

La remoción de acículas favorece la supervivencia de *Oreocallis grandiflora* en plantaciones de *Pinus* al sur del Ecuador

Needle removal improves the survival of *Oreocallis grandiflora* in *Pinus* plantations in southern Ecuador

Autores:

Vanessa Moscoso*
Alberto Macancela-Herrera
Antonio Crespo
Universidad del Azuay, Ecuador

Autor de correspondencia:

Vanessa Moscoso
vanessamoscoso20@gmail.com

- **Recepción:** 30 - enero - 2025
- **Aprobación:** 01 - mayo - 2025
- **Publicación online:** 30 - junio - 2025

Citación: Moscoso, V., Macancela-Herrera, A. y Crespo, A. (2025). La remoción de acículas favorece la supervivencia de *Oreocallis grandiflora* en plantaciones de *Pinus* al sur del Ecuador. *Maskana*, 16(1), 157 - 169. <https://doi.org/10.18537/mskn.16.01.10>

La remoción de acículas favorece la supervivencia de *Oreocallis grandiflora* en plantaciones de *Pinus* al sur del Ecuador

Needle removal improves the survival of *Oreocallis grandiflora* in *Pinus* plantations in southern Ecuador

Resumen

Las plantaciones de pino han impactado negativamente la biodiversidad y el establecimiento de flora nativa en Ecuador. Evaluamos si la remoción de acículas facilita el establecimiento de *Oreocallis grandiflora* en una plantación del sur del país; realizamos siembra directa de semillas en parcelas con y sin acícula. Nuestros resultados mostraron que la remoción no tuvo efecto estadísticamente significativo sobre la emergencia ($p > 0.05$), pero sí sobre la supervivencia ($p < 0.0001$). Después de 22 semanas, registramos una supervivencia $>86\%$ sin acícula y 7% con acícula. Dos años después, la supervivencia fue cercana al 80% para el tratamiento sin acícula, asimismo, se evidenció que el crecimiento de estas plantas fue significativo ($p < 0.0001$). Concluimos que la siembra directa es viable, pero recomendamos remover mensualmente las acículas durante los primeros meses.

Palabras clave: acícula de pino, emergencia, establecimiento, flora nativa, gañal, siembra directa.

Abstract

Pine plantations have negatively impacted biodiversity and the establishment of native flora in Ecuador. We evaluated whether needle removal facilitates the establishment of *Oreocallis grandiflora* in a plantation in the southern part of the country; we conducted direct seeding in plots with and without needles. Our results showed that removal had no statistically significant effect on emergence ($p > 0.05$), but it did affect survival ($p < 0.0001$). After 22 weeks, we recorded $>86\%$ survival in plots without needles and 7% in those with needles. Two years later, we observed significant growth, although survival was 82% and 5% , respectively. We conclude that direct seeding is viable, but recommend monthly needle removal during the first few months to ensure successful establishment.

Keywords: direct seeding, emergence, establishment, gañal, native flora, pine needles.

1. Introducción

El pino es una especie nativa del hemisferio norte, perteneciente a la familia Pinaceae, con hábitos tanto arbóreos como arbustivos (Richardson, 2000). Posee valiosas características maderables, rápido crecimiento y fácil cultivo, por lo que ha sido introducido y extendido a varios países en todo el mundo desde hace varias décadas (Hofstede et al., 2002). En Ecuador las primeras plantaciones se registraron a partir de la segunda mitad del siglo XX con fines comerciales y recreacionales (Narváez et al., 2017), utilizando principalmente especies como: *Pinus patula* y *Pinus radiata*, debido a su adaptación a diversas condiciones climáticas y edáficas (Quiroz et al., 2019). Sin embargo, estas plantaciones han ocasionado problemas en procesos biogeoquímicos, hidrológicos, regímenes de fuego, además de modificar la disponibilidad de nutrientes del suelo y afectar a las comunidades bióticas superficiales y subterráneas (Richardson, 2000; Simberloff et al., 2010).

Por ejemplo, la acumulación de acícula de pino en el suelo inhibe la emergencia, germinación y desarrollo de otras especies en sotobosque, debido a los aceites naturales presentes en estos tejidos y la densa cobertura de dosel, lo que conlleva a la reducción de la diversidad vegetal, generando un ecosistema menos complejo y más homogéneo (Chacón et al., 2003; Yirdaw y Luukkanen, 2004). Además, se ha encontrado que la densa capa de acículas en el suelo puede tener efectos negativos en el proceso de germinación al actuar como barrera física y química, por lo que se ha sugerido que su remoción puede beneficiar la restauración natural (Bueno y Baruch, 2011).

Como consecuencia, ha sido un reto llevar a cabo restauración con vegetación nativa dentro de las plantaciones de pino. Por lo que se ha buscado especies potenciales, como es el caso del *Oreocallis grandiflora* (gañal), la cual en investigaciones anteriores ha demostrado ser una especie con capacidad de adaptación a condiciones adversas (Pretell et al., 1985; Vinueza

et al., 2018a) y permite brindar condiciones adecuadas para la sucesión vegetal (Cotler y Maass, 1999). Esta especie destaca por su importancia ecológica (Crespo e Inga, 2020), su forma de vida arbustiva y flores abundantes son los rasgos funcionales que le conceden un papel clave en redes mutualistas (Crespo et al., 2021), puesto que es muy visitada por aves, insectos, murciélagos, incluso se ha registrado a roedores alimentarse de su néctar (Cárdenas et al., 2017). Además, tiene potencial para uso en la industria de cosméticos e industria alimentaria, debido a la cantidad de flavonoides con la que cuenta (Vinueza, et al., 2018b). Asimismo, se conoce que comunidades rurales utilizan sus flores dentro de la medicina tradicional y creación de artesanías (Minga y Verdugo, 2016).

