



Fundación
Flora Nativa
Chilena

Universidad
Austral de Chile
Conocimiento y Naturaleza

RESÚMENES

VIII CONGRESO NACIONAL DE FLORA NATIVA

Pasado, presente y futuro



Universidad Austral de Chile

Valdivia, 14 al 16 de noviembre de 2024

Comité Organizador VIII Congreso Nacional de Flora Nativa de Chile 2024

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Campus Isla Teja

COMITÉ ORGANIZADOR

Académicos de la Universidad Austral de Chile:

Erika Briceño Ponce, Facultad de Ciencias Agrarias y Alimentarias

Ángela Bustos Salazar, Universidad Austral de Chile

Joaquín Cerda Dápremont, Instituto de Arquitectura y Urbanismo

Carlos Le Quesne Geier, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Carolina Masoli Illanes, Diplomado en Diseño del Paisaje Austral

COMITÉ FUNDADOR

Mónica Musalem

Gerente de Vivero y Jardín Pumahuida

Eduardo Olate

Director Santa Cruz Consulting, London

Flavia Schiappacasse

Académica de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca

COMITÉ ASESOR

Nicolás García

Académico, Universidad de Chile

Daniel Green

Director de Meristema Consultores

Josefina Hepp

Fundación Chilco

Juan Larraín

Ecólogo Paisajista y Consultor Independiente

COMITÉ ORGANIZADOR

Ángela Bustos Salazar

Dr. en Ecosistemas Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile

Erika Briceño P.

Ingeniera Agrónoma PUCV, Dr. en Ciencias de la Agricultura PUC, Fitopatóloga,
Universidad Austral de Chile

Joaquín Cerda D.

Arquitecto PUC, Mg. Arquitectura del Paisaje, Pontificia Universidad Católica de Chile

Carlos Le Quesne

Ingeniero Forestal, Dr. en Biología de Organismos y Sistemas, Universidad Austral de Chile

Carolina Masoli I.

Ecóloga y Paisajista UCEN, Licenciada en Ciencias y Artes Medioambientales, Universidad Central de Chile

Paula Villagra I.

Arquitecta del Paisaje PUC, PhD. in Architecture and Planning, The University of Melbourne, Australia

Flavia Schiappacasse

Ingeniera Agrónoma y M.S. en Floricultura y Horticultura ornamental, Facultad de Ciencias Agrarias,
Universidad de Talca

Mónica Musalem

Ingeniera Agrónoma con Postítulo en Arquitectura del Paisaje y Diplomado en Arquitectura Urbana en la
Pontificia Universidad Católica de Chile

Eduardo Olate

Ingeniero Agrónomo, Dr. en Plant Science, Director Santa Cruz Consulting, London

COMITÉ DE EXPERTOS /REVISORES

Adriana Benavides
Universidad de La Serena

Alejandra Muñoz
Pontificia Universidad Católica de Chile

Alejandra Schueftan
Universidad Austral de Chile

Alejandra Zúñiga
Universidad Austral de Chile

Alejandro Altamira
Pontificia Universidad Católica de Chile

Ana Sandoval
INIA Vicuña

Angela Bustos
Universidad Austral de Chile

Anita Behn
Universidad Austral de Chile

Carolina Masoli
Universidad Austral de Chile

Claudia Márquez
Universidad Central de Chile

Daniel Green
Meristema Consultores

Danilo Aros
Universidad de Chile

Eduardo Olate
Fundación Flora Nativa de Chile

Erika Briceño
Universidad Austral de Chile

Eugenia Pérez
Directora Estudio Paisaje

Fabiola Jamett
Universidad de La Serena

Flavia Schiappacasse
Universidad de Talca

Francisca Fernández
Universidad Central de Chile

Gabriela Saldías
Universidad Central de Chile

Gloria Montenegro
Pontificia Universidad Católica de Chile

Hermine Vogel
Universidad de Talca

Javier Figueroa
Universidad Central de Chile

Josefina Hepp
Jardín Botánico Chagual de Santiago

Juan Larraín
Fundación Pangué

Juana Zunino
Pontificia Universidad Católica de Chile

Karen Peña
Universidad de Chile

Leynar Leyton
Pontificia Universidad Católica de Chile

Manuela Méndez
Estudiante de Doctorado en Conservación y Naturaleza

María del Pilar Caramantín
Universidad de Talca

Mauricio Cisternas
Investigador INIA La Cruz

Mónica Musalem
Fundación Flora Nativa de Chile

Nicolás García
Universidad de Chile

Pablo Becerra
Pontificia Universidad Católica de Chile

Paula Villagra
Universidad Austral de Chile

Ricardo Pertuzé
Universidad de Chile

Ricardo Riveros
Universidad Central de Chile

Rosanna Ginocchio
Pontificia Universidad Católica de Chile

Sebastián Teillier
Universidad Central de Chile

Ursula Doll
Universidad de Talca

Yasna Tapia
Universidad de Chile

EDITORES RESPONSABLES

Flavia Schiappacasse
Ingeniera Agrónoma, M.S.
Fundación Flora Nativa de Chile

Mónica Musalem
Ingeniera Agrónoma
Fundación Flora Nativa de Chile

Eduardo Olate
Ingeniero Agrónomo, PhD.
Fundación Flora Nativa de Chile

DISEÑO Y DIAGRAMACIÓN

Denisse Espinoza Aravena
Bibliotecaria Documentalista
Licenciada en Bibliotecología y Gestión de la Información
Universidad de Chile

Tabla de Contenidos

Resúmenes	1
Índice de Autores	221
Agradecimientos	227

“Experiencias comunitarias en la restauración de un vivero para la propagación de flora nativa, dentro del Santuario de la Naturaleza Península de Hualpén, Biobío, Chile”

Aguilera, D.

Parque-Museo Pedro del Río Zañartu

I. Introducción

El Santuario de la Naturaleza Península de Hualpén (región del Biobío) alberga una alta diversidad vegetal, con presencia de especies endémicas de Chile y en distintas categorías de conservación (Moreno, 2018). Sin embargo, a pesar de ser un área protegida y parte de un hotspot de biodiversidad, se encuentra bajo múltiples amenazas como la urbanización, los focos de incendios forestales en estación cálida y la fragmentación de corredores biológicos. Sumado a esto, se presentan como problemáticas la existencia de un antiguo vivero abandonado y la carencia de espacios para la educación ambiental en el territorio. En este sentido, se expone el caso del Centro de Flora Nativa, donde desde el año 2021 se han realizado diferentes acciones con un enfoque comunitario y ecológico para la restauración del vivero, con la intención de obtener plantas para la restauración ecológica del Santuario de la naturaleza, implicando la sensibilización y formación de personas que han participado en los distintos procesos de propagación de flora nativa.

Objetivos

Exponer las distintas acciones comunitarias que se han desarrollado en el marco de la restauración de un vivero para la propagación de flora nativa en un Santuario de la Naturaleza, comuna de Hualpén.

Pregunta de investigación

¿De qué manera se puede involucrar la sociedad civil en el establecimiento de espacios para la propagación de flora nativa local y la educación ambiental?

II. Metodología

Desde el año 2021 se han ejecutado distintas jornadas de trabajo comunitario dentro del Santuario de la naturaleza, las que han incluido voluntariados, talleres prácticos y recepción de delegaciones. En dichas jornadas se recolectaron semillas de flora nativa bajo protocolos recomendados por SER (2004) y se han sembrado más de 30.000 de éstas en invernadero utilizando algunos métodos recomendados por CONAF (2014) y MINAGRI (2022), activando un vivero en condiciones de abandono. Entre las 50 especies propagadas, se priorizaron algunas en categoría de conservación como *Citronella mucronata*, *Pitavia punctata*, *Gomortega keule* (MMA, 2022), entre otras especies endémicas como *Puya chilensis*. Adicionalmente, para la obtención de sustratos y enmiendas de suelo, se activaron procesos de compostaje usando el método de la pila de compost (FAO, 2013), contribuyendo al manejo ecológico de los residuos orgánicos locales. Tras su proceso de aclimatación, se han establecido 350 plantas en jornadas de restauración ecológica comunitaria, para contribuir a la protección de una cuenca hidrográfica invadida por especies exóticas que se han erradicado por ser un potencial foco de incendios forestales, como también para fomentar la educación ambiental en las personas participantes. Previo a la plantación, se realizaron obras de conservación de suelos, donde luego se estableció la plantación en 70 núcleos en curvas de nivel (INIA, 2020), simulando los ecosistemas de referencia, como también lluvias de semillas locales mediante método Nendo-dango (Gobbi y Aguilar, 2018). Posteriormente se realizó un monitoreo inicial (WWF, 2021) de atributos morfológicos (INFOR, 2012) a las plantas establecidas, donde se midió su altura y diámetro a la altura del cuello (DAC) iniciales.

III. Resultados

La experiencia presentada ha sido realizada tras la gestión de más de 40 jornadas de voluntariado, 20 talleres y la recepción de al menos 30 delegaciones, donde han participado más de 500 personas. En dichas jornadas se ha logrado levantar un vivero de flora nativa local de la Península de Hualpén, permitiendo de esa manera:

1. Sembrar más de 40.000 semillas de al menos 50 especies diferentes de flora nativa, de las que preliminarmente se tienen índices de germinación superiores al 70%.
2. Aplicación de métodos pre-germinativos a las semillas, los que han tenido distintos efectos preliminares, dependiendo de las especies y los métodos utilizados.
3. Elaboración de compost para el sustrato, obteniendo más de 100 m³ de compost maduro, el que ha demostrado de manera experiencial, ser un sustrato óptimo para la propagación de flora nativa, en mezcla con otros insumos orgánicos.
4. Establecimiento exitoso en terreno de 350 plantas propagadas, tras dos años de aclimatación en vivero.

5. Ejecución de obras de conservación de suelo en una cuenca hidrográfica, donde se delimitaron 33 curvas de nivel para el establecimiento de zanjales de infiltración, fajinas, “bolitas de semilla” y 70 núcleos de plantas nativas.

IV. Conclusiones

La experiencia presentada ha permitido generar experiencias integrales de restauración ecosistémica comunitarias, poniendo en práctica:

- El levantamiento de un vivero para la propagación de flora nativa y la elaboración de sustratos orgánicos (compost); la erradicación de flora exótica invasora; conservación de suelo y aguas mediante distintas estrategias; reforestación con especies locales y en categoría de conservación; dispersión de semillas de especies nativas; establecimiento de cortafuegos para la prevención de incendios forestales; co-construcción de capacidades para la restauración ecológica, sensibilización sobre la flora nativa. De esta manera, la vinculación comunitaria ha cumplido un rol fundamental en el establecimiento del Centro de flora nativa, un espacio para poner en práctica distintas estrategias que contribuyen a la educación ambiental de habitantes de la región del Biobío.
- El monitoreo de las acciones de restauración y del proceso de viverización, lo que permitirá establecer indicadores de éxito en actividades comunitarias de restauración ecosistémica.

V. Referencias

- Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2014. Manual de protocolos de producción de especies utilizadas por el programa de arborización. Santiago de Chile.
- Gobbi, M., Aguilar, A. 2018. La restauración ecológica como proyecto educativo: aportes teóricos y líneas de acción. Universidad Nacional del Comahue.
- Instituto Forestal (INFOR). 2012. Informe: Concepto de planta de calidad en viveros de la zona centro-sur del país. Concepción, Chile.
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 2020. Construcción de curvas de nivel y de escurrimiento. INIA Raihuén. Ficha técnica 99.
- Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 2022. Protocolo de viverización de *Gomortega keule* (Mol), Baillon. En vivero Centro de Semillas. Centro de semillas, genética y entomología. Chillán, Chile.
- Ministerio de Medio Ambiente (MMA). 2022. Plan de Recuperación, Conservación y Gestión del Queule (RECOGE).
- Moreno, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco, F., Marticorena, A., Baeza, C., Rodríguez, R., Saldaña, A. 2018. Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Gayana Bot.* 75: 466-481.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2013. Manual de compostaje del agricultor, experiencias en América Latina. Oficina regional para América latina y el Caribe. Santiago de Chile.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica.
- WWF Chile. 2021. Guía de monitoreo de la restauración a escala de sitio.

“*Teline monspessulana* puede afectar la regeneración natural de *Nothofagus obliqua* por estrés aleloquímico”

Aguilera, N.¹; Guedes, L. M.¹; Alvarado, U.¹ y Sáez, K.²

¹ Laboratorio de Semioquímica Aplicada, Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción 4030000, CP, Chile

² Departamento de Estadística, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción 4030000, Chile

I. Introducción

Teline monspessulana (L.) K. Koch (Fabaceae: Papilionoideae), originaria de la Cuenca del Mediterráneo [1], se comporta como una especie altamente invasora en Chile. Forma densas poblaciones que desplazan o eliminan la vegetación nativa, afecta zonas de fauna, interrumpe flujos de agua, altera ciclos de nutrientes del suelo y aumenta el riesgo e intensidad de incendios forestales [2]. Se distribuye ampliamente en el Centro Sur de Chile coincidiendo con las zonas donde habita la especie de árbol nativo *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. [3]. Las observaciones de campo revelan que no se encuentran plantas jóvenes de *N. obliqua* en las proximidades del frente de colonización de *T. monspessulana*, en los casos en que ambas especies están cercanas. Se reconoce que las fabáceas invasoras sintetizan compuestos con alta bioactividad, capaces de provocar interferencias y diversos daños a las especies receptoras cohabitantes [4,5]. Por tanto, es muy probable que *T. monspessulana* afecte alelopáticamente a *N. obliqua* durante la germinación y crecimiento inicial. Este hecho es más relevante, debido a que la germinación de *N. obliqua* es naturalmente baja y, además, puede ser inhibido producto al estrés aleloquímico provocado por *T. monspessulana*.

Objetivo

Determinar el potencial germinativo y respuestas morfoanatómicas de *N. obliqua* durante el crecimiento inicial debido a la exposición continua al estrés aleloquímico provocado por la fabácea invasora *T. monspessulana*.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

¿Cómo los aleloquímicos liberados por *T. monspessulana* afectan el potencial germinativo y la morfoanatomía de *N. obliqua* durante el crecimiento inicial?

El estrés aleloquímico provocado por la fabácea invasora *T. monspessulana* disminuye el potencial germinativo de la especie nativa *N. obliqua* e induce alteraciones morfológicas y tisulares que se reflejan en reducción del crecimiento aéreo y radicular.

II. Metodología

Durante el año 2020 (septiembre-diciembre) y 2021 (enero-junio), se recolectaron muestras de *T. monspessulana* (hojas, tallos, flores y vainas) en la zona boscosa del Campus principal de la Universidad de Concepción, de donde también se recolectaron semillas de *N. obliqua*. Se prepararon maceraciones acuosas mixtas con los materiales vegetales (proporción 1:1:1) de *T. monspessulana* (250 g L⁻¹) durante 4 días a temperatura ambiente. Se filtraron con papel Whatman 1 y se añadió 2 mL L⁻¹ de PPM (*plant preservation mixture*). Se establecieron experimentos *in vitro* y en sustrato simulándose las condiciones naturales.

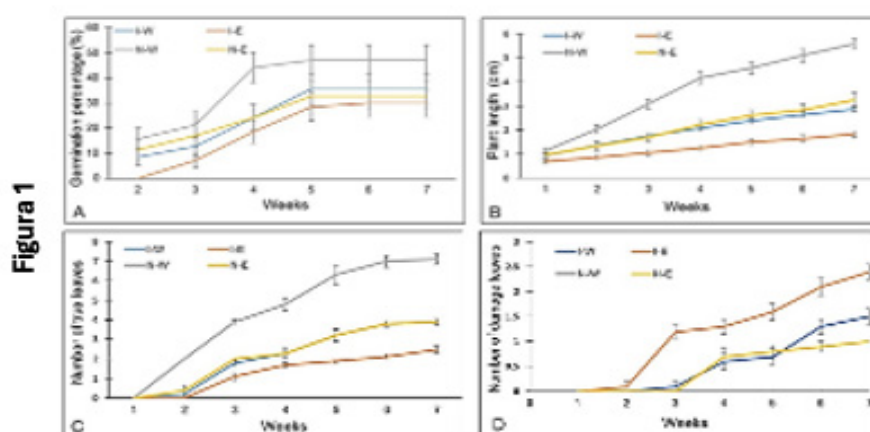
El experimento *in vitro* se llevó a cabo en placas Petri (diámetro: 90 mm) (n = 10), se les colocó un disco de papel de filtro, se les añadió 3 mL de extracto acuoso y se distribuyeron homogéneamente 23 semillas de *N. obliqua*. Se estableció un control regado únicamente con 3 mL de agua destilada. Las placas se sellaron con Parafilm y se colocaron en cámara de crecimiento a 20 ± 2°C, 60% de humedad relativa, 50 μmol m⁻² s⁻¹ de intensidad luminosa y fotoperiodo 16/8 (luz/oscuridad). A los 20 días se evaluó el porcentaje de germinación, longitud de hipocótilo y longitud de radícula.

Para el experimento en sustrato, éste se recolectó debajo del follaje de *T. monspessulana* (sustrato invadido) y bajo el dosel de *N. obliqua* (sustrato nativo). Se eliminó el horizonte A_v y la recolección se realizó bajo 10 parches de la invasora y 10 árboles de *N. obliqua*. En cada caso el sustrato se homogeneizó y tamizó para eliminar segmentos vegetales no descompuestos. Los bioensayos se establecieron en bandejas plásticas para plántulas de 50 alveolos (50 × 46 × 30 mm; 0,073 L por celda). Cada alveolo se rellenó con sustrato y se sembraron dos semillas de *N. obliqua* (n = 100 por tratamiento). Se establecieron cuatro tratamientos: (i) sustrato nativo + agua (N-W), (ii) sustrato nativo + extracto acuoso (N-E), (iii) sustrato invadido + agua (I-W) y (iv) sustrato invadido + extracto acuoso (I-E). Las bandejas se cubrieron con tapa transparente y se

transfirieron a la cámara de crecimiento en las condiciones descritas anteriormente. Se aplicó riego con agua durante 3 días a todos los tratamientos. Posteriormente, se regó cada 3 a 4 días con agua o extracto acuoso, según el tratamiento. Cada 7 días durante 7 semanas se evaluaron las siguientes variables morfológicas: número de semillas germinadas, longitud de la planta (PL), número de hojas verdaderas (NTL) y número de hojas dañadas (NDL). La descripción metodológica para los estudios anatómicos, análisis de sustratos, caracterización de alcaloides y de polifenoles se pueden consultar en [3].

III. Resultados

Los aleloquímicos sintetizados por *T. monspessulana* provocaron inhibición de ca. 20% de la germinación y ca. 50% del crecimiento radicular en ambos tipos de experimentos. Se registraron alteraciones a nivel de tejido; así como daño foliar y radicular en plántulas de *N. obliqua*. Las hojas de *N. obliqua* sometidas a los tratamientos no formaron tricomas, el mesófilo y parénquima se desordenaron, observándose grandes espacios intercelulares y abundantes zonas lignificadas, lo que es síntoma de envejecimiento prematuro por efecto del estrés aleloquímico. De igual manera, los tratamientos necrosaron raíces de muchas plantas de *N. obliqua*. En la medida que *N. obliqua* permaneció expuesta al estrés aleloquímico, se afectan notablemente las variables PL, NTL, NDL (Fig. 1). En los órganos aéreos de *T. monspessulana*, los alcaloides quinolizidínicos más abundantes fueron afilina, caulofilina, anagirina y sofocarpina. Además, se identificaron 21 compuestos fenólicos; entre ellos: ácido gálico, ácido vanílico, ácido clorogénico, ácido p-cumárico y quercetina. El sustrato invadido mostró menor pH y más bajos niveles de K, Ca y Mg disponible. Todos los efectos anteriores relacionados con el estrés aleloquímico.



IV. Conclusiones

La exposición constante de *N. obliqua* al estrés aleloquímico inducido por *T. monspessulana* puede constituir un riesgo para la regeneración natural de esta especie nativa –de interés maderero– en los remanentes de bosques del Centro Sur de Chile. La germinación puede ser inhibida, al mismo tiempo que la supervivencia de las plantas de *N. obliqua*. en áreas cercanas al frente de colonización de *T. monspessulana* puede verse comprometida. Este modelo de estudio interdisciplinario se puede replicar a otras interacciones interespecíficas entre especies invasoras y nativas.

V. Referencias

- García, R.; Pauchar, A.; Cavieres, L.; Peña, E.; MF, R. (2010). El Fuego Favorece la Invasión de *Teline monspessulana* (Fabaceae) al Aumentar su Germinación. Rev. Chil. Hist. Nat. 83: 443–452.
- Fuentes, N.; Sánchez, P.; Pauchard, A.; Urrutia, J.; Cavieres, L.; Marticorena, A. (2014). Plantas Invasoras Del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo; Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB): Concepción, Chile; ISBN 9789563580310.
- Aguilera, N.; Guedes, L.M.; Alvarado, U.; Sáez-Carrillo, K. (2023). *Teline monspessulana* Can Harm the Chilean Native Tree *Nothofagus obliqua*: Effects on germination and initial growth. Plants 12: 3419. <https://doi.org/10.3390/plants12193419>.
- Aguilera, N.; Becerra, J.; Villaseñor-Parada, C.; Lorenzo, P.; González, L.; Hernández, V. (2015). Effects and Identification of Chemical Compounds Released from the Invasive *Acacia dealbata* Link. Chem. Ecol. 31: 479–493.
- Guedes, L. M., de Oliveira, D. C., Sanhueza, C., Moreira, A. S., & Aguilera, N. (2024). Invasive *Teline monspessulana* and *Ulex europaeus* allelochemicals induce differential responses regarding the growth and physiological performance of two native Chilean tree species. Acta Physiol. Plant. 46(3): 32. Doi: 10.1007/s11738-024-03665-5

“Mejoramiento genético de *Alstroemerias* a través de cruzamientos interespecíficos entre especies nativas de la cordillera de Los Andes y variedades híbridas”

Alarcón, P.; Aros, D. y Zamorano, A.

GIFLOR (Grupo de Investigación en Floricultura), Universidad de Chile.

I. Introducción

El género *Alstroemeria* comprende plantas herbáceas, perennes, rizomatosas y con flores zigomorfas. Estas plantas son exclusivas de Sudamérica, con su principal biodiversidad en Brasil y Chile. En Chile, el 82% de los taxones presentes son endémicos (Aagesen y Sanso, 2003; Finot *et al.*, 2018).

El ciclo de crecimiento de sus flores, documentado por Wagstaff *et al.* (2001), produce una marcada protandria, que disminuye la autopolinización y aumenta la heterocigosis, beneficiando la variabilidad genética (Aizen y Basilio, 1995; Donoso *et al.*, 2020).

En la floricultura, las *Alstroemerias* ingresaron en los años 50. Desde los años 70, se ha buscado aumentar su variabilidad mediante técnicas de mutación (Dhiman y Kashyap, 2021). Para desarrollar nuevas variedades la hibridación interespecífica se ha vuelto la técnica más utilizada (De Jeu y Jacobsen, 1995).

La hibridación interespecífica permitiría transferir características deseables de especies silvestres a variedades comerciales. En Chile, ciertas especies nativas de la Cordillera de Los Andes poseen atributos que las hacen adecuadas para su uso como plantas de maceta.

El estudio de la filogenia de *Alstroemeria* con marcadores RAPD ha mostrado una gran distancia genética entre especies nativas y variedades comerciales (Aros *et al.*, 2006). Si bien esto puede ser una barrera para la hibridación, los híbridos resultantes podrían tener características únicas.

El objetivo de esta investigación fue obtener *Alstroemerias* híbridas a través del cruzamiento entre especies nativas e híbridas comerciales.

II. Metodología

La investigación se llevó a cabo en la Facultad de Agronomía de la Universidad de Chile. Se utilizaron como individuos receptores aquellos obtenidos por el Programa de Mejoramiento de *Alstroemerias* de la UCH, mientras que el polen se recolectó de las especies *A. exerens*, *A. spathulata*, *A. pallida* y *A. umbellata* desde poblaciones silvestres en Farellones, y de *A. pseudospathulata* desde la Reserva Nacional Altos de Lircay, guiados por la descripción de hábitat de Finot *et al.* (2018). Además de polen, se recolectaron hojas de las especies, para su posterior análisis molecular.

Junto con los cruzamientos, los individuos receptores fueron sujetos a autopolinización, para detectar casos donde la inviabilidad esté sujeta a infertilidades, y no a incompatibilidad.

Transcurridos 14 días de la polinización, los frutos inmaduros fueron recolectados y se prosiguió con el protocolo de rescate de embriones de Aros *et al.* (2019). Una vez obtenidos brotes, éstos fueron subcultivados a fin de obtener clones del híbrido, prosiguiendo con el ciclo hasta obtener un mínimo de 5 individuos clonales de cada cruzamiento exitoso.

Durante el proceso, se documentó la viabilidad de los cruzamientos a través del porcentaje de polinizaciones que produjeron frutos, además de la compatibilidad de las líneas parentales mediante la observación de los embriones germinantes.

III. Resultados y discusión

Es posible observar individuos receptores que no lograron polinizaciones exitosas con alguna de las nativas (13B07, 14F02, 15G05), de los cuales 13B07 presentó además inviabilidad en la autopolinización. Por otro lado, los casos exitosos tuvieron resultados variables según el polen utilizado, siendo 13B01, 13E01, 14A04 y 15Q02 aquellos con mejores resultados, en general. 15Q02, además, presentó autocompatibilidad.

Respecto al éxito de germinación de los embriones extraídos, se observa gran éxito en aquellos híbridos provenientes de 13E01, de modo general. Mientras tanto, en los otros casos la germinación varía enormemente según el origen del polen (Cuadro 1).

IV. Conclusión

El éxito de polinización no fue un indicador sobre la viabilidad de hibridación, existiendo casos, como aquellos obtenidos por cruzamientos con 15Q02, donde existió un alto porcentaje de formación de frutos, pero muy baja germinación de embriones. Por otro lado, individuos como 13E01 actuaron como plataformas viables para la obtención de híbridos desde especies nativas, y se recomienda su utilización en estudios posteriores. Una tarea a futuro será evaluar morfológicamente a los híbridos que fueron obtenidos, determinando si éstos

heredaron las características deseadas desde las especies nativas. De la misma forma, se podría eventualmente evaluar su capacidad de resistir factores de estrés como la falta de agua y la alta radiación, y determinar si hubo un aumento en esta resistencia frente a la presentada en sus parentales híbridos.

V. Referencias

- G., Thomas, B., Chasanut, U., y Stead, A. D. (2001). Characterisation of alstroemeria flower vase life. *Acta Horticulturae*, (543), 161–175. <https://doi.org/10.17660/actahortic.2001.543.20>
- Aizen, M. y Basilio, A. (1995). Within and among flower sex-phase distribution in *Alstroemeria aurea* (Alstroemeriaceae). *Canadian Journal of Botany*, 73(12), 1986–1994. <https://doi.org/10.1139/b95-213>
- Donoso, A., Rivas, C., Zamorano, A., Peña, Á., Handford, M., & Aros, D. (2020). Understanding *Alstroemeria pallida* flower colour: Links between phenotype, anthocyanins and gene expression. *Plants*, 10(1), 55. doi:10.3390/plants10010055
- Dhiman, M., y Kashyap, B. (2022). Alstroemeria: Conservation, characterization, and evaluation. En: *Floriculture and ornamental plants* (pp. 117–151). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-3518-5_7
- De Jeu, M., y Jacobsen, E. (1995). Early postfertilization ovule culture in *Alstroemeria* L. and barriers to interspecific hybridization. *Euphytica*, 86(1), 15–23. <https://doi.org/10.1007/bf00035934>
- Aros, D., Meneses, C., y Infante, R. (2006). Genetic diversity of wild species and cultivated varieties of alstroemeria estimated through morphological descriptors and RAPD markers. *Scientia Horticulturae*, 108(1), 86–90. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2006.01.009>

VI. Anexos

Cuadro 1. Porcentaje de éxito expresado como la cantidad de polinizaciones que dieron como resultado al menos un embrión viable, sobre el total de polinizaciones (%Pol.) y porcentajes de viabilidad de los embriones híbridos, expresados en cantidad de embriones germinantes, por sobre el total extraído de los frutos (%Viab).

Genotipo	A. exerens		A. pallida		A. spathulata		A. umbellata	
	%Pol.	%Viab.	%Pol.	%Viab.	%Pol.	%Viab.	%Pol.	%Viab.
13A01	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,0	33,3
13B01	100,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
13E01	100,0	43,5	100,0	31,6	66,7	40,0	100,0	25,0
14A04	75,0	0,0	0,0	0,0	50,0	0,0	66,7	0,0
14A06	0,0	0,0	75,0	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0
14A11	0,0	0,0	80,0	4,7	50,0	22,2	0,0	0,0
14B01	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0
14D16	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	50,0	50,0	0,0
15B07	100,0	9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15E01	100,0	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
15Q02	10,0	0,0	14,3	0,0	30,0	20,0	22,2	0,0

Gráfico 1. Éxito de cada parental híbrido en la obtención de frutos, y embriones mediante el proceso de hibridación, representado como la totalidad de casos donde el proceso fue viable. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,15$)

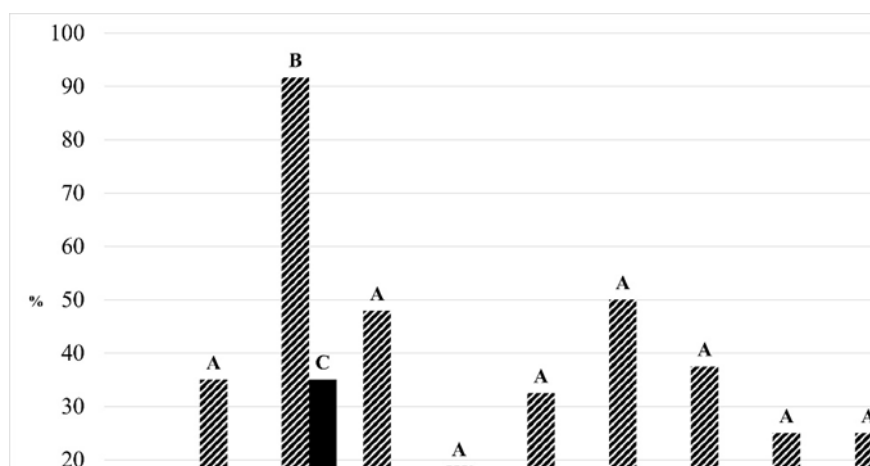
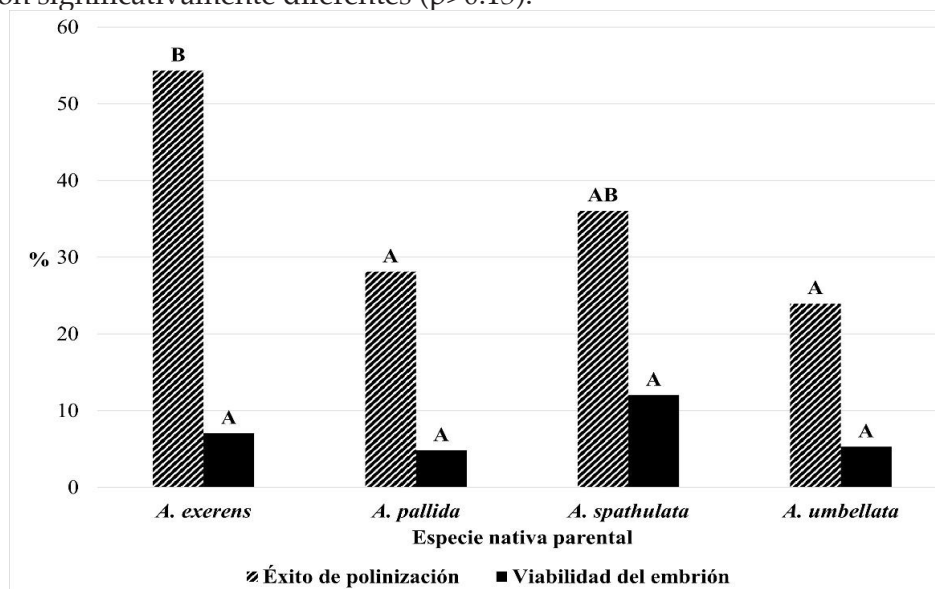


Gráfico 2. Éxito de cada especie nativa en la obtención de frutos y embriones en el estudio. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,15$).



“Jardín Botánico de TaguaTagua: Experiencia pionera de educación patrimonial y conservación ex situ, pública y comunitaria, en la región de O’Higgins”

Aliaga, G.^{1,2}; Álvarez, P.¹; Calquín, F.¹; Alvéstequi, A.¹; Varas, D.²; Pinto, J.³ y Salvatierra, A.⁴

¹ Fundación Añañuca

² Museo Escuela Laguna Taguatagua

³ Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de Chile.

⁴ Centro de Estudios Avanzados en Fruticultura CEAF.

I. Introducción

La región de O’Higgins tiene cuatro áreas destinadas a conservación in situ: Parque Nacional Palmas de Cocalán, Reserva Nacional Río Cipreses y los Santuarios de la Naturaleza Cerro Poqui y Alto Huemul. En su conjunto suman apenas el 3,8% de la superficie regional (INE, 2019), siendo una de las regiones con menor superficie protegida en el país. En ese sentido la conservación ex situ toma enorme relevancia como una estrategia complementaria para la protección de la biodiversidad en el territorio. Como paradigma de la conservación ex situ, los jardines botánicos han evolucionado para integrar varios aspectos tales como la conservación de la biodiversidad vegetal, investigación, educación y la creación de zonas urbanas que sirven de prestadores de servicios ecosistémicos para la vida silvestre y las personas (Krishnan and Novy, 2016). Pero la conservación de la biodiversidad, y en específico de las plantas, también depende de la reconexión entre humanos y naturaleza, ya que se advierte un desconocimiento generalizado sobre la diversidad, rol e importancia de las especies vegetales que habitan cada ecosistema. Bajo ese contexto, es urgente acortar esta brecha educativa, muchas veces no considerada en la educación formal, pero que toma fuerza desde nuevas iniciativas comunitarias como la que aquí se presenta.

Objetivos

El proyecto Jardín Etnobotánico Taguatagua busca aportar al conocimiento y recuperación de la flora nativa local y regional y sus culturas asociadas, para lo cual se desarrollaron los siguientes objetivos en el periodo 2021/2024: a) Recopilar y documentar el conocimiento científico y ancestral asociado a las plantas autóctonas; b) Diseñar e implementar un sendero interpretativo, con estaciones educativas e interactivas; c) Desarrollar un plan intensivo de rescate y multiplicación de plantas nativas y cultivos tradicionales; d) Concientizar y sensibilizar a la comunidad sobre la historia, importancia y beneficios de la flora regional.

Pregunta de investigación

¿Es una estrategia eficiente de apoyo a la educación y de conservación de la flora nativa la creación de un Jardín Etnobotánico a partir de la comunidad local?

II. Metodología

En Julio del año 2021 se inicia este proyecto de educación y conservación en el Museo Escuela Laguna Taguatagua ubicado en el sector sur de la comuna de San Vicente, a orillas del desecado humedal. Las primeras actividades consistieron en encuentros de saberes, entrevistas y una revisión bibliográfica exhaustiva sobre flora nativa, desde la perspectiva de la etnobotánica que implica sistematizar lo que una colectividad humana hace y dice sobre las entidades vegetales con las que se relaciona (Meza y Villagrán, 1991; Villagrán y Castro, 2004). En paralelo, se activó un plan de restauración ecológica, mediante la reforestación y propagación de especies nativas y endémicas, varias extintas localmente junto a otras que persisten en la actualidad y que forman el piso vegetacional (43) Bosque esclerófilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (Luebert y Pliscoff, 2019). Tanto la selección vegetal, como el diseño del paisaje, el diseño industrial del mobiliario, esculturas, infografías y señalética fue realizado por un equipo multidisciplinario de profesionales y voluntarios(as) que además ejecutó un nutrido programa de actividades educativas, como capacitaciones, excursiones, campamentos, talleres de propagación, visitas guiadas, intercambio de semillas y por sobre todo jornadas de plantaciones comunitarias, invitando a los(as) visitantes del museo a ser parte del proceso de creación de un Jardín Botánico, a través de una museología participativa que, según Orellana (2016), es una estrategia explícita de acercamiento e incorporación de la comunidad y el entorno del museo, noción que tiene como paradigma esencial la participación social.

III. Resultados

Creación de un guión museológico mediante un trabajo colaborativo entre científicos(as) y la comunidad local, basado en los resultados de la revisión bibliográfica, colectas botánicas e informes recopilatorios del

trabajo etnográfico realizado.

Zonificación del espacio en 6 hitos articulados por un sendero de cerca de 1000 metros de extensión, junto a la creación de un pórtico de acceso, 2 puentes, 5 pérgolas, 1 huerta, 1 invernadero, 1 vivero, 5 esculturas, 2 biotopos, sistema de riego semi-tecnificado, y cerca de 100 infografías o señaléticas de diversos tamaños. Recuperación de 2,7 hectáreas de superficie, estableciendo 87 especies y más de 1000 plantas nativas y endémicas de Chile, provenientes de distintos puntos de la región (Tabla 1). También destaca la creación de la Sala del Germoplasma para la organización y resguardo del herbario, semillas, bulbos, entre otros, y la elaboración de diversos productos asociados.

12.000 visitas durante el año 2023 (Gráficos 1 y 2), público compuesto principalmente por delegaciones escolares, universitarias y de adultos mayores, quienes participaron de actividades de mediación o visitas guiadas.

Creciente compromiso y colaboración de la comunidad local, propagadores, guardianes de semillas, agricultores y voluntarios(os), tal como el apoyo técnico y financiero de instituciones públicas y/o privadas, todas iniciativas sumamente necesarias para la sostenibilidad del proyecto.

IV. Conclusiones

En un escenario de cambio global y escasez de espacios públicos de aprendizaje sobre la Flora Nativa de Chile central, resulta indispensable la germinación de propuestas de comunidades responsables y comprometidas con su patrimonio natural y cultural, como el caso de la creación de un Jardín Etnobotánico donde se evidencian tempranamente beneficios en términos educativos, ecosistémicos, culturales, turísticos y recreativos.

V. Referencias

- Instituto Nacional de Estadísticas INE. (2019). Informe anual medio ambiente. Gobierno de Chile.
- Krishnan, S. and Novy, A. (2016). The Role of Botanic Gardens in the Twenty-First Century. CAB Reviews, 11, 1-10.
- Luebert, F & P. Pliscoff. (2018). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 384 pp.
- Meza P., I., & Villagrán M., C. (1991). Etnobotánica de la isla Alao, Archipiélago de Chiloé, Chile. Boletín Museo Nacional De Historia Natural, 42, 39-78.
- Orellana, I. (2016). Museo, comunidad, crítica y participación. Museo de la Educación Gabriela Mistral. Subdirección Nacional de Museos, DIBAM.
- Villagrán, C. y Castro, V. (2004). Ciencia Indígena de Los Andes del Norte de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Anexos

Tabla1. Listado de especies y número de individuos del Jardín Etnobotánico Taguatagua

Nombre Científico	Nº Individuos	Región origen	Nombre Científico	Nº Individuos	Región origen
<i>Solanum alphonsei</i>	2	VI	<i>Cestrum parqui</i>	15	VI
<i>Drimys winteri</i>	5	VII	<i>Schinus latifolius</i>	13	VI
<i>Lomatia hirsuta</i>	1	VII	<i>Schinus polygama</i>	17	VI
<i>Aextoxicum punctatum</i>	4	VII	<i>Ribes punctatum</i>	3	VI
<i>Crinodendron patagua</i>	9	VI	<i>Kageneckia oblonga</i>	14	VI
<i>Podocarpus salignus</i>	6	VII	<i>Neltuma chilensis</i>	10	VI
<i>Aristolelia chilensis</i>	25	VI	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	2	VI
<i>Escallonia pulverulenta</i>	14	VI	<i>Gardoquia gilliesii</i>	1	VI
<i>Lithrea caustica</i>	69	VI	<i>Myrceugenia obtusa</i>	1	VI
<i>Luma apiculata</i>	9	VI	<i>Porlieria chilensis</i>	3	RM
<i>Myrceugenia colchaguensis</i>	2	VI	<i>Trevoa quinquenervia</i>	6	VI
<i>Myrcianthes coquimbensis</i>	1	RM	<i>Retanilla trinervia</i>	5	VI
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	2	VI	<i>Baccharis paniculata</i>	8	VI
<i>Maytenus boaria</i>	21	VI	<i>Echinopsis chiloensis</i>	10	VI
<i>Quillaja saponaria</i>	91	VI	<i>Puya chilensis</i>	31	VI
<i>Chusquea quila</i>	1	VI	<i>Puya coerulea</i>	16	VI
<i>Laurelia sempervirens</i>	3	VII	<i>Puya alpestris</i>	1	VI
<i>Nothofagus glauca</i>	1	VI	<i>Eryngium paniculatum</i>	4	VI

<i>Nothofagus macrocarpa</i>	1	VI	<i>Senecio chilensis</i>	1	VI
<i>Nothofagus obliqua</i>	4	VII	<i>Haplopappus macrocephalus</i>	3	VI
<i>Peumus boldus</i>	29	VI	<i>Oziroë arida</i>	5	VI
<i>Beilschmiedia miersii</i>	11	VI	<i>Zephyranthes monantha</i>	5	VI
<i>Archidasyphyllum excelsum</i>	1	VI	<i>Phycella australis</i>	5	VI
<i>Lobelia tupa</i>	1	VI	<i>Baccharis linearis</i>	5	RM
<i>Escallonia illinita</i>	7	VI	<i>Baccharis cóncava</i>	2	RM
<i>Escallonia rubra</i>	2	VI	<i>Azara integrifolia</i>	3	VI
<i>Lardizabala biternata</i>	3	VI	<i>Cistanthe grandiflora</i>	1	VI
<i>Lapageria rosea</i>	7	VI	<i>Eriosyce curvispina</i>	2	VI
<i>Cryptocarya alba</i>	44	VI	<i>Chusquea cumingii</i>	1	VI
<i>Jubaea chilensis</i>	15	VI	<i>Ageratina glechonophylla</i>	1	RM
<i>Otholobium glandulosum</i>	1	VI	<i>Sisyrinchium striatum</i>	5	VI
<i>Azara petiolaris</i>	5	VI	<i>Madia sativa</i>	50	VI
<i>Buddleja globosa</i>	2	VI	<i>Austrocedrus chilensis</i>	4	VII
<i>Libertia chilensis</i>	3	VII	<i>Aristeguietia salvia</i>	2	VI
<i>Geum quellyon</i>	100	VI	<i>Podanthus mitiqui</i>	1	RM
<i>Sophora macrocarpa</i>	31	VI	<i>Baccharis racemosa</i>	2	VI
<i>Sophora cassioides</i>	3	VII	<i>Fuchsia magellanica</i>	2	VI
<i>Colliguaja odorifera</i>	13	VI	<i>Blechnum sp.</i>	2	VI
<i>Ugni molinae</i>	3	VII	<i>Berberis darwinii</i>	2	RM
<i>Senna stipulacea</i>	1	VI	<i>Avellanita bustillosii</i>	7	VI
<i>Araucaria araucana</i>	1	VI	<i>Myrceugenia exsucca</i>	1	VI
<i>Vachellia caven</i>	216	VI	<i>Schoenoplectus californicus</i>	1	VI
<i>Schinus areira</i>	4	VI			
<i>Persea lingue</i>	1	VII			
<i>Ephedra chilensis</i>	4	RM			

Gráfico 1. Registro de visitas por mes. Año 2023

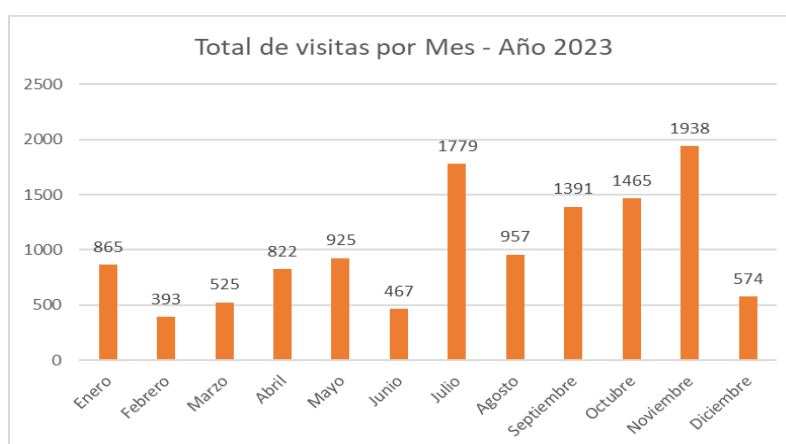
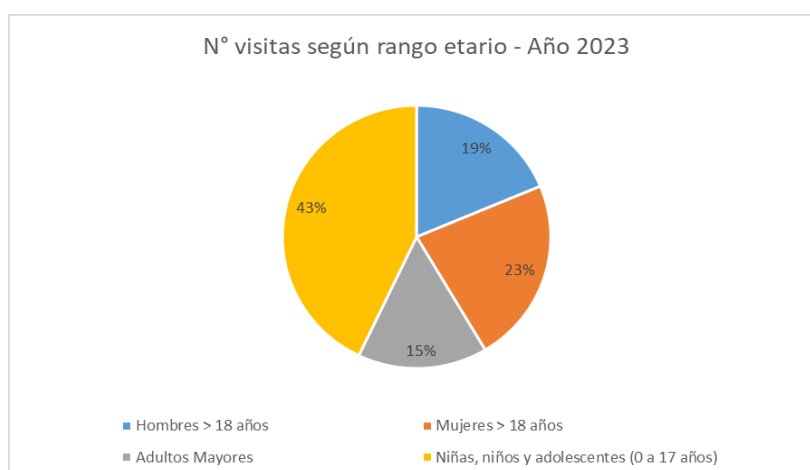


Gráfico 2. Relación porcentual según número de visitas de acuerdo al rango etario. Año 2023



“Diversidad Semicríptica y Preferencias Ecológicas del género *Menegazzia* en la Península de Brunswick: Implicaciones para el Cambio Climático”

Alors, D.^{1,2} y Villagra, J.^{1,3}

¹ Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas de la Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.

² Herbario de líquenes de la Universidad de Valparaíso, facultad de Farmacia de la Universidad de Valparaíso.

³ Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas de la Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.

I. Introducción

El género *Menegazzia* (Fungi, Lecanorales, Parmeliaceae) abarca alrededor de 20 especies en Chile, muchas de ellas endémicas y con distribución austral. Sin embargo, la identificación de estas especies es compleja debido a su similitud morfológica y la necesidad de análisis microscópicos y químicos. La información ecológica sobre las especies soledadas de *Menegazzia* está desactualizada y los estudios sobre las especies fértiles son escasos. Dado el creciente interés en utilizar líquenes como bioindicadores del cambio climático, se requiere información tan detallada como sea posible de la distribución y las preferencias de nicho de estas especies en la Península de Brunswick, ubicada en la región de Magallanes y la Antártica Chilena.

Objetivos

El objetivo principal es inferir un mapa de distribución potencial y caracterizar el nicho ecológico de las especies del género *Menegazzia* en la Península de Brunswick, con especial atención a su idoneidad como bioindicadoras de cambio climático.

Pregunta de Investigación e Hipótesis

Hipótesis 1: Las especies de *Menegazzia*, especialmente las especies endémicas de la Patagonia, *Menegazzia magellanica* y *Menegazzia megalospora*, son buenas indicadoras del cambio climático debido a sus preferencias por hábitats específicos.

Hipótesis 2: Las especies soledadas, que se dispersan más localmente, estarán más asociadas a ambientes fríos y húmedos, mientras que las especies fértiles, que se dispersan por ascosporas, serán más comunes en zonas soleadas y abiertas.

II. Metodología

Durante el verano austral de 2023, se realizaron muestreos en la Península de Brunswick, en la Reserva Nacional Magallanes, la Reserva Nacional Parrillar y el sector San Juan. Se establecieron transectos en bosques, matorrales y turberas para recolectar muestras de *Menegazzia*. Las especies fueron identificadas en el laboratorio mediante análisis morfoquímicos, utilizando lupa, microscopio y cromatografía en capa fina (TLC), siguiendo las claves de Bjerke *et al.* (2003, 2005).

Se registraron las coordenadas GPS de las especies presentes, y se utilizaron para inferir mapas de distribución y nicho ecológico empleando SIG, el software MaxEnt, y datos climáticos de WorldClim

III. Resultados

Las especies de *Menegazzia* muestran diferencias marcadas en su distribución según sus preferencias ecológicas, lo que se correlaciona con las regiones bioclimáticas de la Península de Brunswick. *Menegazzia magellanica* y *M. megalospora*, endémicas de la Patagonia, prefieren temperaturas más frías, mientras que *M. neozelandica*, presente en Fray Jorge, es rara o ausente en Brunswick, sugiriendo una preferencia por temperaturas más cálidas. *M. kawesqarica* se asocia a ambientes húmedos, mientras que *M. globulifera* prefiere áreas más secas. Se observó una tendencia hacia la presencia de especies soledadas en bosques maduros, mientras que las especies fértiles se encuentran más en espacios abiertos. Estos resultados confirman que la composición de *Menegazzia* es indicativa de las condiciones climáticas locales.

IV. Conclusiones y Reflexiones

Este estudio aporta nuevos conocimientos sobre las preferencias de nicho ecológico de las especies de *Menegazzia* en la Península de Brunswick. Las especies soledadas y fértiles presentan patrones de distribución distintos que reflejan sus estrategias reproductivas y las condiciones climáticas locales. La asociación de *Menegazzia* con factores climáticos específicos refuerza su potencial como bioindicadoras del cambio climático y la aridificación. Este trabajo contribuye a la comprensión de las comunidades de líquenes y establece un marco para futuros estudios sobre otros géneros de flora nativa y endémica.

V. Referencias

- Bjerke, J. W., Elvebakk, A., & Domínguez, E. (2003). Taxonomic revision and ecological studies of sorediate *Menegazzia* species in Chile. *Gayana Botánica*, 60(1), 85-98.
- Bjerke, J. W., Elvebakk, A., & Wollan, T. (2005). *Menegazzia* species in Chile: New distribution data and a key to the fertile species. *Gayana Botánica*, 62(2), 165-175.
- Informe de Cambio Climático en Chile* (2023). Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Smith, R. I. L. (2003). Vegetation and climate in the Brunswick Peninsula. *Journal of Biogeography*, 30(5), 813-827 p.

"Representatividad florística en las Áreas Silvestres Protegidas del Estado en La Araucanía: una aproximación a nivel regional"

Alvial, C.¹ y Urrutia, J.^{2,3}

¹Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco.

²Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco.

³Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Concepción, Chile.

I. Introducción:

Las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) concentran la mayor parte del patrimonio natural protegido por el estado, elevándose como un componente esencial para la preservación de la riqueza biológica del país. Los estudios florísticos llevados a cabo en las ASP de Chile han permitido obtener un conocimiento detallado y progresivo de la diversidad vegetal existente en estas unidades. Las ASP tienen entre sus principales objetivos la conservación de la biodiversidad, promover la investigación científica y divulgar el conocimiento de los recursos naturales. A la fecha en Chile existen aproximadamente 109 ASP, que se distribuyen a lo largo de nuestro país, cubriendo una superficie total de 18.8 millones de hectáreas aproximadamente. Lo cual representa cerca del 21 % del territorio nacional. Esta red de ASP desempeña un papel fundamental en la conservación de ecosistemas y en la preservación de especies endémicas y nativas tanto de animales como vegetales, proporcionando un refugio seguro frente a posibles amenazas antropogénicas, como el cambio climático o las invasiones biológicas, entre otras. La región de La Araucanía, extendida entre los paralelos 37° y 39° de latitud sur, alberga 13 ASP, distribuidas en seis Reservas Nacionales, cinco Parques Nacionales y dos Monumentos Naturales. Con el objetivo de determinar la representatividad del componente florístico presente en las ASP a nivel regional, se llevó a cabo una búsqueda exhaustiva de literatura.

II. Desarrollo del trabajo

Para lo anterior se acudió a los planes de manejo de CONAF, informes técnicos y publicaciones científicas referidas al tema en cuestión. Con el fin de ordenar y hacer los análisis más llevaderos, se categorizaron las ASP de acuerdo con su ubicación, separándolas en tres grandes unidades geográficas a nivel regional. 1) Cordillera de los Andes (CA), que incluye las reservas nacionales: Alto Bío-Bío, China Muerta, Nalcas, Malalcahuello, Malleco y Villarrica; y los parques nacionales: Conguillío, Huerquehue, Tolhuaca y Villarrica. 2) Depresión Central (DC), que abarca el Monumento Natural Cerro Nielol; y 3) Cordillera de la Costa (CC), que engloba el Monumento Natural Contulmo y el Parque Nacional Nahuelbuta.

Obtenidos los datos de las ASP, se configuraron matrices de presencia/ausencia de especies, se actualizó la nomenclatura y se detectaron errores potenciales. Se llevó a cabo el cálculo de la riqueza de especies por unidad geográfica (CA, DC y CC) y según su procedencia (endémicas, nativas y exóticas). Posteriormente se obtuvieron los datos de especies a nivel regional, los cuales fueron extraídos del Catálogo de las Plantas Vasculares de Chile.

Adicionalmente se realizó una comparación de los parámetros antes mencionados entre la flora presente en las ASP según unidad geográfica y la flora a nivel regional.

Finalmente, se estableció la razón entre la riqueza de plantas autóctonas (nativas y endémicas) por cada unidad geográfica y la superficie en hectáreas de cada una de ellas. Este enfoque permitió determinar el nivel de representatividad, a modo de índice, de la flora local para cada unidad geográfica en cuestión.

III. Resultados

Las 13 ASP presentes en La Araucanía albergan una riqueza total de 1029 especies, lo cual representa un 62.4 % de la flora de la región (1629). La clasificación de este universo según procedencia arroja 87 plantas endémicas, 666 nativas y 276 exóticas, representando un 23.6 %, 72.7 % y 75.82 % de la flora regional presente en las ASP respectivamente.

La riqueza de especies por unidad geográfica muestra que la Cordillera de los Andes (CA) alberga 773 plantas vasculares, representando el 46.88 % de la flora regional, con un 9.5 % de especies endémicas, un 60.48 % de nativas y un 50.55 % de exóticas. Por otro lado, en la Depresión Central, se identificaron 224 plantas vasculares, equivalentes al 13.58 % de la flora regional, con un 0.55 % de especies endémicas, 13.43 % de nativas y un 27.2 % de exóticas. Finalmente, la Cordillera de la Costa (CC) exhibe 274 plantas vasculares, representando el 16.62 % de la flora regional, con un 14.63 % de especies endémicas, 18.45 % de nativas y un 14 % de exóticas.

El índice calculado para las tres unidades geográficas estudiadas muestra la tendencia inversa a la exhibida por la riqueza de especies. En este sentido, la Depresión Central compuesta únicamente por el Monumento

Natural Cerro Ñielol, ostenta una alta representatividad florística a pesar de su reducida superficie. Le sigue la Cordillera de la Costa en segundo lugar y finalmente aparece la Cordillera de los Andes en el último puesto.

IV. Conclusión

Las Áreas Silvestres Protegidas de La Araucanía, presentan una buena representación de la diversidad florística regional, con más de la mitad de las especies al interior de sus unidades. Sin embargo, es importante mencionar la alta participación de especies exóticas, lo cual representa una amenaza significativa a la flora local y se contrapone con los objetivos de conservación de las ASP. Esta situación se puede traducir en una perturbación del ecosistema natural dentro de estas áreas, generando una competencia con las especies nativas y endémicas, además de provocar una disminución en la cobertura de las especies locales.

La relación establecida entre la riqueza de especies y la superficie de las unidades geográficas revela importantes diferencias. En este sentido, la Depresión Central a pesar de presentar la menor superficie de todas, se eleva como el área con mayor concentración de flora autóctona a nivel regional. Esta información desencadena la necesidad de desarrollar estrategias de conservación adaptadas a la realidad de cada unidad geográfica, considerando la variabilidad en la representatividad florística regional.

V. Referencias

- Baeza, C., C. Marticorena & R. Rodríguez. 1999. Catálogo de la flora vascular del Monumento Natural Contulmo. *Gayana Bot.* 56: 125-135.
- Becerra, P. & G. Cruz. 2000. Diversidad vegetal de la Reserva Nacional Malalcahuello, IX región de Chile. *Bosque.* 21: 47-68.
- Becerra, P. & L. Faúndez. 1999. Diversidad florística de la Reserva Nacional Malalcahuello. *Chloris Chilensis.* 2:1.
- Fuentes, N., A. Marticorena, A. Saldaña, V. Jerez, J. Ortiz, P. Victoriano, R. Moreno, J. Larraín, C. Villaseñor-Parada, G. Palfner, P. Sánchez & A. Pauchard. 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. *Neobiota.* 60: 25-41.
- Fuentes, N., P. Sánchez, A. Pauchard, J. Urrutia, L. Cavieres & A. Marticorena. 2014. Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Universidad de Concepción, Concepción.
- González, M., E. Hauenstein, C. Baeza, M. Bottacci & T. Elgueta. 1991. Comunidades boscosas y riqueza florística del Parque Nacional Huerquehue, IX región, Chile. *Actas III CIGRN.* 2: 506-526
- Hauenstein, E., C. Ramírez & M. Latsague. 1988. Evaluación florística y sinecológica del Monumento Natural Cerro Ñielol (IX Región, Chile). *Boletín Museo Regional Araucanía.* 3: 7-32.
- Hauenstein, E., F. Barriga & P. De Los Ríos-Escalante. 2011. Macrophytes assemblages in mountain lakes of Huerquehue National Park (39°S, Araucanía Region, Chile). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39: 593-599.
- Ramírez, C., J. San Martín, E. Hauenstein & D. Contreras. 1989. Study of the flora of Rucamanque, Cautín province, Chile. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 76: 444-453. <https://doi.org/10.2307/2399493>.
- Ramírez, C. 1978. Estudio florístico y vegetal del Parque Nacional Tolhuaca (Malleco-Chile). *Publicación Ocasional del Museo de Historia Natural* 24: 3-23.
- Rodríguez, R., C. Marticorena, D. Alarcón, C. Baeza, L. Cavieres, V. Finot, N. Fuentes, A. Kiessling, M. Mihoc, A. PÉauchard, E. Ruíz, P. Sánchez & A. Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Bot.* 75: 1-430.
- Romero-Mieres M & J Urrutia-Estrada. 2022. Flora del Parque Nacional Conguillío. Ediciones Universidad Católica de Temuco. 408 pp.
- Urrutia-Estrada J, J Ulloa, R García & P Jara-Seguel. 2023. Flora exótica presente en áreas silvestres protegidas de Chile. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 58: 91-103.
- Universidad de Concepción. (s.f). Catálogo De Plantas Vasculares de Chile. <https://catalogoplantas.udec.cl>.

“Diversidad evolutiva de comunidades de plantas vasculares y microorganismos del suelo en palmas de Ocoa - Parque Nacional La Campana”

Arancibia, D.^{1,3}; Schapheer, C.²; González, M.³ y Scherson, R.¹

¹Laboratorio de Evolución y Sistemática, Facultad de Ciencias Forestales de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Av. Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago - Chile

²Departamento de Ingeniería y Suelos, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Av. Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago – Chile

³Laboratorio de Bioinformática y Expresión Génica, INTA, Universidad de Chile. El Líbano 5524, Macul, Santiago – Chile.

I. Introducción

El bosque esclerófilo de la región central de Chile enfrenta distintos niveles de degradación producto del cambio climático y de actividades de origen antrópico. La funcionalidad de estos ecosistemas, de gran valor biológico y evolutivo, está amenazada por la pérdida de biodiversidad, el avance de especies exóticas invasoras y la ganadería intensiva, principalmente (IPBES, 2019; CONAF, 2016; Díaz & Catalán, 2018; Mardones & Scherson, 2023). Comprender la relación entre las comunidades de plantas y microorganismos del suelo es crucial para abordar estos aspectos, ya que gran parte de los procesos ecológicos dependen de estos dos componentes bióticos (van Bruggen *et al.*, 2019). La técnica de *Metabarcoding* permite capturar la micro-biodiversidad del ambiente, especialmente en los suelos, y establecer relaciones entre ésta y las comunidades que habitan sobre la superficie (Evans *et al.*, 2016; Kowalchuk *et al.*, 2002). Sin embargo, existen escasos estudios de estas relaciones en un contexto evolutivo y menos aún en ecosistemas boscosos. Aplicar la perspectiva evolutiva en criterios de conservación podría optimizar las decisiones y asignación de recursos en las áreas silvestres protegidas de Chile (Laity *et al.*, 2015; Kling *et al.*, 2018).

Objetivo general

Caracterizar los parámetros evolutivos de las comunidades de plantas vasculares y sus respectivas comunidades de microorganismos del suelo presentes en el sector Palmas de Ocoa – PN La Campana.

Objetivos específicos

Comparar la diversidad de plantas vasculares y bacterias del suelo presentes en dos sectores con distinto nivel de degradación.

Estimar la capacidad predictiva de la Diversidad Filogenética (PD) de la flora sobre la PD de las bacterias del suelo asociadas a las comunidades de plantas del sector de estudio.

Determinar el efecto de las especies exóticas sobre la PD de las comunidades de plantas del sector de estudio.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

¿Cómo se relacionan los distintos índices de diversidad (entre ellos, la PD) de las comunidades de plantas vasculares y bacterias del suelo del bosque esclerófilo?

II. Metodología

El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional La Campana, sector Palmas de Ocoa, que presenta distintos niveles de degradación y conserva parches boscosos en buen estado.

Diseño experimental Muestreo de Suelo y Plantas

Se realizaron muestreos sistemáticos de suelo y plantas en 16 parcelas de 500 m², con 7 puntos de extracción de muestras de suelo por parcela.

Diversidad de Plantas

Se identificaron y catalogaron todas las especies de plantas vasculares encontradas en cada parcela, generando un inventario florístico y una caracterización fito-sociológica por parcela, con datos de cobertura y abundancia por especie. La determinación de especies se realizó en campo y con colectas depositadas en el Herbario EIF.

Diversidad Filogenética (PD)

Se realizó una búsqueda en la base de datos GenBank con el fin de conocer a qué especies extraerles ADN para secuenciar, y poder completar un árbol filogenético base con dos genes plastidiales (rbcL y trnL-F) y uno nuclear (ITS) con todas las especies muestreadas para realizar los cálculos de PD por parcela/sitio. La filogenia se realizó con la técnica de Maximum Likelihood implementada en RAXML, con 1000 iteraciones de

Bootstrapping. Todos los cálculos de PD se realizaron utilizando el software Biodiverse 4.1.

Extracción y Secuenciación de ADN ambiental (eDNA).

Se extrajo ADN de cada muestra de suelo y mediante *Metabarcoding*, se analizó la diversidad de ASVs (*Amplicon Sequence Variant*) de bacterias, secuenciando el gen 16S.

Nivel de Degradación

Se estimó en base a tres indicadores: presencia y cobertura de especies introducidas por parcela, cantidad de bostas de ganado, y distancia de cada parcela a la entrada del parque.

III. Resultados preliminares

Se identificaron 163 especies de plantas vasculares (incluyendo sub-especies y variedades) en el sitio de estudio, con al menos un registro nuevo para el parque. De éstas, el 48% son endémicas, el 28% nativas y el 25% introducidas. Se obtuvieron aproximadamente 58,000 ASVs de bacterias del suelo, agrupados en 1,194 géneros y 540 familias.

Las unidades de muestreo con mayor y menor riqueza representan el 28.8% y el 11% del total de especies vegetales, respectivamente. Existe una correlación preliminar entre indicadores de degradación y la diversidad de especies por parcela, en donde esta se compone mayormente de especies nativas/endémicas en zonas alejadas de la entrada al parque (>1 km), con algunas excepciones cerca de senderos y con más presencia de bostas. Las áreas cercanas a la entrada (<1 km) tienen un mayor porcentaje de especies introducidas (20-50%). En cuanto a los microorganismos, la riqueza de géneros y familias muestra un comportamiento indistinto. Las parcelas cercanas a la entrada presentan menor riqueza de géneros (alrededor del 60%), que aumenta en áreas más alejadas y menos intervenidas, mientras que la riqueza de familia no muestra patrones tan marcados. El análisis filogenético complementario está en proceso.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Estudiar el efecto de las plantas sobre los microbiomas del suelo se ha centrado en ambientes extremos, como el desierto de Atacama y la Antártica (Aguado *et al.*, 2023; Mandakovic *et al.*, 2018), donde el análisis es más directo a nivel de cada individuo vegetal. Sin embargo, en un contexto boscoso, es necesario involucrar la complejidad estructural de la comunidad. La caracterización rigurosa de la comunidad vegetal, tanto taxonómica como filogenética, es crucial para entender el efecto colectivo de las plantas sobre el microbioma del bosque.

Análisis preliminares sugieren que los indicadores de degradación afectan la riqueza de la comunidad de plantas y microorganismos. La capacidad predictiva de la comunidad de plantas sobre la comunidad de bacterias sigue en estudio.

La homologación de índices de diversidad entre plantas y bacterias aborda aspectos metodológicos desde la biología molecular hasta la ecología forestal. La perspectiva evolutiva permite un análisis común y otorga un valor intrínseco a la diversidad configurada por variables climáticas y micro-climáticas. Esto podría ayudar a predecir la diversidad de microorganismos y su funcionalidad ecológica, contribuyendo a diagnosticar síntomas de respuesta del bosque esclerófilo al cambio climático.

V. Referencias

- Aguado-Nores, C., Cárdenas, V., Gaete, A., Mandakovic, D., Vásquez-Dean, J., Hodar, C., Pfeifer M & González, M. 2023. Topsoil and subsoil bacterial community assemblies across different drainage conditions in a mountain environment. *Biological Research*, 56(1), 35.
- CONAF. 2016. Plan de Manejo Parque Nacional La Campana.
- Díaz, J. L., & Catalán, E. 2018. Catastro Ganadero del Parque Nacional La Campana: Informe Final.
- Evans, D., Kitson, J., Lunt, D., Straw, N & Pocock, M. 2016. Merging DNA Metabarcoding and Ecological Network Analysis to Understand and Build Resilient Terrestrial Ecosystems. *Functional Ecology* 30(12): 1904–16.
- IPBES. 2019. 45 Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://zenodo.org/record/3553579#.YfmYTerMI2w>.
- Kling MM, Mishler BD, Thornhill AH, Baldwin BG, Ackerly DD. 2018. Facets of phylodiversity: evolutionary diversification, divergence and survival as conservation targets. *Phil. Trans. R. Soc. B* 374: 20170397. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2017.0397>
- Kowalchuk, G, Douwe S. Buma, Wietse De Boer1, Peter G.L. Klinkhamer & Johannes A. Van Veen 2002. Effects of Above-Ground Plant Species Composition and Diversity on the Diversity of Soil-Borne

- Microorganisms. *Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology* 81(1–4): 509–20.
- Laity, T. Laffan, S, González-Orozco, Faith, D., Dan F. Rosauer, Margaret Byrne, Joseph T. Miller, Darren Crayn, Craig Costion, Craig C. Moritz, Karl Newport. 2015. Phylodiversity to inform conservation policy: An Australian example. *Science of The Total Environment*. Volume 534. Pp 131-143. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.113>
- Mandakovic, D., Rojas, C., Maldonado, J., Latorre, M., Travisany, D., Delage, E., Bihouée A, Jean G, Díaz Fp, Fernández-Gómez B, Cabrera P, Gaete A, Latorre C, Gutiérrez R, Maass A, Cambiazo V, Navarrete Sa, Eveillard D & González, M. 2018. Structure and co-occurrence patterns in microbial communities under acute environmental stress reveal ecological factors fostering resilience. *Scientific reports*, 8(1), 5875.
- Mardones Agurto, D & Scherson, R. 2023. Hotspots within a hotspot: evolutionary measures unveil interesting biogeographic patterns in threatened coastal forests in Chile. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 10.1093/botlinnean/boad002.
- Schapheer, C, Pellens, R & Scherson, R. 2021. Arthropod-Microbiota Integration: Its Importance for Ecosystem Conservation. *Frontiers in Microbiology* 12(August): 1–18.
- Van Bruggen, A.H.C. et al. 2019. One Health - Cycling of Diverse Microbial Communities as a Connecting Force for Soil, Plant, Animal, Human and Ecosystem Health. *Science of the Total Environment* 664: 927–37. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.09>

“Respuesta a la desecación de semillas de *Aextoxicon punctatum* y *Persea lingue*, árboles amenazados del bosque chileno”

Araya, L.¹; Fernández, A.²; Contreras, S.² y León, P.³

¹ Asesor independiente, ² Pontificia Universidad Católica de Chile, ³ Instituto de Investigaciones Agropecuarias.

I. Introducción

A. punctatum Ruiz & Pav. (olivillo) y *P. lingue* (Ruiz & Pav.) Nees (lingue) son especies nativas catalogadas como Vulnerables según el Reglamento de Clasificación de Especies, por lo tanto, su conservación y acciones que favorezcan su repoblamiento son cruciales. Sin embargo, las semillas de ambas especies son potencialmente recalcitrantes, esto es, sensibles a la desecación y a las bajas temperaturas, lo cual impediría su almacenamiento en bancos de semillas convencionales, y también la planificación de su viverización, demandando una siembra inmediata posterior a la cosecha.

Objetivos

Determinar el nivel de tolerancia al secado en semillas de las especies potencialmente recalcitrantes *A. punctatum* y *P. lingue*.

Pregunta de investigación y/hipótesis

¿Cuál es el contenido de humedad crítico (mínimo) de las semillas de ambas especies, como umbral de referencia respecto a la mantención de su capacidad germinativa?

II. Metodología

Diez lotes de semillas para *A. punctatum* y ocho lotes para *P. lingue* fueron dispuestos dentro de contenedores herméticos de vidrio rellenos en un 50% de su volumen con sílica gel como agente desecante. El peso de cada lote fue monitoreado diariamente para controlar la desecación en gramos de agua perdida. Cada 5% de pérdida de peso, las semillas de cada lote fueron dispuestas en sobres de aluminio herméticos, sin aire en su interior, durante 48-72 horas para conseguir homogeneidad de humedad. Posteriormente, de cada sobre se extrajeron aleatoriamente muestras de semillas para determinar contenido de humedad de manera gravimétrica y otra muestra para la evaluación de capacidad germinativa mediante siembra en sustrato (mezcla de turba con perlita) a 20°C. La información relativa al contenido de humedad de las semillas y su correspondiente respuesta germinativa fue utilizada para establecer el tipo de respuesta a la desecación y para determinar el contenido crítico de humedad para cada especie, bajo el cual la germinación se ve afectada.

III. Resultados

Después de cosechadas las semillas maduras de *A. punctatum* tienen un 40% de contenido de humedad (CH; 94% de Humedad Relativa de Equilibrio, HREq.). Al ser desecadas pierden rápidamente la capacidad germinativa, desde un 84% en semillas frescas, hasta un 0% de germinación en semillas con un 25% de contenido de humedad (84% HREq.). Las semillas de *P. lingue* mostraron un patrón similar de pérdida de capacidad germinativa con la desecación. Semillas frescas (45% CH; 88% HREq.), alcanzan alrededor de un 70% de germinación, reduciéndose rápidamente hasta perder toda su capacidad germinativa con un 20% de contenido de humedad (70% HREq.).

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Semillas *A. punctatum* y *P. lingue* pierden rápidamente su capacidad germinativa al ser desecadas a contenidos de humedad inferiores a 30%, confirmando que son semillas del tipo Recalcitrante, lo que impide su almacenamiento en bancos de semillas.

La determinación del nivel de tolerancia al secado permite conocer el rango de humedad en que las semillas parcialmente desecadas aún presentan viabilidad, lo cual facilitará el manejo postcosecha de semillas de estas especies en los viveros que las producen, eliminando la actual urgencia de siembra inmediata y permitiendo su planificación en un mayor tiempo.

Adicionalmente, estos resultados permiten establecer futuros protocolos de almacenamiento a mediano plazo monitoreando la pérdida de humedad de las semillas.

“Propagación vegetativa de distintas accesiones de arrayán (*Luma apiculata* (DC.) Burret) y chequén (*Luma chequen* (Molina) A. Gray)”

Beltrand, A.¹; Soto, L.^{2,3}; González, B.¹ y Doll, U.¹

¹ Centro de Plantas Nativas de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca, Chile.

² Universidad Autónoma de Chile, Facultad de Arquitectura, Construcción y Medio Ambiente, Talca, Chile.

³ Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales / Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO), San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

I. Introducción

La Cordillera de la Costa de la Región del Maule, poblada originalmente por el así denominado “bosque maulino”, es disectada perpendicularmente por pequeñas cuencas intramontaña y valles que, dependiendo de la topografía y la profundidad de las napas freáticas, favorecen el desarrollo de una vegetación boscosa, higrófila y siempreverde, dominada por el canelo (*Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst.) y varias especies de mirtáceas (San Martín *et al.*, 1988, Troncoso & San Martín, 1988). La actividad agropecuaria y silvícola han transformado drásticamente el paisaje de la región, quedando remanentes de bosque nativo restringidos a sectores de difícil acceso, fuertes pendientes, o al interior de áreas silvestres protegidas (Becerra y Simonetti, 2020). A esta transformación no escaparon los bosques higrófilos actualmente insertos en una matriz de plantaciones de especies exóticas y restos de bosque nativo, constatándose una disminución en la presencia e importancia de las especies características, junto al ingreso de especies de carácter esclerófilo y especies introducidas (Soto-Cerda *et al.*, 2021; Doll *et al.*, 2024).

Para frenar el avance acelerado de deterioro de estos bosques y permitirles la posibilidad de una adaptación gradual a las condiciones imperantes debido al cambio climático, se debería mantener una matriz circundante permanente de vegetación nativa y lograr la conectividad entre los bosquetes remanentes mediante la creación de corredores biológicos. Ello implica la necesidad de conocer mecanismos efectivos de propagación de las especies de los bosques higrófilos.

La especie nativa *Luma apiculata* (DC.) Burret (arrayán) y la especie endémica de Chile *Luma chequen* (Molina) A. Gray (chequén), son mirtáceas características de estos bosques. Mientras que de la primera existe alguna información sobre su propagación, es casi inexistente la información sobre la propagación del chequén.

Objetivos

Caracterizar la propagación vegetativa por estaca de *Luma apiculata* y *Luma chequen*, determinando si la accesión del material vegetal, la edad de las estacas y el uso de hormona enraizante afectan la formación de raíces.

Hipótesis

La procedencia de la planta madre, la madurez de la estaca y la aplicación de hormona enraizante influyen sobre la propagación vegetativa de *Luma apiculata* y *Luma chequen*.

II. Metodología

En abril de 2023 se recolectaron estacas herbáceas y semileñosas de *L. apiculata* en los sectores La Aguada (comuna de Cauquenes), Chupallar (comuna de Colbún) y de *L. chequen* en La Aguada y Bullileo (comuna de Parral) en la Región del Maule. De cada especie se cosecharon estacas de 10 individuos por sector. Con el material vegetal se realizó un ensayo de enraizamiento independiente para cada especie en sustrato de perlita sobre una cama fría a temperatura ambiente ubicada dentro de un invernadero. Se utilizó un diseño trifactorial (lugar de procedencia, uso de hormona enraizante y edad de la estaca) completamente al azar, con 10 repeticiones y 10 estacas por unidad experimental. A la mitad de las estacas de cada especie, procedencia y edad se les aplicó ácido indol butírico (AIB) en polvo comercial (2.000 ppm).

A las 24 semanas de instalado el ensayo se evaluó sobrevivencia, presencia de callos y enraizamiento de las estacas.

III. Resultados

En ambas especies la edad de las estacas fue un factor determinante para la sobrevivencia de éstas, siendo mayor la sobrevivencia del material joven (cuadros 1 y 2). Para chequén también fue importante la procedencia, siendo mejor la sobrevivencia de las estacas procedentes de Bullileo (cuadro 2.). Esta especie se encuentra creciendo asociada a cursos de agua, y posiblemente las condiciones de sequía experimentadas durante el año anterior en el sector La Aguada, sometieron las plantas a un estrés adicional que habría contribuido a una

menor sobrevivencia de las estacas provenientes de ese sitio.

El porcentaje de enraizamiento de arrayán dependió del lugar de procedencia y fue mejorado significativamente por el uso de hormona enraizante (cuadro 1.). En chequén los tres factores afectaron significativamente el porcentaje de enraizamiento, siendo mayor en las estacas procedentes de Bullileo, en las estacas jóvenes y en las estacas a las que se les aplicó hormona enraizante (cuadro 2.).

En arrayán un mayor número de estacas a las que no se les aplicó hormona enraizante presentaban callo sin haber formado raíces, subrayando el efecto positivo de la hormona sobre la formación de raíces (cuadro 1.). La misma respuesta se observó en arrayán, además de una mayor formación de callos en las estacas procedentes de La Aguada (cuadro 2.).

Cuadro 1. Porcentajes de sobrevivencia, presencia de callos y enraizamiento en *Luma apiculata*.

Factor		Sobrevivencia [%]	Presencia de callos [%]	Enraizamiento [%]
Procedencia	La Aguada	81,5±1,5	22,7±2,3	53,8±3,6 a
	Chupallar	83,0±2,5	22,6±2,7	41,2±3,3 b
Edad de la estaca	Estaca nueva	88,5±1,4 a	21,2±2,5	46,1±3,8
	Estaca vieja	76,0±2,2 b	24,1±2,4	48,9±3,4
Uso de hormona	Con hormona	83,3±2,5	18,8±2,2 b	58,6±3,2 a
	Sin hormona	81,3±2,1	26,4±2,6 a	36,4±3,1 b

Letras distintas en la columna denotan diferencias estadísticamente significativas.

Cuadro 2. Porcentajes de sobrevivencia, presencia de callos y enraizamiento en *Luma chequen*.

Factor		Sobrevivencia [%]	Presencia de callos [%]	Enraizamiento [%]
Procedencia	La Aguada	55,5±4,2 b	26,6±4,5 a	40,0±5,4 b
	Bullileo	80,5±2,9 a	8,6±1,6 b	73,9±2,6 a
Edad de la estaca	Estaca nueva	80,3±3,0 a	19,2±3,4	63,9±4,0 a
	Estaca vieja	55,8±4,2 b	16,0±4,0	50,1±5,7 b
Uso de hormona	Con hormona	70,0±3,9	10,9±2,3 b	71,7±3,9 a
	Sin hormona	66,0±4,3	24,3±4,4 a	42,2±5,0 b

Letras distintas en la columna denotan diferencias estadísticamente significativas.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Los resultados indican que tanto la acesión del material vegetal, su edad y la aplicación de auxina son factores que inciden en una propagación vegetativa exitosa de arrayán y chequén.

Para un proceso de rápida recuperación de los bosquetes higrófilos y en superficies de restauración de gran extensión puede ser recomendable una reproducción vegetativa de las especies objetivo, utilizando material procedente de diferentes plantas madres para garantizar la mantención de una alta variabilidad genética que favorezca la resiliencia ecosistémica.

V. Referencias

- Becerra P, J Simonetti. 2020. Native and exotic plant species diversity in forest fragments and forestry plantations of a coastal landscape of central Chile. *Bosque* 41(2): 125-136. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002020000200125>
- San Martín J, A Troncoso, C Ramírez. 1988. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa de Chile central. *Bosque* 9(1): 17-33.
- Soto-Cerda L, U Doll, C Valdés-Reyes. 2021. Los Bosques Olvidados. Talca, Chile. Universidad de Talca. 343 p.
- Troncoso A & J San Martín. 1988. Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares en la

Cordillera de la Costa de la Región del Maule. Boletín N°41 Museo Nacional de Historia Natural. Disponible en <http://publicaciones.mnhn.gob.cl/668/w3-article-64953.html>

Doll U, L Soto-Cerda, J Rebolledo, F Peña, C Valdés-Reyes, C Acuña, M Cabrera. 2024. Los bosques de quebrada de la costa maulina: evaluación espacial y vegetacional en un contexto de impactos antrópicos. *Bosque* 45(1): 115-128. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002024000100125>

“Propagación de especies de vegas altoandinas de la cordillera central de Chile a través de cultivo hidropónico”

Bravo, F.; Abarca, B.; Grez, I.; Martínez, E.; Vaswani, S.; González, P.; Casali, S.; Toro N.; Campos, N. y Magni, C.
Centro Productor de Semillas y Árboles Forestales (CESAF). Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

I. Introducción

Las vegas andinas y altoandinas según López y Tapia (2014), corresponden a sistemas eco-biológicos azonales con componentes hídricos y vegetacionales particulares, que los convierten en ecosistemas con características únicas en el ámbito del patrimonio cultural y económico, lo cual incluye sus valiosos servicios ecosistémicos que brindan. A pesar de estas particularidades, dichos sitios se han convertido en sistemas altamente frágiles, debido a las presiones antrópicas y de cambio climático los cuales han provocado una pérdida de superficie y cobertura vegetal de estas zonas, especialmente sobre los 2.000 metros de altitud (MMA, 2020). En complemento, y a pesar de su importancia en el territorio, existe un déficit de información sobre la propagación y conservación *ex situ* de este tipo de ecosistemas.

Históricamente las comunidades andinas han realizado manejo de estos sitios a través de la manipulación de champas o tepes para la construcción de sistemas de administración de agua, ya sea por canales y/o diques, con tal de incrementar la productividad y superficie de forrajeo (Gonnet *et al.*, 2016). Bajo la misma idea, mantener o incluso propagar este tipo de vegetación a través de metodologías que consideren la eficiencia del uso de agua de forma *ex situ*, es una alternativa viable cuando se piensa en las técnicas de cultivos hidropónicos.

Objetivo

El objetivo del presente estudio es propagar a través de un sistema de cultivo hidropónico recirculante especies del cortejo florístico de vegas altoandinas, colectadas en la cordillera central de Chile.

Pregunta de investigación y/o hipótesis

¿Es posible propagar las especies del complejo florístico de las vegas altoandinas presentes en la Cordillera de los Andes? ¿Cuál es la capacidad de propagación de este tipo de vegetación? ¿Existen cambios en la diversidad y composición de especies después del proceso de propagación? ¿Podría ser la hidroponía un sistema de crecimiento/propagación adecuada para este tipo de vegetación?

II. Metodología

Como material se colectó una porción, o tepe rectangular, de vegetación de cada vega de 30x45 cm con 10 a 15 cm de profundidad aproximadamente, los cuales incluyeron partes aéreas, raíces, estructuras subterráneas y sustrato. Se colectó en tres altitudes diferentes (V1: 1.729, V2: 2.215, y V3: 2.514 m.s.n.m.) en el camino al embalse El Yeso, San José de Maipo, Región Metropolitana. Los tepes se dividieron en muestras de superficie estándar de 3 cm de diámetro, manteniendo el sustrato original, partes aéreas y radiculares (mini-tepes). Se cortaron 30 muestras por tepes por vega, 90 en total, las que se dispusieron en el sistema hidropónico asegurando contacto con el agua. Además, se cortaron 5 mini-tepes por vega para medir parámetros iniciales como: Biomasa aérea y subterránea, verde y seca, largo, cobertura vegetal y composición florística.

El sistema hidropónico fue fabricado con tubos de PVC de 11 cm de diámetro. Cada muestra era un contenedor plástico con una rejilla interior para permitir el desarrollo de los mini-tepes. La nutrición fue a través de una solución comercial de sales hidropónicas A+B diluida según instrucciones del fabricante y condiciones ambientales constantes (temperatura 18°C, 40% HR, ciclo día/noche de 12 h.).

En el monitoreo se mantuvo niveles estables de agua y nutrientes. Se fotografió mensualmente los 90 tepes para evaluar cambios en crecimiento, composición de especies y mortalidad. Al finalizar el ensayo, se extrajeron cinco mini-tepes de cada vega para medir los mismos parámetros iniciales y comparar cambios en crecimiento, diversidad y composición de especies.

III. Resultados

A los cinco meses de montado el ensayo, se obtuvo una sobrevivencia promedio del 84,4%, siendo V1 la vega con menor sobrevivencia con 73,3%, seguida de V3 con del 80% y por último V2 con 100%. El crecimiento promedio de largo de los mini-tepes en su parte aérea osciló entre 7,9 y 33,4 cm, destacando V2 como la vega que presentó el mayor desarrollo. Esta tendencia se vio reflejada también en el crecimiento de la parte subterránea, donde se observaron valores que fluctuaron entre 5,9 y 22,6 cm, siendo V2 la vega con mayor crecimiento acumulado.

En cuanto a la composición inicial de especie esta fue de 11, la cual aumentó a 16 a lo largo del estudio. Se observó la proliferación de especies distintas a las iniciales como *Eccremocarpus scaber*, lo que puede indicar presencia de propágulos latentes en el sustrato de origen. Analizando la composición según dominancia, tanto V1 como V3 mantuvieron sus especies dominantes, *Eleocharis* sp. y *Patosia clandestina* respectivamente.

En el caso de V2, hay un cambio de dominancia de *Eleocharis* sp. a *Erythranthe glabrata*. Esto también se ve reflejado en el aumento de cobertura, donde V2 es la vega que muestra mayor aumento de superficie en cada mini-tepe, el cual es hasta 20 veces su tamaño inicial, seguida por V1 y finalmente V3 con el menor incremento de superficie.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Del trabajo experimental realizado, se puede concluir que si es posible propagar las especies presentes en vegas altoandinas utilizadas.

Los resultados obtenidos indican que el sistema hidropónico recirculante presenta resultados positivos para la propagación de este tipo de vegetación, mostrando un crecimiento abundante. Este método imita las condiciones naturales de las vegas, manteniendo una humedad constante en el sustrato. Dado el cumplimiento de los objetivos de propagación vegetativa, este sistema se revela como una alternativa para la conservación/restauración de estos ecosistemas. Como paso siguiente se plantea, la reubicación de los mini-tepes propagados en el hábitat original permitiendo evaluar su capacidad de establecimiento en terreno.

V. Referencias

- Gonnet, J., López, C., Aranibar, D., Lictévout, E. (2016). Manual introductorio al manejo de vegas y bofedales mediante prácticas tradicionales de culturas andinas en el norte de Chile. Corporación Norte Grande. 43p.
- López, C. Tapia, G. (2014). Revisión y actualización cartográfica de los acuíferos protegidos que alimentan vegas y bofedales. SDT N°358. División de Estudios y Planificación, Dirección General de Aguas, MOP. 57p.
- Ministerio Del Medio Ambiente (MMA). (2020). Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile. Elaborado en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Ministerio del Medio Ambiente de Chile. 220p.

“Arquitectura radicular de *Aristotelia chilensis* y *Quillaja saponaria* durante la viverización: respuesta a la fertilización fosfórica y la poda química de raíces”

Calderón, F.^{1,2}; Acevedo, M.²; Sánchez, M.¹; Kasten, D.³; Álvarez, C.¹; Sierra, A.²; Cartes, E.²; Ovalle, J.⁴; Esquivel, E.⁵

¹Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Chile.

²Centro Tecnológico de la Planta Forestal, Instituto Forestal, Sede Biobío, San Pedro de la Paz, Chile.

³United States Department of Agriculture Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Moscow, ID, United States (retired)

⁴Center of Applied Ecology & Sustainability (CAPES), Pontificia Universidad Católica de Concepción de Chile, Avenida Libertador Bernardo O'Higgins 340,8320000 Santiago (Chile).

⁵Escuela de Ingeniería en Agronomía, Campus Tecnológico Local San Carlos, Tecnológico de Costa Rica, Alajuela, Costa Rica.

I. Introducción

En el contexto de déficit hídrico actual producto del cambio climático, el sistema radicular de las plantas adquiere suma relevancia debido a su función de absorción de agua y nutrientes. Al respecto, prácticas en vivero como la fertilización fosfórica (FP) y la poda química de raíz (PQR) han sido descritas como influenciadoras de la arquitectura radicular. El fósforo ha sido catalogado como promotor en el crecimiento de la raíz, mientras que la PQR promueve el desarrollo de un sistema radicular más fibroso. Sin embargo, las investigaciones sobre estas prácticas en especies arbóreas y arbustivas son escasas.

Objetivo

Evaluar el efecto de la FP y la PQR en *Aristotelia chilensis* (Maqui) y *Quillaja saponaria* (Quillay) sobre la generación de atributos morfológicos durante la viverización.

Pregunta de investigación y/o hipótesis

¿Cómo afecta la fertilización fosfórica (FP) la arquitectura radicular de *Aristotelia chilensis* (Maqui) y *Quillaja saponaria* (Quillay) durante la viverización?

¿Cómo influye la poda química de raíz (PQR) en el desarrollo de atributos morfológicos de las raíces en estas dos especies?

II. Metodología

Se estableció un experimento factorial donde se evaluó PQR (con PQR y sin PQR) cubriendo las caras internas de las cavidades con una solución de cobre y la FP con 4 concentraciones (0, 15, 60, 120 mg L⁻¹ de P) sobre la arquitectura radicular evaluada utilizando WinRhizo. Se evaluó la longitud, diámetro, volumen y área superficial de valores totales, así como de rangos de diámetros de raíces.

III. Resultados

Los resultados muestran que en Maqui la FP no afectó los valores totales de diámetro, longitud, volumen, y área superficial. No obstante, esta especie generó 33% más volumen radicular en el tratamiento sin PQR, y presentó mayor porcentaje de raíces finas en 0 mg L⁻¹ P. Además, generó diferencias significativas en la distribución diamétrica de raíces en 0 y 60-120 mg L⁻¹ P en longitud, área superficial y volumen. Por su parte, Quillay aumentó un 66% en longitud y 25% en diámetro con la presencia de P en relación con 0 mg L⁻¹ P, mientras que la interacción generó un efecto en el volumen y área superficial. A su vez, tanto los componentes principales como la interacción afectaron significativamente las clases diamétricas en longitud, volumen y área superficial.

IV. Conclusiones

Los resultados señalan que tanto FP como PQR modifican la arquitectura radicular en ambas especies, siendo SinPQR y las concentraciones fosforadas los que respondieron con un mayor incremento en los atributos morfológicos radiculares.

Palabras clave: Fósforo, vivero, desarrollo de raíz, Maqui, Quillay

“*Alstroemeria rodriguezii* Carrasco-Muñoz & Toro-Núñez (Alstroemeriaceae), una nueva especie para la flora de Chile Central”

Carrasco, P.¹; Toro, O.¹; Baeza, C.¹; Torres, S.¹ y Villalobos, N.²

¹ Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

² Departamento de Ciencias Básicas, Facultad de Ciencias, Universidad del Bío-Bío, Chillán, Chile.

I. Introducción

Alstroemeria L. es un género presente a lo largo de todo Chile, siendo la zona central del país la que concentra la mayor diversidad de especies (Moreira & Muñoz 2003). A pesar de los diferentes esfuerzos por resolver la taxonomía del grupo, aún quedan muchos complejos de especies donde los límites y relaciones intra e interespecíficos no están bien definidos (Ruiz *et al.*, 2010), lo que podría dar paso al descubrimiento de nuevos taxones. Considerando la situación actual de la taxonomía del grupo, una aproximación integrativa sería lo más adecuado para el estudio de nuevas entidades (Villalobos *et al.*, 2024).

Dentro de este contexto es que en los acantilados del sector de Punta de Lobos (comuna de Pichilemu) se encontró una población de *Alstroemeria* de la cual no hay claridad de su clasificación. Dentro de los registros encontrados, este taxón ha sido identificado como *Alstroemeria pulchra* Sims subsp. *pulchra* o como *Alstroemeria diluta* Ehr. Bayer subsp. *diluta*, ambas especies afines entre sí y con distribución cercana a esta localidad. Además, el hábitat de esta *Alstroemeria* se encuentra altamente influenciado por el ambiente característico de los acantilados marinos, donde la flora asociada, excepto por las cactáceas, no supera los 10 a 15 cm de altura. La baja altura de la planta y menor tamaño en general de sus órganos nos conduce a pensar si ¿nos encontramos frente a una nueva especie de *Alstroemeria* o frente una especie conocida, pero con una variante fenotípica influenciada por el ambiente?

Objetivo

Determinar la identidad y clasificación taxonómica de la población de *Alstroemeria* sp. de Punta de Lobos, mediante una aproximación taxonómica integrativa.

Hipótesis

Las diferencias fenotípicas observadas en la *Alstroemeria* sp. de Punta de Lobos, apoyadas por otras fuentes de evidencia taxonómica, la determinan como un taxón nuevo para el género.

II. Metodología

Se visitó la población en diferentes oportunidades, desde el 2022 al 2024, obteniendo material herborizado y plantas vivas para establecer en invernadero. El cultivo de las plantas se estableció en el invernadero del Departamento de Botánica de la Universidad de Concepción. Las plantas cultivadas se utilizaron como material para diversos estudios, tales como morfológicos, genéticos, citológicos y reproductivos.

Se realizaron mediciones morfométricas tanto de material herborizado obtenido desde terreno, así como de material cultivado en invernadero, con el objetivo de determinar el grado de influencia del ambiente en el fenotipo observado en terreno. Además, el material estudiado se comparó con el de otras especies, poniendo especial énfasis en el material de *A. pulchra* subsp. *pulchra* y *A. pulchra* subsp. *lavandulacea*, las entidades más afines.

Se realizaron estudios filogenéticos utilizando SNPs obtenidos a través de la técnica de MIG-seq y plastomas reconstruidos desde un “genome skimming”. Además, se midió el tamaño del genoma de *Alstroemeria* sp. a través de citometría de flujo y se comparó con el tamaño de otras especies. Se midió y caracterizó el cariotipo del taxón en estudio según el protocolo de Baeza *et al.* (2010). Finalmente, utilizando las plantas cultivadas de invernadero se realizaron pruebas de polinización dirigida interespecíficas y de autopolinización.

III. Resultados

Los análisis mostraron diferencias morfológicas entre la población en estudio y las especies afines, las que fueron confirmadas mediante el cultivo en invernadero. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas entre los ejemplares medidos en terreno y los de invernadero, descartando un efecto de plasticidad fenotípica sobre el nuevo morfotipo observado. El estudio filogenético basado en SNPs posiciona a *Alstroemeria* sp. como un taxón anidado dentro del clado de *A. pulchra* subsp. *lavandulacea*. En cambio, la posición del taxón en la filogenia cloroplastidial lo posiciona con un buen soporte junto a diferentes especies del complejo *Alstroemeria hookeri*, diferente al soportado para plastomas de *A. pulchra*.

Los estudios cariológicos confirmaron un cariotipo $2n = 16$, común en el género, un LTC de 101,1 micrones, e índices de asimetría inter cromosomal (CVCL) de 49,4 e intracromosomal (MCA) de 41,5. La arquitectura

de los cromosomas resultó diferente a la reportada para *A. pulchra* y *A. hookeri*. La citometría de flujo estimó el tamaño de genoma en 20.94pg en 1C, quedando en el umbral inferior para este carácter en los taxones ya reportados.

En cuanto a los resultados de los experimentos de polinización, la mayor producción de semillas se obtuvo por polinización abierta y autopolinización, mientras que la mayoría de las cruas interespecíficas no dieron resultado. Aún falta realizar un mayor número de experimentos en esta área para obtener resultados más robustos.

IV. Conclusión

De acuerdo con los resultados, se propone que la población estudiada correspondería a una nueva especie para el género, *Alstroemeria rodriguezii* Carrasco-Muñoz & Toro-Núñez. Se discute que esta especie podría haberse originado mediante un proceso de hibridación y adaptación local.

V. Referencias

- Baeza C, Ruiz E, Negritto M. 2010. Comparative karyotypic analysis in the *Alstroemeria hookeri* Lodd. (Alstroemeriaceae) complex sensu Bayer (1987). Genet Mol Biol 33:119–124.
- Muñoz M & Moreira A. 2003. Alstroemerias de Chile. Diversidad, distribución y conservación. Taller La Era, Santiago. 140pp.
- Ruiz E, Balboa K, Negritto MA, Baeza C, Briceño V (2010) Variabilidad genética y morfológica y estructuración poblacional en *Alstroemeria hookeri* subsp. *hookeri* (Alstroemeriaceae), endémica de Chile. Rev Chil Hist Nat 83:605–616.
- Villalobos N, Baeza C, Finot V, Toro-Núñez Ó, Ruiz-Ponce E, Takayama K, Noda H, Collao G, Mora-Poblete F. 2024. “*Alstroemeria maxima* (Alstroemeriaceae, Alstroemerieae), a hidden giant” revealed through integrative taxonomy. Brazilian Journal of Botany 1-21.

“Estrategias para la propagación de *Greigia sphacelata* (Bromeliaceae) a partir de semillas”

Cartagena, A.; Contreras, S.; Gómez, M. y Gebauer, M.

Departamento de ciencias vegetales. Facultad de agronomía y sistemas naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago de Chile.

I. Introducción

En Chile existe un total de 23 especies pertenecientes a la familia Bromeliaceae donde 4 de ellas pertenecen al género *Greigia* con un 100% de endemismo (Rodríguez *et al.*, 2018; Zizka *et al.*, 2009). *Greigia sphacelata* (Ruiz & Pav), comúnmente conocida como “Chupón o Quiscal” es la especie más común de Chile distribuida entre la región del Maule y Los lagos, habitando, principalmente el sotobosque templado-lluvioso Valdiviano. El “Chupón” ha sido utilizado tradicionalmente por el pueblo Mapuche para la fabricación de artesanía a partir de sus hojas, y sus frutos han sido consumidos debido a la abundancia de la especie en el territorio indígena (Cortés *et al.*, 2017; Díaz-Forestier *et al.*, 2019; Hornung-Leoni, 2011; Mellado, 2014; Tacón *et al.*, 2006). Sin embargo, *G. sphacelata* se encuentra en estado de conservación “Vulnerable” (Hoffmann & Flores, 1989) debido a la constante degradación del bosque nativo y la intensa actividad humana (Zizka *et al.*, 2009; Zúñiga, 2020). Si bien se han realizado múltiples investigaciones referentes al fruto, en temas de propagación, aún existe incertidumbre. Solo se tiene registro que la especie presenta una baja germinación vía semillas (3 al 6%) (Sandoval *et al.*, 2009), que presenta una endotesta lignificada (Carvalho *et al.*, 2023) y que aún no se ha descrito la estructura interna seminal, lo que puede derivar en la dificultad e ineficacia de los esfuerzos de propagación y conservación de *Greigia sphacelata*.

Objetivo

Desarrollar una estrategia de propagación óptima para *G. sphacelata* e identificar los factores asociados a la baja germinación de la especie.

Hipótesis

Greigia sphacelata presenta una baja germinación debido a la presencia de uno o más mecanismos de dormancia en sus semillas, los que pueden ser revertidos bajo tratamientos pregerminativos.

II. Metodología

Las semillas de *Greigia sphacelata* fueron recolectadas en febrero de 2024 de dos localidades: Las Chilcas, Maullín (41°40'48.23"S; 73°32'34.24"O) y Punta Quillahua, Quenuir (41°34'1.9992"S; 73°46'56.4132"O), ambas ubicadas en la región de Los Lagos, Chile. Se llevaron a cabo ensayos de germinación utilizando tres tratamientos: estratificación a 4 °C durante 1, 2 y 3 meses, aplicación inicial de 500 ppm de ácido giberélico (GA₃) e imbibición en agua destilada (control). Para cada tratamiento se establecieron 4 repeticiones de 30 semillas dispuestas en placas Petri sobre papel filtro. La germinación se registró cada dos días por 120 días en una cámara a 20°C. Posteriormente, se calculó el porcentaje de germinación fisiológica, índice de germinación y tiempo medio de germinación (González- Zertuche & Orozco-Segovia, 1996). Para el análisis estadístico de los tratamientos se realizó el análisis de varianza (ANOVA) ($p < 0.05$) y test de Tukey (HSD)

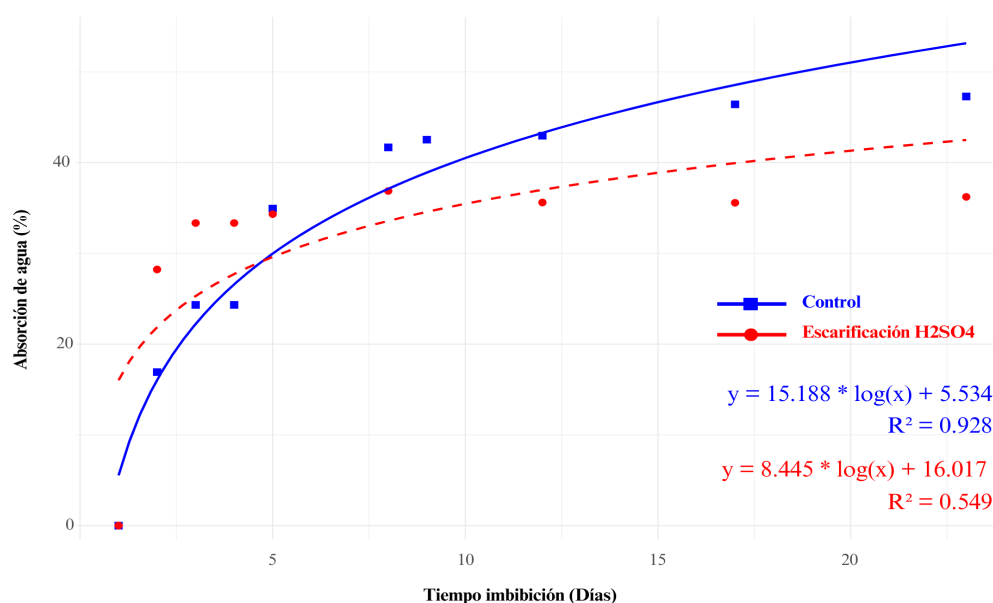
Para determinar la impermeabilidad de la testa se embebieron 3 repeticiones de 10 semillas en placas petri saturadas con agua destilada para dos tratamientos: control y escarificación con ácido sulfúrico (98%) por 1 min. Se registró la diferencia de peso periódicamente y se realizaron curvas de imbibición ajustadas mediante regresiones.

