensayo carecen de sentido biológico (al no tratarse de daños por herbivoría), y fueron derivados de errores en la metodología de medición.

Se llevó a cabo un análisis de Modelos Lineales Mixtos (Di Renzo et al., 2011), en adelante, “MLM”, que incorporan las medidas repetidas en el tiempo y la distinción entre efectos fijos y aleatorios (García y Rapelli, 2018; Correa Morales y Salazar Uribe, 2016). Para el análisis fueron probados distintos modelos (disponibles en el [Anexo 7.2.1.1.](#)), a partir de los cuales fue seleccionado aquel que presentase mejor ajuste para cada variable, en base a la comparación de los valores AIC, BIC y logLik (Di Renzo et al., 2011). Los efectos fijos consistieron en el número de días transcurridos desde la plantación, la clase de tamaño y la interacción de las dos variables mencionadas. Por otro lado, los efectos aleatorios estuvieron dados por las parcelas y por la etiqueta que identifica cada plantín como individuo. De acuerdo con Álvarez (2025), el identificador del sujeto es una variable de agrupación para efectos aleatorios, necesaria para modelar la variabilidad individual.

En el caso de *Senecio subulatus*, se optó por preferir el MLM que omite el efecto aleatorio provocado por la parcela, y que incluye corrección de heterocedasticidad con la función varIdent sobre la variable tiempo, por haber presentado mejor ajuste. Por otra parte, el modelo con efecto aleatorio de parcela y corrección de heterocedasticidad presentó mejor ajuste para *Schinus polygama*. Para mayor detalle sobre los criterios de selección de los modelos, consultar el [Anexo 7.3.1.](#)

Por otra parte, para cada clase de tamaño se calculó el **crecimiento mensual** en cm a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{Crecimiento mensual} = \frac{L_n - L_0}{n^\circ \text{ días}} \times \frac{30 \text{ días}}{\text{mes}}$$

Donde:

L_n : longitud entre el primer nudo y el ápice foliar, medida el día “n”.

n : último día en el cual el ejemplar fue registrado vivo.

L_0 : longitud entre el primer nudo y el ápice foliar, medida el día 2/12/2022, en cm.

$n^\circ \text{ días}$: cantidad de días transcurridos entre el 2/12/2022 y el día “n”.

En el caso de *Senecio subulatus* fue necesario eliminar la información relativa a un individuo para el cumplimiento de los supuestos, por tratarse de un dato aberrante. Además, para esta especie se asignaron valores nulos de “crecimiento mensual” en aquellos casos que arrojaban valores negativos de la variable. Para más información al respecto, consultar el [Anexo 7.2.1.2.](#)

A fin de poder discriminar el efecto de las parcelas como aleatorio, se optó por llevar a cabo un análisis de MLM. Para cada especie, se probaron los modelos detallados en el [Anexo 7.2.1.2.](#), cuyo efecto fijo está dado por las clases de tamaño, y efecto aleatorio dado por las parcelas. A partir de los modelos probados, se seleccionaron aquellos que presentaron mejor ajuste, a saber: sin corrección de heterocedasticidad (*Senecio subulatus*) y con corrección de heterocedasticidad mediante la función varIdent sobre la variable tiempo (*Schinus polygama*). Para mayor detalle, consultar el [Anexo 7.3.2.](#)

Las comparaciones entre las clases de tamaño fueron realizadas mediante el método LSD Fisher.

2.3.1.2. Supervivencia

A fin de determinar la existencia o no de diferencias significativas en la supervivencia de los ejemplares trasplantados en función de la clase de tamaño al momento de trasplante, se llevaron a cabo los siguientes análisis de supervivencia:

A partir del conteo de plantas vivas de cada clase de tamaño a lo largo de las sucesivas fechas de medición, se llevó a cabo un **análisis paramétrico** mediante Modelos Lineales Generalizados y Mixtos (en adelante, MLGM) con distribución de probabilidad binomial y función de enlace logit. Para ello, se determinó el número de días transcurridos entre la plantación (18/11/2022) y las mediciones como covariable, así como también el total de individuos plantados (de cada clase en cada parcela, o solo de cada clase, según cada modelo utilizado), a modo de cota superior del conteo. Los efectos fijos consistieron en el número de días transcurridos desde la plantación, la clase de tamaño y la interacción de las dos variables mencionadas, mientras que los efectos aleatorios estuvieron dados por las parcelas. El detalle de los modelos probados se presenta en el [Anexo 7.2.2](#). Las comparaciones de medias entre las clases de tamaño fueron realizadas mediante los métodos LSD Fisher (Di Renzo et al., 2020), y el modelo seleccionado fue aquel con mejor ajuste para cada especie, en base a la comparación de los valores AIC, BIC y logLik. En ambos casos se prefirieron modelos sin efectos aleatorios. El detalle al respecto se presenta en el [Anexo 7.3.3](#).

De forma paralela, se realizó un **análisis no paramétrico** a través del algoritmo de Kaplan-Meier, que permite elaborar curvas de sobrevida. A su vez, este análisis permite obtener el estadístico *Log Rank* para un nivel de significancia de 0,05 (Di Renzo et al., 2011), que identifica diferencias significativas entre los grupos a comparar (las clases de tamaño). En este caso, el análisis tuvo como unidad de observación las plantas de forma individual. Para cada una de ellas, se consideró como variable el tiempo de sobrevida, dado por el número de días transcurridos entre la plantación y la última fecha en la cual fue registrada con vida. Para aquellos ejemplares que sobrevivieron a todo el periodo de estudio, se aplicó un código dicotómico (0: planta viva; 1: planta muerta) como criterio de censura.

Por último, a fin de caracterizar la supervivencia de modo general para cada clase de tamaño, se llevó a cabo el cálculo del **porcentaje de plantas vivas** de cada clase al final del periodo de mediciones, sobre el total de individuos plantados por cada clase. En base al resultado obtenido, la supervivencia se clasificó en nula (0%); baja (<25%); media (25% < x < 75%); y alta (>75%), en concordancia con el criterio adoptado por Pérez et al. (2013).

2.3.2. Análisis de las mediciones de laboratorio

El objetivo del análisis de las mediciones de laboratorio consistió en determinar la existencia o no de diferencias significativas entre la relación V/R, dada por las variables LVR y PVR de las distintas clases de tamaño, para cada especie. A fin de determinar el análisis estadístico óptimo para el conjunto de datos existente, se realizaron pruebas de normalidad y homocedasticidad con el software InfoStat, mediante las pruebas de Shapiro Wilks y Levene respectivamente (Di Renzo et al., 2020), con un nivel de significancia de 0,05. En relación con el supuesto de independencia, al tratarse de distintos plantines, se considera su cumplimiento. El Análisis de la Varianza (en adelante, ADEVA) resultó adecuado para las variables PVR de ambas especies y la variable LVR de *Senecio subulatus*. En relación con la variable LVR de *Schinus polygama*, se optó por preferir un análisis mediante MLGM. El [Anexo 7.5](#) ofrece mayor detalle sobre los criterios de selección de análisis para cada variable de laboratorio. Las comparaciones de medias entre las clases de tamaño fueron realizadas mediante el método LSD Fisher y, eventualmente, de forma complementaria mediante el método DGC (Di Renzo et al., 2020).

3. Resultados

3.1. Resultados de campo

3.1.1. Crecimiento

3.1.1.1. *Senecio subulatus*

A continuación ([Tabla 5](#)), se presentan los resultados del análisis de crecimiento de los ejemplares de *Senecio subulatus* en función de la clase de tamaño, tanto en términos relativos como a escala mensual.

Tabla 5 - Crecimiento de ejemplares de *Senecio subulatus* trasplantados a campo según la clase de tamaño. Análisis paramétricos con MLM. En la segunda columna: media $\pm$ E. E. del crecimiento relativo (variación de altura relativizada a la altura inicial, a lo largo de las mediciones). En la tercera columna: media $\pm$ E. E. del crecimiento mensual (diferencia entre altura final e inicial escalada a 30 días). Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Clase de tamaño	Crecimiento relativo (n=70)	Crecimiento mensual en cm (n=34)	Fecha de la última medición de altura
1	0,03 $\pm$ 0,02 A	0,34 $\pm$ 0,37 A	26/12/2022*
2	0,01 $\pm$ 0,01 A	0,38 $\pm$ 0,30 A	5/3/2023
3	0,01 $\pm$ 0,01 A	0,35 $\pm$ 0,30 A	5/3/2023

* La mortalidad total de la clase fue alcanzada en la siguiente fecha de medición

Para la variable “**crecimiento relativo**”, el MLM reveló que el tamaño inicial de los individuos trasplantados no constituye efectos significativos en el crecimiento relativo de las plantas a lo largo del periodo de medición. Esto se refleja en valores muy semejantes de medias ajustadas (entre 0,01 y 0,03) de las clases de tamaño, las cuales no presentan diferencias significativas entre sí y resultan de muy baja magnitud. El [Anexo 7.6.](#) presenta la evolución del crecimiento relativo a lo largo de las mediciones, para cada clase de tamaño.

En relación con la variable “**crecimiento mensual**”, el análisis realizado arrojó resultados consistentes con aquellos obtenidos mediante la comparación de crecimiento relativo, a saber: no existen diferencias significativas entre el crecimiento mensual de las distintas clases de tamaño de *Senecio subulatus*, para un nivel de significancia de 0,05.

Por otra parte, se registró sintomatología de estrés hídrico en todos los individuos de esta especie a lo largo de las mediciones, la cual incluyó falta de turgencia, enrojecimiento foliar, senescencia y abscisión foliar.

3.1.1.2. *Schinus polygama*

La [Tabla 6](#) detalla la comparación de medias de crecimiento de *Schinus polygama* en función de las clases de tamaño inicial de los plantines, mediante análisis de crecimiento relativo y de crecimiento mensual:

Tabla 6 - Crecimiento de ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados a campo según la clase de tamaño. Análisis paramétricos con MLM. En la segunda columna: media $\pm$ E. E. del crecimiento relativo (variación de altura relativizada a la altura inicial, a lo largo de las mediciones). En la tercera columna: media $\pm$ E. E. del crecimiento mensual (diferencia entre altura final e inicial escalada a 30 días). Comparación de medias con LSD de Fisher, las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Clase de tamaño	Crecimiento relativo (n=213)	Crecimiento mensual en cm (n=36)	Fecha de la última medición de altura
1	0,02 $\pm$ 0,02 A	0,42 $\pm$ 0,21 A	5/3/2023
2	0,01 $\pm$ 0,02 A	0,29 $\pm$ 0,21 A	5/3/2023
3	0,02 $\pm$ 0,02 A	0,39 $\pm$ 0,20 A	5/3/2023

En relación con el **crecimiento relativo**, de acuerdo con el MLM llevado a cabo, no existen diferencias significativas de crecimiento relativo, entre las tres clases de tamaño de *Schinus polygama*. Estos valores son muy próximos a 0, ya que oscilan entre 0,01 $\pm$ 0,02 (clase 1) y 0,02 $\pm$ 0,02 (clases 2 y 3). El [Anexo 7.6](#) muestra la evolución del crecimiento relativo a lo largo de las mediciones, para cada clase de tamaño.

En términos de **crecimiento mensual**, el crecimiento de los individuos de *Schinus polygama* tampoco presentó diferencias significativas entre las clases de tamaño, para un nivel de significancia de 0,05. En este caso, los valores medios de crecimiento mensual oscilaron entre los 0,29 $\pm$ 0,21 y los 0,42 $\pm$ 0,21 cm (clases 2 y 1 respectivamente).

Estos resultados son consistentes con el análisis de crecimiento relativo, de forma tal que se puede concluir que, para *Schinus polygama*, la clase de tamaño no presenta efectos significativos en el crecimiento de los plantines en campo.

3.1.2. Supervivencia

3.1.2.1. *Senecio subulatus*

A continuación, se presentan los resultados de supervivencia de *Senecio subulatus* para cada clase de tamaño, en términos de probabilidad ajustada de supervivencia en un momento promedio (MLGM), curvas de sobrevida (Log Rank) y porcentaje de supervivencia al final del periodo de estudio:

Tabla 7 - Supervivencia de ejemplares de *Senecio subulatus* trasplantados a campo según la clase de tamaño. En la segunda columna: supervivencia media $\pm$ E.E., MLGM con distribución binomial y LSD de Fisher. En la tercera columna: análisis no paramétrico mediante Log Rank. En la cuarta columna: porcentaje de supervivencia. Las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Clase de tamaño	Análisis paramétrico (n=25)	Análisis no paramétrico	Porcentaje de supervivencia*
1	0,00 $\pm$ 2,8E-09 A	p=0,69 No significativo	0,00% (nulo)
2	0,31 $\pm$ 0,06 A		7,14% (bajo)
3	0,37 $\pm$ 0,07 A		15,38% (bajo)

*Al final del periodo de mediciones (5/3/2023). Clasificación de acuerdo con el criterio de Pérez et al. (2013).

El **análisis paramétrico** llevado a cabo mediante MLGM con distribución de probabilidad binomial arrojó la probabilidad ajustada de que un individuo de cierta clase de tamaño esté vivo en un día promedio del periodo de mediciones. En este sentido, los resultados obtenidos reflejan que no existen diferencias significativas entre los valores medios de las tres clases de tamaño, para un nivel de significancia de 0,05 ([Tabla 6](#)).

En relación con la clase de tamaño 1, la probabilidad estimada igual a 0 de supervivencia coincide con los resultados obtenidos en el ensayo, según los cuales se alcanzó la mortalidad total en la cuarta medición (8/1/2023).

El [Gráfico 1](#) presenta la curva de supervivencia de Kaplan-Meier resultante del **análisis no paramétrico**, para cada clase de tamaño de *Senecio subulatus*.

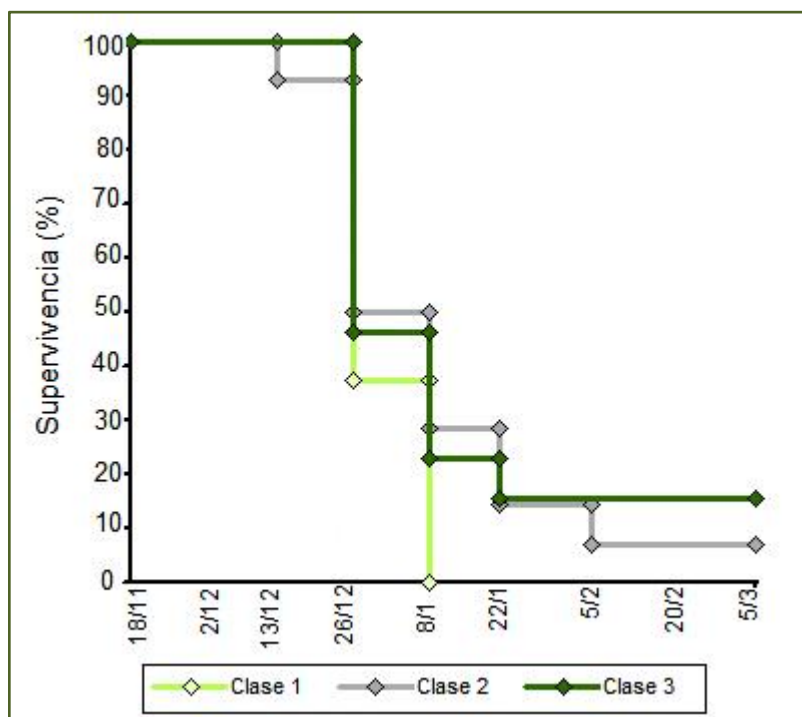


Gráfico 1 - Curva de supervivencia de *Senecio subulatus* para las clases de tamaño 1, 2 y 3.

Se observa que los individuos de la clase 1 alcanzaron el 100% de mortalidad en el periodo transcurrido entre el 26/12/2022 y el 8/1/2023 (de 38 a 51 días luego de la fecha del trasplante). Por otra parte, los individuos de las clases 2 y 3 presentaron una supervivencia final inferior al 25% luego del periodo de mediciones. Destaca también la existencia de dos eventos de medición, identificados en el periodo transcurrido entre el 13/12/2022 y el 8/1/2023. Puntualmente, entre el 13/12/2022 y el 26/12/2022 se produjo una caída de alrededor del 50% de supervivencia en las tres clases de tamaño. En el segundo periodo mencionado, la probabilidad de supervivencia se redujo alrededor de un 25% para las clases 2 y 3, mientras que para la clase 1 sufrió un declive del 30% aproximadamente, con lo cual alcanzó la mortalidad total de sus ejemplares. Resulta relevante, además, analizar el tiempo transcurrido hasta alcanzar la mortalidad del 50% de los individuos de cada clase, lo cual se conoce como “tiempo letal 50” (TL₅₀). En este sentido, el TL₅₀ fue consistente en las tres clases de tamaño, a saber, en el periodo transcurrido entre las fechas 13/12/2022 y 26/12/2022 (de 25 a 38 días luego de la plantación).

A partir de la curva de supervivencia fue realizado el análisis Log Rank, según el cual no existen diferencias significativas entre las curvas de las tres clases de tamaño, para un nivel de significancia de 0,05. Esta información resulta consistente con el análisis paramétrico realizado sobre el conjunto de datos, lo que indica que el tamaño inicial no tuvo un efecto significativo sobre la supervivencia de *Senecio subulatus* en campo.

3.1.2.2. *Schinus polygama*

La [Tabla 8](#) detalla la supervivencia de *Schinus polygama* para cada clase de tamaño, en términos de probabilidad ajustada de supervivencia en un momento promedio (MLGM), curvas de sobrevida (Log Rank) y porcentaje de supervivencia al final del periodo de estudio.

Tabla 8 - Supervivencia de ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados a campo según la clase de tamaño.