El matorral húmedo montano del sur del Ecuador está actualmente cubierto por cientos de hectáreas plantaciones de pino que podrían ser restauradas. La información sobre la restauración de biodiversidad nativa en plantaciones de pino es escasa. Por ejemplo, no se ha reportado qué especies nativas persisten y desarrollan dentro de estas plantaciones, mucho menos las estrategias de manejo que facilitan su establecimiento exitoso en estas condiciones. Sin embargo, para reducir los costos de estos programas, es fundamental optimizar el uso de los recursos disponibles (Shoo y Catterall, 2013). Una estrategia eficaz en este sentido es la implementación de métodos de siembra directa (Engel y Parrotta, 2001), los cuales han demostrado ser una alternativa viable. Esta técnica resulta especialmente adecuada para la realidad financiera y geográfica de los agricultores del sur del país, ya que permite prescindir de los costos asociados a la producción y mantenimiento de plántulas en vivero, facilitando así su aplicación a mayor escala y con menor inversión inicial (Crespo Inga, 2020). En este estudio evaluamos i) si la remoción de acículas influye sobre la emergencia, supervivencia y ii) el crecimiento de plántulas de *Oreocallis grandiflora* luego de 24 meses de establecido es significativo

bajo condiciones experimentales dentro de una plantación de pino. Este trabajo constituye un aporte inicial para entender la viabilidad de

restaurar vegetación nativa andina en contextos forestales dominados por especies exóticas.

2. Metodología

2.1 Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en plantaciones de pino al sur del Ecuador, dentro de la Estación Científica El Gullán ($3^{\circ}19' S$, $79^{\circ}09' O$), ubicada en la parroquia Las Nieves, en el cantón Nabón, al límite sur de la provincia del Azuay (Figura 1). La temperatura media anual oscila entre $7^{\circ}C$ y $21^{\circ}C$, mientras que la precipitación anual varía entre 400 mm y 600 mm (MAE, 2013). El área corresponde a un ecosistema de matorral húmedo montano, ubicado entre 2500 y 3000 m.s.n.m.,

caracterizado por una alta diversidad florística. La vegetación predominante incluye especies como *Hesperomeles ferruginea* (Rosaceae), *Myrcianthes rhopaloides* (Myrtaceae) y *Myrsine depends* (Myrsinaceae). Además, se encuentran especies importantes como *Miconia aspergillaris* (Melastomataceae), *Rhamnus granulosa* (Rhamnaceae), *Maytenus verticillata* (Celastraceae), *Piper barbatum* (Piperaceae), *Oreocallis grandiflora* (Proteaceae), *Oreopanax andreanus* (Araliaceae) y *Myrsine andina* (Myrsinaceae) (Minga et al., 2021).