Con el fin de evaluar métodos alternativos de propagación y el efecto de la remoción de las estructuras seminales (testa y endosperma) se sembraron semillas intactas y embriones rescatados, los que fueron cultivados *in vitro* en un medio semisólido MS al 25% a 20°C con un fotoperiodo de 16:8 (Luz / oscuridad). Se monitoreó la germinación y se calculó el porcentaje e índice de germinación fisiológica para ambas estructuras.

III. Resultados

Las semillas de *Greigia sphacelata* absorben agua tanto con escarificación como sin ella (Gráfico 1). Las semillas escarificadas muestran una velocidad inicial de imbibición más rápida, pero tienden a estabilizarse antes con un porcentaje de absorción de agua menor en comparación con las semillas sin escarificación. Estas últimas presentan una imbibición más constante a lo largo del tiempo, logrando un nivel de absorción de agua más alto al final del periodo.

Gráfico 1: Curvas de imbibición de semillas de *Greigia sphacelata* (Bromeliaceae) ajustadas a modelo de regresión logarítmica con y sin escarificación de ácido sulfúrico..



A partir de los resultados obtenidos en los ensayos de germinación, se obtuvieron diferencias entre los tratamientos de estratificación (4°C por 30, 60 y 90 días) respecto del control y aplicación de GA₃ aumentado significativamente el porcentaje e índice de germinación, el cual disminuye conforme aumenta el tiempo de estratificación (Cuadro 1). Lo anterior estaría relacionado con la necesidad de requerimientos de frío de la especie para superar la dormancia asociada, principalmente, a factores fisiológicos (Baskin & Baskin, 2014). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas relacionadas al tiempo promedio de germinación, variando de 55 a 77 días posterior a la siembra.

Cuadro 1. Porcentaje de germinación (G%), Índice de germinación (IG) y tiempo promedio de germinación (T) para tratamientos pregerminativos de *Greigia sphacelata*.

Tratamiento	G%	IG	T (días)
Control	5.4 ± 6.4 b	3.8 ± 4.9 bc	68 ± 8
GA ₃ 500 ppm	2 ± 2.48 b	1.2 ± 1.43 c	55 ± 12
Estratificación 4°C 30 días	38.3 ± 27.3 a	29.5 ± 24.3 a	76 ± 16
Estratificación 4°C 60 días	20.8 ± 18.4 ab	15.7 ± 13.6 ab	77 ± 10
Estratificación 4°C 90 días	13.3 ± 16.8 ab	9.1 ± 12 abc	66 ± 11

Valores promedio ± desviación estándar.

(*) Letras distintas entre tratamientos, indican diferencias significativas según el test de Tukey (p<0.05)

En relación a la efectividad del rescate de embriones *in vitro* como método alternativo para la propagación de *Greigia sphacelata* se vió que deriva en una aceleración y aumento en el proceso de germinación considerable en comparación a la reproducción vía semillas obteniendo una diferencia del 68% en el porcentaje de germinación a los 90 días (Cuadro 2) y logrando una germinación del 31% a los primeros siete días, debido a la remoción tanto de la estructura externa (testa) como interna de la semilla.

Cuadro 2. Porcentaje de germinación (G%) e Índice de germinación (IG) de semillas y embriones de *Greigia sphacelata* cultivados *in vitro*. n= tamaño muestral

Explante	Germinación (%)			n
	Días después de siembra			
	7	90	150	
Semilla	0	8.3	27.7	36
Embrión	31	75.86	75.86	29

Valores promedio

IV. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos, se determinó que *Greigia sphacelata* no presenta impermeabilidad de la testa (dormancia física) ya que las semillas con y sin escarificación aumentaron el contenido de agua conforme transcurrió el tiempo. Sin embargo, se ve un efecto significativo de la estratificación fría sobre la promoción de la germinación atribuible a la superación de mecanismos de dormancia fisiológicos y la posible presencia de compuestos inhibitorios en el interior de la semilla. Los resultados coinciden con los obtenidos en la extracción de embriones, puesto que aumenta y acelera considerablemente el proceso de germinación, dado que se remueve la estructura externa e interna de la semilla lo que, posiblemente, permite la remoción de los compuestos inhibitorios que permitiría vencer la dormancia fisiológica de la especie, indicando que las semillas de *Greigia sphacelata* presenta dormancia fisiológica (Baskin & Baskin 2004), que puede ser superada en parte por un tratamiento de estratificación fría por 30 días.

“Propagación *in situ* de especies nativas arbustivas”

Castillo, M.; Schiappacasse, F. y Doll, U.

Centro de Plantas Nativas de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca, Chile.

I. Introducción

Entendiéndose que restauración ecológica “es el proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (Mc Donald *et al.*, 2016), muchas veces debe iniciarse el proceso interviniendo un suelo erosionado y degradado para lograr su estabilización. Una cubierta vegetal permanente protege el suelo y mediante la incorporación de materia orgánica mejora la estructura y fertilidad del mismo. Existen evidencias que las especies nativas adaptadas a las condiciones ambientales resultan más eficientes en formar una cubierta permanente en el largo plazo (Bochet *et al.*, 2011).

Villar-Salvador *et al.* (2011) sostienen que, especialmente en ambientes mediterráneos, la introducción de especies leñosas acelera la sucesión secundaria, garantizando la estabilización del suelo por su sistema radical más profundo, extenso y resistente que el de las especies herbáceas. Los mismos autores señalan que es posible utilizar material vegetativo de especies leñosas para la revegetación *in situ*, siempre y cuando enraíce fácilmente y exista suficiente humedad en el suelo durante un período de tiempo prolongado.

En este contexto se trató de evaluar si *Escallonia illinita* C. Presl, *Muehlenbeckia hastulata* (Sm.) I.M. Johnst, *Proustia cuneifolia* D. Don y *Fabiana imbricata* Ruiz & Pav., cuatro especies arbustivas nativas que se caracterizan por su rusticidad y capacidad de soportar períodos de sequía, son factibles de ser propagadas *in situ* para revegetar suelos degradados.

Objetivos

Evaluar la posibilidad de enraizar estacas semileñosas de especies arbustivas directamente en condiciones no controladas de terreno e investigar la capacidad de sobrevivencia de las estacas enraizadas durante la temporada estival.

Hipótesis

Esquejes de especies arbustivas nativas son capaces de enraizar en condiciones de terreno y logran sobrevivir el período estival, ubicadas dentro de zanjas.

II. Metodología

En junio de 2023 se inició un ensayo de enraizamiento con estacas semileñosas del último crecimiento obtenidas de individuos ubicados en el Jardín Botánico de la Universidad de Talca. A las estacas de unos 15 cm de longitud se les eliminaron las hojas inferiores y se les aplicó enraizante comercial en polvo (IBA ROOT) en la base y a la mitad de ellas hidrogel comercial granulado previamente hidratado. Fueron instaladas directamente en el suelo en 16 parcelas de 1 m², ocho de las cuales contenían cuatro zanjas paralelas de aproximadamente 15 cm de profundidad. El ensayo se dispuso en un diseño trifactorial (especie, zanja y gel) completamente aleatorizado, con ocho repeticiones y diez estacas de cada especie por unidad experimental. A mediados de enero 2024 se suplementaron cuatro litros de agua por m². A finales de febrero de 2024 se cosecharon las estacas evaluando enraizamiento y sobrevivencia de las mismas.

III. Resultados

Tanto *E. illinita*, como *F. imbricata* y *P. cuneifolia* lograron altos porcentajes de enraizamiento (Cuadro 1.), la última incluso superiores a los reportados anteriormente (Doll *et al.*, 2013). En *M. hastulata* en cambio, como anteriormente ya observado, la capacidad de enraizamiento fue menor debido a una baja acumulación de reservas en las estacas más delgadas de la misma, ya que lograron enraizar las estacas de mayor grosor. Un mayor porcentaje de estacas enraizadas de *F. imbricata* y *P. cuneifolia* lograron sobrevivir durante el verano que las estacas de las otras dos especies.

Ni la disposición de las estacas en zanjas ni la aplicación de gel influyó la capacidad de enraizamiento de las cuatro especies. En cambio, la disposición de las estacas en zanjas mejoró significativamente su sobrevivencia durante el verano. Sin embargo la respuesta fue diferencial entre las especies. Sólo en *E. illinita* y *P. cuneifolia* la disposición en zanjas favoreció significativamente la sobrevivencia de las mismas (Cuadro 2). Por otro lado, la mitad de todas las estacas enraizadas de *F. imbricata* sobrevivieron durante la época estival.

Cuadro 1. Porcentaje de estacas enraizadas y estacas enraizadas sobrevivientes por especie y por tratamiento.

		Estacas enraizadas [%]	Estacas sobrevivientes [%]
Especie	<i>Escallonia illinita</i>	71 ± 23 a	7 ± 11 b
	<i>Fabiana imbricata</i>	65 ± 18 a	34 ± 26 a
	<i>Proustia cuneifolia</i>	82 ± 16 a	34 ± 32 a
	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	32 ± 21 b	8 ± 10 b
Tratamiento	Con zanja	59 ± 30	28 ± 26 a
	Sin zanja	66 ± 24	14 ± 23 b
	Con gel	59 ± 27	23 ± 24
	Sin gel	66 ± 26	19 ± 26

Letras distintas en la columna denotan diferencias estadísticamente significativas.

Cuadro 2. Porcentaje de estacas enraizadas y estacas enraizadas sobrevivientes de cada especie según su lugar de establecimiento.

Especie		Estacas enraizadas [%]	Estacas sobrevivientes [%]
<i>Escallonia illinita</i>	Con zanja	68 ± 29	14 ± 12 a
	Sin zanja	75 ± 17	0 ± 0 b
<i>Fabiana imbricata</i>	Con zanja	65 ± 16	34 ± 25
	Sin zanja	65 ± 21	34 ± 29
<i>Proustia cuneifolia</i>	Con zanja	80 ± 20	55 ± 24 a
	Sin zanja	84 ± 12	13 ± 23 b
<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	Con zanja	24 ± 19	8 ± 7
	Sin zanja	40 ± 21	8 ± 14

Letras distintas en la columna denotan diferencias estadísticamente significativas.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Las cuatro especies seleccionadas son capaces de enraizar fácilmente bajo condiciones de terreno, logrando *Fabiana imbricata* y *Proustia cuneifolia* altos porcentajes de sobrevivencia. Además la instalación de las estacas en zanjas favorece su supervivencia durante el verano, creando un microclima menos estresante para las estacas enraizadas.

Estos resultados sugieren que ambas especies (*F. imbricata* y *P. cuneifolia*) podrían ser utilizadas para instalar directamente en terreno para revegetar suelos degradados. De asegurarse un suplemento de riego durante las primeras épocas estivales, probablemente se lograría un establecimiento exitoso de las cuatro especies.

V. Referencias

- Bochet E, P García-Palacios, B Peco, J Toro, P García-Fayos. 2011. Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. En: F Valladares, L Balaguer, I Mola, A Escudero, V Alfaya (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España, pp. 101-141.
- Doll U, C Norambuena, O Sánchez. 2013. Efecto de la aplicación de IBA sobre el enraizamiento de estacas en seis especies arbustivas nativas de la región mediterránea de Chile. *IDESIA(CHILE)* 31(3): 65-69.
- McDonald T, GD Gann, J Jonson, KW Dixon. 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C. 51 p.
- Villar-Salvador P, S Soliveres, J Quero. 2011. Introducción de especies leñosas. En: F Valladares, L Balaguer, I Mola, A Escudero, V Alfaya (Eds.). Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad, Madrid, España, pp. 143-175.

“Establecimiento y multiplicación *in vitro* de *Adiantum excisum*”

Castro, M.; García, F. y Guerra, F.

Laboratorio de Propagación, Escuela de Agronomía, Facultad de Ciencias Agronómicas y de los Alimentos, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Casilla 4-D, Quillota.

I. Introducción

El género *Adiantum* consta de alrededor de 225 especies (Devi *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2018), en Chile es posible encontrar 10 de estas especies, de las cuales cinco son endémicas (Rodríguez *et al.* 2018; Ministerio del Medio Ambiente, 2012), cuatro son nativas (Rodríguez *et al.*, 2018) y una introducida (Rodríguez *et al.*, 2018). Este género se caracteriza por tener una sipomorfía en que la curvatura del margen de la hoja protege al soro (Huiet *et al.*, 2018).

Las poblaciones de *Adiantum* sp., tanto endémicas como nativas, se han visto disminuidas por la urbanización, actividades agrícolas e incendios (Baeza *et al.* 1998; Ministerio del Medio Ambiente, 2014A). Estas especies dependen de las condiciones ambientales y factores del entorno para su supervivencia, y cualquier tipo de perturbación, como las anteriormente señaladas, obstaculiza su propagación conduciendo a una disminución de su población (Khaidem *et al.*, 2013). *Adiantum excisum* Kunze (Palito Negro), es una especie endémica de Chile que se puede localizar desde la provincia de Limarí, Región de Coquimbo hasta la provincia de Cautín, Región de La Araucanía. Si bien se encuentra catalogada como Preocupación Menor (LC), las perturbaciones anteriormente señaladas han generado que sus poblaciones disminuyan alrededor de 30% desde los registros obtenidos entre 1916 a 1958, y en algunas zonas de la Región de La Araucanía sea muy poco probable encontrarlo (Ministerio del Medio Ambiente, 2014B). Por lo que, evaluar sistemas de propagación en forma preventiva permitirá conservar y propagar rápidamente esta especie ante una disminución drástica de la población. Por lo anterior, la propagación *in vitro* se plantea como una opción, ya que se han observado buenas respuestas en otras especies de *Adiantum* sp. que no están presentes en el país. Como, por ejemplo, con la técnica *in vitro* se ha estudiado la multiplicación de *Adiantum capillus-veneris* y se ha observado efecto utilizando una concentración de 1mg L⁻¹ de BAP (Somer *et al.*, 2010). El objetivo de esta etapa del proceso de propagación *in vitro* fue lograr la multiplicación de los gametofitos para dar origen a esporofitos.

II. Metodología

Las plantas fueron recolectadas en la localidad de Hijuelas, Región de Valparaíso. Las hojas con soros (donde están contenidas las esporas) se desinfectaron con hipoclorito de sodio al 1,5% más 2 gotas de Tween 20 con agitación constante por 15 minutos. Bajo la campana de flujo laminar se rasparon los soros y se establecieron las esporas en tubos de vidrio de 40 ml que contenían 8 ml del medio cultivo MS (Murashige y Skoog, 1962) con sus respectivas sales minerales y vitaminas, se agregó 30 g L⁻¹ de sacarosa y 0,6% de agar, con un ajuste de pH a 5,7. Para posteriormente llevarlos a una cámara de crecimiento con ambiente controlado con 25 ±1°C, manteniéndolos 30 días en oscuridad y luego bajo un fotoperíodo 16/8 h (luz/oscuridad) bajo lámparas fluorescentes marca Philips TL-D 36W/54 (luz blanca fría 400–700 nm con una PPFD de 9,96 µmol m⁻² s⁻¹). Una vez formado el gametofito se realizaron los tratamientos que consistieron en tres concentraciones de 6-Bencilaminopurina (BAP) (0, 1 y 2 mg L⁻¹). Se utilizaron 10 explantes de 0,2 g al azar por tratamiento con 3 repeticiones. A los 30 días se realizó la evaluación de peso fresco. Se utilizó un diseño completamente al azar y un análisis de varianza de dos vías (ANOVA). Se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de significancia de $p \leq 0,05$ empleando el software estadístico “RStudio” versión 4.4.1.

III. Resultados y conclusiones

En la etapa de proliferación, se obtuvo un peso fresco de 1 g de gametofito de *Adiantum excisum* cuando se utilizó una concentración de 2 mg L⁻¹ de BAP. Por otra parte, cuando se utilizó 1 mg L⁻¹ de BAP solo se alcanzó un peso fresco de gametofito de 0,6 g. En cambio, cuando no se utilizó citoquinina en el medio de cultivo, solo se alcanzó un peso fresco de 0,2 g. Los datos obtenidos muestran que hay diferencias significativas entre el control y las diferentes concentraciones de BAP utilizadas, lo que mostraría que los gametofitos de *Adiantum excisum* se ven estimulados por la presencia de BAP en el medio. Esto motiva a futuras investigaciones utilizando concentraciones más altas de BAP u otras citoquininas para lograr su rápido crecimiento en la etapa de multiplicación con la técnica *in vitro*. A través de los resultados obtenidos se podrán realizar nuevos avances en la propagación masiva y que sean un aporte en la conservación de esta especie nativa.

IV. Referencias

Baeza, M., Barrera, E., Flores, J., Ramírez, C. & Rodríguez, R. (1998) Categorías de conservación de Pteridophyta

- nativas de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 47: 23-46.
- Devi, S., Elangbam, M., Nongmaithem, R., Devi, Premita. y Kumar, P. (2018). Maiden hair ferns (*Adiantum* L., *Pteridaceae*–*Vittarioideae*) of North East India: diversity, phytochemistry and utilization. *Genet Resour Crop Evol*, 65:1269–1280 <https://doi.org/10.1007/s10722-018-0612-y>
- Huiet, Layne; Li, Fay-Wei; Kao, Tzu-Tong; Prado, Jefferson; Smith, Alan R.; Schuettpelz, Eric; Pryer, Kathleen M. (2018). A worldwide phylogeny of *Adiantum* (*Pteridaceae*) reveals remarkable convergent evolution in leaf blade architecture. *Taxon*, 67(3), 488–502. doi:10.12705/673.3 10.1002/abio.370040210
- Khaidem, S., Choudhury, D. & Pranab, M.Behari. (2013). *In vitro* propagation in pteridophytes: a review. *Int. J. Res. Ayurveda Pharm.* 4(2). 10.7897/2277-4343.04245.
- Ministerio del Medio Ambiente (2012). *Adiantum pearcei*. <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/procesos-de-clasificacion/9o-proceso-de-clasificacion-de-especies-2012/listado-de-especies-y-fichas-finales-9o-proceso-rce/>
- Ministerio del Medio Ambiente (2014A). *Adiantum chilense*. <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/procesos-de-clasificacion/8o-proceso-de-clasificacion-de-especies-2011-2012/listado-de-especies-y-fichas-finales-8o-proceso-rce/>
- Ministerio del Medio Ambiente (2014B). *Adiantum excisum*. https://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/ficha_indepen.aspx?EspecieId=2667&Version=1
- Rodríguez, R.; Marticorena, C.; Alarcón, D.; Baeza, C.s; Cavieres, L.; Finot, V. L.; Fuentes, N.; Kiessling, A.; Mihoc, M.; Pauchard, A.; Ruiz, E.; Sanchez, P.; Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 1–430. doi:10.4067/S0717-66432018000100001
- Somer, M.; Arbesú, R.; Menéndez, V.; Revilla, M. A.; Fernández, H. (2010). Sporophyte induction studies in ferns in vitro. *Euphytica*, 171(2), 203–210. doi:10.1007/s10681-009-0018-1

“Micropropagación de guayacán (*Porlieria chilensis*)”

Castro, M.¹; Guerra, F.¹ y Badilla, L.²

¹Laboratorio de Propagación, Escuela de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

²Altoverde Paisajismo, Quillota

I. Introducción

Porlieria chilensis (*P. chilensis*) es un arbusto endémico de Chile, conocido como guayacán, crece entre la Región de Coquimbo (provincia de Elqui, 29°27'S) y la Región de O'Higgins (provincia de Colchagua, 34°15'S). Su hábitat se encuentra en faldeos cordilleranos y en lugares secos, asoleados y laderas rocosas (Donoso, 1976; Hechenleitner *et al.*, 2005). Esta especie ecológicamente es clave en el ecosistema árido y semiárido debido al movimiento del agua a través de sus raíces desde capas profundas de suelo húmedo a capas superficiales de suelo seco (Horton & Hart, 1998; Muñoz *et al.*, 2008). Por otra parte, su importancia económica se debe a la resistencia y dureza de su madera, también es usada para la producción de leña y carbón (Navas, 1976; Ríos, 2004). En la actualidad, esta especie está categorizada en estado vulnerable (VU), debido a la disminución de su población por la escasa regeneración natural de sus semillas, provocando bajas densidades de población natural en su hábitat, por otra parte, la sobreexplotación, la actividad agrícola (tala indiscriminada y el sobrepastoreo de cabras) y el cambio climático han puesto en peligro su ecosistema (Serra *et al.*, 1986; Squeo *et al.*, 2001; Muñoz & Serra, 2006).

Actualmente, esta especie se propaga por semilla donde se realizan tratamientos de escarificación y/o estratificación para romper su latencia endógena fisiológica aumentándose su capacidad germinativa de 1.5% a 42% (Hechenleitner *et al.*, 2005; Cabello *et al.*, 2013; Cartes-Rodríguez *et al.*, 2022). Es necesario desarrollar métodos de propagación a gran escala para apoyar los esfuerzos de conservación de su ecosistema. El objetivo de este estudio fue desarrollar un método eficaz de propagación *in vitro* para guayacán.

II. Metodología

El material vegetal inicial correspondió a un plantel madre desarrollado con fines de investigación, donde se seleccionaron al azar 100 secciones nodales de 2 cm (con una yema axilar). Este material se lavó en agua corriente, eliminándose sus hojas. Luego, se desinfectó durante 15 minutos con hipoclorito de sodio al 1.5%, complementándolo con 500 mg L⁻¹ de ácido ascórbico y ácido cítrico, respectivamente, agregando a esta solución 1 gota de tween 20. Una vez transcurrido este procedimiento los explantes se llevaron a la campana de flujo laminar donde se realizaron 4 enjuagues con agua destilada estéril, posterior a esto se realizó el establecimiento en medio de cultivo base MS (Murashige y Skoog, 1962) con sus sales minerales, vitaminas y se suplementó con 30 g L⁻¹ de azúcar y 6,5 g de agar. El pH se ajustó a 5,7. El material vegetal se trasladó a la cámara de crecimiento bajo ambiente controlado (25 ± 1°C, 16:8 h (luz/ciclo oscuro) e intensidad lumínica de 400 - 700 nm (PPFD de 9,96 μmol m⁻² s⁻¹)). A los 15 días se evaluó la sobrevivencia (%), considerando la relación de explantes vivos sobre el total de explantes establecidos. Para la etapa de multiplicación *in vitro* se utilizaron los explantes obtenidos del establecimiento. Se utilizó el medio de cultivo MS. Se realizaron 8 tratamientos con diferentes concentraciones de reguladores de crecimiento (T1: 1 mg L⁻¹ de BAP; T2: 3 mg L⁻¹ de BAP; T3: 1 mg L⁻¹ de GA₃; T4: 3 mg L⁻¹ de GA₃; T5: 1 mg L⁻¹ de BAP + 1 mg L⁻¹ de GA₃; T6: 3 mg L⁻¹ de BAP + 3 mg L⁻¹ de GA₃; T7: 1 mg L⁻¹ de BAP + 3 mg L⁻¹ de GA₃ y T8: 3 mg L⁻¹ de BAP + 1 mg L⁻¹ de GA₃). En este ensayo se evaluó el número de brotes obtenidos por explante inicial. Se utilizaron 30 explantes y 3 repeticiones por tratamiento. Se realizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA). Se aplicó la prueba de Tukey con nivel de significancia de p ≤ 0.05 empleando el software estadístico Minitab. Para la etapa de enraizamiento y aclimatación, se realizó un ensayo con microestacas obtenidas *in vitro* sin enraizar de 3 cm de longitud, a las que se les realizó un corte basal, se desinfectaron con Benomilo 1,8 g L⁻¹ y se les aplicó diferentes concentraciones de AIB (0, 100, 200 y 300 mg L⁻¹). Posteriormente, todas las plantas se trasplantaron a contenedores de 200 cc con mezcla de turba:perlita (1:1 v/v), cubriéndose cada planta con un contenedor transparente de 200 cc y fueron posteriormente trasladadas a la cámara de crecimiento con ambiente controlado

(25 ± 1 °C, 16:8 h (luz / ciclo oscuro) e intensidad lumínica de 400-700 nm (PPFD $9.96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)).

III. Resultados y conclusiones

Los resultados obtenidos en la etapa de establecimiento fueron del 90% de sobrevivencia de los explantes iniciales de *P. chilensis*. Se alcanzó 6% de contaminación fungosa y sólo 4% de contaminación bacteriana. Para la etapa de multiplicación las concentraciones de 1 y 3 mg L⁻¹ BAP permitieron lograr los mayores largos de brotes de 4,3 y 4,1 cm, respectivamente. Por otra parte, con la utilización de GA₃ en el medio de cultivo se logran longitudes promedio de brotes de 3,5 y 3,4 cm, respectivamente. Además, la utilización conjunta de los reguladores de crecimiento BAP y GA₃ no tuvo efecto positivo en la longitud de los brotes de guayacán obtenidos, lográndose largos de brote entre 1,8 y 2,2 cm. Cabe destacar que en esta especie se logró sólo un brote por explante en todos los tratamientos utilizados en este ensayo. En la etapa de enraizamiento y aclimatación, se logró 75% de enraizamiento cuando se utilizó 200 mg L⁻¹ de AIB. Por otra parte, en la etapa de aclimatación se logra 100% de sobrevivencia en las vitroplantas enraizadas. El presente estudio permitió establecer un método eficaz de propagación *in vitro* de la especie guayacán.

IV. Referencias

- Cabello, A., P. Valdés, D. Escobar y P. Letelier. 2013. Efecto de la temperatura y de la aplicación de tratamientos pregerminativos sobre la germinación de semillas de *Porlieria chilensis* I. M. Johnst., guayacán. Revista Chagual 11: 61-71.
- Cartes-Rodríguez, E., Álvarez-Maldini, C., Acevedo, M., González-Ortega, M., Urbina-Parra, A., & León-Lobos, P. 2022. Pre-Germination Treatments at Operational Scale for Six Tree Species from the Sclerophyll Forest of Central Chile. Plants, 11(5), 608.
- Donoso C. 1976. Dendrología, árboles y arbustos chilenos. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Manual 2, 142 pp.
- Hechenleitner, P., M. Gardner, P. Thomas, C. Echeverría, B. Escobar, P. Brownless y C. Martínez. 2005. Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación. 188 pp. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo, Valdivia, Chile.
- Horton, Jonathan & Hart, Stephen. 1998. Hydraulic lift: A potentially important ecosystem process. Trends in Ecology & Evolution, 13. 232-235.
- Muñoz, M. y M. Serra. 2006. Documento de Trabajo. Estado de Conservación de las Plantas de Chile. MNHNCONAMA. Disponible en http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/Anexo_tercer_proceso/plantas/Porlieria_chilensis_FINAL.pdf
- Muñoz, M., Squeo, F., León, M., Tracol, Y. y Gutiérrez, J. (2008-05). Hydraulic lift in three shrub species from the Chilean coastal desert. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/118946>
- Murashige, T.; Skoog, F. 1962. A Revised Medium for Rapid Growth and Bioassays with Tobacco Tissue Cultures. Physiol. Plant, 15: 473-497.
- Navas Bustamante, L. (1976). Flora de la cuenca de Santiago de Chile. Tomo II. Dicotyledoneae, archichlamydeae. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/121423>
- Serra, M. T. y Gajardo Cabello, R.A. 1986. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile. Ficha técnica de especies amenazadas. *Porlieria chilensis* "Guayacán" Zygophyllaceae. CONAF. Universidad de Chile. 141-156.
- Squeo F, G Arancio, J R Gutierrez (Ed.). 2001. Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: región de Coquimbo. Ed. Universidad de La Serena. 372p.

“Núcleo Nativo Philippi”

Cerda, J.

Universidad Austral de Chile

I. Introducción

La ciudad de Valdivia, pese a estar situada en un territorio y eco-región que constituye un hotspot de biodiversidad a nivel mundial, no exhibe una presencia considerable de especies nativas en el espacio público que ponga en valor la altísima variedad de flora que compone la selva valdiviana, dando preponderancia a lo largo del tiempo al uso de especies exóticas en las áreas verdes de la ciudad. Frente a esta problemática, en el año 2022 la Municipalidad de Valdivia lanza el programa “Núcleos Nativos”, el cual propone potenciar la viverización local y el uso de especies nativas en los espacios públicos de Valdivia.

Por su parte a nivel urbano, el sector denominado como “Barrios Bajos” presenta uno de los menores índices de m² de áreas verdes por habitante de la ciudad debido a una sostenida densificación, la cual ha relegado la vegetación al espacio privado que se encuentra al interior de las manzanas. Si bien esta es la tendencia del barrio, existen dos plazas que presentan una mayor área, la plaza Pastene (2.620 m²) y la recientemente inaugurada (2021) Plaza Philippi (250 m²), proyecto de infraestructura verde/gris de detención, conducción e infiltración que ha contribuido al manejo de aguas lluvias en un sector que presentaba graves problemas de inundación, además de dar preferencia al uso por parte de peatones en un lugar que presentaba un dominio del automóvil. Pese a las ganancias que trajo consigo la iniciativa a nivel de infraestructura y movilidad, el proyecto sufrió el hurto del material vegetal implementado, afectando la calidad espacial de la propuesta y el desempeño ambiental que podrían haber brindado las plantas en la intervención, alterando a su vez el cumplimiento de los objetivos esperados de la propuesta.

En este contexto y con el propósito de contribuir al programa municipal a través de iniciativas provenientes de la sociedad civil, en el marco del Fondo Semillero Espacio Público 2022 de Fundación OLIVO, el proyecto Núcleo Nativo Philippi (2022) propuso el diseño e implementación a través de un proceso de vinculación comunitaria de un piloto de plantación de estilo naturalista en la Plaza Philippi, mediante el cual, además de reponer las especies hurtadas, se pusiera a prueba una comunidad vegetal de 20 especies nativas del territorio austral, permitiendo evaluar su desempeño y posible replicabilidad en otras áreas verdes y espacios públicos de la ciudad de Valdivia.

Objetivos

Estudiar y desarrollar una paleta vegetal biodiversa de especies nativas características del territorio austral, aptas para uso en espacio público y con disponibilidad en viveros locales

Diseñar una comunidad vegetal nativa que ponga en valor un conjunto de especies nativas características del territorio austral, para su implementación en la plaza Philippi, sirviendo a su vez como una primera experiencia piloto que permita evaluar su replicabilidad en otros espacios públicos de la municipalidad de Valdivia.

Llevar a cabo un proceso de diseño, implementación, monitoreo y activación del espacio que vincule a los vecinos del barrio y ciudadanos de Valdivia con el proyecto, propiciando brindar un sentido de pertenencia de la comunidad con el proyecto y otorgando a la vez los conocimientos necesarios para darle continuidad a la iniciativa en el tiempo.

Difundir conocimientos en torno a la flora nativa y el proceso de implementación del proyecto, mediante el uso de infografías instaladas in-situ que expliquen la paleta de especies utilizada junto con sus nombres comunes y científicos, facilitando su identificación por parte de transeúntes.

Medir la manera en que el proyecto es apreciado por los vecinos y transeúntes, además de registrar los indicadores ambientales y la capacidad de retención e infiltración que tiene la comunidad vegetal, mediante registros fotográficos y mediciones ex ante y post intervención.

II. Resultados

Desde su implementación en Diciembre de 2022 a la actualidad, hemos podido observar una evolución positiva del piloto, con un rápido crecimiento y establecimiento de las cerca de 1.000 unidades plantadas que permitió lograr un alto porcentaje de cobertura de suelo a tan solo cuatro meses de la plantación. En este sentido, tanto la diversidad de especies como la heterogeneidad y densidad de plantación propuesta permitieron comprobar a través de monitoreos una disminución de la temperatura superficial del suelo y un aumento en la capacidad de retención e infiltración de aguas, exhibiendo a su vez eventos sucesivos de floración que además de ser estimulantes para los peatones, han proveído de alimento a múltiples polinizadores tanto nativos como introducidos que se pueden encontrar en el entorno urbano de Valdivia.

Por su parte, mediante el conjunto de instancias de participación propuestas, entre las que destacan dos jornadas de levantamiento de información relevante en torno al sitio, tres jornadas de plantación colectiva

y cinco talleres en torno a la flora nativa, tanto vecinos como habitantes de la ciudad de Valdivia y sus alrededores pudieron ser agentes clave en el proceso de diseño, implementación y activación del espacio, logrando un sentido de pertenencia con el proyecto que ha fomentado su cuidado a lo largo del tiempo.

III. Conclusiones

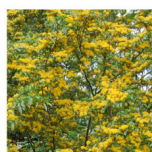
La implementación de proyectos que promuevan la consolidación de núcleos de biodiversidad urbana que pongan en valor las especies nativas de Chile en los espacios públicos de nuestras ciudades es fundamental para la valoración y conservación de los ecosistemas locales y regionales en el contexto actual de pérdida de hábitats producto de una creciente urbanización. En este sentido, pese que a nivel nacional aún urgen mayores esfuerzos y voluntades desde el ámbito político, público, académico y de la sociedad civil que fomenten su uso en nuestras ciudades, consideramos que el proyecto constituyó una experiencia piloto crucial durante la etapa inicial de una iniciativa única en el país como lo es programa de Núcleos Nativos impulsado por la Municipalidad de Valdivia, demostrando que es posible proponer alternativas a las maneras tradicionales con las que se ha hecho paisajismo en Valdivia, cargadas de identidad local, que nacen de procesos sinérgicos de asociatividad entre organizaciones de la sociedad civil y organismos públicos.

Anexos





Paleta Vegetal de Especies Nativas



Chin-Chin
Azara lanceolata



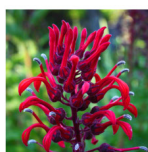
Murta
Ugni molinae



Salvia
Sphacele chamaedrioides



Capachito
Calceolaria integrifolia



Tabaco del Diablo
Lobelia tupa



Verbenas tres esquinas
Baccharis sagittalis



Vara de mármol
Francoa appendiculata



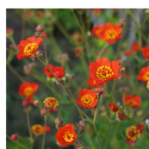
Poe
Fascicularia bicolor



Verbenas patagónicas
Verbena bonariensis



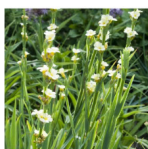
Amancay
Alstroemeria aurea



Flor del clavo
Geum magellanicum



Fulel
Solidago chilensis



Huilmo
Sisyrinchium striatum



Trique
Libertia sessiliflora



Calle-calle
Libertia chilensis



Menta de árbol
Satureja multiflora

“Influencia de las adaptaciones nutricionales de las especies vegetales en la restauración de bosques *post*-incendio”

Chacón, M.¹; Cifuentes, C.² y Zúñiga, A.³

^{1,2,3}Laboratorio de Fisiología Vegetal, ^{1,2,3}Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, ¹Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, ^{1,2,3}Universidad Austral de Chile, Valdivia.

I. Introducción

En los últimos años, la frecuencia y severidad de los incendios forestales en el sur de Chile han aumentado significativamente, resultando en pérdidas económicas, sociales y ambientales que afectan el bienestar humano (González *et al.*, 2011; Rosero y Osorio, 2013). Esta problemática se agrava en el contexto del cambio climático, lo que apremia la integración de estrategias para mitigar estos impactos.

La restauración de bosques se considera una de las prácticas más asequibles y efectivas para abordar la pérdida de ecosistemas y biodiversidad (Gatica *et al.*, 2023). En particular, la restauración por nucleación se posiciona como una solución plausible basada en la naturaleza. Este enfoque favorece las interacciones positivas entre las especies vegetales, las que también pueden ser a nivel de suelo, cuando especies con adaptaciones radiculares que facilitan la adquisición de nutrientes pueden llegar a mejorar la fertilidad del suelo y promover el desarrollo de las plantas vecinas (Delgado *et al.*, 2015; Zúñiga *et al.*, 2018; Muler *et al.*, 2014; Teste *et al.*, 2014; Ávila *et al.*, 2019).

En este contexto, la interacción suelo-planta cobra relevancia, toda vez que media y regula procesos y funciones vitales para el desarrollo de plantas en ecosistemas forestales perturbados. Un suelo degradado no es capaz de sostener vegetación, exceptuando especies con adaptaciones específicas para suelos con baja disponibilidad de nutrientes, como el caso de la familia Proteaceae, que pueden habitar sitios adversos para el desarrollo de plantas, gracias a sus raíces proteoides. Mediante la exudación radicular, estas plantas no sólo mejoran la solubilidad y absorción de nutrientes, sino que también estimulan el crecimiento y la actividad de los microorganismos del suelo, contribuyendo al funcionamiento de este (Philippot *et al.*, 2013; Vidal *et al.*, 2023). Una comunidad microbiana diversa y funcionalmente rica aumenta la resiliencia del ecosistema ante perturbaciones, estabiliza sus funciones y contribuye a la recuperación tras disturbios (Kang *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2023).

Objetivos

Objetivo general: Evaluar la influencia de las interacciones de tres mecanismos de adquisición de nutrientes (micorrizas, nódulos nitrificantes y raíces proteoides) en la dinámica rizosférica y su relevancia en la restauración de bosques *post*-incendio.

Objetivos específicos: (i) determinar los cambios en el crecimiento y supervivencia de las especies vegetales del estudio en función del núcleo de crecimiento; (ii) determinar las variaciones de los grupos funcionales de organismos asociados a la rizósfera en los diferentes cultivos; y (iii) identificar y proponer núcleos de plantas que ven favorecido su desarrollo al crecer en conjunto.

Pregunta de investigación

¿Cómo influyen las interacciones entre las adaptaciones nutricionales de las especies vegetales en el suelo y en el desarrollo de estas? Se hipotetiza que existirían efectos positivos en ciertas combinaciones que podrían incrementar la eficiencia en la restauración de ecosistemas degradados *post*-incendio.

II. Metodología

Se llevó a cabo un experimento de complementariedad funcional durante una temporada de crecimiento en condiciones de invernadero, utilizando tres especies nativas: (i) Coihue (*Nothofagus dombeyi*), perteneciente a la familia de Nothofagaceae, con ectomicorrizas como adaptación nutricional. Esta asociación le permite acceder a nitrógeno y fósforo orgánico mediante la producción de fosfatasas y enzimas proteolíticas. (ii) Paramela (*Adesmia emarginata*), especie leguminosa de la familia Fabaceae, que genera nódulos nitrificantes mediante la asociación simbiótica con bacterias fijadoras de nitrógeno, como las del género *Rhizobium*, lo cual le permite adquirir este nutriente. Finalmente, (iii) Notro (*Embothrium coccineum*), perteneciente a la familia Proteaceae, que se caracteriza por la formación de raíces en racimo (*cluster roots*), mediante las cuales libera carboxilatos y fosfatasas, permitiendo a la planta acceder a fósforo en suelos pobres en este nutriente.

Se establecieron núcleos de crecimiento en combinaciones conoespecíficas (tres representantes de la misma especie) y heteroespecíficas (un representante de cada especie), en suelos quemados y no quemados durante

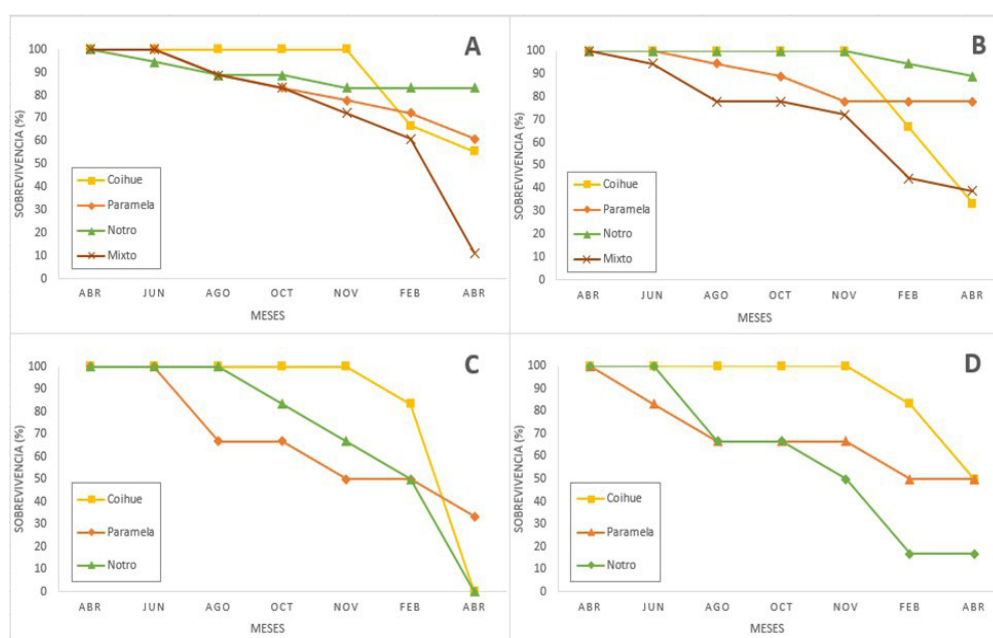
un año. Para evaluar los cambios en el crecimiento y supervivencia de las especies vegetales, se realizaron mediciones de altura, número de hojas nuevas y supervivencia de las plantas cada dos meses. Posterior a la cosecha, se determinó la biomasa radicular y aérea de las mismas.

Para la determinación de las variaciones de los grupos funcionales de organismos asociados a la rizósfera en los diferentes cultivos fue medida la actividad enzimática en los mismos, así como los cambios en la disponibilidad de nutrientes inicial y final. Las variaciones en el desarrollo de las especies permitieron identificar los núcleos de plantas que ven favorecido su desarrollo al crecer conjuntamente.

III. Resultados preliminares

Se mostraron variaciones en el crecimiento y la supervivencia de las plantas sometidas a los diferentes tratamientos (fig. 1), observándose una alta mortalidad de coihue después del mes de noviembre, lo que sugiere una predominancia de relaciones de competencia por la limitación de espacio en la maceta, sin una ventaja notable en el tratamiento mixto comparado con el conespecífico. Notro mostró alta mortalidad en suelo quemado cuando se encontraba en tratamiento mixto, pero mayores tasas de supervivencia en tratamiento conespecífico. Paramela exhibió tasas de mortalidad intermedias sin cambios significativos entre tratamientos.

Figura 1. Resultados preliminares de supervivencia de individuos por tratamiento. Donde, A corresponde a suelo quemado y B a no quemado, mientras que C y D corresponden al detalle de la supervivencia de las especies en los tratamientos mixtos en suelo quemado y no quemado respectivamente (n=6).



IV. Conclusión

Estos hallazgos preliminares destacan la relevancia de la elección de especies y sus acompañantes inmediatos en la implementación de estrategias de restauración efectivas. Se propone a Coihue para formar núcleos heteroespecíficos, mientras que, para los cultivos conespecíficos, el más adecuado es Notro. Se espera que los resultados de este experimento proporcionen una base significativa para el desarrollo de estrategias más eficientes de restauración de ecosistemas forestales afectados por incendios en el sur de Chile, promoviendo una recuperación rápida y sostenible de la biodiversidad y funcionalidad del ecosistema.

V. Referencias

- Ávila-Valdés, A., Piper, F. I., & Zúñiga-Feest, A. (2019). Cluster root formation and function vary in two species with contrasting geographic ranges. *Plant and Soil*, 439(1-2), 279-292. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04056-3>
- Gatica, P., Aburto, F., Rojas, P., & Echeverría, C. (2023). Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: A critical review. *Restoration Ecology*, 31(5), 13-36.
- Glatthorn, J., Annighöfer, P., Balkenhol, N., Leuschner, C., Polle, A., & Scheu, S. (2021). An interdisciplinary framework to describe and evaluate the functioning of forest ecosystems. *Basic and Applied Ecology*, 52, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.006>

- González, M., Lara, A., Urrutia, R., & Bosnich, J. (2011). Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°—42° S). *Bosque*, 32(3), 215-219.
- Kang, H., Xue, Y., Cui, Y., Moorhead, D. L., Lambers, H., & Wang, D. (2024). Nutrient imitation mediates soil microbial community structure and stability in forest restoration. *Science of the Total Environment*, 173266. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173266>
- Lehmann, J., Bossio, D., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1, 544-553.
- Liu, S., Plaza, C., Ochoa-Hueso, R., Trivedi, C., Wang, J., Trivedi, P., Zhou, G., Piñeiro, J., Martins, C. S. C., Singh, B. K., & Delgado-Baquerizo, M. (2023). Litter and soil biodiversity jointly drive ecosystem functions. *Global Change Biology*, 29(22), 6276-6285. <https://doi.org/10.1111/gcb.16913>
- Muller, A. L., Oliveira, R. S., Lambers, H., & Veneklaas, E. J. (2014). Does cluster-root activity benefit nutrient uptake and growth of co-existing species? *Oecologia*, 174(1), 23-31.
- Philippot, L., Raaijmakers, J. M., Lemanceau, P., & van der Putten, W. H. (2013). Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11(11), 789– 799.
- Teste, F. P., Veneklaas, E. J., Dixon, K. W., & Lambers, H. (2014). Complementary plant nutrient- acquisition strategies promote growth of neighbour species. *Functional Ecology*, 28, 819-828. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12270>
- Vidal, P., Castillo, D., López, M., Tejos, I., Noriega, F., & Schoebitz, M. (2023). Root morphological and physiological traits, rhizosphere biological activity, and mycorrhizal colonization of 14 winter wheat varieties released in Chile between 1965 and 2020. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 4, 5389-5403. <https://doi.org/10.1007/s42729-023-01409-x>
- Zúñiga-Feest, A., Muñoz, G., Bustos-Salazar, A., Ramírez, F., Delgado, M., & Valle, S. (2018). The nitrogen fixing species *Sophora cassioides* (Fabaceae), is nutritionally favored and their rhizosphere bacteria modified when co-cultivated with the cluster root forming *Embothrium coccineum* (Proteaceae). *Journal of Plant Interactions*, 13(1), 160-168.

“Técnicas de viverización para mejorar atributos de resistencia a estrés hídrico en dos especies arbustivas de Chile Mediterráneo central”

Cresta, F.

I. Introducción

El aumento en las temperaturas, la disminución de las precipitaciones y las alteraciones en los patrones climáticos (Hannah *et al.*, 2013; IPBES, 2019), sumado con los incendios forestales en la zona central del país, han gatillado la urgencia de restaurar con plantas aclimatadas a estas nuevas condiciones. Es también debido a esto que la ONU ha declarado el periodo 2021-2030 como la Década de la Restauración de Ecosistemas, para detener su degradación así como restaurarlos y mantener los que aún están intactos (Mills *et al.*, 2021). Chile, además, se ha comprometido a reforestar al menos 100,000 ha para el año 2030 usando mayormente especies nativas. Sin embargo, (Bannister *et al.*, 2018) identificaron la existencia de tres cuellos de botella que obstaculizan el cumplimiento de estos objetivos, dos de los cuales hablan de la mala calidad y baja disponibilidad de plantas nativas producidas en vivero y de los resultados deficientes de estas mismas plantas al momento de establecerlas en campo. Es por ello que la implementación del concepto de planta objetivo (TPC), que se refiere a la selección de material vegetal a utilizar en relación a las condiciones específicas del sitio de trasplante, es sumamente relevante para el cumplimiento de estos objetivos (Davis & Pinto, 2021; Dumroese *et al.*, 2016).

Es sabido que las técnicas de manejo en vivero como la fertilización, el tipo de sustrato o de contenedores tienen efectos significativos sobre el crecimiento y sobre atributos morfo- fisiológicos que condicionan el desempeño de las plantas en campo en condiciones de déficit hídrico (Cuesta *et al.*, 2010; Landis *et al.*, 2014, 2014; Massone *et al.*, 2018; Villar-Salvador *et al.*, 2012), en especial cuando se producen bajo el TPC. Sin embargo, otras técnicas que puedan promover estos atributos, como el riego en base a la demanda hídrica de la planta o la poda química de raíces han sido poco investigados, aun cuando existe evidencia de que un manejo de riego de forma adecuada (Acevedo *et al.*, 2020; Dumroese *et al.*, 2015) y la aplicación de este tipo de poda (Marler & Musser, 2016) pueden ser altamente beneficiosos en la producción de plantas.

Por otro lado, el uso de arbustos pioneros para la restauración es una técnica poco estudiada, a pesar de que se ha demostrado que se obtienen tasas de supervivencia más altas que la mayoría de los árboles usados actualmente para estos programas (Seremi del Medio Ambiente, 2020) en adición a su importante rol como plantas nodrizas que protegen aquellas otras especies que crecen bajo su dosel (Cavieres *et al.*, 1998; Pañaloza *et al.*, 2001).

Esta investigación tiene como objetivo evaluar el efecto de la poda química de raíces y el riego en base a la demanda hídrica, sobre atributos morfo-fisiológicos asociados a resistencia al estrés hídrico, en madroño (*Escallonia pulverulenta*) y corcolén (*Azara integrifolia*), especies arbustivas nativas de Chile Mediterráneo central. La hipótesis planteada es que el uso de poda química de raíces y el manejo de riego en base a la demanda hídrica durante la viverización de estas dos especies, generarán atributos morfo-fisiológicos asociadas a resistencia al estrés hídrico además de una mayor supervivencia frente al estrés.

II. Metodología

Se diseñó un ensayo con tratamientos de riego, donde se comparó el riego sistemático (1 riego por día) como control versus riego en base a la demanda hídrica (monitoreada en base al peso y sensores de humedad) con un criterio del 50%. A su vez, se incluyeron los tratamientos de poda química de raíces, donde los contenedores utilizados fueron bañados con una solución de oxicloruro de cobre, látex y agua siguiendo la práctica establecida por (Acevedo *et al.*, 2021) versus el tratamiento control sin poda. Se realizaron mediciones periódicas de altura de tallo (cm) y diámetro de cuello (mm). Una vez finalizado el ensayo se evaluó el crecimiento, estado nutricional, distribución de biomasa, conductancia estomática, concentración relativa de clorofila (CRC), potencial hídrico a punto de pérdida de turgor (Ψ_{TLP}) obtenido mediante curvas presión-volumen y supervivencia de las plantas.

III. Resultados

Se observó que, para ambas especies, el tipo de riego tuvo un efecto significativo sobre la supervivencia de las plantas en condiciones de estrés (p-valor = <.0001), mientras que la poda sólo fue significativa para madroño (p-valor = 0,0191).

Se observó que en madroño el tratamiento de riego con criterio genera mayor biomasa de raíces (p-valor <.0001) además de una mayor supervivencia (p-valor <.0001) y mayores CRC (p-valor <.0001). La poda química de raíces, por otro lado, produce una menor biomasa de raíces y de hojas (p-valor = 0,0185 y 0,0026, respectivamente), pero genera plantas más altas al regarlas de forma sistemática. En corcolén se obtienen las plantas con mayor altura y diámetro de cuello al regarlas con criterio y al podarles las raíces, además de que existe una mayor supervivencia al regarlas con criterio (p-valor <.0001).

IV. Conclusión

Los resultados sugieren que la incorporación de estas técnicas en viveros operacionales producirían plantas con una mejor "calidad" para ser usadas en programas de restauración de paisajes degradados y afectados por los efectos del cambio climático.

V. Referencias

- Acevedo, M., Álvarez, C., Cartes, E., Dumroese, R. K., & González, M. (2020). Production and establishment techniques for the restoration of *Nothofagus alessandrii*, an endangered keystone species in a Mediterranean forest. *New Forests*, 51(1), 159-174. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09724-x>
- Acevedo, M., Rubilar, R., Dumroese, R. K., Ovalle, J. F., Sandoval, S., & Chassin-Trubert, R. (2021). Nitrogen loading of *Eucalyptus globulus* seedlings: Nutritional dynamics and influence on morphology and root growth potential. *New Forests*, 52(1), 31-46. <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09778-2>
- Bannister, J., Vargas-Gaete, R., Ovalle, J., Acevedo, M., Fuentes-Ramirez, A., Donoso, P., Promis, A., & Smith-Ramirez, C. (2018). Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. *Restoration Ecology*, 26, 1039-1044. <https://doi.org/10.1111/rec.12880>
- Cavieres, L. A., Peñaloza, A., Papic, C., & Tambutti, M. (1998). Efecto nodriza del cojín *Laretia acaulis* (Umbelliferae) en la zona altoandina de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71, 337-347.
- Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Jacobs, D., & Benayas, J. (2010). Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting Mediterranean forest species. *Forest Ecology and Management*, 260, 71-78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.002>
- Davis, A. S., & Pinto, J. R. (2021). The Scientific Basis of the Target Plant Concept: An Overview. *Forests*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/f12091293>
- Dumroese, R. K., Landis, T., Pinto, J., Haase, D., Wilkinson, K., & Davis, A. (2016). Meeting Forest Restoration Challenges: Using the Target Plant Concept. *REFORESTA*, 1, 37. <https://doi.org/10.21750/REFOR.1.03.3>
- Dumroese, R. K., Pinto, J., & Montville, M. (2015). Using container weights to determine irrigation needs: A simple method. *Native Plants Journal*, 16, 67-71. <https://doi.org/10.3368/npj.16.1.67>
- Hannah, L., Roehrdanz, P. R., Ikegami, M., Shepard, A. V., Shaw, M. R., Tabor, G., Zhi, L., Marquet, P. A., & Hijmans, R. J. (2013). Climate change, wine, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(17), 6907-6912. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210127110>
- IPBES. (2019, abril). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (Versión 1). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6417333>
- Landis, T., Luna, T., & Dumroese, R. K. (2014). Contenedores. En *Manual de Viveros Tropicales* (pp. 122-139).
- Marler, T., & Musser, C. (2016). Chemical and air pruning of roots influence post-transplant root traits of the critically endangered *Serianthes nelsonii*. *Plant Root*, 10, 21-25. <https://doi.org/10.3117/plantroot.10.21>
- Massone, D. S., Bartoli, C. G., & Pastorino, M. J. (2018). Efecto de la fertilización con distintas concentraciones de nitrógeno y potasio en el crecimiento de plantines de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en vivero. *Bosque (Valdivia)*, 39(3), 375-384.
- Mills, A., Christophersen, T., Wilkie, M., & Mansur, E. (2021). El Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas: Acelerar un movimiento a escala planetaria. *Restaurar la tierra—El próximo decenio: Unasylva* No. 252—Vol. 71 2020/1, 252(1), 132.
- Pañaloza, A., Cavieres, L., Arroyo, M. T. K., & Torres, C. (2001). Efecto nodriza intra-específico de *Kageneckia angustifolia* D. Don (Rosaceae) sobre la germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas en el bosque esclerófilo montano de Chile central. *Revista chilena de historia natural*, 74, 539-548.
- Seremi del Medio Ambiente, R. del B. (with Azúa, P., Vasquez, E., & Irribarra, N.). (2020). *Restauración del Ecosistema del Ecosistema Cayumanque Cayumanque: Una experiencia de restauración a escala de paisaje desde la institucionalidad pública Una experiencia de restauración a escala.*
- Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Cuesta, B., Peñuelas, J., Uscola, M., Heredia, N., & Benayas, J. (2012). Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New Forests*, 43, 755-770. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9328-6>

“Zonificación de determinantes de vulnerabilidad del tipo forestal esclerófilo derivados del cambio climático y actividades antrópicas mediante teledetección”

Cueto, D.

Ingeniería en Recursos Naturales. Universidad de Chile

Profesor guía: Dr. Alberto Alaniz Baeza

Laboratorio de biodiversidad y medioambiente. Universidad de Santiago.

I. Introducción

El Tipo Forestal Esclerófilo (TFE) es uno de los ecosistemas más icónicos del país y reconocido como “hotspot” de biodiversidad debido a su gran cantidad de especies endémicas. El TFE dentro del país ha sido sometido históricamente a una gran presión antrópica, principalmente en su distribución en la zona central de Chile dada las actividades comerciales y de abastecimiento de la población. Sumado a lo anterior, los efectos del cambio climático han exacerbado el estrés generado sobre el TFE.

Objetivos

Este estudio tiene como objetivo determinar y zonificar la vulnerabilidad del TFE, en toda su extensión dentro de Chile.

II. Metodología

Para este propósito, se utilizaron datos geoespaciales y espectrales, utilizando teledetección. Obteniendo factores de vulnerabilidad relacionados a procesos de degradación: Cambio climático, actividades humanas e incendios. Se generó un análisis de vulnerabilidad multifactorial en base a los factores analizados. Posteriormente se agruparon los parches según factores de vulnerabilidad comunes y se identificó espacialmente la distribución de los factores utilizando un Análisis de Componente Principal junto con un análisis de Agrupación Jerárquica Aglomerativa.

III. Resultados

Se logró mapear la vulnerabilidad del TFE en toda su extensión. También se logró identificar los principales factores asociados con la vulnerabilidad de cada parche de TFE. Se pudo observar espacialmente los procesos de degradación asociados a los factores de vulnerabilidad. Se encontró que cerca del 40% del total de parches de TFE presentan una vulnerabilidad alta o muy alta (> 0.6), concentrados principalmente entre las latitudes 32.8°S y 34.6°S. Se identificaron tres grupos de parches de TFE, dos de ellos distribuidos en la zona norte y central del ecosistema, los cuales fueron influidos principalmente por efectos del cambio climático y en menor medida por la agricultura. Se identificó un tercer grupo distribuido en la zona sur del ecosistema, el cual fue más afectado por el cambio de uso de suelo asociado a plantaciones forestales.

Conclusiones

Estos resultados y métodos presentan una imagen informativa del estado actual de la vulnerabilidad del Tipo Forestal Esclerófilo, identificando patrones espaciales y factores impulsores de vulnerabilidad. El enfoque multifactorial desarrollado en esta investigación podría ser útil para nuevos estudios en otros ecosistemas del mundo, promoviendo la conservación de los ecosistemas boscosos de Chile.

“Plantas hiperacumuladoras de Aluminio (Al) que habitan en el bosque templado lluvioso del sur de Sudamérica. Efecto del Al sobre una planta hiperacumuladora de Al, *Gevuina avellana*”

Delgado, M.^{1,2}; Barra, P.¹; Valdebenito, D.²; Mora, M.L.^{1,2} y Reyes, M.^{1,3}

¹Center of Plant -Soil Interaction and Natural Resources Biotechnology, Scientific and Technological Bioresource Nucleus (BIOREN), Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. ^{1,2}Laboratorio de Suelo y Planta, Instituto de Agroindustrias, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. ³Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

I. Introducción

El aluminio (Al) es el metal más abundante en la corteza terrestre y está omnipresente en plantas, animales y humanos. Se ha estudiado ampliamente que este metal es tóxico para la mayoría de las plantas, ya que limita el crecimiento de las raíces y, por lo tanto, el ingreso de agua y nutrientes, afectando negativamente el crecimiento. Sin embargo, existe un pequeño grupo de plantas (< 1% de las angiospermas) que pueden hiperacumular este elemento (≥ 1000 mg Al Kg⁻¹ masa seca) (Jansen *et al.*, 2002), y hay evidencia que este elemento podría favorecer el crecimiento de estas plantas, especialmente en aquellas que se adaptan a suelos ácidos (Ofoe *et al.*, 2022; Sun *et al.*, 2020). Al sur de América del Sur se albergan muchas plantas nativas que se adaptan a suelos ácidos, sin embargo, hay poca información sobre su capacidad para hiperacumular Al y si este elemento favorece su crecimiento.

Objetivos

Prospectar la presencia de especies de plantas hiperacumuladoras de Al que habitan en el bosque templado del sur de Sudamérica.

Evaluar el efecto de la saturación de Al en el suelo sobre el crecimiento, el rendimiento fotosintético y el estado nutricional de una planta hiperacumuladora de Al, *Gevuina avellana* (Proteaceae).

Hipótesis

En el bosque templado del sur de Sudamérica existen especies que tienen la capacidad de hiperacumular Al en sus hojas.

El aluminio en el suelo favorece el crecimiento, los parámetros fisiológicos y el estado nutricional de una planta hiperacumuladora de Al, *Gevuina avellana* (Proteaceae).

II. Metodología

Para el desarrollar el objetivo 1, se recolectaron hojas maduras de varias especies (entre árboles, arbustos, trepadoras, hierbas, musgos, epífitas y helechos) y muestras de suelo en cuatro sitios de recolección del centro sur de Chile (a) Parque Ecológico y Cultural Rucamanque, b) Parque Nacional Conguillío, c) Parque Oncol, y d) Parque Nacional Vicente Pérez Rosales) donde estas especies crecen naturalmente. Se determinó la concentración de Al en hojas maduras y las propiedades químicas del suelo de acuerdo a la metodología de Sadzawka (2004). Para desarrollar el objetivo 2, se pusieron plantas de *G. avellana*, especie hiperacumuladora de Al (Delgado *et al.* 2019), a crecer en suelos con distintas saturaciones de Al (11, 36 y 60%) y se determinó el crecimiento, tasa de fotosíntesis y nutrientes (Nitrógeno, fósforo, Manganeso, Hierro, Cobre, Calcio, Magnesio, Potasio, Sodio) en hojas y raíces.

III. Resultados

Los resultados revelaron que el pH de los suelos donde crecen las especies nativas varía desde ligeramente ácido (6,2) hasta muy fuertemente ácido (4,7), con porcentajes de saturación de Al que oscilan entre 0,5 y 70%. Además, nuestros resultados mostraron que de las 117 especies muestreadas, solo siete especies mostraron la capacidad de hiperacumular Al (6% del total de especies muestreadas). Entre ellos se encontraron árboles pertenecientes a la familia Proteaceae (*Gevuina avellana* y *Lomatia hirsuta*), helechos pertenecientes a las familias Driopteridaceae (*Megalastrum spectabile*), Gleicheniaceae (*Gleichenia quadripartita*, *G. cryptocarpa*, Lycopodiaceae (*Lycopodium paniculatum*) y un musgo perteneciente a la familia Polytrichaceae. (*Dendrologotrichum dendroides*). Finalmente, se encontró que la alta saturación de Al en el suelo favorece el crecimiento y la tasa fotosintética de *G. avellana*. Además, la alta saturación de Al en el suelo favoreció la captación de algunos nutrientes (P, Mn, Fe) por parte de la planta, aunque otros disminuyeron su concentración (N, Cu, Mg, K, Ca) en hojas y raíces.

IV. Conclusiones

Del primer objetivo, se confirmó el rasgo de hiperacumulación de Al en *G. avellana* y *L. dentata* y se revelaron cuatro nuevos helechos hiperacumuladores de Al pertenecientes a las familias Driopteridaceae (*Megalastrum spectabile*), Gleicheniaceae (*Gleichenia quadripartita*, *G. cryptocarpa*, Lycopodiaceae (*Lycopodium paniculatum*) y un musgo perteneciente a la familia Polytrichaceae (*Dendrologotrichum dendroides*). Además, del segundo

objetivo se concluyó que el Al en el suelo favorece el crecimiento, tasa fotosintética y captación de algunos nutrientes en una planta hiperacumuladora de Al, *G. avellana*. Se espera que la identificación de especies de plantas hiperacumuladoras de Al pueda ser relevante para desarrollar estrategias novedosas y originales para cultivar y proteger estas especies.

V. Referencias

- Delgado M, Valle S, Barra PJ, Reyes-Díaz M, Zúñiga-Feest A (2019). New aluminum hyperaccumulator species of the Proteaceae family from southern South America. *Plant Soil* 444: 475–487. doi: 10.1007/s11104-019-04289-2.
- Jansen S, Broadley MR, Robbrecht E, Smets E (2002). Aluminum hyperaccumulation in Angiosperms: A review of its phylogenetic significance. *Bot Rev* 68: 235–269. doi: 10.1663/0006-8101.
- Ofoe R, Thomas RH, Asiedu SK, Wang-Pruski G, Fofana B, Abbey L (2022) Aluminum in plant: Benefits, toxicity and tolerance mechanisms. *Front Plant Sci* 13: 1085998. doi: 10.3389/fpls.2022.1085998.
- Sadzawka A, Carrasco M, Grez R, ML M (2004). Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, Chile.
- Sun L, Zhang M, Liu X, Mao Qoipb, Shi C, Kochian LV, Liao H (2020). Aluminium is essential for root growth and development of tea plants (*Camellia sinensis*). *J Integr Plant Biol* 62: 984–997. doi: 10.1111/jipb.12942.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) del gobierno de Chile a través de proyectos de FONDECYT Regular N° 1210684, 1241293, Proyectos Anillo de Investigación en Áreas Temáticas Específicas ATE220038, ATE230007 y la Dirección de Investigación of Universidad de La Frontera (DiUFRO) a través de Proyectos de Investigación Vinculados a la Red Nexer No. DNX22-0009.

Anexos

Figura 1. Concentraciones de aluminio (Al) en hojas maduras de especies del sur de Sudamérica que crecen en su hábitat natural: a) Parque Ecológico y Cultural Rucamanque b) Parque Nacional Conguillío, c) Parque Oncol, y d) Parque Nacional Vicente Pérez Rosales. Valores > 1000 mg Al kg⁻¹ representados por línea discontinua roja vertical indican especies hiperacumuladoras de Al.

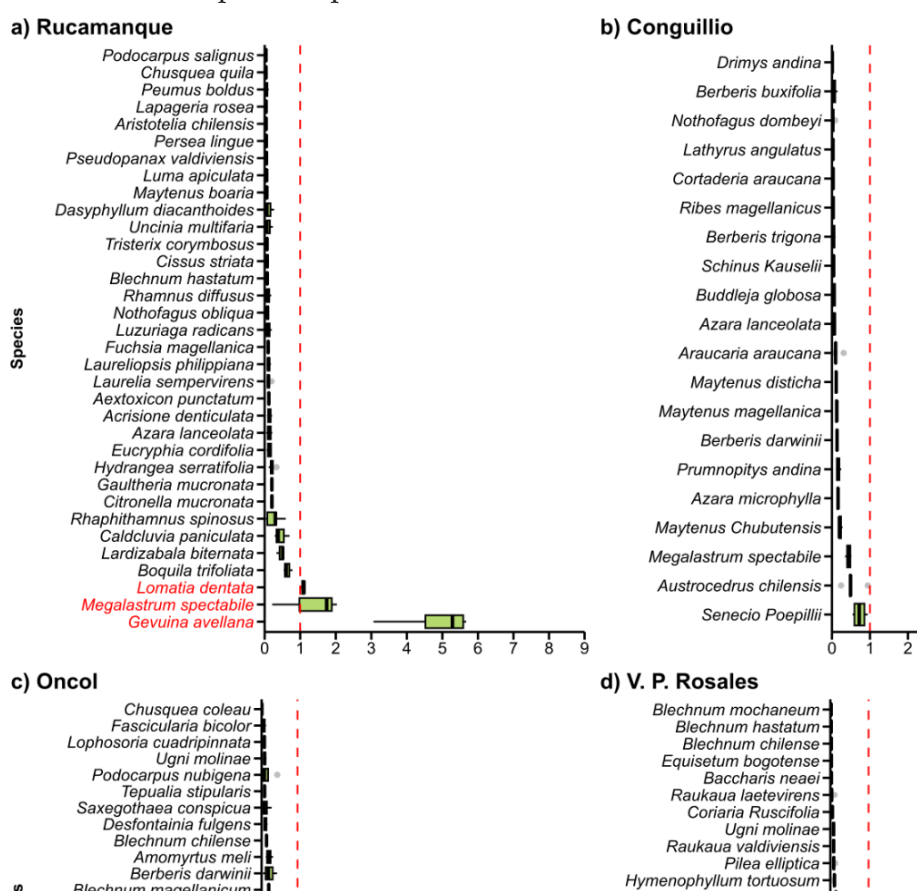


Figura 2. Altura (a) y biomasa seca total (b) al final del experimento de *Gevuina avellana* cultivada bajo suelo con porcentajes crecientes de saturación de aluminio. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($P \leq 0,05$).

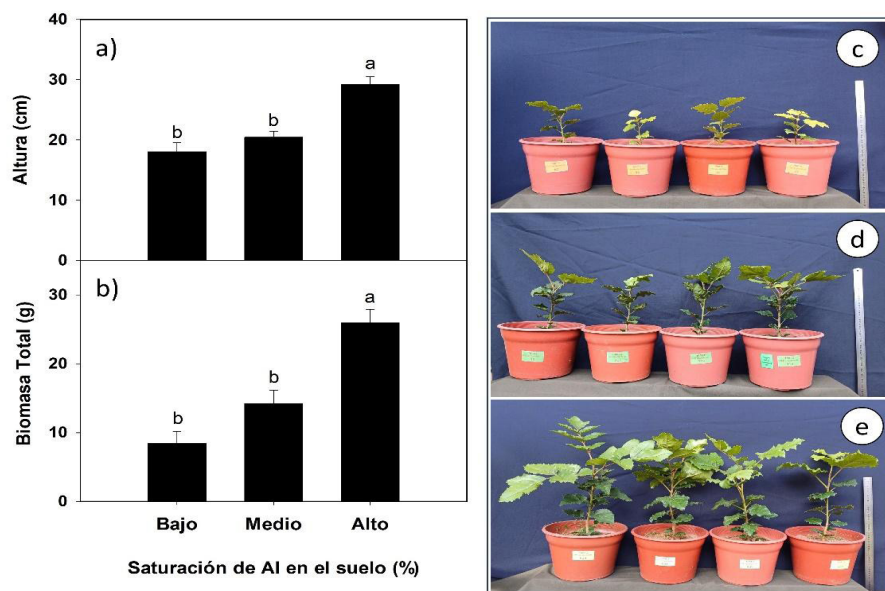


Tabla 1. Parámetros fotosintéticos de plantas de *G. avellana* creciendo en suelo con porcentajes crecientes de saturación de aluminio: Bajo (11%), Medio (36%) y Alto (60%). Cada valor representa la media de cuatro muestras $\pm$ error estándar.

	Bajo	Medio	Alto
Tasa de fotosíntesis ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	$0.9 \pm 0.3 \text{ c}$	$3.9 \pm 0.3 \text{ b}$	$8.6 \pm 0.6 \text{ a}$
Tasa de transpiración ($\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	$0.3 \pm 0.02 \text{ c}$	$0.8 \pm 0.1 \text{ b}$	$1.3 \pm 0.1 \text{ (a)}$
Conductancia estomática ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)	$0.03 \pm 0.002 \text{ (c)}$	$0.07 \pm 0.01 \text{ (b)}$	$0.1 \pm 0.0007 \text{ (a)}$

Tabla 2. Concentraciones de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn) y aluminio (Al) en hojas y raíces de *Gevuina avellana* creciendo en suelo con porcentajes crecientes de saturación de aluminio: Bajo (11%), Medio (36%) y Alto (60%). Cada valor representa la media de seis muestras $\pm$ error estándar.

Elemento	Hojas			Raíces		
	Bajo	Medio	Alto	Bajo	Medio	Alto
N (mg g^{-1})	12,8 (1,4)	13,4 (0,7)	10,8 (0,4)	10,1 (0,9)	10,2 (0,5)	9,3 (0,2)
P (mg g^{-1})	0,1 (0,01)	0,2 (0,01)	0,3 (0,02)	0,4 (0,03)	0,4 (0,02)	0,4 (0,04)
K (mg g^{-1})	3,7 (0,4)	3,0 (0,3)	2,9 (0,2)	2,2 (0,3)	2,1 (0,1)	1,8 (0,1)
Ca (mg g^{-1})	9,1 (1,0)	5,9 (0,3)	4,5 (0,3)	3,4 (0,3)	2,2 (0,1)	1,9 (0,1)
Mg (mg g^{-1})	2,1 (0,2)	1,9 (0,1)	1,6 (0,1)	1,2 (0,2)	1,1 (0,05)	1,0 (0,03)
Na (mg g^{-1})	2,2 (0,3)	2,0 (0,1)	1,9 (0,2)	1,0 (0,2)	1,0 (0,1)	1,2 (0,1)
Mn (mg kg^{-1})	523,5 (46,7)	542,9 (33,3)	872,4 (138,5)	132,1 (15,0)	187,7 (14,3)	103,3 (7,1)
Fe (mg kg^{-1})	40,7 (3,0)	36,4 (2,9)	47,5 (3,2)	1066 (171)	1339 (197)	2038 (292)
Cu (mg kg^{-1})	5,7 (0,7)	5,2 (0,3)	3,2 (0,4)	9,6 (0,6)	10,3 (0,7)	11,2 (1,1)
Zn (mg kg^{-1})	10,7 (1,5)	13,8 (1,3)	14,1 (3,4)	28,7 (4,9)	23,3 (2,3)	17,7 (1,0)
Al (mg kg^{-1})	663 (101)	976,1 (81)	2323,6 (183)	3594 (5612)	3889 (561)	5931 (507)

“Microbioma Rizosférico de *Embothrium coccineum* en Ambientes Extremos del Sur de Sudamérica: Potencial para la Agricultura Sostenible”

Delgado, M.¹; Briones, E.¹; Vejar, J.^{1,2}; Durán, P.^{1,3}; Larama, G.¹; Mora, M.¹ y Barra, P.¹

¹ Universidad de La Frontera, Center of Plant, Soil Interaction and Natural Resources Biotechnology, Scientific and Technological Bioresource Nucleus, Temuco, Chile.

² Universidad de La Frontera, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente, Carrera de Biotecnología, Temuco, Chile.

³ Universidad de La Frontera, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente, Departamento de Producción Agropecuaria, Temuco, Chile.

I. Introducción

A lo largo del territorio chileno, la imponente cordillera de los Andes comparte con la Patagonia condiciones extremas que restringe la distribución de las plantas. A pesar de estas dificultades, tanto los Andes como la Patagonia albergan especies vegetales que han logrado prosperar en estos ambientes hostiles. Entre ellas se encuentra *Embothrium coccineum* (notro), una planta leñosa de la familia Proteaceae que produce raíces proteoides y tiene una de las distribuciones latitudinales naturales más amplias en Chile (~2,200 km), abarcando desde los 35°S hasta los 55°S ^{1,2}. Además, se encuentra a lo largo de gradientes altitudinales, desde el nivel del mar hasta la línea de árboles en la zona sur (~1,500 m.s.n.m.). *E. coccineum* habita en entornos contrastantes, con un rango de temperatura media anual que va desde los 4° hasta los 15° C, aunque es capaz de resistir temperaturas inferiores a -20° C. Esta capacidad le permite colonizar con éxito ambientes tan desafiantes como las laderas del Volcán Osorno y Villarrica (Cordillera de los Andes) y los alrededores del Glaciar Gray (Patagonia), áreas cubiertas de nieve durante largos periodos de tiempo. Las raíces de *E. coccineum* juegan un papel crucial en la absorción de nutrientes en suelos pobres, y la planta tiene un rol activo en el reclutamiento de microorganismos específicos en su rizósfera, lo que puede contribuir a su éxito en condiciones extremas ^{2,3}. Estas características han despertado interés en las posibles aplicaciones biotecnológicas de los microorganismos de la rizósfera asociados al notro en ambientes extremos, particularmente en el ámbito de la agricultura sostenible. No obstante, la composición microbiana de la rizósfera del notro en ambientes extremos se encuentra aún inexplorada.

Objetivo

El objetivo de este estudio fue analizar la diversidad y estructura del microbioma bacteriano de la rizósfera de *E. coccineum* en sus ambientes naturales extremos. Comprender la composición y dinámica de estas comunidades microbianas podría ofrecer información valiosa sobre su papel en la resiliencia vegetal y proporcionar soluciones biotecnológicas para la agricultura en suelos y ambientes sometidos a estrés ambiental.

Hipótesis

El microbioma asociado a las raíces de *E. coccineum* contiene microorganismos con potencial biotecnológico para mejorar el crecimiento de cultivos sometidos a estrés ambiental y déficit de nutrientes, permitiendo su uso en la agricultura sostenible en condiciones extremas.

II. Metodología

Se recolectaron muestras de suelo de la rizósfera de poblaciones de *E. coccineum* (notro) en tres Parques Nacionales chilenos, que representan el rango natural de distribución de la planta: en la ladera del volcán Villarrica, sector Rucapillan en el parque nacional Villarrica (39°22'S–71°56'W, ~1,200 m.s.n.m.); en la ladera del volcán Osorno, Parque Nacional Vicente Pérez Rosales (41°08'S–72°32'W, ~1,000 m.s.n.m.); y en las inmediaciones del Lago Gray, en Parque Nacional Torres del Paine (51°22' S–72°50' W, ~120 m.s.n.m.) (ver Anexo 1)

Las comunidades bacterianas presentes en estos suelos rizosféricos se secuenciaron utilizando la tecnología PacBio HiFi. Se emplearon índices de diversidad alfa y beta para evaluar la diversidad microbiana dentro y entre los diferentes sitios de muestreo.

III. Resultados

El análisis de los índices de alfa diversidad no reveló diferencias significativas en la riqueza microbiana entre los tres sitios de muestreo, lo que indica que la riqueza microbiana general dentro de cada sitio era relativamente similar. Sin embargo, la beta diversidad mostró una clara diferenciación en la composición de la comunidad microbiana, destacando las muestras recolectadas en el Volcán Osorno, que se diferenciaron significativamente de las de Villarrica y Torres del Paine.

Las clases bacterianas predominantes en la rizósfera de *E. coccineum* fueron *Alphaproteobacteria*, *Planctomycetes* y *Acidobacteriae*. Entre los géneros dominantes identificados se encontraron *Bradyrhizobium*, *Tundrisphaera*, y el complejo *Burkholderia-Caballeronia-Paraburkholderia*. Estos géneros tienen un papel crucial en el ciclo de nutrientes, la promoción del crecimiento vegetal y el control biológico, lo que los convierte en candidatos prometedores para aplicaciones biotecnológicas en la agricultura.

Nuestros hallazgos sugieren que *E. coccineum* selecciona y mantiene un microbioma específico en su rizósfera,

independientemente de las condiciones ambientales a lo largo de su rango natural. Esta capacidad de sostener una comunidad microbiana consistente, incluso en ambientes extremos, subraya las estrategias adaptativas de la planta y el valor potencial de sus microorganismos asociados.

IV. Conclusiones

Este estudio aporta información clave sobre la diversidad y estructura del microbioma rizosférico de *Embothrium coccineum*, una planta adaptada a ambientes extremos en el sur de Sudamérica. La identificación de géneros bacterianos, como *Bradyrhizobium* y *Burkholderia-Caballeronia-Paraburkholderia*, con capacidades para promover el crecimiento vegetal y mejorar la disponibilidad de nutrientes, respalda la hipótesis de que los microorganismos asociados a *E. coccineum* tienen un notable potencial biotecnológico para su uso en la agricultura sostenible.

El microbioma rizosférico de *E. coccineum* podría desempeñar un papel crucial en la adaptación de cultivos a condiciones de estrés ambiental y suelos pobres en nutrientes. La capacidad de esta planta para mantener una comunidad microbiana específica, incluso en entornos extremos, resalta su valor en la investigación de soluciones agrícolas basadas en microorganismos.

V. Referencias

- Delgado, M., Zúñiga-Feest, A., Reyes-Díaz, M., Barra, P.J., Ruiz, S., Bertin-Benavides, A., Valle, S., Pereira, M., and Lambers, H. (2021). Ecophysiological Performance of Proteaceae Species From Southern South America Growing on Substrates Derived From Young Volcanic Materials. *Front. Plant Sci.* 12, 1–14. 10.3389/fpls.2021.636056.
- Delgado, M., Zúñiga-Feest, A., Almonacid, L., Lambers, H., and Borie, F. (2015). Cluster roots of *Embothrium coccineum* (Proteaceae) affect enzyme activities and phosphorus lability in rhizosphere soil. *Plant Soil* 395, 189–200. 10.1007/s11104-015-2547-9.
- Delgado, M., Suriyagoda, L., Zúñiga-Feest, A., Borie, F., and Lambers, H. (2014). Divergent functioning of Proteaceae species: the South American *Embothrium coccineum* displays a combination of adaptive traits to survive in high-phosphorus soils. *Funct. Ecol.* 28, 1356–1366. 10.1111/1365-2435.12303.

Agradecimientos

DiUFRO, Proyectos de Investigación Vinculados a la Red Nexer No. DNX22-0009; FONDECYT regular No. 1241293, 1210684, 1230084, 1240635; Anillos de Investigación en Áreas Temáticas Específicas ATE220038. Beca de doctorado Nacional ANID 21212193.

Anexos

Figura 1. Sitios de muestreos



Figura 2. Índices de diversidad de Microbiota asociados con la rizosfera de *Embothrium coccineum* desde tres sitios a lo largo de su distribución natural: Torres del Paine, Volcán Villarrica y Volcán Osorno. A. β -Diversidad, B. Índice de Diversidad de Shannon de α -Diversidad, C. Riqueza (Features), D. PD de Faith (Diversidad Filogenética), E. Índice de Equidad de Pielou.

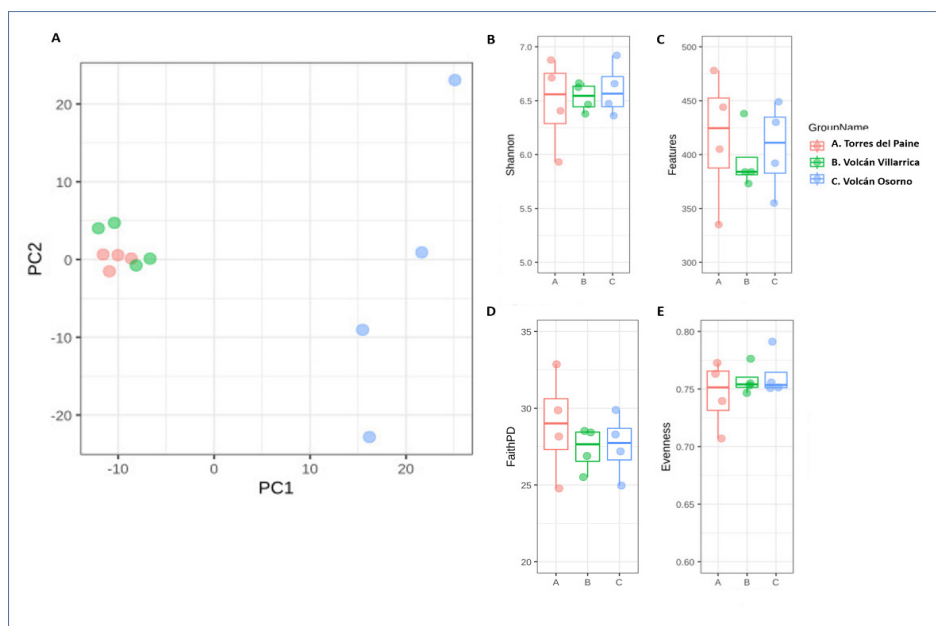
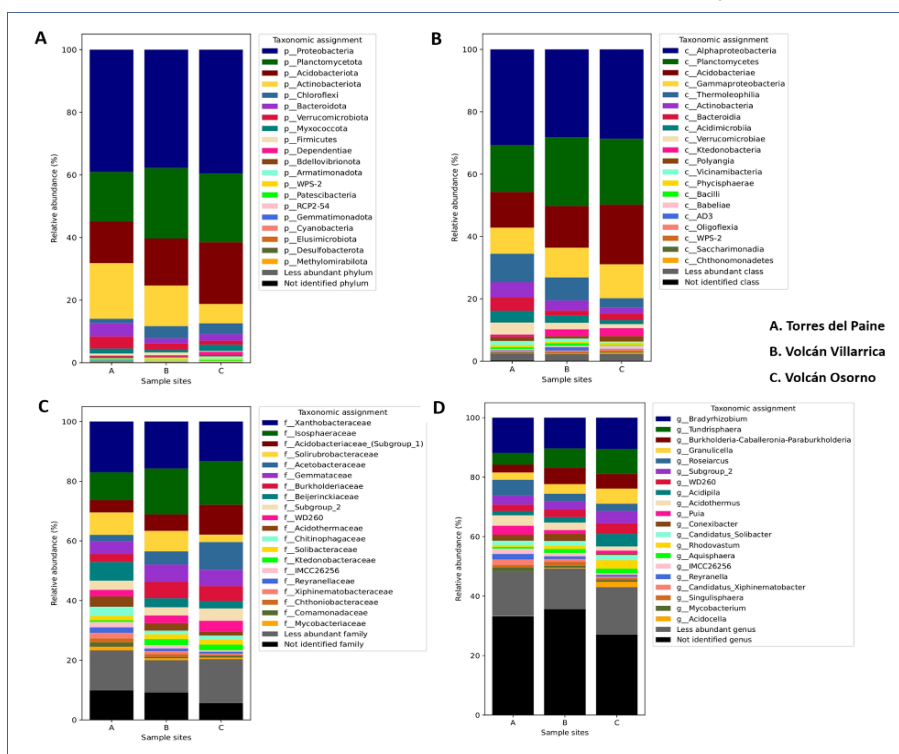


Figura 3. Barplots que ilustran los veinte grupos más abundantes a los niveles de A. Filo, B. Clase, C. Familia y D. Género de la Microbiota Asociada con la Rizósfera de *Embothrium coccineum* recopilada en tres sitios a lo largo de su distribución natural: A. Torres del Paine, B. Volcán Villarrica y C. Volcán Osorno



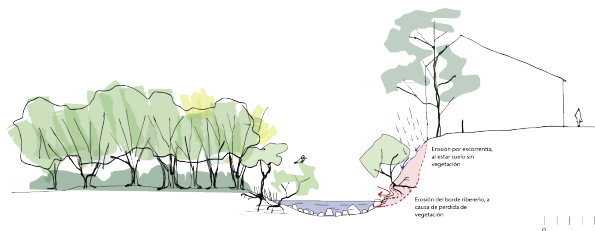
"Proyecto de Paisajismo Ecosistémico Cabañas Foráneo, Río Maullín"

Díaz, A.¹ y Mimica, A.².

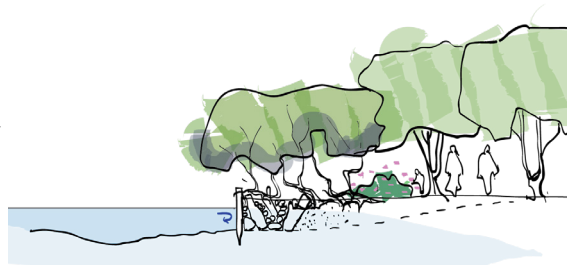
¹Licenciada en ciencias biológicas mención en botánica.

²Arquitecta, paisajista y planificadora ambiental.

Diagnóstico borde ribera:



Solución de bioingeniería para borde ribera:



Proyecto a 1 año de construcción:



I. Introducción

La ribera del Río Maullín, ecosistema valioso por su biodiversidad y servicios ecosistémicos, ha sufrido un deterioro significativo debido a actividades humanas recientes. Las intervenciones en los bosques ribereños, la eliminación de vegetación nativa y la fragmentación del hábitat, han provocado erosión, pérdida de corredores biológicos y degradación de la biodiversidad. Estos cambios afectan tanto a las especies que dependen de este hábitat, como el huillín y diversas especies de peces y aves, como a las funciones del ecosistema completo.

Este proyecto se desarrolla en un sitio previamente intervenido y que fue adquirido por Foráneo para implementar un conjunto de cabañas integradas al paisaje. El objetivo solicitado fue genérico: mejorar la sustentabilidad desde el punto de vista ecológico. Durante el diagnóstico, se identificó la necesidad de restaurar ecológicamente el sitio, así como la problemática de erosión de borde de ribera a causa de la remoción de la vegetación.

Objetivos

Restaurar el suelo y la vegetación nativa en las riberas del río para revertir la erosión y recuperar las funciones ecológicas esenciales del ecosistema.

Reconectar los fragmentos de bosque existentes para restablecer los corredores biológicos que facilitan el movimiento y la reproducción de las especies locales.

Diversificar el ecosistema mediante la introducción de la más amplia gama posible de especies vegetales nativas, promoviendo una mayor biodiversidad en los jardines.

Poner en valor la flora nativa para su reconocimiento y admiración por parte de los turistas y visitantes de las Cabañas Foráneo.

Hipótesis

En el contexto del diseño paisajístico, se plantea la siguiente hipótesis: ¿Puede la restauración ecológica del bosque ribereño mediante la reintroducción de especies nativas y la implementación de técnicas de bioingeniería restaurar la funcionalidad ecológica del ecosistema del Río Maullín, reduciendo la erosión y fortaleciendo la biodiversidad local?

II. Metodología

El proyecto se desarrolló en varias etapas:

Diagnóstico Inicial de Flora Nativa: Se realizó un análisis detallado del sitio identificando las especies nativas remanentes y las áreas más afectadas por intervenciones humanas. Se identificaron también especies presentes en los entornos al borde del Maullín, incluyendo bosques prístinos bien conservados. Este inventario permitió una selección informada de especies para el proyecto, asegurando recuperar funciones ecológicas y biodiversidad.

Planificación del Paisaje: Basado en el diagnóstico, se diseñó un plan maestro para el conjunto que incluía 3 sitios, identificando zonas según su ecosistema y vocación funcional, y detallando un listado de especies recomendadas para cada zona.

Implementación de Bioingeniería: Se aplicaron técnicas de bioingeniería de bajo impacto para estabilizar el suelo y controlar la erosión. Estas consistieron en un tablestacado de madera relleno con piedras y gravas de diverso calibre, sobre las cuales se plantaron especies típicas de ribera.

Proyecto de paisajismo para sector entorno inmediato de cabañas Foráneo: Se diseñaron y construyeron jardines que simulan la estructura y diversidad de los bosques ribereños originales, con el objetivo de que, con el tiempo, se conviertan en bosques funcionales. En los entornos de mayor circulación de turistas se priorizaron especies de alto valor estético.

En total, el proyecto incluyó alrededor de 3400 ejemplares de 32 especies nativas entre árboles, arbustos, hierbas, helechos y trepadoras, que con el tiempo contribuirán significativamente a la recuperación y diversificación del ecosistema.

III. Resultados

Hasta ahora, la implementación del proyecto ha mostrado resultados prometedores. Las especies vegetales introducidas se establecieron con facilidad en los entornos de las cabañas y en especial en los sectores boscosos del proyecto. El diagnóstico de la flora nativa permitió una reforestación efectiva, adaptada a las condiciones locales y que favorece la biodiversidad. Es posible anticiparse a que la introducción de especies de variedad de velocidad de crecimiento contribuirá en pocos años a la recuperación de los corredores biológicos. La diversidad de especies plantadas ha enriquecido el paisaje, ofreciendo una experiencia atractiva para los visitantes de las cabañas y hoteles, y fomentando una mayor interacción con la naturaleza.

La variedad de especies utilizadas quedó limitada por la disponibilidad de plantas viverizadas en la región, lo que presenta un enorme desafío para el mercado de viveros.

Sin embargo, las técnicas de bioingeniería mostraron fallas: el grano fino de arena fue lavado por el río, dificultando el establecimiento de las plantas. Se estima que faltaron dos especificaciones técnicas importantes: una fue la falta de granulometrías intermedias de gravillas y mulch grueso, ya que la arena fina se lavó mientras que quedaron los bolones de más de 8 cm de diámetro. Y la otra fue la falta de un geotextil intermedio que atrapase los granos finos de arena y sustrato.

IV. Conclusiones

Este proyecto demuestra que es posible integrar objetivos de restauración ecológica con la actividad humana a escala de sitio, y que la aplicación de técnicas de bioingeniería requiere rigor en la ejecución para realmente funcionar. Los resultados iniciales sugieren que, con el tiempo y el manejo adecuado, las áreas degradadas pueden recuperarse y volver a ser funcionales, integrando beneficios ecológicos como estéticos.

V. Reflexiones

Este proyecto está siendo posible gracias a la actitud y motivación de Foráneo, quienes una vez entendieron la importancia de la restauración ecológica, la incorporaron como un valor propio. Levanta la esperanza de que este interés de valoración de los ecosistemas y del valor estético de las especies nativas, extienda una actitud de convivencia entre usos humanos y los ecosistemas del sur de Chile, contribuyendo a la conservación de la biodiversidad integrada a los usos humanos a escala de "sitio". Propone una actitud proactiva y un contrapunto a las actitudes más alarmantes de pérdida de los ecosistemas y de la biodiversidad por la expansión de usos residenciales en entornos rurales. Esta experiencia podría escalarse como un modelo de restauración ecológica en la región y más allá.

Anexos

Tabla: Listado de especies utilizadas

Tipo	Nombre científico	Nombre común	Tipo	Nombre científico	Nombre común
árboles	<i>Amomyrtus luma</i>	Luma	arbustos	<i>Ugni molinae</i>	Murta
	<i>Amomyrtus meli</i>	Melí		<i>Viola rubella</i>	Violeta arbustiva
	<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Temo	epífitas	<i>Asteranthera ovata</i>	Estrellita
	<i>Caldcluvia paniculata</i>	Tiaca		<i>Fascicularia bicolor</i>	Chupalla
	<i>Drimys winterii</i>	Canelo	herbáceas	<i>Alstroemeria aurea</i>	Amancay
	<i>Embothrium coccineum</i>	Notro		<i>Blechnum chilense</i>	Helecho Costilla de vaca
	<i>Eucryphia cordifolia</i>	Ulmo		<i>Blechnum hastatum</i>	Helecho espada
	<i>Gevuina avellana</i>	Avellano		<i>Blechnum magellanicum</i>	Helecho Katalapi
	<i>Laurelia sempervirens</i>	Laurel		<i>Blechnum pennamarina</i>	Helecho Pinque
	<i>Lomatia ferruginea</i>	Fuinque		<i>Calceolaria integrifolia</i>	capachito amarillo
	<i>Luma apiculata</i>	Arrayan		<i>Carex spp</i>	Juncos cortaderas
	<i>Myrceugenia exsucca</i>	Pitra		<i>Eleocharis spp.</i>	Juncos
	<i>Nothofagus dombeyi</i>	Coigüe		<i>Fragaria chilensis</i>	Frutilla silvestre
	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Arrayán macho		<i>Geum magellanicum</i>	Hierba del clavo
	<i>Sophora cassioides</i>	Pelú		<i>Gunnera magellanica</i>	Nalca enana
arbustos	<i>Azara lanceolata</i>	Corcolén		<i>Gunnera tinctoria</i>	Nalca
	<i>Azara microphylla</i>	Chinchin		<i>Juncus spp.</i>	Junquillos
	<i>Baccharis sp.</i>	Chilca		<i>Libertia chilensis</i>	Calle calle
	<i>Berberis darwinii</i>	Michay		<i>Lophosoria quadripinnata</i>	Helecho paraguas
	<i>Buddleja globosa</i>	Matico		<i>Nertera granadensis</i>	Rucachucao
	<i>Crinodendron hookerianum</i>	Chaquihue		<i>Rubus geoides</i>	Miñe miñe
	<i>Fuchsia magellanica</i>	Chilco		<i>Scirpus californicus</i>	Junco o totora
	<i>Gaultheria mucronata</i>	Chaura	trepadoras	<i>Campsidium valdivianum</i>	Voquivoqui
	<i>Myrceugenia leptospermoides</i>	Chequén		<i>Elytropus chilensis</i>	Poroto de monte
	<i>Raukava laetevirens</i>	Sauco del diablo		<i>Lapageria rosea</i>	copihue
	<i>Ribes magellanicum</i>	Zarzaparrilla		<i>Luzuriaga sp.</i>	Quilineja
	<i>Solanum valdiviense</i>	Tomatillo		<i>Mitraria coccinea</i>	Botellita

“Caracterización Florística y Vegetacional de los Cerros Isla de la Zona Nororiente de Santiago”

Espinoza, T. y Luebert, F.

Universidad de Chile, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Santiago, Chile.

I. Introducción

La expansión urbana representa una de las mayores amenazas para la biodiversidad, al generar pérdida, degradación y fragmentación de hábitat (Kowarik, 2011). Chile central forma parte de un “hotspot” de biodiversidad por su diversidad y altos grados de endemismo sometidos a fuertes presiones antrópicas (Myers *et al.*, 2000). La Región Metropolitana de Santiago (RMS) ha sufrido cambios históricos de uso de suelo remplazando y fragmentando las coberturas naturales, siendo el aumento de la superficie urbana la principal amenaza para la conservación de la vegetación en la región (GORE RMS y SEREMI MMA, 2013). Dada la compleja topografía de Santiago, la urbanización ha priorizado menores pendientes, generando laderas y cumbres dominadas por vegetación natural, aisladas de las cadenas montañosas principales e insertas en la matriz urbana, denominadas “Cerros isla” (Fernández, 2011). En la RMS existen 26 cerros isla dentro o adyacentes al límite urbano (Fundación Cerros Isla, 2017), donde 20 de ellos aún no cuentan con información detallada de su flora y vegetación y 8 se ubican en la zona nororiente de Santiago. Los cerros isla actúan como potenciales refugios para la vegetación mediterránea (Reyes-Paecke, 2017), a diferencia de las áreas verdes de Chile que se caracterizan por una alta proporción de especies exóticas (Santilli *et al.*, 2018). Considerando además la desigualdad de acceso a áreas verdes en comunas de bajos ingresos, varios autores coinciden en que existe una oportunidad de incorporar los cerros isla al sistema de áreas verdes, donde su localización y envergadura permitirían mitigar tanto la problemática social como la ambiental (ej: Picon y Barrera, 2019), previniendo también la homogenización biótica y resguardando el patrimonio biocultural (Varas *et al.*, 2021), pero es necesario primero conocer en detalle su flora y vegetación para llevar a cabo una correcta planificación (Dyderski *et al.*, 2017).

Objetivos

Caracterizar la composición y estructura de la vegetación de los cerros isla de la zona nororiente de Santiago urbano, determinando su composición florística y caracterizando unidades de vegetación presentes.

Pregunta de investigación

¿Qué flora y vegetación habita actualmente los cerros isla de la zona nororiente de Santiago?

II. Metodología

Entre septiembre y diciembre de 2022 se realizaron 61 parcelas de muestreo ubicadas en 7 cerros isla de las comunas de Las Condes, Vitacura y Lo Barnechea (RMS). Mediante el método de *relevé* (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974) en cada cerro se diferenciaron las comunidades vegetales presentes y se seleccionaron parcelas de muestreo (*relevés*) representativas. Mediante el método del área mínima (Kent, 2012) se determinó un tamaño de parcela de 20×20 m (400 m²) como adecuado para describir las comunidades encontradas. En cada parcela se registraron datos de campo, datos geográficos y datos de vegetación, además del listado florístico de especies, su rango de cobertura y estrato vegetal. Para cada especie se colectó una muestra vegetal en cada localidad, las cuales fueron determinadas taxonómicamente utilizando claves dicotómicas apropiadas y luego depositadas en el Herbario AGUCH. Cada especie fue caracterizada según origen fitogeográfico, forma de vida y estado de conservación. Utilizando la información recopilada además de datos existentes para cerros de la comuna de San Bernardo (Villablanca, 2021) se realizó un análisis de conglomerados de cerros isla, reconociendo los cerros con floras más similares entre sí y evaluando la existencia de tendencias geográficas. Adicionalmente, según el origen fitogeográfico de las especies, se analizó su representatividad a niveles de cuenca de Santiago (Navas, 1973-1979), RMS (Teillier *et al.*, 2022), y total nacional (Zuloaga *et al.*, 2019). La vegetación fue caracterizada mediante un análisis de conglomerados evaluando la abundancia de las especies encontradas a nivel de *relevé*, identificando así asociaciones vegetales y luego caracterizándolas según fisionomía, estructura, composición florística y especies dominantes. Estas asociaciones fueron comparadas con los pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2017), identificando los ecosistemas representados y contrastándolos con los pisos presentes en las áreas protegidas de la RMS (MMA, s.f.).

III. Resultados

Se encontraron 229 especies de plantas vasculares pertenecientes a 161 géneros de 61 familias. 134 especies corresponden a nativas y 66 de ellas son endémicas del país. En seis de siete cerros la forma de vida dominante

fueron las terófitas (95 especies), mayoritariamente alóctonas, seguidas de las fanerófitas (70 especies), principalmente nativas. 6 especies han sido evaluadas en su estado de conservación, donde 2 presentan amenaza y solo 1 de ellas ocurre naturalmente en el área de estudio. El área de estudio representa el 20.5% de la flora nativa de la cuenca de Santiago, 12.4% de la RMS y 3% del total nacional, abarcando una significativa biodiversidad nativa en relación a su área. No se encontró una tendencia geográfica clara en la diferenciación florística de los cerros isla de la región. Se identificaron cinco unidades de vegetación: Matorral arborescente de *Acacia caven*, Matorral de *Acacia caven* y *Baccharis paniculata*, Matorral arborescente de *Acacia caven* y *Lithraea caustica*, Bosque de *Lithraea caustica*, y Matorral arborescente de *Colliguaja odorifera* y *Acacia caven*. Estas unidades representan dos pisos vegetacionales, uno de los cuales se clasifica como "Vulnerable" y presenta menos del 1% de su superficie remanente protegida.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

El área de estudio es representativa de la flora y la vegetación natural de Chile central y la RMS, la que actualmente casi no es conservada en áreas protegidas, especialmente los ecosistemas de tipo espinal y en menor grado bosques esclerófilos. Los cerros isla se encuentran en un estado degradado producto de la presión urbana, pero sostienen tanto una mayor riqueza florística como una mayor proporción de flora nativa que las áreas verdes urbanas, manteniendo también el potencial de ser restaurados al bosque esclerófilo original. Así, presentan la oportunidad de conformar áreas de conservación dentro de la matriz urbana, entregando servicios ecosistémicos y acercando la flora nativa a los habitantes de la ciudad.

