



RIDAA
Repositorio Institucional
Digital de Acceso Abierto de la
Universidad Nacional de Quilmes



Universidad
Nacional
de Quilmes

Álvarez, Leandro Manuel

Distribución y estructura de los bosques de chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos Andes de Argentina : pautas para su conservación y restauración



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Argentina.
Atribución - No Comercial - Sin Obra Derivada 2.5
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/ar/>

Documento descargado de RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes de la Universidad Nacional de Quilmes

Cita recomendada:

Álvarez, L. M. (2025). *Distribución y estructura de los bosques de chacay (Ochetophila trinervis) en los Altos Andes de Argentina: pautas para su conservación y restauración. (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. Disponible en RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes <http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/5628>*

Puede encontrar éste y otros documentos en: <https://ridaa.unq.edu.ar>

Distribución y estructura de los bosques de chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos Andes de Argentina: pautas para su conservación y restauración

TESIS DE MAESTRÍA

Leandro Manuel Álvarez

lalvarez@mendoza-conicet.gob.ar

Resumen

La pérdida de bosques es una problemática global que afecta servicios ecosistémicos fundamentales, como la protección y regulación de recursos hídricos. En un contexto de cambio climático, el rol que desempeñan los bosques nativos en el ciclo hidrológico es clave. En el caso particular del centro-oeste de Argentina, hay bosques protectores de cuencas asociados a ríos y arroyos de la cordillera de los andes, conformados por diferentes especies, entre las que se destaca el chacay (*Ochetophila trinervis*), el elemento predominante de este tipo de sistemas en galería, y en menor medida el maitén (*Maytenus boaria*) y la luma (*Escallonia myrtoidea*). El mapeo de la distribución de este tipo de bosques especie y el análisis de su estructura forestal no se han realizado por una cuestión de escala, la escasa información sobre su ecología y accesibilidad de los sitios donde se establece. El objetivo general de esta Tesis de Maestría en Ambiente y Desarrollo Sustentable es describir la distribución y la estructura forestal del chacay en el centro oeste de Argentina (San Juan -Mendoza – Neuquén) y realizar un análisis multitemporal. En este sentido se espera contribuir al ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN), con la elaboración de cartografía actualizada, el análisis de su estructura forestal y la identificación de sitios prioritarios de conservación y potencial restauración.

Los bosques nativos de zonas áridas y semiáridas son fundamentales por los servicios ecosistémicos que brindan, como la protección y regulación de cuencas hídricas, por lo cual su conservación y manejo adquiere una relevancia prioritaria, especialmente en un escenario de cambio climático. En el capítulo 2 elaboramos cartografía actual de la distribución de los bosques de chacay en los Altos Andes y ecorregiones adyacentes de San Juan, Mendoza y Neuquén. La detección de estos bosques y el análisis de cambios se realizó mediante el procesamiento de imágenes satelitales y la revisión de imágenes históricas de Google Earth Pro. Para el periodo estival comprendido entre Noviembre de 2022 hasta Marzo de 2023 se localizaron 3.867,22 ha de bosque nativo de esta especie y

elementos forestales asociados. Se observa una reducción de 416,08 ha respecto al año 2015, lo cual representa el 9,7 % ya que la superficie detectada para ese momento es de 4283,33 ha. Las causas principales pueden relacionarse con cambios en el uso del suelo y alteraciones y desvíos de cursos de agua, impactos asociados a la expansión de los oasis agrícolas. A escala de sitio se registraron eventos de aludes o crecidas que afectan grandes superficies de bosques, incluso provocando su desaparición. Estos eventos, relacionados con el cambio climático y la elevación de la isoterma 0° C, aumentan la ocurrencia de precipitaciones pluviales en sectores de mayor altura, donde los suelos, frecuentemente congelados y con escasa vegetación, no están adaptados a procesos erosivos, se derriten y quiebran, ocasionando procesos de remoción en masa que afectan los tramos inferiores de las cuencas.

Los bosques riparios son conjuntos de árboles que se establecen en bordes de ríos y arroyos, cuya estructura depende fundamentalmente de las interacciones con su entorno. En el capítulo 3 se describe y analiza la estructura de estos bosques en el gradiente latitudinal de los Altos Andes. Por otro lado, se caracteriza la composición de la comunidad vegetal de las riberas asociadas y se vincula con su grado de conservación. En cada sitio se establecieron parcelas forestales, donde se contabilizaron todos los adultos y renovales y realizaron relevamientos fitosociológicos. Para cada árbol se midieron dimensiones de la copa, el diámetro basal, largo de cada fuste y la altura total. Se calculó el área basal por hectárea para cada sitio de muestreo. Los mayores valores de área basal rodal ($m^2 \cdot ha^{-1}$), cobertura forestal (%) y densidad de ejemplares adultos ($ind \cdot ha^{-1}$) se registran en la región central del área de estudio, mientras la densidad más elevada de renovales ($ind \cdot ha^{-1}$) corresponde a los sectores australes. Consecuentemente, la estructura del bosque de chacay presenta un mayor desarrollo en esta región central, producto del efecto de la latitud, las condiciones ambientales y la menor accesibilidad, la cual fue medida como la distancia a rutas y caminos. La dinámica de estos bosques presenta aspectos densodependientes, debido a que parches compuestos por mayor número y tamaño de individuos, excluyen la presencia de renovales, los cuales ocupan espacios abiertos y no proliferan en el sotobosque.