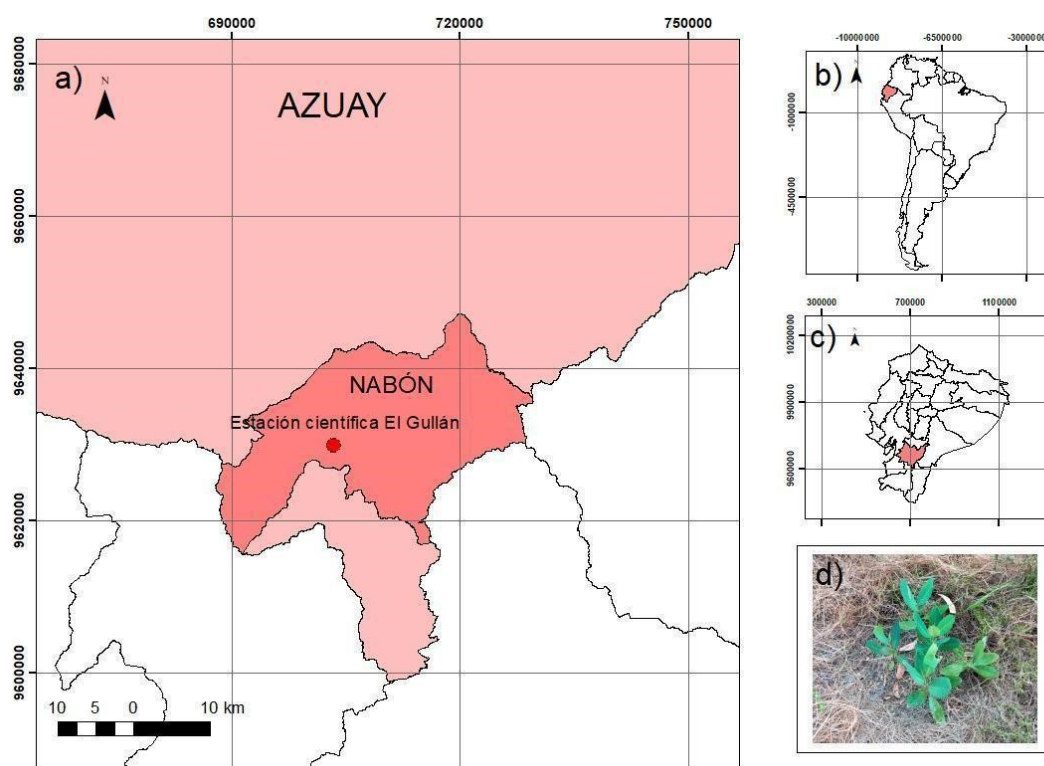


Figura 4: Estación Científica El Gullán, en la provincia del Azuay al sur de Ecuador. a) Estación Científica El Gullán ($3^{\circ}19' S$, $79^{\circ}09' O$); b) Mapa de Sudamérica; c) Mapa de Ecuador; d) Individuo de *O. grandiflora*

Fuente: elaboración propia

2.2 Diseño experimental

Instalamos tres bloques experimentales en una plantación de *Pinus patula* que había sido raleada en un 25% antes del inicio del experimento. No llevamos a cabo análisis físico-químicos previos del suelo. Sin embargo, para el establecimiento de los bloques consideramos elementos como la pendiente, la cobertura arbórea y la exposición, todos relativamente homogéneos entre parcelas. La cobertura vegetal estuvo compuesta exclusivamente por el estrato arbóreo de pino, además de musgos y bromelias epífitas, sin presencia de sotobosque nativo. La hojarasca del suelo correspondía únicamente a acículas de pino, sin otros restos vegetales visibles.

Posicionamos los bloques de forma vertical con respecto a la pendiente del terreno, asegurando una distancia mínima de 50 m entre cada uno para reducir la interferencia. Cada bloque tuvo un tamaño de 24×10 m. Dentro de estos, establecimos unidades experimentales de 2×2 m, con dos tratamientos: siembra directa con acícula y sin acícula de pino, asignados de manera aleatoria. Cada tratamiento fue repetido ocho veces por bloque para garantizar replicabilidad y minimizar la pérdida de datos debido a factores externos, como daño accidental o alteraciones ambientales. Además, esta distribución permitió evaluar con mayor precisión los efectos de la presencia o ausencia de acícula en la emergencia y el crecimiento inicial de las plántulas.

Para el experimento recolectamos semillas de *O. grandiflora* entre marzo y mayo de 2022, a partir de ocho plantas madre ubicadas en remanentes de vegetación natural cercanos al área de estudio. Para la selección de las plantas madre realizamos un muestreo aleatorizado, en el que consideramos únicamente individuos en estado de fructificación activa y que mantengan una distancia mínima de 20 metros entre ellos, con el fin de reducir la probabilidad de parentesco cercano. En total sembramos 240 semillas, cinco por unidad experimental, distribuidas equitativamente entre los dos tratamientos (120 por tratamiento).

La germinación fue registrada como la emergencia de plántulas visibles por encima de la superficie

del suelo. Recopilamos estos datos cada 15 días durante un período de 18 semanas, mientras que la supervivencia de las plántulas se evaluó mensualmente hasta la semana 22 posterior a la siembra. Para analizar el crecimiento inicial, medimos la altura de las plántulas al final del período de observación (semana 22) utilizando un calibrador, tomando como referencia la distancia desde la base del tallo hasta el ápice. Además, realizamos una segunda medición de la altura dos años después de la siembra utilizando un flexómetro, bajo el mismo protocolo, para evaluar su desarrollo a largo plazo. Sin embargo, el número de plantas monitoreadas fue de 30, estas pertenecientes al tratamiento sin acícula, debido a la nula supervivencia de plantas del tratamiento con acícula.

2.3 Análisis estadísticos

Tanto la emergencia como la supervivencia fueron evaluados en porcentajes finales. Por lo que, se consideró la relación de semillas emergidas con semillas sembradas y multiplicado por 100. La misma relación realizamos para la supervivencia. Seguido, se evaluó normalidad y homogeneidad de las variables, al usar Shapiro-Wilk y prueba de Levene, respectivamente; al no cumplir con estos supuestos estadísticos, se intentó alcanzar la normalidad al transformar los datos, sin embargo, no se logró cumplir con estos dos supuestos. Por lo que, para conocer si existen diferencias estadísticas en la emergencia y supervivencia de las semillas sembradas en parcelas cubiertas con acícula o sin acícula se realizó el test estadístico Suma de rangos de Wilcoxon (p valor < 0.05) (ISTA, 2002; Dao, 2022). Asimismo, se aplicó la misma prueba estadística para saber si el crecimiento de estas plantas (sin acícula) ha sido significativo luego de dos años de la siembra, aunque ha sido necesario considerar la variable como muestras pareadas. Este análisis ha sido representado a través de gráficas de barras con el error estándar de los tratamientos (emergencia y supervivencia), tamaño (inicial y actual) y de tablas con medidas de tendencia central y dispersión. Los análisis y gráficas se llevaron a cabo en el programa estadístico R (R Core Team, 2024).