V. Referencias

- Dyderski, M. K., Wrońska-Pilarek, D., & Jagodziński, A. M. (2017). Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 20(3), 639-650. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0625-2>
- Fernández, I. (2011). Los cerros islas como hábitats de fauna y generadores de servicios ambientales para la ciudad de Santiago de Chile. *Ciencia Ambiental*, 1(1), 9-15.
- Fundación Cerros Isla. (2017). *Cerros isla de santiago*. Santiago, Chile: Ediciones ARQ.
- Gobierno Regional Metropolitano de Santiago [GORE RMS] & Secretaría Regional Ministerial del Ministerio del Medio Ambiente Región Metropolitana de Santiago [SEREMI MMA]. (2013). *Estrategia Regional para la Conservación de la Biodiversidad en la Región Metropolitana de Santiago 2015-2025*.
- Kent, M. (2012). *Vegetation description and data analysis* (2nd ed). Chichester, West Sussex, UK ; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*.
- Ministerio de Medio Ambiente [MMA]. (s.f.). Sistema de Información y Monitoreo de Biodiversidad: Búsqueda en Ecosistemas Terrestres. Recuperado de <https://simbio.mma.gob.cl/Ecosistemas>
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley & Sons.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Navas, L. E. (1973-1979). *Flora de la cuenca de Santiago de Chile* (Vols. 1-3).
- Picón, M. C., & Barrera, F. (2019). Cerros isla en una capital latinoamericana: Oportunidad de planificación ecológica y elementos para su diseño. XI Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo, Barcelona-Santiago de Chile, Junio 2019. Presentado en Seminario Internacional de Investigación en Urbanismo. Departament d'Urbanisme i Ordenació del Territori. Universitat Politècnica de Catalunya. <https://doi.org/10.5821/siiu.6921>
- Reyes-Paecke, S. (2017). Hacia una matriz ecológica: La importancia ecológica de los cerros isla. En *Cerros isla de Santiago* (pp. 76-86). Santiago, Chile: Fundación Cerros Isla.
- Santilli, L., Castro, S. A., Figueroa, J. A., Guerrero, N., Ray, C., Romero-Mieres, M., ... Lavandero, N. (2018). Exotic species predominates in the urban woody flora of central Chile. *Gayana. Botánica*, 75(2), 568-588. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000200568>
- Tellier, S., Macaya-Berti, J., García, N., Marticorena, A., Rojas, G., & Niemeyer, H. (2022). *Flora de la Región Metropolitana de Santiago* (1.ª ed.). Universidad de Chile.
- Varas, P., Díaz-Forestier, J., & Celis, J. L. (2021). Homogenización biótica en la flora leñosa de parques urbanos de la Región de Valparaíso. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 1(57). <https://doi.org/10.5027/rgv.v1i57.a65>
- Villablanca, V. (2021). *Caracterización de la flora vascular y la vegetación de los cerros isla de la comuna de San Bernardo, Región Metropolitana de Santiago* (Tesis de pregrado). Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Zuloaga, F. O., Belgrano, M. J., & Zanotti, C. A. (2019). Actualización del catálogo de las plantas vasculares del cono sur. *Darwiniana, nueva serie*, 7(2), 208-278. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2019.72.861>

"Restauración de ecosistemas urbanos a través del programa comunitario Núcleos Nativos"

Farías, C.¹; Rosales, C.²; Espinosa, P.³; Beroiza, K.³ y Raddatz, H.³

¹Ecóloga Paisajista, Ilustre Municipalidad de Valdivia.

²Vivero Municipal, Ilustre Municipalidad de Valdivia; Empresa Soloverde.

³Escuela de Arquitectura y Artes, Universidad Austral de Chile.

I. Introducción

La fragmentación de hábitat como principal efecto del crecimiento de las ciudades y del cambio climático, nos hacen visualizar, en nuestros espacios públicos de alto valor natural, un potencial de reconexión ambiental y social. Las comunidades hoy en día reconocen la diversidad de servicios ecosistémicos de las áreas verdes y de los humedales que forman parte de nuestra trama verde azul y demanda nuevas formas de mantención que los involucre activamente resignificando estos espacios comunes.

Visualizar esto como una oportunidad para realizar un ornato acorde a los criterios de sustentabilidad que permiten la salud de las comunidades y de sus ecosistemas, reintroduciendo flora nativa resistente y resiliente a las nuevas condiciones climáticas, colaborando en las funciones ecosistémicas de las áreas de alto valor natural en limpieza de canales y sistemas de aguas lluvias que permitan a la ciudad ser resiliente a inundaciones resguardando su biodiversidad.

Contexto

La localidad de Valdivia, ciudad situada en el centro-sur de Chile (39° 48' S y 73° 14' O), se caracteriza actualmente por la confluencia de ríos, tales como, El Ríos Cruces, Valdivia Calle-Calle y Cau-Cau, los cuales forman un estuario sobre depósitos fluvio estacionales. El clima de la ciudad es de tipo templado lluvioso, destacándose por intensas lluvias y bajas temperaturas durante los meses de invierno, con una marcada estacionalidad en este período. Las precipitaciones anuales alcanzan los 2.307 mm/año. A pesar de las elevadas lluvias, la ciudad experimenta escasez durante los meses de verano, la cual se ha visto más marcada durante los últimos años (González-Reyes A, Muñoz A. 2013, Ilustre Municipalidad de Valdivia. 2023). Es en este clima donde cohabitan tres ambientes biogeográficos que determinan nuestro patrimonio natural vegetal y son los bosques pantanosos dominados por la mirtáceas y helechos que acompañan a los cuerpos de agua.

Praderas del ecotono desde los humedales hacia las pampas donde se pueden encontrar Chilcos, Robles, Murtas, Michay y los bosques Laurofolios siempre verdes de Laurel, y Olivillo como en nuestro querido parque Harnecker, bosque donde nace el estero Catrico.

Es así como Valdivia, a pesar de la urbanización, conserva retazos naturales de alto valor natural insertos en el corazón de la ciudad obligando a coexistir en armonía y congruencia

Sabemos que un 88% de los habitantes viven en el medio urbano y la ciudad de Valdivia tiene 15,8 m² de áreas verdes por habitantes, lo que es más alto al mínimo recomendado, sus accesos no son equitativos y aún existen lugares de la ciudad donde este estándar no se cumple y es coincidente con las zonas de más alta temperatura por su baja cobertura arbórea.

Las formas de coexistir con estos espacios históricamente han sido dicótomas, por un lado, siendo un paisaje de contemplación y alta valoración, pero también un espacio rellenable en pos de mayores metros donde habitar.

Surgiendo en este buffer, que varía su ancho según diversas literaturas, la oportunidad del desarrollo de áreas verdes de uso público a través de la puesta en valor de la flora y la fauna del lugar y el espacio de encuentro comunitario donde se genera la ciudad y el ciudadano contemplando la vida.

El plan de infraestructura verde-azul de la comuna planifica sus áreas verdes BNUP y parques naturales, en base a 5 ejes estratégicos el desarrollo de nuestros espacios naturales públicos a través de:

- Uso y propagación flora nativa local
- Bajo impacto en mantención
- Rol del agua y su presencia
- Atracción de polinizadores
- Educación socio-ambiental y ciencias comunitarias

Esto a través del Programa comunitario de Restauración socioambiental Núcleos nativos que busca reinsertar ambiental y socialmente la flora nativa y las prácticas agroecológicas que nacen desde el vivero municipal en las áreas verdes de la comuna.

Objetivos

Promover la restauración socioambiental de la comuna de Valdivia.

Restaurar áreas verdes que fueron degradadas por la urbanización de la ciudad.

Diseñar e instaurar microbosques o núcleos nativos de la zona sur austral (bosques pantanosos y praderas nativas) en instaurarlos como focos de regeneración vegetal en comunidades sensibles y con entornos de alto valor natural.

Crear espacios de educación y ciencia comunitaria en torno al cuidado y monitoreo de los núcleos.

Desarrollar capacidades de cuidado y mantención a las comunidades que acompañan estas plantaciones y en los equipos municipales.

Difundir y poner en valor la flora nativa de este territorio.

Potenciar y reconectar la infraestructura verde azul de la ciudad.

Pregunta de Investigación

¿Cómo puede la reintroducción de flora nativa en áreas verdes urbanas contribuir a la resiliencia de la ciudad frente a las inundaciones y mejorar los servicios ecosistémicos?

II. Metodología

¿Qué son los Núcleos Nativos?

Los Núcleos Nativos implementan un método de plantación densificada con especies de diferente hábito de crecimiento: arbóreo, arbustivo y herbáceo. Este beneficioso método se caracteriza por acelerar y estabilizar el desarrollo de las plantas, mejorar el estado del suelo y propiciar la simbiosis entre plantas, suelo, microorganismos y animales en estas acotadas áreas de biodiversidad. Están constituidos por especies nativas y endémicas de las zonas centro – sur y sur – austral de Chile, las cuales además de favorecer a los ecosistemas de la zona, poseen un valor identitario, cultural y ornamental para la comunidad. Dentro de estas, el chilco (*Fuchsia magellanica*), calle calle (*Libertia chilensis*), llaupangue (*Francoa appendiculata*), arrayán (*Luma apiculata*) y la murta (*Ugni molinae*), especies características del paisaje de la Región de los Ríos.



III. Resultados

Años 2022 y 2023



Tres años atrás en la ciudad de Valdivia se cambiaban las flores de sus calles cuatro veces al año, se usaban agroquímicos y se gastaban muchos litros de agua potable para riego a la semana. Desde el año 2022 un grupo liderado por 3 mujeres, entre ellas su alcaldesa Carla Amtmann, lograron cambiar el paradigma de la ornamentación, recuperar lo nativo y hacer del paisajismo de la ciudad una estrategia social y cultural.

El 2023 en el vivero municipal se produjeron más de 30.000 especies nativas, hay 23 núcleos nativos de la municipalidad, e incluso en uno de 90 metros cuadrados con 380 especies arbóreas y plantas típicas de la zona, el gasto de agua para riego se redujo en un 84% y volvieron los polinizadores.



Vínculos entre comunidad, servicios públicos y academia

Las acciones se han podido sostener en el tiempo gracias a una comunidad receptiva y colaborativa que ha acompañado y apoyado las diferentes actividades desde diversos ámbitos.

Una de las bases de este proyecto son las comunidades activas. La validación es cada vez mayor de parte de la comunidad hacia estas acciones. Lo que se refleja en que el año 2024 casi el 100% de las intervenciones sean solicitud de las comunidades (escuelas, juntas de vecinos, cesfam, etc.). En las intervenciones que se realizan con el programa de núcleos nativos, se llevan a cabo Jornadas de reconocimiento de flora nativa, diseño participativo y plantación comunitaria, siempre impulsando y apuntando a que este sea el primer hito de activación de la comunidad en un proceso autónomo de restauración socioambiental territorial. Durante este año solamente se ha trabajado con más de 20 agrupaciones de diferentes índoles.

En el ámbito Académico se ha realizado un trabajo constante con alumnas y alumnos en prácticas, (muchos de estos conforman la base de los voluntariados), se trabaja de la mano con tesis desarrollando investigaciones en torno a las acciones del programa como monitoreo de visitas florales, manual de viverización de las especies de flora nativa que se reproducen en el vivero municipal, monitoreo de desarrollo de plantas en método propuesto, etc.

Se ha trabajado también en talleres, charlas y capacitaciones bidireccionales dirigidas a alumnado de diversas casas de estudio, de parte de equipo Núcleos nativo como a equipo vivero municipal de parte de Universidad Austral.

Entre 2023 y 2024 más de 400 personas de Valdivia y sus alrededores, vinculadas a las diversas actividades que el programa desarrolla a diario.



IV. Reflexión final

Metas 2024

Aumentar la producción de flora nativa y reducir la producción de plantas de temporada que se plantan en la ciudad de 30.000 unidades nativas actuales a 60.000 unidades.

Restauración vegetal 3 km de borde de humedal urbano protegido.

Instaurar 30 núcleos nativos de 30 m² en la ciudad.

Bajar el uso de agua en riego de áreas verdes.

Sumar 20 comunidades al cuidado de su entorno natural.

Proyección

Todo el impacto social-ambiental ha llevado a proyectar la necesidad de aumentar las capacidades de reproducir especies nativas en búsqueda de una mayor cobertura en el territorio, lo que lleva a buscar nuevas alianzas con servicios que históricamente han trabajado en la reproducción de especies vegetales y el trabajo con viveros locales y comunidad, desarrollando un convenio con la Corporación Nacional Forestal de la región de los ríos, que involucra el levantamiento y la gestión de una red de vivero comunitarios que a través de empleos femeninos de emergencia permitan aumentar y diversificar la producción de especies nativas en invernaderos de colegios municipales que han estado años en abandono. Permitiendo en el año 2024 activar a 6 comunidades con sus colegios y vivero a través del empleo de 12 mujeres calificadas como viveristas, que permitirán que las mismas comunidades educativas salgan a sus entornos naturales a restaurar sus ecosistemas.

Agradecemos a cada corazón que ha puesto sus manos en este proyecto, sobre todo al equipo motor nativo del vivero de la Ilustre municipalidad de Valdivia, 12 personas que de forma silenciosa trabajan día a día por una ciudad mas linda y sustentable



“Paleovegetación durante la Glaciación Llanquihue en la región de La Araucanía, Chile”

Figueroa, C.¹; Abarzúa, A.²; Hernández, M.²; Martel, A.^{2,3} y Ampuero, F.⁵

¹ Escuela de Ciencias forestales y recursos naturales, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. Chile.

² Laboratorio de Palinología y Reconstrucciones Ambientales. Instituto de Ciencias de la Tierra, Universidad Austral de Chile, Chile.

³ Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA), La Serena, Chile.

⁵ Doctorado en Ciencias del Sistema Tierra. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Chile.

I. Introducción

La Glaciación Llanquihue, la última gran glaciación en el sur de Chile, tuvo lugar entre aproximadamente 100.000 y 14.000 años antes del presente (ka AP) (Clapperton, 1993). Durante el Último Máximo Glacial (UMG), que se extendió entre 42.000 y 13.000 ka AP, los glaciares alcanzaron su mayor extensión entre 33.000 y 28.000 ka AP (Davis *et al.*, 2020). En este período, el clima frío y seco favoreció la expansión de tundras y estepas. Luego, durante el final de la glaciación, especialmente entre 18.000 y 15.000 ka AP, el aumento de las temperaturas permitió que el hielo se retirara rápidamente. Este calentamiento facilitó la recolonización de las áreas anteriormente cubiertas por hielo, dando paso a bosques templados dominados por especies del género *Nothofagus*. No obstante, los registros palinológicos y geocronológicos disponibles para la región de estudio no cubren todo este período, excepto algunos estudios en latitudes entre 36° y 42°S. Dado que aún hay incertidumbre sobre las condiciones climáticas y vegetacionales antes del UMG, surge la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo variaron las comunidades vegetales en los periodos previos al Último Máximo Glacial en la región de La Araucanía?

Objetivo general

Reconstruir las comunidades vegetales durante los periodos previos a la última deglaciación en la región de La Araucanía mediante el análisis de un registro sedimentario lacustre.

Área de estudio

El Lago Espejo, ubicado en la comuna de Cunco, en la región de La Araucanía (39°00'S, 72°18'W), se encuentra en la frontera entre la depresión intermedia y la Cordillera de los Andes, a 45 km al sureste de Temuco. Es un lago de origen volcánico, formado por una erupción freática magmática que generó un cráter tipo Maar. El lago tiene un diámetro de ~550 m y una profundidad de ~34 m (Moreno y López Escobar, 1994).

La cuenca hidrográfica del Lago Espejo es parte del río Allipén, el cual sigue un régimen hidrológico pluvio-nival. La región está influenciada por un clima templado con influencia mediterránea, caracterizado por precipitaciones anuales que alcanzan su máximo en invierno (Miller, 1976). Esta condición climática es responsable del desarrollo de bosques templados mixtos dominados por *Nothofagus obliqua*, con especies laurifolias presentes en las zonas costeras y tierras bajas (Luebert y Plissock, 2006).

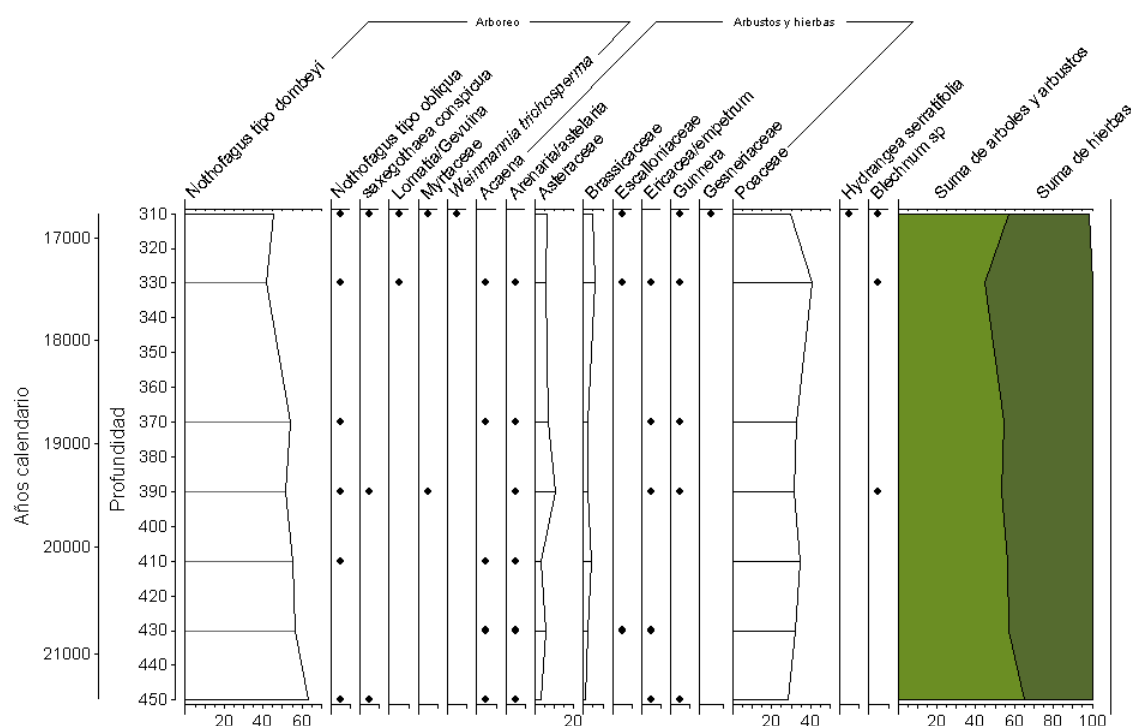
II. Metodología

Se extrajeron cuatro testigos de sedimento de aproximadamente 10 m de longitud total del Lago Espejo, utilizando un sistema de barrenaje de pistón. Estos testigos fueron llevados al laboratorio de Palinología y Reconstrucción Ambiental de la Universidad Austral de Chile para su análisis. Las muestras se prepararon siguiendo procedimientos estándar (Faegri e Iversen, 1989), incluyendo defloculación, eliminación de ácidos húmicos, carbonatos y silicatos, y acetólisis. Se añadieron tabletas de *Lycopodium* para medir la concentración y tasas de acumulación de granos de polen.

La identificación de los granos de polen se realizó utilizando literatura especializada y una colección de referencia. Se contabilizó un mínimo de 300 granos de polen terrestre por muestra. Los datos fueron analizados y graficados con el programa TILIA 2.0.41 (Grimm, 2015), y se definieron zonas polínicas mediante análisis de clúster CONISS.

III. Resultados

El modelo de edad obtenido abarca aproximadamente 37 mil años AP. *Nothofagus tipo dombeyi* mostró una abundancia relativa superior al 50%, siendo la especie arbórea dominante en el registro de polen. Poaceae, junto con *Nothofagus dombeyi*, también fue uno de los taxones más dominantes, con una abundancia relativa de aproximadamente 40%, especialmente en los períodos más antiguos, alrededor de 21 mil años AP.

Figura 1. Diagrama polínico del sitio de estudio, lago Espejo.

IV. Conclusiones

El estudio revela que *Nothofagus tipo dombeyi* fue la especie dominante en todo el registro, mientras que Poaceae tuvo una presencia significativa, especialmente en los niveles más antiguos, lo que indica un paisaje abierto. Con el tiempo, la disminución de hierbas y el aumento de especies arbóreas reflejan una transición hacia un entorno más boscoso, asociada con un clima más húmedo y templado. Además, se observaron fluctuaciones en otros taxones, indicando una creciente diversidad en las comunidades vegetales.

V. Referencias

- Bethan J.D., C.M. Darvill, H. Lovell, J.M. Bendle, J.A. Dowdeswell, D. Fabel, J.L. García, A. Geiger, N.F. Glasser, D.M. Gheorghiu, S. Harrison, A.S. Hein, M.R. Kaplan, J.R.V. Martin, M. Mendelova, A. Palmer, M. Pelto, Á. Rodés, E.A. Sagredo, R.K. Smedley, J.L. Smellie, V.R. Thorndycraft., 2020. The evolution of the Patagonian Ice Sheet from 35 ka to the present day (PATICE). *Earth-Science Reviews*, Volume 204
- Clapperton, C. 1993. Quaternary geology and geomorphology of South America. *Elsevier*, Amsterdam.
- Faegri, K., Iversen, J. 1989. Textbook of Pollen Analysis, forth ed. Blackwell Scientific Publication.
- Grimm, E. 1987. Comises: A fortran 77 program for stratigraphically constrained cluster analysis by the method of incrementa sum of squares. *Computers Geosci* 1:13-35.
- Luebert, F. and Plischoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.
- Miller, A. 1976. The climate of Chile. In: Schwerdtfeger, W. (Ed.), *Climates of Central and South America*. Elsevier Scientific Publishing Company, 113–145.

“Caracterización de mieles nativas de apiarios vecinos a predios forestales de las regiones del Maule a la Araucanía”

Figueroa, R.¹; Cordovez, G.¹; Núñez, G.¹; Giordano, A.²; Gómez, M.¹ y Montenegro, G.¹

¹Departamento de Ciencias Vegetales, Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile.

²Facultad de Química y Farmacia, Pontificia Universidad Católica de Chile.

I. Introducción

La miel tiene un alto valor nutricional y una importante actividad biológica, controlando el crecimiento de bacterias, virus y hongos patógenos humanos y de los alimentos (Montenegro & Mejías, 2013). Su composición química está determinada por el néctar de las flores que las abejas visitan, produciendo mieles con cualidades biológicas y organolépticas únicas y diferenciadoras, lo que genera valor agregado y permite aspirar a mejores precios en el mercado internacional. Dicho escenario es relativamente reciente para las mieles chilenas (Montenegro, 2023), siendo hoy reconocidas mundialmente por su bioactividad, la cual heredan de las plantas que las originan (Velázquez *et al.*, 2020; Montenegro *et al.*, 2021). Los últimos catastros de datos de la temporada apícola 2022-2023 indican que las regiones del Maule y la Araucanía concentran el mayor número de apicultores, los que en su gran mayoría son parte de la agricultura familiar campesina y considerados como pequeños productores (Iturra, 2023). Muchos de ellos, son propietarios de apiarios localizados en la vecindad de plantaciones forestales, en las cuales hay presencia de flora nativa remanente y de especies alóctonas, consideradas malezas, con un rol importante en la producción de miel nacional (Grimau *et al.*, 2014). Desde hace algunos años, la preocupación por la contaminación de la miel con los herbicidas comúnmente usados, como glifosato, se ha vuelto una pregunta relevante por la posible acumulación de estos productos en las ceras o la contaminación directa de la miel, lo cual podría restringir el acceso de mieles nativas a los mercados nacionales e internacionales (Vargas-Valero *et al.*, 2020).

Objetivo

Analizar el origen botánico, bioactividad y presencia de glifosato, en mieles producidas en colmenas vecinas a sectores forestales entre las regiones del Maule y la Araucanía.

Pregunta de investigación

¿Las mieles generadas en colmenas vecinas a plantaciones forestales contienen especies nativas y se encuentran libres de contaminación por glifosato, a pesar de su uso frecuente como herbicida en los predios forestales cercanos?

II. Metodología

Muestras (60) de miel producidas en el 2022 y 2023, fueron colectadas desde apiarios vecinos a predios forestales ubicados desde la región del Maule (Pencahue) a la de la Araucanía (Nueva Imperial). Para establecer su origen floral, las mieles fueron analizadas y clasificadas de acuerdo a la Norma Chilena (NCh N° 2981) sobre “La miel de abejas y su denominación de origen botánico mediante ensayo melisopalínológico”. Las propiedades antimicrobianas de todas las muestras colectadas fueron probadas en colonias de bacterias asociadas a la salud humana (*Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* y *Salmonella entérica* sv. *Typhi*), mediante la prueba de difusión en agar soya (WDA), utilizando como control los antibióticos penicilina G y estreptomycin, con el fin de analizar su potencial efecto antibiótico. Para el análisis de la presencia de glifosato en las muestras de miel se utilizó la metodología QuPPE (Quick Polar Pesticide Method), la cual se basa en una extracción de contaminantes por desplazamiento salino y posterior determinación por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas tándem (LC-MS/MS). Se implementaron curvas de calibración utilizando el estándar comercial, los límites de detección y cuantificación fueron calculados en 0,02 mg/kg miel y 0,05 mg/kg miel, respectivamente.

III. Resultados

De las 60 muestras de miel analizadas, siete de ellas resultaron ser monoflorales nativas (*Eucryphia glutinosa*, *Quillaja saponaria*, *Myrceugenia exsucca*, *Gevuina avellana*), otras 20 se clasificaron como poliflorales nativas (*Quillaja saponaria*, *Myrceugenia exsucca*, *Gevuina avellana*, *Lithraea caustica*, *Luma apiculata*, *Caldcluvia paniculata*, *Retanilla trinervia*) y 33 como poliflorales no nativas, obteniendo néctar principalmente de *Daucus carota*, *Lotus pedunculatus*, *Melilotus indicus*, *Rubus ulmifolius*, *Echium vulgare* y *Brassica rapa*, todas consideradas malezas en situaciones forestales.

En relación con la actividad antimicrobiana, 59 de las 60 muestras de miel (monoflorales y poliflorales, nativas y no nativas) presentaron un control sobre el crecimiento de *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus* y *Salmonella enterica* sv. *typhi*, con halos de inhibición iguales o mayores a los de los antibióticos, considerándose como “activas” desde el punto de vista de las propiedades antibióticas. En ninguna de las muestras de miel analizadas se detectó la presencia de glifosato, ni de otros herbicidas utilizados en el manejo de malezas forestales.

IV. Conclusiones

La cercanía con predios forestales permite la producción de mieles tanto monoflorales como poliflorales de origen nativo, las cuales presentan propiedades bioactivas que son reconocidas y valoradas en el mercado nacional como internacional. Los resultados obtenidos también indicaron la inocuidad de las muestras de miel en relación con la presencia de glifosato.

V. Referencias

- Grimau, L., Gómez, M., Figueroa, R., Pizarro, R., Núñez, G., & Montenegro, G.. (2014). The importance of weeds as melliferous flora in central Chile. *Ciencia e investigación agraria*, 41(3): 387-394.
- Iturra, C. (2023). Temporada Apícola 2022-23. Departamento de Política Sectorial. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias –Odepa. Ministerio de Agricultura de Chile.
- Montenegro, G., & Mejías, E. (2013). Biological applications of honeys produced by *Apis mellifera*. *Biological Research*, 46(4): 341–345.
- Montenegro, G., Velásquez, P., Viteri, R., Giordano, A. (2021). Changes in the antibacterial capacity of Ulmo honey samples in relation to the contribution of *Eucryphia cordifolia* pollen. *Journal of Food and Nutrition Research JFNR-2021-023.R1* / 22.6.2021.
- Montenegro, G. 2023. Miele chilenas para el mundo - Atributos, propiedades e innovación. Santiago, FAO. <https://doi.org/10.4060/cc7995es>
- Vargas-Valero, A., Reyes-Carrillo, J., Moreno-Reséndez, A., Véliz-Deras, F., Gaspar-Ramírez, O., & Rodríguez-Martínez, R. (2020). Residuos de plaguicidas en miel y cera de colonias de abejas de La Comarca Lagunera. *Abanico veterinario*, 10, e7. Epub 30 de junio de 2020. <https://doi.org/10.21929/abavet2020.7>.
- Velásquez, P., Montenegro, G., Leyton, F., Ascar, L., Ramirez, O., & Giordano, A. (2020). Bioactive compounds and antibacterial properties of monofloral Ulmo honey. *CYTA - Journal of Food*, 18(1), 11–19. <https://doi.org/10.1080/19476337.2019.1701559>

"Evidencias del impacto del incendio forestal de 2017 en el Bosque nativo costero de Chile central: el caso del bosque maulino con *Nothofagus alessandrii*"

Garrido, P.^{1,2}; Pinares, J.³; San Martín, J.¹ y Gómez, P.¹

¹Darwin Maule.

²Universidad de Talca

³Fundación Arca Sur

I. Introducción

La vegetación natural y plantaciones forestales del área costera de Chile central fueron afectadas por el mega incendio del verano de 2017, con 518.174 ha. Un tipo de vegetación nativa disminuida por el fuego es el bosque maulino costero. Este bosque se encuentra en un estado vulnerable y de amenaza de extinción por su inserción en plantaciones de monocultivo. La preocupación por el impacto del fuego requiere de la observación y monitoreo del proceso de recuperación o declinación de la vegetación.

Objetivo

Con el objeto de describir la respuesta de la vegetación nativa afectada por el fuego se indica la cobertura, composición y regeneración de especies leñosas a 5 años post-incendio, así como su capacidad de respuesta recuperativa como estrategia de sobrevivencia y prevalencia temporal.

II. Metodología

La investigación se llevó a cabo en la comuna de Empedrado, región del Maule, donde se localiza la mayor representatividad de bosque maulino con *Nothofagus glauca* y *N. alessandrii*. Sin embargo, cerca del 80% de la superficie comunal presenta un paisaje modificado por cambio de uso del suelo. Precisamente en el sector del predio La Montaña originalmente se ubicaba la mayor superficie de *N. alessandrii*, cuya especie ha sido declarada monumento natural con status de En peligro de extinción. Junto con "ruil", conviven bosques de *N. glauca* y plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*.

Posterior a cinco años (2022) del incendio de 2017, se realizaron vuelos de drone para determinar niveles de cobertura vegetal mediante fotografías de alta resolución sobre el área afectada, que corresponde a una ladera montañosa de orientación S, SE y SO. Las imágenes se compararon con la cartografía vegetacional anterior al incendio, permitiendo definir los tipos de vegetación y la variación de la superficie. Complementariamente, se efectuó un muestreo sistemático de 54 parcelas de 500 m² cada una distribuidas en dirección de la pendiente de la ladera y se determinó la diversidad florística de especies leñosas, el tipo de especie y forma de regeneración, contabilización del número de vástagos incendiados y rebrotes de tocón.

La vegetación del área de La Montaña previo al incendio era 59,4 ha de plantaciones y 195,6 de bosque nativo, derivándose que la superficie quemada corresponde al 100 % del área boscosa.

III. Resultados

La vegetación del sector La Montaña se clasificó en bosque nativo denso (71,4 ha); bosque nativo semidenso (95,3 ha), bosque nativo ralo (26,7 ha) y plantaciones forestales (pino y eucalipto).

En la diversidad florística se encontraron 24 especies leñosas con inclusión de las especies exóticas arbóreas siendo más frecuente y abundante *Pinus radiata* y entre las nativas *Maytenus boaria*, *Aristotelia chilensis*, *Nothofagus glauca* y *Escallonia pulverulenta*.

La estrategia de recuperación de las especies nativas del bosque maulino se da por la capacidad de rebrote vegetativo, donde *Aristotelia chilensis* agrega además la regeneración por semillas. Sin embargo, la especie que monopoliza la capacidad de recuperación por semillas es *Pinus radiata* con 44.048 plantas por ha con presencia en el 93% de las parcelas de muestreo. Para una superficie de 2,2 ha *Nothofagus alessandrii* se presenta con 409 cepas y 3.398 varas de rebrote con un promedio de 8,3 rebrotes por cepa con alturas mínimas de 0,52 y máximas de 7,6 m.

Las plantaciones forestales influyen en la recuperación de las especies leñosas nativas, así como en la cobertura. La densidad de *Pinus radiata* es una barrera determinante en la recuperación de las especies nativas del bosque maulino. La especie exótica con mayor capacidad regenerativa por semillas es *Pinus radiata*, cuya fuente de semillas son poblaciones en plantaciones reproductivas y vecinas al bosque nativo. *Eucalyptus globulus* es la especie exótica que tolera el efecto del fuego, quedando ejemplares adultos reproductivos por semillas y lignotúber. Entre las especies herbáceas nativas con recuperación y cobertura a partir de macolla se observa a *Nasella chilensis*. En la regeneración por semillas de especies leñosas se encontró a *Aristotelia chilensis*, maqui, que además se recupera de rebrotes. En el resto de las especies leñosas nativas la recuperación es por yemas de tocón especialmente en *Nothofagus alessandrii*, *N. glauca*, *N. obliqua*, *Escallonia pulverulenta*, *Podanthus*

ovatifolius, *Cryptocarya alba* y *Azara integrifolia*.

IV. Conclusiones

De acuerdo a los resultados, la prevalencia y capacidad de recuperación de las plantaciones forestales representan una amenaza para la restauración pasiva del bosque nativo. El bosque nativo necesita un apoyo planificado y sostenido de habilitación del entorno con el objeto de facilitar la recuperación del espacio, así como la diversidad de especies y el hábitat original.

“Germinación de plantas nativas andinas de bajo consumo hídrico de la Zona Central de Chile”

González, J.; Astudillo, K.; Lillo, E.; Merino, J.; Gallardo, V. y Oberpaur, C.

Universidad Santo Tomás. Escuela de Agronomía. Santiago, Chile.

I. Introducción

La flora urbana en Chile está principalmente constituida por especies exóticas de alto consumo hídrico (Santilli *et al.*, 2018; Figueroa *et al.*, 2018). En el marco del cambio climático se hace necesario reemplazar esas especies por flora nativa de bajo requerimiento hídrico, como por ejemplo las que se encuentran en ecosistemas andinos. Sin embargo, la abundancia de viveros con flora nativa es baja al igual que la diversidad de especies y disponibilidad de plantas por especie. Además, generalmente, los viveros de flora nativa propagan sus plantas por métodos asexuales reduciendo la diversidad genética, debido a que estas especies tienen semillas con mecanismos de dormancia y baja tasa de germinación o presentan exigencias específicas en las condiciones de vivero.

Objetivo:

Determinar los requerimientos germinativos bajo condiciones de laboratorio de 9 especies andinas recolectadas en 3 localidades distintas y su sobrevivencia durante la viverización.

II. Metodología

Para esto se recolectaron 600 semillas aproximadamente desde más de 50 plantas de las especies *Rhodophiala pratensis*, *Calceolaria dentata*, *Malesherbia linearifolia*, *Viviania marifolia*, *Armeria marítima*, *Haplopappus velutinus*, *Adesmia emarginata*, *Schinus montanus* y *Guindilia trinervis*, entre los meses de enero y febrero del 2023. Las 600 semillas de cada especie se esterilizaron con una solución de cloro al 10% y tween-20 al 1% por 10 minutos y luego fueron lavadas con agua estéril 5 veces hasta no percibir el olor a cloro. Se sembraron 10 semillas por placa Petri en una cama de arena estéril de 3 mm y se dejaron en cámara de germinación a diferentes temperaturas (15°C, 18°C, 20°C, 22°C o 25°C) considerando 3 temperaturas por especie. En el caso de *Calceolaria dentata*, debido al tamaño de las semillas se colocó sobre la cama de arena un papel filtro estéril y sobre éste las semillas con la ayuda de una lupa. Se evaluó el porcentaje de germinación dos veces por semana. Se realizaron los tratamientos pregerminativos de estratificación a 4°C por 4 y 6 semanas y/o de escarificación con ácido sulfúrico por 10 y 15 minutos. Cuando se observó aparición de radícula y plúmula las plantas se trasplantaron a vasos con arena como sustrato y se dejaron dos semanas en una cámara de crecimiento a 25 °C con una intensidad luminosa de 150 $\mu\text{Mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ PAR y un fotoperiodo de 12 horas. Pasado ese periodo se llevaron a sombreadero y se pasaron a bolsas de 500 cc en una mezcla de sustrato en una proporción 1:1:1 de arena gruesa, arena fina y humus. Los resultados de porcentaje de germinación se transformaron a °Bliss y se analizaron mediante ANDEVA considerando 8 repeticiones por tratamiento, las diferencias significativas fueron determinadas con el test de comparación de Tukey considerando un $\alpha < 0,05$.

III. Resultados

De las especies analizadas *Rhodophiala pratensis* y *Guindilia trinervis* alcanzaron porcentajes de germinación cercanos al 100% a una temperatura germinativa de 20°C, sin requerir tratamientos de estratificación, mientras que *Calceolaria dentata* alcanza el mismo porcentaje con temperaturas de germinación de 15 °C, independiente de la aplicación de un tratamiento de estratificación. *Malesherbia linearifolia* aumenta la tasa de germinación al 30% luego de que las semillas son estratificadas a 4°C por 4 y 6 semanas, mientras que las semillas de *Schinus montanus* mostraron una reducción desde 81,3% a 77,5 y 66,3% respectivamente cuando se les aplica el mismo tratamiento. El cuadro 1 muestra un resumen de los principales resultados de germinación obtenidos con las 9 especies en estudio.

Cuadro1: Requerimientos germinativos de 9 especies nativas de bajo requerimiento hídrico evaluados bajo condiciones controladas.

Especie	T° germinación	% germinación	Tiempo (días)	Tratamiento pregerminativo
<i>Rhodophiala pratensis</i>	20°C/22°C	92,5%	161	No
<i>Calceolaria dentata</i>	15°C	98%	35	No
<i>Malesherbia linearifolia</i>	22°C	29%	61	6 semanas 4°C
<i>Viviania marifolia</i>	15°C	26%	23	No
<i>Armeria marítima</i>	15°C	92%	47	No
<i>Haplopappus velutinus</i>	15°C	74%	11	No
<i>Adesmia emarginata</i>	22°C	66%	131	No
<i>Schinus montanus</i>	20°C	81,3%	175	No
<i>Guindilia trinervis</i>	15°C/20°C	100%	10/20	3 semanas 4°C

La sobrevivencia en viveros fue bastante variable según especies observándose un rango de variación desde 82,3 a 0,5%. *Rhodophiala pratensis* es una especie poco exigente en las condiciones que requiere, observándose una sobrevivencia del 82,3% de las plantas trasplantadas a bolsas, mientras que *Malesherbia linearifolia* y *Viviania marifolia* presentaron una gran mortalidad en la etapa inicial de viverización cuando se trasplantaron a vasos. *Haplopappus velutinus* y *Armeria maritima* deben ser trasplantadas luego de germinadas cuando se observan brotes de más de 5 mm de largo de coloración verde para evitar muerte de plántulas. El porcentaje de sobrevivencia de estas especies en vivero fue de 44,3% y 38,7% respectivamente mostrando una alta tolerancia a altas temperaturas y radiación. En cambio, *Guindilia trinervis* y *Schinus montanus* presentaron una alta mortalidad en las condiciones de sombreadero, probablemente porque el cambio desde la cámara de crecimiento con una intensidad lumínica de $150 \mu\text{Mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ PAR a la radiación incidente del sombreadero fue muy fuerte.

IV. Conclusión

La mayoría de las especies estudiadas no presentan mecanismos de dormancia y requieren temperaturas óptimas de germinación cercanas a 15°C, probablemente porque provienen de hábitat de montaña. La sobrevivencia en vivero va a depender de la especie, sin embargo es importante realizar cambios graduales de las condiciones lumínicas para obtener mayor sobrevivencia

“¿Cómo afecta el contenido de humedad de las semillas en el crecimiento de *Araucaria araucana* en vivero? Pensando en un contexto de cambio climático”

González, B.; Magni, C.;* Martínez, E.; Abarca, B.; González, P.; Toro, N.; Leiva, A.; Zúñiga, I.; Casali, S.; Palma, M.; Grez I. y Espinoza, S.

CESAF, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Universidad Católica del Maule.

I. Introducción

El cambio climático ha generado modificaciones en las condiciones ambientales de las distintas regiones del planeta, como incremento de las temperaturas (0,2°C por década), variación en las precipitaciones y eventos climáticos extremos más recurrentes (Arroyo *et al.*, (2019), Santibáñez, 2016; Vincenti *et al.*, 2012).

La “Mega sequía de Chile central”, ha afectado la productividad de la vegetación, comunidades y también la economía (Garreaud *et al.*, 2017), lo cual, ha dificultado la conservación de especies forestales emblemáticas del territorio nacional (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2019). Por otro lado, el aumento de la intensidad de los incendios ha provocado importantes pérdidas de biodiversidad en ecosistemas dedicados a la preservación y conservación (Arroyo *et al.*, 2019).

Los bosques de araucaria (*Araucaria araucana* (Molina) K. Koch); conífera endémica de Chile y Argentina, se ven afectados en su regeneración debido al aumento de la intensidad de incendios y la baja producción de semillas (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2019). Producto del cambio climático se ven síntomas severos de enfermedad en los ápices en la mayor parte de su distribución natural, los cuales, pueden estar relacionados a factores abióticos y el estrés que predispondría a las coníferas a daños por plagas y patógenos (Balocchi *et al.*, 2020; Vélez *et al.*, 2018). En particular, las semillas recalcitrantes, como es el caso de araucaria, donde el contenido de humedad (CH) de las semillas es de vital importancia para mantener su viabilidad, pues no pueden germinar con rangos inferiores de CH del 25%, es decir, la deshidratación puede actuar como cuello de botella para su propagación (Tompsett, 1984). Según Zúñiga (2022), el efecto del CH en semillas de araucaria, sobre la capacidad germinativa y el crecimiento tiene un impacto sustancial cuando el CH se acerca al 30%, pues la viabilidad de las semillas disminuye a un 17% y el crecimiento se ve marcado por un mayor desarrollo de la parte radicular frente a su contraparte aérea.

El objetivo del proyecto fue realizar una evaluación del efecto del contenido de humedad (CH) de semillas sobre el crecimiento inicial en vivero de *A. araucana*, considerando seis orígenes geográficos y dos comerciales con los que correlacionar el crecimiento de los individuos, el contenido de humedad de semillas y las variables morfológicas.

Pregunta de investigación y/o hipótesis

¿Cómo afecta el contenido de humedad (CH) de las semillas de *Araucaria araucana* en el crecimiento inicial de los individuos provenientes de distintos orígenes geográficos y comerciales, y cuál es la relación entre estas variables y las condiciones ambientales influenciadas por el cambio climático?

II. Metodología

Para responder a la pregunta de investigación, el estudio se enfocó en evaluar el crecimiento de 1.572 individuos provenientes de ensayos de germinación, con diferentes CH% inicial de las semillas para seis orígenes geográficos y dos comerciales. Los CH% inicial de la semilla fueron mayores a 35, entre 30-35 y menores a 30%. La caracterización y análisis en laboratorio de las semillas, se desarrolló considerando los protocolos del Centro Productor de Semillas y Árboles Forestales (CESAF), realizando mediciones de las distintas variables como el peso, ancho, largo y alto de cada semilla antes de la germinación. Para los individuos germinados el ensayo se ubicó en Santiago en condiciones de vivero con ambiente homogéneo en el sustrato, fertilizante, contenedores, riego y temperatura.

Luego de 12 meses los individuos fueron evaluados considerando diámetro a la altura del cuello, longitud de tallo, raíz, ramas todas en cm, área foliar cm², volumen radicular cm³ y finalmente, peso verde y seco de las hojas, tallos y raíces en gramos.

III. Resultados

Los resultados se presentan mediante estadística descriptiva e identificación de correlaciones entre las variables de crecimiento y el contenido de humedad de las semillas. Finalmente, se realizó un análisis de varianza, considerando el contenido de humedad de las semillas.

Se observó una mayor supervivencia de individuos a mayor CH en semilla, al igual que un mayor crecimiento aéreo, en diámetro de cuello y en biomasa total. A menor CH, hubo una traslocación de recursos hacia las

I. Los jardines tradicionales del sur de Chile, particularmente en el barrio de Isla Teja en Valdivia, están fuertemente representados por especies introducidas de arbustos con flores grandes, coloridas y ornamentales como las hortensias (*Hydrangea* spp.), rododendros y azaleas (*Rhododendron* spp.) y camelias (*Camellia japonica*), entre otros.

raíces. La siembra tardía sufrió un crecimiento acelerado en todas sus variables medidas, la cual también produjo ramas más rápido y una mayor cantidad de raíces secundarias. Se obtuvieron correlaciones entre tamaño de semilla / biomasa total. Además, se observó una gran cantidad de individuos albinos provenientes de Los Andes y casos de poliembrionía.

Que exista una correlación entre el CH de semilla y el crecimiento inicial, durante la regeneración de la especie en hábitats naturales podría ser un factor más que explique la disminución en el reclutamiento de la especie. Otras variables como la influencia de condiciones más cálidas durante su desarrollo que aceleraron notablemente el crecimiento y la producción de raicillas, y su dinámica de germinación tras mantos de nieve. La aparición de un alto índice de albinismo, posiblemente se deba a factores de baja diversidad y estreses ambientales que afectan la síntesis de clorofila. Las diferencias en la pérdida de humedad dentro de la semilla según su origen, plantea una interrogante pues es una variable importante para su conservación y almacenamientos de semillas de *A. araucana*, en el corto plazo.

IV. Referencias

- Arroyo, M., Pauchard, D., Alarcon, J., "et al." 2019. Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas en Chile. EN: Marquet *et al.* (editores). Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de Biodiversidad. Santiago: comité científico COP25; Ministerio de ciencia, tecnología, conocimiento e innovación.
- Balocchi, Fa. Wingfield, Mj. Ahumada, R. Barnes, I. 2020. *Pewenomyces kutranfy* gen. nov. et sp. nov. causal agent of an important canker disease on *araucaria araucana* in Chile. *Plant Pathol.* 2021; 70:1243–1259
- Fuentes-Ramírez, A., Arroyo-Vargas, P., Del Fierro, A., Pérez, F., 2019. Post-fire response of *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch: Assessment of vegetative resprouting, seed production and germination. *Gayana Bot* 76(1):119-122.
- Garreaud, R., Álvarez-Garretón, C., Barichvich, J., Boisier, J., Christie, D., Galleguillos, M., Lequesne, C., Mcphee, J., Zambrano, M. 2017. The 2010-2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*. 21(12): 6307-6327.
- Ipinza, G. Müller-Using, S. 2021. Migración asistida de *Araucaria araucana*. Santiago de Chile. FAO y Minagri. 110 p.
- Santibáñez, F. 2016. El cambio climático y los recursos hídricos de Chile. ODEPA Ministerio de Agricultura. 60p.
- Tompsett, B. 1984. Desiccation studies in relation to the storage of *Araucaria* seed. *Annals of applied biology*. 105(3). pp 581-586.
- Vélez, M L. Salgado, M. Marfetan, A. Tirante, S. Mattes, F. Ávila, M. *et al.* 2018. Caracterización Desección del Dosel y Sanidad de *Araucaria araucana* en Argentina. Technical report.
- Vincenti, S., Zuleta, D., Moscoso, V., Jacome, P., Palacios, E. Y Willacis, M. 2012. Análisis estadístico de datos meteorológicos mensuales y diarios para la determinación de variables y cambio climático en el Distrito Metropolitano de Quito. *Revista La Granja* 16(2): 23-47.
- Zúñiga, C. 2022. Efecto del Contenido de humedad de semillas de *Araucaria* (*Araucaria araucana* (Molina) K. Koch) Sobre la capacidad germinativa y crecimiento inicial. Memoria de título de Ingeniero Forestal. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza. 51p.

"Producción de frutos en tres variedades de maqui (*Aristotelia chilensis*) fecundados con diferentes polinizantes"

González, B.; Valderrama, V. y Vogel, H.

CENATIV, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca, Chile

I. Introducción

Maqui (*Aristotelia chilensis*) es considerada una especie dioica que requiere de polinización cruzada para la producción de frutos. Se desconoce la compatibilidad entre diferentes variedades femeninas y masculinas que permitan optimizar el rendimiento de bayas de maqui.

Objetivos

Determinar la producción de frutos en las variedades femeninas Luna Nueva, Morena y Perla Negra, en función de su polinización con alguna de las variedades masculinas Pudú o Huiña.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

¿La producción de frutos de maqui de las variedades femeninas Luna Nueva, Morena o Perla Negra varía al ser polinizadas con polen de las variedades Pudú o Huiña?

II. Metodología

En una parcela de 5.000 m² de maqui cultivado en la Estación Experimental Panguilemo con un sistema de riego por goteo, se seleccionaron tres plantas al azar de cada una de las variedades productoras (femeninas) 'Luna Nueva', 'Morena' y 'Perla Negra'. Antes del inicio de la floración, con los botones florales desarrollados, cerrados y separados, se cubrieron 15 ramilletes florales en cada planta con bolsas de tela anti helada, con el fin de impedir una polinización cruzada no deseada. Como control se dejaron otros cinco ramilletes sin cubrir. De acuerdo a cada tratamiento, en el momento de la antesis, cinco de los ramilletes cubiertos se polinizaron manualmente en dos oportunidades (9 y 16 de octubre de 2018), con polen de flores masculinas recién colectadas sin sus pétalos, de las variedades Pudú o de Huiña, cultivadas en el mismo lugar. Se registraron los siguientes datos climáticos: temperaturas máximas de 18 y 19°C, humedad relativa al momento de polinizar de 41 y 52%, velocidad de viento 9 y 4 km/h, precipitaciones 0 y 2,6 mm, para los días 9 y 16 de octubre respectivamente. Posterior a la polinización, las ramillas se marcaron y se volvieron a cubrir para impedir la contaminación con otro polen. Cinco de los 15 ramilletes cubiertos en cada planta no se polinizaron, ni se destaparon, con el fin de determinar si algunas flores presentaban algún grado de autofecundación. El día 20 de diciembre se registró en cada tratamiento el porcentaje de cuaja (N° frutos / N° flores), el peso promedio por baya, junto con el diámetro y número de semillas de los frutos. Los datos de cada variedad femenina se analizaron estadísticamente y por separado mediante el software Statgraphics Centurión XVI, con separación de medias mediante el test de Tukey o prueba de Kruskal-Wallis, con un nivel de significancia de $p \leq 0,05$.

III. Resultados

La variedad Luna Nueva presentó un 99% de cuaja en flores sin cubrir y sin polinización controlada (tratamiento testigo). La falta de frutos en ramilletes cubiertos, sin polinizar, indica un 0% de autofecundación en esta variedad, bajo las condiciones del ensayo. En ramilletes con cruzamiento controlado con polen de Huiña se observó un 59% de cuaja, similar al cruzamiento controlado con polen de Pudú, con 51%. El peso de los frutos en ramilletes sin cubrir era significativamente mayor (95 mg) que los obtenidos por fecundación con Huiña o Pudú, con 72 y 71 mg, respectivamente. Los frutos también eran más grandes que aquellos cruzados con Pudú, con 5,5 versus 4,4 mg de diámetro, a pesar de que el número de semillas no difirió entre tratamientos (3,3-3,7).

Las plantas de la variedad Morena tenían porcentajes de cuaja similares: 98% en ramilletes sin cubrir, 0% de autofecundación e indistintamente 62% en ramilletes polinizadas manualmente con polen de Huiña o Pudú. En esta variedad, los cruzamientos con Huiña produjeron frutos más grandes (141 mg y 6,3 mm) que aquellos de polinización abierta (88mg y 5,1 mm). El promedio para el número de semillas fluctuó entre 2,4 y 2,8 por fruto.

La variedad Perla Negra cuajó en un 100% de flores en ramilletes sin cubrir. Fue la única variedad en que se observó algún grado de autofecundación, produciendo frutos en un 8% de ramilletes sin polinización. La polinización con Pudú produjo un 67% de cuaja y con Huiña 58%. Los frutos de los diferentes tratamientos no difirieron significativamente en tamaño, ni número de semillas.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

En las condiciones del ensayo, las flores sin cubrir, permitiendo polinización abierta, mostraron altos porcentajes de cuaja, entre 98 y 100%, en las tres variedades, mientras que las flores polinizadas dos veces con polen de alguna de las variedades masculinas cuajaban sólo entre un 51 y 67%. Es posible que esta diferencia se deba a que, al momento de la polinización, no todas las flores de los ramilletes estaban en estado fértil. La autofecundación es muy escasa, como era de esperar para una especie dioica. Sólo en la variedad Perla Negra se produjo algún fruto sin polinización externa.

Entre los frutos obtenidos por polinización con Huiña o Pudú no se observaron diferencias significativas en tamaño de la baya o número de semillas.

V. Referencias

Valderrama Tirado, V. 2020. Evaluación de la compatibilidad de polinización de variedades femeninas y masculinas en maqui (*Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz) en la Región del Maule. Memoria de Grado. Escuela de Agronomía. Universidad de Talca.

"Estado sanitario de cactáceas nativas comercializadas y el efecto sobre su estado de conservación: el caso de los palos de agua"

González, M.

I. Introducción

Chile es país miembro de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres), que contribuye a la conservación de varias especies nativas. Entre ellas están el copao y quisco, ambas cactáceas comercializadas como artesanía, tanto en el país como a través de exportaciones. Sin embargo, no se han establecido los parámetros técnicos que garanticen su uso sostenible, de manera de no afectar su condición en su estado natural. Este estudio está generando información nueva (distribución, densidad poblacional, factores de riesgo, estado sanitario, impacto de métodos de extracción, factores de riesgo del entorno), no evaluada anteriormente, necesaria para la redacción de los Dictámenes-De-Extracción-No-Perjudicial (DENP), documento que regula todo el proceso de extracción necesario para el comercio internacional bajo el alero de CITES y que podría ser aplicado también para la extracción con otros fines, como medio de regulación para su uso.

Cabe mencionar que los palos de lluvia (rainstick) o palos de agua (waterstick) son elaborados a partir de palos huecos de cactus secos, principalmente de *Eulychnia acida* y *Echinopsis chiloensis*. Ambas especies han sido explotadas históricamente con fines comerciales, sin embargo, no se han realizado evaluaciones del efecto de su uso sobre su desarrollo y estado de conservación.

Objetivos

Este estudio es financiado por el Fondo de Investigación de Bosque Nativo (FIBN) en el marco de la Ley N°20.283 y su objetivo es Determinar el estado sanitario de *Eulychnia acida* y *Echinopsis chiloensis*, a través de la identificación de agentes causales de daño (bióticos y/o abióticos) y a partir de ello, proponer un plan de manejo integrado que permita su uso productivo y conservación, entre las regiones de Atacama y Maule.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

Determinar si el estado actual de ambas especies podría estar condicionado por las tasas históricas y actuales de extracción de especímenes con fines comerciales

II. Metodología

Actividades desarrolladas (en su mayoría ya finalizadas) durante este estudio:

Identificación de agentes de daño, bióticos/abióticos sobre las poblaciones naturales de *E. acida* y *E. chiloensis*: Prospección sanitaria en toda la distribución según antecedentes disponibles (considerando situación altitudinal y latitudinal, periodo estival e invernal, condiciones del entorno), en parcelas de monitoreo permanente (PMP), desde la región de Atacama hasta el Maule .

Cuantificar y caracterizar el daño sobre individuos de *E. acida* y *E. chiloensis*: Cálculo de la incidencia y magnitud del daño para cada uno de los agentes detectados, según región .

Plan de manejo integrado sanitario-silvícola para el control de agentes de daño: Instalación de unidades de manejo integrado con técnicas sanitarias y silvícolas para evaluar su efecto.

Valoración económica de la implementación de las prácticas sanitarias-silvícolas aplicables a individuos de *E.acida* y *E.chiloensis*: determinación de costos asociados a cada una de las intervenciones efectuadas, con el fin de apoyar la actualización de la tabla de valores explicitada en la Ley 20.283.

III. Resultados

La distribución de ambas especies es más restringida de lo que figura en bibliografía, especialmente en las regiones extremas (Atacama para el caso de *Eulychnia acida* y Maule para *Echinopsis chiloensis*). Por otra parte, también a medida que se avanza hacia el sur, la presencia de *E. chiloensis* se ve disminuida y con amenazas latentes sobre su territorio, como eliminación de ejemplares por cambio de uso de suelo, históricamente para agricultura y en últimas décadas para desarrollo inmobiliario e incendios, como principales agentes de daño antrópico. Se generaron mapas de distribución según región y agente de daño. También está en elaboración el Catálogo con fichas, para facilitar identificación de agentes de daño en terreno, de acuerdo a la sintomatología característica, de manera de poder también asociarlo a medidas preventivas y de control para favorecer la sobrevivencia de individuos afectados.

Se estimó la intensidad del daño sobre ambas especies, según su estado de desarrollo y la magnitud de daño registrado en cada caso, lo que permitió determinar el Ranking de agentes de daño (daño principal provocado por insectos, seguido por microorganismos (hongos, bacterias, virus, etc.) y radiación, este último se podría explicar como efecto del cambio climático), lo que está en análisis junto a otras variables climáticas. Respecto a la propuesta de manejo, se instalaron parcelas con tratamientos para control de principales agentes de daño detectados por especie y región (Coquimbo a O'Higgins), cuyo proceso de monitoreo está en su etapa final. Estos resultados serán un aporte en una temática donde no existen estudios previos, por lo

que los conocimientos generados en este estudio, se volverán un referente para estudios posteriores con la especie o con otras especies similares. Destaca también la generación de conocimiento sobre estas especies en el país y para su incorporación en políticas públicas que pueden incluso trascender las fronteras del país, como es el caso de la Convención CITES .

Financiado por el FIBN.

“Viabilidad en semillas de *Nothofagus alpina* en su límite geográfico más austral de Chile”

Grob, O. y Oyarzún, C.

Oficina de Medio Ambiente y Borde Costero. Ilustre Municipalidad de Purranque.

I. Introducción

Este estudio identificó y caracterizó un remanente reducido de *Nothofagus alpina* en su distribución más austral para Chile, en Purranque, Región de Los Lagos. Se evaluó la presencia y viabilidad de semillas, para contribuir al conocimiento y conservación de la especie. Se instalaron mallas recolectoras y se realizó un análisis de viabilidad de germinación, que mostró que el 21% de las semillas contenían embriones sanos. Estos resultados confirman que los árboles en esta zona producen semillas fértiles, lo que es crucial para la conservación y regeneración de *Nothofagus alpina* en su límite geográfico sur.

Objetivo general

Determinar la viabilidad de germinación de las semillas de Raulí (*Nothofagus alpina*) en un remanente de su distribución natural más austral del territorio.

Hipótesis

Los árboles de *Nothofagus alpina* encontrados en el sector de Coligual, comuna de Purranque en la región de Los Lagos, producen una cantidad significativa de semillas fértiles y viables para su propagación.

II. Metodología

La investigación se desarrolló en el sector de Coligual, comuna de Purranque, en la Región de Los Lagos, Chile, donde se encuentra la distribución geográfica más austral de *Nothofagus alpina*. El área de estudio fue delimitada por las coordenadas 40°56'14" de latitud sur y 73°56'14" de longitud oeste. El estudio se llevó a cabo entre enero y junio de 2023.

Se implementaron atrapa semillas en tres sectores específicos del área seleccionada, elegidos por la alta densidad de individuos de *Nothofagus alpina*. Estas estructuras, consistentes en mallas sombreadoras negras al 90% ancladas a polines de pino oregón impregnado, fueron diseñadas para recolectar semillas de manera controlada. Durante el período de estudio, se monitorearon quincenalmente, realizando mantenimientos necesarios como la remoción de hojas y palos que podrían obstaculizar la recolección. En marzo, se retiraron las mallas y el material recolectado fue trasladado a una sala preparada para ello, en una escuela local para su procesamiento.

En el laboratorio, el material se tamizó utilizando harneros artesanales con mallas metálicas y plásticas, clasificando las semillas en diferentes tamaños, desde 5 mm hasta 30 mm, logrando una pureza del 70%. Posteriormente, se realizó una limpieza manual para eliminar impurezas y semillas visiblemente dañadas, además de eliminar semillas de otras especies como *Nothofagus obliqua* (Roble) y *Nothofagus dombeyi* (Coihue). Las semillas purificadas fueron almacenadas en bandejas plásticas cubiertas con papel para promover la aireación y eliminar la humedad. Se mantuvo una ventilación adecuada en la sala durante 18 horas al día para asegurar condiciones óptimas de almacenamiento. Después de 15-18 días, las semillas fueron termoselladas en bolsas plásticas y conservadas en refrigeración a 4°C.

Durante mayo y junio, las semillas fueron sometidas a pruebas de viabilidad. Se seleccionaron 1000 semillas al azar para una prueba de flotación, sumergiéndolas en agua fría durante 24 horas. Las semillas flotantes se consideraron inviables, reduciendo un 79% de semillas vanas. Las semillas hundidas, consideradas viables, se sometieron a una prueba de corte para evaluar la presencia de embriones sanos, con un éxito del 93.3%.

III. Resultados

El estudio logró caracterizar e identificar una nueva zona remanente de la especie *Nothofagus alpina*, en su distribución geográfica más sur austral de Chile. El remanente se encuentra en un área aproximada de 2000 m² con la presencia de 18 ejemplares de edad aproximada de entre 50 y 100 años. Éstos están rodeados de otros árboles nativos como *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus obliqua*, interesante es mencionar que el predio contiene vegetación exótica, ya que el remanente se encuentra dentro de una plantación forestal de *Eucalyptus globulus*, que cubre alrededor en una amplitud de casi 8 hectáreas. La observación y limpieza manual de estas semillas demostró que eran de alta calidad, lo que indica que los árboles encontrados en estas zonas son productores de semillas. Esto se demostró gracias a los resultados obtenidos en la prueba de flotación y de corte que comprobaron la viabilidad de germinación de las semillas recolectadas. La primera prueba arrojó como resultado que el 21% (215 semillas) eran viables. En la segunda prueba, de este grupo de semillas viables, se encontró que el 93,3% de las semillas contenían embriones sanos (14 de 15 semillas). Estos resultados indican que la zona encontrada de *Nothofagus alpina* es importante, ya que los árboles en estas áreas son productores de semillas fértiles y viables. Esto puede tener implicaciones significativas para la conservación y la propagación de la especie en su distribución natural más sur austral del territorio.

IV. Conclusiones

Los árboles de *Nothofagus alpina* que crecen Coligual, comuna de Purranque, se han demostrado como productores de semillas de alta calidad y viabilidad de germinación, lo que sugiere que estas áreas pueden desempeñar un papel crucial en la propagación y regeneración de la especie.

El nuevo remanente identificado tiene una gran importancia para la conservación de *Nothofagus alpina* en el sur de Chile, por lo que se sugiere que estas áreas deberían ser objeto de medidas de conservación y manejo para preservar la diversidad y estabilidad de la especie, además de que los resultados de este estudio proporcionan una base para futuras investigaciones sobre la ecología y evolución de *Nothofagus alpina* en su límite geográfico sur. Se espera que este trabajo estimule más investigaciones que contribuyan al conocimiento y la protección de la biodiversidad en la región.

V. Referencias

- Araya, C. N. Z. (2018). Planificación de la conservación en base a la vulnerabilidad de los bosques nativos a amenazas naturales y antrópicas en el territorio andino del centro-sur de Chile (Doctoral dissertation, Universidad Austral de Chile).
- Donoso, C. (1987). Variación Natural en Especies de *Nothofagus* en Chile. *BOSQUE*, 8(2), 85–97. <https://doi.org/10.4206/bosque.1987.v8n2-03>
- Grosse, H., & Quiroz, I. (1999). Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de roble, raulí y coigüe en la región centro-sur de Chile. *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria, 129- 144.
- Hechenleitner, P., Gardner, M.F., Thomas, P.I., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P. y Martínez, C. (2005). Plantas amenazadas del centro- sur de Chile. Distribución, conservación y propagación. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. Primera edición. 188 pp.

"Implicaciones estructurales y químicas del establecimiento de un insecto gallícola en los tallos de *Peumus boldus*"

Guedes, L.¹; Aguilera, N.¹; Gavilán, E.¹; Pérez, C.² y Torres, S.²

¹Laboratorio de Semioquímica Aplicada. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Concepción.

²Laboratorio de Química de Productos Naturales. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción.

I. Introducción

La especie nativa chilena *Peumus boldus* Molina (Monimiaceae) es reconocida por su actividad biológica, especialmente en términos medicinales. Los componentes principales de esta especie son los alcaloides y fenoles, que se almacenan fundamentalmente en los órganos aéreos de la planta. Aunque las hojas se han considerado el órgano de mayor concentración de metabolitos secundarios, los tallos de *P. boldus* también concentran grandes cantidades de compuestos bioactivos. En su tallo, una especie de insecto del género *Dasineura* (Cecidomyiidae, Diptera) induce agallas. Los insectos gallícolas tienen la capacidad de manipular los tejidos de la planta hospedera para obtener alimento y refugio. Los cambios inducidos por los gallícolas involucran la morfología, anatomía, fisiología y química de la planta, lo que puede conllevar a cambios en las actividades biológicas reconocidas de una especie, como es el caso del *P. boldus*.

Objetivo

Determinar las alteraciones anatómicas y en la actividad antioxidante y sitios de acumulación de polifenoles inducidas por *Dasineura* sp. en los tallos de *P. boldus* durante las diferentes etapas de desarrollo de la agalla. Analizar la respuesta fisiológica de *P. boldus* frente a la presencia del gallícola en términos potencial hídrico y área foliar.

Hipótesis

Dasineura sp. induce alteraciones en la estructura anatómica del tallo de *P. boldus*, así como cambios en la composición química y la actividad antioxidante de los polifenoles, afectando la fisiología de la planta hospedera.

II. Metodología

Se realizaron muestreos de tallos de *P. boldus* tanto sin agallas como en diferentes etapas de desarrollo de estas. Los análisis anatómicos e histoquímicos se realizaron mediante técnicas microscópicas para examinar las alteraciones estructurales y químicas inducidas por el gallícola. A través de métodos de espectroscopía y cromatografía se analizó la composición de fenoles de los tallos y las agallas. Además, se evaluaron parámetros fisiológicos como el potencial hídrico y el área foliar para entender la respuesta de la planta hospedera a la presencia de las agallas.

III. Resultados

Los resultados indicaron que *Dasineura* sp. produce deslignificación y ruptura de las células del xilema durante su establecimiento, e inhibe la formación de floema y esclerenquima perivascular. En respuesta al estímulo de alimentación de las larvas, el cambium vascular produce la diferenciación de las células del parénquima vascular y del esclerenquima, y modificaciones en las dimensiones de los elementos vasculares. El diámetro de las agallas aumenta junto con la actividad de alimentación de las larvas, lo que produce una cámara larval más grande y numerosas capas de tejido nutritivo, parénquima vascular y esclerenquima. Las alteraciones anatómicas no afectan el área foliar de las hojas de las ramas con agallas, pero favorecen un mayor flujo de agua hacia estas. El gallícola también induce la redistribución de los sitios de acumulación de proteínas, lípidos y azúcares reductores hacia las células nutritivas de la agalla, garantizando su nutrición y el mantenimiento de la agalla. De igual forma, los sitios de acumulación de polifenoles totales, flavonoles y lignina son redirigidos hacia los sitios de mayor producción de especies reactivas de oxígeno (ERO). El contenido total de polifenoles no varió significativamente entre tallos sin agallas y con agallas. Sin embargo, el insecto gallícola indujo cambios en el perfil y concentración de polifenoles solubles y, en consecuencia, la capacidad antioxidante de los extractos de agallas disminuyó significativamente durante las etapas de maduración y senescencia. Además, durante la etapa de maduración, la deposición de lignina aumenta en los tejidos gallícolas más periféricos, lo que también contribuye a la disipación de ERO. Las diferencias en la actividad antioxidante de las diferentes etapas del desarrollo de la agalla podrían estar relacionadas con la identidad y concentración de compuestos fenólicos en cada extracto de agalla, más que con el contenido total de fenoles. Independientemente de los mecanismos involucrados, se produce la disipación de las ERO generadas por la acción fitófaga del gallícola, lo que mantiene el equilibrio redox en la agalla, garantizando el éxito del inductor.

IV. Conclusiones

Las alteraciones anatómicas, fisiológicas y químicas inducidas por el gallícola en los tallos de *P. boldus* garantizan el suministro de agua y nutrientes a la agalla y la larva, asegurando el éxito del inductor y el completamiento de su ciclo biológico. Después de que el inductor sale de los tallos, algunas ramas hospederas pierden las conexiones vasculares con el resto de la planta y mueren. Estos hallazgos resaltan la importancia de entender las interacciones planta-insecto y sus implicaciones para la salud y productividad de especies vegetales de importancia económica y medicinal como *P. boldus*.

“Plantas vasculares nativas en refugios urbanos espontáneos del entorno construido en ciudades lluviosas; Formas, material y contextos asociados a su llegada”

Hernández, C.^{1,2} y Castro, S.^{3,4}

¹Escuela de Diseño, Facultad de Arquitectura y Artes, Universidad Austral de Chile.

²Magister en Diseño de Entornos Sostenibles, Facultad de Arquitectura y Artes, Universidad Austral de Chile.

³Laboratorio de Biología Vegetal, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile.

⁴Magister de Ecología Aplicada, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile.

I. Introducción

Al caminar por las calles de ciudades lluviosas como Valdivia, es común encontrar a nuestro alrededor, sistemas vegetales en diversas superficies de la infraestructura urbana. Aquí se establecen gracias a formas y materiales diversos que, sin planificación previa, se han transformado espontáneamente en contenedores capaces de retener sustrato, ser el mismo sustrato o servir como guía para desarrollar sus sistemas (Imagen 1 y 2).



Imagen 1 (izquierda): *Calystegia sepium* utilizando como guía vertical una reja metálica.

Imagen 2 (derecha): *Polygonum aviculare* utilizando como contenedor horizontal el espacio entre pastelones de concreto.

Actualmente a nivel nacional, se valora el aporte de los sistemas vegetales en las superficies urbanas, pero siempre que estén planificados y establecidos en espacios diseñados para esto. Las estructuras de soporte mencionadas son principalmente techos y muros verdes, definidas como espacios grises rediseñados (MMA, 2020), los cuales tienen el potencial de soportar abundancia y diversidad de elementos de la biodiversidad que no deben ser infravalorados (Miller y Hobbs, 2002). Sin embargo, estos sistemas vegetales se establecen donde existan las condiciones propicias y no necesariamente donde se anticipa su llegada, mermando funciones de uso como la impermeabilidad de un techo o la legibilidad de un cartel. (Imagen 3 y 4) Para evitar esto, se retira constantemente de las superficies de manera manual, pero estas volverán a llegar al ser propicias las condiciones.



Imagen 3 (izquierda): Cartel de madera vertical con plantas briofitas donde se merma la lectura de la información.

Imagen 4 (derecha): Tubería de plástico vertical donde briófitas han deteriorado la evacuación del agua hacia el suelo.

Objetivos

Considerando que el diseño de estas superficies es una forma elaborada para cumplir una función específica en la ciudad que no es necesariamente refugiar sistemas vegetales, nace la pregunta desde el diseño de la forma, que en sí misma es determinada por las capacidades del material elaborado por la tecnología humana; ¿Cuáles son las formas y materiales construidos que propician la llegada de sistemas vegetales en las superficies de la ciudad? Para responder esta pregunta se está trabajando actualmente con un equipo multidisciplinar en un proyecto de investigación en desarrollo que registró 500 casos de sistemas vegetales en la ciudad considerando variables contextuales, del soporte y de la botánica. Es de este banco de fotografías donde aparece el resultado de la cantidad de especies vasculares nativas muy por bajo al resto de los sistemas vegetales registrados.

Objetivo general:

Registrar las especies vasculares nativas que espontáneamente aparecen en el entorno construido.

Preguntas de investigación

Considerando que el banco actual tiene un enfoque desde el diseño, responde las preguntas respecto a forma, material y disposición. Pero ¿Cuáles son las especies nativas que habitan la ciudad? Cuando vemos plantas vasculares ¿Cuántas de estas son nativas? Estas son las preguntas que dan pie a una investigación simultánea para indagar más respecto a la flora nativa en la ciudad.

II. Metodología

Para responder lo planteado se está utilizando la base de datos del proyecto que da pie a esta investigación. Esta base cuenta con 500 casos registrados en 8 recorridos de la ciudad de Valdivia que incluyen calles principales y aledaños de sectores urbanos que se encuentren al menos a 1 km de radio lejos de áreas verdes, registrando in situ la ubicación geográfica, material (pétreo, cerámico, vidrio o metal), soporte (contenedor o guía) y posición (vertical u horizontal). De este universo se identificaron las variables de riqueza, cobertura, familia y para las vasculares, especies.

III. Resultados

De los casos registrados, 342 casos tenían la presencia de alguna planta vascular. El total de plantas vasculares registradas corresponde a 415 con un promedio de $1,22 \pm 0,026$ (error estándar). De estas se pudieron reconocer un total de 377 casos de plantas identificadas a nivel de familia, género o especie, correspondiendo a un total de 55 taxas. De aquellos, se reconocieron 291 casos a nivel de especie, correspondientes a 46 especies de plantas vasculares. De las especies que fueron identificadas, sólo 5 fueron nativas correspondientes a 10 casos lo que corresponde a un 3,4% de las plantas identificadas.

IV. Reflexiones

A modo de reflexión con estos primeros resultados, podemos comprender que como escribe Gilles Clement en “el jardín en movimiento”, la naturaleza no conoce de fronteras (Clement, 2007), ya que pudimos reconocer que la mayoría de las plantas vasculares, son plantas exóticas. Frente a esto podemos deducir como primer resultado que las superficies colonizadas en ambientes urbanos no suelen ser representativas de la flora nativa propia del territorio, sino plantas exóticas con gran resiliencia que ocupan posibles refugios para plantas que efectivamente podrían aportar a la biodiversidad de la zona. Es necesario profundizar en esta investigación para conocer el escenario real, ya que estas probablemente inciden en los monitoreos de la biodiversidad territorial.

Desde el ámbito del diseño, aparecen escenarios diversos ya que, si bien se podrían diseñar formas y materiales para posicionarlas en contextos de orientación y posición específicas, que a estas lleguen mayoritariamente plantas vasculares nativas de manera espontánea, es el desafío. Sin embargo, aparecen dos vías que podrían nacer como resultados de innovaciones desde el diseño y la biología en un ámbito multidisciplinar; la primera es tener en consideración que probablemente lleguen principalmente especies exóticas, basándonos en los actuales resultados de la investigación, estas son eco-indicadores del estado del territorio, sirviendo como herramienta de monitoreo para proyectos de investigación asociados a la biodiversidad territorial; y la segunda es considerar la acción humana que podría priorizar la llegada de especies nativas para así propiciar el establecimiento de éstas en puntos estratégicos, aportando así a enriquecer la biodiversidad en la ciudad.

V. Referencias

- Ministerio del Medio Ambiente. (2020). Informe del estado del medioambiente 2022. Capítulo 9. Infraestructura verde urbana.
- Miller, J. y Hobbs, R. (2002). Conservation where people live and work. *Conservation Biology*.
- Clement, G. (2007). El jardín en movimiento.

“Restaurando aguas y bosques del lavkenmapu: Una experiencia comunitaria con pertinencia cultural”

Huenul, S. y Fuenzalida, J.

Fundación Lican

I. Introducción

“Restaurando aguas y bosques del lavkenmapu” es una iniciativa de restauración agroecológica en Tirúa, provincia de Arauco, que impulsamos desde Fundación Lican con la colaboración de Fondo Común (Fundación Lepe).

La experiencia comienza a gestarse en el marco de un trabajo realizado desde la Municipalidad de Tirúa con mujeres en dicha localidad, tras realizar encuentros de sensibilización sobre el impacto del modelo forestal en la disponibilidad de agua, surgiendo la idea de realizar una campaña de arborización con plantas nativas, el año 2014.

La promoción de ñutram/ conversaciones sobre el impacto de las forestales surgió de la constatación de que el territorio comunal está cubierto en un 45% de plantaciones de monocultivo de pino y eucaliptus¹, las que han ocasionado una serie de impactos socioambientales tales como migración campo ciudad, pérdida de identidad cultural, disminución del bosque nativo, pérdida de biodiversidad, pérdida de suelo y erosión, crisis hídrica, y una creciente militarización (Huenul, 2017).

La campaña de arborización, a su vez, dio pie a realizar acciones de protección de fuentes abastecedoras de agua, aportando mallas para el cierre perimetral de los espacios donde nace el agua. Posteriormente, el año 2016 se comenzó desde la Municipalidad de Tirúa un nuevo acompañamiento de iniciativas para proteger nacientes de agua y para arborizar.

A partir de estas experiencias y sus aprendizajes, el año 2021 postulamos como Fundación Lican a la convocatoria de Fondo Común de la Fundación Lepe, siendo una de las ocho propuestas seleccionadas de un total de más de 300 proyectos postulados.

Objetivo

Desarrollar una estrategia comunitaria de restauración agroecológica de microcuencas y bosques para 20 familias campesinas y mapuche lavkenche de Tirúa.

Pregunta de investigación

¿Es posible la restauración de microcuencas a través de una perspectiva agroecológica?

II. Metodología

Se realizaron las siguientes actividades a través de un acompañamiento y asesoría técnica: (1) Mapeo colectivo, definiendo e implementando una estrategia predial, un cierre perimetral de las nacientes de agua, reforestación con especies nativas, y el establecimiento de bosque comestible; (2) Talleres de cuidado y formación de suelo (nivel en A, zanjas de infiltración, ordenamiento de desechos), de abonos orgánicos, y de viverización de plantas.

III. Resultados

Hicimos la propuesta en plena pandemia e iniciamos este trabajo en enero de 2022, aún con restricciones para realizar actividades grupales, por lo que ese primer año de trabajo contempló sólo cuatro encuentros. Surgió, entonces, uno de los principales aprendizajes relacionados con la importancia de fortalecer la grupalidad, facilitando espacios de encuentro e intercambio de saberes. De este modo, el segundo año sumamos más talleres, salidas a terreno y mingas. Dadas las características del territorio que habitamos, emplazado en la cordillera de la costa, con una marcada presencia de laderas y pendientes, está siendo muy significativo ver el funcionamiento de zanjas de infiltración y reafirmar la importancia de compartir y difundir estas experiencias sobre cómo cuidar y recuperar nuestro entorno a través de paisajes de retención hídrica y procesos de restauración agroecológica.

IV. Reflexiones Finales

Finalizada la colaboración de Fundación Lepe, en diciembre de 2023, 12 familias acordaron seguir trabajando juntas, con el acompañamiento de Fundación Lican, con el objetivo de seguir avanzando de manera colaborativa en los procesos de restauración, mediante la realización de encuentros, mingas y talleres autogestionados. En este marco, nos interesa fortalecer las acciones para el reconocimiento de la flora nativa, conscientes que habitamos la Cordillera de Nahuelbuta que alberga especies endémicas de alto valor cultural para el pueblo mapuche; así como fortalecer las iniciativas de viverización de especies que ayuden a continuar este proceso. En síntesis, nos moviliza incentivar una investigación comunitaria con pertinencia cultural que contribuya a difundir estas especies y promover su propagación y establecimiento en los procesos de restauración que acompañamos.

“Jardín Orbital. Diseño y construcción de un proyecto de paisajismo hídrico”

Ibieta, P. y Masoli, C.

I. Introducción

La propuesta consistió en el diseño y construcción de un jardín residencial de 950 m² ubicado en Isla Teja, Valdivia, para el que se plantearon dos desafíos principales que guiaron el diseño. Primero, introducir criterios de la ecología del paisaje, rescatando la vegetación remanente de un antiguo y tradicional jardín sureño, considerando manejo de las aguas, uso de pavimentos drenantes y la incorporación de una amplia variedad de especies de vegetación nativa, para ampliar su biodiversidad y contribuir en la conservación y uso de plantas nativas en jardines.

El segundo desafío fue resolver los desniveles resultantes de la construcción de la nueva casa, que estaban ocasionando estancamiento del terreno e inundaciones en algunos sectores, por la falta de drenaje y conducción adecuada de las aguas lluvias. En este sentido, se abordó la propuesta a partir de un trabajo topográfico de curvas y pendientes que reconocían los flujos naturales del agua, transformando este elemento en el hilo conductor de la propuesta.

Objetivo principal

Replantear el diseño de un jardín residencial tradicional del sur de Chile, utilizando los criterios de biodiversidad y manejo sostenible del agua propuestos por el paisajismo ecológico y sostenible, mediante la incorporación de vegetación nativa local y del agua como elemento configurador del paisaje.

Objetivos específicos

Resolver mediante una operación topográfica los problemas de inundación y estancamiento de las aguas, considerando elementos utilizados tradicionalmente con este fin como colectores de aguas, zanjas y drenes, como objetos de diseño del paisaje para infiltrar, conducir y acumular el agua.

Introducir una amplia variedad de especies nativas del sur de Chile en el jardín para por un lado aumentar su biodiversidad, y por otro contribuir en la propagación y uso de la flora nativa.

Generar un recorrido paisajístico que permita a sus habitantes y visitantes rodear la casa mediante un circuito compuesto por distintos momentos de detención y usos.

Pregunta de investigación y/o hipótesis

El paisajismo hídrico se plantea como una estrategia para dar respuesta a las crecientes problemáticas asociadas al agua en diversos contextos. Mediante el uso consciente del recurso hídrico y la vegetación, la disciplina del paisaje es capaz de dar forma a infraestructuras y soluciones basadas en la naturaleza, y así tener una función no sólo ornamental y espacial, sino también ecológica. De esta manera, para el proyecto *Jardín Orbital* se planteó la siguiente pregunta de investigación que guió el proceso de diseño y construcción: ¿Es posible incorporar criterios del paisajismo hídrico en el replanteo de un jardín tradicional del sur de Chile¹, utilizando especies de vegetación nativa local y el agua como elemento configurador del paisaje?

II. Metodología

Primero se llevó a cabo un riguroso levantamiento en terreno de la situación existente una vez terminadas las obras de arquitectura, considerando ubicación de especies preexistentes, desniveles, redes sanitarias y eléctricas subterráneas y el sistema de evacuación de aguas lluvias. Luego, se elaboró una propuesta de zonificación por capas, superponiendo de manera coherente el sistema de captación, conducción e infiltración de las aguas, los diferentes tipos de hábitats vegetales que se querían lograr, los usos requeridos por los mandantes y las circulaciones que conectan todas las partes del jardín en torno a la casa. Una vez definida la zonificación se llevó a cabo la selección vegetal, con especial énfasis en las condiciones agroecológicas que ofrecía el sitio: lugares de sombra y sol, un suelo arcilloso y con poco drenaje. Luego se escogieron los elementos constructivos para trabajar para pavimentos y contenciones, cuidando su condición drenante y las selecciones de materialidades locales. Se incorporó en la propuesta la vegetación nativa preexistente como parte del recorrido formando hábitats de biodiversidad y la vegetación introducida como rododendros y azaleas (*Rhododendron* spp.), ginkgo (*Ginkgo biloba*) y acer japónicos (*Acer japonicum*) a modo de “hitos” en el proyecto. Finalmente se llevaron a cabo la ejecución de obras siguiendo una planificación que comenzaba con podas, trasplantes y retiros de material vegetal en mal estado, luego los movimientos de tierra y pavimentos y por último la etapa de plantación, que incluyó un mejoramiento del suelo previo a la llegada de las plantas y una cobertura con mulch.¹

III. Resultados

El proyecto *Jardín Orbital* plantea un diseño paisajístico contemporáneo, que mediante el uso del agua es capaz de regenerar un jardín antiguo y descuidado. Por una parte, se logran combinar armónicamente los elementos de valor preexistentes, como lo son enormes arbustos floridos y grandes árboles del bosque nativo, con la introducción de nuevos individuos de plantas locales (ver tabla). Por otro lado, la propuesta logró

constituirse como un sistema infraestructural que técnica, estética y ecológicamente resuelve los problemas de inundaciones y estancamiento de las aguas que se producían en el terreno producto de la nueva edificación. El uso de jardines de lluvias con una función drenante, en conjunto con el manejo topográfico y el uso de arena y piedra para los pavimentos y contenciones, permitió visibilizar la ruta del agua en el jardín y utilizar especies que requieren una mayor demanda hídrica en sectores de acumulación de aguas lluvias.

Tablas de especies nativas utilizadas

Arbustos y plantas menores	
Nombre común	Nombre científico
Amancay	<i>Alstroemeria aurea</i>
Capachito amarillo	<i>Calceolaria integrifolia</i>
Calle Calle	<i>Libertia chilensis</i>
Chaquihue	<i>Crinodendron hookerianum</i>
Chilco	<i>Fuchsia magellanica</i>
Coirón	<i>Festuca magellanica</i>
Cola de zorro	<i>Cortaderia araucana</i>
Corcolén blanco	<i>Azara dentata</i>
Geum	<i>Geum magellanicum</i>
Helecho Ampe	<i>Lophosoria quadripinnata</i>
Helecho Katalapi	<i>Blechnum magellanicum</i>
Helecho Costilla	<i>Blechnum chilensis</i>
Helecho quilquil/ pinque	<i>Blechnum penna-marina</i>
Helecho cuero	<i>Rumohra adiantiformis</i>
Huilmo	<i>Sisyrinchium striatum</i>
Capachito blanco	<i>Jovelana violacea</i>
Capachito morado	<i>Jovelana punctata</i>
Llaupangue	<i>Francoa appendiculata</i>
Huarapo	<i>Myrteola nummularia</i>
Nalca	<i>Gunnera magellanica</i>
Nalca enana	<i>Gunnera tinctorica</i>
Junco	<i>Juncus spp.</i>
Coyanlahuén	<i>Pilea elegans</i>
Taique	<i>Desfontainia spinosa</i>
Tupa	<i>Lobelia tupa</i>
Verbena costera	<i>Verbena litoralis</i>
Verbena patagónica	<i>Verbena banariensis</i>
Zarzaparrilla	<i>Ribes magellanicum</i>

Árboles	
Nombre común	Nombre científico
Arrayán	<i>Luma apiculata</i>
Canelo	<i>Drimys winteri</i>
Fuinque	<i>Lomatia ferruginea</i>
Luma	<i>Amomyrtus luma</i>
Quebracho	<i>Senna stipularis</i>
Tepú	<i>Tepualia stipularis</i>

Trepadoras	
Nombre común	Nombre científico
Voqui blanco	<i>Boquila trifoliolata</i>
Pasiflora nativa	<i>Passiflora chilensis</i>
Botellita	<i>Mitraria coccinea</i>

Para profundizar en la interpretación de los resultados, se puede analizar el proyecto desde diferentes dimensiones:

1. Dimensión Ecológica: Restauración de ecosistemas: El proyecto ha contribuido a restaurar un ecosistema local al introducir especies nativas y crear hábitats para la fauna.

Gestión sostenible del agua: La implementación de sistemas de captación, conducción e infiltración de agua mejoran la gestión de este recurso en una escala doméstica y barrial.

2. Reducción del impacto ambiental: Al minimizar la escorrentía y mejorar la infiltración, el proyecto contribuye en reducir la erosión del suelo y la contaminación de las aguas.

3. Dimensión estética, cultural y social:

Diseño paisajístico innovador: La integración de elementos naturales y contruidos ha resultado en un diseño único y atractivo.

Valorización del patrimonio natural: La incorporación de especies nativas permite valorizar el patrimonio natural local.

Mejora de la calidad de vida: El jardín ofrece un espacio verde y saludable para los habitantes, promoviendo el bienestar y el contacto con la naturaleza.

Educación ambiental: El proyecto puede servir como ejemplo para fomentar la conciencia sobre la importancia de la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de los recursos naturales.

4. Dimensión Técnica:

Solución a problemas hídricos: Los sistemas de drenaje implementados han resuelto eficazmente los problemas de inundación y estancamiento que se producían en el sitio.

Uso de materiales locales: La selección de materiales locales ha contribuido a reducir el impacto ambiental del proyecto y a poner en valor nuestros recursos.

Si bien el proyecto Jardín Orbital demuestra el potencial del paisajismo hídrico para abordar desafíos ambientales y sociales, aún quedan preguntas por responder y áreas a explorar:

¿Es posible aplicar este modelo a proyectos de mayor escala?, ¿cómo involucrar a la comunidad en el diseño y mantenimiento de estos espacios? y ¿cómo evaluar la efectividad de estas soluciones a largo plazo?

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Hoy en día, es posible hacer de la disciplina un aporte para el desarrollo de proyectos tanto de pequeña como de gran escala, por la capacidad que ésta tiene de combinar los conocimientos del diseño, las ciencias y la cultura, para ofrecer respuestas sostenibles y ecológicas a los desafíos que tenemos hoy como sociedad. En nuestro país, desde los más pequeños jardines hasta las grandes áreas verdes urbanas se enfrentan a los desafíos del cambio climático y a la escasez hídrica, por lo que se requiere una nueva mirada integradora y eficaz para la planificación del espacio y los sistemas naturales. El agua en este sentido, ocupa un lugar central en esta nueva forma del diseño del paisaje. Reconociéndola como la base para la subsistencia de la vida, podemos ampliar nuestro campo de acción como paisajistas y abordar una mayor complejidad en el desarrollo de nuestros proyectos. De la misma forma, el uso de vegetación nativa contribuye a la conservación de diversos hábitats y en la puesta en valor de nuestra identidad territorial.

“Diseño del Parque Urbano Bosque Londres, Valdivia: La re-naturalización de un área verde urbana a través de una propuesta de paisaje multiescalar”

Ibieta, P.; Mimica, A. y Wirsching, C.

TEPA Consultores



I. Introducción

Valdivia se caracteriza por su rica cobertura vegetal, que incluye áreas verdes formales como plazas y parques, pero en su mayoría espacios naturales como humedales, bosques, ríos; formando así un sistema verde fuertemente vinculado a la red de humedales y ríos. Sólo el 40% de estos espacios están formalmente gestionados por el municipio, mientras que el resto enfrenta problemas como ocupaciones ilegales, deterioro ecológico y contaminación (I. Municipalidad de Valdivia, 2022).

En respuesta a lo anterior, en 2022 el Municipio de Valdivia decidió formalizar el Bosque Londres como “parque urbano” dentro del “Plan de Recuperación de Áreas Verdes”. Este bosque de 5,2 hectáreas destaca como uno de los últimos relictos urbanos de selva valdiviana, y al estar emplazado en la interfaz entre la trama urbana y el sistema de humedales, el diseño del parque se enfrentó al desafío de integrar por un lado intervenciones arquitectónicas y de paisajismo para habilitarlo para su uso comunitario, y por otro lado su preservación y restauración ecológica.

La propuesta fue desarrollada por medio de una licitación pública entre los años 2022 y 2023 por la consultora TEPA Spa. y cuenta con todas las aprobaciones de los organismos públicos necesarios para su construcción. Actualmente el Municipio está gestionando la obtención de los recursos necesarios para su ejecución por parte del Consejo Regional de los Ríos.

La posibilidad que planteaba el encargo de diseñar un “Parque Urbano” en un espacio natural con una identidad propia y un uso informal preexistente por parte de la comunidad valdiviana, permitió trabajar con la premisa de que Bosque Londres pertenece a un sistema natural de escala territorial que forma parte de una red de humedales y bosques relictos que aún resisten en la ciudad a pesar de su crecimiento (Jara, 2014). Junto con esto, se plantea que, en contextos urbanos, se puede contribuir a la protección de áreas de valor natural de mejor manera que realizando una conservación estricta de “no intervención” humana. Mediante la realización de mínimas intervenciones de paisajismo e infraestructura que puedan proveer espacios seguros e inclusivos de disfrute de la naturaleza y aprendizaje, que puedan prevenir su deterioro y degradación.

Objetivos

Proteger y habilitar como área verde urbana el Bosque Londres, bosque relictos de selva valdiviana, emplazado en los bordes del humedal El Bosque, integrando criterios de recuperación ecológica con un uso comunitario, a una escala barrial y comunal, mediante el desarrollo de un proyecto multiescalar de arquitectura del paisaje.

Objetivos específicos:

Proteger y regenerar el valor natural del Bosque Londres (su flora, fauna y funga).

Promover experiencias de aprendizaje y reconexión con saberes y actitudes de cuidado de la naturaleza.

Proveer espacios seguros y de bienestar inclusivos para todo público.

Hipótesis

¿Es posible desarrollar un proyecto de arquitectura del paisaje que permita proteger y al mismo tiempo habilitar como área verde urbana, un espacio natural de alto valor socioambiental, mediante la integración de criterios de la ecología y el diseño de espacios para el uso comunitario?

II. Metodología

La metodología de trabajo se desarrolló en tres ámbitos fundamentales para la arquitectura del paisaje:

Desarrollo de un análisis y diagnóstico para el contexto urbano y natural del Bosque Londres, identificando

los principales atributos y potenciales del área, así como también sus problemáticas y amenazas.

En paralelo se llevó a cabo un proceso de participación comunitaria en todas las etapas del diseño. Esto permitió reconocer la identidad y usos tradicionales del lugar desde el relato de sus habitantes así integrarlos en el proyecto.

La propuesta de diseño se abordó en tres escalas: el sistema humedal en que se inserta el bosque, mediante el desarrollo de una imagen objetivo para el barrio; un plan maestro para las 5,2 hectáreas que componen el bosque en su totalidad; y el diseño en detalle para una primera etapa de 1,6 hectáreas a construirse bajo el concepto de mínima intervención.



Caminata exploratoria 25 de enero 2022. Primer taller de participación ciudadana del proyecto.

Fuente: Fotografías de la I. Municipalidad de Valdivia

III. Resultados

El resultado fue el diseño de un espacio natural, inserto en la ciudad, que a modo de reserva permitirá a futuro ofrecer experiencias de contacto con la naturaleza y bienestar a sus visitantes. Así, el proceso proyectual decantó en una visión multiescalar del paisaje:

Escala Barrio Bosque Humedal: propuesta de un imaginario urbano para una ciudad humedal. Se plantea un escenario futuro para una ciudad-humedal, como un sistema integrado de barrios que coexisten de manera armónica con el entorno natural en que se emplazan.

Escala de bordes: Planificación del paisaje para Bosque Londres. Se propuso visibilizar los humedales como parte del paisaje urbano desde la situación de borde en altura que presenta el bosque Londres que, a modo de balcón natural, permite acercarse al humedal, sin la necesidad de intervenirlo.

Escala de habilitación: intervención mínima para la conservación del bosque. Respondiendo a la transición urbano-natural, se propuso una gradiente que va desde jardines nativos en sectores más cercanos a la interfaz urbana, a zonas de restauración ecológica dentro del bosque. Se trabajó con una paleta vegetal amplia, aumentando al máximo la biodiversidad con especies nativas de la región. Complementariamente la propuesta de infraestructura buscó habilitar el uso del bosque con intervenciones sutiles que permitieran recorridos y permanencias, poniendo en valor los elementos naturales existentes.

Para los **jardines nativos** se trabajó con especies de plantas resistentes y de baja altura, presentes en viveros locales y que actualmente están siendo reproducidas en el Vivero Municipal de Valdivia. Mientras que para las **zonas de restauración ecológica** dentro del bosque se priorizaron especies nativas que han sido catastradas en el bosque de Roble-Laurel-Lingue, presentadas en el estudio “Estudio sinecológico del bosque de roble-laurel-lingue del centro-sur de Chile” (San Martín et al. 1991) También se agregan especies que han sido observadas en entornos similares, tal como Parque Urbano El Bosque.

Tabla 1. Ejemplo de paleta vegetal utilizada en los jardines nativos, tipo bandejón bajo.

Nombre común	Nombre científico
Calle calle	<i>Libertia chilensis</i>
Chagualillo / chupalla	<i>Eryngium paniculatum</i>
Huילו nanum	<i>Sisyrinchium nanum</i>
Llaupangue	<i>Francoa appendiculata</i>
Llaupangue morado	<i>Francoa appendiculata</i>
Menta de árbol	<i>Satureja multiflora</i>
Tupa / tabaco del diablo	<i>Lobelia tupa</i>
Verbena de tres esquinas	<i>Baccharis sagittalis</i>
Verbena patagónica	<i>Verbena bonariensis</i>

Tabla 2. Paleta vegetal de cinco núcleos tipo, para regeneración ecológica intensiva en bosque multiestrato.

Tipo de especie	Tipo de núcleo tipo				
	Núcleo CANELO	Núcleo LAUREL	Núcleo MAITEN	Núcleo ROBLE	Núcleo ULMO
Arboles	Canelo	Laurel	Maitén	Roble	Ulmo
	Boldo	Luma	Melí	Arrayán	Tineo
	Mañío macho	Maqui	Avellano	Mañío hojas largas	Avellano
	Pelú	Lingue	Lingue	Radal	Pelú
Arbustos	Murta	Murta	Murta	Murta	Murta
	Chilco	Chilco	Chilco	Chilco	Chilco
	Chaura	Zarzaparrilla	Zarzaparrilla	Calafate	Calafate
	Jovellana blanca	Matico	Matico	Arrayán macho	Palo negro
	Michay	Jovellana morada	Menta de árbol	Escallonia revoluta	Michay
Herbáceas	Costilla de vaca	Costilla de vaca	Costilla de vaca	Costilla de vaca	Costilla de vaca
	calle calle	calle calle	calle calle	calle calle	calle calle
	Chupón	Chupón	chupalla	chupalla	chupalla
	tupa	tupa	botellita	botellita	botellita



Plano general propuesta para la escala de habilitación Bosque Londres.

IV. Conclusiones y Reflexiones Finales

En el caso presentado, se decidió poner la arquitectura del paisaje como marco conceptual central y coordinador en el proceso de diseño. Lo anterior es inusual en Chile ya que los proyectos de espacios públicos suelen concebirse poniendo la “arquitectura” como disciplina coordinadora, y el “paisajismo” es una especialidad, usualmente apareciendo en etapas finales del proceso. Abordar el problema y todo el proceso desde la arquitectura del paisaje demostró ser fundamental para lograr integrar los objetivos de conservación/restauración con los objetivos socio-urbanos.

El proceso de diseño descrito pretende enmarcarse en el cambio de paradigma que plantea la planificación ecológica, evolucionando de un enfoque tradicional que distingue las “áreas naturales protegidas” de los “parques urbanos construidos”, hacia un enfoque integrado que permite abordar los sistemas naturales existentes en la ciudad. Se proponen lineamientos de diseño para una nueva comprensión de los sistemas naturales en contextos urbanos, los que se pueden transformar en experiencias para el aprendizaje y el cuidado del medio ambiente además de cumplir con sus múltiples beneficios asociados a sus servicios ecosistémicos

V. Referencias

- Ilustre Municipalidad de Valdivia. (2022). PRC Valdivia Refundido, mapa web: <https://muni-valdivia.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=57f9244080d046bb9bacbe70f87e75d2>
- Ilustre Municipalidad de Valdivia. (2011). Estudio Actualización Plan Regulador Comunal.
- Jara, C., De Solminihac, D., Maturana, M. (2014). Libro Flora y Fauna de la Selva Valdiviana de la ciudad de Valdivia. Comité Ecológico Lemu Lahuen. Valdivia, Chile.
- Ministerio del Medio Ambiente. (s/a). Definiciones marco para la Restauración Ecológica. Web: <https://restauracionecologica.mma.gob.cl/definiciones/>.
- Ministerio del Medio Ambiente, Inventario Nacional de Humedales. mapa web: <https://arcgis.mma.gob.cl/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a79f6b535154991895f2bb2204b83bb&extent>
- Organización Biósfera. (2011). Reservas Naturales Urbanas Valdivia, Fondo de Protección Ambiental, Ministerio del Medioambiente, Chile. <https://rnuvaldivia.wordpress.com>
- San Martín, C., Ramírez, C., Figueroa, H., & Ojeda, N. (1991). Estudio sinecológico del bosque de roble-laurelingue del centro-sur de Chile. *Bosque*, 12(2), 11–27. <https://doi.org/10.4206/bosque.1991.v12n2-02>

"Rehabilitación socioecológica en el proyecto Cerro Calán"

Jadue, J. y Livingstone, P.

JL Arquitectura del Paisaje

I. Introducción

El Cerro Calán corresponde a uno de los 26 cerros isla de la Región Metropolitana. Forma parte de los faldeos de la Sierra de San Ramón, cordillera situada al oriente de la ciudad de Santiago, entre los ríos Mapocho y Maipo. Se ubica en la comuna de Las Condes y alberga en su cima a la facultad de Matemáticas y Astronomía de la Universidad de Chile. La progresiva expansión de Santiago ha provocado que el cerro se encuentre hoy totalmente rodeado por el tejido urbano, como un elemento degradado y desvinculado de la ciudad.