En la segunda columna: supervivencia media $\pm$ E.E., MLGM con distribución binomial y LSD de Fisher. En la tercera columna: análisis no paramétrico mediante Log Rank. En la cuarta columna: porcentaje de supervivencia. Las medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Clase de tamaño	Análisis paramétrico (MLGM binomial; n=27)	Análisis no paramétrico (Log Rank)	Porcentaje de supervivencia*
1	0,87 $\pm$ 0,05 B	p=0,43 No significativo	58,33% (medio)
2	0,97 $\pm$ 0,01 A		81,82% (alto)
3	0,90 $\pm$ 0,03 B		76,92% (alto)

*Al final del periodo de mediciones. Clasificación de acuerdo con el criterio de Pérez et al. (2013)

El **análisis paramétrico** de supervivencia realizado mediante MLGM reveló que las tres clases de tamaño de *Schinus polygama* presentan valores ajustados de probabilidad de supervivencia, para un momento promedio del periodo de mediciones, por encima del 85%. El valor máximo fue alcanzado por la clase 2, con un 97%, lo cual significa una diferencia significativa en comparación con las clases 1 y 3 de tamaño. Este resultado sugiere una ventaja comparativa de los plantines de la clase 2 (8 - 12 cm de longitud inicial del eje caulinar) por sobre los otros grupos ([Tabla 8](#)).

El [Gráfico 2](#) presenta las curvas de sobrevida de Kaplan-Meier en el marco del **análisis no paramétrico** de supervivencia de *Schinus polygama*, en función de las clases de tamaño inicial.

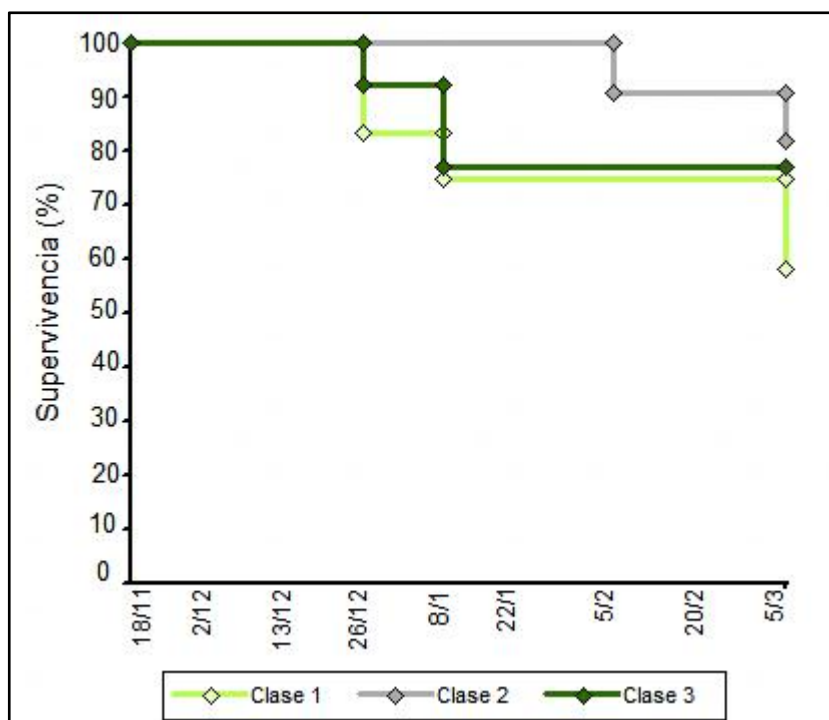


Gráfico 2 - Curva de supervivencia de *Schinus polygama* para las clases de tamaño 1, 2 y 3.

El análisis no paramétrico de supervivencia de *Schinus polygama* refleja que las tres clases de tamaño alcanzaron porcentajes de sobrevivencia por encima del 50%. La comparación de las curvas no reflejó diferencias significativas entre las clases de tamaño, de acuerdo con el test Log Rank, con lo cual puede inferirse que, para un nivel de significancia del 0,05, la sobrevivencia de todos los plantines presentó un comportamiento similar a lo largo del periodo evaluado, sin distinguir entre clase de tamaño. Por otra parte, si se observa la sobrevivencia al final del periodo de análisis, se identifican ciertas diferencias en cuanto a los valores de cada clase. Por ejemplo, entre las clases 2 y 3 de tamaño, la supervivencia final se encontró cercana al 75%, lo cual significa un porcentaje un 15% mayor que la supervivencia final de la clase de tamaño 1 (58%).

En relación con la temporalidad de los eventos de muerte, destaca su ocurrencia en tres periodos, a saber: entre los días 13/12/2022 y 26/12/2022, entre esta última fecha y el 8/1/2023, y luego entre el 20/2/2023 y el final del periodo de mediciones (5/3/2023). En el primer periodo solo se vieron afectadas las clases 1 y 3, con caídas aproximadas del 15 y 8% respectivamente. Esta tendencia se invirtió en el segundo periodo mencionado. Finalmente, en el último periodo de mediciones, la clase 3 presentó estabilidad, en comparación con caídas aproximadas del 10 y 15% sufridas por las clases 2 y 1 respectivamente.

El porcentaje máximo de supervivencia al final del periodo de mediciones fue alcanzado por la clase 2, con un 81,82%. Esto presenta consistencia con los resultados obtenidos mediante el análisis paramétrico, en comparación con las otras clases de tamaño.

3.2. Resultados de laboratorio

3.2.1. *Senecio subulatus*

A continuación, se presentan los resultados del ADEVA y la comparación de medias, realizados sobre las variables LVR y PVR de *Senecio subulatus* para las distintas clases de tamaño (Gráfico 3). La comparación de medias se llevó a cabo mediante el método LSD de Fisher, a un nivel de significancia de 0,05.

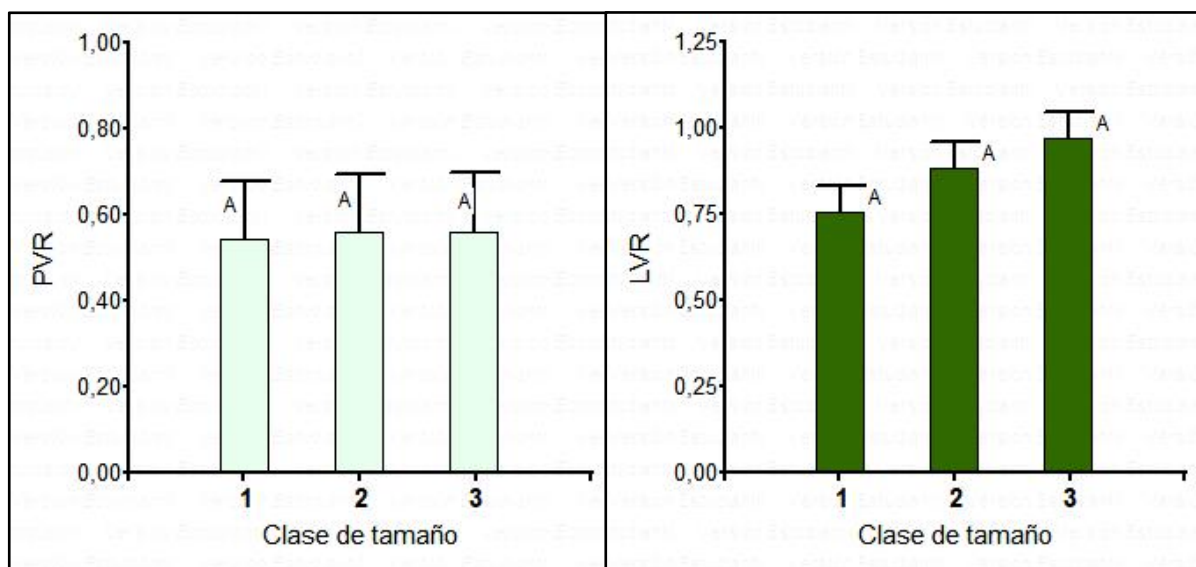


Gráfico 3 - ADEVA sobre PVR y LVR entre clases de tamaño de *Senecio subulatus* (media $\pm$ E.E., comparación de medias con el estadístico LSD de Fisher).

Los resultados obtenidos permiten asegurar que no existen diferencias significativas entre las distintas clases de tamaño de plantines de *Senecio subulatus*, en cuanto a las relaciones vástago/raíz, tanto en términos longitudinales como de biomasa, para un nivel de significancia de 0,05. Los valores de la variable LVR oscilan entre $0,75 \pm 0,08$ y $0,97 \pm 0,08$ para las clases 1 y 3 respectivamente, lo cual implica que las relaciones longitudinales entre vástago y raíz son semejantes en esta especie. Sin embargo, resulta pertinente recordar la falta de precisión de esta medida, derivada de la deformación y ruptura de las raíces de varios ejemplares, a causa del confinamiento en maceta.

Por otra parte, los valores de PVR presentaron medias semejantes, entre $0,54 \pm 0,14$ (clase 1) y $0,56 \pm 0,14$ (clases 2 y 3), con lo cual se estima que la partición de fotoasimilados alcanza aproximadamente el doble de valor en los órganos radicales, en comparación con los órganos aéreos.

3.2.2. *Schinus polygama*

A continuación, se detalla la comparación de medias de los valores LVR y PVR de las distintas clases de tamaño de plantines de *Schinus polygama*, mediante el método LSD de Fisher y para un nivel de significancia de 0,05 ([Gráfico 4](#)).

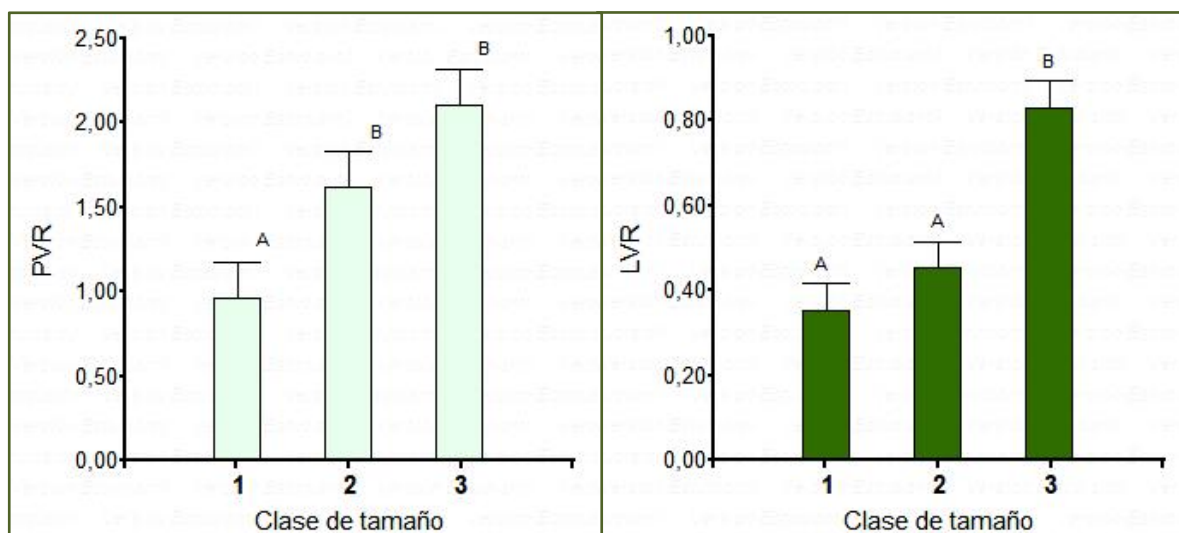


Gráfico 4 - ADEVA sobre PVR y MLGM sobre LVR entre clases de tamaño de *Schinus polygama* (media ± error estándar, comparación de medias con el estadístico LSD de Fisher).

A partir de los resultados obtenidos, se observa que la relación vástago raíz de *Schinus polygama*, tanto en términos longitudinales como de biomasa, difiere significativamente entre la clase de tamaño 1 (LVR $0,35 \pm 0,06$; PVR $0,96 \pm 0,21$) y la clase 3 (LVR $0,83 \pm 0,06$ y PVR $2,11 \pm 0,21$). Por otra parte, no existe consistencia con respecto a la clase 2 de tamaño (LVR $0,45 \pm 0,06$ y PVR $1,62 \pm 0,21$), ya que en el caso de la medida longitudinal es estadísticamente semejante a la clase 1, lo cual no sucede en el caso de la medida de peso seco.

Por este motivo, se llevaron a cabo ADEVA sobre las variables “longitud radical” y “biomasa radical”, luego de haber comprobado el cumplimiento del supuesto de homocedasticidad, a fin de brindar más información sobre el comportamiento de estas variables en función del tamaño del plantín (Gráfico 5). En este caso, las comparaciones de medias fueron realizadas mediante el método DGC a un nivel de significancia de 0,05.

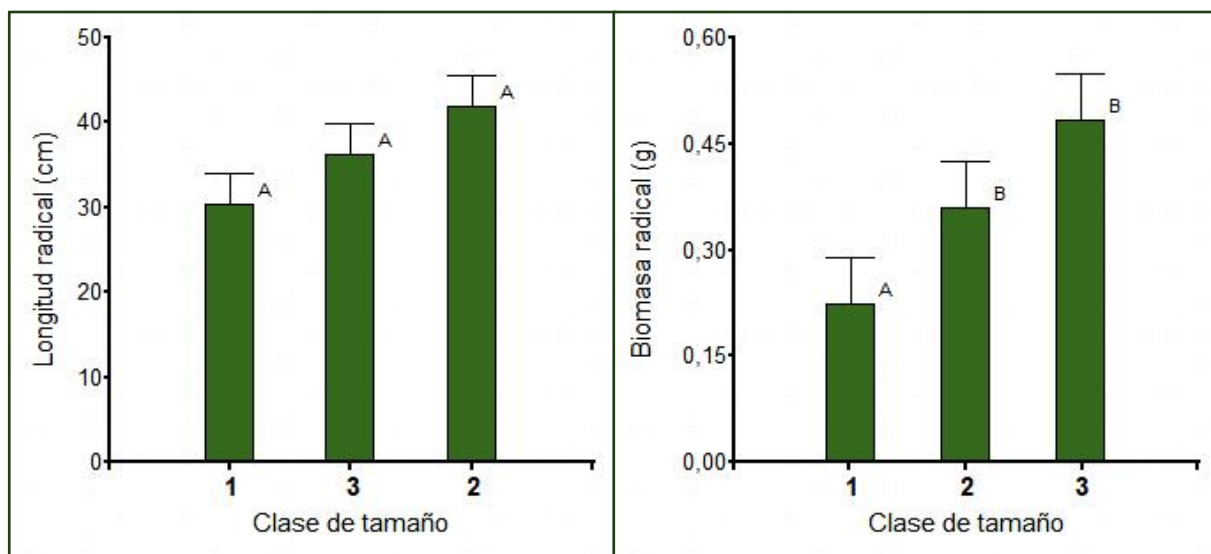


Gráfico 5 - ADEVA de longitud y biomasa radical entre clases de tamaño de *Schinus polygama* (media ± error estándar, comparación de medias con el estadístico DGC).

Es importante mencionar que no resulta relevante indagar en la existencia de diferencias significativas de las variables caulinares, ya que las clases de tamaño fueron designadas a partir de diferencias ya conocidas en la longitud del eje caular.

El análisis llevado a cabo sobre las variables radicales permite observar que no existen diferencias significativas en la longitud radical de *Schinus polygama* para las distintas clases de tamaño ($30,42 \pm 3,56$ cm a $42 \pm 3,56$ cm para las clases 1 y 2 respectivamente). Por otra parte, la biomasa radical de la clase 1 ($0,22 \pm 0,07$ g) difiere significativamente de las clases 2 y 3 ($0,36 \pm 0,07$ g a $0,48 \pm 0,07$ g), lo cual presenta concordancia con los resultados obtenidos para la relación PVR. Esta información aporta robustez al análisis realizado sobre la variable PVR, con lo cual se considera que las relaciones V/R de las clases 2 y 3 son similares entre sí, y difieren estadísticamente de la clase 1.

4. Discusión de resultados

Los resultados obtenidos para ambas especies no fueron los esperados a partir de las hipótesis y predicciones planteadas de forma inicial, según las cuales los plantines de menor tamaño presentarían mayores valores de supervivencia y crecimiento post-trasplante.

Para la especie *Senecio subulatus*, tanto el crecimiento como la supervivencia post-trasplante no presentaron diferencias significativas según el tamaño inicial de los plantines. En cuanto a la relación V/R de las distintas clases de tamaño, los análisis de laboratorio revelan que este cociente se mantiene constante a lo largo del crecimiento de los individuos. En relación con esta variable, tal como fue mencionado en la sección 2.2.2., algunos de los plantines presentaban deformación de raíces a causa del confinamiento en las macetas, con lo cual el valor de PVR puede resultar más robusto para conocer la partición de los fotoasimilados (Haase, 2007).

Según esta medida, la biomasa radical de *Senecio subulatus* aproximadamente duplica el valor del peso seco de los órganos aéreos, razón que se mantuvo constante en las distintas clases de tamaño de los plantines. Este comportamiento presenta consistencia con un ensayo llevado a cabo por Fernández (2015), según el cual la especie conserva la relación V/R a lo largo de distintas magnitudes de estrés hídrico. Sin embargo, el antecedente arrojó relaciones V/R del orden de 3,3 a 3,7 para los tratamientos de riego a capacidad de campo luego de agotar el 40 y 75% de dicho valor respectivamente, durante 100 días de experimentación. La disidencia de los valores obtenidos en el presente ensayo en comparación con el mencionado estudio puede deberse al régimen de riego suministrado en ambos casos. Tal como se detalló en la sección 2.2.1., los plantines medidos en laboratorio recibieron un riego de forma previa a las determinaciones de V/R, luego de 14 días de estar sometidos a restricción hídrica por el proceso de rusticación, periodo considerablemente menor a los 100 días de duración del antecedente al que se alude. Por otra parte es importante mencionar la diferencia del tamaño de las macetas utilizadas en cada caso: en el presente trabajo, el volumen aproximado de las mismas fue de 0,81 litros, a diferencia de las utilizadas en el antecedente, de 10 litros de capacidad. De acuerdo con Fernández (2020), los diferentes resultados observados en la relación V/R podrían ser producto del tamaño de maceta. Finalmente, de acuerdo con varios autores (Beider, 2012; Grossnickle, 2018; Villar-Salvador et al., 2009; Villar-Salvador, 2003), la menor relación V/R implicaría una mayor resistencia a las condiciones limitantes en campo luego del trasplante, dada por una mayor capacidad del plantín para mantenerse hidratado.