3. Resultados

Con respecto a la emergencia, los promedios de los tratamientos no fueron similares, aunque sus medianas sí lo fueron. Como se observa en la Tabla 1, el promedio de emergencia en parcelas con acícula fue mayor, alcanzando un 43,3% (con la emergencia de 51 plantas), mientras que en parcelas sin acícula fue de 33,3% (con 39 plantas emergidas). Además, en las parcelas con acícula, la emergencia ocurrió en todas las repeticiones,

mientras que en las parcelas sin acícula hubo repeticiones sin semillas emergidas. Por otra parte, el coeficiente de variación en el tratamiento con acícula fue del 43%, un valor menor en comparación con las parcelas sin acícula, donde este alcanzó el 53%, lo que sugiere una mayor variabilidad en la emergencia sin la presencia de acículas.

Tabla 1: Medidas de tendencia central y dispersión para emergencia en los tratamientos evaluados. Tratamiento CAS: con acícula y SA: sin acícula
Fuente: Elaboración propia (2025)

Tratamiento	Media %	Mediana	Mínimo	Máximo	EE	CV
CAS	43.33	40	20	80	18,75	0.43
SA	33.33	40	0	60	17.75	0.53

La supervivencia mostró un comportamiento contrario a la emergencia, en esta variable, el tratamiento con acícula registró una media de 7,14% (14 plantas), por el contrario, la del tratamiento sin acícula fue del 86,6% (33 plantas), siendo esta media superior a la anterior.

Sin embargo, en los dos tratamientos se encontró repeticiones con porcentajes nulos y de 100%, por lo que, el coeficiente de variación de las parcelas con acículas fue superior (3,74) al tratamiento sin acículas (0,4) (Tabla 2).

Tabla 2: Medidas de tendencia central y dispersión para la supervivencia de las plantas de O. grandiflora en los tratamientos evaluados. Tratamiento CAS: con acícula y SA: sin acícula
Fuente: Elaboración propia (2025)

Tratamiento	Media %	Mediana	Mínimo	Máximo	EE	CV
CAS	7.14	0	0	100	26.73	3.74
SA	86.67	100	0	100	34.57	0.40

De acuerdo a la Figura 2a, la media de porcentajes de emergencia de los dos tratamientos fue similar, por lo que luego de aplicar la suma de rangos de Wilcoxon, se comprobó que no existen diferencias estadísticas entre los dos tratamientos (p valor $> 0,05$), debido a que apenas se diferencia entre los dos tratamientos 10%. Mientras que, en la gráfica

de barras para supervivencia (Figura 2b) se puede observar una clara diferencia entre medias, por ende, tras aplicar la Suma de rangos de Wilcoxon se comprobó diferencias significativas entre los tratamientos evaluados (p valor $< 0,0001$), en esta, la diferencia entre tratamientos fue de 79%.

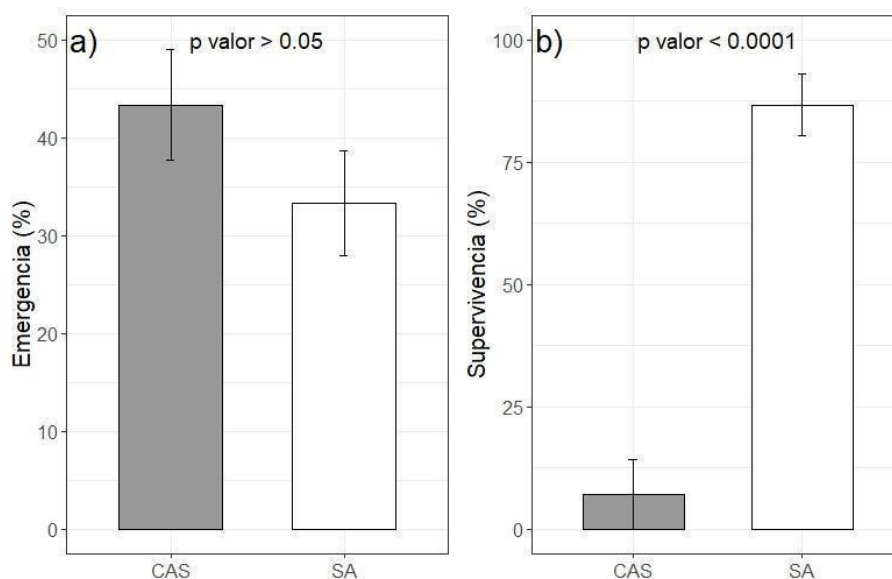


Figura 2: Promedios finales de emergencia a) y supervivencia b) para semillas de *O. grandiflora* luego de la siembra directa dentro de una plantación de pino. Los tratamientos de siembra aplicados incluyeron mantener la acícula intacta (CAS) o remover la acícula (SA). La figura 2a muestra la emergencia de plántulas luego de 18 semanas de la siembra directa, mientras que la figura 2b muestra la supervivencia de las plántulas luego de 22 semanas de observación. Las barras con letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas.

Fuente: elaboración propia

Luego de 24 meses medimos las plantas una vez más para conocer si el crecimiento de estas fue significativo a lo largo de este tiempo. La suma de rangos de Wilcoxon para muestras pareadas demostró que el crecimiento de las plantas del tratamiento sin acícula en los dos últimos años

ha sido significativo (p valor < 0.0001). La media de la altura inicial de las plantas fue de 1,30 cm, esta aumentó hasta los 8 cm, es decir, en dos años ha crecido alrededor de 6,7 cm, lo cual demuestra que esta especie se desarrolla y crece de manera lenta (Figura 3).