La incorporación de este terreno de 52 ha. a la ciudad, a través de su rehabilitación, surge como una oportunidad para aumentar significativamente la biodiversidad en la ciudad.

El proyecto busca poner en valor el entorno natural del Cerro Calán, potenciar su condición de mirador e incorporar nuevas actividades y formas de observación de la naturaleza. Pretende transformarse de manera progresiva en un parque natural urbano que incorpora comunidades de flora nativa a partir de un proceso de regeneración.

El desarrollo del proyecto, se ha visto beneficiado gracias a un proceso de participación ciudadana, el cual ha logrado, por un lado, informar al equipo desarrollador sobre temas relevantes a tomar en cuenta en el diseño, y por otro, involucrar a la comunidad en actividades de educación ambiental. A lo largo del proceso, se han implementado diversas actividades interdisciplinarias que no solo han promovido un sentido de pertenencia, sino que también han enriquecido el diseño final del proyecto.

Problemática

El Cerro Calán se encuentra degradado y desvinculado de su entorno y comunidad, desaprovechando un gran potencial como Parque Natural Urbano.

Objetivo General

Recuperar 52 hectáreas de cerro a través de la rehabilitación ecológica, con el fin de crear un parque natural urbano a escala metropolitana y abierto a todo público.

Incorporar a las medidas de rehabilitación no solo los sistemas naturales, sino que también incorporar el ámbito social, reconociendo la importancia de promover la valoración de la flora y fauna y las interrelaciones que se producen en la naturaleza.

Potenciar la valoración de la flora y fauna, y la participación de la población en las estrategias de conservación.

Objetivos específicos

Proyectar un parque natural que se adapte adecuadamente a las condiciones agroclimáticas actuales y futuras. Diseñar la totalidad del parque con un conjunto de asociaciones vegetacionales compuestas exclusivamente de especies nativas.

Diseñar un proceso de rehabilitación ecológica que sea compatible con otros usos tales como la recreación, el deporte y la observación astronómica.

Pregunta de investigación / hipótesis

¿De qué manera la participación ciudadana puede colaborar en la validación de un proyecto, generar sentido de pertinencia y promover el cuidado de la flora nativa en nuestras ciudades?

¿Es posible compatibilizar un proceso de restauración ecológica con el uso intensivo de personas desde un comienzo?

¿Dada la envergadura del proyecto y el tiempo que tomará su construcción, es posible validar o probar ciertas metodologías de restauración ecológica previo a su construcción?

¿Permite esto implementar formas más sustentables y económicas de mantenimiento de áreas verdes?

II. Metodología

El proyecto del parque nace desde un levantamiento acucioso del terreno, en donde se constata una gran cantidad de suelos degradados. Estos han sido producidos por diversos agentes de erosión tales como: usos inadecuados (bicicletas, trekking, pastoreo), accesos y senderos informales, la remoción de suelos y escasez hídrica.

El cerro hoy presenta una enorme cantidad de huellas (14.500 m²/l aprox.) y áreas a suelo desnudo y apisonado (85.600 m² aprox.) en donde la vegetación es incapaz de prosperar a pesar de las lluvias.

La propuesta de rehabilitación se basa en 3 estrategias principales:

Incorporación de riego e infiltración de aguas lluvias.

La propuesta busca administrar eficientemente el uso del agua disponible. El cerro cuenta con estanques capaces de almacenar 140 m³ de agua, lo cual permite irrigar hasta un máximo de 14 hectáreas de terreno. Por este motivo, en vez de plantar solo una porción de las 52 ha, se decide fragmentar el área de plantación en 3 tipologías distintas: recuperación de senderos, nodos de biodiversidad y contención de taludes. Además, se proponen sistemas de infiltración de aguas lluvias a lo largo de los anillos de circulación peatonal.

Recuperación de suelos degradados.

Se reutilizan algunos de los senderos existentes y se recuperan todos los demás a través de un proceso de descompactación, siembra de abono verde y plantación de nodrizas.

Plantación de nodos de biodiversidad y taludes.

Una vez rehabilitados los suelos e instalado el sistema de riego, se propone la plantación en densidad de nodos de biodiversidad y taludes pronunciados. Estos se componen de diferentes estratos de flora nativa, utilizando comunidades vegetacionales de acuerdo a las condiciones de asoleamiento y suelos presentes en el cerro.

Dada la envergadura del proyecto y el tiempo que tomará la construcción del parque, se le propuso a la Municipalidad dos metodologías para enriquecer el proyecto del futuro parque:

1. Generar instancias participativas de vinculación con la comunidad, proponiendo actividades con todos los tipos de usuarios del cerro. Ejemplos de ellas son el reconocimiento de especies nativas, colecta de semillas, recorridos ciclistas MB, instalación y protección de geófitas, entre otros.

2. Construcción de prototipos de plantación con el fin de validar las metodologías de rehabilitación propuestas. De este modo, dichos prototipos, permitirían informar posibles errores y áreas de mejora, proporcionando información valiosa a ser incorporada en el proyecto final, antes de su licitación. Gracias a la participación de gran cantidad de voluntarios, se realizó la plantación de tres prototipos:

- 2.1. Recuperación de suelos erosionados: Se seleccionó un sendero informal degradado, se plantaron 16 cuadrantes de 1 m x 1 m con 3 tipos de abono (*Vicia faba*, hidrosiembra y semillas de herbáceas nodrizas nativas), en diferentes condiciones (con y sin riego, con y sin protección contra conejos).

- 2.2. Reforzamiento de taludes: Se escogió un talud muy pronunciado del cerro, se instaló riego tipo *MP Rotator* según el diseño y se plantaron las especies nativas propuestas para la contención de taludes.

- 2.3. Nodo de biodiversidad: Se seleccionó un área de 150 m², el cual posee algunos árboles existentes con el objetivo de simular la existencia de nodrizas. El espacio se limpió, se instaló riego según proyecto y se plantó la comunidad vegetal propuesta para la orientación oriente.

III. Resultados

Hoy, el proyecto se encuentra en su primera fase de construcción, sin embargo ya se han podido constatar algunos resultados significativos debido a acciones pasivas y activas que se han llevado a cabo en simultaneidad al desarrollo del proyecto:

En primer lugar, gracias a que se ha prohibido el tránsito de caballos en el cerro, se han comenzado a observar grandes áreas cubiertas por geófitas nativas como *Pasithea caerulea* "azulillo", *Sisyrinchium graminifolium* "huilmo enano" y *Zephyranthes advena*, "añañuca". Además, se han observado especies nuevas tales como estrellita azul de cordillera (*Malesherbia linearifolia*), huasita (*Clarkia tenella*) y alstroemeria (*Alstroemeria angustifolia*), de las cuales no se habían encontrado registros.

En segundo lugar, el cerro ha permanecido accesible al público desde el inicio del proyecto. La primera intervención consistió en la formalización de un sendero, que rodea el cerro en su altura media, lo cual ha permitido que peatones y ciclistas participen del proceso de construcción y a la vez restrinjan sus huellas favoreciendo la regeneración natural de las laderas.

Además, gracias a la participación activa de vecinos y voluntarios, se ha creado un pequeño vivero de especies nativas. Las labores del vivero van desde la recolección de semillas en el cerro a su reproducción para la posterior plantación en el proyecto.

En cuanto a los prototipos de plantación, se han podido constatar una serie de conclusiones:

Recuperación de suelos erosionados: La metodología más eficaz y comprobada para la recuperación de los suelos degradados del cerro consiste en la siembra de habas (*Vicia faba*), leguminosa fijadora de nitrógeno, capaz de romper la estructura compactada del suelo, y crecer incluso sin riego y sin protección contra conejos. Reforzamiento de taludes: Si bien las especies tuvieron un prendimiento del 92% al cabo de tres meses, algunas especies se vieron afectadas por motivos de riego. Esto permitió concluir que el proyecto definitivo debe contemplar estacas de riego con mayor altura, e incluir una primera línea de riego por goteo en la cota superior del talud.

Los nodos de biodiversidad presentaron un crecimiento rápido, alcanzando un índice de prendimiento

del 90%. No obstante, especies como el maqui (*Aristotelia chilensis*) y el pichi romero (*Fabiana imbricata*) no prosperaron, mientras que las restantes especies se desarrollaron de manera satisfactoria. Luego de tres meses, el sistema de riego tuvo que ser modificado, pues las especies cercanas a los cabezales de riego, crecieron rápidamente interrumpiendo el acceso de agua a las demás. Este problema originó una modificación sustancial en el proceso de diseño, el cual consistió en diseñar el proyecto de riego previo a realizar la planimetría de plantación. Esta nueva estrategia permitió situar las estratas más bajas cerca de los regadores, asegurando una distribución que garantizará la cobertura del riego en el 100% de la superficie.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

El proyecto del Cerro Calán contribuirá significativamente a la conservación de la flora y fauna nativa en la ciudad, generando una nueva tipología de parque natural urbano. La incorporación de prototipos de plantación y la participación activa de la comunidad desde sus orígenes, ha permitido visualizar el proyecto “antes del proyecto”, favorecido la aceptación, la vinculación y el compromiso tanto en la etapa de diseño como de construcción. Se presenta como una iniciativa replicable en otros cerros o áreas verdes que persigan desarrollar proyectos socio ambientales.

Anexos

Créditos del proyecto

Arquitectura del paisaje: Javiera Jadue y Paula Livingstone (JL Arquitectura del Paisaje).

Arquitectos colaboradores: Gonzalo Cortés, Bianca Morelli, Gianluca Baghuetti, Agustina Wetzig, Macarena Troncoso.

Rehabilitación del paisaje: Lysette Mersey.

Museografía y señalética: Sumo.

Astronomía: Guillermo Blanc.

Participación ciudadana: Cuatro Vientos Consultores.

Proyecto de riego: Claudio de la Cerda.

Diseño objetos astronómicos: Javier Toro y Guillermo Blanc.

“Explorando los compuestos orgánicos volátiles de la herbácea nativa *Helenium aromaticum*, y sus insectos visitantes en la Región del Maule”

Jaque, F.¹; Caramantín, M.^{2,3}; Schiappacasse, F.^{1,2}; Doll, U.^{1,2} y González, B.²

¹Facultad de Ciencias Agrarias

²Centro de Plantas Nativas

³Instituto de Química de Recursos Naturales

I. Introducción

El Centro de Plantas Nativas de la Universidad de Talca (CENATIV) contribuye a la innovación, desarrollo tecnológico y formación de profesionales en el ámbito de la flora nativa. Una de las líneas de investigación se focaliza en la evaluación de especies nativas herbáceas para su incorporación en manejos sustentables en el contexto del cambio climático.

En la literatura existen pocos estudios científicos sobre especies herbáceas nativas chilenas, en cuanto a su cultivo y sus compuestos orgánicos volátiles (COVs). Los COVs desempeñan un rol importante en la mediación de reacciones bióticas y tienen un gran número de aplicaciones en la industria agrícola, por sus propiedades como atrayentes de polinizadores, y como señales para ellos en la ubicación de fuentes de alimento, feromonas, entre otros (Marín & Céspedes, 2007).

El CENATIV propuso cultivar diferentes especies de bajo requerimiento hídrico, en formato de bandas florales, para registrar su periodo de floración, estudiar sus COVs y los insectos visitantes. El presente estudio se enfocará en la especie *Helenium aromaticum*, de la familia Asteraceae.

Objetivo General

Explorar el perfil cromatográfico de COVs y los insectos visitantes de *Helenium aromaticum* cultivado en la Estación Experimental Panguilemo (comuna de Talca) para evaluar su potencial incorporación a distintas situaciones de manejo sustentable.

Objetivos Específicos

1. Determinar el tipo de flor y periodo de floración.
2. Analizar los perfiles cromatográficos de COVs de hojas, flores y frutos.
3. Registrar presencia de insectos visitantes en la especie.

Hipótesis

Según los aromas percibidos en hojas, flores y frutos en plantas de la especie, los COVs presentes en las diferentes partes de la planta serían los mismos.

La especie sería potencialmente apta para incluirla en bandas florales por su extenso periodo de floración, tipo de flor e insectos visitantes.

II. Metodología

Producción de plantines

Se sembraron semillas en bandejas bajo invernadero frío, durante el otoño de 2023.

Establecimiento en la Estación Experimental Panguilemo (EE-Utalca)

Las plantas resultantes fueron establecidas en la EE-Utalca entre septiembre y octubre de 2023 en número de 6 por m², en 4 platabandas, separadas a 2 m una de otra, y fueron regadas con riego por goteo.

Recolección y análisis de muestras

Se recolectaron hojas, flores y frutos de *Helenium aromaticum*. Cada muestra fue depositada en viales de extracción de fase sólida (SMPE). Los COVs fueron analizados por Cromatografía Gaseosa acoplada a un espectrómetro de masas ocupando extracción de fase sólida (SMPE/GC/MS). Los COVs de esta especie fueron identificadas ocupando la librería NIST del propio equipamiento.

También se determinó tipo de flor y se registró el periodo de floración.

Captura e identificación de insectos

Los insectos fueron capturados ocupando una red atrapa insectos, se fotografiaron y fueron identificados por reconocidos profesionales en el área de la Entomología.

III. Resultados

La floración de *H. aromaticum* fue prolongada (septiembre 2023 - marzo 2024). Las flores presentaron abundantes inflorescencias amarillas con florecillas tubulosas en capítulos globosos de 7 a 8 mm de diámetro. El agradable y dulce aroma de la planta de *H. aromaticum* fue perceptible.

Los perfiles cromatográficos de los COVs de las hojas, flores y frutos mostraron cinco compuestos en común: terpeno “elemene”, éster monoterpénico “Lavandulyl isobutyrate” y ésteres “Fragranyl isovaalerate”, “Geranyl tiglate” y “2-(4-Methylcyclohex-3-en-1-yl) propan-2-yl 2-methylbutanoate”. En las hojas, flores y frutos se detectaron 7, 12 y 13 COVs, respectivamente. Mediante el método de hidrodestilación, Niemeyer & Teillier (2007) identificaron 24 COVs en los frutos de *H. aromaticum*, siendo el éster “Fragranyl isovaalerate” uno de los identificados en el presente estudio.

Se registró la presencia de siete especies de insectos visitantes en *H. aromaticum*:

- a) *Acamptopoeum* sp., Familia Andrenidae, Orden Hymenoptera en inflorescencia
- b) *Arthrobrachus* spp., familia Melyridae, Orden Coleoptera en hoja e inflorescencia
- c) Un insecto de la Familia Coccinellidae, Orden Coleoptera en hoja e inflorescencia
- d) Un insecto de la Familia Andrenidae, Orden Hymenoptera en inflorescencia
- e) *Nysius* sp., Familia Lygaeidae, Orden Hemiptera en inflorescencia
- f) Un insecto de la Familia Noctuidae, Orden Lepidoptera en hoja

Las primeras cinco especies de insectos presentaron alta probabilidad de ser polinizadores de *Helenium aromaticum*, puesto que permanecían en las inflorescencias por largo tiempo, mientras el último (Noctuidae) en estado larval, se estaba alimentando del follaje.

Según Wang *et al.* (2023), las flores de color amarillo y anaranjado se relacionan con insectos pertenecientes a la orden Diptera, sin embargo, según los registros fotográficos de la investigación, no hubo visitas de dípteros en esta especie. Por otra parte, Kantsa *et al.* (2017) investigaron la forma en que algunas plantas de ecosistemas de tipo mediterráneo se comunican con un conjunto diverso de insectos polinizadores en su misma comunidad y revelan que las plantas combinan color y fragancia para conseguir polinizadores.

IV. Conclusiones

La primera hipótesis no se cumplió, ya que sólo 5 COVs fueron comunes en hojas, flores y frutos. Se registraron diversos insectos visitantes; 2 del orden Hymenoptera, 1 del orden Hemiptera y 2 del orden Coleoptera. Los resultados obtenidos en esta investigación son prometedores y permiten que *H. aromaticum* sea propuesta como especie en bandas florales para espacios agrícolas/urbanos, cumpliendo con la segunda hipótesis.

V. Referencias

- Kantsa, A., Raguso, R.A., Dyer, A.G., Sgardelis, S.P., Olesen, J.M. Petanidou, T. Community-wide integration of floral colour and scent in a Mediterranean scrubland. 2017. *Nature Ecology & Evolution*. 1, 1502–1510. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0298->
- Marín, C., & Céspedes, C. 2007. Compuestos volátiles de plantas. Origen, emisión, efectos, análisis y aplicaciones al agro. *Revista Fitotecnica Mexico* 30(04): 327-351.
- Niemeyer, H. & Teillier, S. 2007. Aromas de la flora nativa de Chile. (1^{ra} ed.). Universidad de Chile.
- Wang, H., Ran, N., Jiang, H., Ye, M., Bowler, P., Jin, X. & Ye, Z. 2023. Complex floral traits shape pollinator attraction to flowering plants in urban greenspaces. *Urban Forestry and Urban Greening* 91, 5.

Agradecimientos

Proyecto InES-GENERO-INGE210025 por el apoyo financiero. Al Dr. Cristian Valdés Vergara (Universidad Católica del Maule) por realizar los experimentos de GC-MS con el método extracción de fase sólida (SMPE). A los Entomólogos E. Fuentes Contreras (Universidad de Talca) y J.E. Barriga Tuñón por la identificación de los insectos.

“Efecto a la estratificación fría y escarificación ácida en la germinación de semillas de especies de *Berberis* nativos de la Patagonia Austral, Chile.”

León, P.

Centro Regional de Investigación La Platina, Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago Chile; Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA), La Serena, Chile.

I. Introducción

Los recursos genéticos son la base del mejoramiento, incluyendo en estos la domesticación de especies nativas y su incorporación en cultivo. La Fruticultura nacional se sustenta principalmente en especies y germoplasma extranjero. Sin embargo, en los últimos años ha aumentado el interés por prospectar y domesticar frutales nativos, especialmente aquellos con propiedades funcionales como murtilla y el maqui.

El género *Berberis* en Chile está representado por 18 especies y dos variedades. Se distribuyen entre Paposo (25°S) en la Provincia de Antofagasta hasta la Cabo de Hornos (54°59'S), Región de Magallanes. Un 61% (11) de los *Berberis* nativos son endémicos de Chile y cuatro están en Peligro de Extinción. Entre los *Berberis*, el Calafate (*Berberis microphylla* G. Forst.) es una de las especies más conocidas, debido al potencial de su fruto comestible. Sin embargo, en otras cuatro especies de *Berberis* de la zona sur de Chile ha sido también reportado el consumo de sus frutos.

Salvo para *B. microphylla*, no existen estudios publicados sobre germinación y dormancia en semillas de *Berberis* chilenos. Debido a su rol en la domesticación y mejoramiento genético, la germinación es un proceso clave para la agricultura moderna. De hecho, la falta de conocimiento acerca de la ruptura de la dormancia y el método germinativo de sus semillas, es uno de los principales obstáculos para el mejoramiento e introducción en cultivos de recursos genéticos nativos.

Objetivos

Evaluar la respuesta a la estratificación fría y escarificación química en la germinación de semillas de *Berberis empetrifolia* Lam., *Berberis ilicifolia* L.f. y *B. microphylla*, nativos del extremo sur de Chile.

Pregunta de investigación y/hipótesis

B. empetrifolia, *B. ilicifolia* y *B. microphylla* tendrían un mismo tipo y similar nivel de dormancia de semillas, dado que están expuestas a las mismas condiciones ambientales en sus áreas de distribución natural en el extremo sur de Chile.

II. Metodología

En el verano de 2018, las muestras de frutos fueron recolectadas en forma aleatoria desde poblaciones en Tierra del Fuego, Región de Magallanes, Chile. Las muestras fueron enviadas inmediatamente al Laboratorio. Apenas recibidos, los frutos fueron despulpados, las semillas separadas y levemente secadas. Las semillas fueron sembradas entre papel filtro humedecido en Placa Petri sellada. Se estableció un análisis factorial para cada especie, considerando dos pretratamientos germinativos: estratificación ácida (sin y con inmersión en ácido sulfúrico por 5 minutos y 5 de estratificación fría húmeda (0, 30, 60, 90, 120 días). Se utilizaron 1.400 semillas por especie, estableciendo siete réplicas de 20 semillas para cada combinatoria factorial. Las semillas fueron puestas a germinar a 20°C por 160 días aproximadamente. La germinación fue evaluada periódicamente. Se evaluó germinación fisiológica, correspondiente a 2 mm de emergencia de la radícula. Los resultados fueron analizados estadísticamente utilizando análisis de varianza y pruebas no paramétricas cuando fue necesario.

III. Resultados

La germinación de *B. empetrifolia* fue alta en la mayoría de los tratamientos (~80%). Tanto la estratificación fría como la escarificación ácida tuvieron efecto significativo ($P < 0.001$) sobre el porcentaje de germinación, al comparar con el control. No se observaron diferencias significativas ($P > 0.05$) en la germinación de semillas escarificadas y no escarificadas a distintos tiempos de estratificación fría (Figura 1a). No se registró un efecto combinado de la estratificación fría con la escarificación química.

Para *B. ilicifolia*, la germinación de semillas no pretratadas (control) fue menor a 5%. Sin embargo, para semillas no escarificadas en ácido, pero sí estratificadas, la germinación incrementó gradual y significativamente ($P < 0.001$) en función del incremento del tiempo de estratificación, alcanzando valores sobre un 60% en semillas mantenidas 120 días en frío. Por el contrario, las semillas escarificadas en ácido y luego estratificadas en frío, registraron baja a nula germinación, independiente del período de estratificación.

Similar a *B. ilicifolia*, la germinación de semillas de *B. microphylla* fue nula en ausencia de estratificación fría, registrándose un incremento gradual de germinación al aumentar el tiempo de estratificación, llegando a alcanzar capacidad germinativa cercana a 95% en semillas puestas 120 días en frío. Las semillas de *B. microphylla* escarificadas en ácido y luego estratificadas registraron un patrón similar a las semillas no escarificadas, descartando un efecto del escarificado sobre la germinación.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

La germinación en las tres especies de *Berberis* nativos presentó una respuesta diferencial a la estratificación fría y la escarificación ácida, aun cuando son especies que comparten distribución natural en el sur austral. Las tres especies presentan dormancia del tipo fisiológica, dado que la germinación puede ser gatillada con distintos tiempos de estratificación en frío húmedo. Sin embargo, *B. empetrifolia* presentaría, posiblemente, algún grado de dormancia física, dado el efecto positivo del uso de escarificación ácida. A su vez, estas especies tienen distinto nivel de dormancia fisiológica, siendo más profunda en *B. ilicifolia* y en *B. microphylla* que en *B. empetrifolia*.

Distinto de *B. empetrifolia*, la escarificación ácida tuvo un efecto negativo en *B. ilicifolia*, donde provocó la muerte de las semillas, y un efecto neutro en *B. microphylla*.

“Evaluación del comportamiento de cuatro especies del bosque hidrófilo de quebrada con distintas procedencias, grados de cobertura y niveles de protección, como un método de restauración activa”

Magni, C.; Toro, N.; Martínez, E.; Grez, I.; Espinoza, S.; Abarca, B.; González, P. y Casali, S.

I. Introducción

La pérdida del bosque nativo es un problema a nivel mundial, lo cual está siendo exacerbado por el cambio climático, afectando incluso áreas de alto valor de conservación como es la zona mediterránea de Chile central. Es por esto que toma relevancia analizar las formaciones propias de esta zona, como es el bosque esclerófilo subtipo hidrófilo. Este ecosistema ha sido amenazado históricamente por el cambio de uso de suelo, pero recientemente por incendios forestales de gran magnitud, lo que se ve acentuado por los cambios en los patrones climáticos, particularmente en la disponibilidad hídrica, lo cual ha llevado a una fuerte reducción de su capacidad de regeneración natural, llevando a una pérdida generalizada de sus poblaciones. Es por esto que surge la necesidad de implementar de manera urgente técnicas para el repoblamiento artificial considerando además la selección adecuada de la procedencia como estrategia para su restauración.

Objetivos

Evaluar la sobrevivencia y crecimiento de *Beilschmiedia miersii*, *Crinodendron patagua*, *Cryptocarya alba* y *Persea lingue* con distintos tipos de cobertura de copa y cuatro métodos de protección para la radiación solar. Evaluar la incidencia de la variabilidad genética asociada a la sobrevivencia y crecimiento inicial de distintas procedencias de las cuatro especies, establecidas en un ensayo de jardín común.

Hipótesis

Debido a que el reclutamiento está restringido principalmente a áreas bajo dosel, es esperable que las especies tengan un bajo grado de tolerancia a la radiación en los primeros estadios de su desarrollo ontogénico. Es por esto que la protección contra la radiación solar debiera tener un efecto positivo en el desarrollo de las especies en sus primeros años.

Por otro lado, se plantea que las procedencias de semillas de latitudes cercanas al sitio de restauración tendrán un desempeño similar en crecimiento y sobrevivencia en un ambiente común. Esto permitirá restaurar ecosistemas azonales con material de otras localidades cercanas.

II. Metodología

Área de estudio

El ensayo se estableció en la Reserva Natural Privada Altos de Cantillana, en la comuna de Paine.

Material vegetal

Se plantaron 379 individuos, 158 de *B. miersii*, 66 de *C. patagua*, 99 de *C. alba* y 56 de *P. lingue*. Estas plantas fueron producidas en el vivero Antumapu de la Universidad de Chile con semillas procedentes de la Región de Valparaíso, Metropolitana y O'Higgins.

Sitios de plantación

Se definieron cinco sitios en función del nivel de cobertura vegetal (10%, 25%, 50%, 70% y 80%).

Métodos de protección

Se emplearon cuatro métodos de protección:

- Pleno sol (sin protección).
- Aplicación de bloqueador solar
- Sombra con malla Raschel
- Protectores ventilados de plantas

Diseño experimental

Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con factores fijos.

Establecimiento de ensayo

El ensayo se estableció en el mes de agosto de 2022, disponiendo un bloque en cada sitio. Cada planta fue ubicada en un marco de 1x1 metros. Se instaló un sistema de riego por goteo. La frecuencia de riego fue cada 15 días aplicando 2 L H⁻¹ en época estival (de septiembre a mayo).

Para la protección de los sitios plantados se instaló un cerco perimetral.

Mediciones

Se llevó a cabo una medición inicial en vivero, registrando el diámetro a la altura del cuello (DAC) y altura. Una vez realizada la plantación, esta fue monitoreada según sobrevivencia y crecimiento durante los meses de agosto de 2023 y 2024.

Análisis estadístico

La sobrevivencia fue analizada a través de un modelo lineal generalizado (GLM) de distribución binomial. Para el análisis del crecimiento en DAC y altura, se utilizó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis. Los valores medios que presentaron diferencias significativas fueron comparados con la prueba post hoc de Mann-Whitney-U.

Para todos los análisis se utilizó un nivel de significancia de 0,05.

III. Resultados

En la sobrevivencia el factor más significativo fue la cobertura vegetal, donde los sectores con un dosel más denso (cobertura al 70 y 80%) fueron los que presentaron un mayor número de plantas vivas. Lo anterior permite que los individuos de las diferentes especies tengan una menor pérdida de agua por evapotranspiración que en aquellos sectores más abiertos.

Respecto a las especies, *B. miersii* es la que ha mostrado mejores respuestas en términos de sobrevivencia, siendo una especie clave a la hora de tomar decisiones respecto a la estructura con la cual se podría comenzar a restaurar estos tipos de bosques. En tanto, *C. patagua* es la especie que se ve más afectada en la plantación, donde incluso en los sectores más cubiertos no superó el 8% de sobrevivencia, con una mortalidad total en los sectores abiertos.

Por otro lado, el factor procedencia mostró un efecto significativo principalmente en *C. alba*, siendo las semillas procedentes de la misma reserva las que responden mejor a las condiciones ambientales dadas en la plantación. En cuanto a las variables de crecimiento, solo la altura mostró diferencias significativas en función de la cobertura, donde tanto *B. miersii* como *C. alba* mostraron un crecimiento en los sectores más cerrados.

Por otro lado, una interacción de factores muestra que la mejor combinación para favorecer la sobrevivencia está dada por sectores con coberturas de dosel entre 70 y 80%, más la protección a través de la aplicación de bloqueador solar.

IV. Conclusiones

Las plantaciones de las especies en estudio han evidenciado el efecto que tiene la cobertura vegetal en su sobrevivencia, donde los sectores más cerrados mostraron un mayor número de individuos vivos. Respecto a las especies, *B. miersii* es la que ha mostrado mejores respuestas en términos de sobrevivencia, siendo una especie clave a la hora de tomar decisiones respecto a la estructura con la cual se podría comenzar a restaurar estos tipos de bosques.

“Composición florística de poblaciones de *Austrocedrus chilensis* (D. Don.) Pic.Serm. & Bizzarri en el sector sureste del Parque Nacional Conguillío, Región de la Araucanía, Chile”

Martínez, C.¹; Rivera, R.¹ y Romero, M.²

¹ Carrera de Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco.

² Laboratorio de Ecología Aplicada y Biodiversidad, Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco.

I. Introducción

Las diversas características geográficas que presenta Chile permiten el desarrollo de una gran diversidad florística en los ecosistemas boscosos. Actualmente, los bosques nativos alcanzan una superficie de 14,2 millones de ha (18,7% del territorio nacional) los cuales son de suma importancia por su valor ecológico, económico y cultural (CONAF 2014). Un 29,9% del bosque nativo se encuentra en Áreas Silvestres Protegidas del Estado (en adelante ASP), las cuales actúan como refugios de biodiversidad y en ellos se desarrollan procesos ecológicos relevantes para la conservación de la biodiversidad (Simonetti-Grez *et al.* 2017).

Austrocedrus chilensis (Ciprés de la Cordillera) es una especie característica de los bosques templados fríos de la región andino-patagónica y del bosque subantártico de Chile y Argentina, ocupando una superficie de 13.559 ha en la región de La Araucanía (CONAF 2021). En el Parque Nacional Conguillío, se preservan poblaciones boscosas puras y mixtas, siendo especies del género *Nothofagus* las que acompañan el dosel arbóreo en estas últimas. En el pasado, la especie se cosechaba a gran escala, por la belleza y durabilidad de su madera, generando una disminución en su área de distribución, lo que la ha llevado a ser catalogada como “Casi Amenazada” (NT) para la región de La Araucanía (Armesto *et al.* 1996, Allendes *et al.* 2000, MMA 2023). Los registros florísticos asociados a bosques de *Austrocedrus chilensis* son escasos en la región de La Araucanía, lo que, sumado al actual estado de conservación, el ser una especie longeva, con gran heterogeneidad ambiental y con poblaciones que presentan una variada composición florística, resultan de interés científico y de gestión al interior de las ASP.

Objetivo

Analizar la composición florística de poblaciones de *Austrocedrus chilensis* ubicadas en el sector sureste del Parque Nacional Conguillío, Región de La Araucanía, Chile.

II. Metodología

Se establecieron parcelas de 50 m² en ocho sectores del sector Triful-Triful y Valle de la Luna, en las cuales se registró la composición florística vascular presente y se determinó la cobertura de cada una de ellas. Las especies no identificadas *in situ* fueron colectadas para trabajo en gabinete y almacenadas en el Herbario UC Temuco. Para analizar la composición florística y riqueza de especies, éstas se clasificaron por hábito de crecimiento: arbórea, arbustiva, trepadoras-rastreras, epífitas, helechos terrestres y herbáceas. La clasificación y nomenclatura de las especies, el origen fitogeográfico y el hábito de crecimiento se basó principalmente en Rodríguez *et al.* (2018) y sus actualizaciones. A partir del registro de frecuencia y cobertura absoluta de cada especie se determinó la frecuencia y cobertura relativa, las cuales se sumaron para obtener el valor de importancia (IVI) de cada especie (Wikum y Shanholtzer 1978).

III. Resultados

En las poblaciones de *Austrocedrus chilensis* se determinaron 71 especies, pertenecientes a 42 familias y 59 géneros. Las familias más diversas fueron Asteraceae (10), Poaceae (5), Salicaceae (4) y Orquidaceae (3). Los géneros más representativos fueron *Azara* y *Maytenus*, con cuatro y tres especies, respectivamente. De acuerdo al origen fitogeográfico, el 87% (62 especies) son nativas, siendo el 6,5% de estas, endémicas (cuatro especies). En relación a los hábitos de crecimiento, los arbustos son los que mayormente se encuentran representados, con 26 especies (37%). En cuanto al estado de conservación de las especies, siete presentan problemas de conservación: cinco catalogadas como “Preocupación menor”, una como “Vulnerable” y una como “Casi amenazada”. Respecto del valor de importancia, las tres especies que presentan un mayor valor son *Austrocedrus chilensis* (IVI=21), *Nothofagus dombeyi* (IVI=13) y *Gaultheria poeppigii* (IVI=11). Las especies más frecuentes de encontrar dentro de las poblaciones, son *A. chilensis*, *Lomatia hirsuta*, *Prumnopitys andina*, *G. poeppigii* y *Diplolepis pachyphylla*.

IV. Conclusiones

Las poblaciones de *Austrocedrus chilensis* ubicadas en el sector sur-este del Parque Nacional Conguillío presentan una riqueza de especies mayor que la registrada en otras poblaciones ubicadas más al norte de su área de distribución, con predominancia de especies nativas. Algunas especies presentes se encuentran actualmente con problemas de conservación en Chile.

V. Referencias

- Allende L, E Colipe, Y Fuentealba. 2000. Estructura de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic.Ser. et Bizz. en el Parque Nacional Conguillío, IX Región, Chile. Universidad Católica de Temuco. 54 pp.
- Armesto J, C Villagrán, Mk Arroyo. 1977. Ecología de los bosques nativos de Chile. Monografías. Editorial Universitaria. Universidad de Chile. 477 pp.
- CONAF.2014. Capacidades para el manejo y gestión del bosque nativo. Ministerio de Agricultura. 39 pp.
- CONAF. 2021. Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile al año 2020. Departamento de Monitoreo de Ecosistemas Forestales. 76 p.
- MMA. 2023. Listado de especies clasificadas desde el 1° al 18°, Proceso de clasificación (RCE), Ministerio de medio ambiente, Chile. Documento. Sitio web: <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>
- Rodríguez R, C Marticorena, D Alarcón, C Baeza, L Cavieres, VI Finot, N Fuentes, A Kiessling, M Mihoc, A Pauchard, E Ruíz, P. Sánchez, A Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. Gayana Bot. 75: 1-430.
- Romero-Mieres M, J Urrutia. 2022. Flora del Parque Nacional Conguillío. Ediciones UC Temuco. Universidad Católica de Temuco. 408 pp.
- Simonetti-Grez G, J. simonetti, Gespinoza. 2017. Conservando el patrimonio natural de Chile: El aporte de las áreas protegidas. MMA. 132 p.

“Jardín etnobotánico Centro de humedales del Río Cruces”

Masoli, C. y Salinas, C.
Estudio de Paisaje Corteza

I. Introducción

La comunidad que habita el territorio del bosque valdiviano ha establecido distintos vínculos con el ecosistema de bosques y humedales. En ciertas circunstancias, estos ecosistemas han sido valorados como surtidores de materia prima para el sustento familiar, medicina, lugares rituales, o también, como obstáculos a eliminar para ampliar la frontera agropecuaria industrial y alcanzar ideales de progreso. La comprensión de nuestra memoria colectiva y la apertura a diferentes formas de conocimiento sobre el paisaje y sus componentes, influye en las formas de habitar la naturaleza. Por ejemplo, el conocimiento etnobotánico sobre el uso tradicional que poseen las plantas, abre a un espectro más amplio sobre cómo convivir con ellas y su hábitat, lo que enriquece la vivencia al explorar los bosques de Sudamérica austral y además ofrece otras perspectivas para conservar estos ecosistemas y acceder a formas de habitarlos de forma sostenible. Los estudios etnobotánicos han sistematizado ampliamente los usos de la flora nativa por los pueblos originarios, pero sin embargo, estos estudios han sido apreciados mayormente por médicos y químicos, cuando contienen una información muchísimo más amplia que podría aportar al acervo cultural y desarrollo sustentable.

Como una manera de contribuir a la comprensión de los vínculos entre habitantes con su entorno natural, y de divulgar y socializar hábitos de conservación a la comunidad, se propuso la construcción de un Jardín Etnobotánico en la reserva del Centro de Humedales del Río Cruces (CEHUM), un jardín que expresa y permite la comprensión del mismo paisaje como servicio ecosistémico, con énfasis en su uso cultural y como un componente vivo, dinámico, palpable y constitutivo de la identidad local.

Objetivos

Generar una exhibición permanente de carácter recreativo, interpretativo y de educación ambiental, a fin de promover cambios actitudinales y conductuales tanto en las comunidades del territorio del bosque valdiviano, como en la sociedad en general.

Objetivos específicos

- (1) Trazar un diseño que emula la configuración del mosaico espacial del paisaje rural típico valdiviano, trama que se reconoce desde lo alto de la torre mirador existente, creando la relación social, ecosistémica y cultural del uso de la tierra.
- (2) Poner en valor plantas vasculares del bosque valdiviano que poseen usos tradicionales y que le han prestado utilidad al ser humano a través de los tiempos.
- (3) Promover la participación y la interacción dinámica entre los visitantes y el objeto de la muestra a través de talleres de intercambio de saberes en los cuales se pone en práctica el uso tradicional que posee cada especie de planta presente en el Jardín Etnobotánico.

II. Metodología

El año 2019 se desarrolló un Plan Maestro de uso de los espacios exteriores del CEHUM y dentro de ellos, el diseño del Jardín Etnobotánico. Se puso especial énfasis en el proceso de la selección de especies vegetales, la cual debía responder a una serie de requerimientos: debían ser plantas nativas con usos tradicionales conocidos², de estrato arbustivo, que se pudieran desarrollar en las condiciones ambientales existentes en el lugar y que además, estuvieran disponibles en viveros locales. Una vez obtenido el listado de especies que conformarían la colección, se realizó un convenio con tres viveros locales para, en primer lugar, reservar el stock de plantas necesario, y segundo, propagar aquellas especies que no formaban parte de su stock original y comprometerse a tenerlas para la fecha prevista para la plantación. La obra se ejecutó con el Fondo de Cultura Fondart 2021. Para seleccionar las especies vegetales de la muestra se realizó una indagación bibliográfica, en temáticas de saberes y tradiciones

III. Resultados

Se presentan los resultados del diseño y construcción del Jardín Etnobotánico, cuyo trazado se inspira e intenta simular el paisaje rural local. En este se entremezcla un corredor de forma irregular, representando los cursos de agua y la vegetación de selva valdiviana que lo acompaña, sobre una matriz agraria en la que se emplazan campos divididos por potreros de texturas homogéneas. Lo interesante, es que de manera artificial, y desde lo alto de la Torre Mirador, se puede leer la estructura espacial que se vería desde un avión volando sobre el territorio, y que luego, al bajar de la torre los visitantes tienen la posibilidad de entrar y recorrer estos “campos”, los que corresponden a potreros de cultivos de plantas con usos tradicionales.

La colección de plantas está dividida en cuatro categorías: (1) *especies madereras y/o que proveen materiales de construcción*, (2) *especies que proveen materias primas para artesanía*, (3) *especies que poseen propiedades mágicas o sagradas*, y (4) *especies alimenticias* (Tabla 1).

Las divisiones de los campos de cultivo se realizaron con cercos de rebellín, lo cual constituye un rescate de una técnica milenaria mapuche, en la que se entierran varas de pellín en hilera bien juntas formando un cerco. Para la conformación de los cursos de agua, se utilizaron grandes piedras, indispensables para la formación de hábitat atrayendo fauna silvestre, como mariposas, reptiles y aves.

Además, se realizó economía circular, al usar, como material de construcción, varas de aliso, especie invasora que perjudica los bordes del humedal, ayudando de esta manera a su control en los cursos de agua de la reserva.

Tabla 1. Especies vasculares que conforman la muestra del jardín etnobotánico CEHUM.

Proveen Materia de Construcción		Alimenticias	
Nombre común	Nombre científico	Nombre común	Nombre científico
Calafate	<i>Berberis microphylla</i>	Amancay	<i>Alstroemeria aurea</i>
Chaura	<i>Gaultheria mucronata</i>	Chaura	<i>Gaultheria phillyreifolia</i>
Coirón nativo	<i>Festuca magellanica</i>	Chupalla (poe)	<i>Fascicularia bicolor</i>
Coligüe	<i>Chusquea coleou</i>	Copihue	<i>Lapageria rosea</i>
Quila	<i>Chusquea quila</i>	Frutilla	<i>Fragaria chilensis</i>
Junco (junquillo duro)	<i>Juncus imbricatus</i>	Ampe	<i>Lophosoria quadripinnata</i>
Pilpilvoqui	<i>Campsidium valdivianum</i>	Huarapo	<i>Myrteola nummularia</i>
Voqui colorado	<i>Cissus striata</i>	Murta	<i>Ugni molinae</i>
		Murta blanca	<i>Ugni candollei</i>
		Nalca	<i>Gunnera tinctoria</i>
		Rucachucao	<i>Nertera granadensis</i>
		Quilo (voqui negro)	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>
		Zarzaparrilla	<i>Ribes magellanicum</i>
		Chaura	<i>Gaultheria mucronata</i>
Poseen Propiedades Mágicas o Sagradas		Proveen Materia Prima para Artesanía	
Nombre común	Nombre científico	Nombre común	Nombre científico
Sabinilla	<i>Margyricarpus pinnatus</i>	Botellita	<i>Mitraria coccinea</i>
Chaquihue	<i>Crinodendron hookerianum</i>	Calle calle	<i>Libertia chilensis</i>
Chilco	<i>Fuchsia magellanica</i>	Cardillo	<i>Eryngium paniculatum</i>
Chin chin	<i>Azara microphylla</i>	Chupón	<i>Greigia sphacelata</i>
Costilla de vaca	<i>Blechnum chilensis</i>	Huevil	<i>Vestia foetida</i>
Cowil (coguilera)	<i>Lardizabala biternata</i>	Junquillo	<i>Juncus procerus</i>
Geum (payante)	<i>Geum chilensis</i>	Limpiaplata	<i>Equisetum bogotense</i>
Hierbaloza	<i>Blechnum hastatum</i>	Llaupangue	<i>Francoa appendiculata</i>
Huella	<i>Corynabutilon vitifolium</i>	Michay	<i>Berberis darwinii</i>
Menta de árbol	<i>Clinopodium multiflorum</i>	Pillo pillo	<i>Ovidia pillopillo</i>
Natri	<i>Solanum gayanum</i>	Matico	<i>Buddleja globosa</i>
Palo negro	<i>Leptocarpha rivularis</i>	Voqui blanco (Pil pil voqui)	<i>Boquila trifoliolata</i>
Quil quil	<i>Blechnum magellanicum</i>		
Salvia macho	<i>Sphacele chamaedryoides</i>		
Taique	<i>Desfontainia spinosa</i>		
Tupa tupa	<i>Lobelia tupa</i>		

IV. Conclusiones

El jardín etnobotánico, actualmente forma parte importante de los recorridos educativos del CEHUM, y como Ser dinámico, se ha ido transformando y adecuando a la realidad del territorio y su gestión. Sin embargo, se conservan los objetivos, la definición y clasificación de la colección, y el espíritu de ser un espacio de aprendizaje multidireccional, que se nutre de las diversas experiencias de sus visitantes y sus cuidadores. Después de dos años de implementado el proyecto, se puede observar el desarrollo de las plantas nativas expuestas, proporcionando conocimientos en cuanto a su crecimiento y cuidados en un espacio cultivado, y ha servido como fuente de enseñanza, tanto de la diversidad florística del bosque valdiviano, como del trasfondo cultural de ésta.

“Evaluación de la capacidad de Fitoestabilización del arbusto Huingán (*Schinus polygamus*) en relaves mineros con la aplicación de enmiendas orgánicas”

Mena, A. y Tapia, Y.

Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

I. Introducción

Uno de los impactos ambientales que ha generado la minería en Chile son los relaves. Los principales elementos que contienen los relaves de la minería del cobre de la zona central de Chile son sulfatos, metales y metaloides, destacando el cobre (Cu) y molibdeno (Mo) (Tapia *et al.*, 2017). Con una tasa estimada cercana a los 600 millones de toneladas totales de relave al año producida por la minería del cobre y 764 relaves registrados al año 2022, poseen riesgos potenciales como la contaminación de suelos y aguas por dispersión o lixiviación (SERNAGEOMIN, 2021; COCHILCO, 2022).

La fitoestabilización emerge como una estrategia sostenible para la mitigación de los posibles impactos de los relaves, esta consiste en utilizar plantas como cubierta vegetal para estabilizar física, química y biológicamente los potenciales contaminantes en las raíces y su rizósfera (Ginocchio y León-Lobos, 2011). Además, debido a los bajos niveles de nutrientes de los relaves se destaca la importancia de las enmiendas orgánicas, como el compost, para mejorar las condiciones del sustrato favoreciendo el crecimiento de las plantas. Investigaciones sugieren que la aplicación de compost podría mejorar la capacidad de fitoestabilización de especies (Touceda-González *et al.*, 2017).

Schinus polygamus (Cav.) Cabrera, arbusto conocido como Huingán se encuentra distribuido entre la Región de Atacama y de Los Lagos (CONAF, 1999), pertenece al bosque esclerófilo, se desarrolla en suelos pobres de exposición norte, tanto en laderas como planicies y se ha utilizado para forestaciones en zonas semiáridas (Riedemann *et al.*, 2016). Un estudio lo ha identificado como una especie pseudometalófila de Cu, por lo cual se recomienda utilizar como especie con capacidad de fitoestabilización de relaves mineros con altas concentraciones de este metal (Ortiz *et al.*, 2008).

Objetivos

Los objetivos de la investigación son evaluar la capacidad de fitoestabilización de cobre y molibdeno de plantas de *Schinus polygamus* establecidas en relave minero.

Hipótesis

Schinus polygamus presenta capacidad de fitoestabilización con la aplicación de compost.

II. Metodología

El ensayo se realizó en invernadero desde agosto a diciembre de 2023 en la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Los individuos de *Schinus polygamus* (N=24), con una altura de 20 cm aproximadamente se sometieron a tres tratamientos con ocho repeticiones en macetas de 5 litros. El relave se obtuvo del tranque relaves Ovejería de CODELCO, ubicado en la comuna de Til Til, Región Metropolitana. Dos tipos de compost fueron evaluados; el primero de restos vegetales, obtenidos de la DIGA (Dirección de Gestión Ambiental de la municipalidad de La Pintana), y el segundo compost procede de biorreactores de ensayo de tratamiento de aguas mineras. Los compost se aplicaron con una dosis de 0,54% (20 t ha⁻¹). Los tratamientos fueron T0: relave (control), T1: relave + compost DIGA (CD), T2: relave + compost biorreactores (CB), con una duración total de 120 días y riego con agua potable. En plantas se evaluaron los parámetros de crecimiento, específicamente altura y materia seca, y se analizaron parámetros químicos en el tejido aéreo y raíz para calcular su capacidad de fitoestabilización de Cu y Mo, mediante la metodología de digestión ácida con HNO₃ y posterior lectura con espectrofotómetro de absorción atómica (EAA) (Sadzawka *et al.* 2007), utilizando el índice de transporte ($Ti < 1$) para determinar la capacidad de fitoestabilización ($Ti < 1$) (Méndez y Maier, 2007).

Donde: $Ti = \text{Concentración del metal en parte aérea (mg kg}^{-1}) / \text{Concentración del metal en raíz (mg kg}^{-1})$

El análisis estadístico fue mediante análisis de varianza para las variables de crecimiento, biomasa y concentración de metales, con el software INFOSTAT y se realizó la prueba de comparaciones múltiples de Fisher ($p < 0,05$).

III. Resultados

Los parámetros de crecimiento del Huingán indican que el T1 (relave + CD), alcanzó la mayor altura de 27,6 cm, siendo significativamente mayor en comparación con T0 (control) y T2 (relave + CB) con 11,8 cm y 13,1 cm respectivamente. La materia seca también fue mayor en T1 con 5,9 g, a diferencia de T0 con un 3,7 g y T1 con 3 g, los cuales no presentaron diferencias significativas entre ambos. Los tres tratamientos presentaron una mayor concentración de Cu y Mo en la raíz (Cuadro 1), lo cual indica la capacidad de fitoestabilización

de la especie.

Cuadro 1. Concentración de Cu y Mo en tejido vegetal.

Tratamiento	Cu aéreo (mg kg)	Cu raíz (mg kg)	Mo aéreo (mg kg)	Mo raíz (mg kg)
T0	28 ± 11(b)	1090 ± 384 (a)	*nd	1235 ± 572 (b)
T1	13 ± 6 (a)	2272 ± 294 (b)	*nd	771 ± 632 (a)
T2	17 ± 7 (a)	1560 ± 657 (a)	*nd	960 ± 331 (ab)

*nd: no detectado

IV. Conclusiones

Schinus polygamus, Huigán, creció normalmente en los relaves mineros, siendo el compost de restos vegetales el cual presentó mejores resultados de crecimiento. Además, *Schinus polygamus* presentó capacidad de fitoestabilización de Cu y Mo. Por lo tanto, podría ser una especie interesante para la fitoestabilización el cultivo de Huigán en relaves mineros como cubierta vegetal y con aplicación de enmiendas orgánicas, para mitigar los impactos ambientales de los relaves mineros.

Financiamiento: Proyecto Fondecyt Regular 1210922.

V. Referencias

- COCHILCO. 2022. Monitoreo del estado de los relaves mineros en Chile., Dirección de estudios y políticas públicas. 27p.
- Corporación Nacional Forestal (CONAF). (1999). Monografía Forestal. Especies para la forestación en la zona semiárida de Chile. Huigán. *Schinus polygamus* (Cav.) Cabr. Chile Forestal, n.276, 25-26.
- Ginocchio R y León-Lobos, P. 2011. Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile Guía N°1: Metodología General. Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM) e Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile.
- Méndez, M. y Maier, R. (2007). Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid. Environmental Science and Bio/Technology, 7(1), 47–59.
- Ortiz C., Alcaide O. y Li Kao J. 2008. Distribución de cobre en hojas y raíces de plantas que crecen sobre relaves mineros de cobre en el norte de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 81 (4): 489-49.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., et al. 2007. Métodos de Análisis en Tejidos Vegetales. 120 p.
- SERNAGEOMIN. 2021. Catastro de depósitos de relaves mineros en Chile (actualización 10-08-2020). (Servicio Nacional de Geología y Minería). Santiago, Chile. Disponible en <https://www.sernageomin.cl/datos-publicos-deposito-de-relaves/> (Consultado en junio de 2021).
- Tapia Y., Casanova, M., Castillo B., et al. 2019. Availability of copper in mine tailings with humic substance addition and uptake by *Atriplex halimus*. Environmental Monitoring and Assessment, 191: 651.
- Tapia Y., Bustos, P., Salazar O., et al. 2017. Phytostabilization of Cu in mine tailings using native plant *Carpobrotus aequilaterus* and the addition of potassium humates. Journal of Geochemical Exploration, 183: 102–113.
- Touceda-Gonzalez M., Álvarez-López, V., Prieto-Fernández Á., et al. 2017. Aided phytostabilization reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mining tailings. Journal of Environmental Management, 186 (2): 301-313.

“Flora de la cordillera de San Fabián (Ñuble) y sus principales amenazas”

Menegoz, K.¹; Villarroel, A.² y Lavandero, N.³

¹ONG Dosel.

²Herbario Nacional (SGO), Museo Nacional de Historia Natural.

³Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica de Chile.

I. Introducción

La cordillera de San Fabián se ubica en la zona de mayor biodiversidad florística de Chile. Esta área presenta una alta diversidad geológica y geomorfológica, expresada en sus cerros graníticos, terrazas fluviales y plataformas volcánicas. Además, es una zona de transición climática, donde converge la vegetación de los climas mediterráneos y templados. Esta característica, sumada a la accidentada topografía, resultan en una amplia variedad de hábitats y microhábitats, que son el reflejo de una gran diversidad florística con alto nivel de endemismo. En los últimos años (2021-2024), se han descrito 4 especies nuevas para la ciencia en este territorio, que también es parte de la Reserva de la Biósfera Corredor Biológico Nevados de Chillán - Laguna del Laja, y posee la categoría de Zona de Interés Turístico (ZOIT). Pese a lo anterior, la biodiversidad y los paisajes de San Fabián han sido afectados por cambios en el uso de la tierra y actividades de origen antrópico. Actualmente, la ejecución de un proyecto inmobiliario podría llegar a fragmentar 9500 ha de cordillera. En Chile, la compra y venta de parcelas se ha disparado en los últimos años. Según el INE el número de parcelas de agrado creció un 369% en la Región Metropolitana, mientras que en el resto del país aumentó en 820%. En ese sentido, ninguna región ha quedado exenta de este auge, y la Región de Ñuble no es la excepción.

Objetivos

Informar sobre las principales amenazas que afectan a la flora de la cordillera de Ñuble y las cuatro especies que se han descrito recientemente.

II. Metodología

Entre 2014 y la fecha actual, se llevaron a cabo numerosas salidas a terreno, que fueron esenciales para el desarrollo de esta investigación. Se realizó una prospección detallada con muestreo de especies en el valle de Bullileo, así como en otros sectores remotos de la cordillera de San Fabián. Durante estas expediciones, se efectuaron exhaustivas colectas de datos sobre la flora, lo que permitió no solo identificar nuevas especies (*Rayenia malalcurensis*, *Valeriana praecipitis*, *Berberidopsis granitica* y *Viola imbricata* -en revisión en revista Phytotaxa-), sino también observar las principales amenazas que enfrentan. Por ejemplo, se registraron especies exóticas, senderos informales, sectores de camping irregulares y la presencia de ganado. Para complementar esta información, se llevó a cabo una revisión bibliográfica detallada que ayudó a contextualizar los hallazgos y evaluar el estado de conservación de las especies descritas, aplicando los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. El detalle de las amenazas identificadas para cada especie se describió en los artículos científicos publicados, y en sus fichas de clasificación, disponibles en el sitio web del Ministerio del Medio Ambiente.

III. Resultados

La cordillera de San Fabián, esencialmente en manos de privados, no cuenta con ningún área de protección formal. La vegetación presente en los valles (sectores de mayor biodiversidad), y en algunos casos la de mayor altitud, está siendo afectada por cambios en el uso de la tierra. Se está subdividiendo cada vez más tierra para uso residencial y va creciendo la presión que ejerce el ser humano sobre el bosque nativo con actividades tales como las plantaciones forestales, la agricultura, el sobrepastoreo, las quemas e incendios, la extracción ilegal de madera, leña, PFNM y tierra de hojas, la producción de carbón, el turismo no regulado y la introducción de especies invasoras. Las amenazas más preocupantes son las que presentan un fuerte impacto en el corto plazo, como los proyectos de embalses y los megaloteos. Específicamente, la cordillera se ha visto afectada por la construcción del proyecto hidroeléctrico central de paso Hidroñuble, y se encuentra amenazada por otro gran proyecto liderado por el Estado, el Embalse Nueva La Punilla. Por otro lado, en junio del 2023, la empresa Genau Green comenzó la ejecución de su proyecto inmobiliario, el cual podría fragmentar 9500 ha en parcelas de 4 ha, y afectar el hábitat de 3 de las especies recientemente descritas. Estas 9500 ha fueron estratégicamente divididas en 34 megalotes de unas 300 ha, con el fin de eludir la ley ambiental e ingresar solicitudes independientes al SAG. Entre diciembre de 2022 y abril de 2023, el SAG entregó 12 certificados, autorizando lotear 3375 ha, los cuales suman un total de 793 lotes. Este proyecto representa una gran amenaza para la zona de mayor biodiversidad de Chile, al conllevar deforestación, fragmentación, introducción de especies exóticas, incendios, contaminación, entre otros. El ecosistema original sería reemplazado por áreas degradadas y fragmentadas, extinguiendo localmente flora y fauna.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Al no haber una significativa toma de conciencia, de decisiones y acciones por parte del Estado y privados, la degradación de las zonas más biodiversas de Chile podría permanecer en los mismos niveles o incluso

incrementar, debido a la continua expansión de las zonas urbanizadas y de las actividades agropecuarias, forestales e industriales. Particularmente, la ejecución de un gran proyecto inmobiliario amenaza estos ecosistemas y sus especies, haciendo necesario un estudio de impacto ambiental, que aún no se ha solicitado. A estos factores se suma el calentamiento global, que está generando sequías prolongadas perjudiciales para la vegetación. Para proteger estos ecosistemas de alto valor ambiental, es fundamental la implementación de herramientas de ordenamiento territorial para que cada comuna las pueda aplicar a las realidades de su territorio. En el caso de San Fabián, el objetivo de la ZOIT es el desarrollo del turismo sustentable con la puesta en valor de la biodiversidad y de los paisajes cordilleranos, lo que no es compatible con la destrucción de los ecosistemas. La ineficiencia de las leyes actuales, la falta de regulaciones, de fiscalización y de incentivos para la preservación y conservación, ponen en riesgo los ecosistemas boscosos y andinos, especialmente ante la actual crisis climática. Debido a la falta de planes de ordenamiento territorial y de áreas protegidas en esta zona de Chile, los intereses privados entran en conflicto con la conservación de paisajes y especies endémicas. San Fabián y sus alrededores, por ser parte de la zona de mayor biodiversidad en flora de Chile, debería ser considerado un lugar prioritario para la conservación y para la creación del primer Parque Nacional de la Región de Ñuble.

V. Referencias

- Villarroel AE, Menegoz K, Lavandero N (2021) *Rayenia Malalcurensis* (Escalloniaceae), a new genus and species endemic to Central Chile. *Phytotaxa* 484(1): 96–112. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.484.1.4>
- Villarroel AE, Menegoz K, Le Quesne C, Moreno-Gonzalez R (2022) *Valeriana praecipitis* (Caprifoliaceae), a species new to science and endemic to Central Chile. *PhytoKeys* 189: 81–98. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.189.73959>
- Menegoz K, Villarroel AE, Lavandero N (2024) Phylogeny of Berberidopsidales based on nuclear and chloroplast loci, with the description of a new species of *Berberidopsis* endemic to Central Chile. *Taxon* <https://doi.org/10.1002/tax.13170>
- Villarroel AE, Menegoz K, Lavandero N (2024) Columna de opinión Ladera Sur: <https://laderasur.com/articulo/columna-de-opinion-region-del-nuble-megaloteos-en-san-fabian-de-alico-una-amenaza-para-su-biodiversidad/>
- Ficha de clasificación de especie *Rayenia malalcurensis*: https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/09/Rayenia_malalcurensis_18RCE_PAC.pdf
- Ficha de clasificación de especie *Valeriana praecipitis*: https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/08/Valeriana_praecipitis_19RCE_PAC.pdf

“Identificación y descripción de la flora melífera de la Región de Coquimbo”

Montenegro, G.¹; Núñez, G.¹; Aparicio, J.²; Giovagnoli, C.² y Giordano, A.²

¹ Departamento de Ciencias Vegetales, Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

² Departamento de Química Inorgánica, Facultad de Química y de Farmacia, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

I. Introducción

La necesidad de agregar valor a las mieles chilenas hace fundamental conocer su origen floral, especialmente en regiones con alto endemismo, como la Región de Coquimbo, que tiene el potencial de producir mieles únicas. El valor de la miel aumenta cuando proviene del néctar de especies del desierto florido, una zona que alberga 1.893 especies de plantas, de las cuales el 32% son endémicas de Sudamérica y el 58% son endémicas exclusivamente de Chile (Pontificia Universidad Católica de Chile, 2021). La producción de miel en la Región de Coquimbo enfrenta desafíos debido a la falta de conocimiento detallado sobre la flora de importancia melífera local.

Objetivo

El propósito de esta investigación fue identificar y describir las principales especies de flora melífera de la Región de Coquimbo, con el fin de elaborar fichas por especie que mejoren las prácticas apícolas y contribuyan a la conservación de la biodiversidad en la región.

Hipótesis

La diversidad vegetal y el alto endemismo de la Región de Coquimbo permiten la producción de mieles únicas, tanto a nivel regional como nacional.

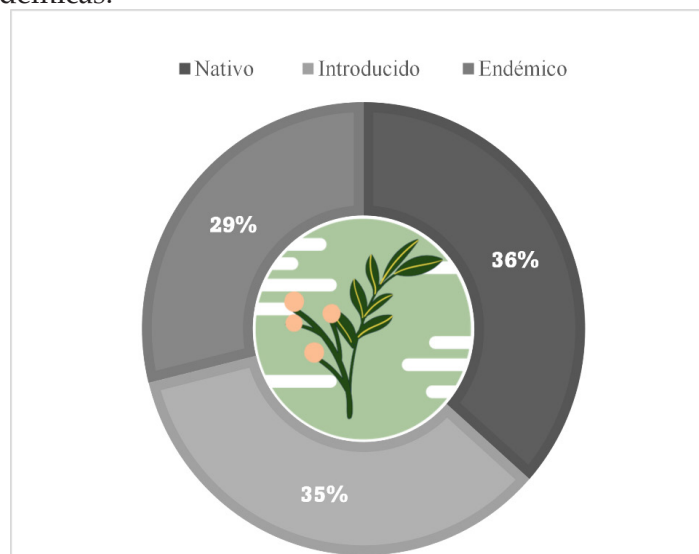
II. Metodología

La investigación se llevó a cabo en 3 etapas: 1) Mapeo e identificación de la flora circundante a las colmenas en diversas zonas de estudio de la región; 2) Análisis melisopalinológico de las mieles producidas en la Región de Coquimbo; 3) Revisión bibliográfica sobre la flora melífera de la región y elaboración de fichas descriptivas para cada especie.

III. Resultados

La identificación y descripción de la flora melífera de la Región de Coquimbo resultó en la elaboración de 52 fichas de especies, de las cuales el 36% corresponde a flora nativa, el 35% a especies introducidas y el 29% a especies endémicas, cada una con potencial apícola diferenciado (Figura 1). Dentro de la flora melífera de la Región se posicionan varias familias de especies, destacando la familia Fabaceae, caracterizada por plantas con flores que incluye árboles, arbustos y hierbas perennes. El análisis melisopalinológico de las mieles se encontraron mayoritariamente seis especies florales encontradas en las mieles de Coquimbo: Yuyo (*Brassica rapa*), Rábano (*Raphanus sativus*), Quillay (*Quillaja saponaria*), Algarrobo (*Prosopis chilensis*), Romerillo (*Baccharis linearis*), Chañar (*Geoffroea decorticans*) y Mandarinero (*Citrus reticulata*).

Figura 1. Distribución porcentual de la Flora melífera de la Región de Coquimbo correspondiente a especies nativas, introducidas y endémicas.



IV. Conclusiones

La identificación y descripción de la flora melífera de la Región de Coquimbo revelaron una notable diversidad de especies con variación estacional en su disponibilidad. La integración de este conocimiento botánico al sector apícola no solo facilita una planificación más eficiente y el uso sostenible de los recursos florales, sino que también contribuye a la conservación del ecosistema local y al aumento del valor comercial de las mieles de la región.

V. Referencias

Pontificia Universidad Católica de Chile (2021). The Awakening of the Atacama Desert. <https://www.uc.cl/en/news/the-awakening-of-the-atacama-desert/>

“Estudio de desreplicación y potencial anticolinesterásico de extractos enriquecidos en alcaloides de la especie chilena *Zephyranthes bagnoldii* (Herb.) Nic. García (amaryllidaceae) colectada en el desierto florido (Chile)”

Moons, L.¹; Carrasco, C.²; García, N.³; Schmeda-Hirschmann, G.² y De Andrade, J.⁴

¹Escuela de Química y Farmacia, Facultad de Medicina, Universidad Católica del Maule, Talca 3480112, Chile.

²Laboratorio de Química de Productos Naturales, Instituto de Química de Recursos Naturales, Universidad de Talca, Campus Lircay, 3460000 Talca, Chile.

³Herbario EIF & Laboratorio de Evolución y Sistemática, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago 8820808, Chile.

⁴Departamento de Medicina Traslacional, Facultad de Medicina, Universidad Católica del Maule, Talca 3480112, Chile.

I. Introducción

Dentro del vasto número de metabolitos especiales encontrados en los organismos vivos, los alcaloides son conocidos por su gran variedad estructural y elevado potencial biológico. Algunas familias del Reino Vegetal se destacan por la producción de alcaloides, brindando características quimiotaxonómicas y revelando, con los estudios químicos de desreplicación, estructuras comunes, conocidas o novedosas, con potencial interés farmacológico. Este es el caso de la familia Amaryllidaceae, sobre todo la subfamilia Amaryllidoideae, la cual es capaz de sintetizar un grupo específico de alcaloides derivados de isoquinolinas, metabolitos exclusivos de esta subfamilia. En términos biológicos, dichas bases suelen presentar actividades antitumorales, antiparasitarias y de inhibición de colinesterasas. Esta última se relaciona con uno de los fármacos utilizados para el manejo de la Enfermedad de Alzheimer (EA) oriundo de las Amaryllidaceae, la galantamina, indicada para los estadios leve a moderado de la enfermedad. Chile es conocido por su potencial en plantas bulbosas, y las especies de Amaryllidaceae están presentes y se extienden desde el sur de Chile hasta el Desierto Florido. Estas especies han sido muy poco exploradas química o biológicamente, y un gran potencial puede revelarse tras su estudio.

Objetivos

1. Obtener extractos enriquecidos en alcaloides de la especie *Zephyranthes bagnoldii* (Herb.) Nic. García, nativa del desierto florido.
2. Evaluar química y biológicamente estos metabolitos a través de técnicas cromatográficas y de inhibición enzimática.

Pregunta de investigación

¿Poblaciones de Amaryllidaceae del Desierto Florido de Chile producen los conocidos alcaloides de Amaryllidaceae?

Las fracciones enriquecidas en alcaloides de dichas poblaciones, ¿presentan actividad de inhibición del acetil y butirilcolinesterasa por el método de Ellman?

II. Metodología

La especie *Zephyranthes bagnoldii* (Herb.) Nic. García fue recolectada en dos poblaciones de la región de Atacama (Carrizal Bajo y Huasco). Tras la separación de los bulbos, se llevó a cabo la liofilización, trituración en molino, y luego maceración en metanol (PA, 3 veces). El filtrado fue combinado y llevado a evaporación completa mediante rotavapor, obteniéndose así el extracto crudo metanólico. Dicho extracto fue sometido a extracción ácido base, primeramente, agregando ácido sulfúrico (H₂SO₄, 2% v/v) y particiones en éter dietílico (3 veces) y acetato de etilo (una vez), para remoción de materia neutra, grasa y fenólicos. Luego, se llevó a cabo la alcalinización de la fracción acuosa ácida, con la utilización de hidróxido de amonio (NH₄OH, 25%) hasta llegar a un pH 9-10. Una vez confirmado pH alcalino, se llevó a cabo extracción 3 particiones con Acetato de Etilo (AcOEt), siendo reunidas las fracciones orgánica, desecadas con sulfato de sodio anhidro y filtradas, finalizando el proceso con evaporación hasta la sequedad a través de rotavapor. Aproximadamente 5 mg de la fracción acetato de etilo fueron destinados al estudio de desreplicación a través de Cromatografía gaseosa acoplada a Espectrometría de Masas (CG-EM) y otros 5 mg fueron destinados al estudio de inhibición enzimática.

Para el estudio de CG-EM, los 5 mg fueron solubilizados en 1 ml de metanol (grado HPLC) y filtrados (filtro de 0,22 µm). El equipo GC-EM es un Agilent 6890N GC 5975 inert MSD (modo electrónico de 70 eV) con columna DB-5 MS (30 m x 0.25 mm x 0.25 µm) y rampa de temperatura de 100–180 °C at 15 °C min⁻¹, 1 min en 180 °C, 180–300 °C at 5 °C min⁻¹ y 10 min en 300 °C. Flujo gas Helio en 0,8 ml min⁻¹. Modo *split* 1:20. Los ensayos frente a la colinesterasa se basaron en el método de Ellman, modificado, aplicado previamente.

III. Resultados

Los individuos de ambas poblaciones de *Zephyranthes bagnoldii* colectados en Carrizal Bajo y los recolectados cerca de Huasco, en esta ocasión son tratados como *Zephyranthes aff. bagnoldii*; porque están en este momento en proceso de identificación genética, mostraron perfiles bioquímicos próximos, en donde se observa la presencia del alcaloide licorina como uno de los alcaloides mayoritarios, además de la presencia de alcaloides como galantamina y derivados, montanina y aulicina. La población "Z. *bagnoldii*" de Carrizal Bajo presentó un mayor porcentaje relativo del alcaloide galantamina, respecto a la población de Huasco. El porcentaje relativo de galantamina llegó a aproximadamente 25% del total de alcaloides, mientras que la población de Huasco llegó a 5% del total. Respecto a la inhibición del enzima acetilcolinesterasa, igualmente la IC₅₀ de la población de Carrizal fue bastante inferior respecto a la de Huasco, llegando a valores de $0,39 \pm 0,02 \mu\text{g/mL}$, mientras que la población de Huasco presentó valores de $2,20 \pm 0,11 \mu\text{g/mL}$. El valor de IC₅₀ para la población de Carrizal es próximo a la inhibición de acetilcolinesterasa de especies reconocidas como productoras del alcaloide galantamina, debido a su alto contenido en el extracto⁴. Con respecto a la inhibición de la enzima butirilcolinesterasa, la población de Huasco fue prácticamente inactiva, con valores de IC₅₀ superiores a 100 $\mu\text{g/mL}$. La población de Carrizal presentó valor de IC₅₀ frente a butirilcolinesterasa de $9,80 \pm 0,15 \mu\text{g/mL}$, igualmente valores importantes para la inhibición de esta enzima.

IV. Conclusiones y perspectivas

La especie de añáñuca predominante en la región desde Ovalle hasta Vallenar, incluyendo la región costera, es la especie *Z. bagnoldii*, aunque se observan diferencias entre poblaciones respecto a la coloración de sus tépalos. Queda de manifiesto que la especie endémica de la región produce los clásicos esqueletos tipos de los alcaloides de las Amaryllidaceae, resultado revelado por GC-EM. Los esqueletos-tipo galantamina, licorina, motanina, tazetina y haemantamina están presentes en las poblaciones de esta región. Este trabajo también permitió observar el importante potencial de inhibición de las enzimas relacionadas con la transmisión colinérgica, como lo son las enzimas acetil y butirilcolinesterasa. La población de Carrizal Bajo mostró potencial de inhibición de acetilcolinesterasa muy próximo a especies productoras de galantamina como alcaloide mayoritario. Sin embargo, la desreplicación en alcaloides mostró que dicha población no produce galantamina como alcaloide mayoritario. Así, como perspectiva, quedan miradas hacia la caracterización de bases no identificadas en dicho extracto para evaluación biológica frente a estas enzimas, para evaluar si existen otros metabolitos potencialmente inhibidores o si existe alguna acción sinérgica entre distintos alcaloides para dicha diana.

V. Referencias

- Bastida, J., Lavilla, R., & Viladomat, F. (2006). Chemical and biological aspects of Narcissus alkaloids. The alkaloids: chemistry and biology, 63, 87-179.
- Heinrich, M., & Teoh, H. L. (2004). Galanthamine from snowdrop—the development of a modern drug against Alzheimer's disease from local Caucasian knowledge. *Journal of Ethnopharmacology*, 92, 147-162.
- Tallini, L.R., Bastida, J., Cortes, N., Osorio, E.H., Theodoluz, C., Schmeda-Hirschmann, G. (2018). Cholinesterase inhibition activity, alkaloid profiling and molecular docking of Chilean *Rhodophiala* (Amaryllidaceae). *Molecules* 23, 1532–1558.
- De Andrade, J. P., Giordani, R. B., Torras-Claveria, L., Pigni, N. B., Berkov, S., Font-Bardia, M., Calvet, T., Konrath, E., Bueno, K., Sachett, L. G., Dutilh, J. H., Borges, W. S., Viladomat, F., Henriques, A. T., Nair, J. J., Zuanazzi, J. A. Z., Bastida, J. (2016). The Brazilian Amaryllidaceae as a source of acetylcholinesterase inhibitory alkaloids. *Phytochemistry Review*, 15, 147-160.

“Distribución y Nicho Ecológico de *Menegazzia globulifera* en el Parque Nacional Conguillio, Araucanía, Chile”

Morales, J.¹; Villagra, J. ²; Sarabia, C.³ y Alors, D.⁴

¹ Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Temuco 478 0694, Chile.

² Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Temuco 478 0694, Chile. Departamento de Biología y Químicas, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Temuco 478 0694, Chile

³ Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Temuco 478 0694, Chile.

⁴ Departamento de Biología y Químicas, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Temuco 478 0694, Chile.

Herbario de líquenes de la Facultad de Farmacia, Universidad de Valparaíso, Av. Gran Bretaña 1093, Playa Ancha, CP 2360102 Valparaíso, Chile.

I. Introducción

La distribución y el nicho ecológico de *Menegazzia globulifera* R. Sant. (1942) en el Parque Nacional Conguillio, región de la Araucanía, son poco conocidos, lo que limita su uso potencial como bioindicador de cambio climático. La creciente preocupación por el calentamiento global y su impacto en los ecosistemas del sur de Chile hace urgente la identificación de especies sensibles como *M. globulifera* que puedan ofrecer información sobre los cambios microclimáticos locales.

Objetivos

El objetivo principal es inferir un mapa de distribución potencial y caracterizar el nicho ecológico de *M. globulifera* en el Parque Nacional Conguillio, con un enfoque en su idoneidad como bioindicador de cambio climático.

Pregunta de Investigación

¿Cuál es la distribución actual y el nicho ecológico de *Menegazzia globulifera* en el Parque Nacional Conguillio y cómo se relaciona con las condiciones microclimáticas del parque?

Hipótesis

Menegazzia globulifera muestra una distribución preferente en áreas más secas del parque, lo que sugiere una tolerancia a condiciones de desecación, lo que podría ser indicativo de su idoneidad como bioindicador de cambio climático.

II. Metodología

Se seleccionaron 20 zonas representativas a lo largo de diferentes senderos del Parque Nacional Conguillio, desde la entrada Sur de Triful-Triful hasta la entrada Noreste de la Laguna de Captrén. En cada zona, se instalaron sensores iButton para registrar humedad y temperatura a nivel microclimático. Se muestrearon entre 5 y 10 árboles por área, abarcando desde la base hasta una altura de dos metros. Durante el muestreo, se realizaron observaciones y se recolectaron ejemplares de *M. globulifera*, registrando las presencias y ausencias en cada área.

Los datos obtenidos se integraron con variables climáticas de WorldClim para realizar la inferencia del mapa de distribución y el análisis del nicho ecológico utilizando herramientas de sistemas de información geográfica (SIG). Este enfoque permitió identificar las áreas potenciales de distribución de *M. globulifera* dentro del parque y su relación con las condiciones microclimáticas específicas.

III. Resultados

Los resultados indican que *Menegazzia globulifera* se distribuye predominantemente en áreas relativamente secas del parque, lo que contrasta con las características ecológicas típicas del género *Menegazzia*, que generalmente prefieren ambientes más húmedos. Este hallazgo sugiere una posible adaptación de *M. globulifera* a condiciones de desecación, lo que podría ser una respuesta al cambio climático en la región. Además, se observó una estrecha asociación de *M. globulifera* con la comunidad arbórea forestal, lo que refuerza su potencial como bioindicador debido a la sensibilidad de estas comunidades a cambios microclimáticos.

IV. Reflexión

Este estudio sugiere que *Menegazzia globulifera* tiene un potencial significativo como especie bioindicadora

del cambio climático, particularmente en lo que respecta a la desecación. Su distribución en áreas secas del Parque Nacional Conguillio, junto con su asociación con la comunidad arbórea, subraya su idoneidad para monitorear cambios ambientales. Estos resultados son consistentes con estudios previos, como el trabajo de Bjerke (2003), que destaca la relevancia de las especies de *Menegazzia* en la bioindicación de cambios climáticos en Chile. Este estudio contribuye a la comprensión de la ecología de *M. globulifera* y proporciona una base para futuros trabajos que exploren su uso en programas de monitoreo ambiental en respuesta al cambio climático.

V. Referencias

- Bjerke, J.W. (2003). Distribution patterns and ecophysiological characteristics of soledious *Menegazzia* species in Chile. *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie* 24(3): 185-195.
- Santesson, R. (1942). *Menegazzia globulifera*: A new species from Chile. *Botaniska Notiser*, 2, 20-24.
- WorldClim. (2024). Climate data for ecological modeling. Retrieved from <https://www.worldclim.org/>

Esta investigación es parte del Proyecto Fondecyt de Iniciación n° 11230474.

“Implementación de la certificación “Jardines x la Biodiversidad”: un programa pionero para recuperar refugios urbanos de la biodiversidad en la zona central”

Orrego, F.¹; Valenzuela, C.²; Rojas, M.¹; Bustos, F.; Iglesias, M.³ y Herrera, S.¹

¹Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad, CAPES.

²Jardín Botánico Chagual.

³Municipalidad de Vitacura.

I. Introducción

El diseño, construcción y mantención de áreas verdes en jardines, plazas y parques de la Región Metropolitana (RM) no se ajusta a las necesidades medioambientales de la región (Reyes Paecke & Meza, 2011). Los vecinos, jardineros, empresas de áreas verdes y municipalidades no están respondiendo de manera adecuada a los desafíos que plantea el *hotspot* con prioridad de conservación de la biodiversidad donde se emplaza la zona central de Chile, lo que impacta negativamente en la calidad de vida de los ciudadanos y la preservación del medio ambiente frente al escenario de cambio climático que nos afecta (Segar *et al.*, 2022; Schram-Bijkerk *et al.*, 2017).

Dentro de este sistema, existe un gran potencial para el desarrollo de la biodiversidad en los espacios verdes privados. Sin embargo, estos están fuera del área de acción de las municipalidades. Por ello, se requiere una herramienta validada que alinee principios y prácticas de ecología y la arquitectura del paisaje para una gestión de las áreas verdes que priorice la creación de refugios para la biodiversidad en sistemas altamente urbanizados, como los de la Región Metropolitana.

Objetivos

Evaluar de forma preliminar los resultados de la implementación del programa de certificación de Jardines x la Biodiversidad (JxB) en la comuna de Vitacura en sus seis dimensiones.

Pregunta o hipótesis

¿La aplicación de un sistema de certificación en biodiversidad genera impactos en la disposición y ejecución de prácticas que promuevan la biodiversidad de la zona central de Chile en jardines privados?

¿Cuál(es) son las dimensiones de la certificación que presentan menores y mayores desafíos para su implementación en jardines privados?

II. Metodología

En base a una exhaustiva revisión bibliográfica y la revisión de un panel de expertos, se creó la metodología para la certificación de JxB, basada en las siguientes seis dimensiones de biodiversidad:

1. Suprimir el uso de agroquímicos.
2. Mantener la salud del suelo.
3. Fomentar el uso de flora nativa.
4. Coexistir con la fauna silvestre.
5. Proteger el recurso hídrico.
6. Cultivar un jardín agroecológico.

Sobre estos seis ejes se estructuró un total de 30 prácticas de jardinería, cuyas exigencias dependen del tipo y superficie del jardín, explicadas en detalle en un Manual del Evaluador.

Además de lo anterior, la Metodología de JxB incluye una planilla diseñada para ser llenada y obtener de forma automática un nivel de logro para el vecino y su jardín en tres niveles ascendentes: niveles semilla, árbol y ecosistema.

Al aplicarse en cada comuna, los funcionarios municipales se convierten en certificadores validados, al recibir una capacitación basada en las seis dimensiones de la certificación y realizar las siguientes tareas en los jardines privados que participan en el programa:

Visitas de diagnóstico, asesoría y evaluación, con una duración aproximada de 60 minutos. Asesoría en el jardín y explicación de las 30 prácticas y su revisión por medio de la planilla de evaluación.

Acuerdo de un tiempo estimado para la aplicación de las prácticas en el jardín. Agendamiento de visita de certificación.

Visita final de evaluación y adjudicación de nivel de certificación: semilla; árbol; ecosistema.

II. Resultados

El año 2023 se realizó el primer piloto del programa en la comuna de Vitacura, en el que el 71,4% de los vecinos que participaron del proceso alcanzó un nivel de logro conducente a certificación en su visita de evaluación. En concreto, el 42,8% de los vecinos alcanzó una certificación de nivel semilla, el 14,3% alcanzó certificación nivel árbol y un 14,3% alcanzó el nivel ecosistema.

Las prácticas que presentaron mayores desafíos de implementación fueron las relacionadas a la incorporación de flora nativa en los jardines, la generación de espacios libres de mascotas para la promoción de la fauna silvestre y la suspensión en el uso de agroquímicos de origen sintético. Al contrario, las prácticas que fueron más fáciles de adaptar fueron las relacionadas al cuidado del suelo y al uso eficiente del agua en el jardín.

Seis meses después del lanzamiento del programa, más de 260 jardines se encuentran postulando a esta Certificación.

III. Conclusiones y/o reflexiones

Este es un programa de largo plazo que integra el conocimiento ecológico y de paisaje a través de la conversación de científicos, profesionales y expertos. Como tal, está en constante desarrollo y mejora.

Durante su ejecución, la generación de un vínculo de confianza con el vecino permite establecer esta certificación como un diálogo que parte con una intención educativa, y finaliza como un desafío para generar una mejora permanente en su jardín para promover la biodiversidad.

Es esencial un trabajo coordinado que considere las capacidades profesionales de cada municipio: frecuentemente los Departamentos de Medio ambiente cuentan con pocos profesionales para ejecutar el programa a larga escala. Por ello, se sugiere un mínimo de tres profesionales para lograr sus objetivos.

Este programa se puede integrar con facilidad a los planes de sustentabilidad y educación ambiental de todas las comunas de la zona central, por ejemplo, programas de compostaje, huertos, áreas verdes, y educación para la biodiversidad.

IV. Referencias

- Reyes-Paecke, S., & Meza, L. (2011). Jardines residenciales en Santiago de Chile: Extensión, distribución y cobertura vegetal. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(4), 581-592. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000400010>
- Schram-Bijkerk, D., Otte, P., Dirven, L., & Breure, A. (2018). Indicators to support Healthy urban gardening in Urban Management. *Science of The Total Environment*, 621, 863-871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.160>
- Segar, J., Callaghan, C. T., Ladouceur, E., Meya, J., Pereira, H. M., Perino, A., & Staude, I. R. (2022). Urban Conservation Gardening in the decade of Restoration. *Nature sustainability*, 5(8), 649-656. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00882-z>

“Evaluación del efecto borde de una tala rasa sobre bosques remanentes de preservación en quebradas en la comuna de Constitución, Región del Maule”

Palma, M.; Martínez, E.; Casali, S.; González, P.; Vaswani, S.; Magni, C.; Grez, I. y Espinoza, S.

Centro Productor de Semillas y Árboles Forestales (CESAF). Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, Chile.

I. Introducción

La Cordillera de la Costa de la Región del Maule, alberga una extensa área de plantaciones de *Pinus radiata*, que abarcan más del 70% del territorio costero (Pérez, 2004). La tala rasa es la práctica de cosecha comúnmente utilizada en estas plantaciones, la cual conlleva varias modificaciones medioambientales, tales como el efecto borde en los bosques remanentes (Gerding, 2008; Huber y López, 1993). El efecto borde se caracteriza por cambios microclimáticos y edáficos notables en la zona de transición entre un bosque y su entorno circundante, como áreas deforestadas o de cultivo. Este fenómeno se amplifica tras la remoción de vegetación, alterando aspectos como la radiación solar, la velocidad del viento, la incidencia de incendios forestales y la composición florística del área (Peña-Berrecil *et al.*, 2005). Dada la relevancia del bosque nativo de preservación, la cual contiene individuos de *Pitavia punctata*, especie clasificada como En Peligro (EN) de extinción con una distribución muy reducida entre la Región del Maule y la Araucanía (MMA, 2024), es que se busca evaluar la magnitud y profundidad del efecto borde en un bosque nativo remanente, asociado a un área adyacente sometida a tala rasa en la Comuna de Constitución, Región del Maule con la finalidad de dar cuenta si está en riesgo la continuidad de la especie en dicho lugar.

II. Metodología

Para llevar a cabo lo dicho anteriormente, se definieron cuatro transectos desde el exterior al núcleo de un bosque nativo remanente de quebrada. En noviembre de 2023 en cada transecto se instalaron sensores de temperatura y humedad tanto para el aire como en el suelo ubicados en el exterior, borde e interior del bosque. En cada punto asociado a los sensores se estimó la estabilidad de agregados y la densidad aparente del suelo en una profundidad de 0 a 15 cm y de 15 a 30 cm y también la resistencia a la penetración.

III. Resultados

Se observó una tendencia que indica una mayor estabilidad térmica dentro del bosque y variabilidad en el exterior tanto en el aire como en el suelo. La humedad atmosférica es menor al exterior y en el borde e interior no es significativamente diferente. La densidad aparente y la humedad del suelo no varían significativamente entre sectores. La resistencia a la penetración indica que en el exterior el suelo es más delgado y compactado, lo cual dificulta la regeneración en el lugar, mientras que en el borde e interior se ejerce una mayor presión en el suelo los primeros 15 cm, pues las raíces dificultan el paso del penetrómetro. Finalmente, se muestra una mayor estabilidad de agregados en los primeros 15 cm de profundidad del suelo, poco variable entre sectores.

IV. Conclusión

El efecto de borde podría haberse manifestado de manera uniforme en todo el bosque debido a su reducido tamaño, lo que explicaría la falta de diferencias significativas en las variables de suelo o también podría estar relacionado con la adaptación del bosque a la radiación directa, facilitada por un dosel dominante compuesto por especies caducifolias y grandes claros. En el caso de *Pitavia punctata*, es probable que la presencia de la quebrada haya favorecido su permanencia en el sitio, permitiéndole adaptarse gradualmente a las condiciones ambientales locales. Sin embargo, poder aclarar esta disyuntiva quedará para una investigación futura, donde se puedan medir ciertos parámetros que indiquen el nivel de estrés de los individuos.

V. Referencias

- Gerding, V. 2008. La tala rasa y su efecto en la productividad del sitio. Universidad Austral de Chile. [en línea]. Valdivia, Chile. <https://www.researchgate.net/profile/Victor-Gerding/publication/277132028_La_tala_rasa_y_su_efecto_en_la_productividad_del_sitio/links/55622fa608ae86c06b65f16b/La-tala-rasa-y-su-efecto-en-la-productividad-del-sitio.pdf> [consulta 10 de julio 2024].
- Huber, A., López, D. 1993. Cambios en el balance hídrico provocados por tala rasa de un rodal adulto de *Pinus radiata* (D. Don). Bosque. 14(2): 11-18.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (MMA). 2024. *Pitavia punctata* ((Ruiz & Pav.) Molina).
- Peña-Berrecil, J., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F., Orozco-Almanza, M. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. Revista especializada en ciencias químico-biológicas. 8(2): 91-98.
- Pérez, M. 2004. Efecto de la Estructura de Plantaciones de *Pinus radiata* D. Don sobre su calidad como hábitat para aves en Constitución. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Santiago, Chile. 35p.

"Almacenamiento temporal de semillas recalcitrantes e intermedias: Caso estudio del bosque relicto del Cerro Santa Inés"

Pañitrur, C.; Ibáñez, S. y León, P.
Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA.

I. Introducción

El Cerro Santa Inés, ubicado en el límite de las regiones de Coquimbo y Valparaíso, alberga un bosque relicto con especies de gran diversidad y endemismo, adaptadas a la niebla costera. Sin embargo, enfrenta amenazas crecientes como la actividad humana, el ganado y el cambio climático, poniendo en riesgo su biodiversidad única. Para conservar estas especies, es crucial desarrollar programas de restauración que incluyan la recolección y almacenamiento de sus semillas. El almacenamiento de las semillas, depende de su respuesta a la desecación, variando según su tipo: ortodoxas (toleran la desecación); recalcitrantes (no toleran la desecación); e intermedias (respuesta mixta). A nivel mundial, la mayoría de las especies son ortodoxas y pueden conservarse, a largo plazo, en bancos de semillas a baja temperatura y humedad. En Chile, se ha investigado poco sobre la respuesta de las semillas a la desecación, especialmente en especies arbóreas como las del bosque de Santa Inés.

Objetivo General

Investigar la respuesta a la desecación de cuatro especies arbóreas del bosque relicto del Cerro Santa Inés y definir los métodos adecuados de almacenamiento a corto y mediano plazo de sus semillas.

Objetivos Específicos

Agrupar las especies de acuerdo a su tolerancia/sensibilidad a la deshidratación.

Estudiar la respuesta al almacenamiento de frutos y semillas de especies recalcitrantes en condiciones descritas como necesarias para mantener su viabilidad a corto plazo.

Estudiar la respuesta al almacenamiento de frutos y semillas de especies ortodoxas en condiciones descritas como necesarias para mantener su viabilidad a largo plazo.

Pregunta de investigación e hipótesis

¿Cuál es la tolerancia a la desecación y el mejor método de almacenamiento de semillas de las especies del bosque relicto del Cerro Santa Inés?

Se espera que el importante componente neotropical del bosque del Cerro Santa Inés implique una gran proporción de sus especies con semillas recalcitrantes, cuyo método óptimo para mantener la viabilidad a corto plazo de sus semillas, sea almacenándolas con pulpa en condiciones de humedad.

II. Metodología

Durante los años 2021 y 2022, se llevaron a cabo campañas de recolección de frutos y semillas en fragmentos de bosque del cerro Santa Inés. Se recolectaron frutos de *Gayella valparadisaea*, *Aextoxicon punctatum*, *Myrceugenia correifolia* y *Azara celsastrina* durante su dispersión natural. Posteriormente, en laboratorio, se determinó el contenido de humedad (CH) de las semillas utilizando una estufa a 103 ± 2 °C (ISTA 2005) y se determinó la viabilidad de las semillas, por medio de pruebas de germinación. Para ello, se realizaron pruebas con tres repeticiones de 14 a 20 semillas por especie, incubadas a 20 °C con un fotoperíodo de 12:12 horas. Las semillas fueron posteriormente clasificadas según su respuesta a la desecación, utilizando el método de Hong y Ellis (1996). Para aquellas especies confirmadas como recalcitrantes, se almacenaron sus frutos y/o semillas a 5°C en potes de polietileno con y sin arena, cuidando mantener la humedad constante a altos valores y permitiendo la difusión de suficiente oxígeno. Mientras que, para las especies ortodoxas e intermedias, se almacenaron sus semillas en condiciones estándar de un banco de semillas (-20°C, 15% de humedad relativa). Se realizaron análisis estadísticos para evaluar la viabilidad de las semillas después de diferentes períodos de almacenamiento, utilizando modelos lineales generalizados y pruebas de Tukey para comparaciones múltiples.

III. Resultados

Se encontró que tres de las especies estudiadas del cerro Santa Inés (*G. valparadisaea*, *A. punctatum* y *M. correifolia*) son sensibles a la desecación, clasificadas como recalcitrantes debido a la pérdida completa de viabilidad al alcanzar CH del 12% o superiores. En contraste, *A. celsastrina* demostró ser una especie ortodoxa o intermedia, manteniendo su viabilidad incluso al reducir su CH al 5%. Durante el almacenamiento a corto y

mediano plazo, se determinó que el método más efectivo para las especies recalcitrantes fue el almacenamiento de sus semillas en potes con arena a 5°C, manteniendo viabilidades superiores al 80% para *G. valparadisaea* y *A. punctatum* hasta los 12 meses. En contraste, el almacenamiento sin arena resultó en una rápida pérdida de viabilidad, especialmente para *M. correifolia*, cuyas semillas perdieron completamente su viabilidad a los 6 meses. Por otro lado, *A. celastrina* mostró una disminución de la viabilidad al ser almacenada en un banco de semillas a -20°C, sugiriendo una tolerancia intermedia al almacenamiento en frío.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

A pesar de referencias previas que sugerían la recalcitrancia de *G. valparadisaea* y *A. punctatum* (Escobar *et al.* 1998, Farnsworth 2000), este estudio es el primero en demostrarlo experimentalmente. Contrario a lo esperado, el almacenamiento más efectivo para mantener la viabilidad a corto plazo de semillas recalcitrantes, fue almacenando las semillas a 5°C en potes con arena, sin la pulpa del fruto. Esto dado que la pulpa resultó ser fuente de inóculo para el desarrollo de hongos, afectando la viabilidad de las semillas después del almacenamiento. Estos hallazgos proporcionan recomendaciones prácticas para la conservación a corto y mediano plazo, destacando la necesidad de investigar técnicas como la criopreservación para la conservación a largo plazo de especies con semillas recalcitrantes.

V. Referencias

- Escobar, B., Donoso, C., Zúñiga, A. Castro, H. 1998. Técnicas de vivero y plantación para Olivillo (*Aextoxicon punctatum*). Documento Técnico N° 114. Chile Forestal.
- Farnsworth, E. 2000. The ecology and physiology of viviparous and recalcitrant seeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 31: 107-138.
- Hong, T.D., Ellis, R.H. 1996. A protocol to determine seed storage behaviour. Rome: International Plant Genetic Resources Institute.
- ISTA (2015) International Rules for Seed Testing, Vol. 215, Introduction, i-1-6 (10). The International Seed Testing Association, Bassersdorf.

"Caracterización de especies nativas del norte de Chile con potencial uso como cubierta vegetal en sistemas productivos agrícolas"

*Pañitru, C.; Villalobos, E.; Vergara, E. y Verdugo, N.
Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA.*

I. Introducción

Las cubiertas vegetales están ganando popularidad en la agricultura debido a sus múltiples beneficios agronómicos y ambientales. Se utilizan cada vez más en diversos sistemas de producción agrícola por razones como control de la erosión, mejora de la estructura del suelo, supresión de malezas, incorporación de nutrientes y el aumento de la biodiversidad, entre otros. Aunque su aplicación se considera una práctica sustentable en agricultura, su uso sigue siendo controvertido, especialmente en regiones semiáridas, donde las cubiertas vegetales podrían competir con los cultivos por agua y nutrientes (Medrano *et al.*, 2015). En este sentido, el empleo de especies nativas adaptadas a condiciones áridas del norte del país podría representar una alternativa viable para desarrollar cubiertas vegetales que beneficien a los sistemas agrícolas sin competir directamente por recursos con los cultivos. No obstante, hasta ahora se carece de información sobre las características funcionales de estas especies nativas, las cuales podrían ser cruciales para el desarrollo efectivo de cubiertas vegetales en dichas regiones.

Objetivo general

Investigar y caracterizar especies de flora nativa del norte de Chile de acuerdo a su idoneidad para ser utilizadas como cubierta vegetal en sistemas agrícolas.

Objetivos específicos

Caracterizar y estudiar la germinación de las especies nativas seleccionadas.

Evaluar la emergencia, sobrevivencia y crecimiento de estas especies bajo diferentes sustratos.

Estudiar rasgos funcionales de estas especies nativas, asociadas a mejoras del suelo.

Pregunta de investigación e hipótesis

¿Qué especies nativas de la zona norte del país podrían ser buenas alternativas para el desarrollo de cubiertas vegetales?

Especies nativas del norte de Chile, de las familias Poaceae y Fabaceae, pueden presentar características deseadas para el desarrollo de cubiertas vegetales nativas que aporten beneficios al suelo en sistemas agrícolas.

II. Metodología

Se seleccionaron 16 especies herbáceas nativas del norte de Chile pertenecientes a las familias botánicas: Poaceae, Fabaceae, Asteraceae, Malvaceae, Apiaceae y Montiaceae, basándose en la disponibilidad de semillas recolectadas en las regiones de Atacama y Coquimbo, almacenadas en el Banco Base de Semillas de INIA. Se llevó a cabo una caracterización morfológica de las semillas (peso, longitud, ancho, espesor) y se evaluó su germinación en condiciones controladas de laboratorio (20°C, fotoperiodo 12:12). Aquellas especies que no germinaron en estas condiciones fueron sometidas a tratamientos pregerminativos o cambios de temperatura (10/20°C). Posteriormente, se realizaron ensayos de siembra directa en vivero usando dos tipos de sustratos en relación 1:1 (compost: perlita y corteza: perlita) y se monitoreó la emergencia, sobrevivencia y crecimiento de las especies durante 3 meses. Finalmente, se caracterizaron funcionalmente las especies que lograron establecerse, enfocándose en servicios agrícolas como control de erosión, almacenamiento de agua y competencia con malezas, evaluando tanto la parte aérea como las raíces de las plantas. Esto basándose en los rasgos funcionales propuestos por García *et al.* (2020) y Tribouillois *et al.* (2015).

III. Resultados

Las semillas de Fabaceae destacaron por ser más pesadas, anchas y gruesas (0.005 g, 2 mm de ancho y 1 mm de espesor), mientras que las de Poaceae fueron las más largas (6.7 mm); diferencias morfológicas que podrían influir en su capacidad de germinación en distintas condiciones. Las especies de Poaceae mostraron una alta germinación (77%) sin ningún tipo de tratamiento. En contraste, las especies de las familias Fabaceae, Malvaceae y Apiaceae requirieron tratamientos de escarificación, mientras que las de Asteraceae necesitaron cambios en la temperatura (10/20°C) para mejorar su germinación. Estos tratamientos permitieron alcanzar valores promedio de germinación de 97% (Fabaceae), 80% (Malvaceae), 77% (Apiaceae) y 60% (Asteraceae). En vivero, las familias Fabaceae, Poaceae y Malvaceae mostraron, en promedio, altas tasas de emergencia

(>60%) y sobrevivencia (>75%). Si bien Fabaceae y Poaceae no mostraron diferencias significativas entre los dos sustratos utilizados, Malvaceae y Apiaceae tuvieron una emergencia significativamente mayor en corteza que en compost, a diferencia de Montiaceae donde ocurrió lo contrario. En cuanto a la altura, las especies de la familia Poaceae alcanzaron el mayor tamaño (~37 cm) a los 3 meses. En términos de rasgos funcionales, las plantas de la familia Malvaceae, mostraron la mayor área foliar (37 cm²), área foliar específica (69 cm²/g) y densidad de raíces (2,4 kg/m³), sugiriendo un potencial para una mayor cobertura del suelo y control de erosión. Esta familia también presentó la menor longitud específica de raíces (0,4 m/g), indicando un sistema radicular superficial que podría contribuir a una mejor retención de agua en el suelo. Por otro lado, las especies de Poaceae mostraron el menor contenido de materia seca (3,3 g/g), junto con una alta área foliar específica (43,5 cm²/g), lo cual podría promover un rápido crecimiento y adquisición de nitrógeno, favoreciendo su competitividad y limitando el crecimiento de malezas en campo.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Las especies de Fabaceae, Poaceae y Malvaceae presentan características morfológicas y funcionales que las hacen destacar en términos de germinación, emergencia, sobrevivencia y adaptabilidad a condiciones agrícolas, siendo potenciales candidatas para el uso como cubiertas vegetales en sistemas agrícolas, especialmente en regiones semiáridas. En particular, el uso de especies de la familia Malvaceae, presentan el potencial uso como cubiertas vegetales para el control de erosión y retención de agua en el suelo, mientras que especies de la familia Poaceae podrían ser buenas candidatas para la supresión de malezas en campo.

V. Referencias

- Garcia, L., Metay, A., Kazakou, E., Storkey, J., Gary, C., & Damour, G. (2020). Optimizing the choice of service crops in vineyards to achieve both runoff mitigation and water provisioning for grapevine: a trait-based approach. *Plant and Soil*, 452(87), 104. [10.1007/s11104-020-04543-y](https://doi.org/10.1007/s11104-020-04543-y)
- Medrano, H., Tomás, M., Martorell, S., Escalona, J. M., Pou, A., Fuentes, S., Flexas, J., & Bota, J. (2015). Improving water use efficiency of vineyards in semi-arid regions. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 499–517. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0280-z>
- Tribouillois H, Fort F, Cruz P, Charles R, Flores O, Garnier E, Justes E (2015) A functional characterisation of a wide range of cover crop species: growth and nitrogen acquisition rates, leaf traits and ecological strategies. *PLoS One* 10: e0122156. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122156>

“Proyecto de paisaje jardín nativo y mediterráneo en un conjunto habitacional entre quebradas. Reñaca, Región de Valparaíso”

Carreño, P.¹ y Zunino, J.²

¹Magíster Asentamientos Humanos y Medio Ambiente PUC (2003), Diplomado Manejo de Áreas Verdes Urbanas y Paisajismo PUC (2019), Docente en Escuela de Arquitectura Universidad de Valparaíso desde 2015, socia de oficina de arquitectura y paisaje Geopaisaje desde 2006 junto a Juana Zunino, donde desarrolla proyectos de arquitectura del paisaje de distintas escalas.

²Arquitecta UCV, Postítulo en Arquitectura del Paisaje PUC.

I. Introducción

Se genera una propuesta metodológica para el diseño de Espacios Exteriores y Jardines de Conjuntos Habitacionales, integrando criterios interdisciplinarios de protección de quebradas, sustentabilidad, biodiversidad e identidad, valorando el paisaje nativo de la costa de la zona central de Chile, en concordancia con los requerimientos institucionales del Estado e incorporando a la comunidad.