Si se vincula el rendimiento a campo con la relación V/R de *Senecio subulatus*, resulta coherente con los análisis de crecimiento y supervivencia. Esto concuerda con los antecedentes al momento de redacción del presente trabajo, los cuales sugieren que existe una correlación entre la relación V/R y la supervivencia y crecimiento de los plantines en campo (Villar-Salvador et al., 2009; Haase, 2007; Lloret et al., 1999). Con respecto al crecimiento, los valores en términos de variación relativa de altura de la planta resultaron prácticamente nulos en todas las clases, si bien para la clase 1 están restringidos a los 51 días posteriores a la plantación (periodo en el que alcanzó la mortalidad total). Los resultados de crecimiento coinciden con el antecedente generado por Fernández (2020), el cual mostró que la especie presenta una severa disminución de su crecimiento en altura ante condiciones de elevado estrés hídrico. Este y otros estudios permiten encontrar

posibles causas del comportamiento observado: los ensayos realizados revelaron que la especie no realiza ajuste osmótico y que presenta valores elevados de potencial hídrico y conductancia estomática en condiciones de estrés hídrico (Fernández, 2015). En relación con las características foliares, presenta hojas poco esclerófilas, así como también una mayor área foliar específica en comparación con otras especies arbustivas estudiadas por Fernández (2020). Estas características se asocian a un comportamiento no conservativo por parte de la especie.

El análisis de supervivencia reveló la ocurrencia de dos eventos de muerte, durante los meses de diciembre de 2022 y enero de 2023. Si bien no existen estaciones meteorológicas en las inmediaciones del sitio, es sabido que en diciembre tuvo lugar una ola de calor que se extendió sobre el centro y norte del país durante 8 días consecutivos, de acuerdo con lo informado por el Servicio Meteorológico Nacional (Stella, 2022). Las temperaturas alcanzadas en este periodo incluso superaron los máximos históricos registrados para ese mes en algunas localidades, lo cual puede haber propiciado condiciones de estrés hídrico extremo, así como también estrés térmico.

En consecuencia, se interpreta que los bajos resultados de supervivencia de esta especie se deben principalmente a dos causas de origen abiótico: estrés hídrico y estrés térmico, el cual puede resultar de la convergencia de condiciones como los bajos aportes de agua, las elevadas temperaturas registradas y la gran irradiancia recibida en los sistemas de montaña. Esto se evidenció en la sintomatología manifestada por todos los individuos a lo largo de las mediciones, la cual incluyó pérdida de turgencia, enrojecimiento foliar y defoliación. En relación con este comportamiento, Fernández (2020) observó la falta de mecanismos de la especie para afrontar condiciones de estrés hídrico severo, mencionadas previamente. Por ello, sugiere utilizar la especie en micrositios donde se acumule agua, o bien en iniciativas que puedan facilitar la provisión de este recurso. Por otra parte, antecedentes de restauración activa en el Monte austral neuquino (Pérez et al., 2019) registraron una elevada reducción del porcentaje de supervivencia de los individuos de esta especie, entre 11 y 22 meses (84% y 32% respectivamente) luego del trasplante, ante lo cual los autores interpretan una falta de adaptabilidad ante algunos disturbios o alteraciones de las propiedades edáficas.

Resulta pertinente analizar los resultados desde un punto de vista ecológico, de forma complementaria al abordaje estadístico. En este sentido, los resultados del presente ensayo sugieren que los plantines de *Senecio subulatus* de mayores tamaños presentan una mayor tendencia a sobrevivir, en comparación con los ejemplares de menor longitud caulinar. Esto se refleja en los porcentajes más altos de supervivencia alcanzados por las clases 2 y 3 durante las olas de calor ocurridas en diciembre y enero de la temporada del ensayo, ante las cuales la clase 1 alcanzó la mortalidad total. Esto puede deberse a que una mayor biomasa implica mayores reservas, que pueden facilitar la resistencia ante las condiciones limitantes del terreno durante periodos más largos. Sin embargo, más allá de la tendencia ecológica, el bajo desempeño de la especie luego del trasplante en el sitio de estudio se traduce en una muy baja eficiencia de su uso en condiciones similares, en términos de esfuerzo de restauración, tiempo y costos. En caso de seleccionar la especie para restaurar sitios con mayores reservas hídricas, precipitaciones más frecuentes o bien proyectos que contemplen la provisión de riegos, podría suceder que los plantines de mayores tamaños presenten mejor desempeño post-trasplante.

En el caso de *Schinus polygama*, los resultados obtenidos tampoco responden a los antecedentes investigados en zonas áridas sobre la relación V/R y el éxito post-trasplante, según los cuales existe una correlación negativa entre ambas variables (Villar-Salvador et al., 2009; Villar-Salvador, 2003; Grossnickle 2018). Puntualmente, se identificó que los individuos de la clase 2 presentaron mayores valores de supervivencia, asociados a una relación V/R más elevada. La relación V/R de los plantines de *Schinus polygama* presenta diferentes magnitudes según si se analiza desde las medidas longitudinales o de biomasa.

Sin embargo, en ambos casos se identificaron diferencias significativas entre las clases 1 y 3 de tamaño, lo que confirma que, al contrario de lo que sucede con *Senecio subulatus*, diferentes tamaños de plantines están asociados a distintas relaciones V/R.

En relación con la variable LVR y el posterior análisis realizado sobre la longitud radical, resulta difícil de explicar los resultados obtenidos desde un punto de vista biológico, ya que la clase 2 de tamaño arrojó mayores longitudes radicales que la clase 3 en *Schinus polygama*. Sin embargo, tal como fue mencionado en la sección [2.2.2.](#), se registró información sobre la deformación de 4 de los 6 plantines de la clase 3, a causa del confinamiento en maceta, con lo cual la longitud radical estuvo afectada por las condiciones de crecimiento de estos ejemplares. Por este motivo, el análisis de PVR nuevamente resulta más robusto para esta especie, en concordancia con lo expuesto por Haase (2007), ya que el valor de la biomasa no se ve afectado por el confinamiento en maceta. En este sentido, el valor de PVR revela que la partición de fotoasimilados en la clase 1 de tamaño es a razón de 1:1 aproximadamente, entre órganos aéreos y radicales. Este valor es significativamente inferior al de las clases 2 y 3, cuyas relaciones oscilan entre 5:3 y 2:1 aproximadamente, entre órganos aéreos y radicales.

Con respecto al crecimiento, la ausencia de diferencias entre clases de tamaño implica un comportamiento similar al observado por Zuñiga y Pérez (2014) en la región del Monte austral. En este estudio se analizó la influencia del tamaño inicial de plantines de la especie leñosa *Parlinsonia praecox* en el crecimiento y la supervivencia de los individuos, en el marco de una experiencia de restauración de una cantera abandonada. El mencionado estudio no registró diferencias en el crecimiento entre los lotes de tamaño inicial, luego de 22 meses del trasplante.

A partir de los análisis de supervivencia, se identificó que aquellos plantines con mayores relaciones PVR arrojan porcentajes altos de supervivencia (76,92 - 81,82%, para las clases 3 y 2 de tamaño respectivamente), a diferencia del porcentaje medio obtenido por la clase 1 (58,33%). Estos resultados también presentan consistencia con los antecedentes de Zuñiga y Pérez (2014) para *Cercidium praecox*, donde el lote de plantines de mayor tamaño inicial arrojó resultados sensiblemente superiores de supervivencia. En relación con la probabilidad de supervivencia, la clase 2 de tamaño obtuvo un valor significativamente mayor al de las otras dos clases, con lo cual se consagra como aquella con mayor éxito post-trasplante. Es importante observar la diferencia de rendimientos de esta variable, entre las clases 2 y 3, las cuales no presentan diferencias significativas en sus relaciones V/R. Con respecto a esta información, el éxito superior de la clase 2 en comparación con la clase 3 puede deberse a la deformación de las raíces de esta última, dada por el confinamiento en maceta. La alteración de la estructura radical puede haber dificultado el establecimiento de aquellos plantines en campo, de forma independiente de la repartición de fotoasimilados.

Estudios realizados sobre el género *Schinus* demuestran la presencia de resinas en los órganos aéreos de algunas de las especies, con canales resiníferos asociados al floema foliar (Ruiz et al., 2009; Kiesling, 2003). La secreción de resinas en hojas y órganos aéreos puede minimizar la pérdidas de agua por transpiración, y a su vez favorecer mayores tasas fotosintéticas, lo cual puede explicar que mayores relaciones V/R se asocien a mejores rendimientos en campo.

En vistas de esta información, las condiciones ambientales que resultaron extremadamente adversas para *Senecio subulatus* pueden no haberlo sido para *Schinus polygama*. De acuerdo con los antecedentes desarrollados por Beider (2012), el mayor tamaño de los plantines de esta última especie, en condiciones no extremadamente limitantes, puede haber implicado ventajas en términos de capacidad productiva y asimilación de fotoasimilados, que le permitieran desarrollar con mayor rapidez un sistema radical extenso y profundo para el mejor aprovechamiento de las reservas hídricas del suelo y a su vez un mayor arraigo al sustrato.

5. Conclusiones y recomendaciones

El trabajo realizado refleja un cumplimiento exitoso de los objetivos planteados inicialmente, dado por la determinación y comparación de crecimiento, supervivencia y relaciones vástago/raíz de plantines de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* en función de las clases de tamaño inicial. Por otra parte, los resultados obtenidos para ambas especies no permitieron aceptar la hipótesis planteada a partir de los antecedentes.

La supervivencia de *Senecio subulatus* resultó baja a nula, y su crecimiento relativo medio se vio paralizado de forma posterior al trasplante. Las posibles causas de estos resultados incluyen el estrés hídrico y térmico padecido por los individuos. Esto fue semejante en todas las clases de tamaño, las cuales no presentaron diferencias en la relación vástago/raíz. Las dificultades metodológicas identificadas en la determinación del crecimiento de esta especie llevan a sugerir que se complementen las mediciones de longitud del eje caulinar con medidas que compensen la falta de precisión de esta variable, condicionada por las características del ápice caulinar. Entre las medidas complementarias de crecimiento podría utilizarse la superficie de la copa, que incluye información sobre el crecimiento lateral de los ejemplares.

En relación con *Schinus polygama*, a partir de los objetivos planteados se concluye que el tamaño óptimo de plantines para restauración activa en sitios incendiados de Las Vegas, bajo las condiciones específicas del ensayo (edad del plantín, sustrato, régimen de riego), es de 8 a 12 cm de longitud caulinar, 30 días antes del trasplante. Por otra parte, se sugiere no utilizar *Senecio subulatus* para restaurar sitios con insuficientes aportes pluviales, alejados de cauces o que carezcan de alguna fuente de aporte hídrico, debido a que será esperable obtener bajos rendimientos post-trasplante. En caso de seleccionar la especie, se recomienda preferir micrositios donde se acumule agua, o bien diseñar proyectos que garanticen la provisión suficiente de este recurso. Por otra parte, resulta relevante mencionar que los resultados obtenidos se desprenden de un ensayo de una temporada de duración. En este sentido, podría ocurrir que en estudios de mayor alcance temporal, o bajo distintas condiciones climáticas, el tamaño óptimo resulte diferente al obtenido en este caso, para cualquiera de las dos especies.

Dada la falta de antecedentes en el estudio de calidad de plantines de arbustos nativos de zonas áridas, el presente trabajo constituye un aporte de conocimientos sobre el tema, en especial para los géneros *Senecio* y *Schinus*. Sin embargo, la información generada solo se vincula con los atributos morfológicos de calidad de plantín. En este sentido, se recomienda desarrollar futuras investigaciones sobre los atributos fisiológicos de calidad del plantín de las especies estudiadas. De forma adicional, el presente trabajo podría complementarse con estudios sobre los mecanismos anatómicos y fisiológicos de tolerancia a la sequía de *Schinus polygama*. Por otra parte, se sugiere instalar pluviómetros en las inmediaciones del área de estudio, a fin de registrar información sobre el régimen pluvial que pueda justificar con mayor precisión los resultados obtenidos en futuros ensayos.

Finalmente, la información generada constituye un aporte valioso para iniciativas de restauración ecológica activa de zonas áridas, en las cuales se desee priorizar la recuperación del estrato arbustivo.



6. Bibliografía

Álvarez, A., Aschero, V., Barros, A., Bilbao, T., Bonjour, L., Fernández, E., y Pissolito, C. (2021). *Reproducción de plantas nativas de la precordillera mendocina para la restauración postincendios* (1° ed.). Inst. Argentino de Nivología y Glaciología IANIGLA-Conicet. https://www.researchgate.net/publication/351905277_Reproduccion_de_plantas_nativas_de_la_precordillera_mendocina_para_la_restauracion_postincendios

Álvarez, P. D. (2025). *Análisis de Datos Longitudinales*: (Trabajo de fin de grado). Escuela Politécnica de Ingeniería de Gijón - Área de estadística e investigación operativa.

Andivia, E., Cruz, J., Oliet, J. A., Puértolas, J., y Villar-Salvador, P. (2017). El uso de plantas de mayor tamaño en repoblaciones forestales aumenta la supervivencia y crecimiento en áreas mediterráneas. In *7° Congreso Forestal Español - Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía*. Sociedad Española de Ciencias Forestales.

Badaloni, R. (2024). Se unieron por su pueblo arrasado por el fuego y lograron empezar a recuperar los cerros quemados. *Clarín*. https://www.clarin.com/sociedad/unieron-pueblo-arrasado-fuego-lograron-empezar-recuperar-cerros-quemados_0_aVpuEGlh50.html

Barrera-Cataño, J. I., y Valdés-López, C. (2007). Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Revista de la Facultad de Ciencias - Edición especial II*, 12, 11-24.

Barufaldi, S., y Barzola Elizagaray, P. (2017). Análisis de la sucesión ecológica tras un incendio en el Jarillal norte de la Reserva Ñacuñán. *Experticia*, 2, 23-27.

Becker, G. F., Bustos, J. C., López, C. R., y Ayesa, J. A. (2013). Experiencias de revegetación de explanadas con especies nativas. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (1a ed. ed., pp. 202-212). Daniel Roberto Pérez, Adriana Edit Rovere, María Emilia Rodríguez Araujo.

Beider, A. (2012). Viverización de Especies Nativas de Zonas Áridas Nativas de Zonas Áridas. En *Experimentia - Revista de Transferencia Científica* (Vol. 2). Dr. Antonio D. Dalmasso.

Beider, A., Ciano, N., y Zerrizuela, R. (2013). Revegetación artificial de taludes de locaciones en corte en la cuenca del golfo San Jorge. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 1* (pp. 213-224). Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodriguez Araujo, M.E.

Beider, A., Nakamatsu, V., Cella Pizarro, L., Zerrizuela, R., Buono, G., Ciano, N., y Oneto, M. E. (2018). Uso de tecnosoles en revegetación de locaciones petroleras en la Cuenca del Golfo San Jorge. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 219-225). V. Massara Paletto, M. Rostagno, G. Buono, C. Gonzalez, N. Ciano.

Bonvissuto, G. L., y Busso, C. A. (2013). Establecimiento de plántulas en microambientes del monte austral Neuquino. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (1a ed. ed., pp. 96-111). Daniel Roberto Pérez, Adriana Edit Rovere, María Emilia Rodríguez Araujo.

Bran, D. E., Cecchi, G. A., Gaitán, J. J., Ayesa, J. A., y López, C. R. (2007). Efecto de la severidad de quemado sobre la regeneración de la vegetación en el Monte Austral. *Ecología Austral*, 17, 126-131.



Buono, G., Ciano, N., y Beider, A. (2013). Plantaciones de arbustos forrajeros en zonas áridas. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 460-467). Daniel Roberto Pérez, Adriana Edit Rovere, María Emilia Rodríguez Araujo.

Busso, C. A., y Pérez, D. R. (2018). Opportunities, Limitations and Gaps in the Ecological Restoration of Drylands in Argentina. *Annals of Arid Zone*, 57(3y4), 191-200.

Cabrera, Á. L. (1976). *Regiones Fitogeográficas Argentinas* (2° ed., Vol. II). Editorial Acme S.A.C.I.

<https://archive.org/details/RegionesFitogeograficasArgentinasACabreraEncArgDeAgrYJardFas1T2ACME1976/page/n1/mode/1up?view=theater>

Castro, M. L., Zuleta, G. A., Pérez, A. A., Ciano, M. E., Tchilinguirian, P., y Escartín, C. A. (2013). Rehabilitación de estepas arbustivas en locaciones petroleras del Monte Austral. Evaluación de la técnica de escarificado I: vegetación. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 225-245). Daniel Roberto Pérez, Adriana Edit Rovere, María Emilia Rodríguez Araujo.

Chichizola, G. A., Rovere, A., y González, Z. L. (2018). Especies colonizadoras de taludes viales en la estepa patagónica: estudio de caso en la ruta 23. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 3* (Primera edición especial ed., pp. 332-337). V. Massara Paleto, M. Rostagno, G. Buono, C. González y N. Ciano.

Ciano, N. (2013). Rehabilitación de áreas degradadas por la actividad petrolera. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 261-274). Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E.

Correa Morales, J. C., y Salazar Uribe, J. C. (2016). *Introducción a los modelos mixtos*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Escuela de Estadística.

Dalmasso, A. D. (2010). Revegetación de áreas degradadas con especies nativas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 45 (1-2), 149-171.

Dalmasso, A. D., Debandi, H., y Zalazar, G. (2021). Vivero de uso múltiple con énfasis en especies nativas para la restauración- Sumá Nativas. En *II Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de Argentina - Memoria* (p. 88). Red de Restauración Ecológica de Argentina.