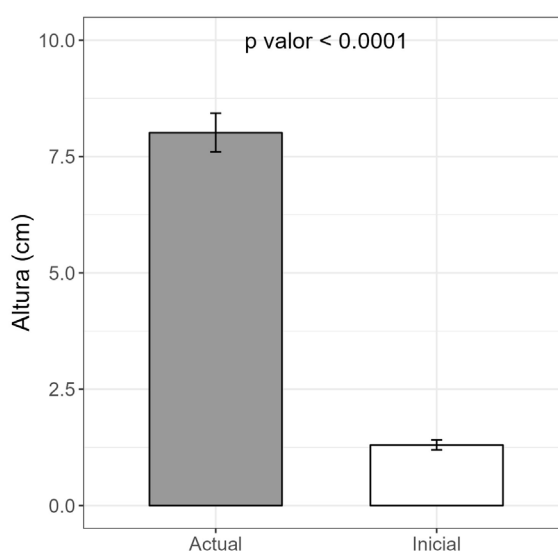


Figura 3: Comparación de medias del crecimiento de plantas de *O. grandiflora* registrado en dos años

Fuente: elaboración propia

4. Discusión

En este estudio evaluamos la hipótesis de que la remoción de acículas de *Pinus patula* favorece la emergencia, supervivencia y crecimiento de plántulas de *Oreocallis grandiflora* en plantaciones del sur de Ecuador. Los resultados respaldan parcialmente esta hipótesis: si bien no se observó un efecto estadísticamente significativo sobre la emergencia, la remoción sí mejoró la supervivencia, tanto a corto como a mediano plazo.

Los hallazgos de este estudio sugieren que la siembra directa de *O. grandiflora* es una estrategia viable para recuperar la cobertura vegetal nativa dentro de plantaciones forestales de pino cuando se remueven las acículas. Se recomienda complementar esta práctica con acciones de manejo como el raleo, que fue parte del contexto experimental, para facilitar condiciones adecuadas de luz. Además, se sugiere mantener la remoción de acículas de forma mensual durante los primeros 4 a 6 meses posteriores a la siembra, con base en los resultados observados en este estudio.

Uno de los resultados más destacables fue el marcado contraste entre una emergencia relativamente alta y una baja supervivencia en presencia de acículas. Las semillas de *O. grandiflora* presentaron una tasa de emergencia superior al 40%, lo cual es consistente con estudios previos que reportan altos porcentajes de germinación bajo condiciones naturales, siempre que las semillas no hayan sido almacenadas por más de tres meses (Palomeque et al., 2020). En este estudio, las semillas fueron sembradas poco después de su recolección, sin superar ese umbral de almacenamiento. La emergencia se produjo de manera escalonada a lo largo de 18 semanas, lo que concuerda con la presencia de dormancia fisiológica en la especie (Villena-Ochoa et al., 2024).

La emergencia en parcelas con acículas podría estar relacionada con un fenómeno de hormesis herbicida, donde concentraciones bajas de compuestos presentes en la acícula estimulan

la germinación (Portuguez-García et al., 2020). Además, es posible que el colchón de acículas haya contribuido a conservar humedad o temperatura en el micrositio. Sin embargo, también se ha reportado que, cuando la acumulación no es controlada, estas acículas generan una capa hidrofóbica que impide la infiltración de agua (Chacón et al., 2003). Aunque no identificamos experimentalmente cuál de estos mecanismos predominó, es probable que los efectos positivos observados se deban a un balance inicial favorable entre retención de humedad y estímulo químico.

A pesar de este efecto positivo inicial, la supervivencia de las plántulas fue notablemente menor en presencia de acículas. Nuestros resultados revelan que este mismo sustrato afecta a la supervivencia de las plántulas de *O. grandiflora*, lo que concuerda con investigaciones que evidencian los efectos fitotóxicos de compuestos liberados por acículas, tales como los fenoles (Fernandez et al., 2013; Portuguez-García et al., 2020; Valera-Burgos et al., 2012). Los efectos negativos sobre la supervivencia podrían explicarse por los lixiviados generados por la acícula y sus efectos alelopáticos asociados (Panca-Jevera et al., 2024). Estudios han demostrado que los exudados de acículas frescas contienen altas concentraciones de compuestos fenólicos que inhiben tanto la germinación como el alargamiento de la radícula (Zhang et al., 2018). Aunque estos efectos se reducen con acículas senescentes (Santonja et al., 2019), en nuestro experimento no se controló la antigüedad del material presente en las parcelas, por lo que ambos tipos pueden haber coexistido.

Además, varios estudios sugieren que la presencia de acículas en el suelo puede alterar la disponibilidad de nutrientes, en parte por inhibir microorganismos nitrificantes (Tyukavina et al., 2019) y por contribuir a la acidificación del sustrato (Fan et al., 2023; Oliva et al., 2014). Esto podría haber generado condiciones edáficas adversas para *O. grandiflora*. A esto se suma el efecto mecánico de las acículas, que podrían haber

dificultado el enraizamiento de las plántulas al limitar el contacto con el suelo (Cano et al., 2008).