Objetivos

En el proceso de desarrollo del proyecto surgieron diversos temas que fueron completando y enriqueciendo la propuesta entre los que se puede destacar:

La generación de criterios de diseño para maximizar la biodiversidad de los espacios exteriores, contribuyendo a un cultivo orgánico, reduciendo el consumo de agua y facilitando la mantención de jardines de uso habitacional;

La integración de la protección de la flora nativa existente en las quebradas aledañas al conjunto habitacional, como parte del diseño;

La incorporación de las especies nativas observadas en el sector, en las asociaciones propuestas, de modo de mantener y potenciar la biodiversidad local;

La construcción de lugares de estar, senderos de observación y meditación, con el fin de fomentar el contacto sensorial con la vegetación autóctona.

La habilitación de un área colindante con el estero Reñaca, destinado a ser un parque abierto a la comunidad vecina enfocado en la preservación y educación ambiental para la valoración de flora nativa, vinculando el paisaje local con la identidad de sus habitantes.

II. Metodología

La Metodología comprende diversos aspectos necesarios para llevar a cabo el Proyecto, en un trabajo de equipo interdisciplinario en conjunto con la Inmobiliaria.

Se identifican los recursos existentes en el terreno, a través de un Estudio Previo de Caracterización vegetal realizada por un Ingeniero Forestal. Se define el tipo de vegetación, la presencia o no de especies protegidas y agrupaciones que calificarían como bosque, para efectos de evaluar la necesidad de obtener permisos sectoriales, específicamente de CONAF.

Se prepara la consulta de pertinencia ambiental para ser presentada en el SEA (Servicio de Evaluación Ambiental) considerando un diagnóstico preliminar, con recomendaciones de diseño para ser incorporadas al proyecto arquitectónico y de paisajismo.

Se presenta el Proyecto completo y por etapas a los Servicios y comunidad, Ello comprende el levantamiento y análisis paisajístico del lugar, los criterios de diseño del paisaje desde la perspectiva de la sustentabilidad, bajo consumo hídrico e identidad local.

La Inmobiliaria realiza Consultas del impacto del Proyecto de arquitectura del paisaje con la comunidad local y entrevistas desde la perspectiva del cuidado del entorno y la identidad con el paisaje nativo. Las arquitectas participan en una reunión virtual con la Comunidad del sector.

III. Resultados

Se consolidan los documentos de levantamiento y análisis realizados desde el inicio de la Etapa de proyecto, por el equipo multidisciplinario.

La Empresa Forestal contratada tramita los permisos en CONAF y realiza planes de manejo forestal para bosque nativo y exótico (corta y reforestación) antes de comenzar las obras.

Profesionales Especialistas realizan el Estudio de línea de base de flora y fauna, que profundiza los pasos anteriores y aborda la presencia de fauna en el predio (cururos), incluyendo una capacitación de manejo responsable a la Inmobiliaria. Se firma un convenio con Fundación Ñamku para realizar un protocolo de manejo en eventuales situaciones.

Se acotan y definen las áreas de intervención para el paisajismo y los edificios definiendo los límites de

las quebradas que rodean el predio para preservar y potenciar su carácter como áreas de conservación, en convivencia con los residentes en Conjuntos Habitacionales.

Se crea el Parque de Borde del Estero Reñaca de superficie aprox. 1 ha, abierto a la comunidad y enfocado en la preservación y educación ambiental. Se formaliza a través de la constitución de un Derecho Real de Conservación, inscrito en el CBR, que impide destinar este terreno a un uso distinto a lo indicado en él.

Proyecto de arquitectura del paisaje

Propone criterios de diseño con uso mayoritario de flora nativa adaptada a pendientes, en gran parte observada en el lugar, valorando la belleza del Paisaje local y potenciando los atributos de las plantas para prevenir la erosión. Entre las especies nativas seleccionadas están las siguientes, que están presentes en el lugar: *Peumus boldus*, *Schinus polygamus*, *Senna candolleana*, *Colliguaja odorifera*, *Puya chilensis*, *Muehlenbeckia hastulata*, *Baccharis macraei*, *Cistanthe grandiflora* y *Sisyrinchium striatum*. Además se seleccionaron muchas otras, presentes y no presentes en el lugar.

Se realiza la Planimetría y se construye la Primera Etapa de Conjunto habitacional en diversos estratos y escalas: Arborización, Arbustos, Flores y Cubresuelos.

Años 2019-2023

Superficie total y primera etapa

La superficie total del terreno del Proyecto es de 106.600 m² y comprende 4 etapas, incluyendo labores de Manejo de Paisaje y de Diseño de Proyecto específicos.

En la primera etapa la superficie total de Manejo es de 8294 m² y la de Diseño Específico es de 5.534 m².

IV. Conclusiones

Se comprobó que es posible la incorporación de especies nativas en grandes proyectos inmobiliarios, sin embargo esto debe hacerse mezclándolas con especies no nativas. Es necesario ir educando al mandante en el conocimiento de las especies nativas y que sepan que en muchos casos se dan mejor cultivadas que en forma silvestre. También se concluye que se puede trabajar con instituciones y cumplir con lo que solicitan.

V. Literatura consultada para la selección de especies vegetales

Hoffmann J., A. 1985. Flora silvestre de Chile. Zona central. Ediciones Fundación Claudio Gay.

Riedemann, P. y Aldunate, G. 2001. Flora nativa de valor ornamental. Identificación y propagación. Chile Zona Centro. Editorial Andrés Bello. Santiago de Chile.

Marticorena A., Niemeyer H., Novoa P., Teillier S.. 2017. Flora del litoral de la Región de Valparaíso

Novoa P. y Matus M.: Flora de la Región de Valparaíso. JBN, Viña del Mar.

Saldías G. 2011. Jardinería en Chile. FAUP. Edit. Universidad Central. Santiago.

“Identificación de especies nativas del sur de Sudamérica que potencialmente utilizan una estrategia de liberación de carboxilatos para movilizar fósforo del suelo: Usando la concentración foliar de manganeso como indicador”

Pereira, F.¹; López, D.³; Barra, P.²; Valdebenito, D.^{2,3}; Mora, M.^{2,3}; Reyes, M.⁴ y Delgado, M.^{2,3}

¹Carrera de Biotecnología, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medio Ambiente, Universidad de la Frontera. ²Center of Plant -Soil Interaction and Natural Resources Biotechnology, Scientific and Technological Bioresource Nucleus (BIOREN), Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

³Laboratorio de Suelo y Planta, Instituto de Agroindustrias, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. ⁴Departamento de Ciencias Químicas y Recursos Naturales, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

I. Introducción

La baja disponibilidad de fósforo (P) en los suelos es un problema relevante en la actualidad, debido a que es un macronutriente que limita el crecimiento de muchos cultivos de interés. Si bien los suelos volcánicos del sur de Chile no son deficientes en P, éste se encuentra adsorbido a óxidos e hidróxidos metálicos limitando en extremo el P disponible para ser asimilado por las plantas (Lambers *et al.*, 2012). Muchos de estos suelos son de uso agrícola y para mejorar su productividad se les adiciona frecuentemente fertilizantes fosforados. Sin embargo, el P es un recurso no renovable y su uso inapropiado puede tener efectos nocivos para el medio ambiente (Carpenter *et al.*, 1998). Las plantas, especialmente aquellas que pueden vivir en suelos empobrecidos, han desarrollado una gran variedad de estrategias para adaptarse a una baja disponibilidad de P, entre ellas la exudación de carboxilatos por las raíces. Se ha reportado que la concentración de manganeso ([Mn]) en las hojas presenta una correlación positiva a la exudación de carboxilatos por parte de las raíces (Lambers *et al.*, 2021; Pang *et al.*, 2018). La exudación de carboxilatos por las raíces es difícil de medir en terreno debido a que es sumamente invasivo y tiene costos elevados, por lo que se ha planteado una medición indirecta mediante la [Mn] en las hojas (Lambers *et al.*, 2021) proponiéndose que bajo ciertas condiciones la [Mn] foliar es un método indirecto pero fiable para evaluar la exudación de carboxilatos. Se ha propuesto que este método funcionará de manera óptima sólo en suelos con [Mn] < 120 mg Mn kg⁻¹ (Lambers *et al.*, 2021). Sin embargo, más estudios son necesarios para entender si este indicador funciona en distintos tipos de suelos o en estaciones contrastantes (como son el invierno y la primavera). Las especies nativas de Chile han sido relativamente poco investigadas y en general, no se conocen las estrategias de adquisición de P en la mayoría de éstas.

Objetivo

Identificar especies nativas del sur de Sudamérica que potencialmente utilizan una estrategia de liberación de carboxilatos para movilizar P del suelo, utilizando el indicador de la [Mn] foliar en dos estaciones contrastantes.

Hipótesis

Las plantas adaptadas a crecer en suelos pobres tendrán una mayor [Mn] foliar en comparación con las que crecen en suelos relativamente más ricos en nutrientes; y en invierno por la estacionalidad aumentará la disponibilidad de Mn en el suelo y por consiguiente la [Mn] foliar, por lo que se espera que el Mn foliar como indicador de la exudación de carboxilatos funcione mejor en primavera.

II. Metodología

La investigación se llevó a cabo en el parque Ecológico y Cultural Rucamanque, perteneciente a la Universidad de la Frontera, ubicado en Temuco, Región de la Araucanía, Chile. Las especies fueron seleccionadas al azar y de acuerdo con su abundancia, con un total de 27 especies nativas pertenecientes a 24 familias, las cuales corresponden a árboles, arbustos, helechos y trepadoras. Se colectaron hojas maduras y saludables de al menos tres individuos por especie. La recolección de muestras de suelos se llevó a cabo a una profundidad de 15-20 cm (n = 4). Las muestras de hojas se lavaron con agua destilada y se secaron a 70°C por 72 horas. Posteriormente, fueron pulverizadas e incineradas a 500 °C en una mufla. La ceniza resultante se digirió con ácido clorhídrico (2 M) como se describe en Sadzawka *et al.* (2004). La concentración de Mn foliar fue cuantificada utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica multielemental (Model 969, Unicam, Cambridge, United Kingdom). Los análisis químicos de suelos fueron realizados por el laboratorio de suelo y planta, perteneciente al Instituto de Agroindustrias de la Universidad de la Frontera, Temuco, Chile, según la metodología descrita y detallada por Sadzawka *et al.* (2006). Para determinar si existen diferencias significativas (valor de P ≤ 0,05) en las [Mn] foliar, las especies nativas y su correspondiente familia, se compararon con una referencia negativa, es decir, con aquella especie/familia que presentó la menor [Mn] foliar (*Luma apiculata*/ Myrtaceae), usando un Welch t-test.

III. Resultados

El suelo durante primavera presentó bajo P disponible (4.7 mg kg⁻¹) y pH ligeramente ácido (5,9). Durante el invierno presentó mayor P disponible (7.1 mg kg⁻¹), pH ligeramente ácido (5,9) y una [Mn] de 123 mg kg⁻¹.

¹. Las familias con mayor [Mn] foliar fueron Cunoniaceae, Celastraceae, Podocarpaceae, Lardizabalaceae

y Verbenaceae. Las especies con mayor [Mn] foliar fueron *Caldcluvia paniculata*, *Maytenus boaria*, *Eucryphia cordifolia*, *Lardizabala biternata* y *Podocarpus salignus*. Éstas mostraron cantidades superiores al resto de especies nativas analizadas, por lo que potencialmente estarían usando una estrategia de liberación de carboxilatos para acceder al P del suelo.

IV. Conclusiones

Se sugiere una exudación activa de carboxilatos por varias de las especies nativas de los bosques templados del sur de Sudamérica, sobre todo en especies de las familias ya mencionadas, mientras que individualmente las especies son *Caldcluvia paniculata*, *Maytenus boaria*, *Eucryphia cordifolia*, *Lardizabala biternata* y *Podocarpus salignus*. La [Mn] foliar mantiene una tendencia similar entre invierno y primavera, aunque por lo general, la [Mn] foliar es mayor en temporada de invierno. La información generada en este trabajo será de gran utilidad para proponer a especies eficientes en la adquisición de P en planes de reforestación y policultivos agrícolas. Se requieren futuros estudios para comprobar que las especies que poseen altas [Mn] foliar poseen efectivamente una mayor exudación de carboxilatos por sus raíces comparado con especies con menor [Mn] foliar.

V. Referencias

- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Lambers, H., Bishop, J. G., Hopper, S. D., Laliberté, E., & Zúñiga-Feest, A. (2012). Phosphorus-mobilization ecosystem engineering: the roles of cluster roots and carboxylate exudation in young P-limited ecosystems. In *Annals of botany* (Vol. 110, Issue 2, pp. 329–348). <https://doi.org/10.1093/aob/mcs130>
- Lambers, H., Wright, I. J., Guilherme Pereira, C., Bellingham, P. J., Bentley, L. P., Boonman, A., Cernusak, L. A., Foulds, W., Gleason, S. M., Gray, E. F., Hayes, P. E., Kooyman, R. M., Malhi, Y., Richardson, S. J., Shane, M. W., Staudinger, C., Stock, W. D., Swarts, N. D., Turner, B. L., Veneklaas, E., Wasaki, J., Westoby, M., Xu, Y. (2021). Leaf manganese concentrations as a tool to assess belowground plant functioning in phosphorus-impooverished environments. *Plant and Soil*, 461(1–2), 43–61. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04690-2>
- Pang, J., Bansal, R., Zhao, H., Bohuon, E., Lambers, H., Ryan, M. H., Ranathunge, K., & Siddique, K. H. M. (2018). The carboxylate-releasing phosphorus-mobilizing strategy can be proxied by foliar manganese concentration in a large set of chickpea germplasm under low phosphorus supply. *New Phytologist*, 219(2), 518–529. <https://doi.org/10.1111/nph.15200>
- Sadzawka, A., Carrasco, M. A., Grez, R., Mora, M. de la L., Flores, H., & Neaman, A. (2006). Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. No. 34.
- Sadzawka, A., Grez, R., Carrasco, M. A., & Mora, M. D. L. L. (2004). Métodos De Análisis De Tejidos Vegetales. In CNA Comisión de Normalización y Acreditación. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo, Santiago de Chile.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID) del gobierno de Chile a través de proyectos de FONDECYT Regular N° 1210684, 1241293, Proyectos Anillo de Investigación en Áreas Temáticas Específicas ATE220038, ATE230007 y la Dirección de Investigación of Universidad de La Frontera (DiUFRO) a través de Proyectos de Investigación Vinculados a la Red Nexer No. DNX22-0009.

Anexos

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo del Parque Ecológico y Cultural Rucamanque (Temuco, Chile) colectado en dos temporadas: Primavera e invierno. Cada valor corresponde a una media de 4 muestras $\pm$ error estándar.

Propiedades químicas	Primavera	Invierno
N Mineral (mg kg ⁻¹)	19.0 (1.0)	13.4 (2)
P-Olsen (mg kg ⁻¹)	4.7 (0.3)	7.1 (2.5)
K (mg kg ⁻¹)	156.4 (12.6)	340.1 (66.4)
Materia organica (%)	12.3 (0.9)	17.1 (3.2)
pH (H ₂ O)	5.9 (0.1)	5.9 (0.1)
Suma de cationes (cmol _c kg ⁻¹)	16.4 (2.2)	23.2 (4.9)
ECEC (cmol _c kg ⁻¹)	16.4 (0.1)	23.3 (4.8)
Saturación de Al (%)	0.5 (0.4)	1.3 (1.0)
Mn (mg kg ⁻¹)	-	123 (21.9)
Fe (mg kg ⁻¹)	-	106.6 (31.4)

Zn (mg kg^{-1})	-	7.0 (3.0)
Cu (mg kg^{-1})	-	3.6 (0.4)

ECEC, capacidad efectiva de intercambio catiónico.

Figura 1. Concentración de Manganeseo ([Mn]) foliar ($n = 3-6$) de especies nativas creciendo de forma natural en el Parque Ecológico y Cultural Rucamanque, Temuco, Chile. Las barras de color verde representan la estación Invierno y las barras en color naranja representan la estación de primavera. Las especies fueron comparadas con aquella que presentó la menor [Mn] foliar (referencia negativa, en color rojo), donde los asteriscos naranjos corresponden a la comparación en la estación de primavera y los verdes corresponden a la comparación en la estación de invierno.

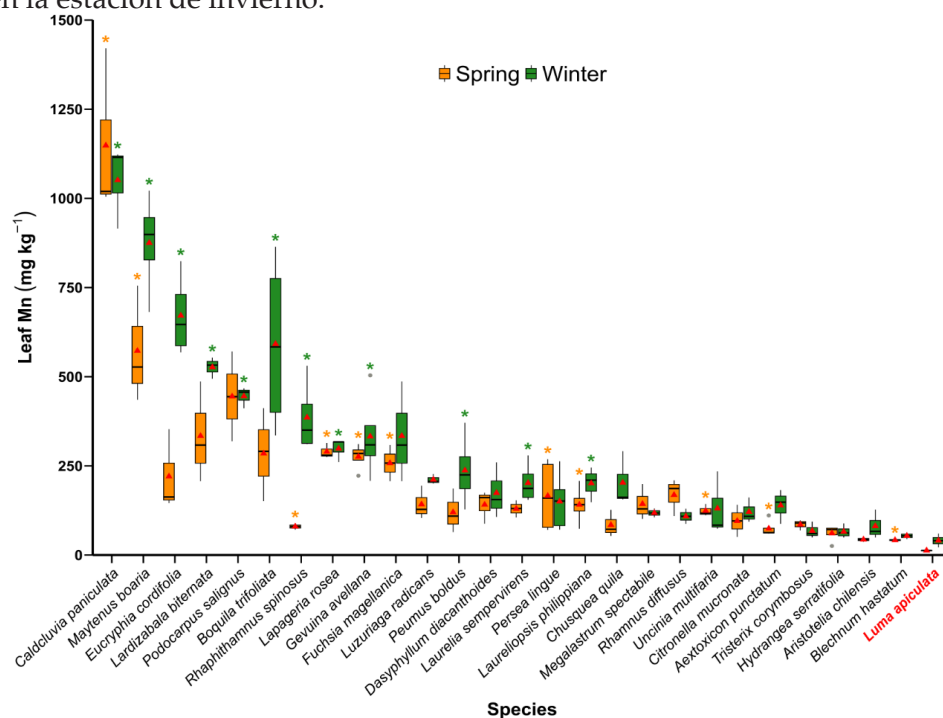
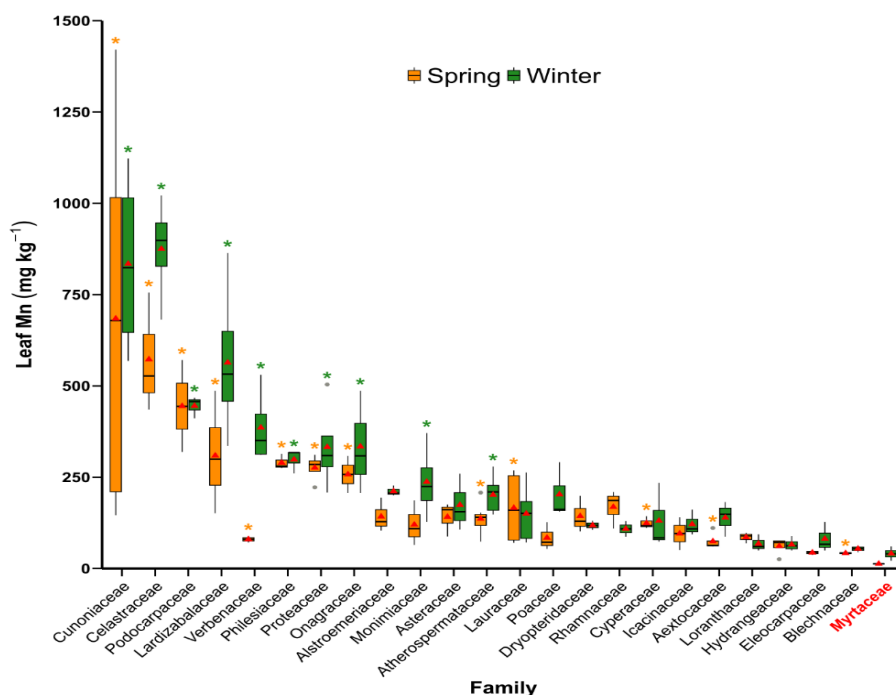


Figura 2. Concentración de manganeseo ([Mn]) foliar en distintas familias de plantas nativas creciendo de forma natural en el Parque Ecológico y Cultural Rucamanque, Temuco, Chile. Las barras de color verde representan la estación Invierno y las barras en color naranja representan la estación de primavera. Las familias fueron comparadas con aquella que presentó la menor [Mn] foliar (referencia negativa, en color rojo), donde los asteriscos naranjos corresponden a la comparación en la estación de primavera y los verdes corresponden a la comparación en la estación de invierno.



“Habilitación paseo ribera norte río cruces, San José de la Mariquina”

Pérez, J.

*Ecóloga paisajista - Arquitecta del paisaje
Autor de arquitectura: Lugar Común arquitectura.
Autor de paisajismo: Corteza Estudio de Paisaje
Filiación: Ilustre Municipalidad de Mariquina*

I. Introducción

La ribera norte del río Cruces, en la ciudad de San José de la Mariquina, fue originalmente un remanente del bosque de roble y laurel (clasificación de Gajardo, 1994³), que fue utilizado desde el siglo XX como sitio de picnic, balneario, lugar de pesca y en ocasiones también como botadero de lanchas. Actualmente, este espacio se encuentra en estado de abandono y deterioro debido a las perturbaciones ocasionadas por la acción humana, incluyendo la proliferación de especies invasoras, como aramo australiano, eucalipto y zarzamora. Es un lugar inseguro, poco atractivo, carente de servicios básicos, con focos de microbasurales, perjudicando a la biodiversidad y la integración de la comunidad con su medio natural y provocando la pérdida de la memoria histórica entre los pobladores.

Se hace necesaria una intervención desde la arquitectura del paisaje, que permita recuperar el ecosistema ribereño y, a su vez, el interés en la comunidad por utilizar y cuidar este espacio, potenciando además otras actividades sociales, deportivas y culturales para la comuna de Mariquina.

La Municipalidad de Mariquina tiene un déficit en áreas verdes de uso público y lugares adecuados para actividades recreativas, deporte al aire libre, el disfrute y encuentro social, por lo que se hace más relevante aún una recuperación del sector a orillas del río, que permitirá beneficiar a la comunidad.

Objetivo

Tiene como objetivo primordial rehabilitar el paisaje natural con flora nativa y recuperar el uso tradicional del borde río a través de un proyecto de diseño de un parque ribereño en la ribera norte del Río Cruces en la ciudad de San José de la Mariquina.

Objetivos específicos

Rehabilitar el hábitat a través del uso de flora nativa, que potencie el corredor biológico del río Cruces, y a la vez responda a un parque de baja mantención

Desarrollar una propuesta de paseo peatonal ribereño que sea parte de la red de áreas verdes de la comuna de San José de la Mariquina.

Recuperar el lugar a través de un recorrido atractivo y seguro para actividades al aire libre creando un hito para su ciudad.

Potenciar, a través del diseño paisajístico atractivo, la vista panorámica a la ciudad desde el acceso sur.

II. Metodología

Dentro de las etapas de desarrollo del proyecto se consideran:

Estudios de diagnóstico.

Recopilación de antecedentes y estudio de la línea de base de flora y fauna realizado por la DOH el año 2016. Diagnóstico ambiental del contexto y un análisis del sitio que permite definir directrices generales para considerar en el proyecto. Este insumo se entrega al equipo de arquitectos a cargo para ser utilizado como referencia al momento de diseñar la arquitectura.

Participación Ciudadana en la cual son convocados los actores claves comunales y población en general. El proceso inicial se divide en dos instancias: a) paseo por el borde ribereño b) actividad participativa en donde se rescatan las necesidades de la población para la nueva propuesta.

Posteriormente a estos estudios preliminares, el equipo de arquitectura y el equipo de paisajismo comienzan a trabajar en anteproyecto, de manera paralela y retroalimentándose en cada avance.

Anteproyecto

En el primer bosquejo general de arquitectura y de paisajismo se realiza una propuesta de paisaje con la selección de especies, teniendo en cuenta el estrato vegetal original de la zona. Se proponen asociaciones vegetales que cumplan criterios ornamentales, ecológicos y de seguridad. La diversidad de especies seleccionadas promueve la biodiversidad y fomenta un ecosistema equilibrado.

Proyecto

Se desarrollan propuestas especializadas que abordan tanto aspectos arquitectónicos como de paisajismo, enfocándose en detalles constructivos precisos. En el ámbito de paisaje se establece la cobertura vegetal adecuada, así como las densidades y porcentajes necesarios para garantizar una integración armónica con el entorno. Esta información se plasma en un plano de plantación, que es fundamental para la visualización del diseño, que también permite cuantificar de manera efectiva la futura implementación de las diversas especies seleccionadas, asegurando así la viabilidad y sostenibilidad del proyecto.

Listado de especies arbóreas

Árboles	
Nombre común	Nombre científico
Arrayán	<i>Luma apiculata</i>
Canelo	<i>Drimys winteri</i>
Corcolén	<i>Azara lanceolata</i>
Chilco	<i>Fuchsia magellanica</i>
Fuinque	<i>Lomatia ferruginea</i>
Huella	<i>Corynabutilon vitifolium</i>
Lingue	<i>Persea lingue</i>
Maitén	<i>Maytenus boaria</i>
Notro	<i>Embothrium coccineum</i>
Ñirre	<i>Nothofagus antarctica</i>
Pelú	<i>Sophora microphylla</i>
Roble	<i>Nothofagus oblicua</i>
Tilo	<i>Tilias cordata</i>
Ulmo	<i>Eucyphia cordifolia</i>

Listado de especies arbustivas y herbáceas

Arbustos y Herbáceas	
Nombre común	Nombre científico
Amancay	<i>Alstroemeria aurea</i>
Calle calle	<i>Libertia chilensis</i>
Chaura	<i>Permettya mucronata</i>
Chupón	<i>Fascicularia bicolor</i>
Cola de zorro	<i>Cortaderia arauucana</i>
Costilla de vaca	<i>Blechnum chilense</i>
Geum	<i>Geum magellanicum</i>
Llaupangue	<i>Francoa appendiculata</i>
Michay	<i>Barberis darwinii</i>
Murta	<i>Ugni Molinae</i>
Nalca	<i>Gunnera tinctoria</i>
Ñipa	<i>Escallonia rubra</i>
Solidago	<i>Solidago chilensis</i>
Talque	<i>Desfontainia fulgens</i>
Tupa	<i>Lobelia tupa</i>
Verbena	<i>Vebena bonariensis</i>

III. Resultados



El diseño de este parque propone un paseo peatonal que va de lo urbano a lo natural y el rescate del ecosistema natural del borde de río, para lo cual la propuesta diferencia tres zonas:

El primer sector del paseo está directamente vinculado a la ciudad y al acceso principal.

Una segunda zona está diseñada con senderos y circulaciones para un mayor tiempo de caminata, en el que se podrá observar y conocer diferentes asociaciones vegetales nativas y su fauna asociada.

Y una tercera zona, pensada con menor escala de intervención y como área de amortiguación hacia sectores

de borde de río con mayor naturalidad y biodiversidad.

Dentro de la propuesta se utilizarán especies nativas adaptadas a áreas de inundación y bosques de ribera, especies que permitirán que con un bajo costo de mantención se produzca la recuperación del hábitat

La selección de especies vegetales se realizó bajo los siguientes criterios:

Se proponen árboles nativos que formen arboledas, pero dispuestos con distancia adecuada para no formar bosquetes que se tornen en sectores inseguros.

Se propone vegetación de estrato medio bajo, que permita la vista panorámica desde cualquier rincón del parque, además agrupados en parches floridos diversos en especies, pero similares en tonalidades florales para propiciar vistas coloridas desde el acceso sur de la comuna.

IV. Conclusiones y/o reflexiones (lo que va a representar para la población)

Este proyecto significa un gran aporte para la comuna de San José de la Mariquina ya que el abandono actual del espacio ha generado inseguridad para los pobladores del sector, a diferencia del uso que se le dio en el pasado y que sigue estando en la ilusión de los habitantes “El lugar que fue”.

Registrar las necesidades y expectativas de la comunidad respecto del lugar permite definir una propuesta coherente y realista

Incorporar el proyecto al circuito de áreas verdes de la comuna, proponer recuperación ecológica del borde del río y agregar programas recreacionales y de esparcimiento trae consigo una serie de beneficios ambientales, culturales y sociales que son bien acogidos por la comunidad y el municipio.

"Expansión de la distribución de dos helechos epífitos en la zona central de Chile: *Hymenophyllum caudatum* Bocsh y *Asplenium trilobum* Cav"

Pincheira, J.¹; Zambrano, U.² y Contreras, F.²

¹Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco. Rudecindo Ortega 02950, Temuco, Chile.

¹Núcleo de Estudios Ambientales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.

¹Laboratorio de Planificación Territorial, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.

²Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Geografía, Temuco, Chile.

I. Introducción

La zona central de Chile alberga una rica diversidad de plantas y notables endemismos. Sin embargo, este conocimiento proviene de pocos inventarios y especímenes herborizados. En el caso de los inventarios, la mayoría parece haber sido efectuado en áreas accesibles como senderos, dejando otras áreas poco exploradas. Las quebradas y zonas de difícil acceso del bosque representan micrositios que podrían albergar nuevos registros para el patrimonio biológico de Chile. En este estudio, informamos el hallazgo de dos especies de epífitas vasculares: *Hymenophyllum caudatum* Bosch y *Asplenium trilobum* Cav. La identificación de estos nuevos registros en quebradas y zonas densamente cubiertas por vegetación sugiere que aún hay mucho por descubrir en la zona central de Chile.

Objetivo

El objetivo de esta contribución es dar a conocer el hallazgo de *Hymenophyllum caudatum* y *Asplenium trilobum*, dos especies de epífitas vasculares que extienden su distribución hacia el norte de su límite conocido en la zona central de Chile.

Pregunta de investigación

¿Es posible encontrar especies no registradas en micrositios poco accesibles en áreas silvestres de la costa de la zona central de Chile?

II. Metodología

Área de estudio

El área de estudio incluye la Reserva nacional Los Ruiles (35°49'55.58"S; 72°30'42.55"W) y Los Queules (35°59'11.84"S; 72°41'11.53"W). Ambas unidades se localizan en la cordillera de la costa de Chile central. La vegetación está representada por el Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser y *Persea lingue* (Phil.) Krasser bajo la influencia del piso bioclimático mesomediterráneo subhúmedo superior y húmedo inferior hiperoceánico (Luebert y Pliscoff 2006).

Diseño de muestreo

El diseño del muestreo fue no aleatorio para incluir la mayor variedad posible de microhábitats y maximizar la probabilidad de encontrar especies raras (Dieckman *et al.*, 2007; Croft & Crow-Fraser, 2009). El método de muestreo se ajustó a un protocolo de transectos, utilizando senderos, humedales y cursos de agua en el marco de una búsqueda activa en zonas poco accesibles. Este enfoque permitió explorar una amplia gama de ambientes dentro de las áreas silvestres, asegurando la inclusión de diversas condiciones microclimáticas y estructurales que podrían albergar especies no registradas.

III. Resultados

Hymenophyllum caudatum Bosch

En una quebrada en la Reserva Nacional Los Ruiles, se observaron diez frondes de *H. caudatum* en una pequeña quebrada (35°49'55.58 "S; 72°30'42.55 "O). La especie se encontró en la cara sureste y en la base de una roca parcialmente cubierta de musgo a 228 msnm. El hallazgo en esta área silvestre amplía en 120 km hacia el norte la distribución en el continente, que hasta ahora se limitaba a la zona costera de la ciudad de Concepción (36°47'07.86") (e.g. Rodríguez 1995). La muestra fue depositada en el Herbario de la Universidad de Concepción bajo el código CONC 192213.

El lugar está situado a unos 240 m en línea recta del acceso principal a la Reserva, rodeados por un bosque de *Nothofagus glauca*. En la misma roca, contamos 57 frondes de *Hymenophyllum tunbrigense* (L.) Sm., dos rosetas de *Fascicularia bicolor* (Ruiz & Pav.) Mez, *Lapageria rosea* Ruiz & Pa y *Chusquea culeou* E. Desv. En un radio de tres metros desde el centro de la roca, *Persea lingue* (Ruiz & Pav.) Nees y *Aextoxicon punctatum* Ruiz & Pav. estaban presentes en el estrato arbóreo, y *Cryptocarya alba* (Molina) Looser estaba presente en el suelo del bosque en la fase de regeneración. En el estrato arbustivo se observaron *Azara petiolaris* (D.Don) I.M.Johnst., *Jovellana punctata* Ruiz & Pav., *Rhamnus diffusus* Clos., *Baccharis racemosa* DC. y *Ugni candollei* (Barnéoud) O. Berg.

Asplenium trilobum Cav

En un pequeño humedal de la Reserva Nacional Los Queules (35°59'11.84 "S; 72°41'11.53 "O), se observaron 19 frondes de *A. trilobum* a unos 404 msnm. Las frondas se encontraron en la cara noroeste del tronco de un

individuo de *Myrceugenia parvifolia* (DC.) Kausel con un diámetro notablemente grande, de unos 40 cm a la altura del pecho. El hallazgo amplía en 86 km hacia el norte la distribución en Chile, que anteriormente se limitaba al este de la comuna de Penco (36°44'9,26"S / 72°57'42,5"O) (e.g. Rodríguez et al. 2018, Rodríguez 1995). El ejemplar ha sido depositado en el herbario CONC bajo el código 192770.

El sitio está situado en el extremo oriental de la zona silvestre, a unos 60 m de las plantaciones forestales. Las especies acompañantes fueron *Parablechnum chilense* (Kaulf.) Gasper & Salino, *Luzuriaga polyphylla* (Hook.) J.F. Macbr., *Carex cf. excelsa* Poepp. ex Kunth, *Chusquea cf. quila* Kunth, *Myrceugenia exsucca* (DC.) O. Berg, *Myrceugenia parvifolia* (DC.) Kausel, *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst, *Hydrangea serratifolia* (Hook. & Arn.) F. Phil., *Ercilla cf. spicata* (Bertero) Moq., *Rhamnus diffusus* Clos, *Boquila trifoliolata* (DC.) Decne. y *Ugni candollei* (Barnéoud) O. Berg.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Los hallazgos plantean la importancia de explorar quebradas, humedales y sitios poco accesibles del bosque mediterráneo. El descubrimiento de *H. caudatum* y *A. trilobum* marca la existencia de una diversidad y distribución de especies aún por comprender en estos ecosistemas. Por lo tanto, es necesario incentivar el desarrollo de inventarios e investigación básica en áreas poco exploradas, como quebradas y remanentes forestales, y promover la formación de capital humano avanzado en botánica, taxonomía y genética, áreas que han recibido poca atención por parte del Estado chileno.

V. Referencias

- Luebert F, Pliscoff P (2006) Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria [ISBN 9789561125759].
- Dieckman M, Kühne A, Isermann M. 2007. Random vs non-random sampling: effects on patterns of species abundance, species richness and vegetation-environment relationships. *Folia Geobot.* 42:179–190.
- Croft M, Crow-Fraser P. 2009. Non-random sampling and its role in habitat conservation: a comparison of three wetland macrophyte sampling protocols. *Biodivers Conserv.* 18:2283–2306.
- Rodríguez R (1995) Pteridophyta - Gymnospermae. In: Marticorena C, Rodríguez R (Eds) *Flora de Chile*. Vol. 1. Universidad de Concepción, Concepción.

Agradecimientos

A Carlos Reyes, administrador de la Reserva Nacional Los Queules, y a Pedro Jara, administrador de la Reserva Nacional Los Ruiles, por su orientación en el campo. A Alicia Marticorena, por facilitar generosamente los datos de distribución geográfica de las especies del Herbario CONC.

“Experiencia de Forestación de *Eulychnia iquiquensis* (Cactaceae) en Tarapacá: 13 años de seguimiento”

Pinto, R.

Colaboradora ONG Biotandina

I. Introducción

Los ecosistemas de niebla costeros del extremo norte de Chile son islas vegetadas separadas por kilómetros de desierto absoluto, han sido muy poco estudiados y se encuentran en un lamentable estado de conservación. Estos reflejan el proceso de desertificación producto del cambio climático, presentando un 99 % de retrogresión de Iquique al norte, con varios de ellos extintos y un 75 % de retrogresión de Iquique al sur, constituyendo verdaderos vestigios de vegetación (Pinto & García, 2020). En la actualidad, estos ecosistemas sólo responden a la lluvia frente a la presencia de evento “Niño” con la aparición de hierbas anuales y perennes junto al reverdecimiento de formas arbustivas y crecimiento de cactáceas dependiendo de la intensidad del evento. Los pulsos de lluvia ocurren en forma muy esporádica cada 5, 10 o más años produciendo el fenómeno de “desierto florido” como lo ocurrido en 1982, 1997, 2002, 2009, 2011, 2015 con distintas intensidades. En estos ecosistemas, el cactus columnar arbóreo *Eulychnia iquiquensis* es la única especie que alcanza gran tamaño (3 a 8 m de alto), siendo capaz de interceptar la niebla con las espinas de sus ramas permitiendo humedecer el suelo bajo ella y el desarrollo de otras especies (Pinto & Kirberg, 2009). Es una especie longeva de crecimiento lento en promedio 1 cm al año, aunque en realidad sólo crecen en años con presencia de lluvia entre 3, 5 a 10 cm de alto por rama según la cantidad de agua caída. Sin embargo, estas poblaciones se encuentran en muy mal estado de conservación, con escasos ejemplares vivos y muy estresados con un 70 a 90 % de mortandad (Pinto, 2007, 2019).

Objetivos

Desarrollar estrategia de recuperación de los ecosistemas de niebla a través de la introducción de ejemplares de *Eulychnia iquiquensis*, especie paraguas emblemática de estos ecosistemas, bajo condiciones de atrapaniebla para el suministro de aporte hídrico.

Pregunta de investigación

¿Es posible realizar acciones para recuperar una especie cuya población presenta un alto grado de mortandad y que no existe regeneración natural en las condiciones ambientales actuales?

II. Metodología

Esta experiencia piloto de forestación de *Eulychnia* se desarrolló a 800 m de altitud en altos del acantilado costero en el ecosistema de niebla de Punta Gruesa, 20 km al sur de Iquique. Con ejemplares cultivados *ex situ* a partir de un stock de semillas de frutos colectados en años “Niño” anteriores. Entre 2011-2012, se plantaron 57 ejemplares de 11 cm de alto en promedio (3-19 cm) los que habían sido sembrados 10 años atrás (Pinto, 2012). Estos se plantaron bajo condiciones de atrapanieblas (Pinto, 2014). Se hicieron pruebas con diferentes tamaños de atrapanieblas, definiéndose el tamaño óptimo de 1.3 m de alto por 1.5 m de largo. Para la instalación de atrapanieblas se utilizó malla sombreadora de 65 % de sombra, largueros y estacas de fierro y cable de acero forrado (3/16”) para los tensores. Bajo ellos se plantaron 2 a 3 ejemplares. Luego entre 2016-2019 se plantaron 241 ejemplares de 3 a 6 cm de alto que los que habían sido sembrados 5 años atrás. Se plantaron también 10 ejemplares sin atrapanieblas como control. Todos los ejemplares quedaron bajo jaula de malla arnero para evitar ser comidos por el ratón *Phyllotis* que habita en el lugar.

III. Resultados

A la fecha se cuenta con un total de 83 atrapanieblas instalados y 271 ejemplares plantados con un 99% de sobrevivencia a lo largo del seguimiento que ya lleva 13 años. Ejemplares de 10 cm de alto han alcanzado 40 cm con máximas de 123 cm a 12 años de introducidos en hábitat (2011-2022). Ejemplares de 6 cm de alto han alcanzado 13 cm con máximas de 18 cm a 3 años de introducidos (2019-2022).

Desde el 2016 se está solicitando la protección del Ecosistema de Niebla de Punta Gruesa. Recientemente el sector de la forestación de *Eulychnia* (29 ha) donde existen sólo 19 ejemplares originales, fue declarado Santuario de la Naturaleza (SNPG) por el Ministerio de Medio Ambiente, DS N°2 del 18 enero 2023 y publicado DO N°43.567 el 2 junio 2023.

IV. Conclusiones

Esto ha sido posible gracias a la participación de numerosas personas. En acciones de largo plazo es difícil que las personas involucradas se mantengan en el tiempo, a no ser que reciban un sueldo acorde con estudios de la minería regional. La ONG Biotandina se encuentra desarrollando la elaboración del Plan de Manejo del SNPG y tramitando su administración. El desafío ahora es conseguir financiamiento para la ejecución del plan, continuar las acciones para ampliar el área protegida al resto del ecosistema, reclasificar la protección según nuevo SBAP, seguir con el monitoreo y realizar esta forestación en forma intensiva y a largo plazo, tomando en cuenta el ciclo de vida de esta especie. Y lo más difícil de todo, es entusiasmar a otras personas y organismos que se comprometan y repliquen esta iniciativa. El seguimiento en el tiempo ha sido posible gracias al aporte de Minera Collahuasi.

V. Referencias

- Pinto, R. (2007). Estado de conservación de *Eulychnia iquiquensis* (Schumann) Britton et Rose (Cactaceae) en el extremo norte de Chile. *Gayana Botánica* 64(1): 97-108.
- Pinto, R. & Kirberg, A. (2009). *Cactus del extremo norte de Chile*. Impreso en Chile, AMF, Santiago, 246 pp. 498 fotografías.
- Pinto, R. (2012). Propuesta de desarrollo estratégico de recuperación de poblaciones de las tres grandes cactáceas columnares de Tarapacá. Proyecto N°026-2010 del Fondo de Investigación del Bosque Nativo, CONAF. Informe Final, 85 pp.
- Pinto, R. (2014). *Eulychnia iquiquensis* (Schumann) Britton & Rose: Uso de atrapanieblas para la restauración y recuperación de poblaciones en peligro en el extremo norte de Chile. *Chloris Chilensis* Año 17. N° 2. URL: <http://www.chlorischile.cl>
- Pinto, R. 2022. Plan Alternativo de Mitigación de Flora y Vegetación Quebrada El Diablo, Michilla, Antofagasta. Introducción de Ejemplares de *Eulychnia iquiquensis*. Informe Final (145 pp). Minera Centinela.
- Pinto, R. (2019). Evaluación y Caracterización de la Población *Eulychnia iquiquensis* en la Región de Tarapacá. Subsecretaría de Medio Ambiente. ID:609102-5-L118. 155 pp.
- Pinto, R. & García, N. (2020). *Flora Costera de Tarapacá*. Ograma Impresores, Stgo. 218 pp. 672 fotografías.

“Evaluación de tratamientos pregerminativos y condiciones ambientales en la germinación y crecimiento de *Lithraea caustica* (Litre)”

Pizarro, C.¹; Pañitrur, C.² y Vergara, E.²

¹Red Nativa SpA, Valparaíso, Chile.

²Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA.

I. Introducción

El Litre (*Lithraea caustica* (Molina) Hook. & Arn.) es una especie arbórea endémica de Chile, perteneciente a la familia de las Anacardiaceae que crece en clima mediterráneo. Sus semillas presentan una latencia mixta compleja, determinada por factores físicos y mecánicos, asociados a la impermeabilidad del mesocarpio céreo que recubre el endocarpio, impidiendo el ingreso del agua al interior de éstas (Cabello, 1979). A consecuencia de ello, la germinación se ve inhibida significativamente. Su propagación en vivero resulta todo un desafío, especialmente en programas de repoblamiento que requieren de un número importante de individuos. Ensayos previos han concluido que la inmersión de semillas en ácido sulfúrico entre 30 minutos y hasta 8 horas, mejora significativamente su capacidad germinativa (Donoso, 2006; Pizarro *et al.*, 2023). Sin embargo, la manipulación del ácido sulfúrico requiere conocimiento técnico especializado y es un insumo de acceso restringido, lo que limita su aplicabilidad para personas comunes, viveristas o restauradores. Por esta razón, el presente trabajo propone como alternativa el uso de bebidas cola, un agente corrosivo fácil de adquirir.

Objetivos

El objetivo del ensayo fue evaluar el resultado de diferentes tratamientos pregerminativos y condiciones ambientales en la emergencia, sobrevivencia y crecimiento de *Lithraea caustica* (Litre) que permita identificar el procedimiento más efectivo para su propagación y conservación.

Pregunta de investigación e hipótesis

¿Cuál es el tratamiento pregerminativo y la condición ambiental más efectiva para romper la latencia y promover la germinación, sobrevivencia y crecimiento de *Lithraea caustica* (Litre)?

El uso de bebidas cola es una alternativa al tratamiento pregerminativo de escarificación química para la propagación de litre bajo siembra directa y temperatura ambiente.

II. Metodología

Para evaluar los tratamientos pregerminativos y las condiciones ambientales en la germinación y crecimiento de *Lithraea caustica* (Litre), se diseñó un experimento que contempló la siembra directa de semillas, provenientes de accesiones del Banco Base de Semillas de INIA. Estas semillas fueron sembradas en junio de 2023 y sometidas a 6 tratamientos pregerminativos bajo dos condiciones ambientales: cámara de crecimiento a 20°C con fotoperiodo 12:12 y vivero a temperatura ambiente. Los tratamientos a las semillas incluyeron: (i) control (sin tratamiento); (ii) 30 minutos en ácido sulfúrico; (iii) 60 minutos en ácido sulfúrico; (iv) corte en un extremo de la semilla; (v) un día en bebida cola y; (vi) tres días en bebida cola. Cada tratamiento incluyó 22 réplicas, usando una semilla por réplica, resultando en un total de 264 semillas dispuestas en tubetes forestales de 10 cc con turba, distribuidas en 2 bandejas por condición ambiental. Las condiciones de temperatura fueron registradas mediante Data Logger. Las variables evaluadas incluyeron: (i) emergencia; (ii) sobrevivencia de las plantas (iii); y crecimiento (altura). La emergencia se monitoreó diariamente durante 85 días; mientras que la sobrevivencia y crecimiento se evaluó durante 3 meses, de manera semanal.

III. Resultados

Los tratamientos que presentaron mayor germinación y, por consiguiente, emergencia, fueron aquellos cuyas semillas se trataron previamente con ácido sulfúrico por 60 minutos en cámara de crecimiento (20°C) y 30 minutos en vivero; presentando un 86,4% en ambos casos. En términos de sobrevivencia, los mejores resultados se obtuvieron en los tratamientos de vivero, cuyas semillas habían sido embebidas durante tres días en bebida cola (77,3%) o tratadas durante 30 minutos en ácido sulfúrico (81,8%), así como en cámara de crecimiento en semillas embebidas durante un día en bebida cola (77,3%). Finalmente, el crecimiento de las plantas fue notoriamente mayor en aquellos tratamientos establecidos en cámara de crecimiento que en vivero (2,38 cm $\pm$ 0,48 cm vs 1,18 cm $\pm$ 0,23 cm). En particular, destacan los tratamientos sometidos con bebida cola **en cámara**, donde se lograron obtener plantas de 3,20 cm de altura en promedio $\pm$ **0,46 cm al tratarla con bebida 1 día (v)**, y 3,18 cm $\pm$ **0,45 cm al tratarla con bebida 3 días (vi)**.

IV. Conclusiones

Los tratamientos pregerminativos más efectivos para romper la latencia y promover la germinación del Litre contemplan el uso de ácido sulfúrico tanto en cámara como en vivero. Sin embargo, se confirma la hipótesis

del uso de bebidas cola como alternativa de agente corrosivo de libre acceso, donde se logró obtener buenos resultados de emergencia, sobrevivencia y altura de las plantas. El tratamiento de corte no presentó buenos resultados en ninguno de los parámetros evaluados, por lo que se infiere que la técnica no fue la adecuada, donde la incisión realizada pudo haber dañado al embrión. En cuanto al promedio de alturas, se observó un crecimiento superior en las plantas bajo la condición de cámara de crecimiento en comparación con las del vivero. Esta diferencia podría atribuirse a las condiciones ambientales controladas de la cámara, así como a la plasticidad de la especie para adaptarse a distintos entornos.

V. Referencias

- Cabello, A., 1979. Estudio Anatómico y de Germinación en Litre, *Lithraea caustica* (Mol.) H et Arn. Tesis Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 108 p.
- Donoso Zegers, C. (Ed.) (2006). Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología. 1a. edición. Valdivia, Chile: Marisa Cuneo, ediciones.
- Pizarro A., C., Ibacache, C., Eric, Pañitrur D., C. (2023). Litre [en línea]. La Serena, Chile: INIA Intihuasi. Ficha Técnica INIA Intihuasi. N° 244. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/69222>

“Diversidad genética de especies nativas de *Alstroemeria* de la cordillera de Los Andes y variedades comerciales”.

Reichel, C.; Aros, D. y Zamorano, A.

GIFLOR (Grupo de Investigación en Floricultura), Universidad de Chile.

I. Introducción

El género *Alstroemeria* incluye diferentes especies y variedades ornamentales importantes a nivel mundial (Baeza *et al.*, 2015) las cuales se comercializan como plantas de maceta y jardinería (Assis *et al.*, 2005). Pertenecen a la familia Alstroemeriaceae y son nativas de América (Baeza *et al.*, 2012). En Chile, entre las regiones de Atacama y Biobío, se concentra cerca del 60% de la flora chilena (Albornoz *et al.*, 2014) en donde podemos encontrar especies nativas de alstroemerias, las cuales están adaptadas a las condiciones inhóspitas de la cordillera de los Andes (Finot *et al.*, 2018). Estas especies presentan características interesantes para el mejoramiento genético y no han sido suficientemente exploradas (Aros *et al.*, 2017). Desde los años 70, se han domesticado y mejorado genéticamente varias especies de alstroemerias mediante hibridación interespecífica, inducción artificial de mutaciones y poliploidización, utilizando especies chilenas y brasileñas (Hoshino *et al.*, 2008). A pesar de haber desarrollado muchas variedades, la diversidad genética sigue siendo limitada en comparación con la disponibilidad de especies existentes.

Objetivo general

Evaluar la diversidad genética entre especies nativas de la Cordillera de los Andes y variedades comerciales de *Alstroemeria* utilizando marcadores moleculares.

Objetivos específicos

Analizar diversidad genética entre silvestres y variedades comerciales de *Alstroemeria* en base a marcadores RAPD y realizar filogenia entre especies silvestres de *Alstroemeria* a través de genes conservados.

Hipótesis

No existe un parentesco cercano entre las especies de la Cordillera de los Andes y variedades comerciales de *Alstroemeria*.

II. Metodología

Se utilizaron seis especies nativas de la Cordillera de los Andes: *A. umbellata*, *A. spathulata*, *A. pallida*, *A. exerens*, *A. pseudospathulata*, junto con dos especies de la precordillera: *A. ligtu* ssp. *simsii* y *A. presliana*, además de ocho variedades comerciales de *Alstroemeria*, desarrolladas por las empresas Könst e Hilverda Florist. Las extracciones de ADN se realizaron a partir de 0,2 g de hojas jóvenes de cada especie, siguiendo el protocolo descrito por Murray y Thompson (1980). Para el análisis mediante marcadores RAPD, los ADN se amplificaron mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) según el protocolo descrito por Aros *et al.* (2019), utilizando ocho partidores, de acuerdo con estudios previos en *Alstroemeria* (Aros *et al.*, 2006). Los resultados se analizaron a través de la agrupación de los perfiles de bandas RAPD, la creación de una matriz de bandas, la evaluación de los grados de similitud y la construcción de dendrogramas. Para este análisis se empleó el software CLIQS 1D Pro (TotalLab Ltd.) para el mapeo. Posteriormente, se utilizó el software R (R Project, 2020) para construir una matriz de similitud, calculada mediante el coeficiente de asociación euclidiana, y se aplicó el algoritmo de agrupamiento jerárquico UPGMA como método de agrupamiento. Los genes conservados ITS y matK se amplificaron siguiendo el protocolo de Assis (2012). Para ITS se emplearon partidores diseñados específicamente, mientras que para matK se utilizaron los partidores descritos previamente por Baeza *et al.* (2012). Las amplificaciones se purificaron utilizando el kit de extracción de fragmentos de ADN en gel/PCR (Geneaid) y se clonaron utilizando el sistema de vectores pGEM-T Easy Vector System L (Promega). Finalmente, las muestras amplificadas fueron enviadas a la empresa Psomagen Inc. (Rockville, MD, EE.UU.) para su purificación y secuenciación. La edición de secuencias, ensamblaje, alineación y posterior reconstrucción filogenética se llevaron a cabo utilizando el software MEGA 7.0.26.

III. Resultados y discusión

En relación con los estudios de diversidad genética basados en marcadores RAPD, se logró separar en dos grandes grupos las especies nativas de la Cordillera de los Andes y las variedades comerciales, según la distancia genética (DG) obtenida a partir del análisis de los cuatro partidores RAPD utilizados. Esto demuestra la eficacia del método al discriminar las distancias genéticas entre los germoplasmas de variedades comerciales de distinto origen, desarrolladas por las empresas Hilverda Florist y Könst *Alstroemeria* B.V., como se observa en la Figura 1. A pesar de que los marcadores RAPD son una tecnología menos utilizada en la actualidad, los resultados obtenidos confirman su funcionalidad como herramienta para verificar la diversidad genética en *Alstroemeria*.

Respecto a los resultados filogenéticos entre especies, se obtuvo un menor grado de confiabilidad en la

agrupación de las muestras, ya que no se logró separar *A. pseudospathulata* de las variedades comerciales (Figura 2). Sin embargo, fue posible diferenciar la mayoría de las especies nativas, lo que demuestra un menor poder de discriminación intraespecífica de esta metodología en comparación con los RAPD. Es probable que la incorporación de otros genes conservados permita mejorar la resolución del análisis.

Las especies nativas mostraron una mayor diversidad genética entre ellas, como lo indican las mayores alturas de sus nodos en el dendrograma. Aunque algunas especies nativas están más relacionadas entre sí, como es el caso de *A. ligtu* ssp. *simsii* y *A. spathulata*, otras, como *A. exerens* y *A. umbellata*, se encuentran más distantes, lo que refleja una mayor diferenciación genética entre ellas.

IV. Conclusiones

Las especies nativas de la Cordillera de los Andes no muestran una estrecha relación genética con las variedades comerciales de *Alstroemeria*, según los análisis basados en marcadores RAPD y genes conservados. Esta diferenciación genética sugiere que estas especies nativas pueden ser una valiosa fuente de germoplasma para el desarrollo de nuevas variedades comerciales, especialmente con fines ornamentales, tanto para jardines como para macetas.

V. Referencias

- Albornoz, A., Moreira, A., Scherson, R. y Urbina, R. (2014). Endemicity and evolutionary value: a study of Chilean endemic vascular plant genera. *Ecology and Evolution* 4:806-816. doi: 10.1002/ece3.960
- Aros, D., Bridgen, M., Rivas, C., Suazo, M., Úbeda, C. y Zapata, P. (2019). Molecular and morphological characterization of new interspecific hybrids of *alstroemeria* originated from *A. caryophylleae* scented lines. *Euphytica*, 215, 93. doi: 10.1007/s10681-019-2415-4
- Aros, D., Meneses, C. y Infante, R. (2006). Genetic diversity of wild species and cultivated varieties of *alstroemeria* estimated through morphological descriptors and RAPD markers. *Scientia Horticulturae* 108(1), 86-90. doi: 10.1016/j.scienta.2006.01.009
- Aros, D., Rivas, C., Toledo, M., Céspedes, C., Cortés, C., Santander, M., Vásquez, M; Álvarez, N., Donoso, A. y Prat, M. (2017). Chilean native species from the Andes Mountains: an attractive source of germplasm for ornamental plant breeding. *Faculty of Agricultural Sciences*, 375-379. doi: 10.17660/ActaHortic.2017.1171.49
- Assis, M., Chacón, J., Meerow, A. y Renner, S. (2012). De Gondwana Oriental a América Central: Biogeografía histórica de las *Alstroemeriaceae*. *Journal of Biogeography*. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02749.x
- Assis, M., Sanso, A. y Xifreda, C. (2005). *Alstroemeria*: A Charming Genus. *Scientia Horticulturae*, 683(683), 63-78. doi: 10.17660/ActaHortic.2005.683.5
- Baeza, C., Chacón, J., Renner, S. y Sousa, A. (2012). Ribosomal DNA Distribution and aA Genus-Wide Phylogeny Reveal Patterns of Chromosomal Evolution in *Alstroemeria* (*Alstroemeriaceae*). *American Journal of Botany*, 99(9), 1501–1512. doi:10.3732/ajb.1200104
- Baeza, C., Finot, V. y Ruiz, E. (2015). Comparative karyotype analysis of populations in the *Alstroemeria presliana* Herbert (*Alstroemeriaceae*) complex in Chile. *Genetics and Molecular Biology*, 38(2), 199-204. doi: 10.1590/S1415-4757382220140277
- Finot, V., C. Baeza, M. Muñoz-Schick, E. Ruiz, J. Espejo, D. Alarcón, P. Carrasco, P. Novoa, MT. Eyzaguirre. (2018). Guía de Campo *Alstroemerias* Chilenas. CORMA. Recuperado de <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/32665>
- Hoshino, Y. (2008). Floriculture, Ornamental and Plant Biotechnology: Advances and Topical Issues. *Global Science Books*, 5(51), 540-547.
- Murray, M. y Thompson, W. (1980). Rapid isolation of high molecular weight plant DNA. *Nucleic acids research*, 8(19), 4321–4325. doi: 10.1093/nar/8.19.4321

Anexos

Figura 1. Dendrograma conglomerado de las diversidades genéticas de los fragmentos RAPD mediante media aritmética (UPGMA) en las muestras de alstroemerias.

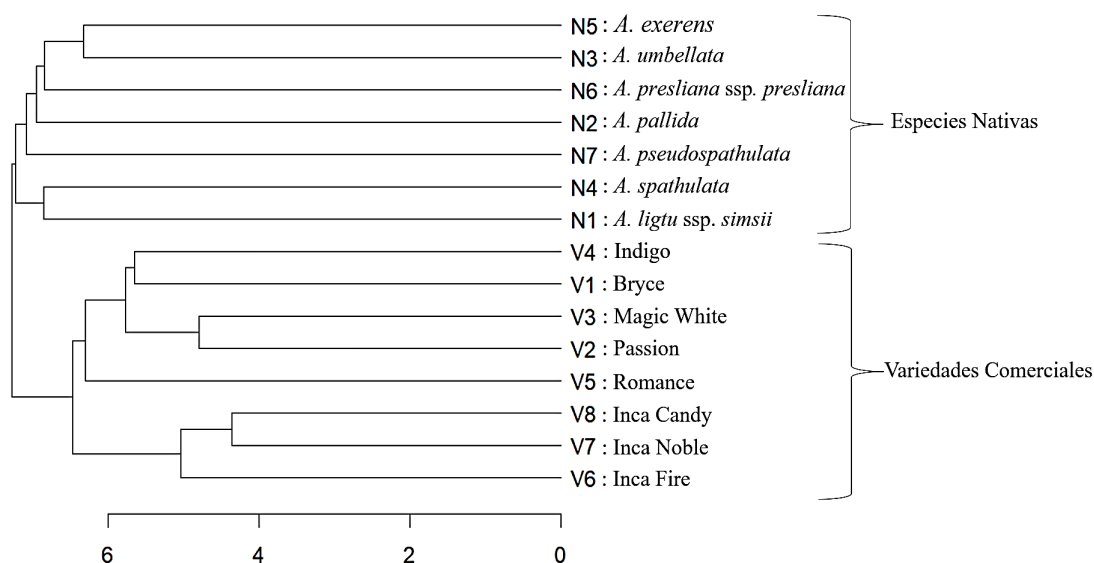
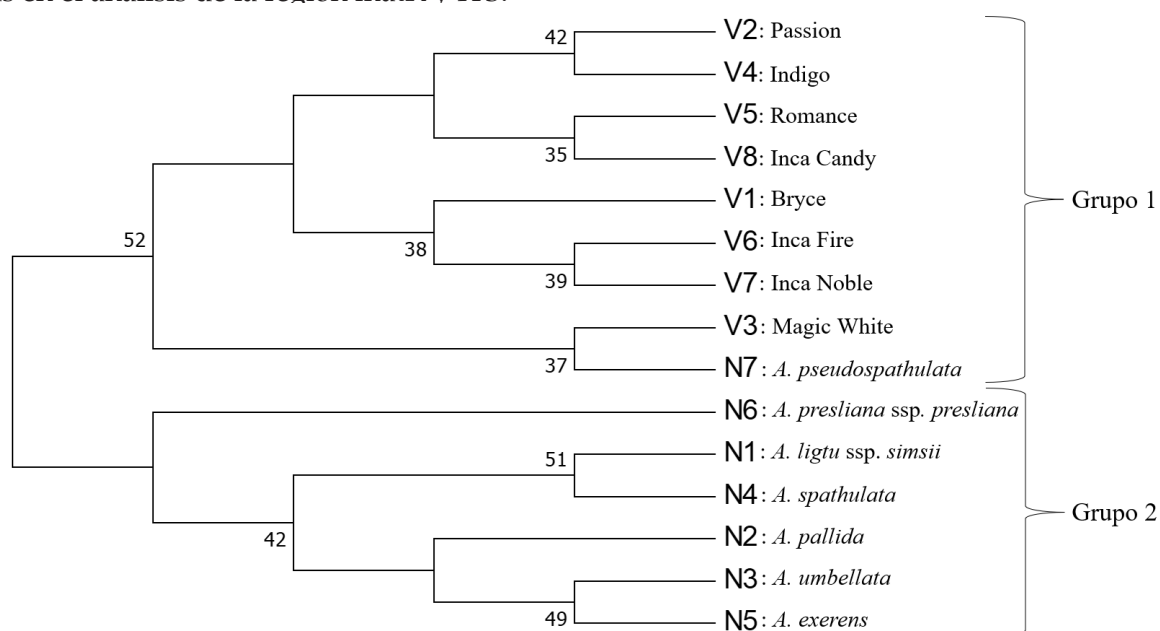


Figura 2. Distribución filogenética obtenida mediante el análisis de máxima parsimonia de las secuencias obtenidas en el análisis de la región matK y ITS.



“Medios de cultivo para la germinación de polen *in vitro* de *Nolana paradoxa*”

Riquelme, M.¹; Sepúlveda, A.¹; Valdebenito, S.^{1,2}; Peñaloza, P.¹; Santa Cruz, J.^{1,2}; Vidal, K.¹ y Schiappacasse, F.³

¹ Escuela de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

² Escuela de Ciencias Agrícolas y Veterinarias, Universidad Viña del Mar

³ Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Talca

I. Introducción

La germinación del polen es un proceso fundamental en la reproducción sexual de las plantas, ya que permite la fecundación del óvulo y el desarrollo del fruto y las semillas (Dafni y Firmage, 2000). Sin embargo, lograr la germinación de polen *in vitro* puede ser un desafío, ya que requiere de condiciones específicas para que el tubo polínico pueda emerger y crecer adecuadamente sin dañar la integridad del grano de polen (Shivanna y Rangaswamy, 1992; Heslop-Harrison, 2004).

Diversos estudios han propuesto diferentes medios de cultivo y técnicas para promover la germinación del polen, pero los resultados pueden variar según la especie vegetal y las condiciones experimentales (Brewbaker y Kwack, 2005; Dafni *et al.*, 2005). Tanto la composición del medio de cultivo, como el pH, la temperatura y la humedad relativa pueden afectar significativamente el porcentaje de germinación y el crecimiento del tubo polínico (Shivanna, 2003; Nepi *et al.*, 2010). Por lo tanto, es necesario evaluar y optimizar los métodos de germinación del polen para cada especie de interés, con el fin de obtener resultados confiables y reproducibles en el estudio de la biología reproductiva y el mejoramiento genético de las plantas (Dafni y Firmage, 2000; Shivanna, 2003). Esto permitiría comprender mejor los mecanismos que regulan la germinación del polen y desarrollar técnicas más eficientes para su cultivo permitiendo obtener los mejores resultados en términos de porcentaje de germinación y crecimiento del tubo polínico, sin causar daños a la integridad del grano de polen (Parfitt y Ganeshan, 1989).

Objetivo

Comparar el efecto de tres medios de germinación de polen *in vitro* en siete estadios florales de la especie *Nolana paradoxa*.

Hipótesis

La germinación del polen en distintos estadios de *Nolana paradoxa* se verá afectada por la composición del medio de cultivo y las condiciones experimentales.

II. Metodología

La investigación se llevó a cabo en el laboratorio de semillas de la Facultad de Agronomía de la PUCV, el polen fresco fue obtenido de flores en diferente estado de desarrollo de la especie *Nolana paradoxa* sembradas entre diciembre 2023 y enero 2024 en la comuna de Nogales, V región. El polen fue extraído directamente de las anteras y puesto en portaobjetos estériles donde se evaluaron tres medios de cultivos diferentes.

Medio de cultivo 1. (Sahar y Spiegel, 1984; Loupassaki *et al.*, 1997)

100 mg/L de KNO₃
 100 mg/L de H₃BO₃
 300 mg/L de MgSO₄·7H₂O
 480 mg/L de Ca(NO₃)₂·H₂O
 10% de Sacarosa
 23% de PEG (Polietilenglicol)

Medio de cultivo 2. (Roberts *et al.*, 1983)

10 mg/L de H₃BO₃
 20% de Sacarosa
 362 mg/L de CaCl₂
 100 mg/L de KNO₃
 80 mg/L de Tris

Medio de cultivo 3. (Weng *et al.*, 2023)

50 g/L de Sacarosa
 50 g/L de PEG 4000 (Polietilenglicol)
 100 mg/L H₃BO₃
 300 mg/L de Ca(NO₃)₂

Se realizaron siete réplicas de cada medio de cultivo de germinación de polen en siete estadios florales diferentes (desde botón cerrado hasta flor senescente); para cada placa se agregaron de 5 a 8 gotas de cada medio y se incubó en estufa a 25°C durante 12 horas. Terminado este proceso, se observaron las muestras al microscopio y se tomaron las imágenes. Se consideró como polen germinado los granos de polen que tuvieran los tubos polínicos completamente formados, de forma alargada y también se realizó un recuento de la cantidad de granos de polen hidratados (en forma triangular).

III. Resultados

Los resultados de este estudio muestran que el medio de cultivo 1, propuesto por Sahar y Spiegel (1984) y modificado por Loupassaki *et al.* (1997), fue el más efectivo para la germinación *in vitro* del polen de la especie *Nolana paradoxa*. En este medio, se observó un mayor porcentaje de germinación del polen y un crecimiento significativamente mayor de los tubos polínicos en comparación con los otros dos medios de cultivo evaluados.

El análisis microscópico reveló que los tubos polínicos germinados en el medio de cultivo 1 presentaban una morfología saludable, con una longitud considerablemente mayor (2 veces superior al medio 2 y 3) que los tubos polínicos obtenidos en los otros medios. Además, hubo una menor cantidad de granos de polen dañados en este medio, lo que sugiere que su composición y osmolaridad son adecuadas para mantener la integridad de los granos de polen durante la germinación y el crecimiento del tubo polínico (Shivanna & Rangaswamy, 1992).

Figura 1. Granos de polen y tubos polínicos en el medio de cultivo 1 (Sahar y Spiegel, 1984; Loupassaki *et al.*, 1997) en estadio floral 3. A: Réplica 1, B: Réplica 5.

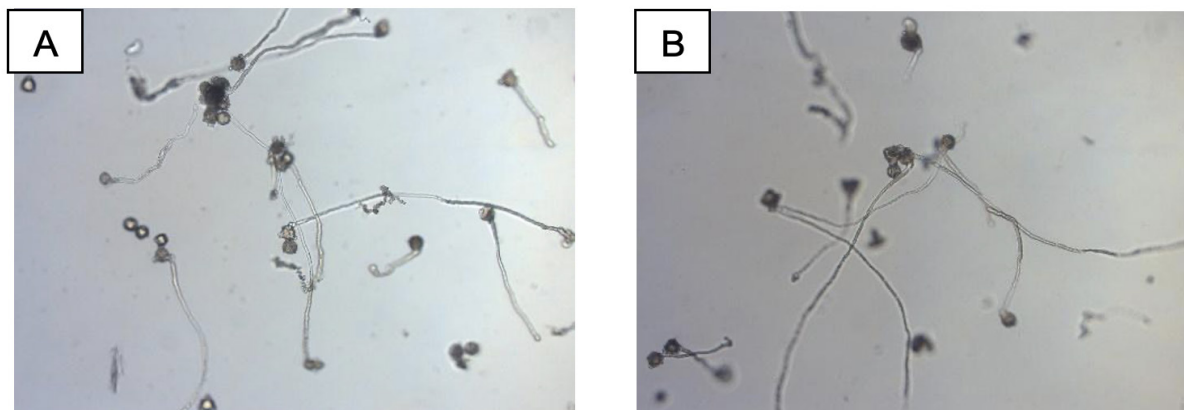


Figura 2. Granos de polen y tubos polínicos en el medio de cultivo 2 (Roberts *et al.*, 1983) en estadio floral 3. A: Réplica 1, B: Réplica 5.

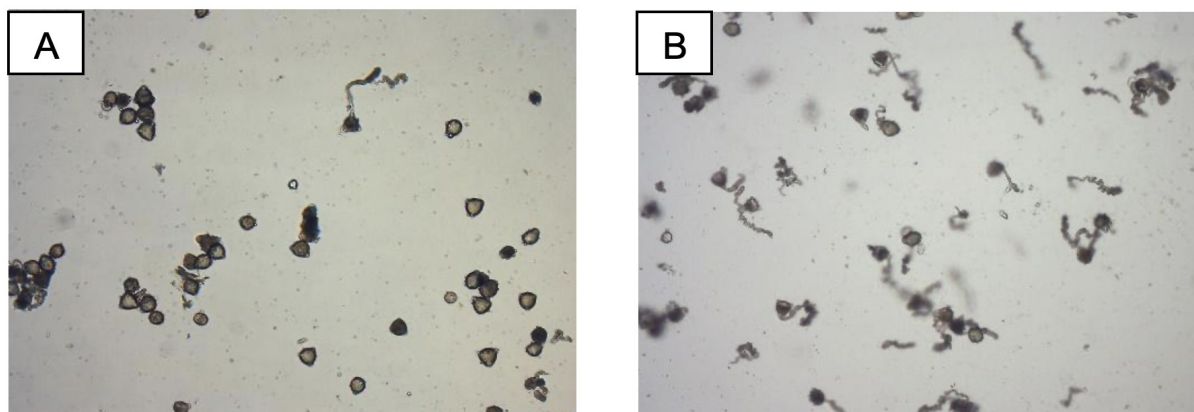
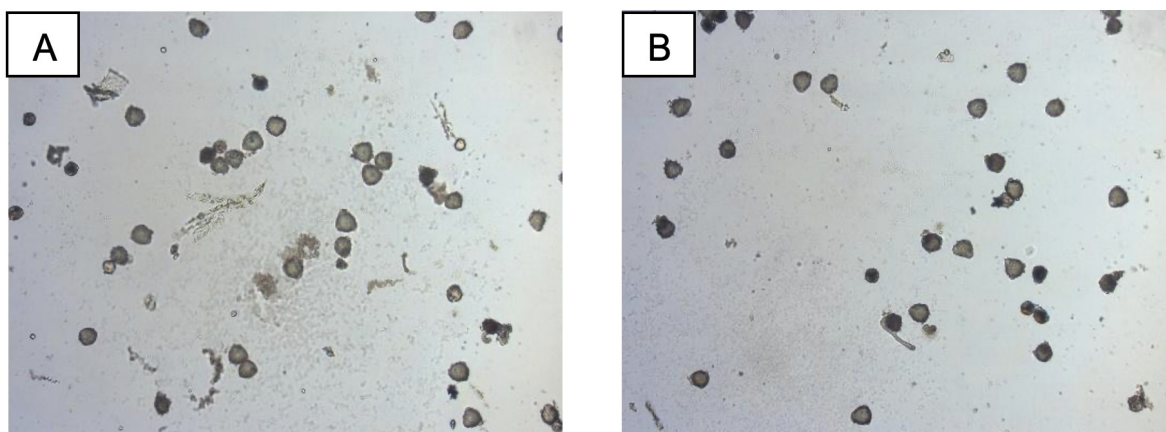


Figura 3. Granos de polen y tubos polínicos en el medio de cultivo 3 (Weng *et al.*, 2023) en estadio floral 3. A: Réplica 1, B: Réplica 5.



Los medios de cultivo 2 (Roberts *et al.*, 1983) y 3 (Weng *et al.*, 2023) mostraron un menor porcentaje de germinación, por lo tanto, un crecimiento más limitado de los tubos polínicos. De los que germinaron, se observó una longitud significativamente menor que la del medio de cultivo 1. Hubo una mayor proporción de granos de polen dañado, lo que podría deberse a una composición subóptima o a una osmolaridad inadecuada.

Figura 4. Tubos polínicos normales por estadio.

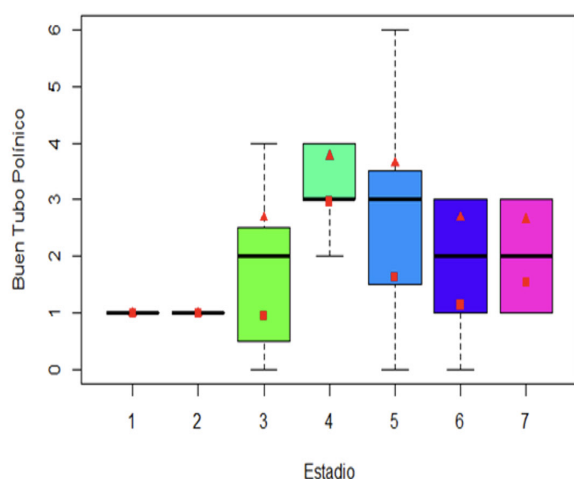
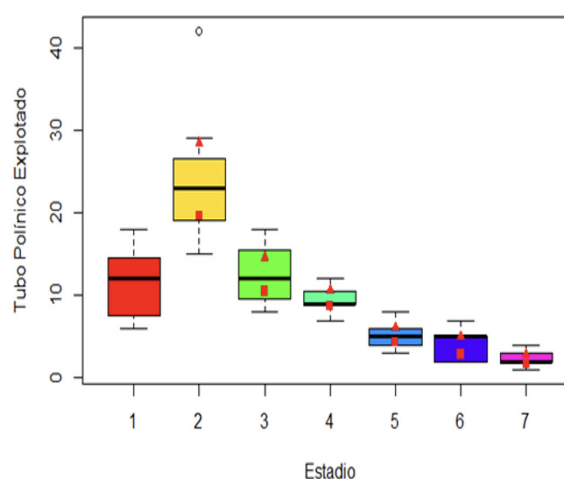


Figura 5. Tubos polínicos dañados por estadio.



En la figura 4, se puede observar que en los estadios florales 5, 6 y 7 la media se encuentra en la mitad de los datos y también existe una gran variabilidad en los estadios 3, 5 y 6, por otra parte, la mayor cantidad de tubos polínicos en buen estado se encuentran a partir del estadio 3 hasta el estadio 7. De la figura 5, se puede observar una cantidad similar de tubos polínicos dañados por estadio, pero la mayor parte de tubos polínicos explotados se encuentra en los primeros estadios; la media de los datos se encuentra en general en la figura en la mitad de los datos.

IV. Conclusiones

La composición del medio de cultivo 1 (Sahar y Spiegel, 1984; Loupassaki *et al.*, 1997), que incluye una concentración de iones de calcio y polietilenglicol proporciona un ambiente favorable para la germinación y el crecimiento del tubo polínico de *N. paradoxa*, sin causar daños a la integridad de los granos de polen. Estos hallazgos tienen implicaciones importantes para la optimización de los protocolos de germinación *in vitro* del polen, lo que a su vez puede mejorar la eficiencia de los programas de mejoramiento genético y la investigación en biología reproductiva vegetal.

En contraste, los medios de cultivo 2 y 3 mostraron un rendimiento inferior obteniendo un menor porcentaje de germinación y un crecimiento limitado de los tubos polínicos, lo que podría atribuirse a una composición subóptima o a una osmolaridad inadecuada.

V. Referencias

- Brewbaker, J. L., & Kwack, B. H. (2005). The essential role of calcium ion in pollen germination and pollen tube growth. *American Journal of Botany*, 50(9), 859-865.
- Dafni, A., & Firmage, D. (2000). Pollen viability and longevity: practical, ecological and evolutionary implications. *Plant Systematics and Evolution*, 222(1-4), 113-132.
- Dafni, A., Kevan, P. G., & Husband, B. C. (Eds.). (2005). *Practical pollination biology*. Enviroquest, Ltd.
- Heslop-Harrison, J., & Heslop-Harrison, Y. (2004). Validation of diagnostic tests for pollen viability. *Annals of Botany*, 93(6), 669-675.
- Hodgkin & Lyon. (1986). The Effect of *Brassica oleracea* Stigma Extracts on the Germination of *B. oleracea* Pollen in a Thin Layer Chromatographic Bioassay. <https://doi.org/10.1093/jxb/37.3.406>
- Jandurová, O.M., Pavlík, M. In vitro pollen germination of species and two interspecific hybrids from the genus *Brassica*. *Sexual Plant Reprod* 8, 33–36 (1995). <https://doi.org/10.1007/BF00228760>
- Loupassaki, M. H., Androulakis, I. I., & Vasilakakis, M. D. (1997). Influence of temperature, relative humidity and substrate on the in vitro germination and pollen tube growth in the avocado (*Persea americana* Mill.). *Acta Horticulturae*, 437, 321-328.
- Nepi, M., Franchi, G. G., & Pacini, E. (2010). Pollen hydration status at dispersal: cytophysiological features and strategies. *Protoplasma*, 245(1-4), 57-72.
- Roberts, IN, Gaude, TC, Harrod, G. *et al.* Interacciones polen-estigma en *Brassica oleracea*; un nuevo medio de germinación de polen y su uso para dilucidar el mecanismo de autoincompatibilidad. *Theoret. Appl. Genetics* 65, 231–238 (1983). <https://doi.org/10.1007/BF00308074>
- Sahar, N., P. Spiegel-Roy (1984) In vitro germination of avocado pollen. *HortScience* 19(6): 886-888.
- Shivanna, K. R. (2003). *Pollen biology and biotechnology*. Science Publishers.
- Shivanna, K. R. & Rangaswamy, N. S. (1992). *Pollen biology: a laboratory manual*. Springer-Verlag.
- Shivanna, K. R. & Sahwney, V. K. (1995). Polyethylene glycol improves the *in vitro* growth of *Brassica* pollen tubes without loss in germination. <https://doi.org/10.1093/jxb/46.11.1771>
- Weng et al., (2023). Screening and optimisation of in vitro pollen germination medium for sweetpotato (*Ipomoea batatas*). <https://doi.org/10.1186/s13007-023-01050-w>
- Liu, J., Gao, M., Liu, Y. & Cao, J. (2014). Decreased pollen viability and Thicken Pollen Intine in Antisense Silenced *Brassica campestris* Mutant of BcMF19. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(13\)60581-X](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(13)60581-X)
- Lidia S. Watrud et al., (2011). Sodium thioglycollate enhances pollen germination and pollen tube elongation in cruciferous species. *In Vitro Cell.Dev.Biol.-Plant* 47, 589–595 (2011). <https://doi.org/10.1007/s11627-011-9400-5>

“Phenolic antioxidant protection in the initial growth of *Cryptocarya alba*: two different responses against two invasive Fabaceae”

Rodríguez, L.¹; Guedes, L.¹; Torres, S.²; Gavilán, E.¹ y Aguilera, N.¹

¹ Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura, Laboratorio de Semioquímica Aplicada, Casilla 160-C, CP 4030000, Concepción, Chile.

² Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Departamento de Botánica, Laboratorio de Química de Productos Naturales, Casilla 160-C, CP 4030000, Concepción, Chile.

I. Introducción

Fabaceae constituye una de las principales familias de especies invasoras a nivel mundial. En Chile constituyen una amenaza para la flora nativa. Uno de sus principales mecanismos invasores es la alelopatía. Los aleloquímicos liberados por las fabáceas invasoras generan alteraciones bioquímicas y fisiológicas en las plantas receptoras [1], los cuales pueden ser potencialmente dañinos en especies nativas. *Teline monspessulana* y *Ulex europaeus*, dos de las especies de fabáceas más invasoras en Chile, representan una amenaza agrícola, forestal y ambiental [2,3], especialmente en ecosistemas frágiles como el bosque esclerófilo. La regeneración natural de *Cryptocarya alba*, una de las especies representativas del bosque esclerófilo [4], está influenciada por factores como el tamaño de la semilla [5], presencia de pericarpio [6], dispersión por animales [7] y depredación natural [8]. Estos factores, junto a la gran capacidad invasiva y alelopática de *U. europaeus* y *T. monspessulana*, y la baja respuesta de las especies nativas a los aleloquímicos [9], dificultan la regeneración de *C. alba*.

Objetivo

Investigar los efectos del estrés aleloquímico inducido por extractos acuosos de *T. monspessulana* y *U. europaeus* en la capacidad antioxidante y la producción de compuestos fenólicos en *C. alba*.

Pregunta de investigación

¿Cómo afecta el estrés aleloquímico inducido por extractos acuosos de *T. monspessulana* y *U. europaeus* a la capacidad antioxidante y la producción de compuestos fenólicos en *C. alba*?

II. Metodología

Se recolectaron muestras de *C. alba* y *T. monspessulana* en el campus de la Universidad de Concepción, y *U. europaeus* en Caleta Lengua, Hualpén. Las semillas y suelo de *C. alba* se obtuvieron bajo el dosel de los árboles, se secaron y se almacenaron a 4°C. Los órganos aéreos de *U. europaeus* y *T. monspessulana* se maceraron en agua destilada (250g en 700 mL de agua) y se agitaron durante tres días, se filtraron y almacenaron a 4°C en oscuridad y se añadió 2 mL⁻¹ de *plant preservation mixture*. Estos extractos se usaron para regar las plántulas. Se sembraron semillas de *C. alba* en tres bandejas con 50 alvéolos cada una. Tras la germinación, una bandeja se regó con agua (Wa), otra con extracto de *T. monspessulana* (TE) y la tercera con extracto de *U. europaeus* (UE). La irrigación se realizó cada 3-4 días con 50 mL de agua o extracto por alvéolo. Las bandejas se colocaron en una cámara de crecimiento 20±2°C, 60% de humedad relativa, 50 µmol m⁻²s⁻¹ de intensidad luminosa y fotoperiodo 16/8 (luz/oscuridad).

A los ocho meses se midieron las siguientes variables morfométricas: longitud del tallo (SL) y de la raíz (RL), número de hojas (NL), masa seca aérea (ADM), masa seca de la raíz (RDM), número de raíces secundarias (NSR), número de hojas cloróticas (NCL) y grado de clorosis (DC). Para la cuantificación e identificación de fenoles se recolectaron hojas de *C. alba*, se secaron y maceraron en metanol [10]. La cuantificación de fenoles mediante el método de Folin-Ciocalteu, mientras que la cuantificación de antocianinas se realizó mediante el método de pH diferencial [11,12]. La identificación de compuestos fenólicos se realizó a través de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) utilizando diferentes estándares de los principales compuestos fenólicos detectados en plantas.

Los ensayos de actividad antioxidante de los extractos metanólicos de hojas de *C. alba* de los tratamientos y control se realizaron a través del método de Singh *et al.* (2016) [13] y Re *et al.* (1999) [13]. La histolocalización de fenoles, lignina y especies reactivas de oxígeno (EROs) se realizaron en cortes a mano alzada de hojas de *C. alba* de los tratamientos y control. Las reacciones fueron observadas y fotografiadas con un fotomicroscopio.

III. Resultados

Los extractos acuosos afectaron el crecimiento inicial de las plántulas de *C. alba*, reduciendo SL, RL, NL y ADM, pero no RDM. Los dos tratamientos indujeron un aumento del NCL, y TE incrementó el DC de las hojas (56,6% del tratamiento presentó hojas en G3), mientras que UE, presentó el 12,5% de las hojas en G3. El contenido de antocianinas fue 4,9 veces mayor en hojas regadas con TE que con UE. El tratamiento UE redujo

el contenido de fenoles totales en un 26,1%, mientras que TE no lo afectó significativamente. Se identificaron alcohol 3,4-dimetilbencilo, vainillina y ácido clorogénico en hojas de *C. alba* con vainillina ausente en UE. Ambos extractos redujeron significativamente la actividad del radical DPPH a 0,1 mg mL⁻¹, mientras que UE disminuyó significativamente la capacidad antioxidante para eliminar el radical ABTS.

Las hojas acumularon fenoles, lignina y EROs independientemente del tratamiento. La reacción de fenoles fue más débil en el mesófilo que en la nervadura central, con una tinción más débil en UE. La reacción para la lignina fue más intensa en control y UE. Se observó lignificación de las células del colénquima adaxial y abaxial y fibras perivasculares en la nervadura central del control. EROs se detectó en parénquima en empalizada y apoplasto de células esponjosas en control y TE, débilmente en UE, y se detectaron en citoplasma del colénquima y del parénquima del floema en control y TE, en UE se acumularon en citoplasma del parénquima del floema y en paredes celulares del colénquima.

IV. Conclusiones

Los aleloquímicos liberados por ambas especies invasoras indujeron un efecto inhibitorio sobre las variables morfológicas. *Teline monspessulana* indujo daño foliar y aumentó el contenido de antocianinas en 4,9 veces, pero no afectó el contenido de fenol. *Ulex europaeus* induce daño en las raíces y una disminución en el contenido de fenol, pero no afecta el contenido de antocianinas. Ambos extractos afectaron el perfil y la concentración de polifenoles y en consecuencia disminuyeron la capacidad antioxidante de las hojas de *C. alba* en bajas concentraciones de extracto. Fenoles, ligninas y ERO se acumulan en las hojas de *C. alba*, pero las reacciones histoquímicas fueron menos intensas bajo UE. Aunque *C. alba* desarrolla diferentes mecanismos de protección antioxidante frente al estrés inducido por UE y TE, su supervivencia está garantizada, incluso en detrimento de su crecimiento inicial.

V. Referencias

- Macías, F. A., Oliveros-Bastidas, A., Marín, D., Carrera, C., Chinchilla, N., & Molinillo, J. M. G. (2007). Plant biocommunicators: their phytotoxicity, degradation studies and potential use as herbicide models. *Phytochemistry Reviews*, 7(1), 179–194. <https://doi.org/10.1007/s11101-007-9062-4>
- Norambuena, H., Martínez, G., Carrillo, R., & Neira, M. (2007). Host specificity and establishment of *Tetranychus lintearius* (Acari: Tetranychidae) for biological control of gorse, *Ulex europaeus* (Fabaceae) in Chile. *Biological Control*, 40(2), 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.08.012>
- García, R. A., Pauchard, A., & Escudero, A. (2013). French broom (*Teline monspessulana*) invasion in south-central Chile depends on factors operating at different spatial scales. *Biological Invasions*, 16(1), 113–124. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0507-y>
- Donoso, S., Peña, K., Pacheco, C., Luna, G., & Aguirre, A. (2011). Respuesta fisiológica y de crecimiento en plantas de *Quillaja saponaria* y *Cryptocarya alba* sometidas a restricción hídrica. *Bosque (Valdivia)*, 32(2), 187–195. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002011000200009>
- Chacón, P., & Bustamante, R. O. (2001). The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. *Plant Ecology*, 152(2), 137–144.
- Figueroa, J. A., & Jaksic, F. M. (2004). Latencia y banco de semillas en plantas de la región mediterránea de Chile central. *Revista chilena de historia natural*, 77(1). <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2004000100016>
- Vogel, H., Razmilic, I., San Martín, J., Doll, U., & González, B. (2005). Plantas medicinales chilenas: experiencias de domesticación y cultivo de Boldo, Matico, Bailahuén, Canelo, Peumo y Maqui.
- Celis-Diez, J. L., Bustamante, R. O., & Vásquez, R. A. (2004). Assessing frequency dependent seed size selection: a field experiment. *Biological Journal of the Linnean Society*, 81(2), 307–312.
- Lorenzo, P., L. González & M.J. Reigosa. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, 67: 101.
- Guedes, L.M.; Torres, S.; Sáez-Carillo, K.; Becerra, J.; Pérez, C.I.; Aguilera, N. (2022). High Antioxidant Activity of Phenolic Compounds Dampens Oxidative Stress in Espinosa nothofagi Galls Induced on *Nothofagus obliqua* Buds. *Plant Science*, 314, 111114.
- García-Seco, D., Zhang, Y., Gutiérrez-Mañero, F. J., Martín, C., & Ramos-Solano, B. (2015). Application of *Pseudomonas fluorescens* to blackberry under field conditions improves fruit quality by modifying flavonoid metabolism. *PLOS ONE*, 10(11), <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142639>
- Giusti, M., & Wrolstad, R. E. (2001). Characterization and measurement of anthocyanins by UV-Visible spectroscopy. *Current Protocols in Food Analytical Chemistry*, <https://doi.org/10.1002/047142913.faf0102s00>
- Singh, G.; Passari, A.K.; Leo, V.V.; Mishra, V.K.; Subbarayan, S.; Singh, B.P.; Kumar, B.; Kumar, S.; Gupta, V.K.; Lahlhennawia, H.; et al. (2016). Evaluation of Phenolic Content Variability along with Antioxidant,

Antimicrobial, and Cytotoxic Potential of Selected Traditional Medicinal Plants from India. *Front. Plant Science*, 7, 407.

Re, R.; Pellegrini, N.; Proteggente, A.; Pannala, A.; Yang, M.; Rice-Evans, C. (1999). Antioxidant Activity Applying an Improved ABTS Radical Cation Decolorization Assay. *Free Radic. Biol. Med*, 26, 1231–1237.

“Caracterización de semillas de cuatro especies de *Alstroemeria* nativas de Chile”.

Rojas, C.; Prat, M.; Obreque, E. y Aros, D.

GIFLOR, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

I. Introducción

Alstroemeria es uno de los géneros de plantas más diversos en Chile, con casi un 82% de especies endémicas o nativas de la zona central del país (Muñoz y Moreira, 2003). Entre éstas se encuentran *A. pallida* Graham, *A. umbellata* Meyen y *A. spathulata* C. Presl en la cordillera, y *A. pelegrina* L. en la costa, todas mostrando adaptaciones únicas a sus entornos (Finot *et al.*, 2018). Las especies de la cordillera presentan dormancia, permitiendo su proliferación tras la nieve invernal (Meyer y Monsen, 1991), mientras que *A. pelegrina* L. se adapta a un ambiente costero, distinto a las condiciones alpinas como bajas temperaturas y fuertes vientos (Körner, 2003). Estas diferencias ambientales pueden haber llevado a divergencias fenotípicas entre las especies.

Es crucial una caracterización morfológica y química de las semillas para entender estas adaptaciones, evaluando forma, superficie, grosor de testa, peso de semillas, contenido de fenoles y taninos. Estas características pueden revelar cómo las semillas están adaptadas a sus hábitats específicos.

Conocer estas adaptaciones es fundamental para comprender la ecología y evolución de las plantas y así desarrollar estrategias de conservación efectivas (Mayor *et al.*, 2002). Los cambios climáticos actuales pueden afectar diferencialmente a estas especies, poniendo en riesgo su supervivencia (Briceño *et al.*, 2015).

Objetivos

El objetivo principal es comparar las características morfológicas y químicas de las semillas de cuatro especies de *Alstroemeria* que habitan la cordillera (*A. pallida* Graham, *A. umbellata* Meyen, *A. spathulata* C. Presl) y la costa (*A. pelegrina* L.) de la zona central de Chile. Específicamente:

Evaluar y determinar la forma, superficie y grosor de la testa de las semillas.

Determinar el peso de 100 semillas de cada especie.

Analizar el contenido de fenoles y taninos de las semillas.

Relacionar estas características con las adaptaciones específicas a las condiciones ambientales de cada hábitat.

Hipótesis

Las semillas de la costa (*A. pelegrina* L.) mostrarán diferencias significativas en su morfología y composición química en comparación con las especies de la cordillera, debido a las adaptaciones a sus respectivos hábitats. En particular se espera que las semillas de *A. pelegrina* L. presenten una testa menos gruesa, menor contenido de fenoles y taninos totales y diferencias en el peso y color en comparación con las semillas de la cordillera.

II. Metodología

Se realizó una recolección de semillas durante la temporada 2023-2024 en los hábitats respectivos de las especies mencionadas para garantizar suficiente material vegetal. Se seleccionaron al azar 20 semillas de cada especie para describir visualmente su forma y textura, clasificándolas según criterios propios en esféricas, pseudoesféricas o angulares, y lisas o rugosas de acuerdo con Aros *et al.* (2023). Se pesaron al azar 100 semillas utilizando una balanza de precisión, repitiendo el proceso tres veces por especie para obtener un promedio de masa. Se midió el diámetro de 20 semillas al azar de cada especie con un pie de metro, realizando cinco repeticiones por especie. Para determinar el grosor de la testa, se hicieron tres cortes histológicos de 5 semillas por especie, cada corte con 12 mediciones usando el programa MotiC Images Plus 2.0, se realizaron 5 repeticiones. Para la caracterización química se realizó una extracción según el procedimiento de Aros *et al.* (2023). Se extrajeron compuestos fenólicos de 2 g de semillas, tratadas con 8 mL de solución metanol/agua (80:20 v/v) acidificada con HCl (0,01%), maceradas en movimiento durante 2 horas con un agitador mecánico, y separadas en extracto líquido y sólido. Se repitió tres veces para obtener un extracto total de 24 mL. Se utilizó un espectrofotómetro para medir la absorbancia a 280 nm y se determinaron fenoles y taninos totales. En el caso de los taninos se preparó la extracción según el método de Mercurio *et al.* (2007), utilizando metilcelulosa.

III. Resultados y discusión

Los análisis morfológicos revelan que, en su mayoría las semillas de *Alstroemeria* son esféricas o pseudoesféricas (Figura 1), con una superficie rugosa, característica propia y más prominente en especies silvestres y menos domesticadas (Williams *et al.*, 2024). Se encontró una correlación positiva significativa entre el peso de las semillas y su diámetro (Figura 2), indicando que las semillas más grandes tienden a ser más pesadas (Aros *et al.*, 2023). El grosor de testa varía significativamente entre las especies (Cuadro 1), siendo significativamente mayor en semillas de *A. pallida* Graham con 155,98 μm y *A. umbellata* Meyen con 122,17 μm , lo cual sugiere una posible relación con una mayor dormancia, tal como lo sugerido por Hradilová *et al.* (2019). Este aspecto es crucial para comprender las estrategias de supervivencia y adaptación de estas especies en su hábitat natural. En términos químicos (Cuadro 2), *A. pallida* Graham muestra el contenido más alto de fenoles totales

con 3,40 mg de ácido gálico por gramo de semillas, seguido por *A. pelegrina* L. con 2,81 mg/g y *A. umbellata* Meyen con 2,70 mg/g. Respecto a los taninos totales, *A. pelegrina* L. presenta el mayor contenido con 3,48 mg de catequina por gramo de semillas, seguido por *A. pallida* Graham con 2,81 mg/g y *A. umbellata* Meyen con 2,25 mg/g. Estas diferencias morfológicas y químicas probablemente reflejan adaptaciones específicas a los diferentes ambientes, con las especies de la cordillera adaptadas a condiciones climáticas extremas como bajas temperaturas y nieve invernal, mientras que *A. pelegrina* L. podría estar especializada en características que favorecen su adaptabilidad a ambientes costeros.

IV. Conclusión

Las semillas de *Alstroemeria* analizadas muestran variaciones significativas tanto en su morfología como en su composición química, reflejando adaptaciones específicas a los diferentes hábitats de la costa y la cordillera de Los Andes. En términos morfológicos, se observó que las semillas de *A. pelegrina* L., provenientes de la costa, presentan una testa significativamente menos gruesa en comparación con las especies de la cordillera como *A. pallida* Graham y *A. umbellata* Meyen. Esta diferencia morfológica sugiere una posible adaptación para enfrentar condiciones ambientales distintas, como la exposición a salinidad y humedad costera versus condiciones más secas y frías en la cordillera. Respecto a la composición química, se encontró que *A. pelegrina* L. exhibe uno de los mayores contenidos de fenoles y taninos totales entre las especies estudiadas, a diferencia de lo esperado según la hipótesis inicial.

V. Referencias

- Aros, D., Barraza, P., Peña-Neira, Á., Mitsi, C., & Pertuzé, R. (2023). Seed Characterization and Evaluation of Pre-Germinative Barriers in the Genus *Alstroemeria* (Alstroemeriaceae). *Seeds*, 2(4), 474-495.
- Briceño, V. F., Hoyle, G. L., and Nicotra, A. B. (2015). Seeds at risk: How will a changing alpine climate affect regeneration from seeds in alpine areas? *Alpine Botany*, 125(2), 59-68. <https://doi.org/10.1007/s00035-015-0155-1>
- Finot, V.; Baeza, C.; Muñoz-Schick, M.; Ruiz, E.; Espejo, J.; Alarcón, D.; Carrasco, P.; Novoa, P.; Eyzaguirre, M.T. (2018) Guía de Campo *Alstroemerias* Chilenas; Corporación Chilena de la Madera. Recuperado de: <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/32665>
- Hradilová, I., Duchoslav, M., Brus, J., Pechanec, V., Hýbl, M., Kopecký, P., . . . Smýkal, P. (2019). Variation in wild pea (*Pisum sativum* subsp. *elatius*) seed dormancy and its relationship to the environment and seed coat traits. *PeerJ*, 7, e6263. <https://doi.org/10.7717/peerj.6263>
- Körner, C. (2003). Alpine climate. En Springer eBooks (pp. 21-30). https://doi.org/10.1007/978-3-642-18970-8_3
- Mayor, P., M. Escudero, M. Catalá y J. Costra. 2002. Conservación de recursos fitogenéticos agrícolas. *Agrícola Vergel*. 21(245):273-277.
- Mercurio, M. D., Damberg, R. G., Herderich, M. J., & Smith, P. A. (2007). High throughput analysis of red wine and grape phenolics adaptation and validation of methyl cellulose precipitable tannin assay and modified somers color assay to a rapid 96 well plate format. *Journal of agricultural and food chemistry*, 55(12), 4651-4657.
- Meyer, S. E., and Monsen, S. B. (1991). Habitat-Correlated variation in mountain big sagebrush (*Artemisia tridentata* SSP. *vaseyana*) seed germination patterns. *Ecology*, 72(2), 739-742. <https://doi.org/10.2307/2937214>
- Muñoz, M. y A. Moreira. (2003). *Alstroemerias* de Chile: diversidad, distribución y conservación. Santiago, Chile: Taller La Era. 140 p.
- Williams, O. R., Schoor, J. K. V., Butler, J. B., Hecht, V. F. G., & Weller, J. L. (2024). Physical seed dormancy in pea is genetically separable from seed coat thickness and roughness. *Frontiers In Plant Science*, 15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1359226>

Anexos

Cuadro 1. Análisis del contenido de fenoles y taninos totales de tres especies de alstroemerias de la Cordillera de Los Andes (*A. pallida* Graham, *A. umbellata* Meyen y *A. spathulata* C. Presl) y una especie de la costa (*A. pelegrina* L.) de la zona central de Chile.

Especie	mg g ⁻¹ Semilla (Media ± E.E.)			
	Fenoles totales *		Taninos totales *	
<i>A. pallida</i> Graham	3,40 ± 0,10	A	2,81 ± 0,56	A
<i>A. pelegrina</i> L.	2,81 ± 0,14	B	3,48 ± 0,79	A
<i>A. umbellata</i> Meyen	2,70 ± 0,10	B	2,25 ± 0,56	A
<i>A. spathulata</i> C. Presl	1,69 ± 0,10	C	1,22 ± 0,56	A

* Fenoles totales expresados en mg de ácido gálico por gramo de semillas. Taninos totales expresados en mg de catequina por gramo de semillas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$) de acuerdo con el test DGC.

Cuadro 2. Evaluación morfológica de tres especies de alstroemerias de la Cordillera de Los Andes (*A. pallida* Graham, *A. umbellata* Meyen y *A. spathulata* C. Presl) y una especie de la costa (*A. pelegrina* L.) de la zona central de Chile.

Especie	Masa 100 semillas (g)		Diámetro (mm)		Grosor de testa (μm)	
<i>A. umbellata</i> Meyen	2,40 ± 0,04	A*	3,38 ± 0,07	A	122,17 ± 4,41	B
<i>A. pelegrina</i> L.	2,17 ± 0,04	B	3,04 ± 0,07	B	111,72 ± 4,41	C
<i>A. spathulata</i> C. Presl	1,99 ± 0,04	C	3,19 ± 0,07	A	131,15 ± 4,41	B
<i>A. pallida</i> Graham	1,81 ± 0,04	D	2,89 ± 0,07	B	155,98 ± 4,41	A

* Letras distintas en sentido vertical representan diferencias significativas de acuerdo con el test DGC ($p \leq 0.05$).