Entre las prioridades globales de restauración ecológica se destacan los humedales, bosques nativos y regiones áridas, para la conservación de la biodiversidad, mitigación del cambio climático y la factibilidad de aplicar programas de este tipo. Históricamente, se han extraído recursos de los bosques de zonas riparias de forma no regulada para promover el desarrollo agrícola, urbano e industrial. Los bosques en galería de la vertiente oriental de los Andes centrales, revisten un gran valor en este sentido. La planificación, conservación y el manejo de bosques nativos requiere el estudio de su distribución, estructura y productividad e integrar a mayor escala con políticas territoriales mediante el uso de los SIG e indicadores elaborados con imágenes satelitales. El objetivo del capítulo 4 es categorizar los bosques

de chacay en base a prioridades de restauración y conservación. Para esta propuesta se relacionan los mapas de distribución y los procesos de retracción detectados con los datos de estructura forestal y fitosociológicos descritos. En este sentido se utilizaron 3 criterios: 1) La comparación entre la distribución potencial de chacay y su distribución actual, 2) Los parámetros de estructura forestal del bosque y su estado de conservación, y 3) La degradación de cada cuenca. Entre los resultados obtenidos se destaca una superficie prioritaria para su conservación de 895,14 ha, un área mayor de 2733,06 ha, la cual requiere de manejo sustentable y una extensión reducida de 248,02 ha, cuyo manejo se puede orientar a la restauración forestal y la protección de los recursos hídricos. El procesamiento ha permitido categorizar acorde a su estado de conservación a estos bosques conformados por chacay, maitén y luma. Futuros estudios deberían orientarse respecto a la ecología y requerimientos de hábitat de estas especies, tasas de regeneración y mecanismos de dispersión que le permiten colonizar y establecerse en diferentes sitios.

Abstract

Forest loss is a global problem that affects fundamental ecosystem services, such as water resources protection. In a climate change context, the role played by native forests in the hydrological cycle is key. In the particular case of central-western Argentina, there are watershed protection forests associated with rivers and streams in the Andean mountain range, made up of different species, including chacay (*Ochetophila trinervis*), the predominant element of this type of gallery system, and to a lesser extent maitén (*Maytenus boaria*) and luma (*Escallonia myrtoidea*). Distribution mapping and analysis of the structure of this type of forest species is lacking due to a question of scale, and scarce information on its ecology and accessibility. The general objective of this Master's Thesis in Environment and Sustainable Development is to investigate the distribution and describe the forest structure of chacay in central western Argentina (San Juan - Mendoza -Neuquén) to contribute to the territorial management of native forests (OTBN), with emphasis on the development of updated cartography, the analysis of its forest structure and the identification of priority sites for conservation and potential restoration.

Native forests in arid and semi-arid zones are crucial for the ecosystem services they provide, particularly in protecting and regulating water basins. Therefore, their conservation and management are a priority, especially in the context of climate change. In Chapter 2, we mapped the current distribution of chacay forests in the High Andes and adjacent ecoregions of San Juan, Mendoza, and Neuquén. We detected these forests and analyzed changes by processing satellite images and reviewing historical images from Google Earth Pro. From november 2022 to march 2023, we identified 3,867.22 ha of native forest of this species and associated elements. However, since 2015, we observed a reduction of 416.08 ha, which represents a decline of 9.7% from the previously detected area of 4,283.33 ha. The main

causes of this reduction seem to be changes in land use and the alteration and diversion of watercourses, particularly due to the expansion of agricultural oases. On a local scale, avalanches and floods have severely impacted large areas of forest, sometimes leading to their complete disappearance. These events, linked to climate change and the rise of the 0° C isotherm, increase rainfall occurrence at higher altitudes. Given that the soils in these regions are often frozen and minimally vegetated, they are not well-suited for erosive processes. This results in melting and breaking, which can cause landslides that affect the lower reaches of watersheds.

Riparian forests are groups of trees established along the edges of rivers and streams, whose structure depends fundamentally on interactions with their environment. Chapter 3 describes and analyzes the structure of these forests in the latitudinal gradient of the High Andes. On the other hand, the composition of the plant community of the associated banks is characterized and linked to its degree of conservation. Forest plots were measured at each site, where all adults and saplings were counted, and phytosociological surveys were carried out. For each tree, crown dimensions, basal diameter, stem length and total height were measured. The basal area per hectare was calculated for each sampling site. The highest values of stand basal area (m².ha⁻¹), forest cover (%) and density of adult specimens (ind.ha⁻¹) were recorded in the central region of the study area, while the highest density of regrowth (ind.ha⁻¹) corresponds to the southern sectors. Consequently, the structure of the chacay forest is more developed there as a result of latitude, environmental conditions and accessibility (the distance to routes and roads). The dynamics of these forests present dense-dependent aspects because patches with a higher number and size of individuals exclude the presence of seedlings, which occupy open spaces and do not proliferate in the understory.

Global priorities for ecological restoration encompass wetlands, native forests, and arid regions aimed at biodiversity conservation, climate change mitigation, and the practicality of implementing such programs. Historically, resources have been extracted from riparian zone forests in an unregulated manner to facilitate agricultural, urban, and industrial development. The gallery forests along the eastern slopes of the central Andes hold significant value in this context. The planning, conservation, and management of native forests necessitate the examination of their distribution, structure, and productivity, as well as their integration on a broader scale with territorial policies through the application of GIS and indicators developed from satellite imagery. The objective of Chapter 4 is to correlate the distribution maps and shrinkage processes identified with the forest structure and phytosociological data described. Three criteria were employed to achieve this objective: 1) Comparison between the potential distribution of chacay and its current distribution, 2) Forest structure parameters and their conservation status, and 3) Degradation within each watershed. Among the results obtained, there is a priority conservation area of 895.14 ha, a larger area of 2733.06 ha requiring

sustainable management, and a smaller area of 248.02 ha, where management can focus on forest restoration and the protection of water resources. The analysis has enabled the categorization of these forests, composed of chacay, maitén, and luma, based on their conservation status. Future studies should concentrate on the ecology and habitat requirements of these species, regeneration rates, and dispersal mechanisms that facilitate their colonization and establishment in various sites.