Por otra parte, si bien la remoción de acículas tuvo un efecto positivo en la supervivencia, el crecimiento de las plántulas fue lento. Dos años después de la siembra, las plantas alcanzaron una altura máxima de 8 cm. Esta lentitud puede deberse a la ausencia de remoción continua de acículas durante ese periodo, ya que esta práctica solo se realizó durante las primeras 22 semanas. Consideramos que la acumulación posterior pudo haber influido en el crecimiento de los individuos. No obstante, esta hipótesis aún requiere verificación experimental. Cabe mencionar que *O. grandiflora* está adaptada a suelos ácidos y poco profundos (Minga y Verdugo, 2016), lo que podría explicar su capacidad de persistir a pesar de las condiciones restrictivas.

Las características morfológicas de las plántulas de árboles y arbustos nativos también pueden influir en su crecimiento inicial. En etapas tempranas, muchas especies presentan rasgos funcionales que responden al entorno, modificándose a medida que avanzan en su ciclo de vida (Rocas, 2001). En este contexto, factores abióticos como la disponibilidad de luz, nutrientes y agua, así como la competencia con otras especies, son determinantes clave para el desarrollo de las plántulas de especies leñosas (Moreno y Cuartas, 2015).

Además, factores abióticos como la incidencia de luz y la topografía son determinantes para la supervivencia y el crecimiento de las plántulas en ecosistemas forestales (Park et al., 2018). Por esta

razón, el raleo es una actividad complementaria a la remoción de acículas, ya que facilita una mayor entrada de luz al sotobosque. Estudios previos han demostrado que la cantidad y duración de la luz que reciben las plántulas son factores clave para su supervivencia y desarrollo (García-Castro et al., 2018). En particular, los efectos de los claros de luz son fundamentales en las primeras etapas de crecimiento; sin embargo, las características microambientales también varían según los requerimientos específicos de cada especie y su etapa fenológica (Moretti et al., 2019).

A pesar de estos hallazgos, los estudios sobre las interacciones entre plantaciones de pino y la regeneración de especies nativas en los Andes tropicales siguen siendo limitados, especialmente en relación con las dinámicas de crecimiento a largo plazo. Esta brecha de conocimiento representa una oportunidad para futuras investigaciones que profundicen en los mecanismos ecológicos que inciden en la adaptación de *O. grandiflora* dentro de plantaciones forestales con especies exóticas. Comprender estos procesos permitirá diseñar estrategias más eficaces para optimizar su establecimiento, favoreciendo la biodiversidad, la recuperación de ecosistemas degradados y la sostenibilidad de sistemas forestales manejados.

Finalmente, los resultados de este estudio pueden constituir una base para desarrollar protocolos de restauración adaptados a condiciones locales. La implementación de prácticas simples, sostenibles y respaldadas por evidencia científica representa un paso importante hacia una restauración ecológica efectiva y la conservación de la biodiversidad en paisajes altamente intervenidos.

5. Conclusiones y recomendaciones

Este estudio demuestra que la siembra directa de *Oreocallis grandiflora* es una estrategia efectiva para facilitar el establecimiento de flora nativa dentro de plantaciones de *Pinus patula* en los Andes del sur del Ecuador. Aunque la presencia de acículas no afectó significativamente

la emergencia de plántulas, sí redujo su supervivencia, lo que resalta la importancia de gestionar adecuadamente el sustrato superficial. La remoción de acículas durante los primeros meses posteriores a la siembra incrementó considerablemente la supervivencia, por lo que

se recomienda realizar esta práctica al menos de forma mensual durante los primeros 4 a 6 meses. Al igual, se confirmó que en el tratamiento sin acícula la altura de las plantas luego de dos años de establecidas fue significativo. Asimismo, implementar estas prácticas en programas de restauración a mayor escala, priorizando la siembra inmediata de semillas frescas y realizando

un seguimiento continuo que permita ajustar las estrategias según las condiciones locales. Finalmente, se alienta a continuar investigando los efectos a largo plazo de estas intervenciones y a explorar la respuesta de otras especies nativas en contextos dominados por plantaciones exóticas, con el fin de fortalecer la restauración ecológica en ecosistemas altoandinos.

6. Agradecimientos

Expresamos nuestro sincero agradecimiento al Laboratorio de Plantas Nativas de la Universidad del Azuay por su respaldo técnico y logístico durante el desarrollo de este estudio. Extendemos nuestro reconocimiento a los colaboradores del presente artículo por su valioso aporte en las etapas de diseño experimental, recolección de

datos y revisión del manuscrito. Su compromiso y dedicación fueron fundamentales para llevar a cabo esta investigación en un contexto desafiante, contribuyendo al avance del conocimiento sobre restauración ecológica en ecosistemas altoandinos.