Figura 1. Fotografías de las semillas de *A. umbellata* Meyen (A), *A. spathulata* C. Presl (B), *A. pallida* Graham (C) y *A. pelegrina* L. (D).

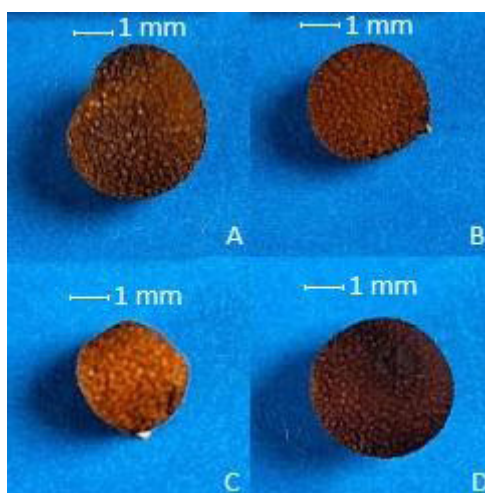
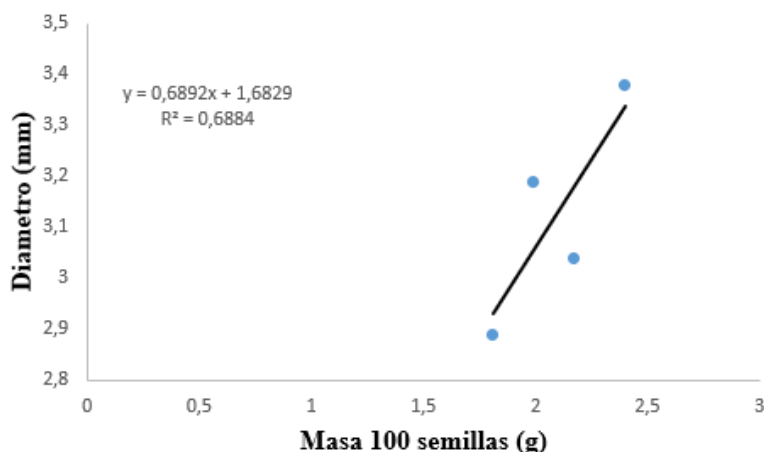


Figura 2. Correlación entre diámetro y masa de 100 semillas de cuatro especies de alstroemeria.



“Vinculación con Kelleñ: una experiencia de conservación y propagación de la frutilla blanca”

Romero, M.¹; Umaran, J.²; Umaran, C.²; Lagos, M.³; Antiman, X.; Barra, B.⁴; Masoli, C.⁵; Burgos, J.⁵; Vera, F.⁶; Tolorza, V.⁷; Arechaga, A.⁸; Alvarez, G.⁸; Plaza, S.⁹; Zuñiga, Y.⁹; Pairican, Y.¹⁰ y Cordova, B.¹⁰

¹ Pailhuen SpA.

² Lontra Cervecería Artesanal.

³ Cosechame.

⁴ Micosmos Chile.

⁵ Estudio de Paisaje Corteza.

⁶ Cocina Itinerante.

⁷ Rukamalen Valdivia.

⁸ Truferos Grau.

⁹ La Bruja Verde.

¹⁰ Cerro Sarnoso Cabañas.

I. Introducción

Kelleñ es la frutilla blanca, *Fragaria chiloensis* f. *chiloensis*. Algunos la conocen como la frutilla de Purén, frutilla chilota, de playa, blanqueada, otros creen que es sólo un mito, y lamentablemente, para muchos es totalmente desconocida.

Fue seleccionada, domesticada y nombrada en tiempos previos a la colonización Incaica e Hispánica por el pueblo Mapuche, quienes la conocían como Kelleñ y la diferenciaban muy bien de su hermana silvestre Llawueñ, *Fragaria chiloensis* f. *patagónica* (Lavín *et al.*, 2000). Kelleñ no sólo era la estrella de la dieta prehispánica, sino que, hasta finales de 1800, crecía con fuerza en huertos y plantaciones desde Itata hasta Chiloé en Chile, además de grandes cultivos en Perú, Colombia y Ecuador que databan de la época del Virreinato cuando los españoles ampliaron su área de cultivo, luego de tomarla como botín de guerra de los huertos Mapuche y Picunche (Popenoe, 1921; Finn *et al.*, 2013).

Hoy existe pérdida de conocimiento de esta especie, y debido a la fragmentación y reducción de hábitat su área de distribución también ha disminuido. Pese a un creciente interés durante los últimos años por su cultivo producto de su incorporación a la alta gastronomía chilena, el desconocimiento de la fenología y requerimientos agronómicos de la especie por parte de los agricultores, genera poca adherencia del cultivo, observándose con más frecuencia de la deseada la eliminación de cultivos de dos años por no productividad. Por ello se ha planteado la necesidad de (re-)conocerla profundamente, recuperar su área de distribución y reincorporarla a la dieta nacional, a través de un programa de investigación colectiva y de propagación in situ, Guardadores de Kelleñ. Este programa surgió en el verano de 2020 como una respuesta a la responsabilidad por aquello domesticado y reafirmando la idea de que sólo se cuida lo que se conoce.

Objetivos

“Guardadores de Kelleñ” es un programa trianual de recuperación territorial e investigación colectiva de la frutilla blanca, que se propone cuatro objetivos:

Establecer huertos experimentales en las regiones de Ñuble, Bio Bio, Araucanía, Los Ríos y Los Lagos.

Evaluar el comportamiento y adaptación territorial de Kelleñ.

Investigar y generar conocimiento nuevo mediante la praxis y la observación goetheanística.

Realizar actividades de divulgación, educación y salvaguarda de la especie.

II. Metodología

El trabajo de Guardadores de Kelleñ contempla:

(i) Metodología de cultivo unificada: cama de cultivo, distancia entre plantas, manejo agroecológico, libre de agrotóxicos y no cultivar ejemplares híbridos de fresón rojo.

(ii) Seguimiento mediante un encuentro virtual por estación del año. Cada estación contempla el compromiso de la atención, observación y labores de manejo a una sección de la planta: radicular (otoño), foliar (invierno), floral (primavera) y frutal (verano). Buscando responder 4 grandes preguntas en la observación cuatrianual; Kelleñ ¿quién eres tú?, ¿cómo eres tú?, ¿cómo te relacionas? y ¿qué quieres?, propiciando un vínculo entre Kelleñ y sus guardadores durante el periodo de “adaptación” (dos años) que la especie tarda en dar su primera gran fructificación y abundante cosecha.

(iii) La aproximación a la observación profunda de la planta mediante la práctica de ejercicios artísticos y meditativos que inducen a la vinculación y al desarrollo de aspectos espirituales (vínculo humano-naturaleza), a través de un acompañamiento grupal de la experiencia.

El aroma, dulzura y resiliencia que demuestra Kelleñ en sus distintas estaciones envuelve a sus cuidadores en una trama emocional del habitar que permite recrear los espacios de certeza aun en territorios en permanente

transformación (Skewes *et al.*, 2017), creando un vínculo de reciprocidad, donde un grupo de personas cultivan esta especie y generan diferentes actividades en torno a ella como la observación, mantenimiento del área de propagación, cosecha y aprendizaje en torno a su historia, morfología y fenología. Así se visibilizan formas de integración entre plantas y personas que no se reducen exclusivamente a relaciones de contemplación o de admiración estética, sino que incorporan un sistema de interconexión con el mundo de seres humanos y la naturaleza (Skewes y Guerra, 2017). Si los principales responsables de la degradación ambiental del planeta son los seres humanos, también es su responsabilidad generar instancias de reparación a la flora nativa de los lugares que se habita, siendo una contribución para la alimentación de insectos polinizadores, humanos y otras especies.

III. Resultados

Actualmente, Guardadores de Kelleñ comprende 27 familias entre el Río Itata y Puerto Natales, encontrándose en su cuarto y tercer año de relación con Kelleñ. Con realidades agrícolas y productivas diversas (Figura 1): huertos urbanos y familiares, agricultura biointensiva, predios de manejo tradicional en regeneración, agricultura familiar campesina e indígena, paisajismo, viverismo, turismo rural, gastronomía y recientemente suelos arrasados por incendios. Las y los guardadores se han convertido en faros de multiplicación de Kelleñ en sus territorios y el proyecto de ciencia ciudadana de carácter contributivo cobra ribetes colaborativos y transdisciplinarios, consiguiendo revitalizar esta especie y su vínculo con la memoria del territorio, reafirmando un pacto de apoyo mutuo entre humanos y plantas que comparten y recrean sus formas de existencia.

Pese a que, resulta difícil sostener la periodicidad de los encuentros con un 100% de participación, sobre todo luego del segundo año de ejecución, cada guardador/a ha seguido con impulso, ha multiplicado y también intercambiado y compartido plantas y frutos de Kelleñ, cumpliendo así la misión más importante de este programa, la propagación in situ. Este proceso colaborativo ha impactado positivamente en la biodiversidad que cada guardador tiene en sus sitios; ya sea aquellos que se dedican a la agricultura de manera productiva o los que han incorporado a Kelleñ como parte de las especies a cultivar con fines de autoconsumo y paisajismo. El compromiso del grupo es seguir contribuyendo a aumentar la investigación y el conocimiento sobre la frutilla blanca, sistematizando y analizando los datos levantados en la práctica de las observaciones y ejercicios periódicos y también con las experiencias personales de cada guardador, ya que aún quedan datos para analizar y preguntas por responder. Esta experiencia no tiene término definido, es sólo el comienzo de un camino que espera sumar más participantes, aumentar su divulgación, potenciar la valoración de Kelleñ, y así promover su conservación.

Figura 1. Diversidad de familias y realidades agrícolas del programa “Guardadores de Kelleñ”.



IV. Conclusiones

Kelleñ y el programa de sus guardadores ha generado la oportunidad de coincidir, aprender y co-crear una forma de conocer y cuidar esta planta de un modo replicable en el territorio al sur del Itata. Es increíble pensar que luego de estos años pueda crecer en tantos lugares gracias a las personas que conforman esta investigación colectiva, permitiéndose el establecimiento de huertos experimentales.

V. Referencias

- Finn, C.E., Retamales, J.B., Lobos, G.A. & Hancock, J.F. (2013). The Chilean Strawberry (*Fragaria chiloensis*): Over 1000 Years of Domestication. *HortScience*, 48(4), 418-421.
- Popenoe, W. (1921) The frutilla, or Chilean strawberry. *J. Hered.* 12:457–466.
- Lavín, A. & Maureira, M. (2000) La frutilla chilena de fruto blanco [*Fragaria chiloensis*] [en línea]. Cauquenes, Chile: Boletín INIA - Instituto de Investigaciones Agropecuarias. N°39. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/7230> (consultado: 20 junio 2024).
- Skewes, J., Trujillo, F., y Guerra, G. (2017). Traer el bosque a sus domicilios: transformaciones de los modos de significar el espacio habitado. *Revista INVI*, 32(91), 23-64.
- Skewes, J. (2016). Residencias en la cordillera. La lógica del habitar en los territorios mapuche del bosque templado lluvioso en Chile. *Revista Antipoda*, N°26, 133-154.

“Acciones de Conservación del Pitao (*Pitavia punctata* (Ruiz & Pav.) Molina, 1810), en la Región de La Araucanía. Una experiencia de 30 años”

Saavedra, M.¹; Hauenstein, E.²; Calzadilla, S.³; Albarrán, V.⁴; González, R.¹; Fuentes, A.³ y Higuera, M.¹

¹Departamento de Áreas Silvestres Protegidas, Corporación Nacional Forestal, Región de la Araucanía, Temuco, Chile.

²Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.

³Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medio Ambiente, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

⁴Departamento de Conservación de Ecosistemas Boscosos y Xerofíticos de la Corporación, Nacional Forestal, Chile.

I. Introducción

El Pitao (*Pitavia punctata*, Rutaceae) es una especie arbórea endémica de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018), exclusiva de la Cordillera de la Costa, que se encuentra en Peligro de Extinción (Serpreg, 2007). Como consecuencia de la ocupación y eliminación histórica de su hábitat (Lara *et al.*, (2012) por acciones de colonización antrópica, sus poblaciones naturales están muy degradadas, tanto a nivel nacional, como en la Región de La Araucanía (Hauenstein & Saavedra, 2014). Por ello, presentamos esta experiencia de las acciones que se han desarrollado para la recuperación de sus poblaciones.

Objetivos

Presentar un ejemplo de una alianza estratégica público privada, para la conservación de Pitao, establecidas por CONAF Región de La Araucanía y la Empresa Forestal Mininco. Así mismo, mostrar los beneficios implicados para recuperación de esta especie. Además de ello, se pretende entregar algunos resultados de las actividades de cosecha de frutos y de la producción de plántulas y difundir esta experiencia.

Pregunta de investigación

¿Qué rol tienen las acciones de translocación y la creación de rodales semilleros “ex situ” de Pitao, para la conservación de esta especie?

Hipótesis

Mediante la acción conjunta entre el ámbito público, representado por CONAF y el privado representado por Forestal Mininco, es posible realizar acciones de conservación para la recuperación de una especie que está en Peligro de extinción.

II. Metodología

A partir del año 1990 se realizó la translocación de frutos de Pitao, desde predios de la Empresa Forestal Forvesa SA. (Actual Forestal Mininco), ubicada en la Cordillera de Nahuelbuta, hasta el sector los Guindos de la Reserva Nacional Malleco (Precordillera de los Andes), donde se creó un primer rodal semillero de esta especie, con un total 18 ejemplares. Posteriormente en el año 2010, se realizó otra plantación “in situ” de 150 individuos de Pitao en el Sector Quelhue de la RN Villarrica. Se han realizado colectas de frutos en tales predios, los cuales se han llevado a Viveros CONAF para actividades de viverización.

III. Resultados

En el transcurso de 30 años 1993-2023, se han realizado establecimientos efectivos de poblaciones de Pitao “ex situ” en 3 sectores en la Región, de los cuales dos plantaciones fueron desarrolladas en el sector Los Guindos de la Reserva Nacional Malleco, (con 18 y 60 individuos respectivamente), y otra en el sector Quelhue de la Reserva Nacional Villarrica, con 90 ejemplares.

Desde 1990 hasta 2005, se recolectaron 51,4 kg de frutos de Pitao en predios de la Empresa Forestal Mininco (Saavedra *et al.*, 2007). Entre 2000 y 2023, en el sector Los Guindos de la Reserva Nacional Malleco, se recolectaron 903,8 kg de frutos de esta especie. Durante el mismo período, los viveros de CONAF produjeron un total de 128.377,4 plántulas de Pitao. En 2023, en el sector Quelhue de la Reserva Nacional Villarrica, se cosecharon 37,47 kg de frutos de Pitao. Estos ejemplares han sido entregados a establecimientos educacionales, propietarios particulares y comunidades mapuche de la región. Cabe destacar que, entre 1990 y 2014, los viveros de CONAF produjeron un total de 55,195 plántulas de Pitao (Hauenstein & Saavedra, 2014).

IV. Conclusiones y reflexiones

La alianza estratégica entre CONAF y Forestal Mininco ha sido un factor positivo para el incremento de las poblaciones de Pitao en la Región de La Araucanía. Entre las acciones destacadas se encuentra la creación de nuevos rodales semilleros en sectores con hábitats adecuados para la conservación a largo plazo de las poblaciones ex situ, los cuales funcionan como refugios genéticos para esta especie.

Además, se busca promover el uso del Pitao, árbol endémico de nuestro país, como especie ornamental. Las acciones de conservación incluyen la recolección de semillas y esquejes, que posteriormente son trasladados para su viverización. Asimismo, se promueve la propagación, viverización y restauración de las poblaciones naturales de Pitao en predios particulares o de empresas forestales.

Es fundamental continuar investigando aspectos desconocidos de esta especie, especialmente dado que

Pitavia punctata, cuenta con poblaciones “in situ” restringidas y enfrenta un alto grado de amenaza, debido a la degradación de su hábitat. En este contexto, resulta necesario realizar acciones de translocación para contribuir a la conservación de esta especie endémica.

V. Referencias

- Chile-Ministerio Secretaría General de la Presidencia (2007). Decreto Supremo N° 151. Oficializa Primera Clasificación de Especies Silvestres según su estado de Conservación. En: Diario Oficial de la República de Chile, 24 marzo 2007, N° 38.722, pág. 10
- Hauenstein E. & M. Saavedra. (2014). Monitoreo a la Gestión del Plan Nacional de Conservación del Pitao, *Pitavia punctata* Molina (Rutaceae), en Chile. *Gestión Ambiental* 28: 9-23.
- Lara A, ME Solari, MDR Prieto, MP Peña. 2012. Reconstruction of vegetation cover and land use ca. 1550 and their change towards 2007 in the Valdivian Rainforest Ecoregion of Chile (35° - 43° 30' S). *Bosque* 33(1): 13-23.
- Rodríguez, R, C. Marticorena, Ct, D. Alarcón, C. Baeza, L. Cavieres, V. L. Fino, N. Fuentes, A. Kiessling, M. Mihoc, A. Pauchard, E. Ruiz, P. Sánchez & A. Marticorena. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile *Gayana Bot.* 75(1): 1-430.
- Saavedra M, M. A. Jara y A. Muñoz. (2001). El Pitao resucita en la Araucanía, *Revista Chile Forestal*, N° 286, p.40-41.
- Saavedra, M.; E. Hauenstein & J. Vera. (2007). Evaluación de la Conservación y Recuperación del Pitao, *Pitavia punctata*, (RUTACEAE) en La IX Región de Chile. Una Experiencia de 16 Años. *Gestión Ambiental*, 13: 69-81.

“Quebradas de alto valor patrimonial en riesgo por pérdida de biodiversidad Caso de estudio Quebrada Los Médicos, Algarrobo, Región de Valparaíso”

Saldías, M.¹; Figueroa, J.² y Chiang, L.¹

¹Escuela Arquitectura y Paisaje, Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Central de Chile.

²Centro de Estudios Arquitectónicos, Urbanísticos y del Paisaje (CEAUP). Universidad Central de Chile.

I. Introducción

La gran demanda inmobiliaria que afecta a las zonas costeras de Chile central ha provocado un continuo y progresivo deterioro y pérdida de paisajes de alto valor patrimonial, con efectos negativos sobre el recurso suelo, biodiversidad y sistema hídrico (Cursach *et al.*, 2012). La intervención humana sobre el paisaje ha ocasionado pérdidas de flora valiosa, especialmente endémica y la introducción de especies con alta capacidad invasiva. De acuerdo con Romero *et al.* 2001, estas acciones generan una simplificación de los ecosistemas y comunidades naturales, formando paisajes con escasa riqueza biológica prevaleciendo aquellas cultivadas y domesticadas. Al disminuir la complejidad de la vegetación en un área, se afecta la estratificación vertical y disminuye la abundancia de ciertas poblaciones de aves (Kluza *et al.*, 1999). Adicionalmente, alterando otras interacciones como herbivoría, polinización y dispersión de semillas (Bojorges 2009).

Una de las áreas más valiosas en Algarrobo y otras zonas costeras la constituyen las quebradas, que cumplen funciones importantes en regulación climática, captación de aguas lluvias, disminución de la escorrentía y constituyen refugios de biodiversidad, entre otras. No obstante, las nuevas urbanizaciones y la cercanía de la población humana intervienen en la naturalidad e integridad de las quebradas, fragmentándolas y alterando su composición florística, por tanto, disminuyendo los servicios ecosistémicos que puedan proveer como parte de la infraestructura verde urbana.

Objetivo general

Realizar un diagnóstico de los cambios en el paisaje y la flora en el borde de Quebrada Los Médicos de la comuna de Algarrobo, Región de Valparaíso.

Objetivos específicos

Identificar la flora nativa en sitios a la venta o potencialmente vendibles colindantes a la ladera de exposición norte de la Quebrada Los Médicos.

Identificar flora nativa utilizada en jardines de viviendas cercanas a la quebrada en estudio.

Identificar principales problemas que están llevando a un progresivo deterioro de la naturalidad de la Quebrada Los Médicos.

Preguntas de investigación e hipótesis

¿Se utiliza flora nativa en jardines privados aledaños a la Quebrada Los Médicos? ¿Cuáles son dichas especies?

¿Cuáles son las especies nativas factibles de utilizar en jardines costeros en base a los parches de flora nativa existente en el área de estudio?

¿Cuáles son los principales problemas y riesgos detectados que están deteriorando el paisaje y biodiversidad de las quebradas?

II. Metodología y descripción de caso de estudio

El estudio se realizó durante los años 2022 a 2024 en la localidad de Algarrobo, quebrada Los Médicos, Región de Valparaíso.

Objetivo específico 1. Se tomó como área de estudio para identificar la flora nativa existente los sitios a la venta o potencialmente vendibles colindantes a la ladera de exposición norte en Quebrada de Los Médicos. Ubicación de referencia 33°21'39"S 71°38'36"W a 40 m del centro de la quebrada, en un transecto de 150 m de longitud y ancho variable.

Objetivo específico 2. Se realizó recorridos y observación detallada de los jardines de las calles cercanas a la quebrada en estudio, identificando las especies utilizadas en setos vivos, jardines de la calle y antejardines visibles.

Objetivo específico 3. Se realizó un reconocimiento de especies invasoras presentes en la quebrada y en los terrenos adyacentes. También se entrevistó a residentes del sector para detectar el nivel de conocimiento de la flora nativa local y su utilización en jardines.

III. Resultados

La flora nativa identificada colindante a ladera norte está formada por 50 especies vegetales: 6 árboles, 20 arbustos, 20 hierbas, 2 cactáceas, 2 bromeliáceas, 3 trepadoras, 1 helecho y 2 parásitas, con un 75% de endemismo y caracterizado por presentar variedad de floraciones distribuidas a lo largo del año y adaptaciones para soportar la sequía estival.

Los jardines de las casas cercanas utilizan en forma casi exclusiva especies exóticas, especialmente mioporos

(*Myoporum laetum*) y ciprés macrocarpa (*Cupressus macrocarpa*) para setos vivos. Otras especies frecuentes son plantas exóticas de uso común como cardenal, plumbago, hortensia, hibisco, dimorfoteca, entre otras.

Se identificaron en los jardines observados escasos ejemplares nativos remanentes de la flora nativa que existía antes de la urbanización. Las especies identificadas son: molle (*Schinus latifolius*), maitén (*Maytenus boaria*), corcolén (*Azara celastrina*), chagual (*Puya alpestris*, *Puya chilensis*), corontillo (*Escallonia pulverulenta*), romerillo (*Baccharis linearis*) y quebracho (*Senna candolleana*).

Con respecto a las especies invasivas, se identificaron las siguientes especies, ejemplares adultos de pino insigne (*Pinus radiata*) al interior de la quebrada y también en los jardines cercanos, abundancia de retamilla (*Teline monspessulana*), especie altamente invasiva en caminos interiores cercanos a la quebrada, aromos (*Acacia dealbata*) y *Chrysanthemoides monilifera*.

Se detectó extracción de ejemplares de cactus, *Echinopsis chilensis* y *Neoporteria subgibbosa* (dos suculentas nativas) desde la quebrada siendo plantados en jardines privados y en terrenos para promocionar la venta de sitios.

IV. Conclusiones y reflexiones

Se detecta un desconocimiento y falta de valoración de la flora nativa costera y una valoración de la flora exótica que tradicionalmente se ha usado en jardines costeros, a excepción de las cactáceas que despiertan interés, aunque su extracción desde las quebradas para su uso en jardinería los pone en riesgo.

Existe en sitios cercanos a la Quebrada Los Médicos flora nativa costera de alto valor ornamental, descrita por los autores Riedemann P. y G. Aldunate (2014) y disponibles en algunos viveros de plantas que, por su endemismo, buena adaptación y belleza garantizan la creación de jardines de alta singularidad que aportan al valor patrimonial del paisaje costero.

A través de esta presentación se desea visibilizar la situación de riesgo en que se encuentran las quebradas de Algarrobo, a partir de este estudio en la Quebrada Los Médicos que está afectando de manera similar en otras quebradas y parches vegetacionales nativos costeros.

Es prioritario y de carácter urgente la protección de las quebradas costeras con su flora nativa como refugios bio-urbanos, para conservar los numerosos servicios ecosistémicos que proveen, y su valiosa biodiversidad considerando que la población humana se incrementa en forma progresiva en estas áreas, lo que constituye un fenómeno mundial tal como se reporta en Barragán, (2014).

V. Referencias

- Barragán, J. (2014). Política, gestión y litoral: una nueva visión de la Gestión Integrada de Áreas Litorales. Madrid: Tébar Flores.
- Bojorges, J. C. (2009). Amenazando la biodiversidad: urbanización y sus efectos en la avifauna. Ciencia y Mar, 13(39), 61–65. URL: [5.pdf \(unam.mx\)](#) (consulta junio 2024)
- Cursach, J. A., Rau, J. R., Tobar, C. N., & Ojeda, J. A. (2012). Estado actual del desarrollo de la ecología urbana en grandes ciudades del sur de Chile. Revista de Geografía Norte Grande, (52), 57–70.
- Kluza, D.A., C.R. Griffin & R.M. DeGraaf. (1999). Housing developments in rural New England: effects on forest birds. Animal Conservation 3(1): 15-26. Leahy, C. 1982. The birdwatcher's companion: An en
- Riedemann, P & G.Aldunate. (2014). Flora nativa de valor ornamental, Chile, zona centro. Ediciones Jardín Botánico Chagual, Santiago, Chile.
- Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F., & Vásquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. Ambiente y Desarrollo, 17(4), 45–51.

"Develando el Paisaje del Desierto Florido: de Parque Nacional a Archipiélago de Conservación"

San Martín, F.

Magister Arquitectura del Paisaje, Facultad de Arquitectura, Diseño y Estudios Urbanos. Pontificia Universidad Católica de Chile.

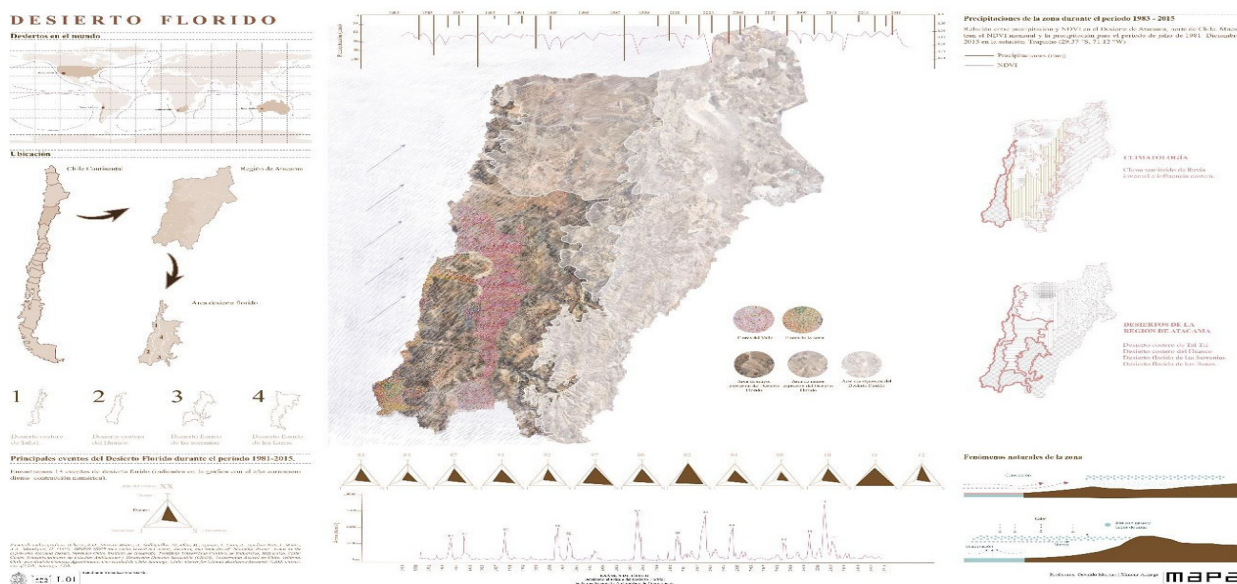
I. Introducción

La palabra desierto, proveniente del latín *desertus* (abandonado, solitario) y participio del verbo *deserere* (olvidar o abandonar), explica la relación entre la cultura y su entendimiento del territorio como un espacio poco memorable, que está vacío, "(...) que se diferencia de otros ecosistemas por su aparente carencia de vida. Sin embargo, si bien el desierto chileno es un lugar árido, no por eso es escaso en vida. Más bien es un lugar donde los procesos parecen estirarse en ciclos más largos que aquellos que concebimos como normales." (Edward, 2015, p.11).

Sin duda el fenómeno del Desierto Florido corresponde a estos ciclos fuera de los tiempos habituales de la naturaleza que rodea cotidianamente, pudiendo estar numerosos años en estado de latencia y florecer por un periodo de pocos meses. Este hecho genera una dicotomía en el territorio, caracterizada por un largo período de latencia en el que existe la creencia de que esta área carece de vida, y otro período de tiempo mucho más fugaz, correspondiente al florecimiento, en el que las dinámicas del territorio se intensifican considerablemente. Esta dinámica da lugar a problemáticas distintas según el período en cuestión.

Bajo el periodo de latencia y la primera perspectiva, el desierto florido pareciera ser un milagro. Por consiguiente, hay una creencia de que es un fenómeno efímero y cuando no están expuestas las flores "no hay nada". Con esto en mente, tanto los habitantes del desierto que conviven con el fenómeno como los visitantes realizan prácticas que maltratan el territorio y afectan directamente al banco de semillas. Como por ejemplo, el Rally Dakar y actividades recreativas similares. Sin embargo, debido a que las *herbáceas* siguen existiendo en estado de latencia, este fenómeno está constantemente presente, pero en otro estado. En pocas palabras, se podría decir que el desierto florido no existe solo cuando están las flores. La incompreensión de este hecho es una de las amenazas más grandes que presenta el fenómeno. En cambio, durante el periodo de florecimiento de las diferentes *herbáceas* se presentan problemas relacionados principalmente con la sobrecarga al territorio debido al turismo. Muchas personas visitan al mismo tiempo un mismo emplazamiento, ocasionando daños al ecosistema que se pretende apreciar. En este contexto, si bien el turismo genera beneficios económicos para los asentamientos del territorio en cuestión, también representa un problema para la conservación. Así, la arquitectura del paisaje puede tomar el problema como una oportunidad, adoptando un rol moderador entre la naturaleza/ lo salvaje y lo antrópico.

Figura 1. Caracterización de la aparición del Desierto Florido, dentro de la zona de estudio.



Objetivo general

Develar el paisaje del Desierto Florido, comprendiendo, por un lado, que la protección de este abarca diversas dimensiones y expresiones, que no se limitan a la protección exclusiva de las flores como principales objetos de protección, y, por otro lado, reconociendo la existencia del fenómeno en distintos estados.

Promover la conservación activa del fenómeno a través de una estrategia de paisaje, expresada en la idea de un parque archipiélago que reconozca estas diferentes realidades.

Hipótesis

Entendiendo que “La agencia humana es esencial para dar forma a las circunstancias espaciales necesarias para enmarcar y revelar la agencia independiente de la naturaleza” (Lockman & Herrington, 2016, p.143), el proyecto de arquitectura del paisaje podría ser un detonante en la develación de este territorio a través de una estrategia que abarque al fenómeno del desierto florido como un paisaje en sus diversas escalas, tipos, temporalidades y procesos. En este contexto, y dada la extensión del fenómeno en el territorio y sus problemáticas, se cuestionan los límites del recién declarado Parque Nacional Desierto Florido, puesto que no es suficiente para la protección del fenómeno. Desde esta reflexión, se propone la creación de un parque “tipo archipiélago”, el que se compondrá de un conjunto de múltiples áreas, reconociendo así la diversidad de manifestaciones y temporalidades del desierto florido que deben ser igualmente protegidas para su conservación.

Pregunta de investigación

Teniendo en cuenta las interacciones entre la dimensión ecológica y cultural del territorio en cuestión, ¿cómo la Arquitectura del Paisaje puede cooperar con la protección y conservación del paisaje desierto florido?

Considerando las temporalidades del desierto florido y la acción antrópica en su conservación, ¿cómo puede la Arquitectura del Paisaje develar los diferentes estados de este territorio cambiante para su puesta en valor? ¿Qué estrategias de planificación y diseño podrían permitir la conservación a través de la activación del territorio?

II. Metodología

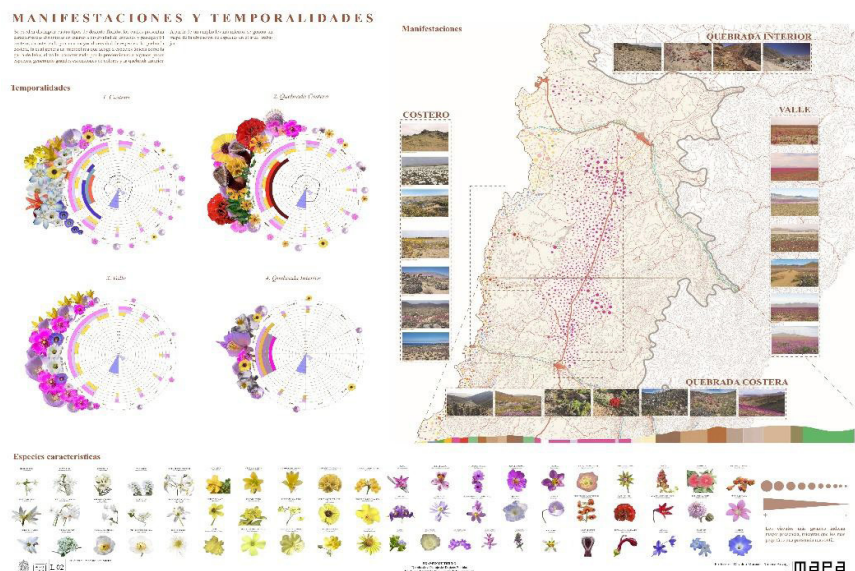
Basándose en las definiciones de los conceptos establecidos en el marco teórico, se procede a observar el territorio. En este contexto, durante las primeras investigaciones del caso se observó que, según diversos relatos de personas que han visitado el desierto florido a lo largo de los años, existen distintas manifestaciones y percepciones del fenómeno del Desierto Florido. Es así como se propone realizar un levantamiento tanto de las diferentes manifestaciones y temporalidades del Desierto Florido de Atacama, con objetivo de conocer de mejor manera sus procesos naturales, así como también de las visitas al desierto florido a través de los años, para identificar puntos estratégicos donde las personas tienden a detenerse con mayor frecuencia. Estas representaciones revelan características que son importantes para la selección y definición de áreas prioritarias para intervenir desde la disciplina.

Por otra parte, dada la extensión y complejidad del fenómeno del Desierto Florido en la región de Atacama, se propone una aproximación multiescalar al proyecto, conformada por una escala Large (L), Medium (M) y Small (S). Cada escala es un proyecto y tiene una metodología. En la escala Large (L) se lleva a cabo la identificación y selección de áreas que requieren protección, conformando así un conjunto integrado que constituiría el Parque Archipiélago. Esta elección se basa en 8 criterios de carácter ecológicos, sociales y económicos. En la escala Medium (M) se selecciona el Parque Nacional Desierto Florido como un caso piloto para la creación de estrategias replicables hacia el resto del Parque Archipiélago. Esta selección se fundamenta en sus características extremas (alta latencia del paisaje y extrema fragmentación del parque) que permiten que sea un buen lugar para desarrollar estrategias. En la tercera escala de aproximación (S) se identifica y desarrolla la pieza de paisaje mediante un diseño que destaque y revele las características del terreno. Así, se propone la elaboración del Proyecto de Arquitectura del Paisaje, orientado a abordar los problemas fundamentales del parque y buscar una reconexión tanto ecológica como programática en este paisaje fragmentado.

III. Resultados

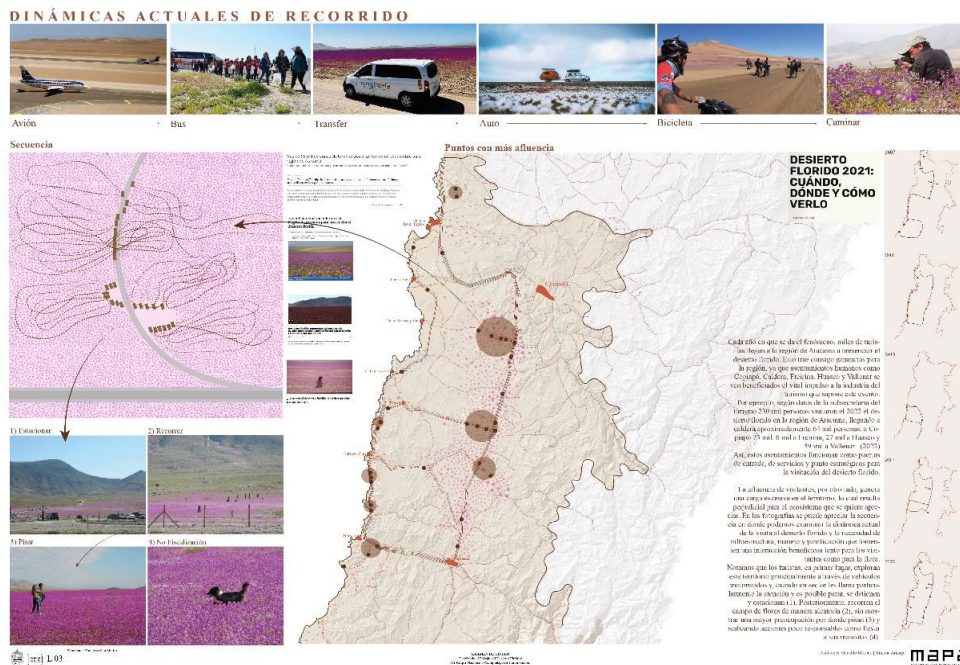
Como se puede apreciar en el mapa (fig. 2) los puntos de colores representan a las múltiples especies florales características de este fenómeno, representando la ubicación de estas y su intensidad a través del tamaño de los puntos. Es importante remarcar que, tal y como se ha mencionado, el Desierto Florido de Atacama florece de manera diferente en superficie, tiempo e intensidad (Chávez, 2019). Incluso, según lo observado, se pueden encontrar diferentes especies en un mismo lugar en unas semanas de diferencia. Por lo tanto, esta representación no se debe tomar como algo estático, sino como un proceso dinámico en constante cambio. No obstante, siguiendo un cierto patrón general que consiste en cuatro manifestaciones y temporalidades distintas: El Desierto Florido Costero, caracterizado por una mayor diversidad de especies y por poder encontrar vegetación específica del desierto florido aun en periodo de latencia, aunque en cantidades notablemente menores; el Desierto Florido de la Quebrada Costera, la cual genera un microclima propicio para albergar a especies únicas, como la garra de león y que durante el periodo de latencia es posible encontrar alguna especie característica del desierto florido; el Desierto Florido del Valle, caracterizado por la predominancia de ciertas especies, como la pata de guanaco, generando grandes extensiones de colores en el territorio, y por su drástica temporalidad, en donde si bien en el desierto florido resalta por la presencia de sus flores, en época de latencia no son para nada visibles y el Desierto Florido de la Quebrada Interior, ubicada en la precordillera, alberga una menor cantidad de especies en comparación con las antes mencionadas; aunque hay presencia de flores durante la temporada de desierto florido, su presencia no se compara en cantidad a las de otras áreas.

Figura 2. Manifestaciones y temporalidades del Desierto Florido en la zona de estudio.



Por otra parte, se examinaron las recomendaciones de rutas y paradas compartidas por individuos que visitaron el desierto florido en diversos años. Se seleccionaron los relatos correspondientes a los años 2007, 2011, 2015, 2017 y 2022. De esta manera, los relatos encontrados fueron representados gráficamente y contextualizados en el territorio. Posteriormente, fueron superpuestos en el mapa en el que se ha estado trabajando a lo largo de esta investigación. Si observamos el mapa, se puede ver cómo las rutas y las paradas recomendadas están asociadas a rutas vehiculares determinadas y que están en mejor estado, destacándose la Ruta 5 y la Ruta Costera. También se destaca que varias de estas paradas recomendadas tienden a repetirse, como, el área donde se encuentra el recién declarado Parque Nacional Desierto Florido, el Parque Nacional Llanos de Challe y el sector de Algarrobal.

Figura 3. Dinámicas actuales del recorrido realizado en la zona de estudio.



Como se discutió en el marco teórico, la conservación no puede lograrse de forma efectiva si se la trata como algo separado de las necesidades humanas, sino que debe abordarse considerando aspectos ecológicos, sociales, culturales y económicos, es así, como se propone llevar a cabo la conservación del desierto florido a través de la activación del territorio. Esto implica que la selección de las áreas que conformarían al Archipiélago de Conservación debe tener en cuenta de manera integral los factores recién mencionados, considerando las implicancias que la existencia y la proximidad de estas áreas podrían tener, generando un impacto positivo para los asentamientos que ocupan el territorio en donde el Desierto florece. Así se comparan las áreas según los siguientes criterios:

1. Cantidad de especies que cada área contiene, 2. Tamaño de superficie, 3. Accesibilidad, 4. Proximidad a asentamientos humanos, 5. Afluencia de visitantes con y sin Desierto Florido, 6. Infraestructura existente, 7. Otros hitos turísticos y 8. Grado de protección que tiene.

Desde esta comparación se seleccionan las áreas de Quebrada Leones, AMCP Isla Grande Atacama, Parque Nacional Llanos de Challe, Quebrada Algarrobal, Quebrada el Jilguero y Sauce Pérez. Luego, se elaboran estrategias concretas para conectar ecológica y programáticamente el parque con su territorio.

Figura 4. Descripción y selección de las áreas de trabajo dentro del área de estudio.

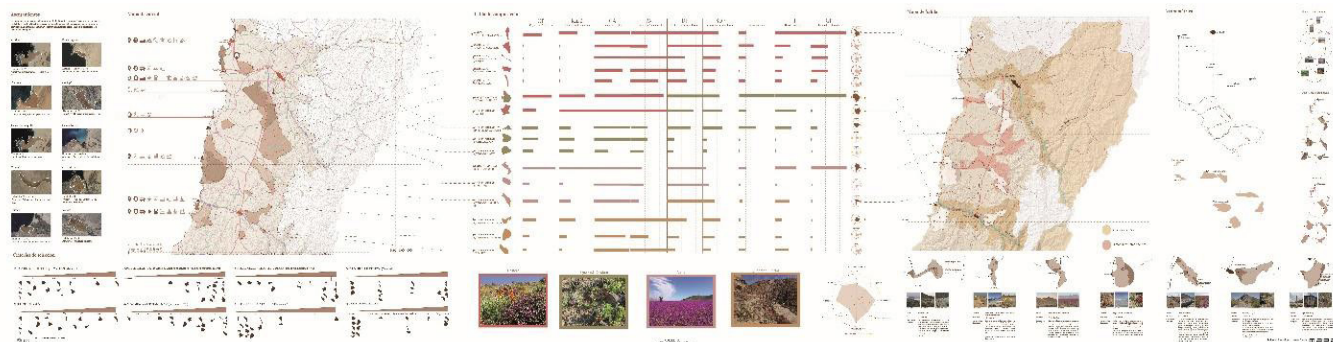


Figura 5.

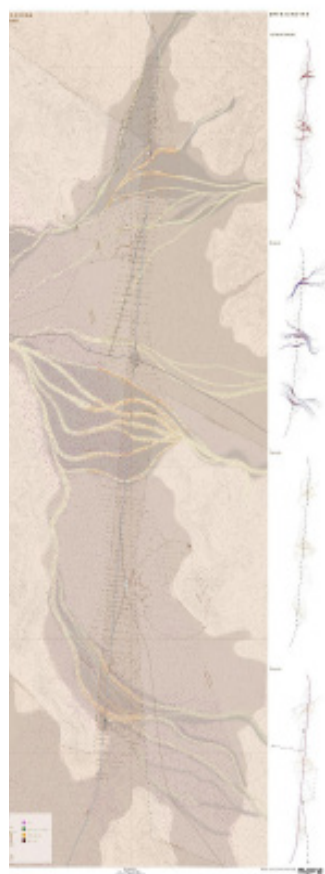
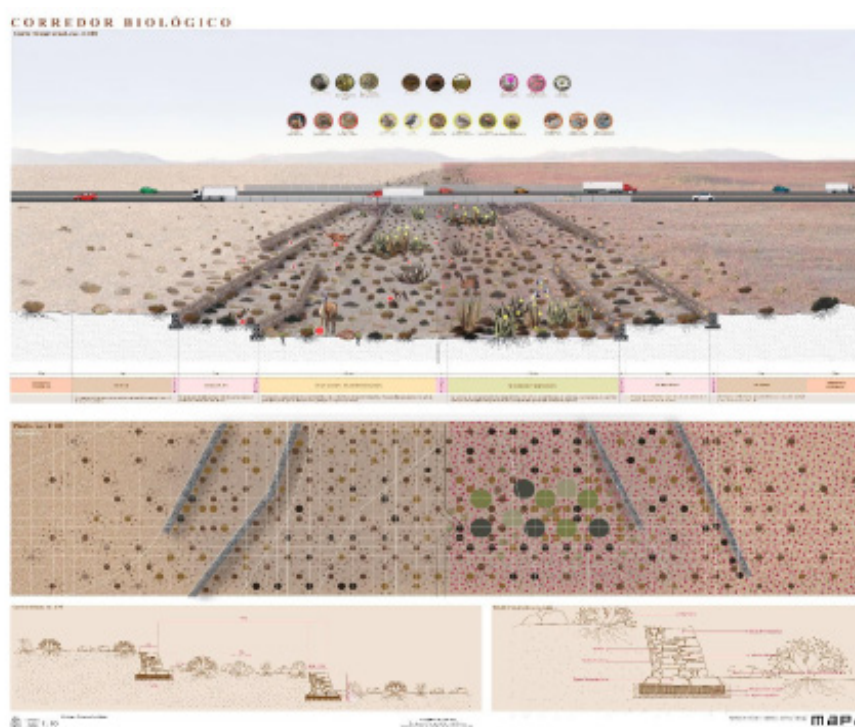


Figura 6. Corredor biológico en la zona de estudio e intervención.



IV. Conclusiones

La presente investigación ha revelado características, sistemas y formas de funcionamiento que son clave para la comprensión del territorio y el paisaje del Desierto Florido. A través de un trabajo de representación, se han identificado en primer lugar las cuatro manifestaciones y temporalidades del Desierto Florido, lo cual evidencia la complejidad y diversidad de este paisaje. En segundo lugar, se representa el funcionamiento actual de la visita al Desierto Florido, lo cual nos da indicios de las zonas constantemente más visitadas en estos eventos. Por otra parte, se identifican las áreas más idóneas para formar parte del archipiélago de conservación. Esto, junto a las definiciones establecidas en el marco teórico, han posibilitado la elaboración de un sistema de estrategias multiescales, que establecen estrategias de desarrollo de un proyecto desde una escala regional hasta el desarrollo del Parque.

A partir de esto, el proyecto de la presente tesis devela el paisaje del Desierto Florido al crear un sistema

compuesto de múltiples áreas, en las cuales en cada una se desarrolla un proyecto de arquitectura con las mismas estrategias, que ponen en valor no solo las especies de flores, si no que el proceso ecológico mismo de cada una de las áreas, así también como las ciudades y poblados al lado de estas, contribuyendo a la activación económica para estas comunidades, haciendo así que el archipiélago de conservación sea parte de un sistema territorial ecológico y social más amplio, generando así una conservación activa del paisaje del Desierto Florido. De esta manera, se resalta la importancia de esta investigación para comprender las dinámicas regionales y también esperando ser un aporte en la actualidad, en el contexto del recién declarado Parque Nacional Desierto Florido, ya que los resultados de esta tesis contribuyen a la comprensión de un tema actualmente relevante y muy poco investigado. Así, es importante tomar conciencia de la necesidad de la investigación científica, de la educación ambiental y de la importancia de establecer relaciones entre los habitantes del territorio con su propio paisaje para que de esta manera lo puedan proteger. La presente investigación, también aporta con una nueva perspectiva de planificación al concebir la protección de este fenómeno a través de una forma más amplia e integral y no de una forma y figura de protección única.

Se reconoce también las limitaciones del estudio. En este sentido, se remarca la importancia de futuras investigaciones que no se limitan a las distintas formas de abordar este territorio desde la disciplina de la arquitectura del paisaje, sino que, considerando el alcance de la presente investigación sobre el paisaje del desierto florido, se identifican varias áreas que podrían ser abordadas en futuros estudios e investigaciones para profundizar en la comprensión de este fenómeno natural único. Sobre todo, en el ámbito de la ciencia, en donde el análisis de la diversidad genética, el impacto del cambio climático, la polinización, restauración y evaluación de un turismo sostenible podrían contribuir significativamente a nuestra comprensión y manejo para su conservación. En síntesis, la presente investigación busca poner en valor el paisaje del Desierto Florido a través de un proyecto de arquitectura y planificación que devela el funcionamiento y las características de este. De esta manera, la arquitectura del paisaje teje una intrincada red de relaciones que desencadena un proceso de reflexión y materialización que contribuye a la creación de un nuevo imaginario cultural.

V. Referencias

Referencias citadas en resumen:

Lokman, K. & Herrington, S. (2016). Garden sus migratory devices. *New Geographies Journal*. (8), 140- 151.
Chávez, R.O., Moreira-Muñoz, A., Galleguillos, M., Olea, M., Aguayo, J., Latín, A., Aguilera-Betti, I., Muñoz, A., Manríquez, H. (2019). GIMMS NDVI time series reveal the extent, duration, and intensity of “blooming desert” events in the hyper-arid Atacama Desert, Northern Chile. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.11.013>

Fuentes adicionales

Allen, S. (2009). From object to field: Field conditions in architecture and urbanism, en *Practice; Architecture, technique + representation*. Routledge, Nueva York, págs. 216 – 243. Versión revisada por el autor en 2008. Traducción de María Jesús Rivas y Moisés Puente.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2023). Corredores biológicos: Legislación y Obras Públicas. Recuperado de https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/34570/1/BCN_Corredores_biologicos_Legislacion_OOPP_2023_FINAL.pdf

Carr, E. (1998) *Wilderness by Design: Landscape Architecture and the National Park Service*. Nueva York. Estados Unidos. University of Nebraska Press

Céspedes, R. (2023). Desierto florido: una explosión de vida en la aridez más extrema. Recuperado. <https://www.patrimoniodechile.cl/688/w3-article-84430.html?noredirect=1>

Colafranceschi, D. (2007). *Landscape + 100 palabras para habitarlo*. Ed. Gustavo Gili. Barcelona. España.

Corner, J. (2014). The Agency of Mapping: Speculation, Critique, and Invention, pp. 196-239. En “The Landscape Imagination: Collected Essays of James Corner 1990 – 2010” (Eds. Corner, James & HIRSCH, Alison B.). Princeton Architectural Press, Nueva York.

Corporación Nacional Forestal. (2023). Aumenta población de guanacos en Parque Nacional Llanos de Challe. Recuperado de <https://www.conaf.cl/aumenta-poblacion-de-guanacos-en-parque-nacional-llanos-de-challe/>

Corner, J. (1999). *Recovering Landscapes*. Princeton Architectural Press. Nueva York.

Crawford, A. (1905). *American Park Systems*. Philadelphia Allied Organizations. https://www.larchitectureaujourdhui.fr/wp-content/uploads/2020/01/1905_crawford-array-panel_compressed.pdf

Del Valle, L. & Bonasorte, L. (2020). Arquitectura y cultura en Latinoamérica. Experiencias en archipiélago. *AREA*, 26(1). Recuperado en: <https://area.fadu.uba.ar/area-2601/del-valle-bonasorte2601/>

Delegación Presidencial de Atacama. (2021). Anuncian proyecto piloto de riego para tener desierto florido todos los años en Atacama. En Delegación presidencial de Atacama. Recuperado de <https://dpratacama.dpr.gob.cl/2021/09/25/anuncian-proyecto-piloto-de-riego-para-tener-desierto-florido-todos-los-anos-en-atacama/>

Desvigne, M. (2011). *The American Park Systems*. Recuperado de <http://micheldesvignepaysagiste.com/>

- [en/american-park-systems](#)
- Forman, R. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge, U.K. Cambridge University Press.
- Fundación para la conservación del desierto Anza Borrego. (2023). Recuperado de <https://theabf.org/experience-anza-borrego/wildflowers/>
- Hepp, J. (2014). *Desierto Florido. Norte Chico*. [Diapositiva de PowerPoint]. Material Facultad de Agronomía. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Hoffmann, A. (2015). *Cuando el desierto florece*. Santiago, Chile. Fundación Claudio Gay
- Ley N° 19.300. (1994). *Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente*. Diario Oficial de la República de Chile
- Luebert, F. & Pliscoff, P. (2018). *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria.
- Mardones, G. (1999). La conservación de la naturaleza en la planificación del territorio: los desafíos para las áreas silvestres protegidas de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 26. 97 – 103. <https://repositorio.uc.cl/handle/11534/10423>
- Ministerio de Bienes Nacionales. (s/a). *Patrimonio Natural*. Recuperado de <https://patrimonio.bienes.cl>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2013). *Aprueba Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental*. Recuperado de: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1053563>
- Ministerio de Bienes Nacionales. (2023). *Crea el “Parque Nacional Desierto Florido”, en la comuna y provincia de Copiapó, Región de Atacama*. 8 de marzo de 2023. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1193249>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2023). *Parque Nacional Desierto Florido*. Recuperado de <https://simbio.mma.gob.cl/CbaAP/VistaImpresion/2080>
- Ministerio de Relaciones Exteriores. (1967). *Convención para la protección de la Flora, Fauna y las Bellezas escénicas naturales de América*. Recuperado en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=125338>
- Moreno Flores, O. (2022). Del jardín a la infraestructura verde. La arquitectura del paisaje como soporte para la sustentabilidad y resiliencia del territorio. *Anales del IAA*, 52(2), pp. 1-17. Recuperado de: https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S2362-20242022000200006&script=sci_abstract&tlng=en
- Mujica, A. (2021) *El despertar del desierto de Atacama*. Recuperado de <https://www.uc.cl/noticias/el-despertar-del-desierto-de-atacama/>
- Organización de las Naciones Unidas. (1992). *Convenio sobre la diversidad biológica*. Recuperado de <https://www.cbd.int>
- Organización de las Naciones Unidas. (2023). *¿Por qué el turismo?* Recuperado de <https://www.unwto.org/es/turismo>.
- Odum, E. (1986). *Fundamentos de ecología*. Ciudad de México. México. Nueva Editorial Interamericana.
- Olmsted, F. L. (1865/2022). *Yosemite y Mariposa Grove: un informe preliminar*. En R. Hecht (Ed.), *Paisajes para el pueblo*. (A. Latrille, Trad.). Santiago: Editorial Orjikh.
- Oudolf, P. & Kingsbury, N. (2013). *Planting: A New Perspective*. Estados Unidos. Timber Press.
- Public Broadcasting Service. (2019). *How landscape designer Piet Oudolf captures nature’s ‘emotion’*. Newshour (20 de septiembre 2019). [Archivo de Video]. Youtube. <https://www.youtube.com/watch?v=IyTgtF5h3U4>
- Riedemann, P., Aldunate, G., Teillier, S. (2016). *Flora Nativa de valor ornamental: Identificación y Propagación*. Santiago. Chile. Ediciones Jardín Botánico Chagual.
- Scherson, R. & Paneque, M. (2021). *Académicos U. de Chile analizan polémico proyecto de riego para generar un desierto florido todos los años*. Santiago. Chile. Universidad de Chile Recuperado de <https://uchile.cl/noticias/180439/polemica-genera-plan-de-riego-para-propiciar-desierto-florido>
- Squeo, F.A., Arancio, G., Gutiérrez, J.R., Letelier, L., Arroyo, M.T., León-Lobos, P., Rentería-Arrieta, L. (2008). *Flora Amenazada de la Región de Atacama y Estrategias para su Conservación*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena. viii + 72 pp.
- The National Center for Preservation Technology and Training (NCPTT). (2017). *NPS Design Tradition in the 21st Century* (Ethan Carr) [Archivo de video]. Youtube <https://www.youtube.com/watch?v=IAr82RQsr1s>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales, UICN. (1980). *Estrategia mundial para la conservación*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y World Wildlife Fund (WWF).
- U.S. Department of Transportation Federal Highway Administration. (2011). *Wildlife Crossing Structure Handbook Design and Evaluation in North America*. Recuperado de https://www.fhwa.dot.gov/clas/ctip/wildlife_crossing_structures/

“Diseño participativo de un plan de monitoreo comunitario en la Quebrada de Huatacondo”*Sanhueza, A.^{1,2} y Barrios, P.¹*¹Comunidad Indígena Quechua de Huatacondo.²Instituto de Ecología y Biodiversidad**I. Introducción**

El territorio de la Comunidad Quechua Indígena de Huatacondo alberga una gran diversidad de ecosistemas, desde humedales altoandinos a herbazales de altura, pasando por diversos tolares y matorrales (CIREN, 2013; Gajardo, 1994; Luebert & Plischoff, 2006). Sin embargo, estos diversos ecosistemas se ven fuertemente amenazados, entre otros, por la actividad industrial minera y el cambio climático. Con el fin de detectar posibles cambios negativos, a inicios del año 2024 se inició un plan de levantamiento de una línea base comunitaria. Sin embargo, la gran extensión del territorio y la alta biodiversidad hace necesario seleccionar los sitios prioritarios de estudio para futuros monitoreos. Aunque en bibliografía se ha propuesto la métrica de la singularidad para este fin, es necesario una metodología que también considere los intereses de conservación de la comunidad (Dubois *et al.*, 2020; Legendre, 2014).

Objetivos

Establecer una metodología de selección multicriterio que incluya la visión de la Comunidad Indígena Quechua de Huatacondo y que permita priorizar sitios de interés para la implementación de acciones de conservación y monitoreo.

Pregunta de investigación

¿Cómo combinar criterios ecológicos con los intereses de la Comunidad Indígena Quechua de Huatacondo para elegir zonas para su monitoreo?

II. Metodología

El desarrollo de la metodología constó de dos etapas, en las se evaluaron los sitios muestreados durante la elaboración de carta de ocupación de tierras, utilizando los datos de composición de especies y cobertura de cada parcela. Cabe señalar que, con el objetivo de tener una representatividad de la vegetación, los sitios se agruparon según el tipo de comunidad vegetal para realizar las valoraciones de manera independiente para cada grupo (Dubois *et al.*, 2020)

En la primera etapa, se realizó una selección de los criterios a usar para la evaluación de los sitios. Se escogieron criterios ecológicos (riqueza, singularidad ambiental, uniformidad, origen biogeográfico, cobertura), socioambientales (estado de conservación y valor etnobotánico) y geoespaciales (cambios en NDVI y proximidad a sectores industriales). Posteriormente, se calculó el valor asociado a cada criterio para cada uno de los sitios (Cuadro 3).

En la segunda etapa, se asignó una ponderación a cada uno de los criterios antes mencionados a través de la realización de encuestas durante la realización de mesas de diálogo. Éstas contaron con la participación de monitores locales del programa Flora y Fauna de Huatacondo, y consisten en seleccionar exclusivamente cuál criterio les parecía más relevante al evaluar cada una de las parejas de criterios posible (Cuadro 2). A partir de estas encuestas se obtuvo un puntaje, el cual permitió obtener las ponderaciones o importancia de cada criterio. Una excepción es el criterio de singularidad ambiental, el cual, dada su utilidad, se le asignó un puntaje equivalente al doble del puntaje máximo de los otros criterios. En el Cuadro 3 se presentan las ponderaciones finales para cada criterio. Además, en esta instancia se determinó si cada criterio asignaría puntaje de forma directa o inversa (ej. a menor distancia a sectores industriales o menor cantidad de plantas introducidas, mayor puntaje).

A partir de esta información, la puntuación de cada sitio se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Matriz de puntuación de sitios} = \text{Matriz de valores de criterios} * \text{Matriz de ponderaciones de criterios}$$

III. Resultados

En la Figura 1 se presenta un diagrama de la metodología participativa de selección de sitios. Para evaluar la metodología propuesta, se realizó una simuló una selección de sitios de entre los 500 sitios previamente muestreados utilizando tres métricas distintas: multicriterio participativo (este trabajo), solo singularidad ambiental y aleatorio.

Al comparar los sitios seleccionados mediante esta metodología con los sitios priorizados por otras, esta metodología presenta algunas ventajas. Por ejemplo, este método permite tener una mayor acumulación de especies con un menor número de parcelas que un muestreo aleatorio (Figura 2). Por otra parte, aunque

no hay grandes diferencias en la acumulación de especies frente a una selección basada únicamente en la singularidad ambiental, la metodología multicriterio permite aumentar la frecuencia de especies endémicas y en categorías de conservación en los lugares muestreados. La implementación de una metodología multicriterio va en concordancia por la sugerencia de Dubois *et al.* (2020) sobre complementar la singularidad con otros criterios.

IV. Conclusiones

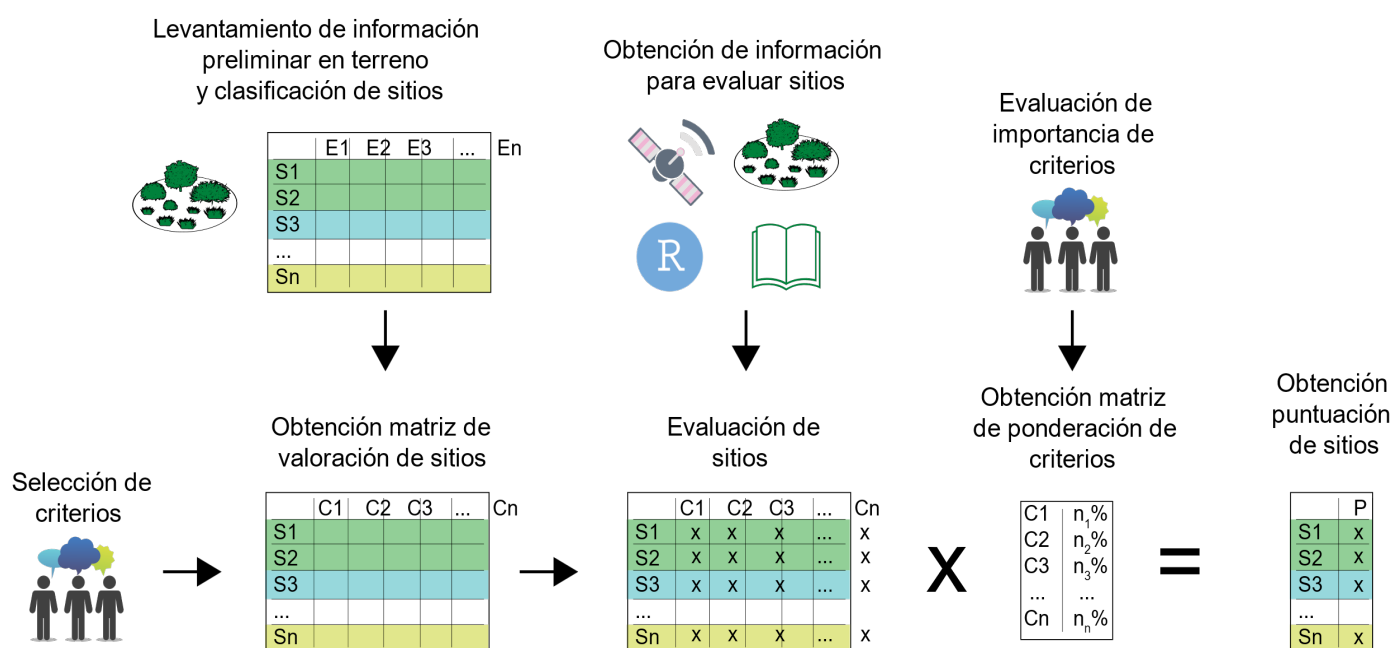
La Comunidad Indígena Quechua de Huatacondo, al igual que otras comunidades indígenas del país, se está posicionando como un actor relevante para la conservación de los ecosistemas de la zona norte del país (Huaiquimilla-Guerrero *et al.*, 2023). El uso de la metodología presentada permite seleccionar zonas con alto interés biológico, tomando en cuenta los intereses de la comunidad y aumentando la eficiencia de los esfuerzos de muestreo.

V. Referencias

- CIREN. (2013). Caracterización de humedales altoandinos para una gestión sustentable de las actividades productivas del sector norte del país.
- Dubois, R., Proulx, R., & Pellerin, S. (2020). Ecological uniqueness of plant communities as a conservation criterion in lake-edge wetlands. *Biological Conservation*, 243.
- Gajardo, R. (1994). La vegetación natural de Chile: Clasificación y distribución geográfica.
- Huaiquimilla-Guerrero, K., Moscote-Guerra, J., Ramírez-Rivera, S., Duhalde-Correa, L. A., Peralta-Scholz, M. J., Silva, F. O., Plaza, V., Sanhueza, A., Squeo, F. A., & Gaymer, C. F. (2023). Dispossession and governance: The invisible role of indigenous peoples in protected natural areas in Chile. *Environmental Science & Policy*, 150, 103587.
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324–1334.
- Legendre, P. & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16 (8), 951–963.
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile.
- Villagrán, C., Romo, M., & Castro, V. (2003). Etnobotánica del sur de Los Andes de la primera región de Chile: un enlace entre las culturas altiplánicas y las quebradas altas del Loa superior. *Chungará, Revista de Antropología Chilena*, 23(1), 73–124.

Anexos

Figura 1. Diagrama de metodología de selección de sitios para monitorear. S: Sitio, E: Especie, C: Criterio.



Cuadro 1. Metodologías de obtención de información de cada criterio.

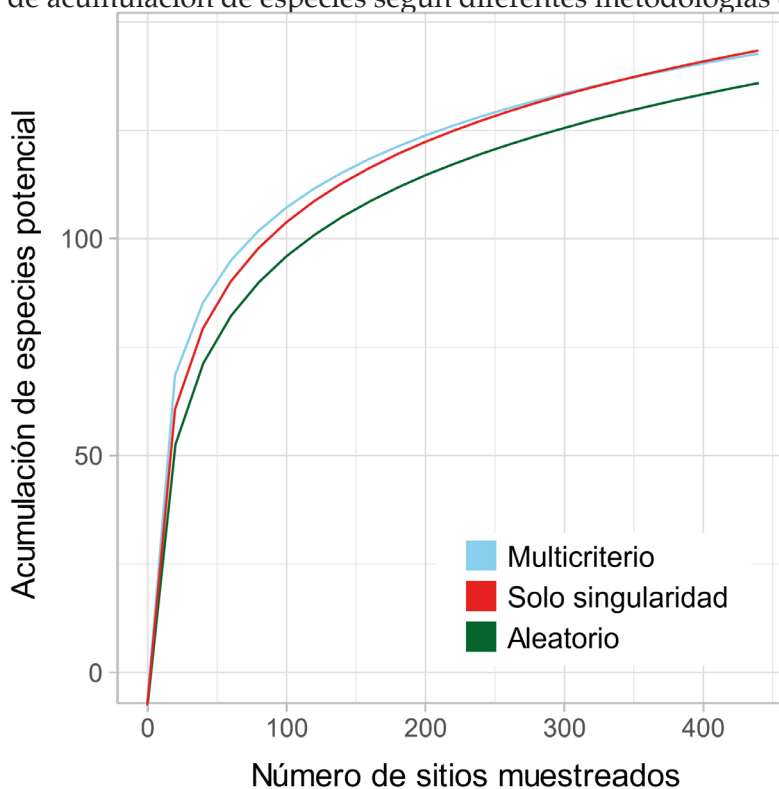
Criterio	Método de obtención de la información
Riqueza	Este valor se obtuvo a partir de la información levantada en terreno.
Número de especies endémicas	Este valor se obtuvo a partir de la información levantada en terreno.
Número de especies introducidas	Este valor se obtuvo a partir de la información levantada en terreno.
Estado de conservación	Se calculó un valor total de conservación por parcela en función de las categorías de conservación de las plantas presentes en la parcela. Se asignó un valor numérico, en función de las categorías de conservación a las que pertenecían las plantas registradas: 1 para Preocupación menor, 2 para Casi Amenazada y 3 para Vulnerable.
Valor etnobotánico	Se puntuó cada especie en función de sus usos, ya sea de conocimiento local o recopilados por Villagrán et al. (2003). Luego, se calculó el valor de cada parcela como la suma del valor etnobotánico de cada especie presente.
Singularidad	Se calculó el valor de singularidad o contribución local a la diversidad beta utilizando el paquete beta.div del software R, según lo propuesto por Legendre y De Cáceres (2013). Para ello, se utilizaron las matrices de presencia-ausencia de cada una de las categorías de vegetación determinadas (a saber, matorrales xerófitos, matorrales ribereños, tolares, matorrales y herbazales de altura, humedales y zonas de vegetación escasa).
Cobertura	Este valor se estimó en terreno. La uniformidad, una medida de la homogeneidad en las proporciones de cobertura de las especies de un sitio, fue calculada de la siguiente manera:
Uniformidad	$Uniformidad = \sum_{i=1}^R \frac{C * (C - 1)}{c_i * (c_i - 1)} * \frac{1}{R}$
Proximidad a sectores industriales	Se calculó utilizando el software QGIS, como la distancia lineal entre cada parcela y el sector industrial más cercano.
Variación en NDVI	Se descargaron imágenes del satélite Landsat 8 de los años 2013 y 2024 que tuvieran una nubosidad inferior al 1%. Con el fin de evitar sesgos debido a la naturaleza estacional de los valores de NDVI, solo se descargaron imágenes entre enero y mayo, períodos en los que se espera obtener los mayores valores de NDVI. De todas las imágenes descargadas, se calculó el valor mediano por píxel para cada año. Posteriormente, se realizó una sustracción entre los años 2013 y 2024 para calcular el cambio en los valores de NDVI. Este proceso fue realizado utilizando la plataforma Google Earth Engine.

Cuadro 2. Formato de encuesta de evaluación participativa de criterios.

Encuesta de evaluación de importancia de criterios	
Nombre:	
Seleccione marcando con una X cual criterio de cada pareja considera más importante a la hora de elegir zonas de monitoreo.	
Criterio 1	Criterio 2
Criterio 1	Criterio 3
Criterio 1	Criterio 4
Criterio 2	Criterio 3
Criterio 2	Criterio 4
Criterio 3	Criterio 4

Cuadro 3. Formato de encuesta de evaluación participativa de criterios. Las iniciales muestran diferentes participantes en las encuestas.

Criterio	Frecuencia de selección de criterios por encuestado													Ponderación
	AS	MB	AH	HG	VA	JM	MI	IC	DH	LG	AC	PB	Total	
Riqueza	5	5	1	5	4	3	8	2	3	5	2	2	45	8%
Número de plantas endémicas	7	5	3	4	3	4	7	4	4	7	3	5	56	9%
Número de plantas introducidas	0	0	1	2	1	1	1	0	0	0	1	0	7	1%
Estado de conservación de las plantas	8	8	7	7	6	5	6	7	8	8	5	5	80	14%
Valor etnobotánico	6	7	8	2	4	6	2	5	3	5	5	5	58	10%
Cobertura vegetal	4	2	6	3	0	1	2	3	4	2	2	2	31	5%
Uniformidad	2	1	3	3	3	1	2	1	1	3	7	5	32	5%
Distancia a zonas industriales	3	5	3	4	7	7	4	8	6	5	8	5	65	11%
Cambios en NDVI	1	3	4	6	8	8	4	6	7	1	3	7	58	10%
Singularidad ambiental													160	27%

Figura 2. Comparación de acumulación de especies según diferentes metodologías de selección.

“De la pampa a la puna: diversidad vegetal de la cuenca de Huatacondo, Región de Tarapacá”

Sanhueza, A.^{1,2}; Barrios, P.¹; Illanez, M.¹; Melgarejo, J.¹; Oroz, L.¹; Hildago, D.¹; Ayavire, R.¹; Hidalgo, A.¹; Gonzáles, H.¹; Hidalgo, S.¹; Galleguillos, M.¹; Ayavire, K.¹ y Albornoz, M.¹

¹ Comunidad Indígena Quechua de Huatacondo.

² Instituto de Ecología y Biodiversidad.

I. Introducción

La cuenca de Huatacondo, ubicada en la Región de Tarapacá, está conformada por sistema de quebradas que van desde la pampa a la puna, entre los 800 m a los 4400 m. Esta heterogeneidad ambiental promueve el desarrollo de una gran diversidad de especies y comunidades vegetales. Sin embargo, su baja accesibilidad dificulta el estudio de su vegetación, la que se encuentra amenazada por la actividad industrial.

Objetivo

Describir la diversidad florística a lo largo del gradiente altitudinal de la cuenca; así como identificar áreas clave para la conservación, utilizando la métrica de singularidad ambiental (Legendre, 2014) para resaltar sectores con ensamblajes comunitarios únicos.

Hipótesis

La diversidad vegetal de la cuenca de Huatacondo presenta una variación altitudinal, tanto en riqueza como en singularidad.

II. Metodología

Para la realización de este catastro, se recorrieron las diferentes quebradas de manera pedestre entre enero y mayo del 2024, registrando las especies presentes en parcelas de 500 m² en zonas de vegetación homogénea previamente definidas mediante el análisis de imágenes satelitales e información geoespacial. Adicionalmente, se agregaron registros posteriores de especies no detectadas. La identificación taxonómica de los individuos se realizó en terreno y/o en gabinete mediante la utilización de literatura especializada. La clasificación taxonómica de las especies siguió la nomenclatura del Catálogo de la flora vascular de Chile de Rodríguez *et al.* (2018). Las especies catastradas se clasificaron en familia, género y especie; además, se incorporó el origen biogeográfico de cada especie. De manera similar, para obtener el estado actualizado de conservación de las especies registradas se consultó el Reglamento de Clasificación de Especies (MMA, 2012).

El cálculo de la singularidad ambiental se realizó utilizando el paquete *beta.div* del software R, según lo propuesto por Legendre & De Cáceres (2013). Para hallar la relación entre altitud con riqueza y singularidad se realizó una prueba ANOVA con el software antes mencionado utilizando los paquetes *car* y *performance*.

III. Resultados

Se han encontrado 185 especies, agrupadas en 123 géneros y 46 familias. La mayor parte de estas especies pertenecen a la familia Asteraceae (29%), seguido de Poaceae (10%), Fabaceae (7%) y Solanaceae (5%), repartiéndose el 48% entre las otras 42 familias. De estas especies, 29 son endémicas, 145 nativas y 11 introducidas, perteneciendo estas últimas a especies agrícolas principalmente (Cuadro 1).

Entre las 17 especies en categorías de conservación se encuentran algunas especies icónicas, como *Azorella compacta*, *Strobocarpa tamarugo* o *Polylepis tarapacana*. En los bofedales se encontraron ejemplares de *Myrosmodes nervosa*, la única orquídea de la región de Tarapacá. Finalmente, se detectó la presencia de *Mentzelia scabra*, una especie endémica del norte de Chile no registrada previamente en esta región.

Con respecto a la distribución de la diversidad, se encontró relación cuadrática entre la riqueza y la altura (Cuadro 2, Figura 1). Las zonas de mayor riqueza se desarrollan en altitudes por sobre los 3000 m, lo que se puede explicar con la existencia de quebradas con alta heterogeneidad ambiental (laderas con diferentes exposiciones y fondos de quebrada) y condiciones más favorables (presencia permanente de agua y menor variación térmica, tanto diaria como estacional). Por otra parte, la singularidad ambiental, una métrica que indica qué sitios tienen un mayor aporte a la diversidad beta, presenta una relación cuadrática tanto con la altura como con la riqueza (Cuadro 3, Figura 2). La tendencia muestra una disminución en la singularidad de las comunidades vegetales con la altura, en parte debido a que estas se vuelven más homogéneas (ej., herbazales) producto de las condiciones ambientales. Sin embargo, existen zonas con alta singularidad a lo largo de toda la cuenca. Por otra parte, tanto comunidades con baja riqueza (ej., las dominadas por *S. tamarugo* en la pampa o *J. digitata* en la puna) como aquellas con mayor riqueza (ej., matorrales presentes en quebradas) tienen una alta singularidad, siendo sectores estratégicos para la implementación de acciones de conservación (Paquette *et al.*, 2023).

IV. Conclusiones

La cuenca de Huatacondo comprende tres grandes zonas (pampa, prepuna y puna) que presentan un alto recambio de especies mediado por la altitud, encontrándose a la fecha un total de 185 especies. Si bien existen zonas de mayor riqueza, el análisis de la singularidad de las comunidades vegetales muestra que

en todo el rango altitudinal existen zonas de interés para su conservación, concentrándose en altitudes bajas e intermedias. Sin embargo, la conservación de la biodiversidad de esta zona requiere combinar estas métricas con otras que consideren otros criterios, como las categorías de conservación, y las visiones de las comunidades que habitan el sector.

V. Referencias

- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23(11), 1324–1334.
- Legendre, P. & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*, 16 (8), 951–963.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2012. Decreto Supremo N°40, Reglamento del Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.
- Paquette, A., Pellerin, S., & Poulin, M. (2023). Using plant community uniqueness and floristic quality assessment in management decision-making in an urban park setting. *Urban Forestry and Urban Greening*, 84.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V. L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sánchez, P., Marticorena, A., & Bot, G. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. 75(1), 1–430.

Anexos

Cuadro 1. Listado de especies de la cuenca de Huatacondo. N: Nativa, E: Endémica, I: Introducida, LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazada, VU: Vulnerable, EN: En peligro.

Familia	Género	Nombre científico	Origen	Estado de conservación
Fabaceae	Adesmia	<i>Adesmia atacamensis</i> Phil.	E	
Fabaceae	Adesmia	<i>Adesmia occulta</i> (R.E. Fr.) Burkart	N	
Fabaceae	Adesmia	<i>Adesmia polyphylla</i> Phil.	N	
Fabaceae	Adesmia	<i>Adesmia spinosissima</i> Meyen	N	
Asteraceae	Aldama	<i>Aldama helianthoides</i> (Rich.) E.E. Schill. & Panero	N	
Brassicaceae	Alshehbazia	<i>Alshehbazia friesii</i> (O.E. Schulz) Salariano, Zuloaga & Al-Shehbaz	N	
Asteraceae	Ambrosia	<i>Ambrosia artemisioides</i> Meyen & Walp. ex Meyen	N	
Asteraceae	Aphyllocladus	<i>Aphyllocladus denticulatus</i> (J. Remy) Cabrera	E	NT
Pteridaceae	Argyroschisma	<i>Argyroschisma nivea</i> (Poir.) Windham	N	LC
Asteraceae	Artemisia	<i>Artemisia copa</i> Phil.	N	
Fabaceae	Astragalus	<i>Astragalus pusillus</i> Vogel	N	
Chenopodiaceae	Atriplex	<i>Atriplex atacamensis</i> Phil.	E	
Chenopodiaceae	Atriplex	<i>Atriplex deserticola</i> Phil.	N	
Chenopodiaceae	Atriplex	<i>Atriplex glaucescens</i> Phil.	E	
Chenopodiaceae	Atriplex	<i>Atriplex imbricata</i> (Moq.) D. Dietr.	N	
Apiaceae	Azorella	<i>Azorella compacta</i> Phil.	N	VU
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis acaulis</i> (Wedd. ex R.E. Fr.) Cabrera	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis alnifolia</i> Meyen & Walp.	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis boliviensis</i> (Wedd.) Cabrera	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis calliprinos</i> Griseb.	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis juncea</i> (Cass.) Desf.	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	N	
Asteraceae	Baccharis	<i>Baccharis tola</i> Phil.	N	
Francoaceae	Balbisia	<i>Balbisia microphylla</i> (Phil.) Reiche	E	
Asteraceae	Bidens	<i>Bidens subalternans</i> DC.	N	
Apiaceae	Bowlesia	<i>Bowlesia lobata</i> Ruiz & Pav.	N	
Poaceae	Bromus	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	N	
Loasaceae	Caiophora	<i>Caiophora deserticola</i> Weigend & M. Ackermann	N	
Calceolariaceae	Calceolaria	<i>Calceolaria stellariifolia</i> Phil.	E	
Pteridaceae	Cheilanthes	<i>Cheilanthes pruinata</i> Kaulf.	N	LC

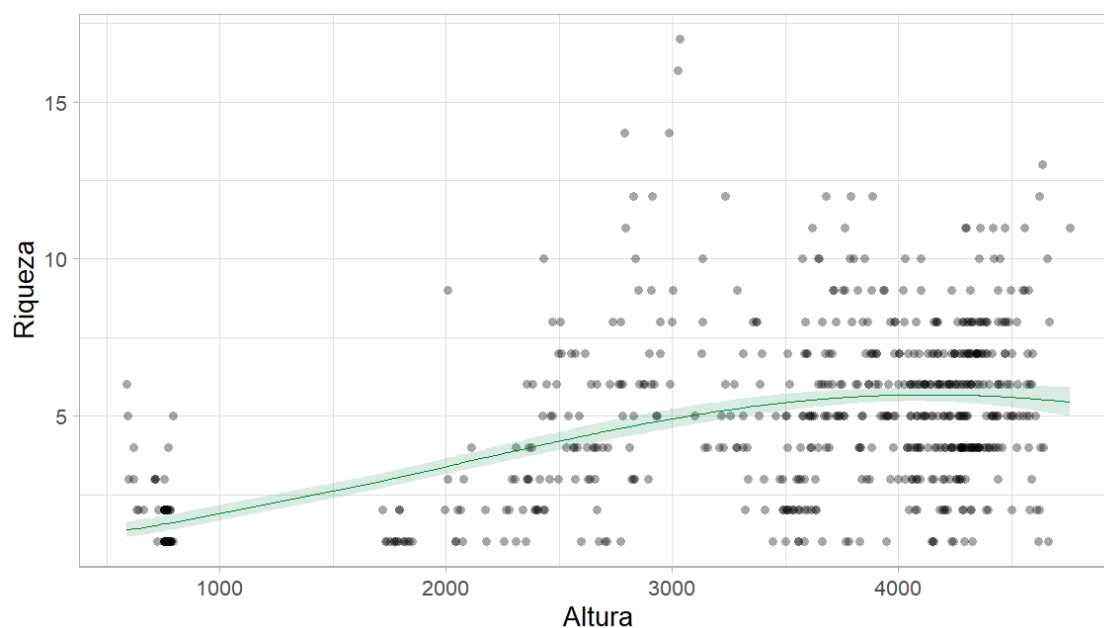
Chenopodiaceae	Chenopodium	<i>Chenopodium petiolare</i> Kunth	N	
Asteraceae	Chersodoma	<i>Chersodoma candida</i> Phil.	N	
Asteraceae	Chersodoma	<i>Chersodoma jodopappa</i> (Sch. Bip.) Cabrera	N	
Polygonaceae	Chorizanth	<i>Chorizanth</i> <i>commissuralis</i> J. Remy	N	
Asteraceae	Chuquiraga	<i>Chuquiraga spinosa</i> Less.	N	
Poaceae	Cinnagrostis	<i>Cinnagrostis chrysantha</i> J. Presl	N	
Poaceae	Cinnagrostis	<i>Cinnagrostis chrysophylla</i> Phil.	N	
Poaceae	Cinnagrostis	<i>Cinnagrostis crispa</i> Rúgolo & Villav.	N	
Poaceae	Cinnagrostis	<i>Cinnagrostis curvula</i> Wedd.	N	
Poaceae	Cinnagrostis	<i>Cinnagrostis eminens</i> J. Presl	N	
Montiaceae	Cistanthe	<i>Cistanthe celosioides</i> (Phil.) Carolin ex Herschkovitz	N	
Montiaceae	Cistanthe	<i>Cistanthe densiflora</i> (Barnéoud) Herschkovitz	N	
Montiaceae	Cistanthe	<i>Cistanthe minuscula</i> (Añon) Peralta	N	
Montiaceae	Cistanthe	<i>Cistanthe salsoloides</i> (Barnéoud) Carolin ex Herschkovitz	N	
Asteraceae	Conyza	<i>Conyza deserticola</i> Phil.	N	
Asteraceae	Coreopsis	<i>Coreopsis suaveolens</i> Sherff	E	
Cactaceae	Corryocactus	<i>Corryocactus brevistylus</i> (K. Schum. ex Vaupel) Britton & Rose	N	LC
Poaceae	Cortaderia	<i>Cortaderia speciosa</i> (Nees & Meyen) Stapf	N	
Boraginaceae	Cryptantha	<i>Cryptantha diffusa</i> (Phil.) I.M. Johnst.	N	
Boraginaceae	Cryptantha	<i>Cryptantha globulifera</i> (Clos) Reiche	N	
Boraginaceae	Cryptantha	<i>Cryptantha glomerulifera</i> (Phil.) I.M. Johnst.	N	
Asteraceae	Cuatrecasasiella	<i>Cuatrecasasiella argentina</i> (Cabrera) H. Rob.	N	
Cactaceae	Cumulopuntia	<i>Cumulopuntia ignescens</i> (Vaup.) Ritter	N	LC
Cactaceae	Cumulopuntia	<i>Cumulopuntia sphaerica</i> (C.F. Först.) E.F. Anderson	N	LC
Convolvulaceae	Cuscuta	<i>Cuscuta purpurata</i> Phil.	E	
Rosaceae	Cydonia	<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	I	
Fabaceae	Dalea	<i>Dalea pennellii</i> (J.F. Macbr.) J.F. Macbr.	E	
Brassicaceae	Descurainia	<i>Descurainia myriophylla</i> (Willd. ex DC.) R.E. Fr.	N	
Brassicaceae	Descurainia	<i>Descurainia stricta</i> (Phil.) Prantl ex Reiche	N	
Malpighiaceae	Dinemandra	<i>Dinemandra ericoides</i> A. Juss.	E	
Asteraceae	Diplostephium	<i>Diplostephium meyenii</i> Wedd.	N	
Poaceae	Distichlis	<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	N	
Apiaceae	Domeykoa	<i>Domeykoa andina</i> Saldivia & Faúndez	E	
Ephedraceae	Ephedra	<i>Ephedra americana</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	N	
Equisetaceae	Equisetum	<i>Equisetum giganteum</i> L.	N	LC
Escalloniaceae	Escallonia	<i>Escallonia angustifolia</i> C. Presl	N	
Euphorbiaceae	Euphorbia	<i>Euphorbia serpens</i> Kunth	N	
Solanaceae	Fabiana	<i>Fabiana denudata</i> Miers	N	
Solanaceae	Fabiana	<i>Fabiana ramulosa</i> (Wedd.) Hunz. & Barboza	E	
Solanaceae	Fabiana	<i>Fabiana squamata</i> Phil.	N	
Zygophyllaceae	Fagonia	<i>Fagonia chilensis</i> Hook. & Arn.	N	
Poaceae	Festuca	<i>Festuca chrysophylla</i> Phil.	N	
Poaceae	Festuca	<i>Festuca hypsophylla</i> Phil.	N	
Poaceae	Festuca	<i>Festuca rigescens</i> (J. Presl) Kunth	N	
Moraceae	Ficus	<i>Ficus carica</i> L.	I	
Asteraceae	Flaveria	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	N	
Gentianaceae	Gentiniana	<i>Gentiana sedifolia</i> Kunth	N	
Verbenaceae	Glandularia	<i>Glandularia gynobasis</i> (Wedd.) N. O'Leary & P. Peralta	E	
Apiaceae	Gymnophyton	<i>Gymnophyton robustum</i> Clos	E	

Cactaceae	Haageocereus	<i>Haageocereus fascicularis</i> (Meyen) F. Ritter	E	NT
Boraginaceae	Heliotropium	<i>Heliotropium curassavicum</i> L.	N	
Asteraceae	Helogyne	<i>Helogyne apaloidea</i> Nutt.	N	
Asteraceae	Helogyne	<i>Helogyne macrogyne</i> (Phil.) B.L. Rob.	E	
Fabaceae	Hoffmannseggia	<i>Hoffmannseggia aphylla</i> (Phil.) G.P. Lewis & Sotuyo	E	EN
Loasaceae	Huidobria	<i>Huidobria fruticosa</i> Phil.	E	
Asteraceae	Hypochaeris	<i>Hypochaeris meyeniana</i> (Walp.) Benth. & Hook.f. ex Griseb.	N	
Asteraceae	Hypochaeris	<i>Hypochaeris taraxacoides</i> Ball	N	
Juncaceae	Juncus	<i>Juncus balticus</i> Wild.	N	
Verbenaceae	Junellia	<i>Junellia digitata</i> (Phil.) Moldenke	N	
Verbenaceae	Junellia	<i>Junellia pappigera</i> (Phil.) N. O'Leary & P. Peralta	N	
Krameriaceae	Krameria	<i>Krameria lappacea</i> (Dombey) Burdet & B.B. Simpson	N	
Araceae	Lemna	<i>Lemna minuta</i> Kunth	N	
Brassicaceae	Lepidium	<i>Lepidium pubescens</i> Desv.	N	
Brassicaceae	Lepidium	<i>Lepidium strictum</i> (S. Watson) Rattan ex B.L. Rob.	E	
Apiaceae	Lilaeopsis	<i>Lilaeopsis macloviana</i> (Gand.) A.W. Hill	N	
Campanulaceae	Lobelia	<i>Lobelia oligophylla</i> (Wedd.) Lammers	N	
Poaceae	Lorenzochloa	<i>Lorenzochloa bomanii</i> (Hauman) Romasch.	N	
Poaceae	Lorenzochloa	<i>Lorenzochloa venusta</i> (Phil.) Romasch.	N	
Fabaceae	Lupinus	<i>Lupinus oreophilus</i> Phil.	E	
Passifloraceae	Malesherbia	<i>Malesherbia humilis</i> Poepp.	E	
Passifloraceae	Malesherbia	<i>Malesherbia tenuifolia</i> D. Don	E	VU
Rosaceae	Malus	<i>Malus domestica</i> Borkh.	I	
Iridaceae	Mastigostyla	<i>Mastigostyla cyrtophylla</i> I.M. Johnst.	N	
Fabaceae	Medicago	<i>Medicago sativa</i> L.	I	
Fabaceae	Meliolotus	<i>Meliolotus albus</i> Desr.	I	
Loasaceae	Mentzelia	<i>Mentzelia scabra</i> Kunth	E	
Nyctaginaceae	Mirabilis	<i>Mirabilis acuta</i> (Reiche) Heimerl	E	
Asteraceae	Mniodes	<i>Mniodes schultzii</i> (Wedd.) S.E. Freire, Chemisquy, Anderb. & Urtubey	N	
Myricaceae	Morella	<i>Morella pavonis</i> (C. DC.) Parra-O	N	VU
Calyceraceae	Moschopsis	<i>Moschopsis monocephala</i> (Phil.) Reiche	N	
Verbenaceae	Mulguraea	<i>Mulguraea arequipensis</i> (Botta) N. O'Leary & P. Peralta	N	
Asteraceae	Mutisia	<i>Mutisia hamata</i> Reiche	N	
Asteraceae	Mutisia	<i>Mutisia ledifolia</i> Decne. ex Wedd.	N	
Orchidaceae	Myrosmodes	<i>Myrosmodes nervosa</i> (Kraenzl.) Novoa, C. Vargas & Cisternas	E	VU
Poaceae	Nassella	<i>Nassella nardoides</i> (Phil.) Barkworth	N	
Fabaceae	Neltuma	<i>Neltuma alba</i> (Griseb.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	N	LC
Fabaceae	Neltuma	<i>Neltuma chilensis</i> (Molina) C.E. Hughes & G.P. Lewis	N	
Brassicaceae	Neuontobotrys	<i>Neuontobotrys tarapacana</i> (Phil.) Al-Shehbaz	N	
Solanaceae	Nicotiana	<i>Nicotiana longibracteata</i> Phil.	N	
Solanaceae	Nicotiana	<i>Nicotiana undulata</i> Ruiz & Pav.	N	
Malvaceae	Nototriche	<i>Nototriche compacta</i> (A. Gray) A.W. Hill	N	
Asteraceae	Ophryosporus	<i>Ophryosporus pinifolius</i> (Phil.) R.M. King & H. Rob.	N	
Cactaceae	Opuntia	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	I	
Cactaceae	Oreocereus	<i>Oreocereus leucotrichus</i> (Phil.) Wagenkn. ex F. Ritter	N	LC

Oxalidaceae	Oxalis	<i>Oxalis pachyrrhiza</i> Wedd.	N	
Juncaceae	Oxychloë	<i>Oxychloë andina</i> Phil.	N	
Poaceae	Pappostipa	<i>Pappostipa chrysophylla</i> (E. Desv.) Romasch.	N	
Poaceae	Pappostipa	<i>Pappostipa frigida</i> (Phil.) Romasch.	N	
Poaceae	Pappostipa	<i>Pappostipa vaginata</i> (Phil.) Romasch.	N	
Asteraceae	Parastrephia	<i>Parastrephia lepidophylla</i> (Wedd.) Cabrera	N	
Asteraceae	Parastrephia	<i>Parastrephia lucida</i> (Meyen) Cabrera	N	
Asteraceae	Parastrephia	<i>Parastrephia quadrangularis</i> (Meyen) Cabrera	N	
Asteraceae	Parastrephia	<i>Parastrephia teretiuscula</i> (Kuntze) Cabrera	N	
Poaceae	Paspalum	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	N	
Asteraceae	Perezia	<i>Perezia ciliata</i> (Phil.) Reiche	N	
Boraginaceae	Phacelia	<i>Phacelia cumingii</i> (Benth.) A. Gray	N	
Boraginaceae	Phacelia	<i>Phacelia setigera</i> Phil.	N	
Apocynaceae	Philibertia	<i>Philibertia solanoides</i> Kunth	N	
Verbenaceae	Phyla	<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene var. <i>nodiflora</i>	N	
Cyperaceae	Phylloscirpus	<i>Phylloscirpus acaulis</i> (Phil.) Goetgh. & D.A. Simpson	N	
Asteraceae	Polyachyrus	<i>Polyachyrus sphaerocephalus</i> D. Don	N	
Rosaceae	Polylepis	<i>Polylepis tarapacana</i> Phil.	N	VU
Poaceae	Polypogon	<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	I	
Asteraceae	Pseudognaphalium	<i>Pseudognaphalium gayanum</i> (J. Remy) Anderb.	E	
Asteraceae	Pseudognaphalium	<i>Pseudognaphalium tarapacanum</i> (Phil.) Anderb.	N	
Lythraceae	Punica	<i>Punica granatum</i> L.	I	
Caryophyllaceae	Pycnophyllum	<i>Pycnophyllum bryoides</i> (Phil.) Rohrb.	N	
Caryophyllaceae	Pycnophyllum	<i>Pycnophyllum macropetalum</i> Mattf.	N	
Caryophyllaceae	Pycnophyllum	<i>Pycnophyllum molle</i> J. Remy	N	
Rosaceae	Pyrus	<i>Pyrus communis</i> L.	I	
Solanaceae	Reyesia	<i>Reyesia chilensis</i> Gay	N	
Solanaceae	Reyesia	<i>Reyesia parviflora</i> (Phil.) Hunz.	N	
Cyperaceae	Rhodoscirpus	<i>Rhodoscirpus asper</i> (J. Presl & C. Presl) Léveillé-Bourret, Donadío & J.R. Starr	N	
Anacardiaceae	Schinus	<i>Schinus areira</i> L.	N	
Cyperaceae	Schoenoplectus	<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio adenophyllus</i> Meyen & Walp.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio chrysolepis</i> Phil.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio ctenophyllus</i> Phil.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio dryophyllus</i> Meyen & Walp.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio nutans</i> Sch. Bip.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio puchii</i> Phil.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio reicheanus</i> Cabrera	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio scorzonrifolius</i> Meyen & Walp.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio viridis</i> Phil.	N	
Asteraceae	Senecio	<i>Senecio volckmannii</i> Phil.	N	
Solanaceae	Solanum	<i>Solanum chilense</i> (Dunal) Reiche	E	
Solanaceae	Solanum	<i>Solanum medians</i> Bitter	N	
Caryophyllaceae	Spergularia	<i>Spergularia fasciculata</i> Phil.	N	
Caryophyllaceae	Spergularia	<i>Spergularia stenocarpa</i> (Phil.) I.M. Johnst.	E	
Fabaceae	Strombocarpa	<i>Strombocarpa tamarugo</i> (Phil.) C.E. Hughes & G.P. Lewis	E	EN
Asteraceae	Tagetes	<i>Tagetes multiflora</i> Kunth	N	
Malvaceae	Tarasa	<i>Tarasa congestiflora</i> (I.M. Johnst.) Krapov.	N	
Malvaceae	Tarasa	<i>Tarasa operculata</i> (Cav.) Krapov.	N	
Malvaceae	Tarasa	<i>Tarasa tenella</i> (Cav.) Krapov.	N	

Asteraceae	Tessaria	<i>Tessaria absinthioides</i> (Hook. & Arn.) DC.	N
Aizoaceae	Tetragonia	<i>Tetragonia microcarpa</i> Phil.	N
Asteraceae	Trixis	<i>Trixis cacalioides</i> (Kunth) D. Don	N
Typhaceae	Typha	<i>Typha angustifolia</i> L.	I
Plantaginaceae	Veronica	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	I
Asteraceae	Villanova	<i>Villanova robusta</i> Phil.	E
Asteraceae	Werneria	<i>Werneria glaberrima</i> Phil.	N
Asteraceae	Werneria	<i>Werneria pygmaea</i> Gillies ex Hook. & Arn.	N
Asteraceae	Werneria	<i>Werneria solivifolia</i>	N
Asteraceae	Xenophyllum	<i>Xenophyllum incisum</i> (Phil.) V.A. Funk	N
Cyperaceae	Zameioscirpus	<i>Zameioscirpus atacamensis</i> (Phil.) Dhooge & Goetgh.	N

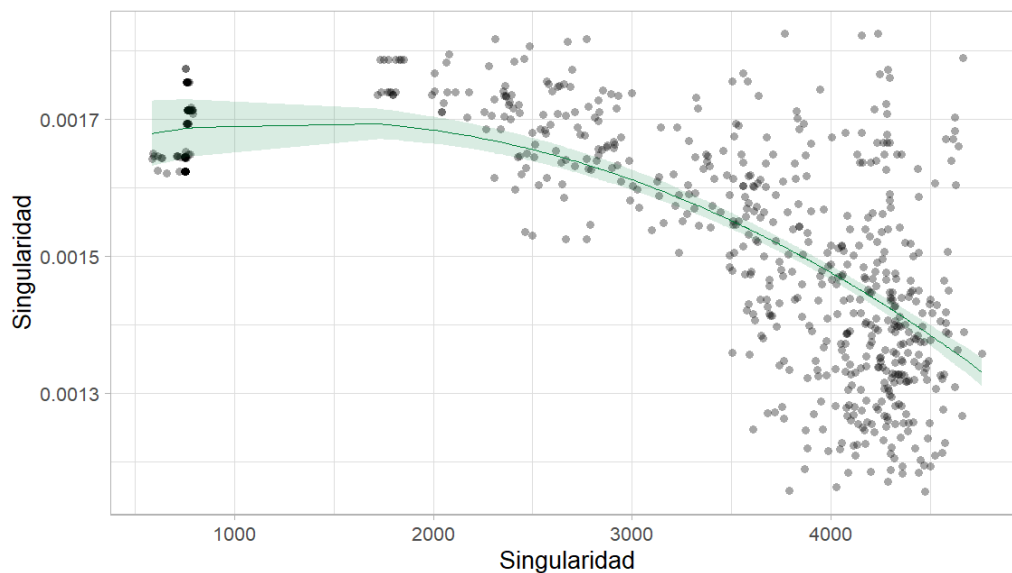
Figura 1: Relación entre riqueza y altura



Cuadro 2. Resultados análisis ANOVA Riqueza

Modelo: Riqueza~Altura+ Altura ²			
Variable	χ^2	Grados de libertad	Valor p
Altura	100.156	1	<0.001*
Altura ²	48.73	1	<0.001*
R ² de Nagelkerke = 0.497			

*Variable significativa

Figura 2: Relación entre singularidad y altura**Cuadro 3.** Resultados análisis ANOVA singularidad

Modelo: Singularidad~Altura+ Altura²+Riqueza+Riqueza²+Altura: Riqueza			
Variable	χ²	Grados de libertad	Valor p
Altura	91.45	1	<0.001*
Altura²	135.33	1	<0.001*
Riqueza	40.42	1	<0.001*
Riqueza²	65.65	1	<0.001*
Alt:Riq	49.81	1	<0.001*
R² = 0.651			

*Variable significativa

“Anomalías morfo-fisiológicas en la flora chilena: hallazgos desde el siglo XIX”

Santa Cruz, J.^{1,2}; Calbucho, D.³; Unamuno, B.¹; Vásquez, V.¹; Riquelme, M.¹; Valdebenito, S.^{1,2}; Darricarrere, V.²; Peñaloza, P.¹ y Vidal, K.¹

¹ Escuela de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

² Escuela de Ciencias Agrícolas y Veterinarias, Universidad Viña del Mar

³ Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile

I. Introducción

Las anomalías morfo-fisiológicas, también referidas como fisiopatías, desórdenes o aberraciones, y popularmente nombradas como “mutaciones”, son alteraciones en el desarrollo vegetal que pueden remontarse a múltiples causas, tanto de carácter biótico como abiótico, y origen natural o antrópico. Su presencia suele resultar inadvertida, sin embargo, en algunos casos su sintomatología se torna evidente.