Distribución y estructura de los bosques de
chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos
Andes de
Argentina: pautas para su conservación y
restauración



Maestría en Ambiente y Desarrollo Sustentable

Universidad Nacional de Quilmes

Leandro Manuel Alvarez

Director: Pablo E. Villagra

Co-Director: Pablo Lacabana

Fecha: 08/11/2024



AGRADECIMIENTOS

A todos los que colaboraron con la etapa de planificación, búsqueda y preparación del proyecto. A Lihúén Alvarez, Malena Alvarez, Rodrigo Valdez y Leticia Guerrero que me acompañaron en la cuenca del río Blanco y otros rincones de la Cordillera en la penumbra de la pospandemia. A Aldana Calderón Archina y Muna, por la compañía y la paciencia.

Al grupo de Ecología Forestal del IANIGLA, que escucharon la idea original y aportaron mucho desde el inicio. Especialmente a Juan Alvarez, por sus sugerencias y comentarios durante la redacción del proyecto preliminar, la ejecución y la redacción. A Pablo Meglioli por su asistencia en el campo y con el diseño de Muestreo. A Leonardo Rios, por su ayuda con el análisis estadístico. A Barbara Guida Johnson por el soporte con los SIG y sensores remotos. A Carmen Sartor y Gualberto Zalazar por la identificación de ejemplares de Flora y las salidas al terreno. A Jimena Martinez Chavez por su apoyo logístico y ayuda en la Reserva Laguna del Diamante. A Juan Marcos Montanari, Rolando Poblete, Gabriela Diaz, que me asistieron en Malargüe. A los voluntarios de TECONA Malargüe. A Gabriel Jofre, Jorge Vargas y Vanesa Billoud, por sus valiosos comentarios. A Lorena Bonjour y Bertilde Rossi del Herbario Merl por la identificación de ejemplares.

A Gustavo Costa, Sergio Londero y Jimena Castillo del IANIGLA por el apoyo logístico y protocolar. A Marina Morsucci, Melisa Gimenez y Martín Hadad, por el apoyo en el terreno.

A la UNQui por la beca parcial para realizar el cursado de la Maestría.

A Pablo Villagra por la dirección del proceso y sus valiosos aportes, en el campo y en la escritura. A Pablo Lacabana de la UNQui por codirigir este trabajo final.

ÍNDICE

Capítulo 1. Introducción. Bosques ocultos en los Altos Andes y sus ecotonos: antecedentes para la búsqueda del chacay (<i>Ochetophila trinervis</i>)	9
Capítulo 2. ¿Por qué hay bosque y no más bien nada? Distribución del chacay(<i>Ochetophila trinervis</i>) en los Altos Andes, Monte y Estepa Patagónica	24
Capítulo 3.¿Qué factores influyen los patrones de la estructura forestal del chacay (<i>Ochetophila trinervis</i>) en el gradiente latitudinal de los Altos Andes ?	58
Capítulo 4. Articular escalas para recuperar el bosque de chacay (<i>Ochetophila trinervis</i>): conservar y restaurar desde la cuenca al parche forestal	79
Capítulo 5. Discusión integradora y conclusiones: limitaciones, consideraciones principales y futuras líneas de indagación sobre la ecología y distribución del chacay (<i>Ochetophila trinevis</i>) en los Altos Andes de San Juan, Mendoza y Neuquén	90
Bibliografía	98

Capítulo 1. Bosques ocultos en los Altos Andes y sus ecotonos: antecedentes para la búsqueda del chacay (*Ochetophila trinervis*)

INTRODUCCIÓN

La pérdida de bosques nativos a escala global es una problemática directamente relacionada con el sistema de producción capitalista y sus características estructurales como la lógica extractivista, la distribución desigual de la riqueza, el incremento de la población y la demanda creciente de recursos, alimentos y tierras. Esta dinámica socio-económica ocasiona consecuencias ambientales sobre servicios fundamentales para el bienestar de la humanidad, como la retención y formación del suelo, la protección y regulación de recursos hídricos y la fijación de gases de efecto invernadero (FAO 2015). Las evidencias se manifiestan en la reducción total de tierras forestales, la cual, entre 1990 y 2015 ha sido de un 3%. Si bien la tasa de pérdida global se ha reducido los últimos años, se evidencian retrocesos en las regiones tropicales, las cuales abarcan a los países de mayor desigualdad socioeconómica, mientras que las regiones templadas registran cierta recuperación (Keenan et al. 2015). Estos autores señalan que para FAO no hay diferencias entre una plantación forestal de índole productiva y un bosque nativo. No obstante esta salvedad, en este escenario, interesa destacar el rol crucial de los bosques en el ciclo hidrológico, por lo cual, la protección y regulación del suelo y el agua adquieren una importancia fundamental (Miura et al. 2015).

Alrededor del 40% de los bosques del mundo se encuentran en zonas áridas y semiáridas (Bastin et al. 2017), incluyendo amplias regiones donde se producen acentuados procesos de deforestación. Lamentablemente, no se han destinado suficientes esfuerzos de conservación y atención a estas áreas boscosas, posiblemente debido a su diversidad relativamente baja con respecto a otros bosques y escasas riquezas explotables a gran escala. Un estudio efectuado recientemente en la región occidental del Sahara, Sahel y zonas adyacentes, presenta resultados de 1.3 millones de km² de cobertura forestal hasta el momento desconocidos (Brandt et al. 2020). Los autores también señalan la importancia de los árboles aislados y su rol potencial en la mitigación de la degradación ambiental, el

cambio climático y la pobreza. Por lo tanto, la importancia de los bosques y árboles de zonas áridas es clave por los servicios ambientales que proveen (Villagra y Alvarez 2019), de los cuales se benefician poblaciones rurales y comunidades indígenas.