7. Referencias

Bueno, A., y Baruch, Z. (2011). Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. *Revista de Biología Tropical*, 59(3), 1071–1079. <https://doi.org/10.15517/rbt.v0i0.3379>

Cano, J., Barberá, G. y Sánchez, V. (2008). El papel de la hojarasca en la gestión de repoblaciones de "Pinus halepensis". *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 28, 245–251. <https://doi.org/10.31167/csef.v0i28.9802>

Cárdenas, S., Niveló-Villavicencio, C., Cárdenas, J.D., Omar Landázuri, P. y Tinoco, B.A. (2017). First record of flower visitation by a rodent in Neotropical Proteaceae, *Oreocallis grandiflora*. *Journal of Tropical Ecology*, 33(2), 174–177. <https://doi.org/10.1017/S0266467417000025>

Chacón-Vintimilla, G., Gagnon, D., Paré, D. y Proulx, D. (2003). Impacto de la deforestación, pastizales, plantaciones de Eucalipto y Pino en suelos de bosque montano alto, en la Sierra Sur del Ecuador. *Revista de Investigaciones de La Universidad Del Azuay*, 11, 19–34.

Cotler, H. y Maass, J. (1999). Tree management in the northwestern Andean Cordillera of Peru. *Mountain Research and Development*, 153–160. <https://doi.org/10.2307/3674256>

Crespo, A. y Inga, D. (2020). Superando barreras para la revegetación a gran escala. En Bustamente y E. Zalles, Jorje (FLACSO (Eds.)), *De la parcela al paisaje* (pp. 37–67). FLACSO Ecuador. <https://doi.org/10.46546/20203savia>

- Crespo, A., Aguilar, JM., Pintado, K. y Tinoco, BA. (2021). Key plant species to restore plant-hummingbird pollinator communities in the southern Andes of Ecuador. *Restoration Ecology*, 1–8. <https://doi.org/10.1111/rec.13557>
- Dao, Phong B. (2022). On Wilcoxon Rank Sum Test for Condition Monitoring and Fault Detection of Wind Turbines. *Applied Energy* 318(May):119209. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.119209>.
- Engel, VL. y Parrotta, JA. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 152(1–3), 169–181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9)
- Fan, Y., Liu, L., Wu, C., Yu, G., Wang, Z., Fan, J. y Tu, C. (2023). The Effect of Regulating Soil pH on the Control of Pine Wilt Disease in a Black Pine Forest. *Forests*, 14(8), 1583. <https://doi.org/10.3390/f14081583>
- Fernandez, C., Santonja, M., Gros, R., Monnier, Y., Chomel, M., Baldy, V. y Bousquet-Mélou, A. (2013). Allelochemicals of *Pinus halepensis* as drivers of biodiversity in Mediterranean open mosaic habitats during the colonization stage of secondary succession. *Journal of Chemical Ecology*, 39, 298–311. <https://doi.org/10.1007/s10886-013-0239-6>
- García-Castro, KD., Romo-Campos, RDL., Pereira, CJ., Gómez-Rubio, R. (2018). Tasa relativa de crecimiento en plántulas de dos poblaciones de *Magnolia pugana* (Magnoliaceae) en distintos niveles de luz y fertilidad del suelo. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 622–633. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33394>
- Hofstede, RGM., Groenendijk, JP., Coppus, R., Fehse, JC. y Sevink, J. (2002). Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes. *Mountain Research and Development*, 22(2), 159–167. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2002\)022\[0159:IO PPOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2002)022[0159:IO PPOS]2.0.CO;2)
- ISTA (2002). *Handbook on statistics in seed testing*. Bassersdorf, Switzerland: International Seed Testing Association. https://www.merconet.eu/files/Seed_Sampling_I_S_T_A.pdf
- Minga, D., Guzmán, N., Jiménez, M. y Verdugo, A. (2021). *Plantas nativas de los ecosistemas del Azuay: Un acercamiento conceptual al Jardín Botánico de Cuenca Ecuador*. Universidad del Azuay Casa Editora. <https://doi.org/10.33324/ceazuay.204>
- Minga Ochoa, D.A., Verdugo Navas, A. (2016). *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca*. Universidad del Azuay Casa Editora. <https://dspace.uazuay.edu.ec/handle/datos/8784>
- Ministerio del Ambiente (MAE) (2013). *Modelo Bioclimático para la presentación de Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural - Proyecto Mapa de Vegetación*. Quito: Ministerio del Ambiente, 136 pp. https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/LEYENDA-ECOSISTEMAS_ECUADOR_2.pdf
- Moreno Betancur, D.J. y Cuartas Hernández, S.E. (2015). Sobrevivencia y crecimiento de plántulas de tres especies arbóreas en áreas de bosque montano andino degradadas por ganadería en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 20(2), 85–100. <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v20n2.46057>
- Moretti, A. P, Olguin, F. Y, Pinazo, M. A, Gortari, F., Vera Bahima, J. y Graciano, C. (2019). Survival and growth of a timber tree under different canopy coverages in the Atlantic Forest, Misiones, Argentina. *Ecología Austral*, 29(01). <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.779>
- Narváez, M., Aguirre, N. y Maldonado, M. (2017). Efecto de la introducción de especies forestales en suelos degradados en procesos de restauración ecológica en el sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, 7(2), 22–38. <https://revistas.unl.edu.ec/index.php/bosques/article/view/319/291>
- Oliva, M., Silva, R., y Espinoza, T. (2014). Efecto de las plantaciones de *Pinus patula* sobre las características fisicoquímicas de los suelos en áreas altoandinas de la región Amazonas. *INDES Revista de Investigación Para El*