En este contexto, una creciente población ha mostrado interés en ellas, compartiendo sus hallazgos a través de diversos medios de comunicación en búsqueda de respuestas sobre su nomenclatura, causas y consecuencias. Sin embargo, el conocimiento científico actual ha demostrado ser insuficiente para dar respuesta a estas interrogantes.

Su estudio formal es escaso, limitándose principalmente a especies de interés comercial. En Chile, tan sólo dos anomalías han sido examinadas: witches' broom en espino (Neger, 1896), calafate (Madariaga & Ramírez, 2019), chaura (Arismendi *et al.*, 2010) y murta (Andrade *et al.*, 2009; Atala & Moya-Urrutia, 2014), y albinismo en peumo y lingue (Álvarez *et al.*, 2017). No obstante, esto resuelve menos del 5% de los hallazgos actuales. Las consecuencias ecológicas de estos fenómenos permanecen inexploradas, y los posibles efectos sobre las dinámicas poblacionales de las especies afectadas son inciertos. Debido a esto, tanto el público general, como la comunidad científica y los tomadores de decisiones carecen de las herramientas para su adecuado abordaje. Por lo tanto, urge iniciar esfuerzos por su comprensión.

Objetivo

Recopilar y caracterizar de modo inédito los hallazgos de anomalías morfo-fisiológicas en la flora de Chile.

Pregunta de investigación

¿Cuál es la incidencia de anomalías morfo-fisiológicas en la flora de Chile?

II. Metodología

Entre los años 2020 y 2024 diversos medios de comunicación fueron monitoreados en búsqueda de publicaciones recientes sobre hallazgos de anomalías en la flora de Chile. Entre ellos, se analizó el contenido de páginas web (ej. Chileflora, Flickr, Info Jardín), redes sociales (Facebook, Instagram, Twitter), libros, tesis y publicaciones científicas.

Adicionalmente, se realizaron búsquedas exhaustivas mediante los buscadores propios de dichos medios, así como a través de las principales bases de datos online (WoS, Scopus, Scielo, etc.). Para ello, más de 50 palabras clave fueron empleadas, tanto de forma individual como en combinación con aquellas taxa de las que se tuviesen indicios previos de anomalías. A su vez, dicha búsqueda fue complementada con hallazgos propios o transmitidos directamente al equipo de investigación. Diversos antecedentes fueron recopilados en cada registro: hábitat (silvestre o en cultivo), ubicación (región, comuna y coordenadas geográficas), año, autoría, y detalles del medio de comunicación.

Posteriormente, se determinó la identidad de las especies, su clasificación taxonómica y categoría de conservación vigentes, así como su origen fitogeográfico y las anomalías presentadas. Dicha información fue obtenida del Catálogo de las Plantas Vasculares de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018), el listado de Especies Clasificadas N°19 (MMA, 2024), entre otros.

III. Resultados

Se recopilaron 575 registros de anomalías, de los cuales 534 se encuentran actualmente determinados a nivel de especie. El 84% de los hallazgos fueron realizados en condiciones silvestres, y un 14% en cultivo, mientras que en un 2% de los casos no fue posible determinar el hábitat.

Se identificaron un total de 161 especies, pertenecientes a 92 géneros, 54 familias botánicas y 28 órdenes. El 78% de éstas son endémicas del país, el 19% nativas y el 3% exóticas asilvestradas. A su vez, 56 especies se encuentran clasificadas bajo categorías de conservación: 1 especie (*Copiapoa krainziana*) en peligro crítico (0,6% del total de especies, excluyendo las exóticas), 23 en peligro (15%), 13 especies vulnerables (8%), 7 casi amenazadas (5%) y 12 en preocupación menor (8%). En ellas, se identificaron 20 anomalías distintas, entre las cuales la fasciación y el albinismo fueron las de mayor incidencia, representando el 43% y 39% de los registros, y afectando a 57 y 87 especies, respectivamente.

Por otra parte, sólo 282 registros incluyeron detalles sobre su ubicación. Estos se distribuyeron en 86 comunas a lo largo de todo el país (16 regiones). Aquellas con la mayor tasa de registros fueron la región de Valparaíso (29%), Antofagasta (20%), Atacama (16%) y Coquimbo (9%).

En el 98% de los casos fue posible establecer la fecha de publicación del registro. Los 3 primeros fueron realizados en siglos anteriores: 1896 (witches' broom en *Vachellia caven*), 1982 (witches' broom en *Ugni molinae*) y 1998 (albinismo en *Leucocoryne purpurea*). Sin embargo, no fue hasta el período 2005-2008 cuando se registró la primera alza en el número de hallazgos, publicándose exclusivamente en páginas web. En este breve período se documentaron 46 registros, correspondientes al 59% de todos aquellos realizados en páginas web hasta la actualidad. En el año 2012 se compartió por primera vez un hallazgo en Facebook, observándose un aumento lineal de los registros en el tiempo. Por su parte, el 2017 inició la actividad en Instagram, modificando la dinámica conjunta de redes sociales hacia un crecimiento exponencial.

En total, las redes sociales comprendieron un 75% de los registros, las páginas web un 15%, publicaciones científicas un 2% y libros <1%. Adicionalmente, la comunicación directa con el equipo de investigación abarcó un 7% del total. Estos registros fueron realizados por 231 autores distintos, es decir, un promedio del 0,4% por cada uno ($\approx 2,3$ registros por persona). Sin embargo, llama la atención la distribución de estos, donde un grupo de sólo 25 autores concentra el 50% de los registros; relegando el resto a más de 200 personas.

IV. Conclusiones

El desarrollo de los medios de comunicación online ha propiciado la participación ciudadana en la difusión de registros de anomalías en la flora de Chile, constituyéndose como la mayor fuente de información actual en este ámbito. El elevado número de registros permite sugerir que la ocurrencia de estas anomalías podría no ser un fenómeno exclusivo de determinadas especies o zonas geográficas.

No obstante, resulta inquietante la elevada tasa de incidencia en endemismos, especialmente en aquellos sujetos a categorías de conservación. Debido a la escasa comprensión de las implicancias en la sobrevivencia de las poblaciones afectadas, así como la posible heredabilidad o transmisión de las anomalías; urge profundizar en sus causas y características epidemiológicas.

V. Referencias

- Álvarez, C., Acevedo, M., González, M., Cartes, E., & Bannister, J. 2017. Detección de albinismo en la regeneración de *Persea lingue* y *Cryptocarya alba* procedente del cerro Cayumanque, Región del Biobío, Chile. *Gayana Botánica* 74 (2): 296-298.
- Andrade, N., Villagra, M., & Arismendi, N. 2009. Evidencias microscópicas y moleculares de la presencia de fitoplasmas en plantas de murta (*Ugni molinae* Turcz.) afectadas por la enfermedad "escoba de bruja". *Tropical Plant Pathology* 34 (4): 245-249.
- Arismendi, N., Andrade, N., Riegel, R., & Carrillo, R. 2010. Presence of a phytoplasma associated with witches' broom disease in *Ugni molinae* Turcz. and *Gaultheria phillyreifolia* (Pers.) Sleumer determined by DAPI, PCR, and DNA sequencing. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70 (1): 266-33.
- Atala, C., & Moya-Urrutia, V. 2014. Phytoplasma infection alters morpho-anatomical and physiological traits in *Ugni molinae* Turcz. *Gayana Botánica* 71 (1): 24-29.
- Madariaga, M., & Ramírez, I. 2019. Identification of a phytoplasma associated with witches' broom symptoms in calafate (*Berberis microphylla* G. Forst.). *Chilean Journal of Agricultural Research* 79 (3): 493-498.
- Neger, F. W. 1896. Uredíneas i Ustilajíneas nuevas chilenas. *Anales de la Universidad de Chile (Memorias Científicas i Literarias)* 93: 771-790.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V.L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sánchez, P., Marticorena, A. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75(1): 1-430.
- Ministerio del Medio Ambiente. 2024. Listado de Especies Clasificadas. Disponible en: https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wpcontent/uploads/2024/05/NominaDeEspecies_SegunEstadoConservacion-Chile_actualizado_19noProcesoRCE_rev06mayo2024.xlsx.

“Respuesta ecofisiológica de dos poblaciones diferentes de *Nephroma antarcticum* (Wulfen) Nyl. macrolíquén epífito de *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch en Chile”

Sarabia, M.

I. Introducción

Araucaria araucana es una conífera endémica de Chile y Argentina que puede vivir más de mil años, sin embargo, se ha visto afectada por el cambio climático y los incendios forestales derivados de la actividad humana. Los líquenes epífitos que habitan estos bosques muestran una estrecha relación con el forófito y son un grupo biológico importante que aumenta la biodiversidad del hábitat. Algunos rasgos funcionales de *Nephroma antarcticum*, como el grosor de la capa del talo o el estado de los fotosistemas, pueden variar en respuesta a los cambios de luz, humedad y temperatura que pueden ocurrir en el ambiente. Sin embargo, no está claro cómo en el escenario del cambio climático global (CCG), con una disminución de las precipitaciones y un aumento de la temperatura afectará a los líquenes epífitos del bosque de *A. araucana*. Los líquenes son especialmente vulnerables a las condiciones ambientales ya que necesitan disponibilidad de agua para mantener su metabolismo activo.

Objetivo

El objetivo de este trabajo fue comprender cómo se adapta *Nephroma antarcticum* al CCG esperado; se incluye el estudio de la tolerancia a la desecación de este macrolíquén epífito.

II. Metodología

Se compararon dos poblaciones diferentes de *N. antarcticum* colectados en la corteza de *A. araucana*, una ubicada en el Parque Nacional Conguillío (cordillera de los Andes) y la otra en Nahuelbuta Parque Nacional (Montañas Costeras). Se midió el Rendimiento fotosintético después de mantenerlos en ambiente seco durante un período de 72 días.

III. Resultados

Se encontraron diferencias significativas en el macroclima entre las dos localidades. En la estación ubicada en los Andes, la humedad relativa y la temperatura fueron menores que en la estación ubicada en la cordillera de la costa. Por otra parte, se encontró que los talos que crecen en la cordillera de los Andes disminuyen significativamente su máxima eficiencia de PSII (F_v/F_m) a 3 semanas de ser removidos de su ambiente. Sin embargo, los individuos de Nahuelbuta disminuyeron F_v/F_m a solo una semana, resultando más sensibles a los cambios. En cuanto al grosor de los talos, los individuos de los Andes presentaron mayor espesor que los talos de Nahuelbuta.

IV. Conclusiones

Se discute la respuesta fisiológica comparada con las respuestas anatómicas y los registros macroclimáticos y microclimáticos.

"Valor evolutivo de la flora vascular nativa en las áreas protegidas de Chile"

Scherson, R.¹; Zúñiga, P.¹; Arancibia, D.¹; García, N.¹ y Luebert, F.^{1,2}.

¹Laboratorio de Evolución y Sistemática, Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Sta. Rosa 113°15, La Pintana, Santiago.

²Depto de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Sta. Rosa 113°15, La Pintana, Santiago.

I. Introducción

El determinar los factores que explican los patrones espaciales de la biodiversidad ayuda a entender los procesos evolutivos que han formado los diferentes biomas. Chile es buen modelo para estudiar patrones de diversidad, por su alto endemismo y el gradiente latitudinal y altitudinal que presenta. La diversidad filogenética (PD) e índices evolutivos relacionados (Faith, 1992) son cada vez más utilizados para entender la distribución de la biodiversidad y como una herramienta para la priorización de taxa y áreas con fines de conservación.

Chile tiene un Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas (SNASPE) altamente desbalanceado espacialmente, con una alta protección de los biomas australes (86%) y muy baja protección de las zonas Mediterránea y árida (Pliscoff y Fuentes-Castillo 2011). Por otro lado se ha visto que la flora nativa de Chile tiene una representación más o menos baja (64%) en el SNASPE (Urbina-Casanova et al. 2016). También se sabe que la distribución de la diversidad filogenética de la flora de Chile es heterogénea en el país (Scherson et al. 2017). Los modelos de cambio climático para Chile predicen una disminución importante de la precipitación y un aumento en las temperaturas en casi todo el territorio. Resulta importante entonces predecir la utilidad futura del SNASPE para la conservación de la flora en escenarios de cambio climático.

Objetivos

1. Evaluar la diversidad filogenética (PD) de la flora contenida en las áreas silvestres protegidas de Chile.
2. Evaluar cómo esta PD puede cambiar en escenarios de cambio climático
3. Estudiar la complementariedad de las áreas protegidas respecto al valor evolutivo de la flora.

Pregunta de investigación / hipótesis

Se espera que los patrones de diversidad filogenética de la flora del SNASPE siga patrones ya conocidos dentro del país, siendo mayor en la zona central de Chile. Sin embargo, dadas las predicciones de cambio climático y lo que se ha observado en otras áreas del mundo, se espera que la zona Austral y la alta cordillera aumenten su diversidad evolutiva en escenarios de cambio. Con respecto a la zona central y áreas costeras, se espera que las respuestas sean heterogéneas, pudiendo depender de factores microclimáticos.

II. Metodología

Utilizando una base de datos previamente publicada, se modelaron 2.177 especies, 664 géneros y 587 OTUs (Unidades Taxonómicas Operativas) a nivel de género de la flora vascular nativa de Chile, tanto para la actualidad como para el escenario de cambio climático RCP 8.5 al año 2080 (Riahi y col., 2011). Dichos modelos fueron generados mediante el algoritmo SDM del software MAXENT (Phillips y col., 2006), utilizando como variables predictoras la temperatura media anual (BIO1), la estacionalidad de la temperatura (BIO4), la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5), la precipitación anual (BIO12) y la estacionalidad de las precipitaciones (BIO15) y usando los datos de presencia de las especies extraídos de 3 herbarios nacionales, SGO, EIF y CONC, además de la base de datos de Scherson et al. (2017). Las capas de los modelos poseen una resolución de 1 km x 1 km. Se obtuvo el mapa vectorial del SNASPE para todo Chile desde la mapoteca de la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN, s.f.). Paralelamente se construyó un árbol filogenético a nivel de OTU para la flora de Chile, cubriendo un 87% de las OTUs reconocidas. Esta filogenia se realizó utilizando Maximum Likelihood con RAXML, con 1000 iteraciones de bootstrapping para el soporte de los nodos. La topología de la filogenia se verificó con el árbol filogenético de APG IV.

Para los cálculos de diversidad filogenética se utilizó el software Biodiverse 4.1 (Laffan, 2010). Los análisis de complementariedad de la PD de las áreas protegidas se realizaron con el software Phylocomplement implementado en R.

III. Resultados

Las Áreas Silvestres Protegidas (APs) de Chile reaccionan de forma diferencial al cambio climático. Para el escenario 8.5 se ve que todas las APs de la zona Austral y de la alta cordillera aumentan su PD, evidenciando un movimiento de la flora en dirección sur y hacia una mayor altitud. En el centro del país y en la costa se evidencia un patrón mucho más errático, existiendo áreas en las que aumenta y otras en la que disminuye la PD en escenarios de cambio. El análisis de complementariedad de áreas indica que en el sur del país hay redundancia en la protección, mientras que las APs del centro y norte son complementarias en la protección de la diversidad evolutiva.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

El cambio climático presenta desafíos importantes en cuanto a las proyecciones de conservación, y debe ser tomado en cuenta para poder tomar decisiones de conservación informadas. Los patrones de diversidad evolutiva nos entregan una idea más completa de la biodiversidad ya que incluyen en nuestras evaluaciones, parámetros como la resiliencia y las opciones a futuro que ésta alberga, por lo que son importantes de considerar. Nuestro estudio sugiere que la flora tenderá a migrar hacia el sur y en altura, por lo que las APs en estas zonas del país son de vital importancia. Si bien en el sur hay bastante protección, en las áreas altoandinas es muy escasa, por lo que será importante contar con más APs en esta zona a lo largo del país. En cuanto a la zona central, norte y costera, si bien todavía estamos investigando las causas detrás del patrón de aumento o disminución de la PD en escenarios de cambio, dada la importancia de estas áreas en cuanto a endemismos y complementariedad en la protección, es importante considerar un aumento considerable de las áreas protegidas para lograr la meta de protección establecida por la Convención de Diversidad Biológica del 30% del territorio para el año 2030, de manera racional.

"BIOINDICADORES. Herramientas del Manejo Integrado de Plagas y Patógenos (MIPP) y su aplicación en Flora Nativa"

Sepúlveda, R.

Ing. Agr., Fitotecnia-Sanidad Vegetal, Universidad de Chile; Mag. en Docencia para Ed. Superior ©, Universidad Andrés Bello.

I. Introducción

En Flora Nativa chilena falta conocimiento biológico, fisiológico y ecogeográfico de los aspectos relativos al crecimiento y desarrollo de las plantas, colecta de semillas o propágulos vegetativos, su viverización, siembra/plantación y óptimo manejo cultural. Si bien varias especies como *Quillaja saponaria*, *Cryptocarya alba*, *Vachellia caven* y otras han motivado numerosas experiencias e investigaciones universitarias, no se puede decir lo mismo con otras arbustivas o herbáceas, salvo contadas excepciones.

Necesitamos cuidar la sanidad vegetal de nuestra Flora Nativa. Para ello, las opciones del Manejo Integrado de Plagas y Patógenos (MIPP) parecen ser lo mejor; una de sus herramientas más poderosas, la bioindicación, se usa solo para evaluaciones medioambientales, forestales y agrícolas productivas, por lo que se visualiza muy promisoría en Flora Nativa.

Objetivos

- Informar sobre experiencias usando "bioindicación" en plantas silvestres, ornamentales y nativas, basándose en agentes biológicos escogidos y la misma morfo-fisiología vegetal de las especies.
- Entregar los criterios generales para un mejor diagnóstico y pronóstico vegetal, según sea el objetivo productivo, agroecológico o contextual, desde la mirada de la "bioindicación".
- Sentar una línea base para una investigación más profunda y extensa en el tema.

Hipótesis

Desde la experiencia en áreas verdes urbanas, viveros, reservas y parques nacionales, caben hipótesis como: H1= ¿Es posible usar la bioindicación en Flora Nativa para mejorar su caracterización biológica y conservar su sanidad vegetal?

H2= Entre los bioindicadores conocidos en Chile, ¿cuáles son los mejores o más confiables para Flora Nativa?

II. Metodología

La información adquirida fue recabada a través de prospecciones-observaciones técnicas en terreno: Reserva Río Clarillo (CONAF) en la Región Metropolitana y Reserva Río de Los Cipreses (CONAF) en la VI Región, Parque Metropolitano de Santiago (Bosque Santiago), Parques públicos comunales del Gran Santiago y vivero universitario (UMCE), sede Macul, desde 2018. Se ofrece la información en la forma de Estudio de Casos (1 a 5). Estos siguen una estructura de investigación y acción, con 1 o varias visitas a terreno, normalmente en primavera y verano. Las visitas a áreas verdes urbanas durante el otoño o invierno son complejas, al enfrentar el receso de algunas especies herbáceas o arbustivas, pero permiten detectar especies indicadoras resistentes al frío o sus formas invernantes. Las observaciones fueron de naturaleza exploratoria, prospectiva (muestreando los tejidos vegetales según criterio, interés o prioridad), abierta (con posibilidad de corrección) y de evaluación mixta (cuantitativa y cualitativa). Salvo situaciones puntuales, se prefirió no hacer colecta y se reemplazó por fotografías. Se observó a ojo desnudo y lupas de entomólogo (20x), según mérito.

En general, las prospecciones duraron 4 a 6 horas por vez, pudiendo repetirse o aumentar en 3 momentos del día (mañana, tarde y noche). En la ciudad, por ejemplo, parques públicos, siempre se dispuso de la dirección (calle y número) y personas responsables. En campo, vivero o áreas silvestres, se prefirió la geolocalización con GPS o equivalente y el contacto-permiso con los administradores (CONAF, Parquem).

Para fines de identificación vegetal se consultó a botánicos, ingenieros forestales, ecólogos paisajistas, agrónomos botánicos y textos técnicos especializados. Para identificar "bioindicadores", se consultó literatura especializada (internacional y nacional) y especialistas por disciplina (entomólogos, fitopatólogos, acarólogos, nematólogos).

III. Resultados

Lo cualitativo:

La familia taxonómica (vegetal) y su procedencia biogeográfica ayudó mucho para sospechar comportamiento y relaciones con otras especies.

El relativo conocimiento de las especies vegetales arbóreas nativas orienta los diagnósticos, pero se observó un gran vacío técnico y de conocimientos al enfrentar especies arbustivas y herbáceas nativas.

Hospederos vegetales con sintomatología de interés: quebracho (*Senna candolleana*), molle (*Schinus latifolius*), huingán (*S. polygamus*), litre (*Lithraea caustica*), maitén (*Maytenus boaria*), corcolén (*Azara sp.*), maqui (*Aristotelia chilensis*), entre otros.

Entre los insectos “negativos”, destacan los hemípteros (pulgones y parientes), incluyendo especies introducidas (*Boisea trivittata*, *Halyomorpha halys*, *Bagrada hilaris*); a nivel de insectos “positivos”, se observaron varios tipos de microavispa (parasitoides), polinizadores (Hymenoptera y Diptera) y chinitas (Coccinellidae). Llamar a éstos como “bioindicadores” parece ser menos prejuicioso y releva sus servicios ecosistémicos.

La “bioindicación” también depende de quién evalúa, lo que puede ser un factor de riesgo y no debe omitirse. Varios síntomas y signos vegetales pueden ser homologables desde el conocimiento agronómico y forestal, como algunas clorosis y necrosis.

Lo cuantitativo:

De las especies nativas observadas, salvo en Reservas y Parques Forestales, un 30% admite caracterización desde la bioindicación, por falta de información biológica.

5 órdenes de insectos podrían ayudar a realizar bioindicación de calidad.

Al menos el 70% de los polinizadores y otros visitantes florales (Hymenoptera, Diptera, Coleoptera) serían buenos candidatos para bioindicación.

En el 90% de los casos, la sintomatología foliar vegetal fue la más relevante; la sintomatología del cuello y raíces fue de difícil diagnóstico.

Existen al menos 4 taxones que podrían ser bioindicadores: líquenes, hongos, nemátodos y ácaros del suelo.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Conforme a la información recopilada es posible concluir:

Por su superficie de impacto y valor fisiológico, los síntomas foliares siguen liderando la bioindicación vegetal pasiva.

Aspectos básicos como conocer la morfología de la planta, conocer el manejo cultural previo y la experiencia del evaluador, son de alta relevancia para una bioindicación de calidad.

La bioindicación en Flora Nativa es posible, pero es necesario mayor investigación, compilación de una mayor gama de síntomas/signos y la validación de hallazgos en otros contextos.

V. Referencias

- AEE, Asociación Española de Entomología. (2011). Polinizadores y Biodiversidad. Proyecto Apolo, observatorio de agentes polinizadores. Versión pdf, 160p.
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (2014). Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. Versión pdf, 782p.
- Riquelme, A. y R. Larraín. (2023). Manual de Especies Indicadoras de Condición de Suelo. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, 86p.
- Sepúlveda, R.; Reyes, J. y Leiva, D. (2022). Flora silvestre, nativa y fauna entomológica en la Reserva Forestal Río de los Cipreses (VI Región, Chile). En: VII Congreso Nacional de Flora Nativa de Chile, Universidad Central de Chile, Chile.
- Sepúlveda, R. (2023). “El Manejo Integrado de Plagas y Patógenos (MIPP) y sus herramientas: relaciones biológicas y bioindicadores en diversos contextos vegetales”. En: III Congreso Chileno de Agroecología. Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile.
- Sepúlveda, R. (2024). “Bioindicadores: dialogando con la Naturaleza”. En: Ciclo de seminarios, “De la Propagación a la Restauración, Flora Nativa para la Sustentabilidad y cambio global”, U. Metropolitana de Ciencias de la Educación, Santiago, Chile.

“Variación en el tejido microanatómico de la madera de arbustos a lo largo del desierto costero de Atacama”

Silva, B.^{1,3} y Ríos, R.^{1,2,3}

¹Universidad de La Serena, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Raúl Bitran 1305, La Serena, Chile.

²IEB. Instituto de Ecología y Biodiversidad.

³LED. Laboratorio de Ecología del Desierto, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Raúl Bitran 1305, La Serena, Chile.

I. Introducción

El desierto de Atacama, el más árido del mundo, impone restricciones de disponibilidad hídrica y nutrientes tan extremas que alberga una flora única con adaptaciones particulares para sobrevivir y establecerse en estas condiciones (Carvajal *et al.*, 2018). Una de estas adaptaciones es la densidad de la madera, importante en el soporte mecánico de la planta, en el transporte de agua y en la capacidad de almacenamiento (Chave *et al.*, 2009). Conforme incrementa la aridez en el desierto, se requiere de mayor densidad de madera para resistir al embolismo y al daño mecánico con el compromiso de tener una menor eficiencia de conducción (González *et al.*, 2021). Sin embargo, la densidad de la madera es producto de una combinación de tres tejidos principales: fibras (soporte), parénquima (almacenamiento) y vasos (conducción) (Chave *et al.*, 2009; Yang *et al.*, 2022). La disposición y proporción anatómica de cada uno de estos tejidos va a determinar qué tan densa será la madera de una especie. Mayor densidad puede resultar de un incremento en fibras, de una reducción de tejido parenquimático, reducción de los vasos o una combinación de los tres (Ziemska *et al.*, 2015; Ziemska *et al.*, 2013). Sin embargo, cómo cambian la anatomía de las especies de arbustos conforme incrementa la aridez en el desierto de Atacama es algo que no ha sido estudiado. La pregunta de investigación que guía este estudio es: ¿Cómo varía la microanatomía de la madera de arbustos a lo largo de un gradiente de aridez en el desierto costero de Atacama?

Objetivo

Evaluar la proporción y disposición del tejido microanatómico de arbustos para entender su adaptación a cambios en la aridez.

Hipótesis

Si las presiones selectivas asociadas al cambio en el grado de aridez modifican la composición anatómica de la madera en comunidades de arbustos a lo largo del desierto costero de Atacama, entonces:

Comunidades de arbustos en ambientes más áridos a lo largo del gradiente deberían presentar mayor densidad de madera.

Las comunidades de arbustos con mayor densidad de madera deberían presentar mayor proporción de fibras dentro de su variación anatómica.

II. Metodología

Muestras del tallo basal de las especies más representativas de cada uno de seis sitios a lo largo de un gradiente de aridez (sur a norte) fueron recolectadas para realizar cortes histológicos. Se identificaron y describieron los rasgos microanatómicos de especies pertenecientes a las familias Asteraceae, Aizoaceae, Apocynaceae, Boraginaceae, Frankeniaceae, Oxalidaceae, Malvaceae, Amaranthaceae, Polygonaceae, Solanaceae, Fabaceae, Chenopodiaceae y Francoaceae que conforman un total de 34 especies. Para cada especie se evaluó la densidad de madera, la fracción de parénquima y fibras y la densidad de vasos en base a los protocolos de Pérez-Harguindeguy *et al.* (2013), Melián *et al.* (2023) y Yeung *et al.* (2015)

Para la preparación de secciones microanatómicas, las muestras se rehidrataron y se cortaron secciones transversales con un micrótopo semiautomático. Las secciones se tiñeron con safranina para las paredes celulares lignificadas. Las secciones se montaron en NeoMount sobre portaobjetos y se cubrieron con cubreobjetos. Se tomaron microfotografías de las secciones transversales utilizando una cámara digital acoplada a un microscopio de luz. Las imágenes se procesaron y analizaron con el software Image-Pro Plus para medir las áreas transversales de los tejidos y las características de los vasos y las fibras. Se midieron áreas de parénquima, fibras y vasos para determinar la densidad de la madera y la fracción de cada tipo de tejido.

III. Resultados

Los resultados muestran variaciones significativas en los rasgos microanatómicos de las especies de diferentes comunidades a lo largo del gradiente de aridez. En general, las especies de comunidades en el extremo más árido del gradiente presentan mayor densidad de fibras, lo que sugiere una alta resistencia al embolismo, sin comprometer tejido parenquimático (reservas para tiempos de escasez). Estos rasgos reflejan adaptaciones específicas a las condiciones áridas del desierto costero de Atacama, indicando diferentes estrategias de uso y almacenamiento de recursos incluso a nivel anatómico.

IV. Conclusiones

Este estudio proporciona una comprensión más profunda de cómo las especies de arbustos del desierto

costero de Atacama han desarrollado adaptaciones anatómicas específicas para sobrevivir en condiciones de extrema aridez. Las variaciones en la densidad de la madera y la proporción de tejidos reflejan estrategias ecológicas que permiten a estas plantas optimizar el uso y almacenamiento de recursos. La mayor densidad de fibras en especies de zonas más áridas indica una adaptación para resistir el embolismo, lo que es esencial para la supervivencia en un ambiente con limitaciones hídricas severas.

Los resultados de este estudio destacan la importancia de considerar la microanatomía de la madera en la evaluación de la adaptabilidad de las especies a diferentes condiciones ambientales. Además, sugieren que futuras investigaciones podrían centrarse en cómo estos rasgos anatómicos influyen en la ecología y distribución de las especies en otros desiertos y ambientes extremos del mundo.

V. Referencias bibliográficas

- Carvajal, D.E., Loayza, A.P., Rios, R. S., Delpiano, C.A., & Squeo, F.A. 2019. A hyper-arid environment shapes an inverse pattern of the fast–slow plant economics spectrum for above, but not below-ground resource acquisition strategies. *Journal of Ecology*, 107(3): 1079-1092.
- Chave J., Coomes D., Jansen S., Lewis S., Swenson N.Y., Zanne A. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12 (4): 461 – 471.
- González et al. 2021. Diverging functional strategies but high sensitivity to an extreme drought in tropical dry forests. *Ecology Letters*. 24: 451–463.
- Melián E., Gatica G. & Pucheta E. 2023. Compromisos de rasgos del leño en plantas del desierto: un modelo triangular para comprender las variaciones intra e interespecíficas a lo largo de un gradiente de aridez. *Austral Ecology*, 49(2).
- Pérez-Harguindeguy et al. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61, 167–234.
- Yang S, Sterck Fj, Sass-Klaassen U, Cornelissen Jhc, Van Logtestijn Rsp, Hefting M, Goudzwaard L, Zuo J and Poorter L. 2022. Stem Trait Spectra Underpin Multiple Functions of Temperate Tree Species. *Frontiers in Plant Science*, 13.
- Yeung, E.C.T., Stasolla, C., Sumner, M.J., & Huang, B.Q. (Eds.). 2015. *Plant microtechniques and protocols* (1st ed.). Springer International Publishing.
- Ziemińska K., Butler Dw., Gleason Sm., Wright Ij. & Westoby M. 2013. Fibre wall and lumen fractions drive wood density variation across 24 Australian angiosperms, *AoB PLANT*, 5.
- Ziemińska K, Westoby M & Wright Ij. 2015. Broad Anatomical Variation within a Narrow Wood Density Range—A Study of Twig Wood across 69 Australian Angiosperms. *PLOS ONE*, 10(4).

“Valor de la diversificación de la flora nativa en zonas urbanas de Chile central para las prácticas de Baños de Bosque: áreas verdes del campus San Joaquín UC como caso de estudio”

Solari, F.¹; De la Fuente, L.¹; Vega, F.²; Nanning, R.²; Hormazábal, J.² y Ginocchio, R.^{1,2}

¹ Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES), Santiago, Chile.

² Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

I. Introducción

En Chile se estima que un 87,7% de la población vive en zonas urbanas (Betancur, 2024), donde los elevados niveles de estrés y la falta de bienestar tienen un impacto significativo en la salud mental (Sundquist *et al.*, 2004). El 23,6% de la población presentan problemas de salud mental (UC y ACHS, 2021), lo cual constituye un tema relevante a nivel nacional.

Los Baños de Bosque (BB) son prácticas de bienestar que promueven la conexión con la naturaleza (Payne y Delphinus, 2018). Estas han demostrado ser efectivas en disminuir el estrés, y mejorar el estado de ánimo (Pascoe *et al.*, 2020; Mathias *et al.*, 2020; Langer *et al.*, 2022). Los mayores beneficios para la salud mental se asocian con emociones positivas generadas por la exposición, con los cinco sentidos, a áreas verdes urbanas con una variedad de hábitats y alta biodiversidad (Cameron *et al.*, 2020; Kanelli *et al.*, 2021).

Las áreas verdes urbanas de Santiago tienen baja diversidad de especies vegetales nativas, siendo alrededor del 85% exóticas (Figueroa *et al.*, 2018). Sin embargo, las especies del bosque esclerófilo, debido a sus adaptaciones a la sequía y altas temperaturas estivales, tienen características fenomorfológicas y compuestos orgánicos volátiles únicos (Niemeyer y Teillier, 2007), que, al ser inhalados en los BB, entre otros factores, mejorarían la salud de las personas (Payne y Delphinus, 2018).

Objetivo general

Explorar el uso de la flora del bosque esclerófilo en las prácticas de BB realizados en áreas verdes urbanas de Chile central, tomando el campus San Joaquín UC como caso de estudio.

Objetivos específicos

Identificar la riqueza de flora nativa en áreas verdes potenciales para BB (APPBB) en el campus San Joaquín UC.

Seleccionar las especies de flora nativa con características fenomorfológicas y químicas idóneas para los BB.

Evaluar los efectos percibidos por los participantes en los BB.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

Las características fenomorfológicas y químicas de la flora del bosque esclerófilo permiten enriquecer la experiencia de inmersión en la naturaleza de los BB realizadas en áreas verdes urbanas de Chile central.

II. Metodología

Identificación

Las APPBB se identificaron en el campus San Joaquín de la Pontificia Universidad Católica de Chile (Macul, Región Metropolitana) en base al inventario arbóreo del campus (Carreño, 2023), el cual se complementó con un catastro arbustivo y herbáceo.

Caracterización y selección

Para cada especie se realizó una revisión bibliográfica que incluyó la presencia de compuestos orgánicos volátiles y la fenología. Además, se realizó una inspección sensorial de tacto, olfato y visual para identificar características atractivas para las actividades del BB.

Aplicación y su evaluación

Los BB en las APPBB, duraron entre 45 y 60 minutos y utilizaron el método desarrollado por el Forest Therapy Hub. La actividad está relacionada con los sentidos mecánicos (vista y audición) y químicos (olfato y gusto), donde se utilizaron las especies nativas seleccionadas. Al finalizar, los participantes de la comunidad UC respondieron una encuesta de percepción.

Se analizaron 134 encuestas de 23 BB y se categorizaron las respuestas, para luego obtener la frecuencia relativa.

III. Resultados

Riqueza de especies del campus San Joaquín UC.

Las especies nativas presentes no superaron el 14,3%, en concordancia con porcentajes encontrados en áreas

verdes urbanas de Santiago (Figueroa *et al.*, 2018).
Características fenomorfológicas y químicas de flora nativa del campus.
De las 27 especies nativas caracterizadas se seleccionaron, *Beilschmiedia miersii* (belloto del norte), *Cryptocarya alba* (peumo) y *Baccharis linearis* (romerillo) (Tabla 1), ya que tienen altos rendimientos de aceites esenciales (Niemeyer y Teillier, 2007). Su fenomorfología las hace interesante al ser especies siempreverdes, con biomasa foliar disponible todo el año, y hojas esclerófilas de textura crujiente y resistente. Además, *B. linearis* florece en verano, cuando es baja la floración de especies exóticas. *Cryptocarya alba* tiene una fructificación llamativa en cuanto al color y aroma de sus frutos.

Tabla 1. Especies vegetales nativas seleccionadas para BB. Se indican la cantidad y sus principales compuestos químicos.

Especie	Origen	Hábito	Parte planta	Nº compuestos	Principales compuestos químicos	Autor
<i>Baccharis linearis</i>	Nativa	Arbusto	Hojas	16	Limoneno, β-pineno, β-himachaleno	Concha et al. (2014)
			Ramilla c/ flores	19	Limoneno, germacreno B, germacreno D	Niemeyer y Teillier (2007)
<i>Beilschmiedia miersii</i>	Endémica	Árbol	Hojas	17	Cis-isosafrol, miristicina, α-felandreno	Niemeyer y Teillier (2007)
			Hojas y corteza	31	Sarisan, Eugenol, Safrole	Carvajal et al. (2016)
<i>Cryptocarya alba</i>	Endémica	Árbol	Hojas	34	1,8 cineol, 4-terpineol, β-pineno	Niemeyer y Teillier (2007)
			Hojas	14	α-terpineol, eucaliptol, β-felandreno	Touma et al. (2020)

Estas partes de la planta se usaron en los BB y los resultados se describen a continuación.

a) Baños de bosque en áreas verdes del campus San Joaquín UC utilizando las especies seleccionadas.
Los principales resultados a las preguntas realizadas a los participantes de cómo se sentían antes y después del BB se indican en la Figura 1.
Luego, a la pregunta ¿Qué ventajas crees haber obtenido de esta lista? el 98% seleccionó la reducción del estrés, seguido de la atención a los detalles (74%) y la menor fatiga mental (73%). Finalmente, la evaluación general del BB en una escala de 1 a 5, promedió 4,8.

Figura 1. Nube de palabras: ¿Cómo te sentías antes del BB? (izquierda) ¿Sientes alguna diferencia después del BB? ¿Cuáles? (derecha).



IV. Conclusiones y/o reflexiones

La flora nativa parece tener un alto potencial para los BB, por sus propiedades químicas y enriquecer fenomorfológicamente las áreas verdes urbanas biodiversas de Chile central. La integración de flora nativa puede aportar beneficios emocionales, promoviendo una mayor conexión con la naturaleza y mejorando el bienestar general. Se sugiere continuar investigando el efecto terapéutico de la flora nativa.

V. Referencias

Betancur, L. F. R. (2024). Crecimiento poblacional urbano a nivel mundial en las últimas seis décadas. En:

- Anales de geografía de la Universidad Complutense (Vol. 44, No. 1). Servicio de Publicaciones. Universidad de Antioquia. Colombia.
- Cameron, R. W. F., Brindley P., Mears, M., McEwan, K., Ferguson, F., Sheffield, D., Jorgensen, A., Riley, J., Goodrick, J., Ballard, L., y Richardson, M. (2020). Where the wild things are! Do urban green spaces with greater avian biodiversity promote more positive emotions in humans? *Urban Ecosystems* 23, 301-317.
- Carreño, J. (2023). Proyecto sistema georreferenciado arbóreo – Campus San Joaquín. Dirección de Sustentabilidad. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago.
- Carvajal, M. A., Vergara, A. P., Santander, R., y Osorio, M. E. (2016). Chemical composition and anti-phytopathogenic activity of the essential oil of *Beilschmiedia miersii*. *Natural Product Communications*, 11(9), 1934578X1601100945.
- Concha, J., Cavieres, L. A., Sotes, G. J., y Hernandez, V. (2014). Essential oil composition of *Baccharis linearis* (Ruiz & Pav.) Pers. and *Baccharis paniculata* DC. leaves from Chile. *American Journal of Essential Oils and Natural Products*, 1(4), 6-8.
- Figuerola, J. A., Castro, S. A., Reyes, M., y Teillier, S. (2018). Urban park area and age determine the richness of native and exotic plants in parks of a Latin American city: Santiago as a case study. *Urban Ecosystems*, 21, 645-655.
- Kanelli, A. A., Dimitrakopoulos, P. G., Fyllas, N. M., Chrousos, G. P., y Kalantzi, O-I. (2021). Engaging the senses: the association of urban green space with general health and well-being in urban residents. *Sustainability* 13(13): 10.3390/su13137322.
- Langer, A. I., Cockett, M. A., Bravo-Contreras, M., Carrillo-Naipayan, C., Chaura-Marió, M., Gómez-Curumilla, B., Henríquez-Pacheco, C., Vergara, R. C., Santander, J., Antúnez, Z., y Baader, T. (2022). Social and economic factors associated with subthreshold and major depressive episode in university students during the COVID-19 pandemic. *Front Public Health*, 10.
- Mathias, S., Daigle, P., Dancause, K. N., y Gadais, T. (2020). Forest bathing: a narrative review of the effects on health for outdoor and environmental education use in Canada. *Journal of Outdoor and Environmental Education* 23, 309-321.
- Niemeyer, H. M., y Teillier, S. (2007). Aromas de la flora nativa de Chile. Productora Gráfica Andros Ltda. Chile.
- Pascoe, M. C., Hetrick, S. E., y Parker, A. G. (2020). The impact of stress on students in secondary school and higher education. *International Journal of Adolescence and Youth*, 25(1), 104-112.
- Payne, M., y Delphinus, E. (2018). A review of the current evidence for the health benefits derived from forest bathing. *The International Journal of Health, Wellness and Society*, 9(1), 19.
- Sundquist, K., Frank, G., y Sundquist, J. A. (2004). Urbanisation and incidence of psychosis and depression: follow-up study of 4.4 million women and men in Sweden. *The British Journal of Psychiatry*, 184(4), 293-298.
- Touma, J., Navarro, M., Sepúlveda, B., Pavon, A., Corsini, G., Fernández, K., Quezada, C., Torres, A., Larrazabal-Fuentes, M.J., Paredes, A., Neira, I., Ferrando, M., Bruna, F., Venegas, A., y Bravo, J. (2020). The chemical compositions of essential oils derived from *Cryptocarya alba* and *Laurelia sempervirens* possess antioxidant, antibacterial and antitumoral activity potential. *Molecules*, 25(23), 5600.
- UC y ACHS. (2021). Termómetro de la Salud Mental en Chile. Santiago.

“Ifelcón en la costa maulina:

Hallazgo de una población de *Vestia foetida* Hoffmanns en un bosque higrófilo de quebrada en la provincia de Talca”

Soto, L.^{1,2}; Castro, R.³; Doll, U.⁴; Alonso, M.²; Bueno, W.⁵ y Muñoz, M.⁶

¹: Universidad Autónoma de Chile. Facultad de Arquitectura, Construcción y Medio Ambiente. Construction Multidisciplinary Research Group – Construction MRG, Talca, Chile

²: Universidad de Alicante. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales / Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO); San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

³: Universidad Autónoma de Chile. Multidisciplinary Agroindustry Research Laboratory, Talca, Chile.

⁴: Universidad de Talca. Facultad de Ciencias Agrarias. Centro de Plantas Nativas de Chile, Talca, Chile.

⁵: Universidad Católica del Maule. Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Departamento de Obras Civiles, Talca, Chile

⁶: Multidisciplinary Agroindustry Research Laboratory, Talca, Chile.

I. Introducción

Los bosques higrófilos de quebrada en la cordillera de la costa de Chile central son relevantes para el ciclo del agua a nivel local, la conservación de suelos y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos (Romero *et al.*, 2014); también son refugios de biodiversidad en donde se desarrollan especies vegetales con problemas de conservación, distribuciones restringidas o fragmentadas, así como diversos endemismos (Troncoso & San Martín, 1988; Soto-Cerda *et al.*, 2021; Doll *et al.*, 2024). Es el caso de *Vestia foetida* Hoffmanns (Solanaceae), arbusto endémico de Chile centro-sur que se distribuye entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos, en claros de bosques o quebradas (Riedemann *et al.*, 2014). Los nombres dados por el pueblo mapuche a esta especie son ifelcón, huévil y echuelcún (De Mösbach, 1992); también se le conoce con los nombres comunes de chuplí, chuplín, palqui y porotillo (Riedemann & Aldunate, 2011). Se la describe como una especie escasa y poco frecuente, con un valor de importancia bajo en donde es registrada; así, las poblaciones documentadas incluyen solo dos o tres individuos (Ministerio del Medio Ambiente, 2022). Reportes recientes no han señalado la presencia de la especie en la región del Maule (Rodríguez *et al.*, 2018), aunque se reporta la existencia de testimonios de expertos que aseguran que sí está presente, aunque se carece de muestras de herbario tomadas en el Maule que respalden estas declaraciones (Ministerio del Medio Ambiente, 2022). Recientemente, el proceso de Clasificación de Especies, actualizado a mayo de 2024, señala a ifelcón en la categoría “En Peligro” e incluye a la región del Maule como parte del área de distribución efectiva de la especie (Ministerio del Medio Ambiente, 2024). Así, el presente trabajo busca contribuir con información actualizada acerca de la situación de la especie en una de sus poblaciones en la región del Maule, localizada en un bosque higrófilo de quebrada en la costa de la provincia de Talca.

Objetivo

El objetivo de este trabajo es documentar la presencia de una población de ifelcón (*Vestia foetida* Hoffmanns, Solanaceae) en un bosque higrófilo de quebrada ubicado en la cordillera de la costa de la provincia de Talca, región del Maule.

II. Metodología

El bosque pantanoso de Carrizal de Putú, junto con otros en la costa maulina, fue seleccionado para realizar inventarios florísticos siguiendo la metodología fitosociológica, con el fin de dar continuidad a estudios realizados en la década de 1980 (San Martín *et al.*, 1988; Troncoso & San Martín, 1988). Durante este proceso, se encontró en este bosque ejemplares de ifelcón, especie que fue determinada mediante observación directa de caracteres diagnósticos (flores, frutos y hojas fasciculadas). En prospecciones realizadas con posterioridad, se realizó conteo de los individuos en el bosque higrófilo y se tomaron muestras para su registro en el herbario de la Universidad de Concepción (CONC).

III. Resultados

La realización del inventario florístico permitió confirmar la presencia de ifelcón en el bosque de Carrizal de Putú. Con ello, se hace posible verificar la presencia de la especie en la región del Maule. El recuento de plantas en el bosque arrojó 37 ejemplares; probablemente se trate de la población más numerosa entre las descritas para la especie. El elevado número de individuos de esta población podría explicarse por el grado de aislamiento del bosque higrófilo, dado que la matriz circundante está antropizada, y en ella se conjugan zonas pobladas, cultivos agrícolas, zonas de pastoreo, plantaciones forestales comerciales, caminos, restos de bosques de *Nothofagus* y pastizales. Debido a esta situación de aislamiento puede plantearse la hipótesis de que la población de ifelcón presente características endogámicas.

También, se pudo observar la presencia de individuos reproductivos, generando flores y frutos. Adicionalmente, una muestra fue depositada en el Herbario de la Universidad de Concepción (Voucher N° 193066).

Finalmente, es preciso señalar que las prospecciones realizadas en 2023 permitieron observar al bosque higrófilo sin agua y con las especies vegetales presentando signos de estrés hídrico (incluyendo árboles). A lo largo de los años en que se han realizado observaciones en este bosque (desde 2016), en ninguna visita se había encontrado el sector sin agua.

IV. Conclusiones y reflexiones

Se verifica la presencia de *Vestia foetida* en un bosque higrófilo de quebrada en la costa de la región del Maule. Con esto, se aporta información actualizada acerca de la distribución de la especie y del rol de los bosques higrófilos como refugios para especies endémicas de Chile central, de distribución fragmentada y con problemas de conservación. Se requiere considerar el desarrollo de estrategias de conservación *in situ* y *ex situ* para *Vestia foetida*. También, se recomienda realizar evaluaciones acerca del grado de endogamia de la población de Carrizal de Putú.

Si bien la región del Maule se inserta en el área de distribución de la especie, su presencia en ella es un tema que no ha sido fácil de verificar a través del tiempo, debido, probablemente al reducido tamaño de sus poblaciones.

Por ello, es especialmente relevante considerar las presiones antrópicas a las que están sujetos estos bosques en Chile central y la necesidad de generar estrategias de conservación (Doll *et al.*, 2024). Estas estrategias deberán tener presente el desafío de abordar los impactos del cambio climático.

La conservación de bosques higrófilos de quebrada en la cordillera de la costa de la región del Maule es especialmente relevante debido a la vulnerabilidad que presentan frente a incendios forestales (entre otros factores de riesgo a los que se encuentran expuestos). De hecho, el bosque higrófilo de Carrizal de Putú se quemó durante los incendios del verano de 2017, y helechos, pangués, trepadoras y árboles lograron rebrotar durante la temporada siguiente (Soto-Cerda *et al.*, 2021). Por lo demás, estos bosques están estrechamente vinculados con el ciclo del agua en una zona donde la escasez hídrica es un problema creciente, lo que genera (y generará) dificultades para el bosque y para todos los ecosistemas asociados.

V. Referencias

- De Mösbach, E. W. (1992). *Botánica Indígena de Chile* (C. Aldunate & C. Villagrán, Eds.). Museo Chileno de Arte Precolombino, Fundación Andes & Editorial Andrés Bello.
- Doll, U., Soto-Cerda, L., Rebolledo, J., Peña, F., Valdés-Reyes, C., Acuña, C., & Cabrera, M. (2024). Bosques de quebrada costeros del Maule 115 115 BOSQUE. *BOSQUE*, 45(1), 115–128. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002024000100115>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2022). *Vestia foetida*. Ficha Participación Ciudadana 18 Proceso de Clasificación de Especies. https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/09/Vestia_foetida_18RCE_PAC.pdf&ved=2ahUKEwjE8o6G1LaGAxXVILkGHdzZCeoQFnoECCMQAQ&usg=AOvVaw0i-_nub3YD4_idnrg_e3tD
- Ministerio del Medio Ambiente. (2024, March 26). *Clasificación de Especies*. Clasificación Según Estado de Conservación. <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>
- Riedemann, M. P., Teillier, S., & Aldunate, G. (2014). *Arbustos nativos ornamentales del centro sur de Chile*. Guía de campo (Primera edición). Editorial Corporación Chilena de la Madera.
- Riedemann, P., & Aldunate, G. (2011). *Flora nativa de valor ornamental. Identificación y propagación*. Chile. Zona Sur y Austral (A. Echenique, M. V. Legassa, M. Musalem, & F. Prieto, Eds.; 2nd ed.). Salesiano Impresores S.A.
- Rodriguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P., & Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica*, 75(1), 1–430. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-66432018000100001&script=sci_arttext
- Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: Protección, restauración y contexto legal en Chile. In *Bosque* (Vol. 35, Issue 1, pp. 3–12). Universidad Austral de Chile. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100001>
- San Martín, J., Troncoso, A., & Ramírez, C. (1988). Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa en Chile central. *Bosque*, 9(1), 17–33. <http://revistas.uach.cl/pdf/bosque/v9n1/art03.pdf>
- Soto-Cerda, L., Doll, U., & Valdés-Reyes, C. (2021). *Los bosques olvidados* (Primera edición). Universidad de

Talca.

Troncoso, A., & San Martín, J. (1988). *Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule*. Boletín Del Museo Nacional de Historia Natural de Chile. https://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:4w0USXJMdPUJ:scholar.google.com/+bosques+pantanosos+troncoso+san+mart%C3%ADn&hl=es&as_sdt=0,5

Agradecimientos

Los autores agradecen a Juana Vergara, residente de la localidad de Carrizal de Putú; a Alicia Marticorena, Curadora del Herbario de la Universidad de Concepción (CONC); al Proyecto FIBN Conaf 012/2016 “Los bosques de quebrada de la costa maulina: evaluación del impacto antrópico y propuestas de mitigación”; al Proyecto DIUA 265-2023 de la Dirección de Investigación de la Universidad Autónoma de Chile: “Valorización de especies vasculares endémicas de Chile centro-sur presentes en ecosistemas amenazados de la costa maulina” por el financiamiento otorgado a esta investigación; a Fundación Carolina; y al Programa de Doctorado en Biodiversidad & Conservación de la Universidad de Alicante – España.

“Análisis de extractos de hoja de *Escallonia illinita* C. Presl var. *illinita*, “barraco”, una planta Mapuche endémica de bosques higrófilos en Chile, y evaluación de su actividad antioxidante y antibacteriana”

Soto, L.^{1,2}; Castro, R.³; Valdés, C.⁴; Mamani, M.⁵; Parra, C.⁶; Bueno, W.⁷; Fuentealba, R.⁸; Alonso, M.²; Muñoz, M.⁹ y Guzmán, L.⁶

¹: Universidad Autónoma de Chile, Facultad de Arquitectura, Construcción y Medio Ambiente. Construction Multidisciplinary Research Group – Construction MRG, Talca, Chile.

²: Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales / Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO), San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

³: Universidad Autónoma de Chile, Multidisciplinary Agroindustry Research Laboratory, Carrera de Ingeniería en Construcción, Instituto de Ciencias Químicas Aplicadas, Talca, Chile.

⁴: Universidad Católica del Maule, Centro de Investigación de Estudios Avanzados del Maule (CIEAM), Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Talca, Chile.

⁵: Universidad Católica del Maule, Laboratorio de Bioprocesos.

⁶: Universidad de Talca, Faculty of Health Sciences, Department of Clinical Biochemistry and Immunohematology, Talca, Chile.

⁷: Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Departamento de Obras Civiles, Campus San Miguel, Talca, Chile.

⁸: Universidad Santo Tomás, Facultad de Salud, Escuela de Enfermería, Talca, Chile.

⁹: Multidisciplinary Agroindustry Research Laboratory, Talca, Chile.

I. Introducción

Escallonia illinita C. Presl var. *illinita* (“barraco”, Escalloniaceae) es un arbusto medicinal endémico de Chile usado tradicionalmente por las comunidades mapuche (De Mösbach, 1992) para dolencias renales, reumatismo y enfermedades del hígado (Houghton & Manby, 1985; García *et al.*, 1990). Es un arbusto endémico de Chile central, que crece entre las regiones de Coquimbo y del Biobío, entre 0 y 3.000 msnm. (Rodríguez *et al.*, 2018). Necesita alta luminosidad y suelos húmedos; prefiere suelos rocosos o arenoso-rocosos con cierta humedad (Kausel, 1953; Riedemann *et al.*, 2014). Existen dos variedades para este taxón: *E. illinita* var. *pubicalycina* Briq. y *E. illinita* var. *illinita* (Rodríguez *et al.*, 2018). La diferencia más importante entre ambas es que las ramillas floríferas son glabras en la segunda variedad (Kausel, 1953; Sleumer, 1968). Entre los años 2016 y 2019 se efectuaron prospecciones científicas en 19 bosques higrófilos de la cordillera de la costa de la región del Maule. Los bosques explorados fueron seleccionados para dar continuidad a los estudios fitosociológicos realizados por Troncoso y San Martín en la década de 1980 (San Martín *et al.*, 1988; Troncoso & San Martín, 1988) para evaluar el estado de conservación de los bosques higrófilos en un contexto de cambio climático y de impactos antrópicos (Soto-Cerda *et al.*, 2021). En estas exploraciones, *E. illinita* var. *illinita* fue encontrada solo en uno de los 19 bosques higrófilos. En posteriores prospecciones se realizó toma de muestras para evaluar actividad antibacteriana y antioxidante de extractos de hojas de la especie, de acuerdo con la sabiduría ancestral.

Objetivos

Identificar compuestos presentes en hojas de *E. illinita* var. *illinita*.

Evaluar la capacidad antioxidante de *E. illinita* var. *illinita*.

Evaluar la capacidad antibacteriana de extractos de hojas de *E. illinita* var. *illinita*.

II. Metodología

Las muestras fueron colectadas en la provincia de Talca, Chile, en los restos de un bosque higrófilo asociado al estero “Los Molinos”, en el sector “Camino a Toconey” (35° 22' 15.3" S; 71° 53' 18.5" O; 250 msnm), en la comuna de Péncahue, cerca de la comuna de Talca, en la región del Maule. El extracto metanólico de hojas fue analizado con GC/MS y HPLC-DAD. Esta técnica hizo posible la identificación tentativa de compuestos. Se midió el contenido total de fenoles (113.6 ± 6.9 mg GAE/g del extracto) y de flavonoides (121.4 ± 9.5 mg QE/g del extracto), así como la capacidad de eliminación de radicales libres por medio del blanqueo del radical 2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl (DPPH-) y FRAP (Ferric Reducing Antioxidant Power, vale decir, “Poder Antioxidante Reductor Férrico”). La actividad antibacteriana fue evaluada por medio de la determinación de la concentración mínima inhibitoria (MIC, por sus siglas en inglés) por microdilución en placas de 96 pocillos. Las cepas utilizadas fueron *Escherichia coli* (ATCC 25922), *Staphylococcus aureus* (ATCC 25923), y *Pseudomonas aeruginosa* (ATCC 27853). Para la activación metabólica, las bacterias congeladas (en leche descremada al 20%) se sembraron en agar BHI e incubadas por 18 h a 37 °C.

III. Resultados

Identificación de compuestos en *E. illinita* var. *illinita*. Diversos compuestos de importancia fueron identificados, dentro de los más importantes están la pinocembrina (5,7-dihydroxy-flavonone), que fue identificado por GC/MS tentativamente como el pico 1 en m/z 256 (Figura 1d) y su patrón de fragmentación (figura 1e) con pico en 179 m/z (refiriéndose a los anillos A y C de los flavonoides principalmente) con una pérdida de 77 Daltons, adicionalmente en la figura B con picos a 238 m/z y 213 m/z nos permitieron identificar tentativamente el 1,7-Diphenyl-1,3,5-heptatriene con 246 m/z y su patrón de fragmentación con una pérdida de 91 Daltons, y un pico de m/z 155 (Figure 1f) que ayudó a identificar el compuesto.

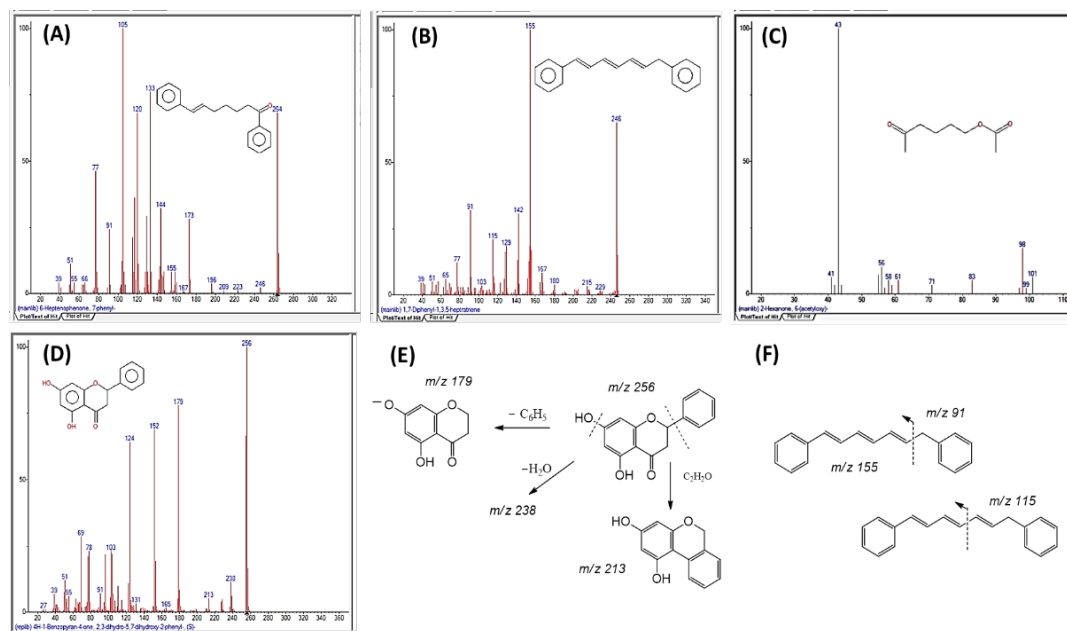


Figura 1. (A)-(D) Espectros de iones MS² de compuestos identificados tentativamente en el extracto de *E. illinita* var. *illinita*. (E) Patrón de fragmentación de pinocembrina (identificación de fragmentos específicos desde espectro D). (F) Patrón de fragmentación del compuesto 1,7-difenil-1,3,5-heptatrieno (identificación de fragmentos específicos desde espectro B).

Además de estos compuestos, identificamos di-terpenos y acetato de clomadinona, que han reportado actividad biológica significativa (Huber *et al.*, 2008; Druckmann, 2009).

Capacidad antioxidante. Se sabe que las hojas de barraco aportan múltiples beneficios para la salud, lo que las convierte en una excelente fuente de ingredientes alimenticios funcionales naturales. Se llevó a cabo una caracterización química para determinar las potenciales propiedades antioxidantes del extracto vegetal, analizando su contenido fenólico y de flavonoides. El extracto metanólico mostró un contenido fenólico total de $113,6 \pm 6,9$ g de equivalentes de ácido gálico (GAE)/100 g de peso seco, mientras que el contenido total de flavonoides fue de $121,4 \pm 9,5$ mg QE/g de extracto. El extracto mostró la mayor actividad antioxidante medida en el radical DPPH y el antioxidante reductor férrico (IC_{50} mg/mL $0,056 \pm 0,0007$ and $\mu\text{mol Fe}^{2+}$ /g de extracto $1,08 \pm 0,022$, respectivamente).

Actividad antibacteriana. Los resultados mostraron que la actividad antibacteriana del extracto de *E. illinita* depende de la cepa bacteriana. De este modo, se obtuvo un valor MIC de 500 $\mu\text{g}/\text{ml}$ contra *Escherichia coli*, mientras que para *Staphylococcus aureus*, el valor MIC descendió a 250 $\mu\text{g}/\text{ml}$. Por otro lado, no se observó actividad antibacteriana contra *Pseudomonas aeruginosa* (MIC > 1000 $\mu\text{g}/\text{ml}$).

IV. Conclusiones y reflexiones

Estos hallazgos sugieren que *Escallonia illinita* C. Presl var. *illinita* posee interesantes propiedades medicinales que impactan positivamente en la salud humana, debido a sus capacidades antioxidantes y antibacterianas. Esta especie corresponde a un arbusto medicinal endémico de Chile central. Ha sido usada tradicionalmente por comunidades ancestrales y puede ser encontrada en bosques higrofilos de quebradas. Si bien ha sido descrita como una especie frecuente en el pasado, prospecciones recientes en la cordillera de la costa de la Región del Maule documentan su presencia solo en uno de 19 sitios, lo que pone de manifiesto la necesidad de realizar más investigaciones para evaluar su estado de conservación actual. Definir estrategias de conservación in situ y/o ex situ es crucial para enfrentar las amenazas que plantean el cambio climático y las actividades humanas sobre especies como esta.

El desarrollo de estrategias para la protección de esta especie permitirá generar estudios y aplicaciones adicionales, así como promover la cultura del uso sostenible de esta y otras plantas que forman parte del conocimiento de los pueblos originarios.

V. Referencias

- De Mösbach, E. W. (1992). *Botánica Indígena de Chile* (C. Aldunate & C. Villagrán, Eds.). Museo Chileno de Arte Precolombino, Fundación Andes & Editorial Andrés Bello.
- Druckmann, R. (2009). Profile of the progesterone derivative chlormadinone acetate — Pharmacodynamic properties and therapeutic applications. *Contraception*, 79(4), 272–281. <https://doi.org/10.1016/J.CONTRACEPTION.2008.10.017>
- García, R., Erazo, S., Cánepa, A., & Lemus Gutiérrez, I. (1990). Metabolitos secundarios de *Escallonia illinita* Presl. *Anales de La Real Academia de Farmacia*, 56, 539–542. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/121562>
- Houghton, P. J., & Manby, J. (1985). Medicinal plants of the Mapuche. *Journal of Ethnopharmacology*, 13(1),

- 89–103. [https://doi.org/10.1016/0378-8741\(85\)90063-7](https://doi.org/10.1016/0378-8741(85)90063-7)
- Huber, J. C., Heskamp, M.-L. S., & Schramm, G. A. K. (2008). Effect of an Oral Contraceptive with Chlormadinone Acetate on Depressive Mood. *Clinical Drug Investigation*, 28(12), 783–791. <https://doi.org/10.2165/0044011-200828120-00006>
- Kausel, E. (1953). Revisión del género “Escallonia” en Chile. *Darwiniana*, 10(2), 169–255. <https://www.google.com/search?client=firefox-b-d&q=revisi%C3%B2n+del+g%C3%A8nero+escallonia+en+chile>
- Riedemann, M. P., Teillier, S., & Aldunate, G. (2014). *Arbustos nativos ornamentales del centro sur de Chile*. Guía de campo (Primera edición). Editorial Corporación Chilena de la Madera.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sanchez, P., & Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica*, 75(1), 1–430. https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-66432018000100001&script=sci_arttext
- San Martín, J., Troncoso, A., & Ramírez, C. (1988). Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa en Chile central. *Bosque*, 9(1), 17–33. <http://revistas.uach.cl/pdf/bosque/v9n1/art03.pdf>
- Sleumer, H. O. (1968). Die Gattung Escallonia (Saxifragaceae). *Verh. Kon. Ned. Akad. Wetensch., Afd. Natuurk. Tweede Sect.*, 58(2), 1–146.
- Soto-Cerda, L., Doll, U., & Valdés-Reyes, C. (2021). *Los bosques olvidados* (Primera edición). Universidad de Talca.
- Troncoso, A., & San Martín, J. (1988). Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares en la Cordillera de la Costa de la Región del Maule. Boletín Del Museo Nacional de Historia Natural de Chile. https://scholar.googleusercontent.com/scholar?q=cache:4w0USXJMdPUJ:scholar.google.com/+bosques+pantanosos+troncoso+san+mart%C3%ADn&hl=es&as_sdt=0,5

Agradecimientos

Los autores agradecen a Alicia Marticorena, M.S., curadora del Herbario de la Universidad de Concepción (CONC), Chile, por su especial apoyo en esta investigación. Esta investigación fue financiada por el Proyecto DIUA 265-2023, de la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado de la Universidad Autónoma de Chile, denominado “Valorización de especies vasculares endémicas de Chile centro-sur presentes en ecosistemas amenazados de la Costa Maulina”. Se hace reconocimientos especiales al Proyecto FIBN 012/2016 “Los bosques de quebrada de la costa maulina: evaluación del impacto antrópico y propuestas de mitigación”; a Fundación Carolina y al Programa de Doctorado en Biodiversidad & Conservación de la Universidad de Alicante - España.

“Análisis de los rasgos de recursos florales para insectos visitantes en plantas nativas de la zona centro-norte de Chile”

Susaeta, A.; Zaviezo, T.; Danford, E. y Muñoz, A.

Laboratorio de Entomología, Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile y Vivero Pumahuida.

I. Introducción

Los rasgos fisiológicos, morfológicos y fenológicos de las flores influyen en su capacidad para atraer insectos específicos, lo cual es crucial para la reproducción de plantas y la supervivencia de muchas especies animales (Fontúrbel, 2002). El conocimiento de las interacciones entre plantas nativas y sus visitantes florales es esencial para entender las complejas relaciones interespecíficas (Brittain *et al.*, 2013). Lamentablemente, hay una falta de información sobre los rasgos de las plantas y su relación con insectos visitantes en Chile (Carvallo *et al.*, 2023), lo que dificulta la comprensión y conservación de la biodiversidad vegetal del país. Esta carencia limita la capacidad para implementar estrategias efectivas de conservación de hábitats naturales (Ginnobili, 2009). Comprender las características florales para atraer a grupos de visitantes puede contribuir a potenciar interacciones ecológicas esenciales para la biodiversidad (Simpson & Neff, 1983).

Objetivos

Determinar las relaciones entre atributos morfológicos y fenológicos de especies nativas que afectan su relación con insectos visitantes florales pertenecientes a Hymenoptera (Apoidea: Apiformes), Diptera (suborden Brachycera, distinguiendo sírfidos), Coleoptera y Lepidoptera.

Los objetivos específicos fueron: (1) evaluar la morfología y fenología de 12 especies de plantas nativas de la zona centro-norte, (2) caracterizar la morfología y la frecuencia de visita de los insectos visitantes florales de los cuatro principales órdenes, y (3) analizar cuáles son los rasgos florales que explican el tipo de visitante.

Pregunta de investigación

Bajo este contexto, surgen las siguientes preguntas: ¿Cómo varían los atributos morfológicos y fenológicos entre las flores de 12 especies de plantas nativas?, y ¿Cuáles son los rasgos que afectan al tipo de visitante floral que atraen?

II. Metodología

Para el estudio se seleccionaron 12 especies de plantas perennes nativas, principalmente endémicas de la zona centro-norte de Chile, de diferentes familias (Tabla 1). Los ejemplares estaban establecidos en el vivero Pumahuida (Huechuraba, Región Metropolitana) y se escogieron ya que se sabía por estudios previos (Muñoz *et al.*, 2021) u observaciones en campo (M. Musalem, *com. pers.*) que son atractivas para insectos visitantes florales.

Tabla 1. Lista de especies nativas estudiadas con sus formas de vida, familia, y arreglo floral y tipo de flor según Reiche (1896, 1902, 1905, 1910) y Rodríguez, *et al.*, (2018) y origen biogeográfico.

Nombre científico	Forma de vida	Familia	Arreglo floral	Tipo de flor	Origen biogeográfico
<i>Cistanthe grandiflora</i> (Lindl.) Schltdl.	Hierba	Montiaceae	Solitaria	Campanulada	Endémico
<i>Sphaeralcea obtusiloba</i> (Hook.) G. Don	Subarbusto	Malvaceae	Inflorescencia laxa	Campanulada	Endémico
<i>Lycium chilense</i> Miers ex Bertero	Arbusto	Solanaceae	Solitaria	Campanulada	Nativo
<i>Erigeron luxurians</i> (Skotts.) Solbrig	Subarbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Endémico
<i>Haplopappus velutinus</i> J. Remy	Arbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Nativo
<i>Haplopappus chrysanthemifolius</i> (Less.) DC	Arbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Endémico
<i>Centaurea chilensis</i> Hook. & Arn.	Subarbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Endémico
<i>Senecio eruciformis</i> J. Remy	Subarbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Nativo
<i>Encelia canescens</i> Lam.	Subarbusto	Asteraceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Endémico
<i>Eryngium paniculatum</i> Cav. & Dombey ex F.	Hierba	Apiaceae	Inflorescencia densa	Tubular	Nativo
<i>Teucrium bicolor</i> Sm.	Arbusto	Lamiaceae	Inflorescencia laxa	Bilabiada	Endémico
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Hierba	Verbenaceae	Inflorescencia densa	Liguladas y tubulares	Nativo

Se evaluaron los atributos florales seleccionando tres individuos de cada especie, extrayendo una flor solitaria o capítulo en plena antesis (Díaz *et al.*, 2016). Se utilizó un colorímetro para medir la reflectancia en el tubo corolino, la cual se caracterizó en base a tres parámetros, color L: luminosidad, variando de 0 (negro) a 100 (blanco); color A: posición en el eje rojo-verde, donde valores positivos indican más rojo y negativos más verde; color B: posición en el eje amarillo-azul, con valores positivos mostrando más amarillo y negativos más azul (Zhang *et al.*, 1996). Se analizaron escaneos digitales de flores e inflorescencias disecadas para evaluar la accesibilidad al néctar, considerando atributos como el ancho del capítulo, la longitud del tubo de la corola, y el ancho máximo y mínimo de la corola (van Rijn *et al.*, 2016). Se registró el estado fenológico cada dos semanas para determinar si estaban en floración (Ammann *et al.*, 2022). Para evaluar el periodo de antesis, se seleccionaron dos flores abiertas de cada individuo. Los registros y capturas de los visitantes florales se realizaron cada dos semanas (Muñoz *et al.*, 2021). Se registró el número de flores por planta y el tipo de insecto visitante junto con su frecuencia de visita. Solo se consideraron los insectos que entraron en contacto con pistilo o estambres. Además, se recolectaron muestras para un análisis morfológico en laboratorio, considerando el largo y ancho del insecto, el ancho de cabeza y el largo del aparato bucal (Winkler *et al.*, 2009).

Se emplearon Modelos Lineales Generalizados (GLMs) para identificar los rasgos florales y de insectos que influyen en la frecuencia de visita por grupo de visitantes florales. Posteriormente se generó una red bipartida para visualizar las interacciones planta-insecto (Rowe *et al.*, 2020).

III. Resultados

La riqueza de los insectos observados por especie aumenta significativamente con un mayor período de antesis y mayores temperaturas. Sin embargo, el número total de visitas, determinado por los días de antesis, no muestra una significancia estadística clara.

Apis mellifera se vio positiva y significativamente afectada por el número de flores abiertas y los colores A y B (es decir, las flores de colores más rojos y amarillos fueron más atractivas), con una alta fortaleza predictiva ($r^2=0.81$). En contraste, las otras abejas solo se vieron influenciadas por el número de flores abiertas, sin significancia estadística.

Los dípteros, en particular aquellos del suborden Brachycera, mostraron una tendencia hacia un aumento en el número de visitas en relación con los días de antesis y la temperatura. Sin embargo, el análisis específico reveló que las temperaturas elevadas parecían afectar negativamente su frecuencia de visita. Los coleópteros mostraron una correlación significativa y negativa con el Color A, indicando una preferencia por el color verde. Además, las visitas de coleópteros y, en general, de los insectos, se predijeron significativamente por el ancho del cuerpo, siendo los insectos más pequeños los que más visitas registraron (Tabla 2).

Tabla 2. Modelos lineales generalizados de rasgos y visitantes florales durante todo el periodo. (*) Representa valores estadísticamente significativos; Ab: N° total de visitas; DipAb: N° total de Dípteros; ColAb: N° total de Coleópteros; DA: Días en antesis; pos: positiva; neg: negativa; Riqueza: N° de grupos de visitantes florales por especie de planta; Rasgos florales: Características morfológicas y fenológicas de la flor, Rasgos de insectos: Características morfológicas del visitante.

Modelo	Variables independientes	Familia	Nivel de significancia	Dirección	Fuerza del modelo
Riqueza de grupos de visitantes ~ rasgos florales	Días en antesis y temperatura	Gaussiana	$P<0.05^*$	DA: pos, T: pos	0.45
Ab ~ rasgos florales	Días en antesis	Binomial negativa	0.17	pos	0.14
DipAb ~ rasgos florales	Días en antesis y temperatura	Binomial negativa	$P<0.01^*$	DA: pos, T: neg	0.51
ColAb ~ atributos florales	Color a	Binomial negativa	0.15	neg	0.16
<i>Apis mellifera</i> Ab ~ rasgos florales	Días en antesis, color a y b	Gaussiana	$P<0.01^*$	pos	0.81
Otras abejas Ab ~ rasgos florales	Ancho mínimo corola	Gaussiana	NA	pos	0.19
Ab ~ rasgos de insectos	Ancho del cuerpo	Binomial negativa	$P<0.05^*$	neg	0.10
DipAb ~ rasgos de insectos	Temperatura	Gaussiana	$P=0.12$	T: neg, ab: neg	0.23
ColAb ~ rasgos de insectos	Ancho del cuerpo y temperatura	Binomial negativa	$P<0.01^*$	ancho cuerpo: neg, T: pos	0,49

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Los resultados de este estudio ofrecen información sobre la flora nativa chilena, destacando su importancia para la conservación de insectos nativos y plantas. Este estudio representa un paso hacia una mejor comprensión de las interacciones entre las plantas nativas de la zona centro-norte de Chile y los diferentes grupos de visitantes florales. Además, al identificar algunos atributos morfológicos de las flores e insectos

que pueden restringir o facilitar estas interacciones con especies florales específicas, ofrece información sobre criterios de selección de plantas.

La variabilidad observada en la abundancia de insectos a lo largo del año pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios continuos y a largo plazo que permitan una mejor comprensión de las dinámicas estacionales y sus efectos en las comunidades de polinizadores.

V. Referencias

- Ammann, L., Boser-Baillod, A., Eckerter, P.W., Entling, M.H., Albrecht, M., Herzog, F. (2022). Comparing floral resource maps and land cover maps to predict predators and aphid suppression on field bean. *Landscape Ecology*, 1-11.
- Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., Klein, A.M. 2013. Synergistic effects of non-Apis bees and honeybees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280(1754): 2012276.
- Díaz-Forestier, J., Gómez, M., Celis-Diez, J.L., Montenegro, G. (2016). Nectary structure in four melliferous plant species native to Chile. *Flora*, 221, 100-106.
- Fontúrbel, F. (2002). Rol de la coevolución planta-insecto en la evolución de las flores cíclicas en las angiospermas. *Ciencia Abierta*, 17(11), 1-11.
- Ginnobili, S. (2009). Adaptación y función: El papel de los conceptos funcionales en la teoría de la selección natural darwiniana. *Ludus Vitalis*, 17(31), 3-24.
- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Landis, D.A., You, M. (2017). Habitat management to suppress pest populations: progress and prospects. *Annual review of entomology*, 62, 91-109.
- Muñoz, A.E., Amouroux, P., Zaviezo, T. (2021). Native flowering shrubs promote beneficial insects in avocado orchards. *Agricultural and Forest Entomology*, 23(4), 463-472.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V.L., ... Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 1-430.
- Rowe, L., Gibson, D., Bahlai, C.A., Gibbs, J., Landis, D.A., Isaacs, R. (2020). Flower traits associated with the visitation patterns of bees. *Oecologia*, 193, 511-522.
- Simpson, B.B., Neff, J.L. (1983). Evolution and diversity of floral rewards. In: Jones, C.E., Little, R.J., eds. *Handbook of experimental pollination biology*. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, 142-159.
- van Rijn, P.C., Wäckers, F.L. (2016). Nectar accessibility determines fitness, flower choice and abundance of hoverflies that provide natural pest control. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 925-933.
- Winkler, K., Wäckers, F.L., Kaufman, L.V., Larráz, V., van Lenteren, J.C. (2009). Nectar exploitation by herbivores and their parasitoids is a function of flower species and relative humidity. *Biological control*, 50(3), 299-306.
- Zhang, X., Wandell, B. A. (1996). A spatial extension of CIELAB for digital color image reproduction. In *SID International Symposium Digest of Technical Papers*, Vol. 27, pp. 731-734). Society for Information Display.

"Respuestas de olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pavón) al estrés aleloquímico inducido por tres fabáceas invasoras."

Tapia, S.; Aguilera, N.; Guedes, L. y Gavilán, E.

Departamento de Silvicultura, Laboratorio de Semioquímica Aplicada, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción.

I. Introducción

El olivillo (*Aextoxicon punctatum* Ruiz et Pavón) es una especie endémica del bosque templado de Chile y Argentina, única representante de la familia Aextoxicaceae (Smith-Ramirez *et al.*, 2005). En Chile se distribuye desde el Parque Nacional de Fray Jorge hasta el Archipiélago de Chiloé; así como en el bosque Valdiviano y bosques magallánicos de la costa del Pacífico Sur (Pérez & Villagrán, 1994). Se encuentra en estado de vulnerabilidad en tres regiones de la zona norte donde habita (MMA, 2024), lo que se explica por las condiciones climáticas actuales de sequía en la zona, lo que le impediría regenerarse dentro de esta zona (Smith-Ramirez *et al.*, 2005). Su distribución coincide con tres de las fabáceas más invasoras en Chile: aromo (*Acacia dealbata* Link), retamilla (*Teline monspessulana* (L.) K. Koch) y espinillo (*Ulex europaeus* L.). La penetración de estas especies a los remanentes de bosques es cada vez más frecuente, por tanto existe una alta probabilidad de que el frente de colonización de las especies invasoras pueda llegar hasta los reductos de poblaciones naturales de olivillo. En varios de estos remanentes boscosos, se han observado proximidades del frente de colonización de algunas de las mencionadas invasoras, incluso ejemplares presionados considerablemente por el monocultivo creciente de tales fabáceas invasoras. Las especies invasoras son capaces de producir y liberar compuestos aleloquímicos altamente bioactivos, capaces de comprometer el desarrollo y hasta la supervivencia de otras especies de plantas cohabitantes (Aguilera *et al.*, 2015; Aguilera *et al.*, 2023; Callaway & Ridenour 2004).

Objetivos

Determinar el efecto provocado por los aleloquímicos liberados por *A. dealbata*, *T. monspessulana* y *U. europaeus* en el crecimiento inicial y desarrollo morfológico de *A. punctatum*.

Evaluar el impacto inducido por los extractos acuosos de las tres fabáceas invasoras en la anatomía de las raíces de *A. punctatum*.

Hipótesis

Los extractos acuosos de *A. dealbata*, *T. monspessulana* y *U. europaeus* interfieren el crecimiento y desarrollo inicial de las plantas de *A. punctatum*.

II. Metodología

Extractos acuosos

Se recolectaron ramas de *A. dealbata* y *T. monspessulana* en el campus de la Universidad de Concepción (36°49'46.12" S, 73°2'3.06" O), y las ramas de *U. europaeus* se obtuvieron de un parche de esta especie en Caleta Lenga (36°46'01"S 73°10'17"O). Los órganos aéreos de cada especie se cortaron (200 g) y maceraron en 800 mL de agua con agitación por 24 h; se filtraron, se le agregaron 2 mL de *plant preservative mixture* (PPM) y se refrigeraron a 4°C en oscuridad.

Establecimiento experimental

El experimento se llevó a cabo en condiciones controladas de cámara de crecimiento (temperatura 20±2°C, humedad relativa 60±5%, intensidad luminosa 50 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ y fotoperiodo 16 luz / 8 oscuridad). Las semillas de *A. punctatum* se sembraron en bandejas plásticas de 50 alvéolos, utilizándose como sustrato suelo extraído debajo del dosel de parches de olivillo. Se establecieron tres tratamientos y un control (n = 25 plántulas para cada uno). Las plántulas del control se regaron con agua corriente y cada tratamiento con el extracto acuoso de la fabácea correspondiente. Cada 4 días se realizaron aspersiones foliares y se humedeció el sustrato con los distintos tratamientos. A los 6 meses se evaluó: longitud de la planta, número de hojas verdaderas, número de entrenudos, longitud de la raíz principal, número de raíces secundarias, grado de necrosamiento radicular y contenido de masa seca (CMS).

Estudio anatómico de raíces

Para el procesamiento del material se utilizó la metodología descrita por Paiva *et al.* (2011). En cada tratamiento y control se recolectaron segmentos de 1,5 cm de la zona de ramificación de la raíz (n=5 por cada tratamiento), se fijaron en glutaraldehído 2,5%, se procesaron para su inclusión en Historesina Leica® y se cortaron a un espesor de 5 a 6 μm en ultramicrotomo. Las muestras se tiñeron con azul de toluidina a 0,5% y se observaron en microscopio Leica con cámara acoplada.

III. Resultados

Los extractos de las fabáceas invasoras indujeron reducción del 30% del crecimiento inicial de las plantas de *A. punctatum* respecto al control, lo que también se reflejó en menor cantidad de hojas. Solamente los extractos acuosos de *T. monspessulana* redujeron significativamente la longitud de la raíz principal (50%). El CMS disminuyó por efectos de los aleloquímicos liberados por *T. monspessulana* y *U. europaeus*. En todos los tratamientos decreció la cantidad de raíces secundarias y se incrementaron los grados de necrosis radicular. A nivel anatómico, los extractos también afectaron la estructura interna de las raíces, lo que provocó cambios en la disposición y capas de tejidos que conforman las raíces del olivillo.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Las tres fabáceas invasoras redujeron, de forma diferencial, el crecimiento inicial de *A. punctatum* en al menos un 30% y disminuyeron el número de hojas verdaderas en el olivillo.

El estrés provocado por los distintos extractos acuosos provocó modificaciones diferenciales en la anatomía de las raíces de las plántulas de *A. punctatum*.

La fitotoxicidad de las tres invasoras, fundamentalmente *T. monspessulana* y *U. europaeus*, pueden comprometer la supervivencia del olivillo en sus primeras etapas fenológicas.

V. Referencias

- Aguilera, N., Becerra, J., Villaseñor-Parada, C., Lorenzo, P., González, L., Hernández, V. (2015). Effects and Identification of Chemical Compounds Released from the Invasive *Acacia dealbata* Link. *Chem. Ecol.* 31, 479–493. <https://doi.org/10.1080/02757540.2015.1050004>
- Aguilera, N., Guedes, L. M., Alvarado, U., & Sáez-Carrillo, K. (2023). *Teline monspessulana* can harm the Chilean native tree *Nothofagus obliqua*: effects on germination and initial growth. *Plants*, 12(19), 3419. <https://doi.org/10.3390/plants12193419>
- Callaway, R. & W. Ridenour. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Front. Ecol. Environ*, 2(8), 436-443. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002)
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente). (2024). Clasificación de Especies – Clasificación según estado de conservación. Recuperado de <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>
- Paiva, E. A. S., Pinho, S. Z., & Oliveira, D. M. T. (2011). Large plant samples: How to process for GMA embedding? En H. Chiarini-Garcia & R. C. N. Melo (Eds.), *Light Microscopy: Methods and Protocols* (pp. 37-49). Springer/Humana Press. (Methods in Molecular Biology, 689). https://doi.org/10.1007/978-1-60761-950-5_3
- Pérez, C., & Villagrán, C. (1994). Influencia del clima en el cambio florístico, vegetacional y edáfico de los bosques de “olivillo” (*Aextoxicon punctatum* R. et Pav.) de la Cordillera de la Costa de Chile: implicancias biogeográficas. *Revista Chilena de Historia Natural*. 67, 77-90. https://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1994/1/Perez_&_Villagran_1994.pdf
- Smith-Ramírez, C., Armesto, J., Rodríguez, J., Gutiérrez, A., Duncan C., & Nuñez, M. (2005). *Aextoxicon punctatum* el tique u olivillo. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago (Chile): Editorial Universitaria. pp, 278-283. https://www.researchgate.net/publication/265245504_Aextoxicon_punctatum_el_tique_u_olivillo

“Experiencia en la investigación y propagación de *Metharme lanata*, especie endémica de la Región de Tarapacá, Chile”

Troncoso, C.¹; Mersey, L.¹; Reinoso, F.¹; Flores, A.¹; Nicul, J.¹; Apala, M.¹; Marce, E.¹; Valerio, R.¹; Apala, H.¹ y Rivera, L.²

¹Teknoriego Soluciones Ambientales.

²Compañía Minera Doña Inés de Collahuasi SCM.

I. Introducción

El género *Metharme* es monotípico, y pertenece a la familia Zygophyllaceae. *Metharme lanata*, es una especie endémica del norte Chile (Teillier, 2001), particularmente de la Región de Tarapacá. Esta especie presenta altas presiones y amenazas antrópicas sobre su hábitat debido a la expansión urbana e industrial. Su actual clasificación de estado de conservación es En Peligro (EN), sumado a que, en el presente no se encuentra incluida en el Sistema de Áreas Protegidas del Estado (MMA, 2024). Ante lo señalado y dado el escaso conocimiento existente de la especie, se están realizando estudios en *M. lanata*, enfocados a contribuir con el aumento del conocimiento de la especie, establecer técnicas de propagación y una posterior restauración de poblaciones, mejorando sus condiciones en los sitios donde está amenazada, así como también aumentando su densidad.

Objetivos

Generar un programa de investigación orientado a producir conocimiento de la especie *Metharme lanata*, en materia de autoecología, regeneración y métodos propagación y plantación de plantas.

En particular se están desarrollando estudios asociados a la autoecología y dinámica de la regeneración, asistencia o facilitación de la regeneración natural de la especie, métodos de propagación por semillas o vegetativos, las que contribuirán en futuras propuestas y evaluaciones de métodos de plantación en terreno natural.

Pregunta de investigación/hipótesis

Dadas las distintas líneas investigativas que se están desarrollando, se pretende dilucidar:

Identificar cuáles son los mecanismos o estrategias de la especie para desarrollarse en condiciones de extrema aridez.

Existe una relación directa con las precipitaciones del invierno altiplánico y la magnitud de éstas para promover la emergencia o germinación de la especie.

¿Cuáles son las estrategias de dispersión y colonización de la especie?

Determinar si existe regeneración natural, y si es que las poblaciones están en expansión o están retrocediendo en su distribución.

II. ¿Cuál es el método de propagación más adecuado para producir plantas? Metodologías

Para comprender la relación de la especie con las precipitaciones generadas durante el invierno altiplánico, se han instalado parcelas de monitoreo, y parte de estas serán tratadas con distintos regímenes de riego y fertilización, y con tratamientos de control físico con mallas de protección y cortaviento. Estas parcelas serán comparadas con otras que no cuentan con ningún tipo de tratamiento y que responderían a las precipitaciones y las condiciones naturales del sitio. Se evaluarán planta a planta, variables morfológicas, cobertura y las etapas fenológicas, junto con la riqueza y abundancia de las especies asociadas a *M. lanata*.

En cuanto a comprender los mecanismos y estrategias de la especie para adaptarse a las condiciones del sitio, se están realizando inspecciones, mediciones y levantamiento de información de las distintas poblaciones que se distribuyen en la región. Lo anterior, dado que se han encontrado poblaciones que se mantiene activas todo el año en comparación a otras que presentan estrategias de escape al invierno continental entrando en dormancia o latencia. Lo anterior incluye la instalación de parcelas de seguimiento y medición de regeneración natural en distintas condiciones de poblaciones activas.

Por otra parte, se están evaluando distintos métodos de propagación sexual y asexual para la especie, incluyendo exploración de calidad y viabilidad de semillas, tratamientos pre-germinativos, recolección de material vegetal de distintas poblaciones, variaciones en sustratos, riego y fertilización en vivero.

III. Resultados

Los resultados iniciales han direccionado a que existe una alta relación de la especie a las precipitaciones estivales altiplánicas, similar a lo que acontece con el desierto florido de las regiones de Atacama y Coquimbo con las lluvias invernales, por lo que existe un acercamiento relevante a las estrategias de la especie. Se ha detectado una posible asincronía entre las poblaciones que están activas todo el año, las precipitaciones estivales y los polinizadores, en comparación a las poblaciones que responden solo a la época estival y sus lluvias.

Se ha evidenciado la presencia de tubérculos o cuerpos rizomáticos que llegan a profundidades de más de 60 cm, lo que establece una relación directa de la especie con un sistema de almacenamiento y recesión

esperando temporadas más auspiciosas.

Se han detectado fecas de zorro (posiblemente *Lycalopex culpaeus*) sobre plantas en distintas poblaciones de la especie, lo que pudiese contribuir con la escarificación de semillas y dispersión de *M. lanata*.

Las semillas de *M. lanata*, presentarían cierta resistencia mecánica o física, ya que se ha detectado dificultad de la emergencia de cotiledones y hojas verdaderas post germinación, no así de la raíz, y de igual manera, existe una respuesta positiva a la imbibición de semillas.

La regeneración natural a la fecha se observa de manera escasa y efímera, registrando que en las poblaciones que se mantiene activas durante todo el año, las plántulas germinarían a inicios de la temporada estival, sobreviviendo hasta los primeros meses de otoño, pero desapareciendo una vez iniciado el invierno.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Tal como se ha señalado, *M. lanata* pareciera estar ligada y asociada a eventos pluviométricos que se presentan durante el invierno altiplánico, entre los meses de noviembre a marzo. Estas precipitaciones estimularían la emergencia de plantas desde tubérculos o raíces de reserva, así como también promoverían la germinación desde semillas producidas temporadas estivales anteriores.

Es importante señalar que, la especie presenta un alto número de aborto floral (visualización equipo de terreno, 2023), por lo tanto, el porcentaje de recolecta de semillas efectivo para propagación es bajo. Esta situación pudiese estar asociada a la ausencia de polinizadores que fecunden flores y promuevan la generación de embriones viables, lo que podría estar relacionado con la asincronía que se genera en poblaciones aledañas a carreteras (que están activas todo el año) entre las lluvias altiplánicas estivales y la emergencia de insectos. De igual manera, el bajo rendimiento de la recolección desde bancos de semillas de poblaciones activas y en receso, pudiese estar asociado a factores tales como baja floración, fecundación y por ende formación de frutos, lo que repercute en escasas semillas, y por otra parte el distanciamiento entre temporadas con lluvia que generen o promuevan el desarrollo de plantas es muy alto (último registro de lluvia en algunos sitios es de 4 a 6 años), por lo que las semillas quedan cada vez más enterradas o se movilizan a mayores distancias por dispersión eólica, por lo que los bancos de semillas pudiesen ser escasos y de baja calidad.

V. Referencias

Ministerio del Medio Ambiente (MMA). (2024). Nómina de Especies Según Estado Conservación Chile.

<https://clasificacionespecies.mma.gob.cl> (consultado Enero 2024). Teillier S., 2001. Hallazgo de *Metharme lanata* Phil. (Zygophyllaceae), en la precordillera de la Región de Tarapacá (I), Chile. Chloris Chilensis. Año 4, N°1.

Agradecimientos

Este trabajo se enmarca en el cumplimiento ambiental relacionado con el proyecto “Desarrollo de Infraestructura y Mejoramiento de Capacidad Productiva de Compañía Minera Doña Inés de Collahuasi SCM”: medidas de compensación ambiental MC8: “Establecimiento de un área de compensación ambiental para *Metharme lanata*” y MC9: “Plan experimental de propagación de *Metharme lanata*”. Proyecto aprobado mediante la Resolución de Calificación Ambiental RCA N°20219900112. La concepción, implementación y desarrollo de los trabajos fueron elaborados por la empresa Teknoriego SPA. De igual manera, agradecemos el apoyo de la empresa GHD por la coordinación y gestión.

"Producción de semillas nativas: Depresión por exogamia, variación en el tamaño del genoma y una especie críptica en *Penstemon pachyphyllus*"

Urbina, R.^{1,2}; Gavin, N.^{1,2}; Giro, M.^{1,2}; Foster, J.^{1,2}; Richardson, B.³; Jensen, S.³; Fant, J.^{1,2} y Kramer, A.^{1,2}

¹ Plant Biology and Conservation, Northwestern University, Chicago, IL, USA.
² Negaunee Institute for Plant Conservation Science and Action, Chicago Botanic Garden, Glencoe, IL, USA.
³ Rocky Mountain Research Station, USDA Forest Service, USA.

I. Introducción

La depresión por exogamia es una de las principales preocupaciones al mezclar poblaciones para producir semillas nativas en restauración, ya que puede reducir la cantidad y calidad de las semillas (Kramer *et al.*, 2018). Las principales causas de la depresión por exogamia son la delimitación incorrecta de especies y las diferencias cromosómicas que se fijaron en las poblaciones fuente de germoplasma (Frankham *et al.*, 2011), pero estos aspectos son raramente evaluados al diseñar e implementar proyectos de restauración. *Penstemon pachyphyllus* fue identificada como una prioridad para la restauración del Great Basin en Estados Unidos, donde la Great Basin Restoration Initiative abordó este desafío con una estrategia de mezcla regional. Ellos combinaron 18 fuentes de germoplasma en un huerto semillero para producir grandes cantidades de semillas genéticamente diversas a ser utilizadas en restauración a gran escala (Kucera *et al.*, 2021). Sin embargo, existen reportes de depresión por exogamia en esta especie al mezclar poblaciones provenientes de dos regiones distintas (Kramer, 2009), lo que levanta dudas respecto de la calidad de la producción y los límites de la distribución de dichas semillas.

Objetivo

Identificar las causas de la depresión por exogamia observada en esta especie para informar la producción y distribución de semillas nativas en el suroeste de Estados Unidos.

Hipótesis

La diferencia en el tamaño del genoma es la principal causa de la depresión por exogamia y se corresponde con una incorrecta delimitación de especies en este grupo.

II. Metodología

Para el experimento de cruza controladas se utilizaron 22 poblaciones distribuidas a lo largo del rango de la especie. Cada población fue representada por 3-7 individuos. Todos los individuos actuaron como donantes de polen, pero sólo 17 de las 22 poblaciones actuaron como líneas maternas, debido a una diferencia en la fenología floral. Cada línea materna recibió 3-5 réplicas de los tratamientos. En total se realizaron 2760 intentos de cruza. Los tratamientos corresponden a un gradiente de similitud genética desde autogamia hasta la aplicación de polen proveniente de otras dos variedades dentro de la especie. En detalle son: autopolinización, dentro de la población, entre poblaciones de la misma región geográfica, entre poblaciones de distintas regiones geográficas con el mismo tamaño del genoma, entre poblaciones de distintas regiones geográficas con distinto tamaño del genoma, y otras variedades

de la especie. Este diseño permitió contrastar aislamiento geográfico y tamaño del genoma como dos posibles causas de la depresión por exogamia. Una vez polinizadas las plantas se analizaron como variables respuesta: número de semillas viables y peso promedio de las semillas viables. La viabilidad de las semillas se analizó a través de imágenes de rayos X para identificar la presencia de un embrión al interior de las semillas.

Para el análisis filogeográfico se incluyeron las mismas 22 poblaciones que en el experimento anterior, pero se complementó el muestreo con muestras de terreno y muestras de herbario. Se utilizaron en total 188 muestras, de las cuales 110 representan a la especie objetivo y 78 representan a las especies hermanas y un outgroup. Se extrajo ADN de las muestras usando un protocolo CTAB, luego se fragmentó el ADN usando Sonicator, y se preparó una librería de HybSeq utilizando las sondas Angiosperms353. Se secuenció la librería en una plataforma NovaSeq 6000. Se utilizó Hybpiper para recuperar las lecturas utilizando la referencia de Angiosperms353 mejorada con 64 taxa de Lamiales y 2 taxa de *Penstemon* que fueron agregadas. Se chequeó la presencia de parálogos usando Hybpiper. Las secuencias fueron alineadas usando mafft, las zonas de alta homoplasia descartadas usando trimAl, y los árboles filogenéticos fueron inferidos por Maximum Likelihood para cada locus por separado usando IQ-Tree. Finalmente, se infirió un árbol filogenético de especies utilizando Astral. El soporte de los clados corresponde a probabilidades posteriores locales (LPP).

III. Resultados

Las cruza controladas muestran un claro patrón de depresión por exogamia para los tratamientos: distintas regiones geográficas con distinto tamaño del genoma y otras variedades de la especie; comparadas con los

otros tratamientos que no muestran diferencias significativas. En el caso de la depresión por endogamia, sólo se observó respecto del número de semillas viables, mientras que el peso promedio de las semillas producto de autopolinización no difieren del resto de los tratamientos.

Por otro lado, el árbol filogenético fue construido con 351 de los 353 genes con total ausencia de parálogos. *Penstemon pachyphyllus* s.l. aparece parafilético en la filogenia, representado por al menos 3 clados distintos. Todas las muestras que coinciden con aquellas poblaciones de menor tamaño del genoma están completamente segregadas de *P. pachyphyllus* s.s. y se encuentran más cercanamente relacionadas con *P. bracteatus* y *P. immanifestus* (LPP=1). Otro grupo de muestras provenientes de localidades de baja altitud en el Colorado Plateau se encuentran segregadas junto a muestras de *P. carnosus* (LPP=1), una especie hermana muy similar morfológicamente. Finalmente, todas las otras muestras, incluyendo dos variedades de la especie, corresponden a un grupo monofilético que podría llamarse *P. pachyphyllus* s.s. (LPP=0.83), el cual a su vez muestra 3 clados monofiléticos con alto soporte que se corresponden con dos variedades ya descritas, *P. pachyphyllus* var. *pachyphyllus* (LPP=0.99) y *P. pachyphyllus* var. *mucronatus* (LPP=0.94), y un tercer taxon que contiene a todas las poblaciones creciendo en el Great Basin (LPP=1).

IV. Conclusiones

Evaluar posibles causas de depresión por exogamia es una etapa necesaria al diseñar proyectos de producción de semillas nativas a ser utilizadas en la restauración de ecosistemas nativos. Un entendimiento incompleto o incorrecto de las especies a ser utilizadas puede llevar al uso de semillas híbridas en áreas naturales, facilitando la introgresión entre especies cercanamente relacionadas y distorsionando los patrones evolutivos de la diversidad biológica que constituyen los ecosistemas naturales.

V. Referencias

- Frankham, R. et al. 2011. Predicting the Probability of Outbreeding Depression. *Conservation Biology* 25: 465–475.
- Kramer, A.T. et al. 2018. Considering ploidy when producing and using mixed-source native plant materials for restoration. *Restoration Ecology* 26: 13-19.
- Kramer, A.T. 2009. Ecological genetics of *Penstemon* in the Great Basin, U.S.A. Dissertation for Ph.D. in Biological Sciences, University of Illinois at Chicago, 111 pp.
- Kucera, K.F. et al. 2021. Genetic variation and structure change when producing and using mixed-source seed lots for restoration. *Restoration Ecology* 30: e13521.

"Compatibilidad reproductiva en especies de *Alstroemeria* (*Alstroemeriaceae*) chilenas: Estudio de la hibridación natural entre *A. ligtu* L. subsp. *ligtu* y sus parentales putativos, *A. hookeri* subsp. *hookeri*, y *A. ligtu* L. subsp. *simsii*"

Urzúa, C.; Carrasco, P. y Toro, O.

Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción.

I. Introducción

Alstroemeria (*Alstroemeriaceae*), es un género exclusivamente sudamericano, el cual está representado por alrededor de 110 especies. Habitan diversos ambientes en todo el territorio nacional incluyendo arenas y bosques, laderas cordilleranas y roqueríos costeros, desde el nivel del mar hasta las altas cumbres cordilleranas (Finot *et al.*, 2018). Mientras que su variedad de formas, tamaños, colores e impresiones florales las hace ideales para mejoramiento genético y cruas artificiales, principalmente con fines ornamentales (Ruiz *et al.*, 2010). En Botánica, la hibridación es un proceso natural que se define como la crua entre individuos de dos subespecies o especies distintas. Este mecanismo induce cambios en el genoma que abarcan tanto alteraciones genéticas como epigenéticas, teniendo implicancias evolutivas, como la fusión de dos especies, incremento de diversidad genética, o la creación de nuevas especies (Dorado & Rangel, 2022; Masuelli & Marfil, 2011). Lamentablemente los procesos de hibridación natural - con consecuencia de especiación híbrida - no se encuentran totalmente entendidos para los linajes chilenos de *Alstroemeria* (Pérez-Cotapos, 2007). Dentro de los posibles escenarios de hibridación natural está el trío hipotético, el que está deducido desde marcadores moleculares, compuesto por los parentales *A. ligtu* subsp. *simsii* y *A. hookeri* subsp. *hookeri*, junto a su híbrido *A. ligtu* subsp. *ligtu*, de los cuales se desconoce su compatibilidad y dinámicas reproductivas. El presente estudio apuntó a testear esta hipótesis de hibridación natural, asumiendo que la compatibilidad reproductiva del taxón híbrido (*A. ligtu* subsp. *ligtu*) es viable con sus especies parentales.