En zonas áridas y semiáridas, la distribución de los bosques es el resultado de las condiciones de desarrollo: factores de dispersión y establecimiento, régimen de disturbios, uso de los recursos y capacidad de regeneración de cada especie (Villagra y Alvarez 2019). No obstante, el estudio y la interpretación de estos procesos es compleja, debido a la variedad de respuestas que abarcan desde la desaparición total del área boscosa al deterioro o simplificación de la estructura forestal. El análisis de la dinámica de la distribución de una especie y el área que ocupa desde una perspectiva histórica, potencial y efectiva, permite la identificación de sitios prioritarios para la conservación y sectores donde es necesario aplicar acciones de restauración ecológica (Villagra y Alvarez 2019).

Concretamente en Argentina, los cambios en el uso del suelo y la expansión de la frontera agropecuaria han ocasionado una tasa de deforestación que varía entre las 200.000 ha anuales (Montenegro et al. 2007) y las 300.000 ha anuales (FAO 2015). La evolución de la pérdida de bosques nativos en nuestro país ha sido de 180.000 ha anuales en el período 1987-1998, 230.000 ha. anuales en 1998-2002 y estimaciones promedio de 267.000 ha anuales para el año 2006 (Schmidt, 2015). Esta situación finalmente derivó en la sanción de la ley 26.331 de Bosques Nativos en el año 2007 por el Congreso de la Nación (Schmidt, 2015). Consecuentemente, cada provincia realizó un Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN), con criterios de sustentabilidad para el aprovechamiento, protección y manejo. Si bien los valores de pérdida de bosques nativos desde entonces fueron reducidos, el valor de deforestación para el año del 2018 es de 183.368 ha. (Mónaco et al. 2020). En este escenario, es necesario la aplicación efectiva de esta legislación acorde a conocimientos específicos y contemplar las características de las especies forestales, su ecología, potencial productivo y su distribución.

En el pedemonte y las estribaciones iniciales de la cordillera de San Juan y Mendoza, hay una transición entre el Monte, la Estepa Patagónica y los Altos Andes. El área se caracteriza por el clima frío y seco, escasas precipitaciones provenientes del pacífico aunque la vertiente oriental recibe esporádicamente pulsos de humedad del atlántico, los suelos presentan una evolución restringida y poco desarrollo debido a la alta proporción de rocas expuestas, el relieve y las condiciones climáticas (Morello et al. 2012). La

heterogeneidad ambiental es considerable y genera un alto grado de variabilidad por lo cual los factores que determinan la distribución de las comunidades y especies son muy locales (Morello et al. 2012). La dinámica y composición de las comunidades vegetales y animales que habitan esta región presenta conocimiento escaso y localizado, debido a las dificultades de acceso y aislamiento (Morello et al. 2012).

En esta franja se desarrollan bosques en galería de forma restringida a valles y quebradas húmedas. El elemento característico de esta comunidad es el chacay (*Ochetophila trinervis*), el cual le otorga continuidad espacial, se establece en terrazas aluviales y bordes de humedales denominados localmente como vegas. En estos sistemas también se encuentra en menor medida el maitén (*Maytenus boaria*), el cual se sitúa en la región de La Remonta, Valle de Uco (Besio 2010), y la luma (*Escallonia myrtoidea*), un endemismo de los Altos Andes Centrales (Sede et al. 2018). Este tipo de formaciones forestales facilitan la retención del suelo, proveen de hábitat a la vida silvestre y son fundamentales en la conservación de los paisajes fluviales (Naiman y Décamps 1997). El manejo forestal requiere información detallada sobre la estructura del bosque y microclima para la conservación de hábitat, la provisión de agua de alta calidad y otros servicios ambientales (Eskelson et al. 2013).

El mapa de vegetación de Mendoza (Roig et al. 1996) representa una síntesis de estudios fitosociológicos y cartográficos de la región, donde se describen las principales asociaciones vegetales de la provincia, el tipo de paisaje y piso climático donde se desarrollan y las especies forestales principales. Se destacan especies de bosques en galería como la luma en el piso 3) Vegetación de la vertiente oriental (del cordón frontal de los Andes Centrales) con *Adesmia horrida*, *Mulinum spinosum* y *Nassauvia auxiliaris*, y el maitén en la formación 12) Matorrales húmedos de *Junellia scoparia*, *Colliguaja integerrima* y *Schinus fasciculatus* (Los números corresponden a referencias de la Figura 1). No obstante, no hay referencias al chacay, lo cual puede relacionarse con la ausencia de registros o la falta de una comunidad vegetal característica que defina la presencia de esta especie. Las otras unidades donde hay solapamiento potencial en la distribución son: 5) Comunidades de nanofanerófitos de *Adesmia pinnifolia*, *A. schneiderii*, *Adesmia obovata* y pastizales de *Poa holciformis* y *Stipa* sp. y 7) Matorrales arbustivos húmedos al pie de los Andes con *Colliguaja integerrima* y *Junellia ligustrina*.