- Desarrollo Sustentable*, 2(1), 28–36. <https://doi.org/10.25127/indes.20142.60>
- Palomeque, X., Patiño Uyaguari, C., Marín, F., Palacios, M. y Stimm, B. (2020). Effects of storage on seed germination and viability for three native tree species of Ecuador. *Trees - Structure and Function*, 34(6), 1487–1497. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02018-2>
- Panca-Jevera, M., Villanueva-Mamani, D. y Gutierrez-Flores, I. (2024). Efecto alelopático de hojarascas de *Eucalyptus globulus* y *Pinus halepensis* en plantas silvestres Altoandinas, Perú: Allelopathy in high Andean wild plants, Peru. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 11(1). <https://doi.org/10.19136/era.a11n1.3505>
- Park, J., Kim, T., Moon, M., Cho, S., Ryu, D. y Kim, S. (2018). Effects of thinning intensities on tree water use, growth, and resultant water use efficiency of 50-year-old *Pinus koraiensis* forest over four years. *Forest Ecology and Management*, 408, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.031>
- Portuguez-García, M., Agüero-Alvarado, R. y González-Lutz, M. (2020). Efecto preemergente del extracto de *Pinus* sp., en *Arthraxon quartinianus* (A. Rich.), en invernadero. *Agronomía Mesoamericana*, 773–779. <https://doi.org/10.15517/am.v31i3.39361>
- Pretell, J., Ocaña, D., Jon, R., y Barahona, E. (1985). *Apuntes sobre algunas especies forestales nativas de la sierra Peruana*. Editorial Centauro. Perú: Ministerio de Agricultura, 120 pp. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/576>
- Quiroz Dahik, C., Marín, F., Arias, R., Crespo, P., Weber, M., y Palomeque, X. (2019). Comparison of natural regeneration in natural grassland and pine plantations across an elevational gradient in the Páramo ecosystem of southern Ecuador. *Forests*, 10(9), 745. <https://doi.org/10.3390/f10090745>
- R Core Team. (2024). R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Richardson, D.M. (2000). *Ecology and biogeography of Pinus*. South Africa: Cambridge University Press. <https://www.cambridge.org/ec/universitypress/subjects/life-sciences/ecology-and-conservation/ecology-and-biogeography-pinus?format=PB&isbn=9780521789103>
- Rocas, AN. (2001). Las diásporas de los árboles y arbustos nativos de México: Posibilidades y limitaciones de uso en programas de reforestación y desarrollo agroforestal. *Madera y Bosques*, 7(2), 3–11. <https://doi.org/10.21829/myb.2001.721308>
- Santonja, M., Bousquet-Mélou, A., Greff, S., Ormeño, E. y Fernandez, C. (2019). Allelopathic effects of volatile organic compounds released from *Pinus halepensis* needles and roots. *Ecology and Evolution*, 9(14), 8201–8213. <https://doi.org/10.1002/ece3.5390>
- Shoo, LP., y Catterall, CP. (2013). Stimulating natural regeneration of tropical forest on degraded land: Approaches, outcomes, and information gaps. *Restoration Ecology*, 21(6), 670–677. <https://doi.org/10.1111/rec.12048>
- Simberloff, D., Nuñez, MA., Ledgard, NJ., Pauchard, A., Richardson, DM., Sarasola, M., Van Wilgen, BW., Zalba, SM., Zenni, RD., y Bustamante, R. (2010). Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, 35(5), 489–504. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>
- Tyukavina, ON., Neverov, NA. y Klevtsov, DN. (2019). Influence of growing conditions on morphological and anatomical characteristics of pine needles in the northern taiga. *Journal of Forest Science*, 65(1), 33–39. <https://doi.org/10.17221/126/2018-JFS>
- Valera-Burgos, J., Díaz-Barradas, M. C., y Zunzunegui, M. (2012). Effects of *Pinus pinea* litter on seed germination and seedling performance of three Mediterranean shrub species. *Plant Growth Regulation*, 66, 285–292. <https://doi.org/10.1007/s10725-011-9652-4>

Villena-Ochoa, PG., Joseph, A., Delva, J., Jadán, O., Monteros-Altamirano, Á., Peña-Tapia, DF., y Palomeque, X. (2024). Evaluation of germination and dormancy of seeds of three Andean native forest species in Azuay-Ecuador. *Bosque*, 45(1), 177–186. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002024000100177>

Vinueza, D., Cajamarca, D., Acosta, K., y Pilco, G. (2018a). Oreocallis grandiflora photoprotective effect against ultraviolet B radiation-induced cell death. *Asian Journal of Pharmaceutical and Clinical Research*, 11(2), 276–280. <https://doi.org/10.22159/ajpcr.2018.v11i2.20910>

Vinueza, D., Yanza, K., Tacchini, M., Grandini, A., Sacchetti, G., Chiurato, M., y Guerrini, A. (2018b). *Flavonoids in Ecuadorian Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br.: Perspectives of use of this species as a food supplement. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/1353129>

Yirdaw, E, y Luukkanen, O. (2004). Photosynthetically active radiation transmittance of forest plantation canopies in the Ethiopian highlands. *Forest Ecology and Management*, 188(1–3), 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.024>

Zhang, Z., Gao, Y., y Zhao, Y. (2018). Study on allelopathy of three species of Pinus in North China. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(5). http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1605_64096417