Dalmasso, A. D., y Martínez Carretero, E. (2013). Revegetación de áreas degradadas. Estudio de caso en plataformas petroleras en Malargüe, Mendoza. In *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 275-292). Pérez, D.R., Rovere, A.E. y Rodríguez Araujo, M.E.

Dalmasso, A. D., Martínez Carretero, E., Videla, F., Puig, S., y Candia, R. (1999). Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina). Plan de Manejo. *Multequina*, 8, 11-50.

Defossé, G., Rostagno, C., del Valle, H., y Dentoni, M. (2003). El fuego en la porción austral de la región del Monte. In *Fuego en los ecosistemas argentinos* (Ediciones INTA ed., pp. 167-179). Carlos R. Kunst, Sandra Bravo, José L. Panigatti.

De Luca, N., Gallará, F., y Mas, S. (2021). Taller "Viverización de especies nativas para proyectos de restauración ecológica (RE). La importancia de participar en la gestación y continuidad de los proyectos. En *II Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de Argentina - Memoria* (pp. 26-29). Red de Restauración Ecológica de Argentina.

Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. (2014). *Claves para la Taxonomía de Suelos* (12° ed.).



Departamento de Luján de Cuyo. (2016). 3era Etapa - Plan de Ordenamiento Territorial: Villas de Alto Potrerillos. En *Plan de Ordenamiento Territorial 2016-2030 - Departamento Luján de Cuyo*.

Departamento General de Irrigación. (2016). Recursos hídricos de Mendoza en su contexto regional - Cuenca del río Mendoza. En *Aquabook*. https://aquabook.irrigacion.gov.ar/392_0

Di Renzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., y Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>

Di Renzo, J. A., Macchiavelli, R., y Casanoves, F. (2011). *Modelos Lineales Generalizados Mixtos: aplicaciones en InfoStat* (1a edición especial ed.). Julio Alejandro Di Rienzo.

Di Renzo, J. A., Macchiavelli, R., y Casanoves, F. (2011). *Modelos Lineales Mixtos: aplicaciones en InfoStat* (1a. ed. ed.). Córdoba - Grupo InfoStat.

Fabroni, M., y Zapater Cano, M. A. (2021). Novedades en el género *Schinus* (Anacardiaceae): delimitación de *Schinus polygama* y descripción de una nueva especie, *Schinus talampaya*. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 56, 201-216.

Fernández, M. E. (2020). Estrategias de tres especies arbustivas del Monte frente al estrés hídrico y su relevancia para la restauración. *Ecología Austral*, 30, 205-219.

Fernández, M. E., Cony, M. A., y Passera, C. B. (2015). Respuestas fisiológicas de plantines de *Senecio subulatus* a diferentes niveles de suministro de agua. En *Restauración ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina 2* (1° ed., pp. 233-242). E. Martínez Carretero y A.D. Dalmasso.

Frete, J. F. (2023). *Ensayos de germinación de especies nativas de la precordillera de la provincia de Mendoza, con uso potencial en programas de restauración ecológica*: (Tesis de grado). Mendoza, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección URL del informe: <https://bdigital.uncu.edu.ar/18899>.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shawn, N., Decler, K., y Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27(S1)(2°), S1-S46.

García, M. C., y Rapelli, C. (2018). Una comparación de métodos de diagnósticos para los modelos lineales mixtos. En *Vigesimoterceras Jornadas "Investigaciones en la Facultad" de Ciencias Económicas y Estadística*. Universidad Nacional de Rosario.

Grossnickle, S. C., y MacDonald, J. E. (2018). Seedling Quality: History, Application, and Plant Attributes. *Forests*, 9 (5), 283.

Haase, D. L. (2007). Morphological and Physiological Evaluations of Seedling Quality. *Conference: National Proceedings, Forest and Conservation Nursery Associations, RMRS-P-50*, 3-8.

Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur. (2025). *Schinus polygama* (Cav.) Cabrera. Catálogo de las plantas vasculares - Flora del Conosur. Recuperado el día 11/11/2025, de <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/DetalleEspecie.asp?forma=yvariedad=&subespecie=&especie=polygama&genero=Schinus&espcod=12078>



Instituto de Botánica Darwinion - Flora del Conosur. (2025). *Senecio subulatus* D. Don ex Hook. & Arn. var. *subulatus*. Catálogo de las plantas vasculares - Flora del Conosur. Recuperado el día 11/11/2025, de <http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/DetalleEspecie.asp?especie=subulatus&genero=Senecio&espcod=17698>

INTA. (2023). *Suelos de la República Argentina*. Suelos de la República Argentina. Recuperado el día 22/5/2025, de <https://geo-backend.inta.gob.ar/catalogue/#!/dataset/230>

Kiesling, R. (2003). *Flora de San Juan. República Argentina* (Vol. Volumen II). Estudio Sigma.

Kunst, C., Bravo, S., y Panigatti, J. L. (2003). *Fuego en los ecosistemas argentinos* (Ediciones INTA ed.). INTA.

Landi, M. (2018). *Caracterización Del Régimen De Incendios, Su Relación Con El Clima Y Su Efecto En La Resiliencia Y Estructura De La Vegetación*.

Lloret, F., Casanovas, C., y Peñuelas, J. (1999). Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root:shoot ratio, seed size and water and nitrogen use. *Functional Ecology*, 13, 210-216.

Lloret, F., & Vila, M. (2003). Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 14, 387-398.

Luján de Cuyo. (2022). *Mapa de zonas climáticas según Köppen - Luján de Cuyo*. Clima de Luján de Cuyo. Recuperado el día 25/5/2025, de https://lujandecuyo.gob.ar/informacion_ambiental/clima/clima-lujan-de-cuyo/

Marczuk, F., Bilbao, M., Rubio, M. C., Rubio, C., Díaz, F., Bonjour, L., Aschero, V., Barros, A., y Álvarez, M. A. (2021). Monitoreo de la vegetación en procesos de restauración de áreas quemadas en la Cuenca del Río Mendoza. En *II Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de Argentina - Memoria* (pp. 98-99). Red de Restauración Ecológica de Argentina.

Marczuk, M. F. (2022). *Plan de restauración ecológica para la recuperación de áreas degradadas por un incendio, en la Cuenca del Río Mendoza*: (Tesina de grado). Mendoza, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Dirección URL del informe: <https://bdigital.uncu.edu.ar/18323>.

Martínez Carretero, E. (1983). El incendio de la vegetación y la erosión del suelo en la precordillera de Mendoza. Observaciones sobre el incendio en La Crucesita. *Ecosur*, 10 (19/20), 37-45.

Mikkan, R. (2014). *Atlas geomorfológico de la provincia de Mendoza - Tomo I* (1° ed.). EDIFYL, Mendoza : Facultad de Filosofía y Letras de la Universidad Nacional de Cuyo.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Manejo del Fuego - Reporte de Incendios*.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2025). *Manejo del fuego*. Centro de Información Ambiental. Recuperado el día 11/2/2025, de <https://gestionambiental.ambiente.gob.ar/manejo-del-fuego/>

Mola, I., Sopena, A., y de Torre, R. (2018). *Guía Práctica de Restauración Ecológica*.



Municipalidad de Luján de Cuyo. (2022). *Plan de Acción Climática de Luján de Cuyo 2022-2030*. <https://lujandecuyo.gob.ar/wp-content/uploads/2022/08/PLAC-Lujan-de-Cuyo-2022.pdf>

Muñoz Santibáñez, P. A. (2016). Evaluación de técnicas activas de restauración ecológica post-incendio en el bosque esclerófilo de Chile Central - Un análisis temporal. In *Pontificia Universidad Católica de Chile*.

Nittmann, J. J., Pérez, D. R., Rovere, A. E., y Farinaccio, F. M. (2009). Ensayos de rehabilitación de canteras degradadas a partir de trasplante directo en la Provincia de Neuquén, Argentina. En *Congreso Iberoamericano y del Caribe sobre restauración Ecológica*.

Oliet, J., Planelles, R., Artero, F., Balverde, R., Jacobs, D., y Segura, M. (2009). Field performance of *Pinus halepensis* planted in Mediterranean arid conditions: relative influence of seedling morphology and mineral nutrition. *New Forests*, 37, 313-331.

Padilla, F. M., Ortega, R., Sánchez, J., y Pugnaire, F. I. (2009). Rethinking species selection for restoration of arid shrublands. *Basic and Applied Ecology*, 10, 640-647.

Pérez, D. R., Farinaccio, F., y Lagos, L. (2013). Introducción de plantines de especies nativas en sitios degradados del ecosistema de Monte. En *Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de restauración de ambientes degradados de zonas áridas. Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México* (pp. 75-80).

Pérez, D. R., Farinaccio, F. M., y Aronson, J. (2019). Towards a dryland framework species approach. Research in progress in the Monte Austral of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 161.

Pérez, D. R. (2013). Restauración de ecosistemas áridos y semiáridos patagónicos: implementación desde un enfoque ecológico y social. En *Restauración Ecológica en la Diagonal Árida de la Argentina* (pp. 49-60). Daniel Roberto Pérez, Adriana Edit Rovere, María Emilia Rodríguez Araujo.

Pérez, D. R., González, F., Ceballos, C., Oneto, M. E., y Aronson, J. (2019). Direct seeding and outplantings in drylands of Argentinean Patagonia: estimated costs, and prospects for large-scale restoration and rehabilitation. *Restoration Ecology*, 27(5).

Prina, A., Muiño, W., González, M., Tamamé, A., Beinticincio, L., Mariani, D., y Saravia, V. (2015). *Guía de Plantas del Parque Nacional Lihué Calef* (1° ed.). Santa Rosa: Visión 7.

Rubio, C., Rubio, M. C., Debandi, H., Barros, A., Fernández, M. E., y Pissolito, C. (2021). Priorización de sitios para la restauración activa de áreas quemadas en la cuenca del río Blanco, Mendoza, Argentina. En *II Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de Argentina - Memoria* (pp. 148-149). Red de Restauración Ecológica de Argentina.

Ruiz, A. I., Mercado, M. I., Guantay, M. E., & Ponessa, G. I. (2009). Morfoanatomía y arquitectura foliar de *Schinus areira* (Anacardiaceae). *Lilloa*, 46 (1-2), 137-146. <https://www.lilloa.org.ar/revis/lilloa/2009-1-2/v46n1n2a11.pdf>

Schmider, E., Ziegler, M., Danay, E., Beyer, L., y Bühner, M. (2010). Is It Really Robust? Reinvestigating the Robustness of ANOVA Against Violations of the Normal Distribution Assumption. *Methodology*, 6(4), 147-151.

Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial de Mendoza. (2022). *Dataset Vegetación de la Provincia de Mendoza*. Dataset Vegetación de la Provincia de Mendoza. Recuperado



el día 24/5/2025, de <https://datosabiertos.mendoza.gov.ar/dataset/vegetacion-de-la-provincia-de-mendoza>

Society for ecological restoration [SER]. (2004). Principios de SER internacional sobre la restauración ecológica. *Society for Ecological Restoration International*.

Stapleton, J., Bates, S., Lewis, M., Turner, S. R., Warne, D., y Florentine, S. (2024). A global review on arid zone restoration: approaches and challenges. *Restoration Ecology*, 32(6).

Stella, J. L. (2022). Informe Especial N°3 por ola de calor / altas temperaturas temporada 2022-2023. *Repositorio Institucional del Servicio Meteorológico Nacional*.

Subsecretaría de Ambiente de la República Argentina. (2024). Incendios forestales. In 2023 - *Informe del estado del ambiente* (pp. 248-268).

Toller, F., Bilbao, T., Aschero, V., Barros, A., Fernández, E., Pissolito, C., Santa Clara, C., Scarpa, J. P., y Rossi, S. (2021). Sumá Nativas: experiencia de restauración ecológica participativa y con perspectiva de género en Potrerillos, Mendoza. En *II Encuentro Nacional de Restauración Ecológica de Argentina - Memoria* (pp. 107-108). Red de Restauración Ecológica de Argentina.

Unidiversidad. (2019). ¿Por qué en Potrerillos el viento zonda dejó fuego y destrucción? *Unidiversidad*. <https://www.unidiversidad.com.ar/por-que-en-potrerillos-el-viento-zonda-dejo-fuego-y-destruccion>

Verzino, G., Joseau, J., Dorado, M., Gellert, E., Rodríguez Reartes, S., y Nóbile, R. (2005). Impacto De Los Incendios Sobre La Diversidad Vegetal, Sierras De Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*, 4(1,2), 25-35.

Villagra, P. E., Defossé, G. E., del Valle, H. F., Tabeni, S., Rostagno, M., Cesca, E., & Abraham, E. (2009). Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments*, 73(2), 202–211. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.08.002>

Villar-Salvador, P. (2003). Capítulo IV - Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. En *Restauración de Ecosistemas Mediterráneos* (pp. 66-80). Rey-Benayas, J.M.; Espigares Pinilla, T. y Nicolau Ibarra, J.M.

Villar-Salvador, P., Puértolas, J., y Peñuelas, J. L. (2009). Morphological and physiological plant quality in woodland restoration: a Mediterranean perspective. En *Land Restoration to Combat Desertification: Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation* (pp. 103-120). Susana Bautista, James Aronson, Ramón Vallejo.

Zuñiga, D., & Pérez, D. (2014). Uso de *Cercidium praecox* (Fabaceae) para la recuperación en sitios con disturbio severo del Monte Austral de Argentina: evaluación de su supervivencia en campo y crecimiento en zonas áridas de la Patagonia. En *Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de restauración de ambientes degradados de zonas áridas. Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México* (pp. 81-85).

7. Anexos

7.1. Descripción del sitio

7.1.1. Geomorfología

El área de estudio se emplaza en los espacios intermontanos ubicados entre los macizos antiguos de Cordillera Frontal (al Oeste, denominado “Cordón del Plata”) y Precordillera (al Este). Estos espacios están rellenos por sedimentos, y contienen relieves estructurales diversos, los cuales fueron modelados por procesos erosivos bajo un clima árido, que provocaron una geomorfología particular (Mikkan, 2014).

En las inmediaciones orientales de la Cordillera Frontal se extiende una serie de cerrilladas compuestas por materiales pliocénicos, las cuales son producto de la degradación rápida del mencionado macizo. Las cerrilladas se dividen en cordones denominados “cuchillas”, que superan los 2.000 msnm. La red fluvial fue trazada por cursos de régimen efímero, que configuraron un relieve denominado huayquerías (Mikkan, 2014). El sitio de plantación se sitúa en estas formaciones ([Figura 13](#), señalado con un pin de color verde).

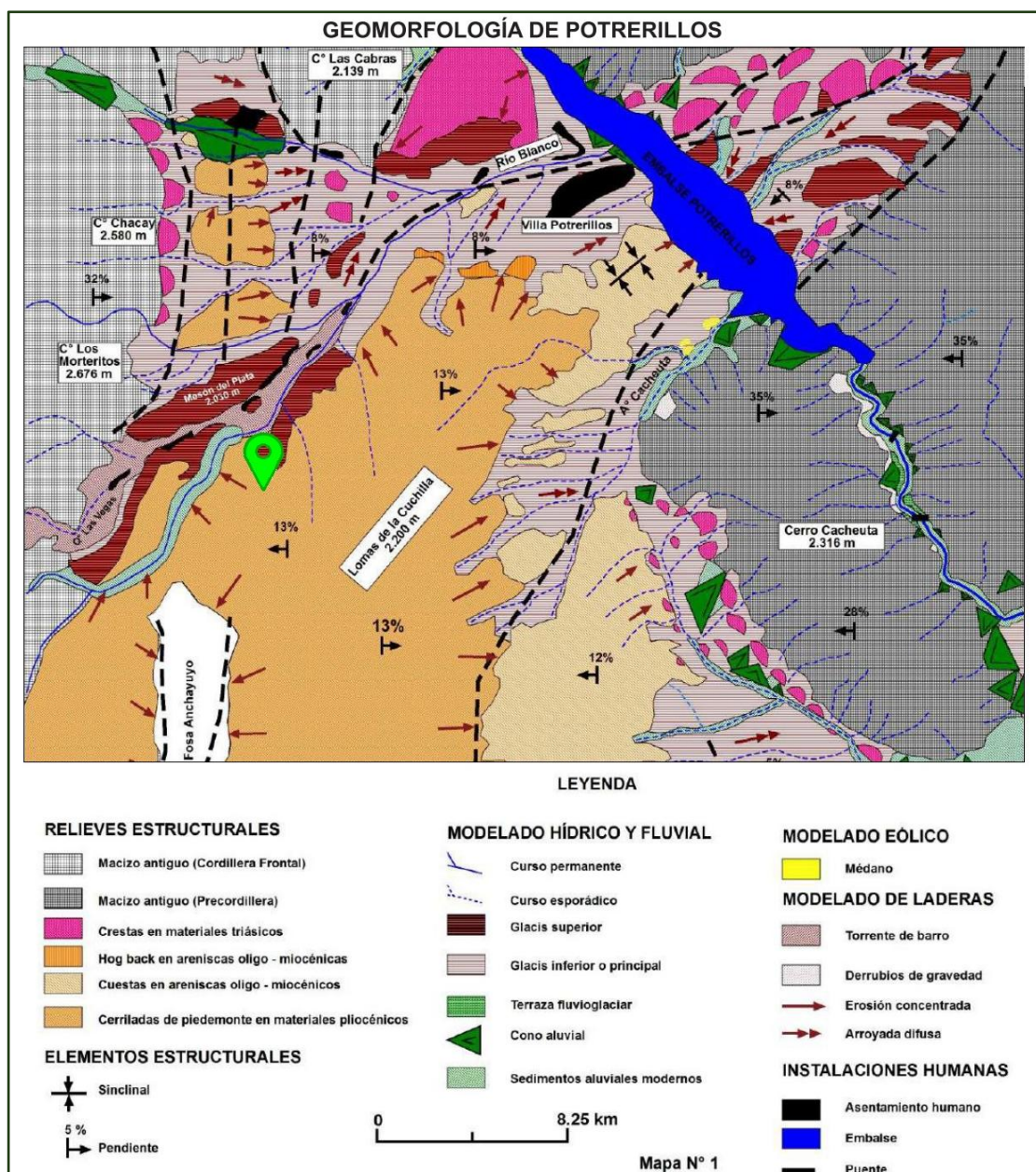


Figura 13 - Geomorfología regional del sitio de plantación (señalizado con un pin de color verde).