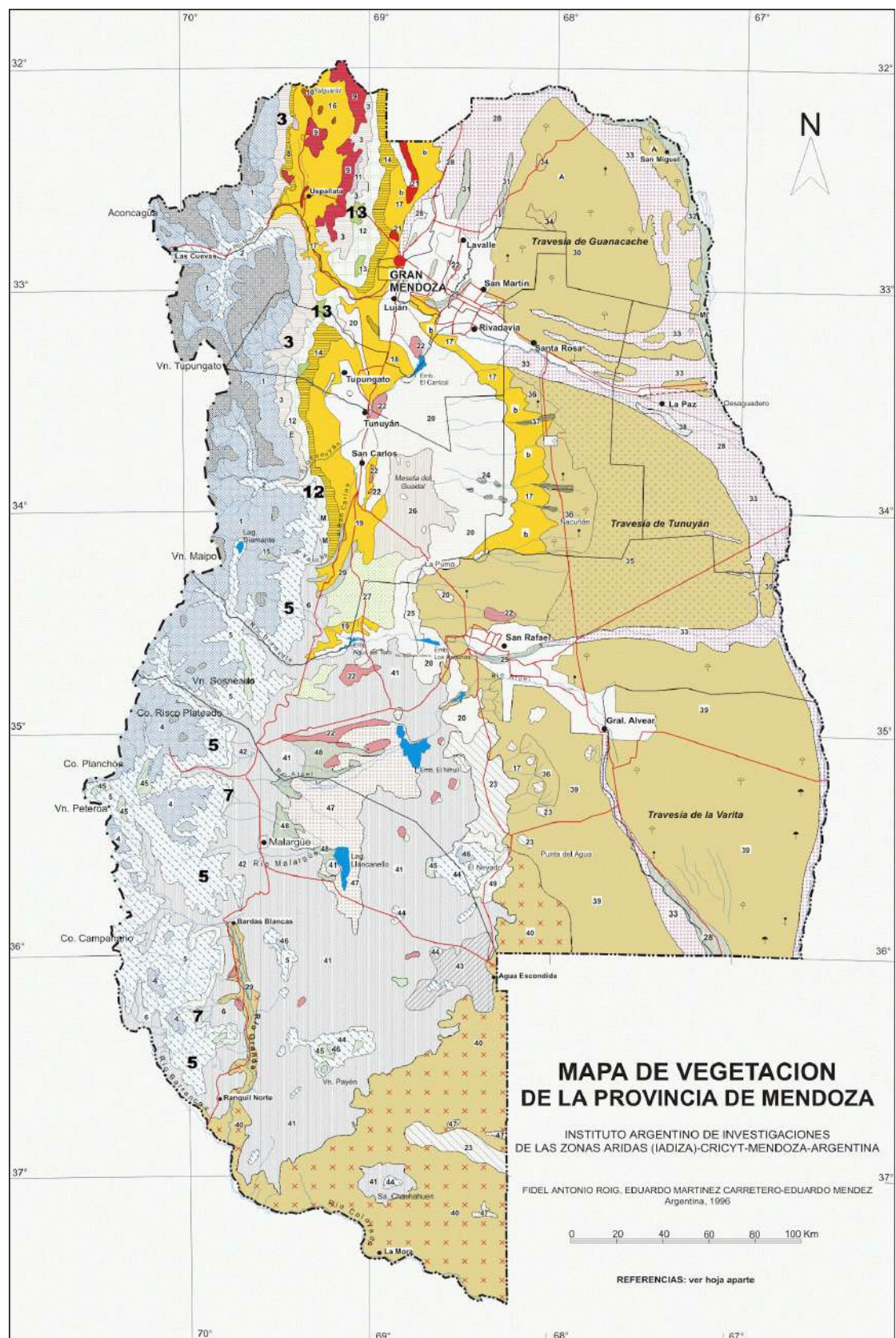


Figura 1: Mapa de vegetación de la provincia de Mendoza. Se destacan las unidades donde se mencionan especies de bosques cordilleranos y unidades con potencial para la distribución del chacay: 3, 5, 12 y 13.

Fuente: Roig et al. 1996.

La información disponible sobre los bosques en galería de montaña en los Altos Andes del centro oeste de Argentina, posiblemente vestigios en algunos casos, proviene de estudios aislados y locales. Besio (2010) realizó una descripción fitosociológica y una caracterización ambiental de las formaciones de maitén localizados en la región de La Remonta, que se sitúa entre el río Tunuyán y el arroyo Yaucha. Los ejemplares presentan alturas que varían de 4 a 10 m, forman parches de 100 a 400 m² y cubren sus requerimientos hídricos gracias al agua freática disponible. Se destacan diferentes presiones sobre el sistema como el pastoreo, el ataque de renovales por insectos o la ocurrencia de incendios en el área. Estos factores pueden ocasionar el envejecimiento observado en la estructura de edades o el estado de debilidad de algunos individuos. La autora realizó un trabajo de interpretación de fotografías aéreas para efectuar los relevamientos y sugiere que la utilización de imágenes Landsat no es adecuada para la identificación de bosques de esta especie debido al tamaño de píxel de 30 m x 30 m. En la actualidad hay imágenes satelitales de menor resolución espacial (10 m x 10 m) y libre disponibilidad, como Sentinel 2 del sensor Copernicus, las cuales podrían utilizarse para realizar clasificaciones supervisadas en base a la cartografía de Besio (2010) y Besio et al (2011). Una precisa delimitación y mapeo de las unidades forestales de esta especie, así como una caracterización de su estructura forestal, son elementos clave para su incorporación al OTBN de la provincia de Mendoza.