Objetivos

- a) Evaluar la compatibilidad reproductiva entre *A. ligtu* subsp. *ligtu* y sus parentales putativos (*A. hookeri* subsp. *hookeri* y *A. ligtu* subsp. *simsii*) a través de cruas dirigidas.
- b) Determinar las tasas de producción de frutos y semillas viables (morfotípicas) obtenidas en las cruas entre *A. ligtu* subsp. *ligtu* y sus especies parentales bajo condiciones controladas de invernadero.

Hipótesis

Existe compatibilidad reproductiva entre el taxón híbrido *A. ligtu* subsp. *ligtu* con sus especies parentales *A. ligtu* subsp. *simsii* y *A. hookeri* subsp. *hookeri*, lo que permite la formación efectiva de híbridos viables y fértiles en condiciones de invernadero.

II. Metodología

Se seleccionó el trío hipotético compuesto por los parentales *A. ligtu* subsp. *simsii* y *A. hookeri* subsp. *hookeri*, junto a su híbrido *A. ligtu* subsp. *ligtu*, y diversas localidades que estaban disponibles en el invernadero donde se trabajó.

Cada especie contó con las siguientes localidades:

- a) *A. hookeri* subsp. *hookeri*: Región del Biobío. Estación biológica UdeC, Península de Hualpén (OTN151); Región del Ñuble, Cobquecura (OTN219).
- b) *A. ligtu* subsp. *ligtu*: Región de O'Higgins, Pichilemu (OTN178); Región del Maule, Camino a Constitución (OTN217); Región del Ñuble, Cobquecura (OTN220); Región del Biobío, Santa Juana (OTN222).
- c) *A. ligtu* subsp. *simsii*: Región del Maule, Río Claro (OTN199); Región de O'Higgins, Provincia Cardenal Caro (OTN223); Región del Maule, Embalse La Ramilla (OTN225).

Para llevar a cabo las cruas, se utilizaron dos técnicas de polinización: emasculación y polinización manual. La emasculación implica la eliminación de las anteras de las flores antes de su maduración sexual para prevenir la autofertilización y constatar la ausencia de apomixis. Se establecieron dos tratamientos, el primero denominado Autopolinización Manual, el segundo Polinización Manual, donde el primero consistió en la manipulación directa de las especies para autopolinizarlas, mientras que el segundo método fueron las polinizaciones cruzadas entre *A. hookeri* subsp. *hookeri*, *A. ligtu* subsp. *simsii* y *A. ligtu* subsp. *ligtu*. Para mantener un orden se diseñaron 9 cruas totales, 3 corresponden a Autopolinización Manual, y las 6 restantes a Polinización Manual, donde la primera especie corresponde a la receptora (quién recibe el polen o femenino) y la segunda a la donante (quien donó el polen o masculino):

1. *A. hookeri* subsp. *hookeri* x *A. hookeri* subsp. *hookeri* (hoo_hoo)
2. *A. ligtu* subsp. *ligtu* x *A. ligtu* subsp. *ligtu* (lig_lig)
3. *A. ligtu* subsp. *simsii* x *A. ligtu* subsp. *simsii* (sim_sim)

4. *A. hookeri* subsp. *hookeri* x *A. ligtu* subsp. *ligtu* (hoo_lig)
5. *A. hookeri* subsp. *hookeri* x *A. ligtu* subsp. *simsii* (hoo_sim)
6. *A. ligtu* subsp. *ligtu* x *A. hookeri* subsp. *hookeri* (lig_hoo)
7. *A. ligtu* subsp. *ligtu* x *A. ligtu* subsp. *simsii* (lig_sim)
8. *A. ligtu* subsp. *simsii* x *A. hookeri* subsp. *hookeri* (sim_hoo)
9. *A. ligtu* subsp. *simsii* x *A. ligtu* subsp. *ligtu* (sim_lig)

Para todos los diseños el procedimiento fue el mismo. El polen de la planta donante se recogió con pinzas y se transfirió al estigma maduro de la planta receptora, empapando el estigma de polen para garantizar la fertilización cruzada deseada. Todos los experimentos se realizaron utilizando guantes de látex y pinzas finas y gruesas, asegurando la ausencia de polen propio. Tanto las flores emasculadas como las polinizadas manualmente (incluye autopolinizaciones) se encapsularon en bolsas de tela para excluir polinizaciones no deseadas y se etiquetaron con la fecha y los detalles del procedimiento. La viabilidad reproductiva del experimento se midió en términos de la producción de frutos y semillas viables (morfológicas), expresada en el promedio de semillas por flor. Sólo se contabilizaron las semillas que siguieron rasgos morfológicos típicos; es decir, no se contaron semillas colapsadas o atrofiadas (denominadas amorfas).

III. Resultados

Se efectuaron 9 cruzas dirigidas en 311 flores en total entre *A. ligtu* subsp. *ligtu* y sus parentales putativos y viceversa, las cuales se realizaron desde ejemplares colectados en diferentes localidades del país y bajo condiciones comunes de invernadero (i.e., régimen común de temperatura, fertilizantes, herbicida, etc.). Existieron diferencias entre la cantidad de intentos para cada crua, así como los frutos desarrollados y la cantidad de semillas viables obtenidos de estos, donde la mayor producción de semillas se encontró en los ejemplares de *A. ligtu* subsp. *ligtu* de Santa Juana, Región del Biobío (OTN222); *A. ligtu* subsp. *simsii* de la Provincia Cardenal Caro, Región de O'Higgins (OTN223); y *A. hookeri* subsp. *hookeri* de la Península de Hualpén, Región del Biobío (OTN151). La viabilidad reproductiva se midió en términos de la producción de frutos y semillas viables (morfológicas). De un total de 311 flores, 290 fueron para Polinización Manual y 21 flores para Autopolinización Manual. Para la polinización manual se obtuvo un total de 175 frutos desarrollados, de los cuales se contabilizó un total de 617 semillas totales, de éstas 545 fueron morfológicas (viables) y otras 72 amorfas (no viables). En cuanto a las 21 autopolinizaciones se obtuvieron 14 frutos desarrollados, con un total de 226 semillas donde 201 fueron morfológicas y las 25 restantes fueron no viables. En promedio para las Polinizaciones manuales hubo en promedio 1.8 a 2 semillas viables por flor, en cambio para las Autopolinizaciones manuales se obtuvieron entre 9 a 10 semillas viables promedio por flor.

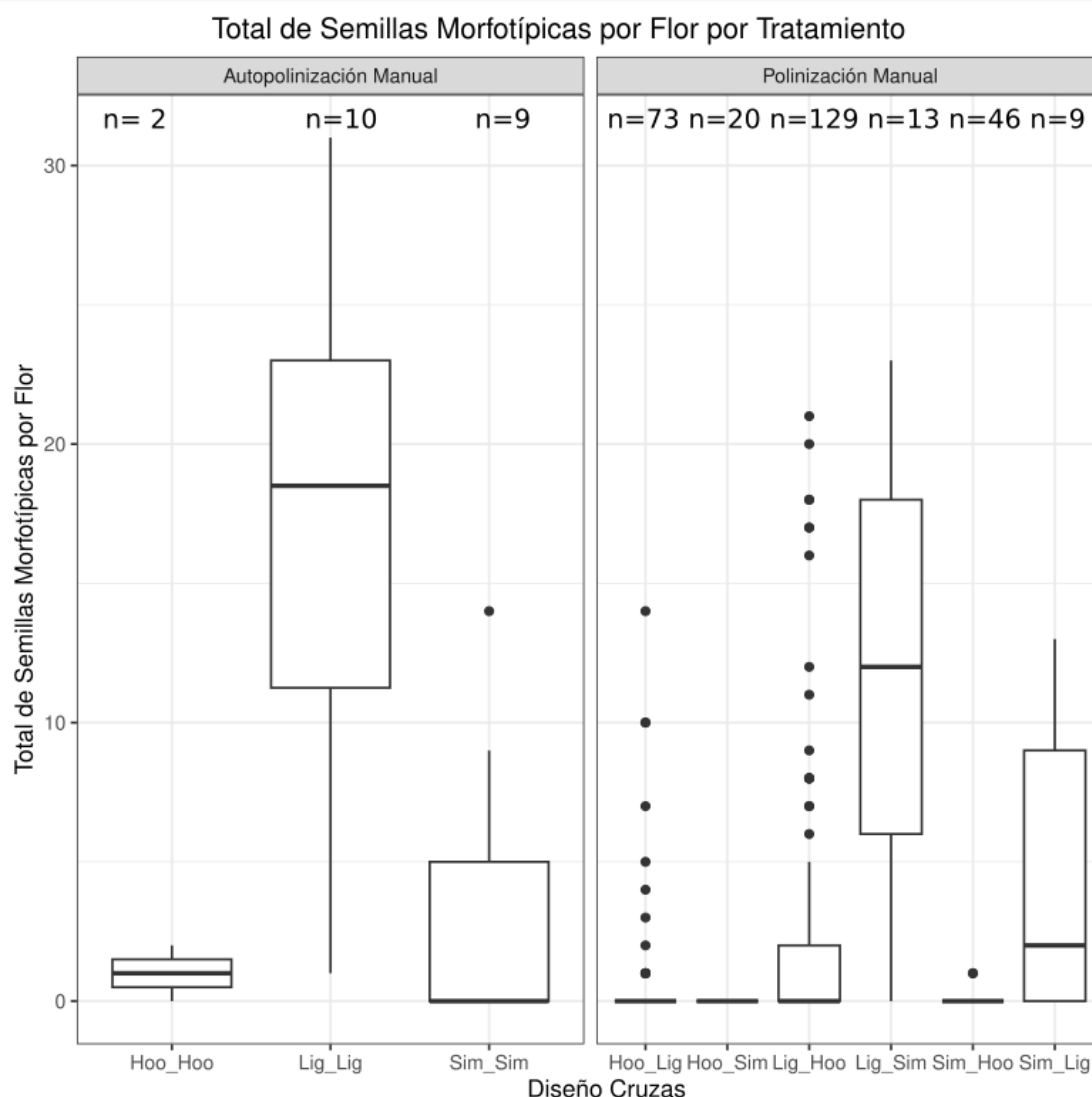
Los resultados sugieren que el taxón híbrido es compatible con sus parentales, pero de forma asimétrica: mientras *A. ligtu* subsp. *ligtu* funcionaría eficazmente como un receptor - especialmente de *A. ligtu* subsp. *simsii* - pero no operaría con similares tasas de éxito al donar polen sobre sus dos parentales. La mayor cantidad de semillas viables se generó en las cruzas con el parental *A. ligtu* subsp. *simsii*, donde éste actuó como donante de polen, se lograron 13 flores, de las cuales 12 desarrollaron frutos, obteniendo un total de 150 semillas morfológicas, lo que da un promedio de 12 semillas por flor. En cuanto al parental *A. hookeri* subsp. *hookeri* actuando como donante de polen se efectuaron 129 flores, dando 69 frutos, de los que se obtuvieron 292 semillas morfológicas, lo que da un promedio de 2 semillas viables por flor, muy por debajo de la crua con su otro parental, lo que sugiere una baja compatibilidad reproductiva con éste.

Por el contrario, en las cruzas donde *A. ligtu* subsp. *ligtu* actuó como donante de polen sobre sus parentales, con *A. ligtu* subsp. *simsii* como receptor el promedio fue de 5 semillas viables por flor, mientras que la crua con *A. hookeri* subsp. *hookeri* como receptor fue menor a 1 semilla viable por flor (0.8). En todos los experimentos de autopolinización se detectó la generación de semillas viables, aunque esto fue marginal para el caso de *A. hookeri* subsp. *hookeri*, la cual solo presentó 2 flores autopolinizadas y dio un total de 1 semilla viable por flor. Se continuará evaluando la capacidad germinativa y la viabilidad de estas semillas híbridas obtenidas como F1 en experimentos subsiguientes.

Los experimentos de emasculación no presentaron eventos de apomixis.

Tabla 1. Tabla dinámica resumen cruza entre los individuos y sus respectivos datos de conteo de flores, presencia de fruto, semillas totales, semillas morfotípicas obtenidas y promedio de semillas morfotípica por flor.

Receptor	Población Re	Donador (♂)	Población Do	Diseño Cruza	Count - Flor	Sum - Fruto presencia	Sum - Total de semillas por flor	Sum - Semilla Morfotípica	Average - Semilla Morfotípica
A. hookeri	OTN151	A. ligtu subsp. ligtu	OTN222	Hoo_Lig	46	29	44	40	0,86956522
		A. ligtu subsp. simsii	OTN199	Hoo_Sim	15	11	0	0	0
		Autopolinización Manual	OTN151	Hoo_Hoo	2	1	6	2	1
	OTN219	A. ligtu subsp. ligtu	OTN220	Hoo_Lig	10	7	7	7	0,7
		A. ligtu subsp. simsii	OTN222	Hoo_Lig	17	5	16	12	0,70588235
		A. ligtu subsp. simsii	OTN199	Hoo_Sim	5	3	0	0	0
A. ligtu subsp. hookeri	OTN178	Autopolinización Manual	OTN178	Lig_Lig	3	3	83	81	27
	OTN217	A. hookeri subsp. hookeri	OTN151	Lig_Hoo	10	3	0	0	0
		A. hookeri subsp. hookeri	OTN219	Lig_Hoo	10	7	4	4	0,4
		A. ligtu subsp. simsii	OTN223	Lig_Sim	8	7	135	124	15,5
		Autopolinización Manual	OTN225	Lig_Sim	3	3	32	26	8,66666667
		Autopolinización Manual	OTN217	Lig_Lig	7	7	109	90	12,8571429
	OTN220	A. hookeri subsp. hookeri	OTN219	Lig_Hoo	12	4	1	1	0,08333333
	OTN222	A. hookeri subsp. hookeri	OTN151	Lig_Hoo	81	43	259	244	3,01234568
		A. ligtu subsp. simsii	OTN219	Lig_Hoo	16	12	44	43	2,6875
		A. ligtu subsp. simsii	OTN199	Lig_Sim	2	2	26	0	0
A. ligtu subsp. hookeri	OTN199	A. hookeri subsp. hookeri	OTN151	Sim_Hoo	28	24	3	2	0,07142857
		A. hookeri subsp. hookeri	OTN219	Sim_Hoo	12	10	3	0	0
	OTN223	A. hookeri subsp. hookeri	OTN151	Sim_Hoo	6	0	0	0	0
		A. ligtu subsp. ligtu	OTN217	Sim_Lig	9	5	43	42	4,66666667
		Autopolinización Manual	OTN223	Sim_Sim	6	2	14	14	2,33333333
	OTN225	Autopolinización Manual	OTN225	Sim_Sim	3	1	14	14	4,66666667
Total Result					311	189	843	746	2,39871383

Figura 1. Boxplot del total de semillas morfotípicas (viables) obtenidas por Tratamiento: Autopolinización Manual y Polinización Manual. Los índices debajo de cada caja muestran el tipo de cruza a la que corresponden, donde el primer nombre indica el receptor y el segundo el donante, i.e. Hoo_Lig: *A. hookeri* subsp. *hookeri* (receptor) x *A. ligtu* subsp. *ligtu* (donante). El n corresponde a las flores o cantidad de cruza efectuadas por cada diseño. Los outgroups corresponden a aquellas flores que fueron una excepción entre sus pares y dieron números más elevados de semillas morfotípicas.

IV. Conclusiones

Comparativamente, estos resultados sugerirían que *A. ligtu* subsp. *ligtu* es un taxón híbrido que presenta una alta tasa de éxito reproductivo, basado en su alta tasa de autofertilización y la recepción de polen de su parental, *A. ligtu* subsp. *simsii*. En consideración del escaso éxito de cruza eficaces en *A. hookeri* subsp. *hookeri*, se postula que *A. ligtu* subsp. *ligtu* está operando con un sistema de compatibilidad asimétrica, donde se facilitaría la recepción por sobre la donación de polen. Este cuadro es congruente con la sugerencia de análisis genéticos de introgresión direccional, el cual facilitaría la retención de ADN materno (i.e., plastoma de *A. hookeri* subsp. *hookeri*) en individuos de *A. ligtu* subsp. *ligtu*. Se continuará evaluando la capacidad germinativa y la viabilidad de estas semillas híbridas obtenidas como F1 en experimentos subsiguientes para determinar el potencial de supervivencia y reproductivo de los mismos, y así también realizar comparativas entre las características morfológicas de los individuos de la F1 con sus parentales.

V. Referencias

- Dorado, Ó., & Rangel, G. (2022). Hibridación en la naturaleza. *Inventio*, 5(9), 63–66. Recuperado a partir de <https://inventio.uaem.mx/index.php/inventio/article/view/621>
- Ruiz, E., Balboa, K., Negritto, M. A., Baeza, C. M., Fuentes, G., & Briceño, V. (2010). Variabilidad genética y morfológica y estructuración poblacional en *Alstroemeria hookeri* subsp. *hookeri* (Alstroemeriaceae), endémica de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 83(4), 605-616 P.
- Finot, V., Baeza, C., Muñoz-Schick, M., Ruiz, E., Espejo, J., Alarcón, D., Carrasco, P., Novoa, P., Eyzaguirre, M. T. (2018). *Alstroemerias chilenas: guía de campo*. Corma.
- Masuelli, R. W., & Marfil, C. F. (2011). Variabilidad epigenética en plantas y evolución. *BAG. Journal of basic and applied genetics*, 22(1)
- Pérez-Cotapos, J., Müller, C., Pertuzé, R., & Infante, R. (2007). CRUZAMIENTOS INTERESPECÍFICOS EN *Alstroemeria* sp. Y RESCATE DE EMBRIONES in vitro COMO BASE DEL MEJORAMIENTO GENÉTICO DE LA ESPECIE. *Agro sur*, 35(2), 54-56.

Financiamiento: Proyecto FONDECYT de Iniciación 11220556, Proyecto Nueva Flora de Chile (2023000111HER).

“Evaluación de la respuesta de la regeneración natural del bosque esclerófilo subtipo bosque hidrófilo frente a la eliminación de especies invasoras”

Valderrama L.; Gangas, R.; Espinoza, C.; Quintanilla, M.; Araya, C.; Riquelme, A.; Peña, K.; Badaracco, C.; González, A. y Donoso, S.

Laboratorio de Bosques Mediterráneos, Departamento de Silvicultura y de la Conservación de la Naturaleza. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Santiago, Chile.

I. Introducción

El bosque esclerófilo, en específico el subtipo bosque hidrófilo, se caracteriza por ser dominado por especies con altos requerimientos hídricos y desarrollarse en sitios con alta humedad. Sin embargo, el desarrollo de los individuos arbóreos y la regeneración natural de estas formaciones se han visto afectadas principalmente por el déficit hídrico, causado por la actual mega sequía que se registra en el territorio nacional desde el año 2010. Asimismo, el ingreso de especies invasoras ha dificultado el desarrollo de estas formaciones ya que la competencia por los recursos es mayor.

En este contexto, se busca evaluar la respuesta de la regeneración natural frente a la eliminación de las especies invasoras. Se espera que la regeneración se vea favorecida en el establecimiento y en el crecimiento, al reducir la competencia por la radiación solar y el recurso hídrico.

II. Material y Método

En la localidad de San Javier en la Región del Maule, se identificó una formación de bosque hidrófilo que contuviera especies invasoras, en ésta se instalaron dos parcelas aledañas de 0,2 ha cada una. Una de éstas fue usada como control, donde no se le realizó intervención y la otra se intervino mediante la eliminación de las especies invasoras *Chusquea quila* (quila) y *Rubus ulmifolius* (zarzamora). En cada parcela se establecieron 10 subparcelas de 9 m² se registró la regeneración natural junto con las variables longitud (cm) y el diámetro a la altura del cuello (mm), además, se tomaron fotografías hemisféricas para comparar el porcentaje de cobertura, índice de área foliar (LAI) y la radiación solar. El fin fue evaluar la respuesta de la regeneración natural de especies arbóreas mediante una medición pre y post intervención. La intervención se efectuó en el verano de 2023-2024.

III. Resultados

Antes de la intervención, la densidad en la parcela control fue de 28.333 (plantas/ha) y en la parcela intervenida fue de 18.194 (plantas/ha), transcurrido un año post intervención la sobrevivencia fue de 53,3% en la parcela control y 60,3% en la parcela intervenida. Para las variables longitud (cm) y diámetro a la altura del cuello (DAC), se realizó la prueba no paramétrica Kruskal–Wallis, donde en ambas variables no se encontró diferencia significativa ($p>0,05$). Sin embargo, para el reclutamiento sí hubo diferencia significativa ($p<0,05$) a partir de la prueba Chi-cuadrado, obteniendo mayor densidad (plantas/ha) en la parcela intervenida.

A partir de los resultados de las fotografías hemisférica registradas pre y post intervención, en la parcela control, se observó un aumento en la cobertura de 87,1% a 90,9%, al igual que el índice de área foliar, donde varió de 2,6 a 3,1. El promedio de la radiación solar directa bajo la cobertura disminuyó de 4,1 a 3,5 (mol/m²/d). En cambio, en la parcela intervenida la cobertura disminuyó de 91,2% a 89,7% post intervención y aumentó a 91,8% luego de un año. Asimismo, el LAI disminuyó de 2,7 a 2,6 post intervención y luego de un año aumentó a 3. Finalmente, el promedio de la radiación solar directa bajo la cobertura arbórea varió de 2,6 a 3,3 (mol/m²/d) y disminuyó a 3 (mol/m²/d) luego de un año.

Los resultados iniciales para el periodo evaluado indican que la eliminación de las especies invasoras no tuvo efecto significativo en la regeneración para las variables estudiadas, sin embargo, se observó mayor crecimiento medio en la parcela control, además, la intensidad lumínica incrementó luego de la intervención. Por lo que no necesariamente la intervención promueve la regeneración natural de los bosques hidrófilos. Esto se puede deber a que una gran apertura de la cobertura permite el mayor ingreso de radiación solar que llega al suelo y puede modificar la disponibilidad hídrica para la vegetación. Por otro lado, transcurrido un año, se observó el recuperamiento en cobertura para la parcela intervenida. Es necesario continuar con el monitoreo y seguir evaluando la respuesta de la regeneración.

“Caracterización y monitoreo de bosque hidrófilo en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha en la Región Metropolitana en distintos rangos altitudinales”

Valderrama, L.; Gangas, R.; Espinoza, C.; Quintanilla, M.; Araya, C.; Riquelme, A.; Peña, K.; Badaracco, C. y Donoso, S.

Laboratorio de Bosques Mediterráneos, Departamento de Silvicultura y de la Conservación de la Naturaleza. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Introducción

Desde el año 2010, en el territorio nacional, se ha registrado una de las mega sequías más severas en los últimos 70 años (Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR 2), 2015), que ha generado un déficit hídrico que ha afectado directamente al bosque esclerófilo y, en particular, al subtipo hidrófilo, caracterizado por presentar especies con altos requerimientos hídricos. En este contexto, el desarrollo de los individuos arbóreos y de la regeneración natural presentes en estas formaciones se ha visto perjudicado, poniendo en riesgo su permanencia en el tiempo. En base a lo anterior, este estudio tiene como objetivo caracterizar y monitorear el bosque hidrófilo con el fin de determinar de qué forma los bosques hidrófilos de quebradas están siendo afectados por la mega sequía.

II. Material y Método

En una quebrada ubicada en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha (RNR), en la Región Metropolitana, se instalaron doce parcelas de 500 m² distribuidas en cuatro rangos altitudinales (≤ 750 ; 750 – 800; 900 – 950 y ≥ 950 m s.n.m.), donde se caracterizaron y monitorearon las especies arbóreas con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 5 cm. Se determinó el estado sanitario (sano: ejemplar sin daños visuales en su copa, regular: 1-50% copa del individuo con algún tipo de daño y deteriorado: 51%-100% copa de ejemplar con algún tipo de daño) y el vigor, estimado visualmente en tres categorías (1: sin vigor, 2: medianamente vigoroso y 3: vigoroso). En el interior de cada parcela de 500 m², se instalaron dos tipos de subparcelas, la primera son tres subparcelas de 9 m² (nueve por rango altitudinal) para monitorear la regeneración natural de especies arbóreas. La segunda son cinco subparcelas de 4 m² (15 subparcelas por rango altitudinal), donde se identificó la presencia y abundancia de las especies vasculares. El monitoreo se realizó durante la temporada de verano en los años 2023 y 2024.

III. Resultados

Entre la primera y la segunda medición, el área basal total estimada varió de 21,06 (m²/ha) a 20,94 (m²/ha). Esto se vio reflejado en la disminución de vástagos por hectárea. Cabe destacar que el 50,2% y el 13,6% del área basal inicial, correspondió a las especies *Nothofagus macrocarpa* y *Cryptocarya alba*, respectivamente, las cuales se mantuvieron para la siguiente medición con un 53,1% y 14,1% en el mismo orden. Con respecto al estado sanitario, el 50,7% a lo largo de la quebrada presentó estado regular, sin embargo, transcurrido un año éstos disminuyeron a un 39,9%. En cambio, los individuos que presentaron estado deteriorado aumentaron de 14% a 24% y se concentraron principalmente en el rango altitudinal inferior. Además, las especies principalmente afectadas fueron *Citronella mucronata*, *Luma chequen*, *Persea lingue*, *Drimys winteri*, *Crinodendron patagua* y *Myrceugenia exsucca*, todas estas especies son de tipo hidrófilas.

En cuanto a la regeneración, en la primera medición, la densidad total estimada fue de 49.131 (plantas/ha), destacándose las especies *Cryptocarya alba* y *Nothofagus macrocarpa*, que representaron el 59,5% y 35,6%, respectivamente. Además, el 35,6% de la densidad total estimada se concentró entre los 750 y 800 m s.n.m. En la segunda medición, la densidad total estimada disminuyó un 45%, reduciéndose en todos los rangos altitudinales. Sin embargo, la mayor concentración se mantuvo entre los 750 y 800 m s.n.m. con un 42,9%. Con respecto a la longitud media, el incremento medio fue de 2,4 cm. Por último, dentro del total de las plantas reclutadas, el 65,4% fue de *C. alba*, 26,9% de *N. macrocarpa* y el 7,7% fue *Lithraea caustica*.

IV. Conclusiones

Finalmente, al comparar la diversidad de especies vasculares entre las mediciones, para el primer año la mayor abundancia, representatividad y cobertura fue por parte de las especies *Adiantum chilense*, *Blechnum hastatum*, *Chusquea cumingii*, *C. alba*, *Equisetum bogotense*, *Petrorhagia* sp., *Alstroemeria revoluta* y *Festuca* sp. Este comportamiento se mantuvo en la siguiente medición. La cantidad de especies a lo largo de la quebrada se mantuvo homogénea, a excepción del rango altitudinal menor, donde fue menor. Transcurrido un año, la cantidad de especies registradas disminuyó principalmente bajo los 750 m s.n.m. y aumentó en los dos rangos altitudinales más altos. Por otro lado, a partir del índice de Shannon-Wiener se obtuvo una variación entre 3,7 y 4,1, ambos valores se obtuvieron entre los 900-950 m s.n.m y sobre los 950 m s.n.m respectivamente, para el

segundo monitoreo este comportamiento se mantuvo y los valores variaron entre 3,9 y 4,2. De forma similar, al evaluar la similaridad en la composición a partir del coeficiente de similitud de Sorensen, para el primer y segundo año se obtuvo un promedio de 0,61 y 0,65 respectivamente, indicando para ambas mediciones mayor similitud entre los rangos altitudinales más cercanos.

Se encontró menor área basal en los rangos altitudinales más bajos, que podría ser una consecuencia de la disminución del caudal en el curso de agua, principalmente bajo los 750 m s.n.m, esto mismo se ve reflejado en el deterioro del estado sanitario y el vigor de los individuos ubicados en ese rango altitudinal. Esta situación se puede deber a lo mencionado por Miranda *et al.* (2020), donde producto de la mega sequía un tercio de los bosques han sido afectados produciendo una pérdida del verdor. Por otro lado, se observó la mortalidad del 55% de la regeneración, siendo superior entre los 900 y 950 m s.n.m. Sin embargo, los individuos que sobrevivieron aumentaron en longitud. A pesar de esto, el reclutamiento en general fue escaso en especies hidrófilas y más abundante en especies asociadas al bosque esclerófilo mixto más húmedo como *C. alba* (Donoso, 1981). Finalmente, para las especies vasculares, a pesar de presentar variación entre las dos mediciones, la riqueza de especies se mantuvo similar entre 30 y 36 especies, siendo superior entre los 750 y 800 m s.n.m.

V. Referencias

- Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR 2). 2015. Informe a la Nación, La mega sequía 2010-2015: Una lección para el futuro.
- Donoso, C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Santiago. Proyecto CONAF/PNUD/FAO. 70 p.
- Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Di Bella, C., González, M Y Camarero, J. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115 (106401): 1-10.

“Efecto del manejo de la madera quemada sobre la lluvia de semillas en un agroecosistema afectado por incendios forestales: implicaciones para la regeneración natural post-incendio”

Vázquez, L.¹; Barbosa, O.^{2,3,4} y Paula, S.^{2,4}

¹Magíster en Ecología Aplicada, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile.

²Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas. Universidad Austral de Chile.

³Programa Vino, Cambio Climático y Biodiversidad (VCCB).

⁴Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB).

I. Introducción

Las actividades humanas han llevado a la transformación y degradación de los ecosistemas naturales (Van Andel y Aronson, 2012; Curtis y col., 2018). La restauración ecológica permite tanto la recuperación de los ecosistemas degradados como la provisión de los servicios que estos proveen (SER, 2004; Van Andel y Aronson, 2006). Después de un incendio, la vegetación se puede regenerar, lo cual va a depender, en parte, de los legados biológicos que facilitan la llegada de semillas desde zonas no quemadas. Esto es especialmente patente en el caso de las especies de plantas con dispersión endozoócora mediada por aves (Armesto y col., 2009). Sin embargo, muchas prácticas buscan estimular el retiro del material leñoso quemado y los árboles muertos en pie, sin tener en cuenta la afectación que podría tener en el ecosistema en recuperación (McIver, 2000; Navarrete, 2002; Lindenmayer y Noss, 2006). Por lo tanto, en este estudio se evaluó el impacto de la eliminación de la madera quemada en pie sobre la lluvia de semillas como estrategia de restauración post-incendio de la vegetación mediterránea de Chile central. Para ello, se comparó la abundancia, diversidad y composición de la lluvia de semilla entre parcelas donde existen fustes quemados en pie y parcelas donde fueron cortadas estas estructuras.

II. Desarrollo del trabajo

El estudio fue llevado a cabo en Viña Caliterra, que fue afectada por un incendio forestal que afectó mayormente la zona de bosque y matorral esclerófilo, donde fue llevada a cabo esta investigación. Para ello se escogió una franja de vegetación nativa quemada de 100 m de ancho desde la zona de cultivo hasta el bosque o matorral quemado por el incendio. Se identificó mediante el índice NDVI la vegetación remanente que quedó luego del incendio (principal fuente de semillas). En el sitio de estudio se seleccionaron al azar 20 parcelas, a 10 de estas se les realizó el tratamiento de poda de la vegetación quemada en pie y las 10 restantes fueron tomadas como control, es decir, no se les realizó ningún tratamiento, todas con un área de 10, 60 m². Estas cumplieron con el criterio de estar como máximo a 100 m de la vegetación remanente no quemada debido a que las aves frugívoras pequeñas (<100 g) no dispersan semillas a más de la distancia establecida (Wotton y Kelly, 2012). Luego se escogió un árbol o arbusto central que cumpliera con el criterio de tener al menos un fuste ≥ 5 cm de diámetro a la altura del pecho. En cada una de las parcelas, tanto control como podadas, se colocaron 4 trampas de semillas con un área de 1 m² y a 40 cm del suelo cada una aproximadamente, ubicadas en orientación a los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste). En el caso de las parcelas donde se podó la vegetación en pie, estas fueron ubicadas a una distancia promedio del tocón central, mientras que en el caso de las parcelas control las trampas fueron colocadas debajo de la rama más alta debido a que debajo de la rama más alta existirá una mayor lluvia de semillas (Miranda y col., 2019). La recolección de semillas fue llevada a cabo desde diciembre de 2023 hasta julio de 2024, período correspondiente a la fructificación del bosque y matorral esclerófilo. Su contenido fue recolectado cada dos meses, las muestras fueron llevadas al laboratorio, se analizaron, se contaron y se identificaron todas las semillas presentes en estas.

Para analizar la lluvia de semillas en términos de abundancia entre parcelas control y parcelas podadas se realizó un modelo lineal mixto (LMM) y un análisis *post hoc* de las medias de mínimos cuadrados (en inglés, LS-means). La diversidad taxonómica de la lluvia de semillas se evaluó utilizando perfiles de diversidad basados en los números de Hill (es decir, q) utilizando el marco descrito por Chao y col. (2020) para calcular la riqueza específica ($q = 0$), diversidad de Shannon ($q = 1$) (exponencial de Shannon), diversidad de Simpson ($q = 2$) (inversa de Simpson) y el índice de Pielou. Finalmente, para probar la existencia de diferencias en la composición específica de la lluvia de semillas entre los dos tratamientos se realizó un análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2001), usando el índice de disimilitud de Gower tanto para las especies endozoócoras como para las especies anemócoras. Posteriormente, se aplicó una ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (NMDS, por sus siglas en inglés) para evaluar visualmente la influencia del tratamiento en la composición de semillas. Además, se realizó un análisis de especies indicadoras (ISA) para identificar qué especies eran representativas en cada tratamiento (De Cáceres y Legendre, 2009).

III. Resultados

Se encontró que, en las especies endozoócoras, la abundancia de semillas fue significativamente mayor en el control que en el tratamiento de poda. Además, el número de especies encontradas (riqueza) y la diversidad de Shannon también presentaron una diferencia notable, siendo mayores en las parcelas control, mientras que las especies dominantes (índice de Simpson) fueron similares entre ambos tratamientos. La equitatividad (índice de Pielou) a su vez fue mayor en la poda que en el control. En el caso de las especies anemócoras la abundancia fue similar entre ambos tratamientos. Además, el tratamiento control exhibió una mayor riqueza y un índice de Simpson menor comparado con la poda, a la vez que la equitatividad fue mayor en la poda y la diversidad de Shannon fue muy similar entre ambos tratamientos. No se encontraron diferencias en la composición entre el control *versus* la poda, tanto para las semillas endozoócoras como para las anemócoras.

IV. Conclusiones

Los resultados obtenidos nos muestran que los árboles y arbustos quemados en pie tienen un efecto positivo en la lluvia de semillas de especies endozoócoras en áreas post-incendio. La eliminación de la vegetación leñosa puede modificar el patrón de dispersión de las especies anemócoras al disminuir la riqueza de especies. Los resultados de la presente investigación ponen de manifiesto que la presencia de árboles o arbustos en pie juega un papel crucial en la restauración pasiva en el bosque nativo chileno.

V. Referencias

- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46.
- Armesto, J. J., Bustamante-Sánchez, M. A., Díaz, M. F., González, M. E., Holz, A., Nuñez-Avila, M., & Smith-Ramírez, C. (2009). Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. In *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 553–584). CRC Press.
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C. L., Costello, M. J., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292–314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Miranda, A., Vásquez, I. A., Becerra, P., Smith-Ramírez, C., Delpiano, C. A., Hernández-Moreno, A., & Altamirano, A. (2019). Traits of perch trees promote seed dispersal of endemic fleshy-fruit species in degraded areas of endangered Mediterranean ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 170. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.103995>
- Navarrete Fernández, M. A. (2002). *Comportamiento de la regeneración de cuatro especies del bosque esclerófilo en un área quemada*. [Tesis].
- [SER] Society for Ecological Restoration International, G. de trabajo sobre ciencia y políticas. (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Society for Ecological Restoration International Tucson, AZ.
- Van Andel, J., & Aronson, J. (2006). *Restoration Ecology* (Jelte Van Andel & James Aronson, Eds.).
- Van Andel, J., & Aronson, J. (2012). *Restoration ecology: the new frontier*. John Wiley & Sons.
- Wotton, D. M., & Kelly, D. (2012). Do larger frugivores move seeds further? Body size, seed dispersal distance, and a case study of a large, sedentary pigeon. *Journal of Biogeography*, 39(11), 1973–1983.

“Extracción y cuantificación de compuestos bioactivos presentes en hojas de *Gunnera tinctoria* (Nalca) empleando disolventes eutécticos profundos naturales”

Vera, H.¹; Giordano, A.¹ y Montenegro, G.²

¹Laboratorio de Química Analítica Ambiental y Alimentaria, Facultad de Química y de Farmacia, Pontificia Universidad Católica de Chile

²Laboratorio de Productos Naturales, Facultad de Agronomía y Sistemas Naturales, Pontificia Universidad Católica de Chile

Proyecto FONDECYT Regular 1231835, Proyecto PUENTE-UC-2022-15

I. Introducción

Los disolventes eutécticos profundos naturales (NADES) corresponden a mezclas de compuestos donadores y aceptores de enlaces de hidrógeno [1] los cuales se sintetizan mediante la aplicación de temperatura y agitación constante [2]. De esta forma se obtienen disolventes que permiten realizar extracciones más amigables con el ambiente, en especial cuando se busca obtener compuestos bioactivos de recursos naturales. *Gunnera tinctoria* corresponde a una planta exclusiva de la zona centro sur del país la cual es empleada como alimento y / o planta medicinal, [3] por lo que se han llevado a cabo estudios de extracción y cuantificación de sus compuestos bioactivos, pero no se han utilizado disolventes eutécticos para este fin.

Objetivo general

El presente trabajo tiene como objetivo general extraer y cuantificar compuestos bioactivos presentes en las hojas de Nalca utilizando disolventes eutécticos profundos naturales de diferente polaridad, de manera de potenciar la sustentabilidad del proceso.

Objetivos específicos

Sintetizar disolventes NADES variando su composición.

Caracterizar la polaridad de cada disolvente sintetizado.

Realizar extracciones empleando los disolventes sintetizados.

Cuantificar mediante diferentes ensayos *in vitro* el contenido de las familias de compuestos bioactivos de los extractos.

Pregunta de investigación y/o hipótesis

La hipótesis de este trabajo se centra en que la polaridad del NADES que se emplea en el método de extracción de los compuestos bioactivos de Nalca (*Gunnera tinctoria*) afecta la extractabilidad de éstos en la preparación de los extractos.

II. Metodología

Para preparar los disolventes se utilizaron diferentes combinaciones de precursores, mediante calentamiento y agitación constante (80 °C – 250 rpm). La polaridad de cada disolvente se determinó mediante el método espectroscópico UV-visible del rojo de Nilo, el cual contempla el cálculo del parámetro polar E_{NR} [1]. La preparación de los extractos de hoja de Nalca consideró una metodología de extracción asistida por ultrasonido, donde se consideró una relación sólido-líquido 1:20, temperatura de 40 °C y 60 minutos de extracción [1]. La eficiencia en la extracción de compuestos bioactivos fue obtenida mediante la determinación de fenoles totales (método colorimétrico de Folin-Ciocalteu) [4] y la determinación de alcaloides totales (método de verde de bromocresol) [5].

III. Resultados

Se obtuvieron disolventes eutécticos profundos naturales que variaban en composición y proporción molar. Presentaron valores del parámetro polar E_{NR} entre los 48.19 ± 0.12 a 52.88 ± 0.06 kcal mol⁻¹, comparable con el agua y el diclorometano que poseen valores del parámetro E_{NR} de 48.79 ± 0.08 y 52.85 ± 0.10 kcal mol⁻¹ respectivamente. En cuanto a los compuestos bioactivos se obtuvo que el contenido de fenoles totales de los extractos de hoja de Nalca preparados con los NADES fue de 0.34 ± 0.08 a 7.13 ± 1.43 mg equivalentes de Ácido gálico/50 mg DW, destacando que la mayor eficiencia se obtuvo con el NADES de Cloruro de Colina: Ácido acético (1:2) mientras que la menor capacidad de extracción se obtuvo con el NADES de Mentol: Ácido láurico (2:1). Por otro lado, el contenido de alcaloides en los extractos preparados fue de 1.03 ± 0.61 a 15.23 ± 3.32 µg Equivalentes de Oximatrina/ 50 mg DW, donde la mayor eficiencia de extracción de este tipo de compuestos se obtuvo con el NADES de Mentol: Ácido láurico (2:1) mientras que con el NADES de Ácido láctico: Acetato de sodio (3:1) se obtuvo la menor capacidad de extracción de este tipo de compuestos bioactivos. Para comprender la diferencia en la cuantificación de fenoles y alcaloides es necesario considerar las propiedades fisicoquímicas de los disolventes sintetizados, al igual que las proporciones y el tipo de

componentes que los conforman, ya que la capacidad de extracción de los NADES depende de las propiedades fisicoquímicas, lo cual se ve afectado por la propia estructura del disolvente [6].

IV. Conclusiones y/o reflexiones

De esta manera se destaca que la metodología de agitación y calentamiento permitió la síntesis de NADES con distintas composiciones, por otro lado, según los resultados de la determinación de polaridad se comprueba que esta propiedad fisicoquímica es dependiente del tipo de componentes que conforman la mezcla eutéctica. Por último, en cuanto a la extracción de compuestos bioactivos de la hoja de Nalca se destaca que el extracto preparado con el NADES de Cloruro de Colina : Ácido acético (1:2) presentó la mayor cantidad de compuestos fenólicos, mientras que el extracto preparado a partir del NADES de Mentol:Ácido láurico (2:1) poseía la mayor cantidad de alcaloides.

V. Referencias

- Rebocho S, Mano F, Cassel E, Anacleto B, Bronze M, Paiva A, Duarte A. Fractioned extraction of polyphenols from mate tea leaves using a combination of hydrophobic/hydrophilic NADES. *Current Research in Food Science*, 5, 571-580. (2022).
- Mohd Fuad, F. Mohd Nadzir, M., & Harun@Kamaruddin, A. Hydrophilic natural deep eutectic solvent: A review on physicochemical properties and extractability of bioactive compounds. *Journal of Molecular Liquids*, 339, 116923. (2021).
- Velásquez, P., Riquelme, K., Leyton, F., Giordano, A., Gómez M., & Montenegro, G. Antibacterial potential assessment of Nalca (*Gunnera tinctoria* Mol.) ethanolic extracts. *Natural Product Research*, 1-4. (2020).
- Pérez, M.; Dominguez-López, I.; Lamuela-Raventós, R. M. The chemistry behind the Folin-Ciocalteu method for the estimation of (poly)phenol content in food: Total phenolic intake in a mediterranean dietary pattern. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 71, 17543 – 17553. (2023)
- Ajanal, M.; Gundkalle, M. B.; Nayak, S. U. Estimation of total alkaloid in *Chitrakadivati* by UV-Spectrophotometer. *Ancient Science of Life*. 31, 198 – 201. (2012)
- Jiang, Z. M.; Wang, L.; Gao, Z.; Zhuang, B.; Yin, Q.; Liu, E. Green and efficient extraction of different types of bioactive alkaloids using deep eutectic solvents. *Microchemical Journal*. 145. 345 – 353. (2019)

“Tolerancia a la desecación de macrolíquenes epífitos en un bosque siempre verde del Parque Nacional Alerce Costero (Valdivia, Chile)”

Villagra, J.^{1,2}; Raggio, J.³; Alors, D.¹ y Sancho, L.³

¹ Departamento de Biología y Químicas, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Chile.

² Departamento de Ciencias Agropecuarias y Acuícolas, Facultad de Recursos Naturales, Campus San Juan, Pablo II, Universidad Católica de Temuco, Chile.

³ Departamento de Farmacología, Farmacognosia y Botánica, Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid, España.

I. Introducción

La región Valdiviana tiene un clima templado lluvioso con diferencias en precipitaciones a lo largo del año. Esta heterogeneidad resulta en períodos de sequía estival que exponen a las epífitas poiquilohídricas a la desecación.

Objetivos

Dilucidar la preferencia de forófitos, la respuesta a la desecación y la respuesta a la radiación.

Pregunta de investigación y/ hipótesis

¿Cómo varía la diversidad de macrolíquenes a escala local y de microclima en tres especies de árboles dentro de un bosque siempre verde? ¿Cuál es el límite de tolerancia de los macrolíquenes frente a la desecación prolongada, según evaluación de la máxima eficiencia del PSII (F_v/F_m) y concentración de pigmento? ¿Cuál es el límite de tolerancia frente a un posible aumento de la radiación?

II. Metodología

Los ejemplares fueron colectados en un bosque siempreverde en el Parque Nacional Alerce Costero, Región de Los Ríos, Chile. Los censos de los macrolíquenes se realizaron en cinco parcelas de 30×30 m, separadas por 50 m cada una sobre *Nothofagus nitida*, *Saxegothaea conspicua* y *Drimys winteri* dominantes en el bosque siempreverde seleccionado. Los censos se realizaron mediante la aplicación de un cuadrante de 20×50 cm directamente al tronco para evaluar el porcentaje de cobertura. Se realizaron dos censos, con orientación aleatoria desde el nivel del suelo hasta 0,5 m y de 0,5 a 1,80 m. Para el análisis de riqueza, cobertura, distribución vertical y diversidad comunitaria del líquen, se instalaron en el área de estudio los registradores de temperatura / humedad. La tolerancia a la desecación fue evaluada en las especies *Pseudocyphellaria coerulescens*, *Leifidium tenerum*, *Bunodophoron australe*, *Podosticta berberina*, *Pseudocyphellaria nitida*, *Pseudocyphellaria divulsa*, *Sticta ainoae* y *Sticta caulescens* seleccionadas según el mayor porcentaje de cobertura alcanzado. Medimos dos parámetros para evaluar la tolerancia a la desecación: el rendimiento cuántico máximo del Fotosistema II (F_v/F_m) y el contenido de clorofila de las 8 especies de líquenes el cual se determinó en los mismos tiempos de muestreo que F_v/F_m . Se midió una curva de luz rápida (RLC) para obtener la evolución de la eficiencia de uso cuántico del PSII en la luz (Y_{II} o rendimiento) versus niveles crecientes de radiación (24, 38, 55, 81, 122, 183, 262 y 367 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y evaluar el nivel de luz al que se saturó el Fotosistema II (PFDsat).

III. Resultados

Encontramos que las comunidades de macrolíquenes están determinadas por especies arbóreas, las cuales regulan la idoneidad del sustrato modificando las condiciones de temperatura y humedad. Además, encontramos que los cianolíquenes *Pseudocyphellaria coerulescens* y *Sticta caulescens* mostraron la mayor depresión en la exposición temporal a la desecación, medida a través de F_v/F_m a 13 días después de la recolección de las muestras del campo (57,5%, 49,1% respectivamente), seguidos por los clorolíquenes fruticosos *Bunodophoron australe* (31,6%) y *Leifidium tenerum* (26,2%) y los clorolíquenes foliosos *Pseudocyphellaria nitida* (18,6%) y *Podosticta berberina* (17,7%). *P. divulsa* y *S. ainoae* se vieron menos afectados durante las primeras semanas de tratamiento. El contenido de pigmento (clorofila y caroteno) a lo largo del tiempo durante el tratamiento de desecación mostró tres patrones dentro de las especies: (1) disminución después de 53 días en *L. tenerum* y *P. berberina*; (2) disminución después de 71 días en *B. australe*, *P. coerulescens* y *S. ainoae*; (3) y el mantenimiento del contenido de pigmento durante 71 días en *Sticta caulescens*, *P. divulsa* y *P. nitida*. Nuestros resultados mostraron que los líquenes más sensibles a la radiación y la desecación no son coincidentes. Confirmamos la baja tolerancia de las especies de macrolíquenes a la alta radiación, reflejada en el perfil de saturación obtenido para el conjunto estudiado.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

La comunidad de líquenes en el bosque siempre verde mostró una gran complejidad y vulnerabilidad, lo que indica la importancia de realizar más investigaciones.

“Conservación y restauración de bosques de *Nothofagus macrocarpa* en Chile”

Villalobos, E.¹; Echeverría, C.¹; Álvarez, N.²; Peña, K.³; Acevedo, M.⁴; Mora, F.⁵; Ibáñez, S.⁶; Venegas, A.⁷; Gómez, P.⁸ y Santelices, R.⁹

¹Universidad de Concepción

²Botanic Garden Conservation International

³Universidad de Chile

⁴Instituto Forestal

⁵Universidad de Talca

⁶Instituto de Investigaciones Agropecuarias

⁷Universidad O'Higgins

⁸Fundación el Árbol

⁹Universidad Católica del Maule.

I. Introducción

El cambio global en la naturaleza en los últimos 50 años ha sido sin precedentes en la historia de la humanidad (IPBES, 2014). Los impulsores del cambio se dividen en directos e indirectos. Entre los directos, el cambio climático destaca, con un calentamiento de aproximadamente 1°C desde los niveles preindustriales hasta 2017 (IPBES, 2014). Para finales del siglo XXI, se proyecta un aumento de 3 a 4°C y una reducción del 15 al 35% en la precipitación en los Andes subtropicales, lo que afectará la disponibilidad de agua en el centro-norte de Chile (Vicuña *et al.*, 2011). Además, el cambio de uso y cobertura del suelo (CUCS) está generando deforestación y pérdida de hábitats, amenazando los ecosistemas globales (Armenteras *et al.*, 2003). Este proceso resulta de factores socioeconómicos, políticos, demográficos y culturales que interactúan a nivel global.

La especie endémica *Nothofagus macrocarpa*, conocida como Roble de Santiago, es originaria de la zona alta del centro de Chile (Ravenna, 2002). En la Cordillera de los Andes, su distribución abarca desde San Fernando hasta Longaví, mientras que, en la Cordillera de la Costa, su presencia es discontinua, extendiéndose desde Cerro Campanita, en la región de Valparaíso, hasta el sur de Melipilla, en la región del Libertador Bernardo O'Higgins. Estudios recientes indican un rápido declive en los bosques nativos de *N. macrocarpa*, atribuido a la falta de regeneración natural por semillas, la mortalidad de los árboles y el impacto de las actividades humanas, además de factores como los cambios en el uso del suelo, el aumento de la desertificación y el cambio climático global (Venegas-González *et al.*, 2018, 2019; Mathiasen *et al.*, 2020).

Objetivo

Evaluar la especie *Nothofagus macrocarpa* mediante el estudio de su estado en el medio silvestre, la recolección de propágulos para el desarrollo de colecciones de conservación ex situ genéticamente diversas para su uso en acciones de restauración ecológica y como póliza de seguro para el futuro.

II. Metodología

Entre octubre de 2022 y marzo de 2023, se realizaron cuatro prospecciones de campo a lo largo del rango de distribución de *Nothofagus macrocarpa* para evaluar el estado de conservación del paisaje, el ecosistema y el hábitat de la especie. Con base en los resultados, se definieron tres pilares fundamentales para garantizar la supervivencia de la especie a largo plazo:

1. Identificación de áreas críticas de conservación: Para esto, se recopiló información geoespacial sobre biodiversidad, amenazas y características ecológicas de las áreas de interés. Se definieron criterios de priorización como riqueza de especies, grado de amenaza y viabilidad de conservación. Con herramientas de SIG (Sistemas de Información Geográfica), se integraron estas capas de información y se aplicó un sistema de puntuación para clasificar los sitios de acuerdo con su importancia relativa.

2. Determinación de áreas de restauración: Se priorizaron áreas de restauración utilizando un enfoque multicriterio basado en indicadores de vulnerabilidad y adecuación, considerando factores como la proximidad a zonas urbanas y carreteras, el grado de fragmentación del bosque y la diversidad genética. La información fue integrada en un SIG para obtener un ranking de sitios priorizados. Para cada sitio, se evaluó su viabilidad en función de criterios físicos (topografía y accesos), económicos (viabilidad de restauración) y sociales (disposición del propietario a participar). Posteriormente, se delimitaron los sitios específicos para restauración utilizando los límites de propiedad.

Por otro lado, durante el verano de 2023, se recolectaron semillas siguiendo recomendaciones genéticas y el manual de INIA las cuales serán utilizadas para la plantación en los sitios priorizados para restauración. Para ello, se seleccionaron árboles semilleros a una distancia mínima de 60 m entre ellos para evitar endogamia. Las semillas, recolectadas con tijeras, lonas o redes según su madurez, fueron enviadas a un centro especializado para su limpieza, selección y almacenamiento en cámaras frigoríficas para ser sembradas en septiembre de este año.

Finalmente, se realizó un levantamiento detallado del ecosistema de referencia en donde se caracterizó por un lado, la composición en la cual se generó una tabla resumen de las especies arbóreas presentes con sus respectivos códigos, nombres comunes y científicos y se determinó su frecuencia. Por otro lado, la estructura

del ecosistema se analizó mediante la dominancia arbórea en términos de área basal y distribución diamétrica de especies. También se realizó un Stem map, un mapa espacial detallado de la ubicación para posteriormente generar un modelo de plantación de acuerdo a la configuración de los árboles en el rodal.

III. Resultados

Las prospecciones de las poblaciones de *N. macrocarpa* muestran que esta especie está siendo afectada actualmente por el aumento de la temperatura y la reducción de las precipitaciones en zonas de alta elevación. Este efecto se observa principalmente en las poblaciones más al norte de la distribución, como las presentes en los sectores de Cerro El Roble y Altos de Cantillana.

La priorización espacial de restauración muestra que se identificaron ocho sitios potenciales para la restauración de *N. macrocarpa* (33,795 ha). Dentro de éstos se seleccionó al Parque Nacional Radal 7 Tazas, afectado por sequía y cambio climático, para plantar *Nothofagus macrocarpa* en 2 ha. En paralelo se recolectaron un total de 2.208g de semillas de la especie en varias localidades para la producción de plantas, las cuales abarcaron tres grupos genéticos. Del grupo 1, se recolectaron 700 g de semillas en Cerro Roble; del grupo 2, 200 g de semillas en Cobres de Loncha, 683 g de semillas en Alto Huemul y 100 g fr semillas en Pangalillo y del grupo 3, 270 semillas en Radal 7 Tazas y 255 semillas en el Parque Natural Tricahue (Parque Inglés).

En cuanto al rodal evaluado para ecosistema de referencia, se espacializaron 1.288 árboles, divididos en seis especies arbóreas: *Aristotelia chilensis*, *Aextoxicon punctatum*, *Lomatia dentata*, *Maytenus boaria*, *Nothofagus dombeyi*, y *Nothofagus macrocarpa*. La especie *Nothofagus macrocarpa* es la más abundante, representando el 48.52% del total, seguida por *Lomatia dentata* con un 42.08%. Las demás especies presentan una menor abundancia, siendo *Nothofagus dombeyi* y *Aristotelia chilensis* las más representativas entre ellas. En términos de área basal, *Nothofagus macrocarpa* es la especie dominante, ocupando el 68.55% del área basal total del rodal, seguida por *Nothofagus dombeyi* con un 22.84% y *Lomatia dentata* con un 8.24%. Esto indica que, aunque *Lomatia dentata* presenta una alta cantidad de individuos, estos tienen diámetros menores en comparación con *Nothofagus macrocarpa* y *Nothofagus dombeyi*, que poseen individuos de mayores dimensiones.

IV. Conclusiones

En síntesis, la especie objetivo está siendo severamente afectada por el cambio climático, especialmente en las poblaciones ubicadas en el norte de su distribución. La combinación de temperaturas en aumento y disminución de precipitaciones ha impactado negativamente la regeneración y la supervivencia de esta especie, mostrando su vulnerabilidad frente a las condiciones climáticas actuales y proyectadas para el futuro. Es por ello que surge la urgente necesidad de implementar medidas activas de conservación y restauración. La recolección de semillas y la restauración en áreas prioritarias buscan mantener la diversidad genética y ayudar a la especie a adaptarse a los desafíos ambientales actuales. Este enfoque asegura que *N. macrocarpa* tenga mayores posibilidades de supervivencia a largo plazo.

Finalmente, el uso de criterios socioecológicos para identificar y priorizar áreas de restauración garantiza una estrategia sostenible e inclusiva. La evaluación de factores físicos, económicos y sociales no solo asegura la factibilidad de los proyectos de restauración, sino que también fomenta el involucramiento de las comunidades y propietarios de tierras, fortaleciendo así el compromiso y la efectividad de los esfuerzos de conservación. Estas conclusiones destacan la importancia de un enfoque integrado que combine el monitoreo climático, la gestión de la biodiversidad y la colaboración comunitaria para la conservación efectiva de *Nothofagus macrocarpa* en Chile.

V. Referencias

- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2002). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Ravenna, P. 2002. *Nothofagus macrocarpa* y *Nothofagus rutila* (Fagaceae), two distinct species. *Onira* 7 (11): 57-60.
- Mathiasen, P., Venegas-González, A., Fresia, P., & Premoli, A. C. (2020). Una reliquia del pasado: los patrones genéticos actuales del árbol paleoendémico *Nothofagus macrocarpa* fueron moldeados por oscilaciones climáticas en la zona central de Chile. *Anales de Botánica*, 126(5), 891–904. <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa111>
- Venegas-González A, Junñent FR, Gutiérrez AG, Tomazello Filho M. 2018. Reciente disminución del crecimiento radial en respuesta al aumento de las condiciones de sequía en las poblaciones de *Nothofagus* más septentrionales de América del Sur. *Forest Ecology and Management* 409: 94–104.
- Venegas-González A, Roig FA, Peña-Rojas K, Hadad MA, Aguilera-Betti I, Muñoz AA. 2019. Las consecuencias recientes del cambio climático han afectado el crecimiento de los árboles en distintas clases de edad de *Nothofagus macrocarpa* (DC.) FM Vaz & Rodr en Chile Central. *Forests* 10: 653
- Vicuña, S., Garreaud, R. D., & McPhee, J. (2011). Climate change impacts on the hydrology of a snowmelt driven basin in semiarid Chile. *Climatic Change*, 105(3–4), 469–488. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9888-4>

“Diagnóstico de la flora exótica invasora en la localidad de Caleu, Región Metropolitana”**Villanueva, D.^{1,2} y García, N.²**¹Herbario AGUCH, Departamento de Ciencias Ambientales & Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile, Av. Santa Rosa 11315, Santiago, Chile.²Herbario EIF, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Av. Santa Rosa 11315, Santiago, Chile.**I. Introducción**

A nivel mundial, solo hay cinco regiones con clima mediterráneo, que representan el 5% de la superficie terrestre y albergan alrededor del 20% de las especies de plantas vasculares (Cowling *et al.*, 1996). Estas áreas son consideradas “hotspots” de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000). La zona central de Chile, a pesar de ser la más poblada e intervenida del país, es una de las menos investigadas y conservadas.

La invasión de plantas se encuentra entre las mayores amenazas para la integridad ecológica y diversidad biológica de los ecosistemas mediterráneos (Sala *et al.*, 2000; Mack *et al.*, 2000), y también puede traer consigo impactos en la salud humana y la economía (Jaksic y Castro, 2014). En Chile, se han registrado hasta 860 plantas vasculares exóticas, las que en su mayoría se encuentran en la zona central (Fuentes *et al.*, 2013; Ray *et al.*, 2014).

Caleu, en la comuna de Til Til, forma parte del ecosistema mediterráneo. Se ubica en la Cordillera de la Costa y presenta las poblaciones más septentrionales de *Nothofagus macrocarpa*, así como la presencia de matorral altoandino en sus cumbres más altas (Luebert y Plissock, 2017), los cerros El Garfio y El Roble (1.900 y 2.200 m s.n.m. respectivamente).

Aquí se sitúa el Santuario de la Naturaleza (SN) Cerro El Roble (996,1 ha), que a su vez es parte de la Reserva De La Biósfera La Campana-Peñuelas (Moreira-Muñoz & Salazar, 2010) y del Sitio Prioritario N°2 “El Roble” (GORE-RM, 2014).

Las especies exóticas (EE) en Caleu amenazan a la biodiversidad de la cuenca, pero no se conoce exactamente la situación actual, que serviría como información de base para un manejo sustentable y la toma de medidas para su control.

Objetivo General

Realizar un diagnóstico de la flora exótica en la localidad de Caleu, Región Metropolitana.

Objetivos específicos

Determinar cuáles son las principales especies exóticas que afectan la cuenca.

Identificar los tipos de vegetación y sectores de Caleu más afectados por las especies exóticas.

Pregunta de investigación y/o hipótesis:

¿Cuál es el estado actual de la flora exótica en Caleu?

II. Metodología

Se realizó un mapa de la localidad de Caleu indicando los tipos vegetacionales presentes: Matorral Arborescente Esclerófilo (BE), Bosque Caducifolio (BC) y Matorral de Altitud (MA) (Luebert y Plissock, 2017). Además, se indicaron los sectores de Caleu: La Capilla (LC), Lo Marín (LM) y Espinalillo (ES). Se demarcaron los límites del SN Cerro El Roble, y los caminos principales y secundarios de la localidad. El muestreo se realizó en 21 puntos homogéneamente distribuidos en los sectores de Caleu y en los tipos de vegetación. Cada punto de muestreo consistió en tres parcelas, cada una de 50 m² de superficie (2 x 25 m): una a borde de camino, una a 10 m y una a 20 m del camino en dirección de la vegetación natural y a lo largo de un transecto perpendicular al camino. En cada parcela se registró la riqueza y abundancia según la escala de Londo (1984). Para cada especie se registró origen fitogeográfico (exótica, nativa, endémica de Chile) y forma de vida. La taxonomía sigue a Rodríguez *et al.* (2018). Se calculó el valor de importancia de las especies exóticas como la suma de la frecuencia relativa (Fr) y la cobertura relativa (Cr) (Hauenstein *et al.*, 2009). Las especies exóticas invasoras fueron determinadas a partir de Fuentes *et al.* (2014). Se realizó una Análisis de Especies Indicadoras (ISA) para identificar especies que determinan condiciones ambientales específicas. (McCune y Grace, 2002). Con la tasa de recambio (Tr) se evaluó si existe diferencia en la riqueza de especies exóticas a medida que se aumenta la distancia a los caminos. La Tr fue calculada para cada parcela, por sector y por tipo de vegetación.

III. Resultados

Se encontraron 188 especies de plantas vasculares, y de éstas, 33 son EE, que representan el 17,6% del total de especies. Las 33 EE pertenecen a 19 familias. Poaceae, Asteraceae, Papaveraceae y Rosaceae son las familias mejor representadas. Con respecto a su origen geográfico, 29 EE provienen de Europa. De las EE, 16 son hierbas anuales, 6 hierbas perennes, 4 hierbas anuales o bienales, 2 árboles, 2 arbustos, 2 hierbas bienales y 1 hierba trepadora. *Avena barbata*, *Cynoglossum creticum* y *Erodium cicutarium* son las especies con mayor frecuencia en las parcelas. El tipo de vegetación con mayor riqueza de EE es el BE, con 29 especies, mientras que el sector ES es el sector que presentó mayor presencia, con 25 EE. Dos tercios (22) de las EE registradas

han sido identificadas como invasoras para la zona centro-sur de Chile. La especie que presenta mayor valor de importancia es *Avena barbata*, seguida de *Cynoglossum creticum* y *Eschscholzia californica*. El análisis ISA identificó a *Avena barbata* como especie indicadora de orillas de camino. Existe una diferencia estadísticamente significativa en la Tr entre parcelas a borde de camino y a 10 m de distancia, pero no entre 10 y 20 m. El BE es el tipo de vegetación con menor Tr. ES es el sector con menor Tr.

IV. Conclusiones y/o reflexiones

Avena barbata es la especie exótica más relevante en cuanto a frecuencia, abundancia y valor de importancia en Caleu. Además, es descrita como especie invasora para Chile. *Cynoglossum creticum* es una especie problemática, pues se encuentra dentro de los límites del Santuario. Otras especies exóticas relevantes son *Eschscholzia californica*, *Cerastium arvense* y *Rubus ulmifolius*. El tipo de vegetación más afectado por las EE es el Bosque Esclerófilo. Respecto a los sectores de Caleu, Espinalillo es el sector más afectado por la presencia de especies exóticas. La Tr indica baja integración de EE en los parches de vegetación nativa, estando éstas restringidas preferentemente a bordes de caminos.

V. Referencias

- Cowling, R., Rundel, P., Lamont, B., Arroyo, M., & Arianoutsou, M. (1996). Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 362-366.
- Fuentes, N., Pauchard, A., Sánchez, P., Esquivel, J., & Marticorena, A. (2013). A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological Invasions*, 15, 847-858.
- Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard, A., Urrutia, J., Cavieres, L., & Marticorena, A. (2014). *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: Una guía de campo*. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB). Concepción.
- GOE-RMS – SEREMI MMA RMS (MMA). (2014). *Estrategia regional para la conservación de la biodiversidad en la Región Metropolitana de Santiago 2015-2025*.
- Hauenstein, E., Muñoz-Pedrerros, A., Yáñez, J., Sánchez, P., Guiñez, B., & Gil, C. (2009). Flora y vegetación de la Reserva Nacional Lago Peñuelas, Reserva de la Biósfera, Región de Valparaíso, Chile. *Bosque*, 30(3), 159-179.
- Jaksic, F., & Castro, S. (2014). *Invasiones biológicas en Chile*. Ediciones UC.
- Londo, G. (1984). Requirements of a scale for quantitative succession research. En R. Knap (Ed.), *Sampling methods and taxon analysis in vegetation science* (pp. 45-49). The Hague: Dr. W. Junk Publishers.
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile* (2.ª ed.). Editorial Universitaria S.A.
- Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- McCune, B., & Grace, J. B. (2002). *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design.
- Moreira-Muñoz, A., & Salazar, A. (2010). Reserva de la Biósfera La Campana-Peñuelas: Micro-región modelo para la planificación del desarrollo regional sustentable. *Sonderbände Institut für Interdisziplinäre Gebirgsforschung (Institute of Mountain Research)*, 1, 105-122.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Da Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Ray, C., Escobedo-Echeverría, V., Castro, S., & Jaksic, F. (2014). Catálogo de la flora y fauna invasora en Chile continental e insular oceánico. En F. Jaksic & S. Castro (Eds.), *Invasiones biológicas en Chile: Causas globales e impactos locales* (pp. 491-505). Ediciones UC.
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, L., Cavieres, L., Finot, V. L., Fuentes, N., Kiessling, A., Mihoc, M., Pauchard, A., Ruiz, E., Sánchez, P., & Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica*, 75(1), 1-430.
- Sala, O., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Leroy, N., Sykes, M., Walker, B., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.

“Ex situ – in situ conservation of phylogenetic diversity of the native vascular flora of Chile”

Villanueva, D.¹; Luebert, F.¹; Scherson, R.²; Pañitru, C.³; Cisternas, M.⁴; Niculcar, R.⁵; Mujica, I.⁶; Díaz, A.⁷; Sanhueza, H.⁷; Naulin, P.⁸; Ascanio, R.⁹; Valenzuela, C.¹⁰; Véliz, J.¹¹; Vidal, O.¹²; Magni, C.¹³; Espinoza, T.¹; Zúñiga, P.²; Valverde, G.²; López, A.²; Hahn, S.¹⁴; Ibáñez, S.³; Forest, F.¹⁵ y Salazar, E.¹⁶

¹Herbario AGUCH, Departamento de Ciencias Ambientales & Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile.

²Laboratorio de Evolución y Sistemática, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

³Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro de Investigación Intihuasi.

⁴Jardín Botánico Nacional.

⁵Dirección del Banco de Germoplasma: Laboratorio de Análisis y Diagnóstico, Servicio Agrícola y Ganadero, Punta Arenas, Chile.

⁶Universidad Austral Chile, Facultad de Ciencias, Instituto Ciencias Ambientales & Evolutivas.

⁷Corporación Nacional Forestal (CONAF), Centro de Semillas, Genética y Entomología CONAF.

⁸Laboratorio Biología de Plantas, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

⁹Parque Quilapilún. Anglo American, Gerencia de Carbono Neutralidad y Biodiversidad.

¹⁰Jardín Botánico Chagual.

¹¹Jardín Botánico Aguas Antofagasta.

¹²Jardín Botánico Carl Skottsberg, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes.

¹³Centro Productor de Semillas y Arboles Forestales, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.

¹⁴Jardín Botánico Universidad de Talca.

¹⁵Royal Botanic Gardens, Kew, Richmond, UK.

¹⁶Unidad de Recursos Genéticos y Banco de Germoplasma, Instituto de Investigaciones Agropecuarias.

I. Introduction

Since the late 20th century, we are exceeding the limits of biological resources and thereby reducing biological diversity (McNeely *et al.*, 1990). Human intervention on natural systems has increased the number of threatened species and extinction levels are hundreds of times higher than the average in the last 10 million years (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2019). In plants, the situation is alarming. Projections of the effects of climate change considering the current state of biodiversity loss, predict that 30% of plant species will go extinct by 2050 (Thomas *et al.*, 2004).

Plant diversity is an essential resource for the planet. Protected area networks constitute the most important strategy for biodiversity conservation, and the first line of action in efforts to decrease the degradation and habitat loss for species (Jenkins & Joppa, 2009). Besides, ex situ conservation works as a system for the protection and distribution of genetic material if it disappears from its natural habitat, therefore it is essential to understand its role within an integrated biodiversity conservation strategy (León-Lobos *et al.*, 2018).

In the face of global change, the conservation strategies will not only have to be efficient, but also dynamic. Conservation plans should necessarily consider how biodiversity is responding and will respond to rapid environmental change (Aguirre-Gutierrez *et al.*, 2017). Diversity in genes, species, and ecosystems provides the raw materials with which different human communities will adapt to change. The loss of each additional species reduces the option for nature and people to respond to changing condition. Option value is a safety net of biological diversity for responding to unpredictable events or needs (McNeely *et al.*, 1990).

The taxonomic diversity suggests that some measurable indicator is needed. Interpretation of species richness (SR) or distinctiveness as indicative of feature diversity helps to clarify its link to conservation value. The Phylogenetic Diversity (PD) is a measure of the evolutionary features of a group of taxa in a phylogenetic tree and an effective indicator of underlying diversity and consequently, an indicator of option value (Faith, 1992). The importance of considering evolutionary processes when establishing conservation lies to if a species has few relatives and is in a long branch, this loss will be higher than if a species is in a short branch with many close relatives (Isaac *et al.*, 2007). Phylogeny-based methods, such as PD for conservation, better represent the breath of the plant tree of life. This captures more trait variation and thus be better at safeguarding diversity and option value (Faith 2018; Larkin *et al.*, 2016).

The native vascular flora of Chile comprises approximately 4.500 species, with over 40% being endemic (Zuloaga, 2019). Ex situ conservation is much better developed in Chile for agricultural resources than for the native flora (Salazar, 2006). Additionally, the in situ conservation planning in Chile is mainly based on protecting vegetation type or environmental units, and there is limited information available regarding the floristic diversity conserved and represented in protected areas (Urbina-Casanova, 2016).

Recently, studies have considered phylogeny-based methods such as PD for setting priorities and evaluating ex situ collections (Guerrant *et al.*, 2014; Griffiths *et al.*, 2015; Larkin *et al.*, 2016). Chile has not yet conducted conservation assessment studies that consider Phylogenetic Diversity.

Objective

Evaluate *ex-situ* and *in-situ* conservation of phylogenetic diversity (PD) and species richness (SR).

Research question

To which extent is the Chilean flora protected in both ex-situ and in-situ conservation facilities?

II. Methods

We compiled accessions of vascular plant species held at 16 Chilean ex situ conservation facilities (ESCF) and species lists of 50 protected wild areas (PWA) to assess how Phylogenetic Diversity is conserved both ex-situ and in-situ, compared to their corresponding species richness (SR). PD was calculated as the sum of the branch lengths connecting a given set of species on a phylogenetic tree. We also calculated phylogenetic beta diversity (PBD) to assess complementarity among ESCF/PWA, as well as mean nearest taxon distance to evaluate the extent to which conserved species are phylogenetically clustered or over dispersed. To calculate these phylogenetic indices, a phylogeny was obtained for the whole Chilean vascular flora using the R package U.PhyloMaker. All indices were then calculated using the R-package picante.

III. Results

While ESCF hold ca. 35% of the Chilean SR, PD held in ESCF amounts to ca. 47%. Likewise, PWA protect 63% of PD and 48% of SR. PBD reveals two groups of ESCF and three groups of PWA, but these groups are not geographically clustered. One ESCF and three PWA have their species significantly clustered in the phylogeny. No ESCF and 15 PWA have their species significantly over dispersed across the phylogenetic tree. Altogether, a minimum of 70% of PD and 60% of SR is jointly protected ex situ and in situ.

IV. Conclusions

Lack of data for many PWA and some ESCF is the major limitation of this study. Nevertheless, our results can be employed as a guide to prioritize incorporation of new species into ESCF that maximizes the global increase in PD protection.

V. Bibliography

- Aguirre-Gutiérrez, J., van Treuren, R., Hoekstra, R., van Hintum, T.J.L. (2017). Crop wild relatives range shifts and conservation in Europe under climate change. *Divers. Distrib.* 23: 739–750.
- IPBES Secretariat. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2019). Bonn, Germany. 56 pages. Available at: https://ipbes.net/system/tdf/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf?file=1&type=node&id=35329
- Faith, D.P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61: 1–10.
- Faith, D.P. (2018). Phylogenetic Diversity and Conservation Evaluation: Perspectives on Multiple Values, Indices, and Scales of Application. in *Phylogenetic Diversity. Applications and Challenges in Biodiversity Science*, eds. R.A. Scherson & D.P. Faith (Cham: Springer International Publishing).
- Griffiths, K.E., Balding, S.T., Dickie, J.B., Lewis, G.P., Pearce, T. R., Grenyer, R. (2015). Maximizing the phylogenetic diversity of seed banks. *Conserv. Biol.* 29: 370–381.
- Guerrant, E.O., Havens, K., Vitt, P. (2014). Sampling for effective ex situ plant conservation. *Int. J. Plant Sci.* 175: 11–20.
- Isaac, N.J.B., Turvey, S.T., Collen, B., Waterman, C., Baillie, J.E.M. (2007). Mammals on the EDGE: Conservation Priorities Based on Threat and Phylogeny. *PLoS One* 2, e296.
- Jenkins, C.N. & Joppa, L. (2009). Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* 142: 2166–2174.
- Larkin, D.J., Jacobi, S.K., Hipp, A.L., Kramer, A.T. (2016). Keeping all the PIECES: Phylogenetically Informed Ex Situ Conservation of Endangered Species. *PLoS One* 11: 1–17.
- Larkin, D. J., Jacobi, S. K., Hipp, A. L., Kramer, A. T. (2016). Keeping all the PIECES: Phylogenetically Informed Ex Situ Conservation of Endangered Species. *PLoS One* 11: 1–17.
- León-Lobos, P., Barra-Bucarei, L., Ortega-Klose, F. (2018). Gestión para la Conservación de la Biodiversidad, Conservación Ex situ. In *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos. III Ed.*, ed. C. MMA, Ministerio del Medio Ambiente (Santiago, Chile: MMA, Ministerio del Medio Ambiente, Chile), 224–232.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A., Werner, T.B. (1990). *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland. WRI, CI, WWF-US, and the World Bank, Washington, D.C.
- Salazar, E., León-Lobos, P., Rosas, M., and Muñoz, C. (2006). Estado de la conservación ex situ de los recursos fitogenéticos cultivados y silvestres en Chile. *Boletín INIA* 156: 1–181
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., *et al.* 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145–148.
- Urbina-Casanova, R., Luebert, F., Plischoff, P., Scherson, R.A. 2016. Assessing floristic representativeness in the

protected areas national system of Chile: are vegetation types a good surrogate for plant species? *Environ. Cons.* 43: 199–207

Zuloaga, F.O., Belgrano, M.J., & Zanotti, C.A. 2019. Actualización del Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. *Darwiniana, Nueva Serie*, 7(2): 208–278.

“Literatura, ciencia ciudadana y exploraciones: un nuevo catálogo florístico para la Sierra de Ramón, Región Metropolitana”

Villarroel, A.¹ y Quincho, D.^{2,3}

¹ Herbario Nacional (SGO), Museo Nacional de Historia Natural.

² Laboratorio de Ecología de Bosques, Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile.

³ Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2).

I. Introducción

La Sierra de Ramón es una cadena montañosa que se extiende por 25 km al este de la ciudad de Santiago, Región Metropolitana (RM), entre los ríos Mapocho y Maipo, alcanzando 3.253 m s.n.m. en la cumbre del cerro homónimo. Allí, las formaciones vegetales más abundantes son el matorral y la estepa altoandina, mientras que los bosques son escasos, y están reducidos a fondos de quebradas y laderas bajas de exposición sur¹. En esta área existen múltiples amenazas (ej. incendios forestales, turismo no regulado), pero debido a su proximidad a la ciudad, la principal es la expansión urbana. Por otra parte, esta cercanía con la urbe ha incentivado el interés por proteger y estudiar sus especies, surgiendo variadas iniciativas, tanto comunitarias, como municipales (ej. Red por la defensa de la Precordillera y la Red Parque Cordillera). Pese a esto, aún hay sitios de alto valor sin protección, concentrados principalmente al sur (ej. Bosque Panul). Actualmente, existen numerosos senderos (formales e informales) en zonas bajas-medias y hacia las altas cumbres, dando acceso y permitiendo así el registro de la biodiversidad. Algunas de estas observaciones (>6.329) han sido documentadas en la base de datos de ciencia ciudadana iNaturalist, esta red social permite registrar los hallazgos, interactuar con otros “naturalistas”, y generar datos para la ciencia. También, la diversidad de plantas en la Sierra de Ramón ha sido abordada en estudios científicos: Teillier & Tomé⁶ realizaron un listado florístico de la Quebrada de Ramón, mientras que Álvarez¹ describió la flora del área occidental de la Sierra. Considerando lo anterior y la falta de estudios actuales, surge el interés de crear un nuevo catálogo que incorpore diversas fuentes de información.

Objetivo

Actualizar el catálogo de flora vascular de la Sierra de Ramón incorporando diferentes fuentes de información.

Preguntas de investigación

¿Cuál es la riqueza, composición taxonómica, origen geográfico, forma de vida y categoría de conservación de las especies de la Sierra de Ramón? ¿Cuál es la importancia del área para la conservación de la flora vascular de la RM?

II. Metodología

El estudio abordó el área occidental de la Sierra de Ramón (ver Álvarez¹). En primer lugar, se digitalizaron los listados de Teillier & Tomé⁶ y Álvarez¹ por separado. Se actualizaron los nombres científicos, no se consideraron válidos los registros de especies fuera de su distribución e identificadas a nivel de género, para lo anterior se consultó a Rodríguez et al.⁵ y Tellier et al.⁷, éste último ofrece un catálogo actualizado para la RM. En segundo lugar, se exportaron los registros de flora vascular de iNaturalist², para ello se creó un polígono (ver iNaturalist²), y se realizó la búsqueda usando como filtro las categorías “verificables” y “silvestres”. Finalizado lo anterior, se digitalizaron los registros, y se realizó el mismo tratamiento indicado para Teillier & Tomé⁶ y Álvarez¹. Luego, se corroboró la correcta identificación de las especies, las erróneas fueron corregidas y aquellas que no presentaban las fotografías necesarias para una correcta identificación se consideraron registros no válidos. En tercer lugar, los autores de esta investigación crearon un listado basándose en sus observaciones y colectas (en adelante Listado propio). Desde 2013 se realizaron 40 prospecciones botánicas (49 días), las que incluyeron sectores bajos-medios y altas cumbres. Para identificar las especies se utilizaron las claves disponibles en Teillier et al.⁷ En cuarto lugar, se unificaron los listados ya mencionados, y se integraron las especies que no presentaban registros y que son mencionadas en Teillier et al.⁷ y Navas⁴ para el área de estudio. En quinto lugar, se agregó el origen geográfico y la forma de crecimiento de cada especie siguiendo a Rodríguez et al.⁵ y Tellier et al.⁷, también se incorporó la categoría de conservación de acuerdo con el MMA³. Sexto, se analizó la taxonomía, origen geográfico, forma de crecimiento, categoría de conservación y representatividad.

III. Resultados

El catálogo incorporó 297 registros de Teillier & Tomé⁶, 318 de Álvarez¹, 341 de iNaturalist², 10 de Navas⁴, 5 de Teillier et al.⁷ y 376 del Listado propio. Referente a las especies nativas (N) y endémicas (E) exclusivas por autor: Teillier & Tomé⁶ aportaron 34 especies (N:24; E:10), Álvarez¹ 39 (N:23; E:16), iNaturalist² 29 (N:16; E:13), Navas⁴ 9 (N:5; E:4), Teillier et al.⁷ 5 (N:2; E:3) y Listado propio 43 (N:28; E:15). La flora de la Sierra de Ramón ascendió a 569 taxones y 566 especies, agrupados en 85 familias y 288 géneros. Los taxones autóctonos suman 478 (84,8%), 265 son nativos (47,1%) y 213 son endémicos (37,7%), y representan 44% de la flora

autóctona de la RM⁷. De ellos, 375 son Magnoliopsida (78,5%), 86 Liliopsida (18%), 16 Polypodiopsida (3,4%) y 1 Gnetopsida (0,2%). Gran parte de las familias autóctonas estuvieron representadas por 1, 2 y 4 taxones (24, 14 y 13 respectivamente), a su vez, las más numerosas fueron Asteraceae (92), Poaceae y Fabaceae (27). Respecto a los géneros, la mayoría presentó 1, 2 y 3 taxones (142, 40 y 22 respectivamente), al contrario, los más numerosos fueron *Calceolaria* (16), *Chaetanthera*, *Oxalis* y *Valeriana* (10). Los hábitos dominantes fueron hierba perenne (50,6%) y arbusto (22,2%); continuaron, hierba anual (18%), trepador (4%) y árbol (3,6%). Sólo 28 especies (<6%) se encuentran clasificadas en categoría de conservación, 8 están amenazadas: 1 “En Peligro Crítico”, 4 “En peligro” y 3 “Vulnerable”. Los taxones introducidos suman 86 (15,2%) y representan 27% de la flora introducida de la RM⁷. Magnoliopsida aportó 70 especies (81,4%) y Liliopsida 16 (18,6%). Las familias más abundantes fueron Asteraceae y Poaceae (16), y el hábito dominante fue hierba anual (74,4%).

IV. Conclusiones y/o reflexiones

La Sierra de Ramón constituye un área de interés para la conservación de los ecosistemas de montaña. Alberga una alta riqueza, especies endémicas y en categoría de conservación, contradictoriamente, existe un alto número de especies introducidas en zonas bajas. Se entregan antecedentes que permiten justificar su incorporación total a algún sistema de protección (estatal o privado), junto con frenar el proceso de urbanización. iNaturalist surge como un gran aporte al conocimiento; advertimos la necesidad de una mejor curatoría y con ello otorgar confiabilidad en su aplicación.

V. Referencias

- Álvarez S. 2008. Caracterización florística y proposición de una tipología de la vegetación para la precordillera andina de Santiago. Tesis Ingeniería Forestal, Universidad de Chile. Santiago. 87 p.
- Comunidad de iNaturalist. 2024. Observaciones de 478 especies, Sierra de Ramón, Región Metropolitana, Chile, observadas entre 01/01/2006 - 26 / 06 / 2024 . Disponible en https://www.inaturalist.org/observations?captive=false&iconic_taxa=Plantae&nelat=-33.363307055331646&nelng=-70.42446744485117&photos&place_id=any&subview=map&swlat=-33.593471371401144&swlng=-70.5133880381129&taxon_id=211194
- ³MMA (Ministerio del Medio Ambiente). 2024. Inventario Nacional de especies de Chile. Especies amenazadas. Disponible en http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/especies_amenazadas.aspx.
- Navas LE. 1973-79. Flora de la cuenca de Santiago de Chile. Editorial Universitaria. Santiago. Chile. (3 vols.).
- Rodríguez R, C Marticorena, D Alarcón, C Baeza, L Cavieres, V Finot, N Fuentes, A Kiessling, M Mihoc, A Pauchard, E Ruiz, P Sánchez, A Marticorena. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75(1):1-430.
- Teillier S, A Tomé. 2004. Contribución al conocimiento de la flora de la cuenca de la quebrada de Ramón, Región Metropolitana, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile)* 53:17-36.
- Teillier S, J Macaya-Berti, N García, A Marticorena, G Rojas, H Niemeyer. 2022. Flora de la Región Metropolitana de Santiago. Editorial Universidad de Chile, Santiago. 671 p.

“Patrones de cambio en la diversidad filogenética asociada a la flora vascular de las áreas silvestres protegidas del estado en la costa de Chile, en un escenario de cambio climático”

Zúñiga, P.¹; Fuentes, T.² y Scherson, R.¹

¹Laboratorio de Evolución y Sistemática, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Av. Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile.

²Science Division, Carbon Real, Apoquindo 7935, 903 Torre A, Las Condes, Santiago, Chile.

I. Introducción

La diversidad filogenética (PD) es uno de los índices de biodiversidad basados en historia evolutiva más comúnmente utilizados y se define como la suma de la longitud de las ramas del camino mínimo que conecta a un determinado conjunto de taxa en una filogenia (Faith, 1992), lo cual entrega una aproximación cuantitativa de la cantidad de evolución contenida en dicho conjunto. En Chile, este índice muestra un marcado patrón espacial; presenta altos valores en la región mediterránea al centro del país y decrece tanto hacia el norte como al sur (Scherson y col., 2017), coincidiendo con los patrones reportados para la riqueza de taxa (Bannister y col., 2012); fenómeno esperable dada la estrecha relación que ambos índices poseen (Forest y col., 2007).

De acuerdo con las proyecciones realizadas por Scherson y colaboradores en el contexto del proyecto Fondecyt Regular 1171586, se espera que ante un escenario de cambio climático representado por la trayectoria de concentración representativa (RCP) 8.5 al año 2080 ocurra un incremento de la PD hacia el sur del país y en la cordillera de los Andes. No obstante, las proyecciones del índice para las Áreas Silvestres Protegidas (ASP) advierten algunos resultados diferentes al patrón general; en particular, en aquellas ASP ubicadas en las franjas del interior y de la costa del país se observan tendencias mixtas, vale decir, mientras algunas ASP tenderán a disminuir su diversidad filogenética, otras tenderán a un aumento en el índice.

Dada la falta de un patrón que explique la tendencia de la diferencia de la diversidad filogenética en un escenario de cambio climático RCP 8.5 versus en el escenario actual, en suma a la importancia de la biodiversidad vegetal que se encuentra en las zonas costeras del país producto de su alto nivel de endemismo (Smith-Ramírez, 2004; Jorquera-Jaramillo y col., 2012), en el presente trabajo se propone analizar el patrón latitudinal de la variación de la PD en las ASP costeras de Chile bajo un escenario de cambio climático RCP 8.5, además de evaluar si estos patrones guardan relación con aquellos que muestran distintas variables bioclimáticas ante el mismo escenario de cambio climático. Finalmente, se pretende identificar la composición de especies de cada ASP en ambos escenarios, con especial énfasis en las especies en categoría de conservación que se proyecta que se perderán a futuro.

II. Metodología

Para dar cumplimiento a los objetivos anteriormente planteados se trabajó con el software ArcGis Pro en su versión 2.9.0, mediante el cual se cruzó la información de 2175 capas de modelos de distribución de especies de flora vascular nativa tanto para la actualidad como para el escenario de cambio climático RCP 8.5 (Fuentes-Castillo y col., 2019), con las capas de superficie de 19 Áreas Silvestres Protegidas de la costa del país. De esta forma se obtuvo una base de datos de presencia y ausencia de las especies en cada ASP bajo ambos escenarios, con lo cual se determinaron aquellas especies que se “ganan”, “mantienen” y “pierden” en las ASP entre escenarios. De forma posterior se determinó el estado de conservación de aquellas especies que se prevé se perderán, de acuerdo con la información disponible hasta el 18° Proceso de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2023). Finalmente se determinaron los valores estadísticos descriptivos de las capas de las 5 variables bioclimáticas en base a las que se realizaron los SDM (BIO1, BIO4, BIO5, BIO12 y BIO15), para ambos escenarios y por cada ASP, por medio del geo proceso “Zonal statistics as a table”, con lo cual se realizaron diagramas de caja para cada escenario y ASP.

III. Resultados

Los resultados de la determinación de la presencia y ausencia de las especies en las ASP en cada escenario muestran una congruencia respecto al número de taxa que cada ASP acoge y los patrones de riqueza de taxa característicos del país, aun cuando el área de extensión que abarcan las distintas ASP no se encuentra estandarizada. En lo que respecta a la variación de la riqueza de taxa entre ambos escenarios, se observa que, al igual que como ocurre con el delta PD, aparentemente no existe un patrón latitudinal claro que describa las tendencias generales en la variación del número de especies y géneros entre ambos escenarios, pese a que las ASP del extremo sur destacan por sus altos valores de delta de número de especies y delta de número de géneros. Al comparar los índices de diversidad filogenética con aquellos de riqueza de taxa, se percibe

mayoritariamente una correspondencia en la tendencia para cada ASP; no obstante, en 7 de las 19 ASP dicha concordancia no ocurre, lo que podría explicarse en base al grado de parentesco que presentan las especies que conforman el ensamble comunitario de cada ASP y al tiempo de divergencia de aquellas especies que se pierden y ganan entre escenarios.

Respecto a las variables bioclimáticas, se observan comportamientos de cambio entre escenarios caracterizados por marcados patrones latitudinales, a diferencia de lo que ocurre con la PD y riqueza de taxa. En el caso de las ASP del extremo norte del país, se plantea la posibilidad de que la alta variabilidad en el delta PD y riqueza de taxa se encuentre relacionada con la alta variación en las tendencias de las precipitaciones en un escenario futuro. Las ASP entre el norte chico y la zona sur del país por su parte, se encontrarán sometidas a una variación climática relativamente homogénea, no obstante, ello no se traduce en un comportamiento uniforme en términos de delta PD y riqueza de taxa en el escenario de cambio climático. Finalmente, se observa una marcada tendencia en la migración de los taxa bajo el escenario de cambio climático hacia mayores latitudes, en concordancia con los patrones de variación climática y se advierte que 56 especies en distintas categorías de conservación se perderán de una o más ASP.

IV. Referencias

- Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*. 61: 1-10.
- Scherson, R.A., Thornhill, A.H., Urbina-Casanova, R., Freyman, W.A., Plischoff, P.A. y Mishler, B.D. 2017. Spatial phylogenetics of the vascular flora of Chile. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 112: 88-95.
- Bannister, J.R., Vidal, O.J., Teneb, E. y Sandoval, V. 2012. Latitudinal patterns and regionalization of plant diversity along a 4270-km gradient in continental Chile. *Austral Ecology*. 37: 500-509.
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T.J., Cowling, R.M., Faith, D.P., Balmford, A., Manning, J.C., Proches, S., Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T. y Savolainen, V. 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*. 445: 757-760.
- Smith-Ramírez, C. 2004. The Chilean coastal range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate rainforests. *Biodiversity & Conservation*. 13: 373-393.
- Jorquera-Jaramillo, C., Vega, J.M.A., Aburto, J., Martínez-Tillería, K.F., León, M.A., Pérez, M. y Squeo, F.A. 2012. Conservación de la biodiversidad en Chile: Nuevos desafíos y oportunidades en ecosistemas terrestres y marinos costeros. *Revista Chilena de Historia Natural*. 85: 267-280.
- Fuentes-Castillo, T., Scherson, R.A., Marquet, P.A., Fajardo, J., Corcoran, D., Román, M.J. y Plischoff, P. 2019. Modelling the current and future biodiversity distribution in the Chilean Mediterranean hotspot. The role of protected areas network in a warmer future. *Diversity and Distributions*. 25: 1897-1909.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2023). Listado FINAL 18vo Proceso de Clasificación Clasificacionespecies.mma.gob.cl/clasificacionespecies.mma.gob.cl/procesos-de-clasificacion/18o-proceso-de-clasificacion-de-especies-2022/listado-final-18vo-proceso-de-clasificacion/

Índice de Autores

	Pág.		Pág.
-A-			
Abarca, B.	22, 69, 96	Barrios, P.	159, 163
Abarzúa, A.	61	Beltrand, A.	19
Acevedo, M.	24, 209	Beroiza, K.	57
Aguilera, D.	1	Bravo, F.	22
Aguilera, N.	3, 77, 140, 191	Briones, E.	48
Alarcón, P.	5	Bueno, W.	182, 185
Albornoz, M.	163	Burgos, J.	146
Aliaga, G.	8	Bustos, F.	112
Alonso, M.	182, 185	-C-	
Alors, D.	11, 110, 208	Calbuccho, D.	170
Alvarado, U.	3	Calderón, F.	24
Álvarez, C.	24	Calquín, F.	8
Álvarez, G.	146	Calzadilla, S.	149
Álvarez, N.	209	Campos, N.	22
Álvarez, P.	8	Caramantín, M.	92
Alvéstegui, A.	8	Carrasco, C.	108
Alvial, C.	13	Carrasco, P.	25, 197
Ampuero, F.	61	Carreño, P.	119
Antiman, X.	146	Cartagena, A.	27
Apala, H.	193	Cartes, E.	24
Apala, M.	193	Casali, S.	22, 69, 96, 114
Aparicio, J.	106	Castillo, M.	30
Arancibia, D.	15, 173	Castro, M.	32, 34
Araya, C.	201, 202	Castro, R.	182, 185
Araya, L.	18	Castro, S.	79
Arechaga, A.	146	Cerda, J.	36
Aros, D.	5, 133, 143	Chacón, M.	39
Ascanio, R.	213	Chiang, L.	151
Astudillo, K.	67	Cifuentes, C.	39
Ayavire, K.	163	Cisternas, M.	213
Ayavire, R.	163	Contreras, F.	127
-B-		Contreras, S.	18, 27
Badaracco, C.	201, 202	Córdova, B.	146
Badilla, L.	34	Cordovez, G.	63
Baeza, C.	25	Cresta, F.	42
Barbosa, O.	204	Cueto, D.	44
Barra, B.	146	-D-	
Barra, P.	45, 48, 229	Danford, E.	188

	Pág.		Pág.
Darricarrere, V.	170	Gebauer, M.	27
De Andrade, J.	108	Ginocchio, R.	179
De la Fuente, L.	179	Giordano, A.	63, 106, 206
Delgado, M.	45, 48, 121	Giovagnoli, C.	106
Díaz, A.	51, 213	Giro, M.	195
Doll, U.	19, 30, 92, 182	Gómez, M.	27, 63
Donoso, S.	201, 202	Gómez, P.	65, 209
Durán, P.	48	González, A.	201
-E-		González, B.	19, 69, 71, 92
Echeverría, E.	209	González, J.	67
Espinosa, P.	57	González, M.	15, 73
Espinoza, C.	201, 202	González, P.	22, 69, 96, 114
Espinoza, S.	69, 96, 114	González, R.	149
Espinoza, T.	54, 213	Grez, I.	22, 69, 96, 114
Esquivel, E.	24	Grob, O.	75
-F-		Guedes, L.	3, 77, 140, 191
Fant, J.	195	Guerra, F.	32, 34
Farías, C.	57	Guzmán, L.	185
Fernández, A.	18	-H-	
Figueroa, C.	61	Hahn, S.	213
Figueroa, J.	15	Hauenstein, E.	149
Figueroa, R.	163	Hernández, C.	79
Flores, A.	193	Hernández, M.	61
Forest, F.	213	Herrera, S.	112
Foster, J.	195	Hidalgo, D.	163
Fuentealba, R.	185	Hidalgo, S.	163
Fuentes, A.	149	Hormazábal, J.	179
Fuentes, T.	218	Huenul, S.	81
Fuenzalida, J	81	Higuera, M.	149
-G-		-I-	
Gallardo, V.	67	Ibáñez, S.	115, 209, 213
Galleguillos, M.	163	Ibieta, P.	82, 85
Gangas, R.	201, 202	Iglesis, M.	112
García, F.	32	-J-	
García, N.	108, 173, 211	Jadue, J.	89
Garrido, P.	65	Jaque, F.	92
Gavilán, E.	77, 140, 191	Jensen, S.	195
Gavin, N.	195		

	Pág.
-K-	
Kramer, A.	195
-L-	
Lagos, M.	146
Larama, G.	48
Leiva, A.	69
León, P.	18, 94, 115
Lillo, F.	67
Livingstone, P.	89
López, A.	213
López, D.	121
Luebert, F.	54, 173, 213
-M-	
Magni, C.	22, 69, 96, 114, 213
Mamani, M.	185
Marce, E.	193
Martel, A.	61
Martínez, C.	98
Martínez, E.	22, 69, 96, 114
Masoli, C.	82, 100, 146
Melgarejo, J.	163
Mena, A.	102
Menegoz, K.	104
Merino, J.	67
Mersey, L.	193
Mimica, A.	51, 85
Montenegro, G.	63, 106, 206
Moons, L.	108
Mora, F.	209
Mora, M.	45, 48, 121
Morales, J.	110
Mujica, I.	213
Muñoz, A.	188
Muñoz, M.	182, 185
-N-	
Nanning, R.	179
Naulin, P.	213
Nicul, J.	193
Niculcar, R.	213
Núñez, G.	63, 106

	Pág.
-O-	
Oberpaur, C.	67
Obreque, E.	143
Oroz, L.	163
Orrego, F.	112
Ovalle, J.	24
Oyarzún, C.	75
-P-	
Pairican, Y.	146
Palma, M.	69, 114
Pañitrur, C.	115, 117, 131, 213
Parra, C.	185
Paula, S.	204
Peña, K.	201, 202, 209
Peñaloza, P.	136, 170
Pereira, F.	121
Pérez, C.	77
Pérez, J.	124
Pinares, J.	65
Pincheira, J.	127
Pinto, J.	8
Pinto, R.	129
Pizarro, C.	131
Plaza, S.	146
Prat, M.	143
-Q-	
Quinchero, D.	216
Quintanilla, M.	201, 202
-R-	
Raddatz, H.	57
Raggio, J.	208
Reichel, C.	133
Reinoso, F.	193
Reyes, M.	45, 121
Richardson, B.	195
Ríos, R.	175
Riquelme, A.	201, 202
Riquelme, M.	136, 170
Rivera, L.	193
Rivera, R.	98

	Pág.		Pág.
Rodríguez, L.	140	-U-	
Rojas, C.	143	Umaran, C.	146
Rojas, M.	112	Umaran, J.	146
Romero, M.	98, 146	Unamuno, D.	170
Rosales, C.	57	Urbina, R.	195
-S-		Urrutia, J.	13
Saavedra, M.	149	Urzúa, C.	197
Sáez, K.	3	-V-	
Salazar, E.	213	Valdebenito, D.	45, 121
Saldías, M.	151	Valdebenito, S.	136, 170
Salinas, C.	100	Valderrama, L.	201, 202
Salvatierra, A.	8	Valderrama, V.	71
San Martín, F.	153	Valdés, C.	185
San Martín, J.	65	Valenzuela, C.	112, 213
Sánchez, M.	24	Valerio, R.	193
Sancho, L.	208	Valverde, G.	213
Sanhueza, A.	159, 163	Varas, D.	8
Sanhueza, H.	213	Vásquez, V.	170
Santa Cruz, J.	136, 170	Vaswani, S.	22, 114
Santelices, R.	209	Vega, F.	179
Sarabia, C.	110	Vejar, J.	48
Sarabia, M.	172	Véliz, J.	213
Schapheer, C.	15	Venegas, A.	209
Scherson, R.	15, 173, 213, 218	Vera, F.	146
Schiappacasse, F.	30, 92, 136	Vera, H.	206
Schmeda-Hirschmann, G.	108	Verdugo, N.	117
Sepúlveda, A.	136	Vergara, E.	117, 131
Sepúlveda, R.	175	Vidal, K.	136, 170
Sierra, A.	24	Vidal, O.	213
Silva, B.	177	Villagra, J.	11, 110, 208
Solari, F.	179	Villalobos, E.	117, 209
Soto, L.	19, 182, 185	Villalobos, N.	25
Susaeta, A.	188	Villanueva, D.	211, 213
-T-		Villarroel, A.	104, 216
Tapia, S.	191	Vogel, H.	71
Tapia, Y.	102	-W-	
Tolorza, V.	146	Wirsching, C.	85
Toro, N.	22, 69, 96	-Z-	
Toro, O.	25, 197	Zambrano, U.	127
Torres, S.	25, 67, 140	Zamorano, A.	5, 133
Troncoso, C.	193		

	Pág.
Zaviezo, T.	188
Zunino, J.	119
Zúñiga, A.	39
Zúñiga, I.	69
Zúñiga, P.	173, 213, 218
Zúñiga, Y.	146

Agradecimientos

Visita al Parque Nacional Alerce Costero