Fuente: adaptado del Atlas geomorfológico de la provincia de Mendoza (Mikkan, 2014).

A su vez, en las inmediaciones septentrionales del sitio se extiende la unidad de glacis superior, producto de modelado hídrico y fluvial (Mikkan, 2014).

7.1.2. Edafología

El sitio se extiende sobre un complejo edáfico conformado en un 60% por afloramientos rocosos, en los cuales existe ausencia del desarrollo de un perfil edáfico. Esto provoca que la productividad sea baja, debido a limitantes de carácter climático y geomorfológico, debido a las pendientes (INTA, 2023).

El segundo componente edáfico ocupa un 20% de la unidad, y consiste en suelos del orden Entisoles, gran grupo Torriortentes, subgrupo Torriortentes líticos. Estos suelos tienen un régimen de humedad árido o tórrido, y presentan contacto lítico dentro de los 50 cm de la superficie del suelo mineral (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, 2014). El origen de estos perfiles está influenciado por la pendiente y litología subyacente, lo cual se

asocia a una susceptibilidad a procesos erosivos. Finalmente, la unidad del suelo se completa con la presencia de Torriortentes típicos (INTA, 2023).

7.1.3. Vegetación

De acuerdo con el mapa de vegetación de la provincia de Mendoza, elaborado por la Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, el sitio de plantación se ubica en la provincia fitogeográfica del Monte, perteneciente al dominio Chaqueño, región Neotropical. Sin embargo, cabe destacar que en las cercanías se encuentran las provincias Andina (4 km hacia el Oeste) y Prepuneña (7,5 km hacia el Noreste), ambas pertenecientes al dominio Andino Patagónico. Esta variedad de ambientes es provocada por los contrastes topográficos existentes entre las altas montañas occidentales y las llanuras orientales, lo cual a su vez se refleja en la diversidad florística (Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial de Mendoza, 2022).

Según el modelo fitogeográfico definido por Cabrera (1976), el ecosistema de Monte se extiende en una diagonal de noroeste a sureste, desde las provincias de Salta hasta Chubut. Esta provincia fitogeográfica está dominada por plantas xerófilas, distribuidas en estepas arbustivas.

7.2. Diseño original de la plantación

La distribución de los individuos en el área a restaurar se planificó originalmente de acuerdo con un diseño de bloques completos al azar. Se diseñaron 8 parcelas cuadradas de aproximadamente 12 m de lado, de las cuales 4 de ellas corresponden a plantines de *Senecio subulatus* y el resto a *Schinus polygama*. Este diseño fue seleccionado a fin de absorber la variabilidad causada por la microtopografía del sitio, identificada como la mayor fuente de variabilidad externa al ensayo.

Dentro de cada parcela se eligió una cantidad de 3 plántines de cada clase de tamaño (9 individuos en total), con lo cual se obtendría un acumulado de 12 individuos por clase de tamaño y 36 individuos por especie, en la totalidad del sitio. La densidad diseñada de plantación fue de 300 individuos/ha, en concordancia con lo propuesto por el Plan de Restauración Ecológica elaborado para los sitios afectados por este incendio (Marczuk, 2022). Este valor de densidad de plantación implica una separación de aproximadamente 6 m entre individuos (Figura 14).

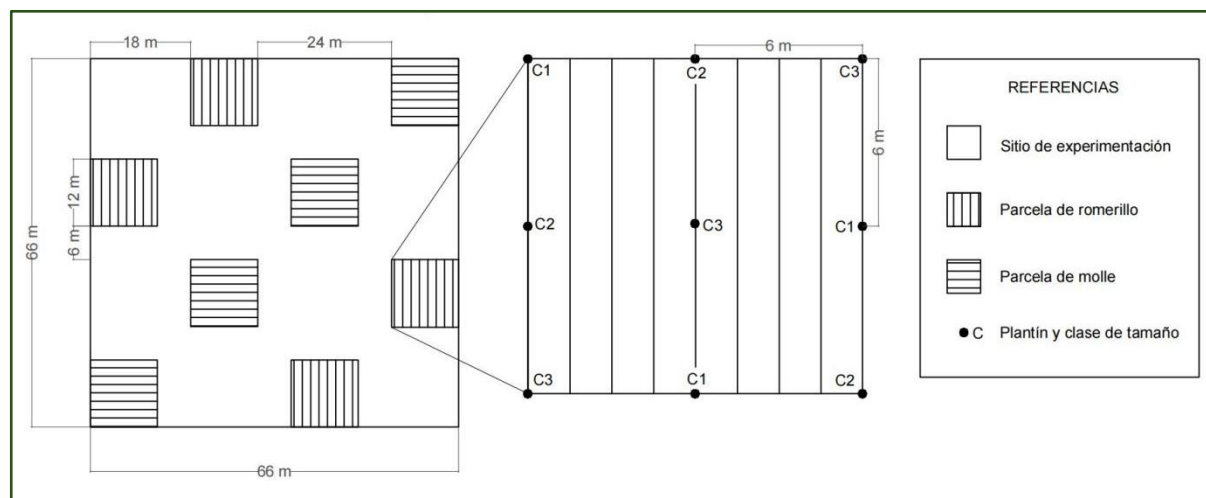


Figura 14 - Diseño original de distribución de plántines en el sitio de plantación.

Elaborado con AutoCAD 2023.

7.3. Modelos estadísticos probados para las variables de campo

7.3.1. Crecimiento

7.3.1.1. Crecimiento relativo

La [Tabla 9](#) resume el detalle de los modelos probados para explicar el comportamiento del crecimiento relativo de los individuos:

Tabla 9 - Características de los modelos estadísticos probados para el análisis de crecimiento relativo de ejemplares de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas.

Modelo	Tipo de análisis	Efectos fijos*	Efectos aleatorios*	Función de correlación de errores	Corrección por heterocedasticidad
1	MLM	- ND - CT - Interacción ND*CT	P>E	Autorregresivo continuo de orden 1 (corCAR1)	Sin corrección
2	MLM	- ND - CT - Interacción ND*CT	P>E	Autorregresivo continuo de orden 1 (corCAR1)	Corrección sobre "ND" (función varIdent)
3	MLM	- ND - CT - Interacción ND*CT	E	Autorregresivo continuo de orden 1 (corCAR1)	Sin corrección
4	MLM	- ND - CT - Interacción ND*CT	E	Autorregresivo continuo de orden 1 (corCAR1)	Corrección sobre "ND" (función varIdent)

*Referencias: ND= número de días transcurridos desde la primera medición; CT= clase de tamaño; P= Parcela; E= Etiqueta

La selección del modelo se basó en la comparación de los valores AIC, BIC y logLik (los cuales denotan al Criterio de Akaike, al Criterio Bayesiano de Información y al logaritmo de verosimilitud respectivamente), el análisis de los valores residuales y la comparación de los modelos mediante pruebas de cociente de verosimilitud (Di Renzo et al., 2011). La información al respecto está disponible en el [Anexo 7.4.1](#).

7.3.1.2. Crecimiento mensual

La [Tabla 10](#) detalla los modelos estadísticos probados para la variable "crecimiento mensual":

Tabla 10 - Características de los MLM probados para el análisis de crecimiento mensual de ejemplares de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas.

Modelo	Efectos fijos*	Efectos aleatorios*	Función de correlación de errores	Corrección por heterocedasticidad
1	CT	P	Errores independientes	Sin corrección
2	CT	P	Errores independientes	Corrección sobre "P" (función varIdent)

*Referencias: CT= clase de tamaño; P= Parcela

La selección del modelo se basó en la comparación de los valores AIC, BIC y logLik, el análisis de los valores residuales y la comparación de los modelos mediante pruebas de cociente de verosimilitud (Di Renzo et al., 2011). La información al respecto se presenta en el [Anexo 7.4.2](#).

Es importante mencionar que, para ambas especies analizadas, esta variable no cumplió con el supuesto de distribución normal, dado por el test de Shapiro-Wilks. En relación con el supuesto de homogeneidad de la varianza, la especie *Schinus polygama* permitió comprobar su cumplimiento, mediante la prueba de Levene. Por otra parte, para *Senecio subulatus* logró cumplirse este supuesto solo después de haber eliminado la información relativa a un individuo, por tratarse de un dato aberrante presuntamente derivado de sesgos en el proceso de medición. Tal como se mencionó en la sección [2.1.4.](#), los valores negativos de crecimiento carecen de sentido biológico, y fueron derivados de errores en la metodología de medición.

7.3.2. Supervivencia

La [Tabla 11](#) detalla los modelos estadísticos probados para el análisis paramétrico de la variable supervivencia: La selección del modelo está disponible en el [Anexo 7.4.2](#).

Tabla 11 - Características de los MLGM de distribución binomial probados para el análisis paramétrico de supervivencia de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas.

Modelo	Variable*	Covariables*	Efectos fijos*	Efectos aleatorios*
1	Vivas/(P*CT)	- ND - Plantadas/(P*CT)	- ND - CT - Interacción ND*CT	P
2	Vivas/(P*CT)	- ND - Plantadas/(P*CT)	- ND - CT	P
3	Vivas/CT	- ND - Plantadas/CT	- ND - CT - Interacción ND*CT	-
4	Vivas/CT	- ND - Plantadas/CT	- ND - CT	-

*Referencias: ND= número de días transcurridos desde la primera medición; CT= clase de tamaño; P= Parcela; E= Etiqueta

7.4. Selección de modelos estadísticos para las variables de campo

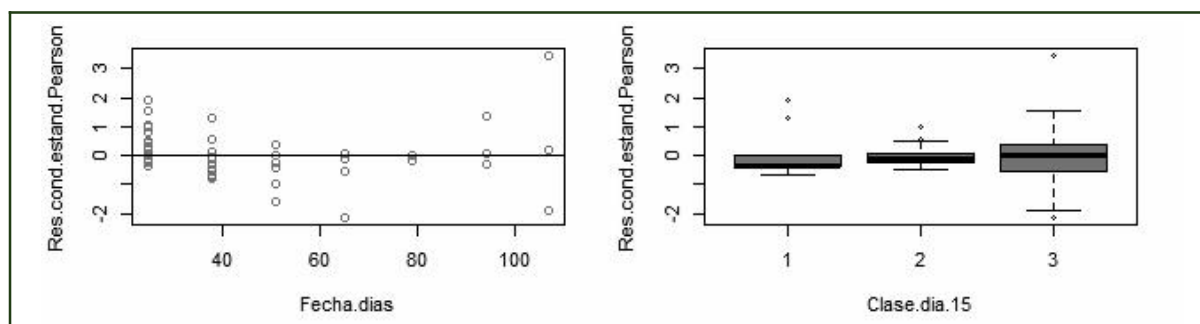
La selección del modelo para cada variable y especie se basó en la comparación de los valores AIC, BIC y logLik, el análisis de los valores residuales y la comparación de los modelos mediante pruebas de cociente de verosimilitud (Di Renzo et al., 2011).

7.4.1. Crecimiento relativo

7.4.1.1. *Senecio subulatus*

Tabla 12 - Comparación de los modelos de crecimiento relativo probados para ejemplares de *Senecio subulatus* trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	El modelo no puede estimarse				
2	El modelo no puede estimarse				
3	-190,75	-171,32	104,38	Significativo (p-valor<0,0001)	<u>Residuos vs fecha</u> : mayor rango (aprox. entre -2 y 3); tendencia de doble embudo <u>Residuos vs clase</u> : mayor rango (aprox. entre -2 y 3) <u>Residuos vs predichos</u> : mayor rango (aprox. entre -2 y 3), tendencia curvilínea <u>QQ-plot</u> : mayor rango (aprox. entre -3 y 4), desvíos en los extremos
4	-218,52	-186,14	124,26		<u>Residuos vs fecha</u> : menor rango (aprox. entre -2 y 2), mayor tendencia aleatoria <u>Residuos vs clase</u> : menor rango (aprox. entre -2 y 2) <u>Residuos vs predichos</u> : menor rango (aprox. entre -2 y 2), tendencia aleatoria con dos valores atípicos <u>QQ-plot</u> : menor rango (aprox. entre -2 y 2), sin desvíos en los extremos



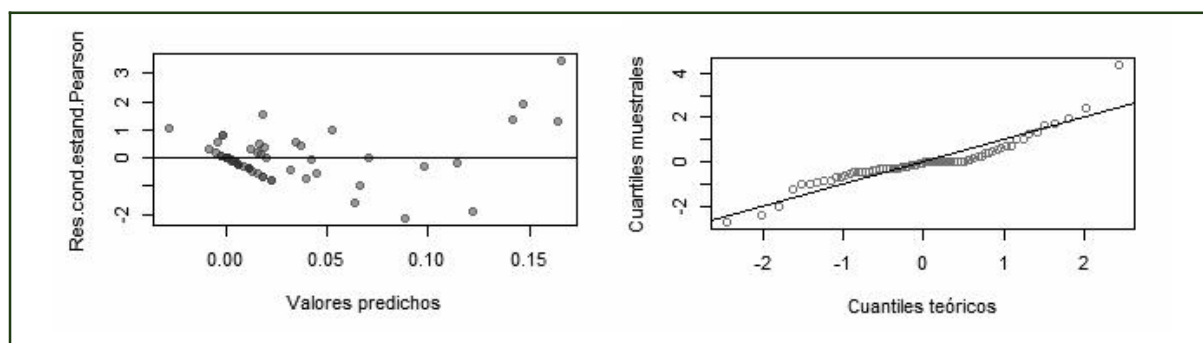


Gráfico 6 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 3 (*Senecio subulatus*).

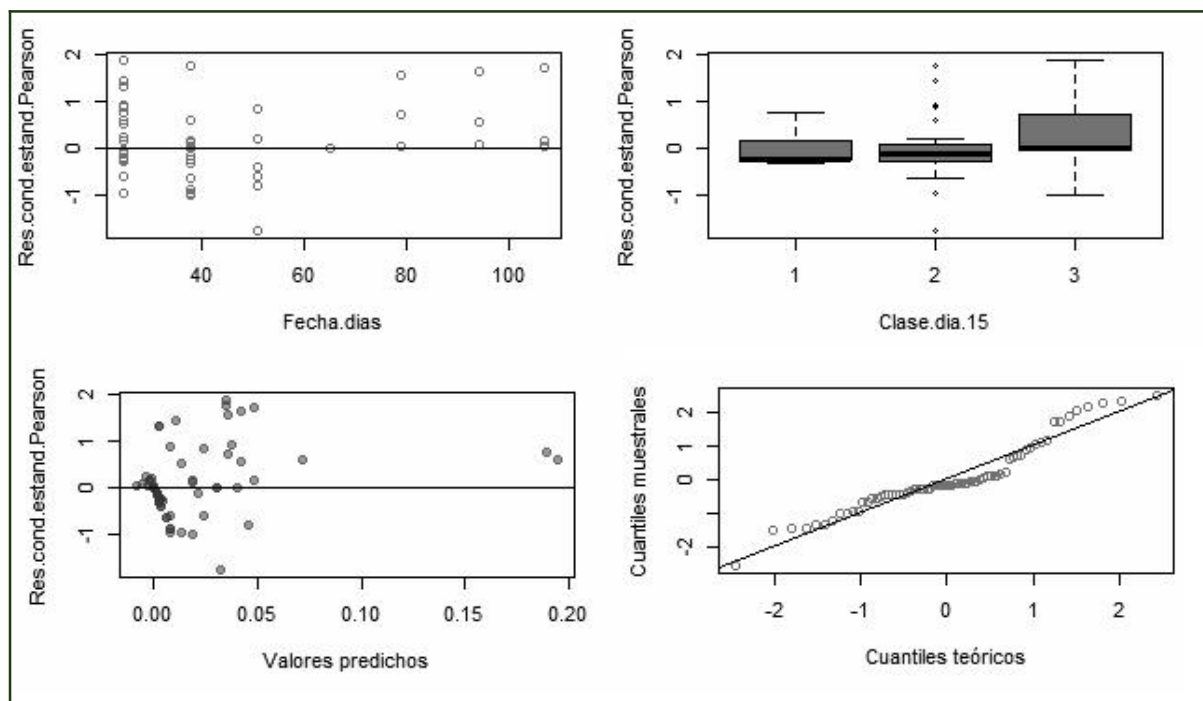
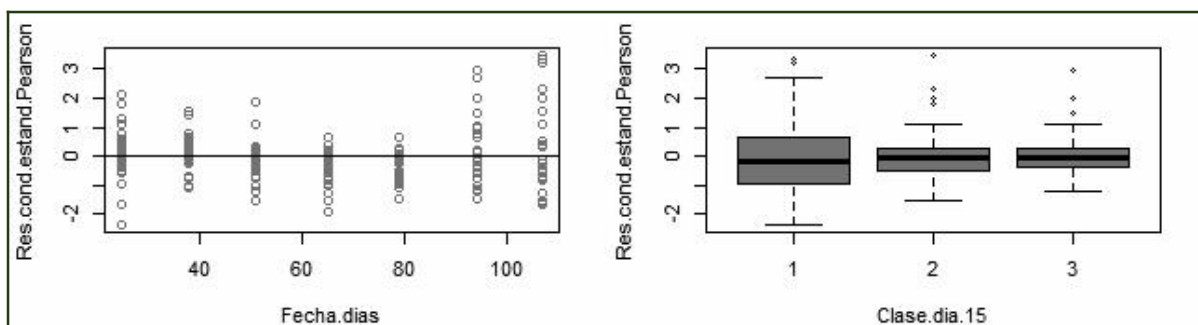


Gráfico 7 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 4 (*Senecio subulatus*).