En este sentido, los bosques en galería de chacay de la cordillera de los Andes de Mendoza no fueron mapeados en el OTBN a sus parches reducidos y la limitada disponibilidad de imágenes satelitales de resolución adecuada, no obstante fueron considerados como de alta prioridad de conservación por su rol potencial para la conservación de cuencas hídricas (Villagra et al. 2010). En el caso de San Juan, hay un sector categorizado como rojo por su valor de protección de los recursos hídricos, hacia el Oeste de Calingasta, en la quebrada del arroyo Fiero, aunque el informe técnico correspondiente no especifica qué especies integran este tipo de bosque (Fernández et al. 2015). En Neuquén, la información disponible sobre esta especie es reducida, posiblemente debido a su carácter de elemento forestal subordinado y su ubicación en la transición entre la estepa patagónica y los bosques andinos patagónicos. A continuación se adjuntan los resultados del OTBN de las Provincias de Mendoza y San Juan, donde se observa la ausencia de representación cartográfica para la **Figura 2** y la falta de denominación para la **Figura 3**:

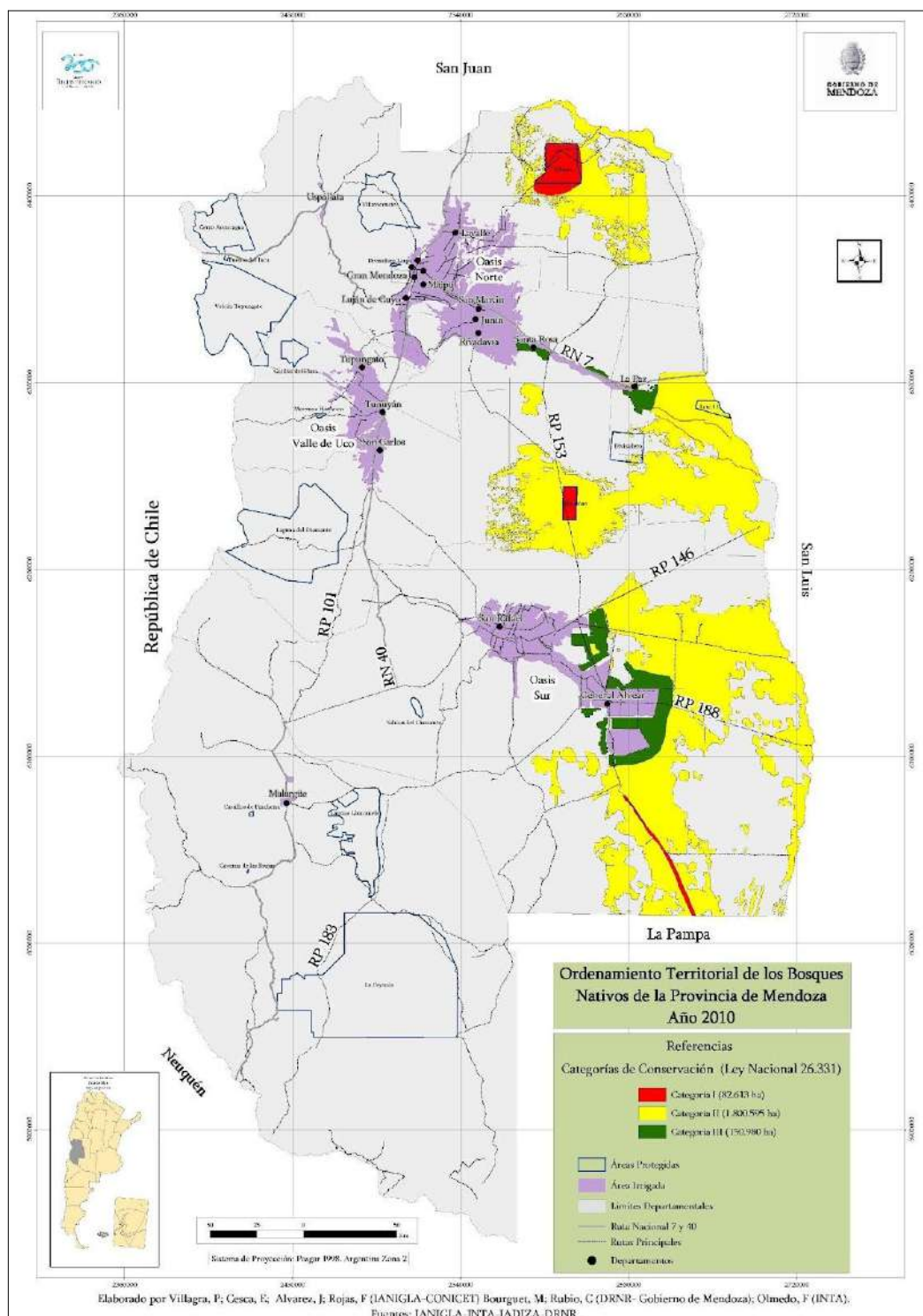


Figura 2: Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la provincia de Mendoza (Ley Provincial 8195/2010).

Fuente: Villagra et al. 2010.

En la **Figura 2** se observa la cartografía elaborada para el OTBN de la provincia de Mendoza, donde se observa el mapeo solo realizado para las llanuras del este, donde

predominan los bosques conformados principalmente por algarrobo dulce (*Prosopis flexuosa*). Los bosques en galería de montaña son protegidos mediante su inclusión en el texto del documento técnico.