7.4.1.2. *Schinus polygama*

Tabla 13 - Comparación de los modelos de crecimiento relativo probados para ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas. El texto en **negrita** corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	-331,97	-301,98	174,98	Significativo (p-valor<0,0001)	<u>Residuos vs fecha:</u> mayor rango (aprox. entre -3 y 4), tendencia curvilínea <u>Residuos vs clase:</u> menor rango (aprox. entre -2 y 3), outliers en las tres clases <u>Residuos vs parcela:</u> menor rango (aprox. entre -2 y 3) <u>Residuos vs predichos:</u> mayor rango (aprox. entre -3 y 4), tendencia curvilínea <u>QQ-plot:</u> mayor rango (aprox. entre -3 y 4), desvíos en los extremos
2	-433,55	-383,56	231,77		<u>Residuos vs fecha:</u> menor rango (aprox. entre -3 y 3), tendencia aleatoria <u>Residuos vs clase:</u> mayor rango (aprox. entre -3 y 3), outliers en clases 2 y 3 <u>Residuos vs parcela:</u> mayor rango (aprox. entre -3 y 3) <u>Residuos vs predichos:</u> menor rango (aprox. entre -3 y 3), tendencia aleatoria con un valor atípico <u>QQ-plot:</u> menor rango (aprox. entre -3 y 3)
3	-331,97	301,98	174,98	Se elige el Modelo 2 por tratarse de la alternativa más parsimoniosa (sin efecto aleatorio anidado de Parcela>Etiqueta)	Ídem Modelo 1
4	-433,55	-383,56	231,77		Ídem Modelo 2



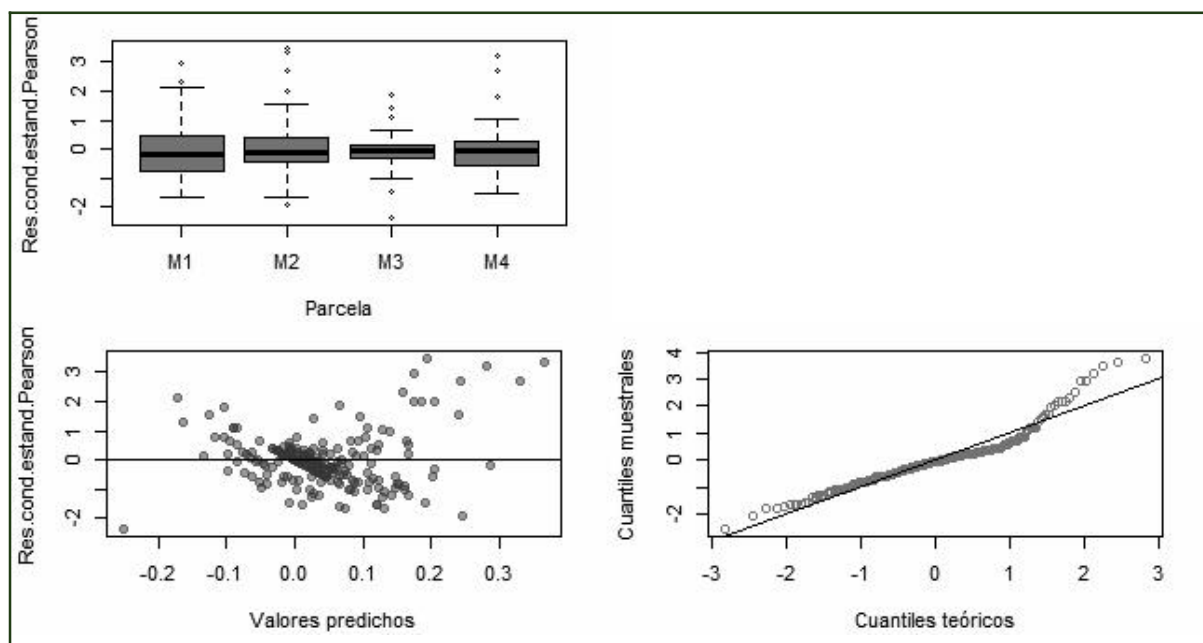


Gráfico 8 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 1 (*Schinus polygama*).

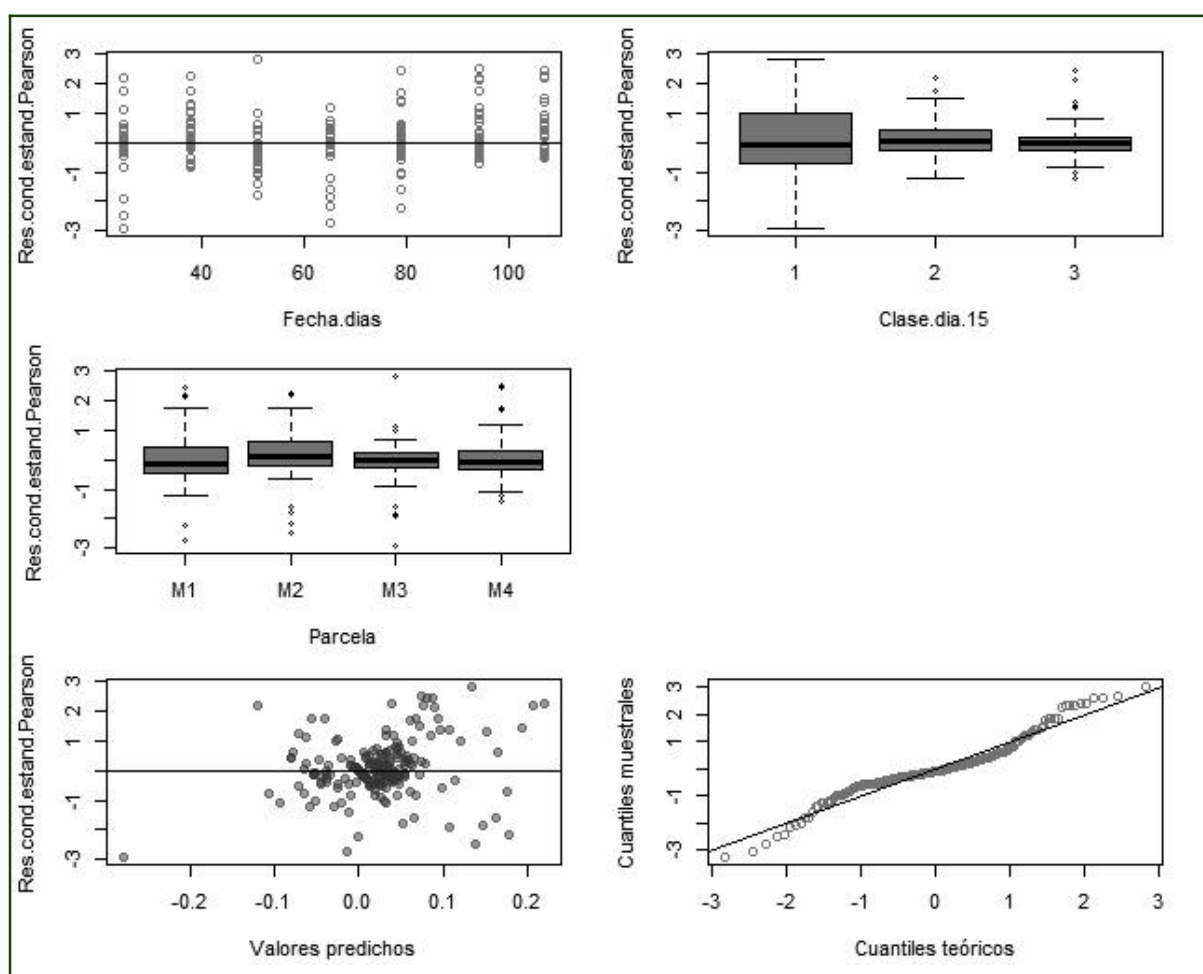


Gráfico 9 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 2 (*Schinus polygama*).

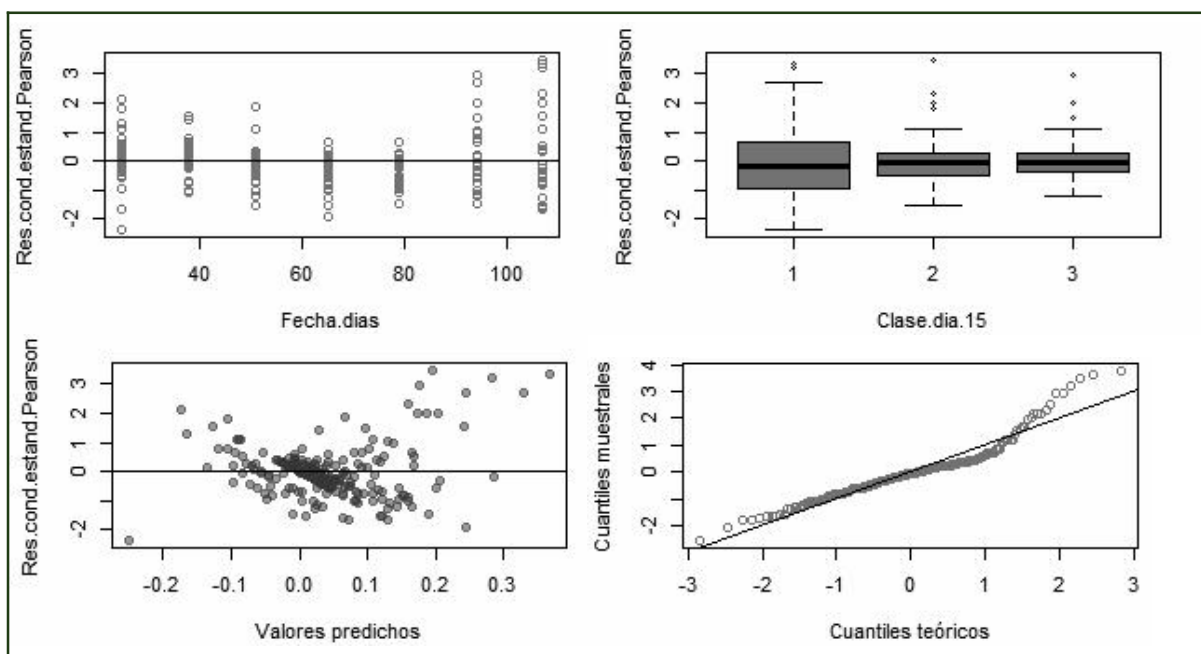


Gráfico 10 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 3 (*Schinus polygama*).

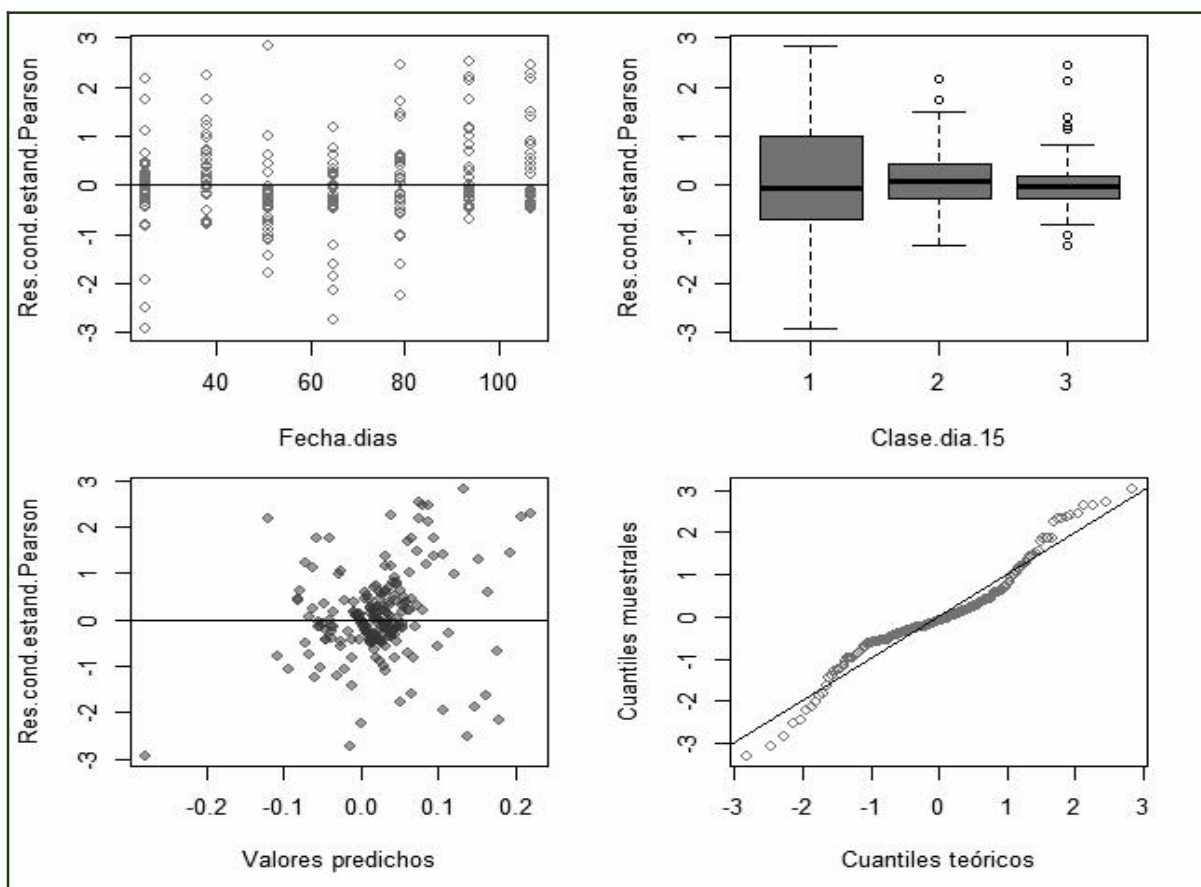


Gráfico 11 - Análisis de valores residuales de crecimiento relativo - Modelo 4 (*Schinus polygama*).

7.4.2. Crecimiento mensual

7.4.2.1. *Senecio subulatus*

Tabla 14 - Comparación de los modelos de crecimiento mensual probados para ejemplares de *Senecio subulatus* trasplantados en Las Vegas. El texto en **negrita** corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	101,32	108,49	-45,66	-	<u>Residuos vs clase:</u> distribución por fuera del rango (-2; 2) <u>Residuos vs parcela:</u> distribución por fuera del rango (-2; 2), elevada dispersión de la parcela S4 <u>Residuos vs predichos:</u> distribución por fuera del rango (-2; 2), leve tendencia de embudo <u>QQ-plot:</u> distribución por fuera del rango (-2; 2), acumulación de valores en torno a cero
2	El modelo no puede estimarse				

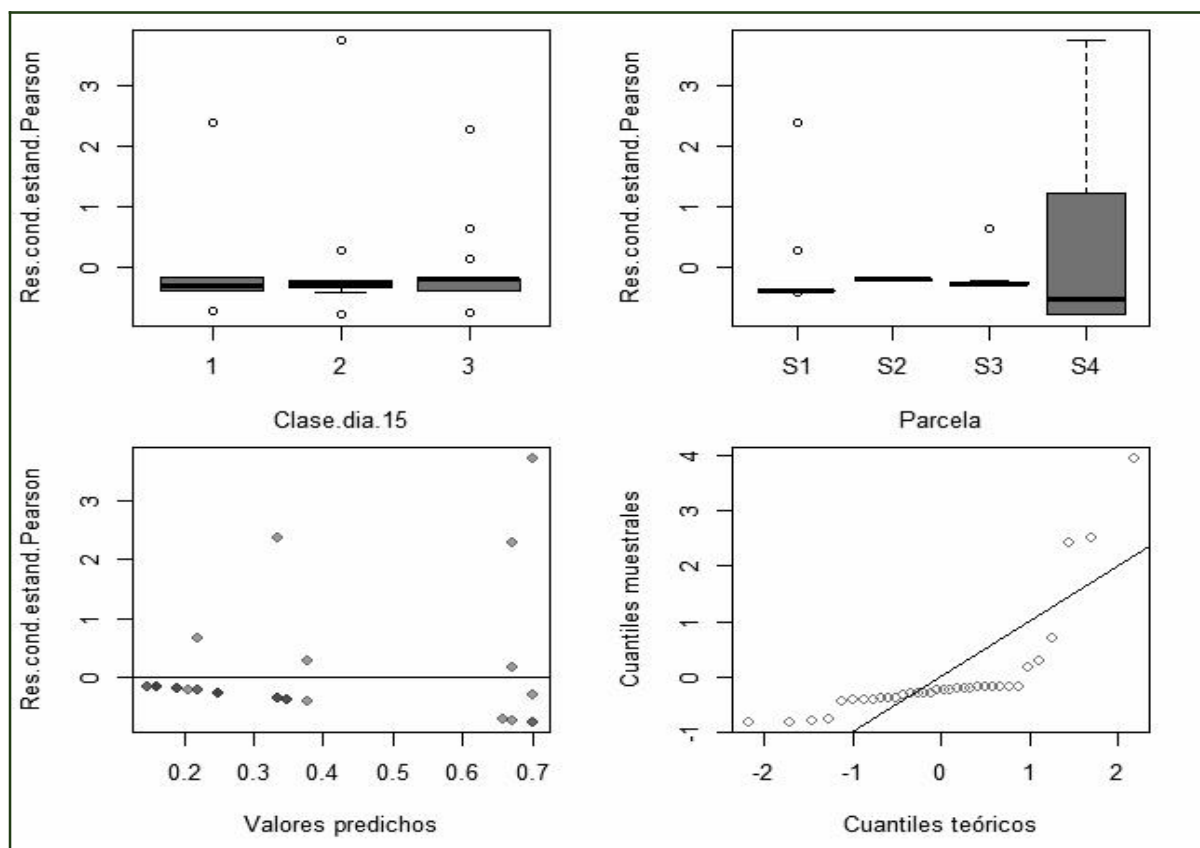


Gráfico 12 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 1 (*Senecio subulatus*).

7.4.2.2. *Schinus polygama*

Tabla 15 - Comparación de los modelos de crecimiento mensual probados para ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	96,22	103,70	-43,11	Significativo (p-valor=0,03)	<u>Residuos vs clase</u> : outliers en clases 2 y 3 <u>Residuos vs parcela</u> : outliers en parcelas M1, M2 y M3 <u>Residuos vs predichos</u> : leve tendencia curvilínea <u>QQ-plot</u> : valores atípicos en los extremos
2	93,35	105,32	-38,68		<u>Residuos vs clase</u> : sin outliers <u>Residuos vs parcela</u> : outliers en parcelas M2 y M3, menor dispersión entre cajas <u>Residuos vs predichos</u> : residuos distribuidos de manera aleatoria <u>QQ-plot</u> : valores más cercanos a la recta normal en los extremos

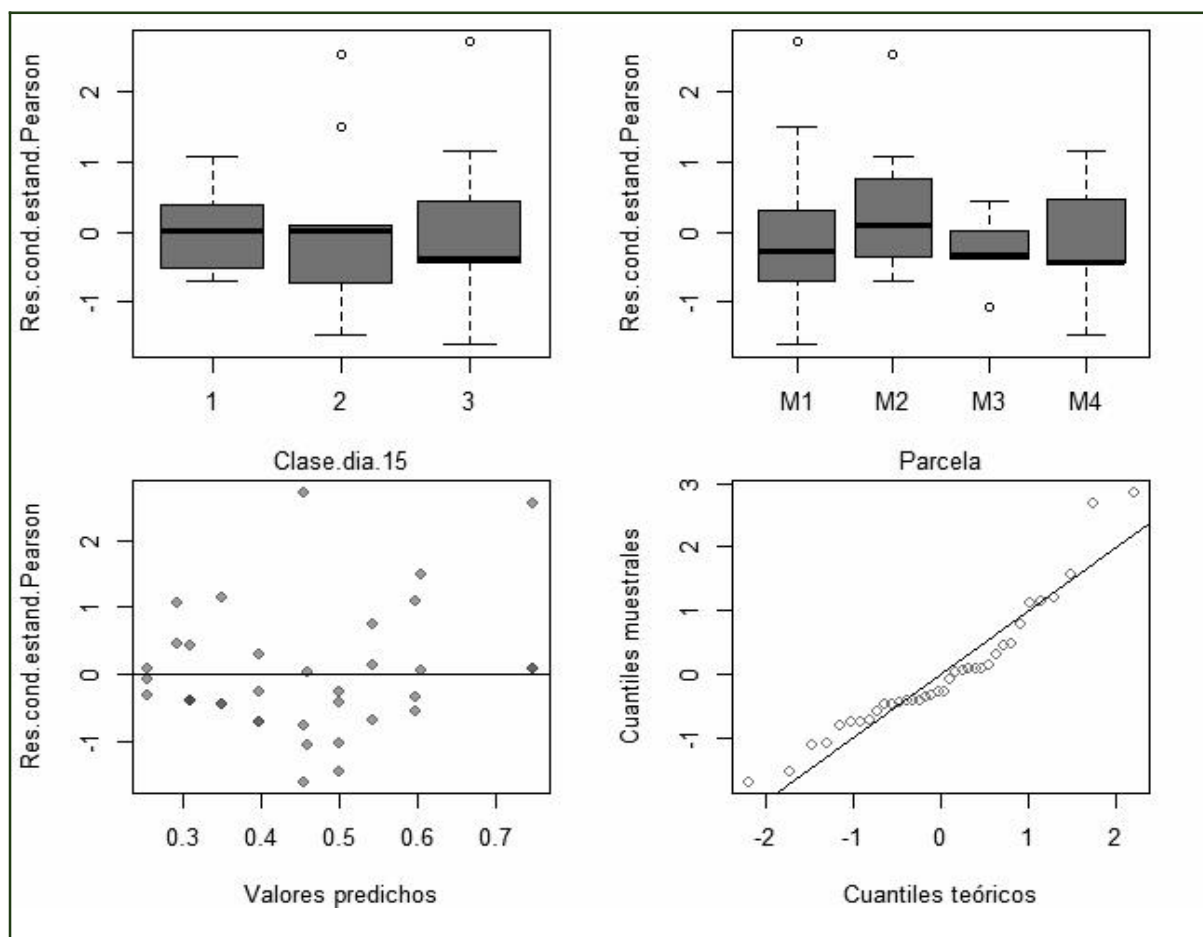
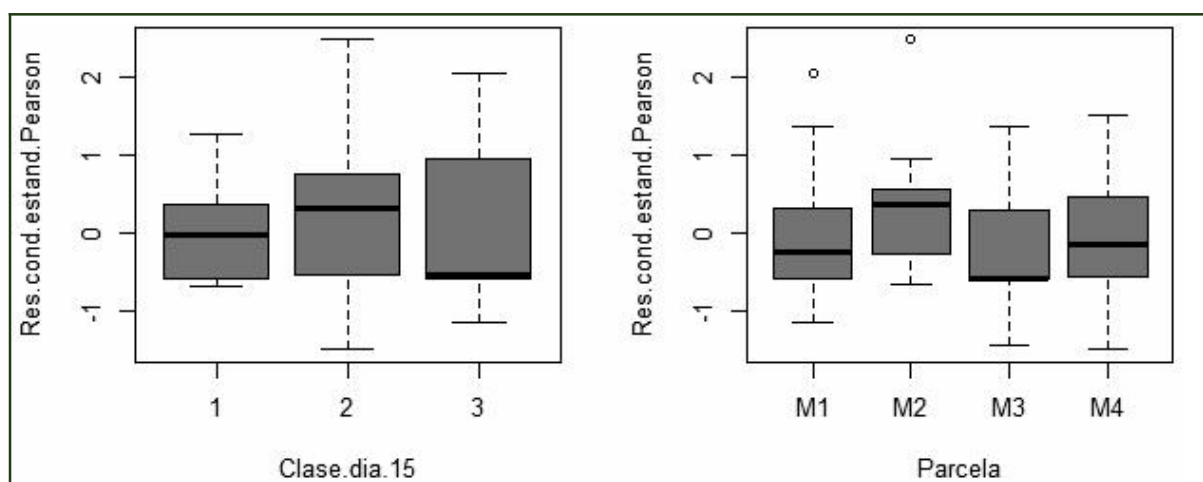


Gráfico 13 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 1 (*Schinus polygama*).



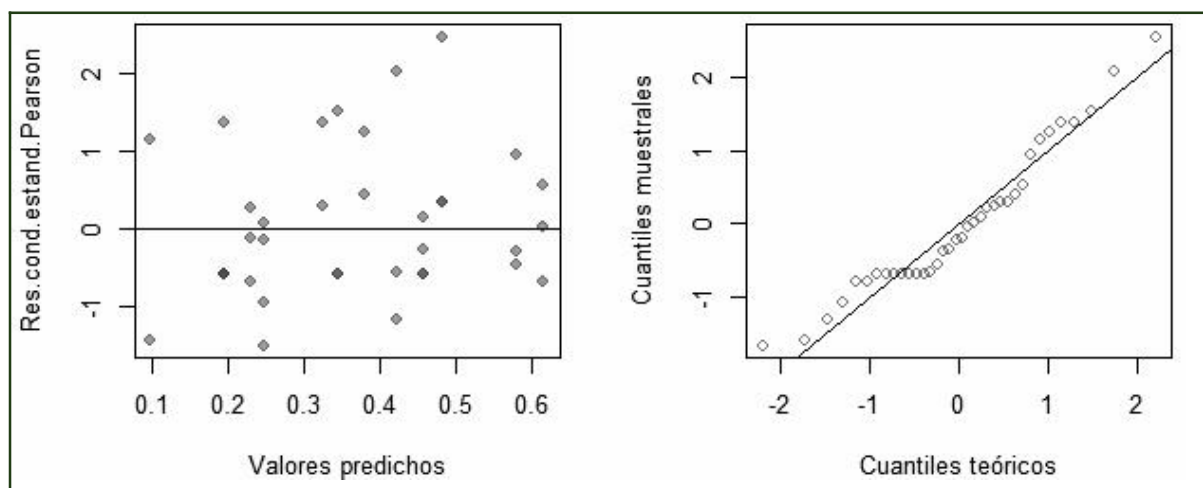


Gráfico 14 - Análisis de valores residuales de crecimiento mensual - Modelo 2 (*Schinus polygama*).

7.4.3. Análisis paramétrico de supervivencia

La selección del modelo paramétrico de supervivencia se basó en los valores AIC, BIC y logLik, el análisis de los valores residuales y la comparación de los modelos mediante pruebas de cociente de verosimilitud (Di Renzo et al., 2011).

7.4.3.1. *Senecio subulatus*

Tabla 16 - Comparación de los MLGM probados en el análisis paramétrico de supervivencia, para ejemplares de *Senecio subulatus* trasplantados en Las Vegas. El texto en negrita corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	El modelo no puede estimarse				
2	158,18	171,49	-74,09	-	<u>Residuos vs predichos</u> : estructura en forma de bandas con tendencias curvilíneas descendentes, outliers positivos, mayor rango (aprox. entre -2 y 3,75) <u>QQ-plot</u> : valores atípicos en los extremos, elevado valor de r (0,982)

3	71,55	78,87	-29,78	Significativo (p-valor<0,0001)	Residuos vs predichos: distribución en forma de cruz simétrica y centrada en cero, acorde a lo esperado para modelos binomiales, sin patrón aparente, un solo outlier QQ-plot: valor moderado de r (0,958), menor rango (aprox. entre -1,75 y 3), escalonamiento dado por la discreción de los residuos tolerable en un modelo binomial, simétrico y centrado en la diagonal
4	90,29	95,16	-41,14		Residuos vs predichos: distribución en dos nubes de puntos con cierta estructura, mayor rango (aprox. entre -2,5 y 3), outliers QQ-plot: elevado valor de r (0,981), residuos aproximadamente normales

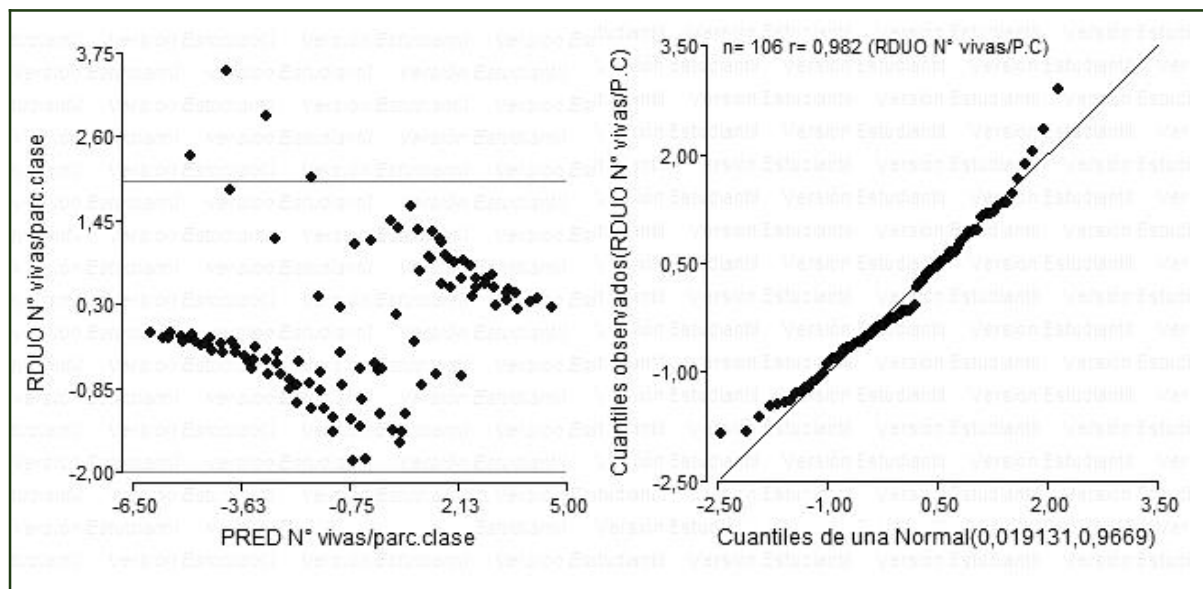


Gráfico 15 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 2 (*Senecio subulatus*).

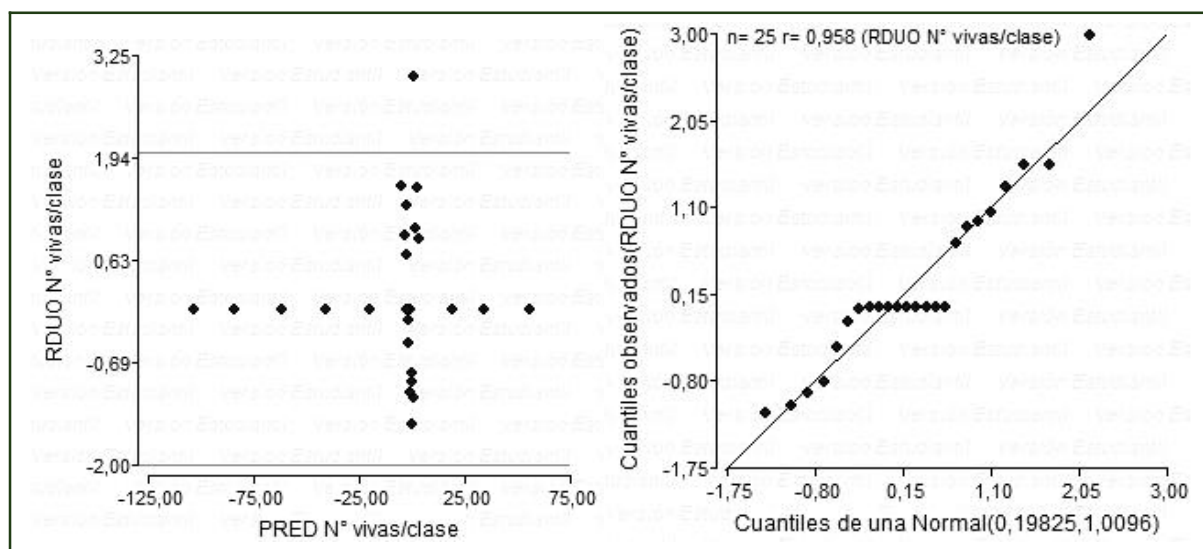


Gráfico 16 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 3 (*Senecio subulatus*).

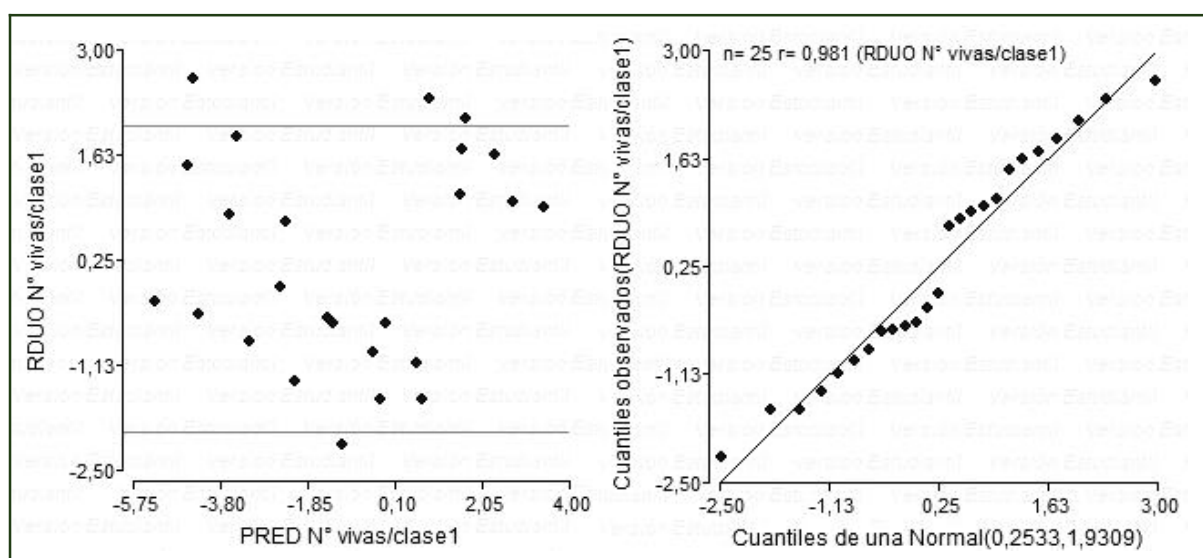


Gráfico 17 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 4 (*Senecio subulatus*).

7.4.3.2. *Schinus polygama*

Tabla 17 - Comparación de los MLGM probados en el análisis paramétrico de supervivencia, para ejemplares de *Schinus polygama* trasplantados en Las Vegas. El texto en **negrita** corresponde al modelo que presenta mejor ajuste para cada indicador considerado. Prueba del cociente de verosimilitud mediante LSD de Fisher.