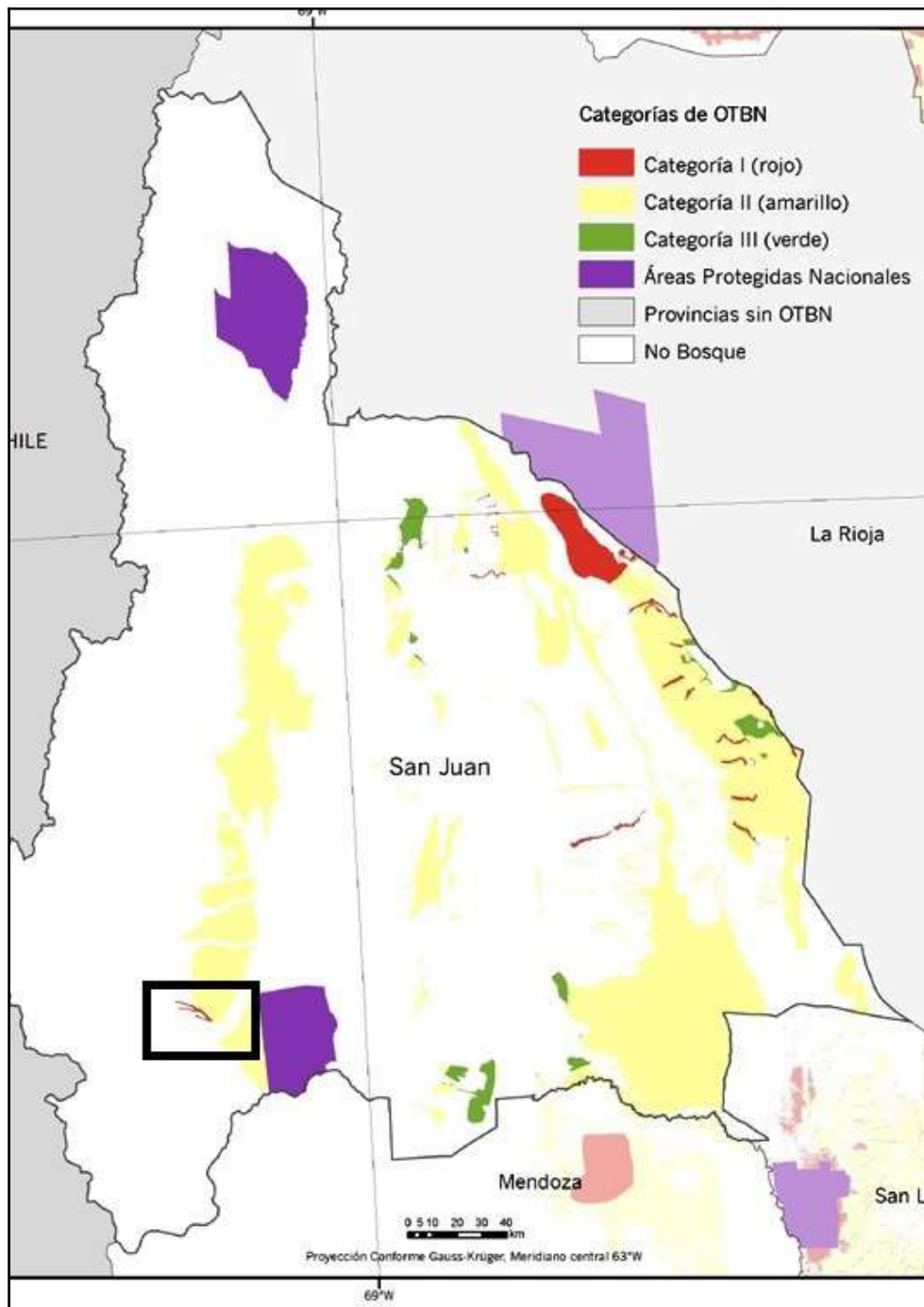


Figura 3: Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la Provincia de San Juan (Ley Provincial 8174/2010). **Fuente:** Fernández et al. 2015.

En la **Figura 3** se observa la categorización de los bosques nativos de la provincia de San Juan de la actualización correspondiente al año 2015. Los sectores de mayor protección se relacionan con áreas naturales protegidas (Ischigualasto), aunque se destaca un sitio de alto valor de conservación en la región de Calingasta, en el suroeste. Este sitio presenta este grado de protección debido a su valor por la protección de los recursos hídricos, aunque no especifica qué especies se registran o conforman el bosque (Fernández et al. 2015).

El chacay se encuentra asociado al maitén en San Carlos, en el centro de la provincia de Mendoza (Besio 2010; Besio et al. 2011), aunque su presencia se registra con frecuencia en la Cordillera Frontal de los Andes Centrales, en Uspallata (Roig et al. 1988; Martínez Carretero 2000), sitio cuya ubicación corresponde a los registros más septentrionales para la especie, Cordón del Plata (Méndez, 2007), Cordón del Portillo y otros arroyos del sur de la Provincia de Mendoza (Schmelter 2002). Es un árbol mediano que puede alcanzar hasta 8 m de altura (Tortosa 1983), una cobertura de hasta 95% (Martínez Carretero, 2000), forma bosques en galería y la disponibilidad de agua permanente parece ser clave para sus requerimientos ambientales (Roig et al. 1988), los cuales se relacionan con bordes de ríos, terrazas aluviales recientes, arroyos y cauces temporales (Schmelter 2002) y hábitat xéricos con suelos rocosos y arenosos, debido a lo cual presenta una gran plasticidad en sus hábitos de vida (Medán et al. 2012). Su follaje es caduco y rico en nutrientes, especialmente nitrógeno (Reyes et al. 2011). Sus funciones ecológicas incluyen la estabilización de suelos, la fijación de nitrógeno atmosférico mediante nódulos con bacterias simbióticas del género *Frankia* en sus raíces y su capacidad de establecimiento en suelos empobrecidos, lo cual destaca el potencial de esta especie para recuperación de tierras degradadas (Reyes et al. 2011).