Modelo	AIC	BIC	logLik	Prueba del cociente de verosimilitud	Análisis de residuos
1	123,14	141,91	-54,57	No significativo (p-valor=0,4047)	<u>Residuos vs predichos</u> : residuos agrupados con tendencia curvilínea <u>QQ-plot</u> : desviaciones en los extremos
2	120,95	134,36	-55,47		<u>Residuos vs predichos</u> : residuos agrupados, tendencia curvilínea menos pronunciada <u>QQ-plot</u> : desviaciones en los extremos y en la región central
3	64,33	72,10	-26,16	No significativo (p-valor=0,3921). Se elige la alternativa más parsimoniosa (sin interacción Días*Clase)	<u>Residuos vs predichos</u> : mayor aleatoriedad, agrupamiento y tendencia curvilínea leves <u>QQ-plot</u> : leve tendencia escalonada, desvíos en el extremo superior
4	62,20	67,38	-27,10		<u>Residuos vs predichos</u> : mayor aleatoriedad, agrupamiento leve, sin tendencia curvilínea <u>QQ-plot</u> : menor tendencia escalonada, desvíos en el extremo superior

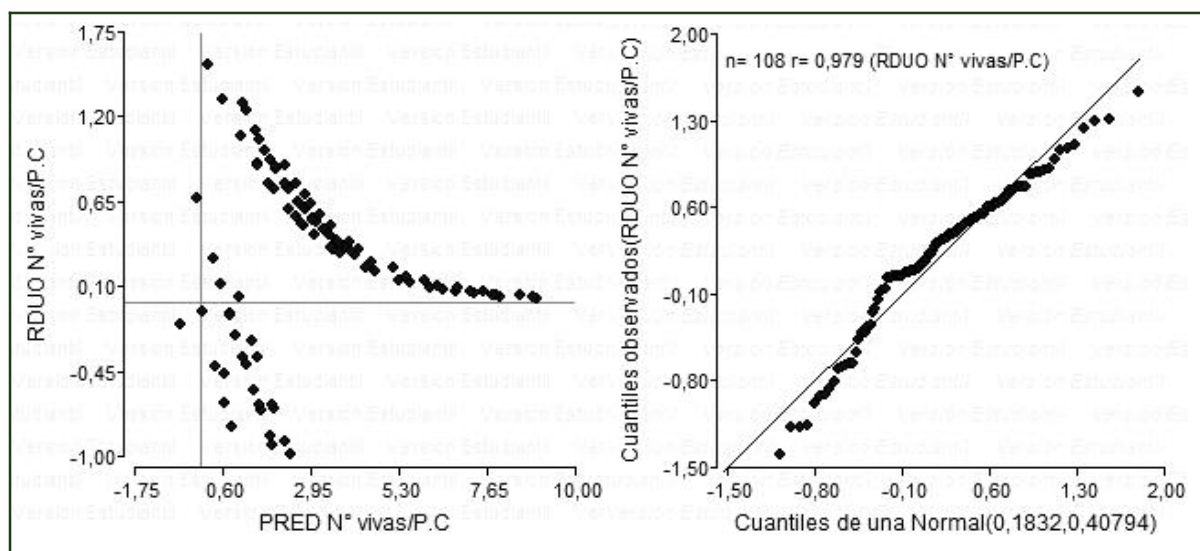


Gráfico 18 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 1 (*Schinus polygama*).

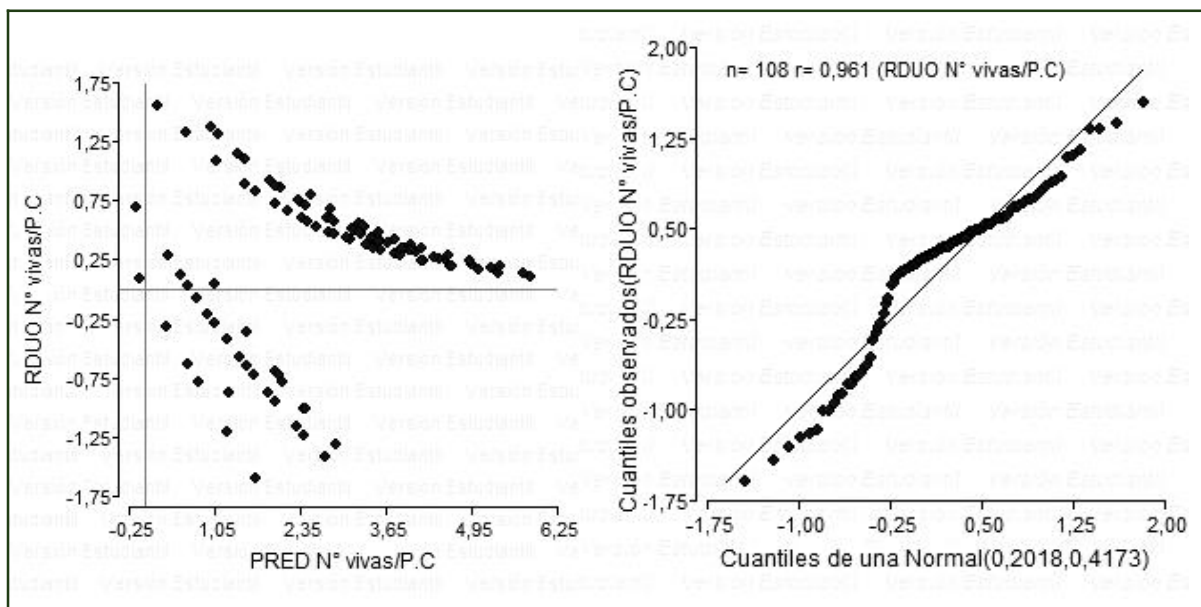


Gráfico 19 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 2 (*Schinus polygama*).

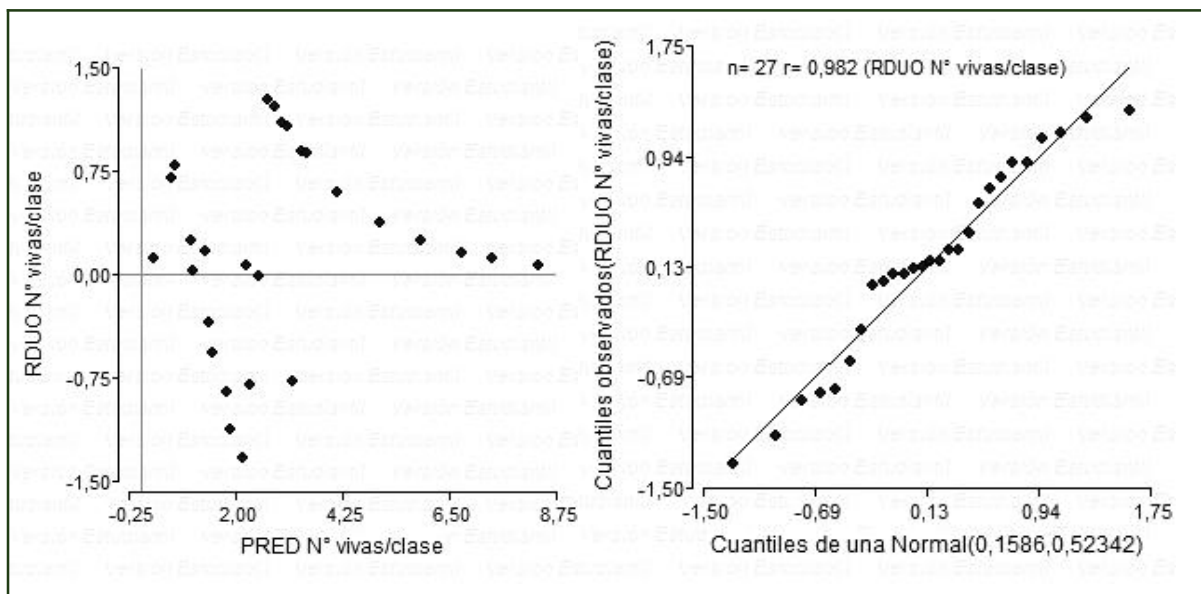


Gráfico 20 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 3 (*Schinus polygama*).

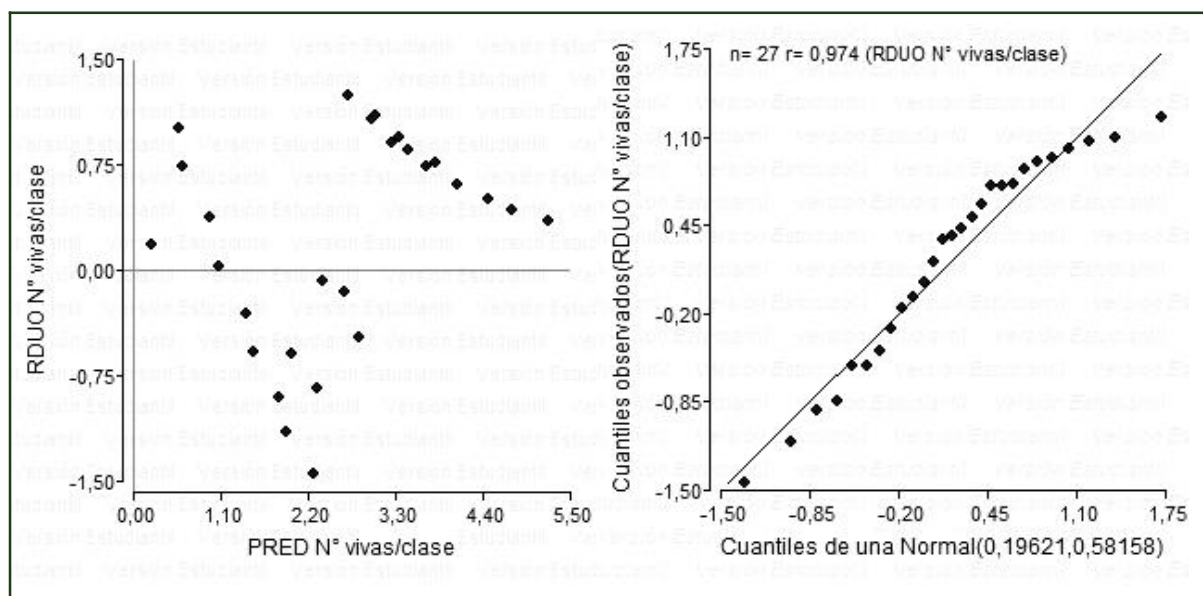


Gráfico 21 - Análisis de valores residuales de supervivencia - Modelo 4 (*Schinus polygama*).

7.5. Selección de análisis estadísticos para las variables de laboratorio

La siguiente tabla resume los análisis llevados a cabo para cada variable determinada en laboratorio, a partir del cumplimiento o no de los supuestos mencionados por cada variable considerada ([Tabla 18](#)):

Tabla 18 - Análisis estadísticos realizados sobre las variables de laboratorio LVR y PVR determinadas sobre ejemplares de *Senecio subulatus* y *Schinus polygama*, en base al cumplimiento de supuestos.

Especie	Variable	Supuesto de normalidad	Supuesto de homocedasticidad	Análisis adecuado
<i>Senecio subulatus</i>	LVR	Cumple	Cumple	ADEVA
	PVR	No cumple	Cumple	ADEVA
<i>Schinus polygama</i>	LVR	No cumple	No cumple	MLGM
	PVR	No cumple	Cumple	ADEVA

A partir de los resultados obtenidos, se optó por llevar a cabo un análisis de la varianza (ADEVA) sobre las tres variables de estudio que cumplen el supuesto de homocedasticidad. Si bien las dos variables dos PVR no cumplen con el supuesto de normalidad, se ha demostrado que el ADEVA presenta robustez ante datos que no presentan una distribución de probabilidad normal, en condiciones de cumplimiento del supuesto de homocedasticidad (Schmider et al., 2010).

La variable LVR de la especie *Schinus polygama*, sin embargo, no cumple ninguno de los dos supuestos. Por este motivo, la variable se sometió a análisis mediante MLM, con y sin corrección por heterocedasticidad del factor "Clase", así como también se realizó un análisis mediante Modelos Lineales Generalizados y Mixtos (Di Renzo et al., 2011), en adelante, "MLGM", con distribución de probabilidad normal y función de enlace de identidad. La selección del modelo MLGM se realizó en base a la comparación de los valores AIC, BIC y logLik (Di Renzo et al., 2011).

7.6. Evolución del crecimiento relativo

Resulta valioso conocer la variación del crecimiento relativo a lo largo de la temporada de mediciones, de forma complementaria a la comparación de los valores medios de la variable.

El Gráfico 22 presenta la evolución del crecimiento relativo de plantines de *Senecio subulatus* para cada clase de tamaño. En este caso, tal y como fue expuesto en la sección 2.1.4., se utiliza la variable ajustada a valores nulos o positivos, para mitigar los errores ocurridos en la medición.

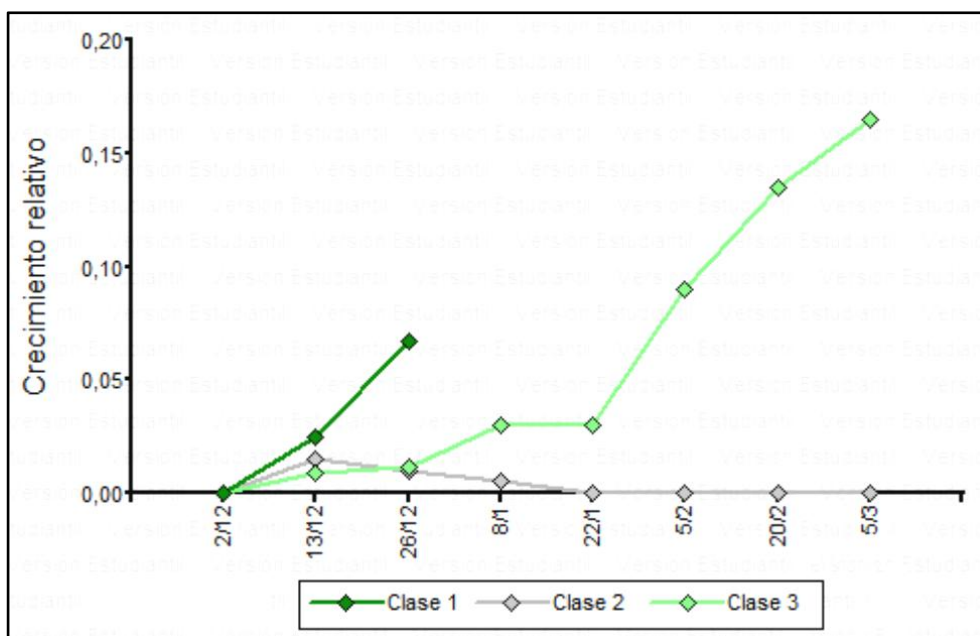


Gráfico 22 - Crecimiento relativo de plantines de *Senecio subulatus* a lo largo de las mediciones, en función de la clase de tamaño.

Se observa que las mediciones de la clase 1 culminaron el 26/12/2022 (38 días luego del trasplante) por haberse alcanzado la mortalidad total al siguiente evento de medición. Por otra parte, la clase 3 (representada desde el día 5/2/2023 por dos individuos sobrevivientes) presenta una tendencia ascendente de crecimiento relativo a lo largo de todo el periodo del ensayo. En cuanto a la clase 2 (con un único individuo sobreviviente desde el 22/1/2023), arrojó una tendencia nula de crecimiento relativo.

El siguiente gráfico presenta la evolución temporal de los ejemplares de *Schinus polygama* para cada clase de tamaño.

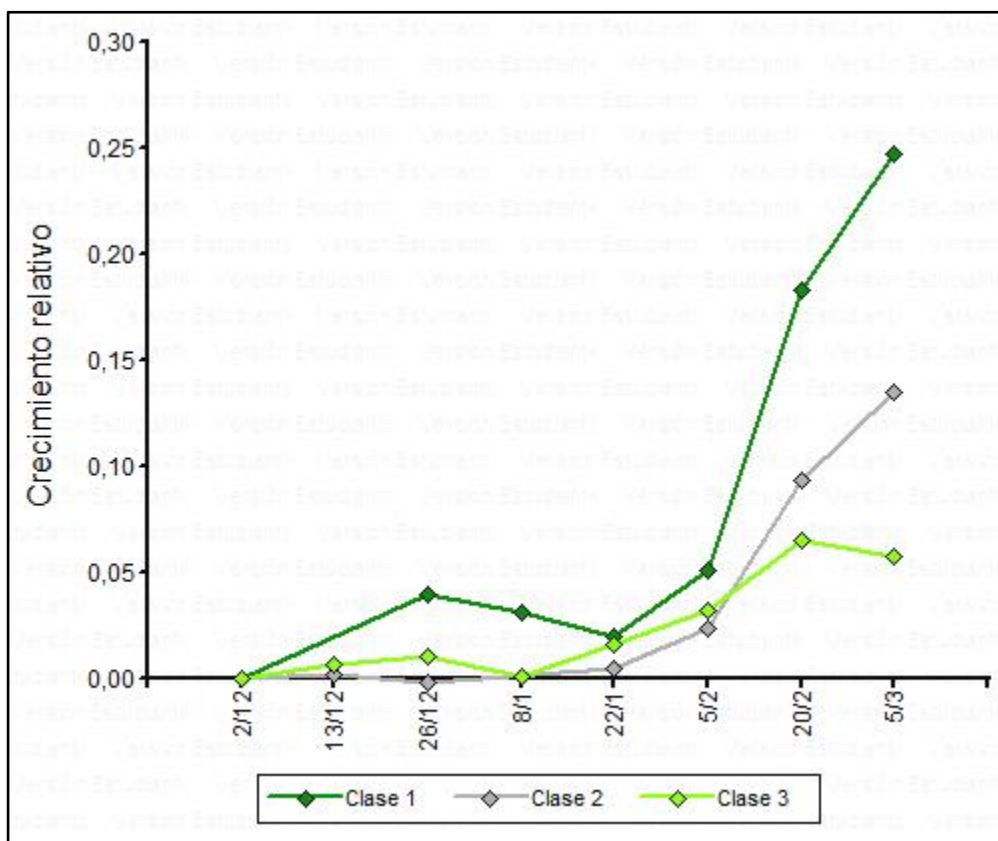


Gráfico 23 - Crecimiento relativo de plántulas de *Schinus polygama* a lo largo de las mediciones, en función de la clase de tamaño.

En el caso de esta especie, las tres clases de tamaño presentan comportamientos similares, en términos de crecimiento relativo, dados por la estabilidad de la variable durante los 65 días posteriores al trasplante (en los cuales se dio la ocurrencia de una ola de calor), seguido de un ascenso de sus valores a partir del 22/1/2023. Se identifica además una tendencia, según la cual el crecimiento relativo se asocia inversamente al tamaño del plantín, a saber: los plántulas de menores tamaños presentan mayores valores de crecimiento relativo.

Resulta pertinente destacar la visualización temporal del crecimiento relativo, ya que brinda información que no se contempla en el análisis del valor medio de la variable. En este sentido, a partir de la interpretación gráfica de la evolución del crecimiento relativo, para futuras investigaciones en la temática se sugiere complementar el análisis de los valores medios con abordajes estadísticos que contemplen el comportamiento temporal de la variable de crecimiento.