El conocimiento actual sobre el chacay incluye estudios sobre la influencia de la temperatura en su crecimiento (Schmelter 2002), el tipo de dormición que presentan sus semillas (Alvarez et al. 2022), su ecología reproductiva, potencial de germinación y los efectos de la herbivoría sobre el reclutamiento (Reyes et al. 2011; Reyes et al. 2018). En los Altos Andes Centrales la temperatura estival influencia el crecimiento de esta especie, no obstante hay variabilidad asociada a factores microclimáticos y locales como la estructura de los cauces y la frecuencia e intensidad de nevadas (Schmelter 2002). El transporte de su polen ocurre mediada por insectos en búsqueda de néctar y polen, y ocasionalmente es trasladado por el viento (Medan y Devoto, 2005). Sus semillas presentan un tipo de

dormición física y su dispersión puede ocurrir mediante el transporte fluvial o el consumo de fauna silvestre (Alvarez et al. 2022). En Patagonia norte, en el gradiente de humedad que se desarrolla desde los bosques andinos patagónicos hasta la estepa, los ejemplares de chacay presentan un mayor tamaño y potencial reproductivo hacia el este, en ambientes riparios donde la humedad del suelo no es limitante (Reyes et al. 2011). En esta región, hay una gran presión de herbivoría de fauna silvestre y ganado, por lo cual las plantas desarrollan diferentes estrategias de compensación, en lo referente al rebrote y crecimiento foliar (Reyes et al. 2018).

Schmelter (2002) plantea que hay diferencias entre los individuos de chacay presentes en el norte de su región de estudio, más sensibles a las variaciones climáticas respecto los ejemplares más australes, debido a la influencia de la temperatura en su crecimiento. Por otro lado, en el proceso de germinación hay diferencias relacionadas con esta variable, la estratificación en frío presenta buenos resultados en la región comprendida entre los lagos Traful y Nahuel Huapi (Reyes et al. 2011), pero no tiene buenos resultados en los Andes Centrales, donde la escarificación química o mecánica son más efectivas, lo cual se relaciona posiblemente con los mecanismos de dispersión (Alvarez et al. 2022). En síntesis, en Patagonia norte el reclutamiento es influenciado por las condiciones locales, especialmente la humedad del suelo opera como limitante para la regeneración de esta especie (Reyes et al. 2011), la cual puede ser utilizada en la recuperación de tierras degradadas (Reyes et al. 2018).

Vezzani (2022) recopiló información de diferentes fuentes como colecciones digitales, literatura científica e informes técnicos para elaborar un mapa sobre la distribución del chacay especie en el Centro Oeste de Argentina (**Figura 4**) y junto a variables climáticas y ambientales modelar la distribución potencial con el software MaxEnt. Su resultado es un mapa de probabilidades de presencia y la importancia que aporta cada variable ambiental (**Figura 5**): En este caso fueron determinantes la distancia a cursos de agua permanentes, las precipitaciones estivales durante los meses más secos y especialmente el mes de diciembre, y la estabilidad de las temperaturas.

Los resultados más importantes del trabajo de Vezzani (2022) plantean que las mejores condiciones ambientales para la ocurrencia del chacay se registran en la zona central del área de estudio, entre los 34 ° y los 35 ° de latitud Sur y entre los 1430 y 1850 msnm. Hacia el norte de esta región los valles de Potrerillos y Uspallata, de la cuenca alta del río Mendoza, y el valle de Calingasta, de la cuenca alta del río San Juan, presentan

menor idoneidad de hábitat, posiblemente por los cambios de uso del suelo (Rubio et al. 2017) y la dinámica aluvial que se viene incrementando durante las últimas décadas (Moreiras et al. 2018). Hay casos reportados de aludes que han afectado bosques de este tipo, como el “Sendero del Chacay”, el cual se encontraba en las Vegas, Potrerillos, y desapareció después de una crecida del arroyo Las Mulas en el año 2013 (Andrés Elías comunicación personal). El presente trabajo de Maestría explora la distribución de esta especie, y su estado de conservación, con énfasis en reducciones o pérdida de bosque por factores históricos y eventos climáticos, disturbio, factores de uso.

La escasa información espacialmente explícita disponible hasta el momento respecto del chacay, justifica la intención de profundizar el estudio de su distribución, estructura forestal y estado de conservación. Estos parámetros son fundamentales para evaluar la situación de los bosques que se estudian y delinear proyectos de manejo (Alvarez et al. 2006; Alvarez et al. 2015). Para explorar la factibilidad de determinada especie para forestar y promover experiencias de restauración ecológica, es necesaria la identificación de zonas de diferentes potenciales productivos (Villagra y Alvarez 2019).

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende los pisos inferiores de los Altos Andes, y los pisos superiores del Monte de Llanuras y Mesetas y la Estepa Patagónica entre los 31° y los 39° S. Esto incluye desde la alta cuenca del río San Juan en la subregión de los Altos Andes semiáridos hasta la alta cuenca del río Neuquén, en la subregión de los Altos Andes subhúmedos (Morello et al. 2012). En esta región los bosques en galería tienen una composición donde el chacay es predominante. En sectores adyacentes del Monte de Llanuras y Mesetas, la comunidad de riberas presenta un estrato arbóreo de esta especie y el matorral de cortaderas (*Cortaderia rudiusscula*) en terrazas aluviales de ríos y arroyos (Morello et al. 2012). En la Estepa Patagónica, se menciona la frecuencia de chacay y maitén conformando bosques de ribera (Morello et al. 2012). Esta situación responde a la plasticidad de la especie y la importancia de las condiciones locales (Reyes et al. 2011).

A continuación se presenta cartografía elaborada a partir de Vezzani (2022) donde se muestran los puntos de presencia conocidos para la especie (**Figura 4**), el área de estudio y el modelo de distribución potencial del chacay (**Figura 5**). El área de distribución potencial

que se representa comprende el espacio donde se desarrollan condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento y persistencia de una especie (Villagra y Alvarez, 2019).

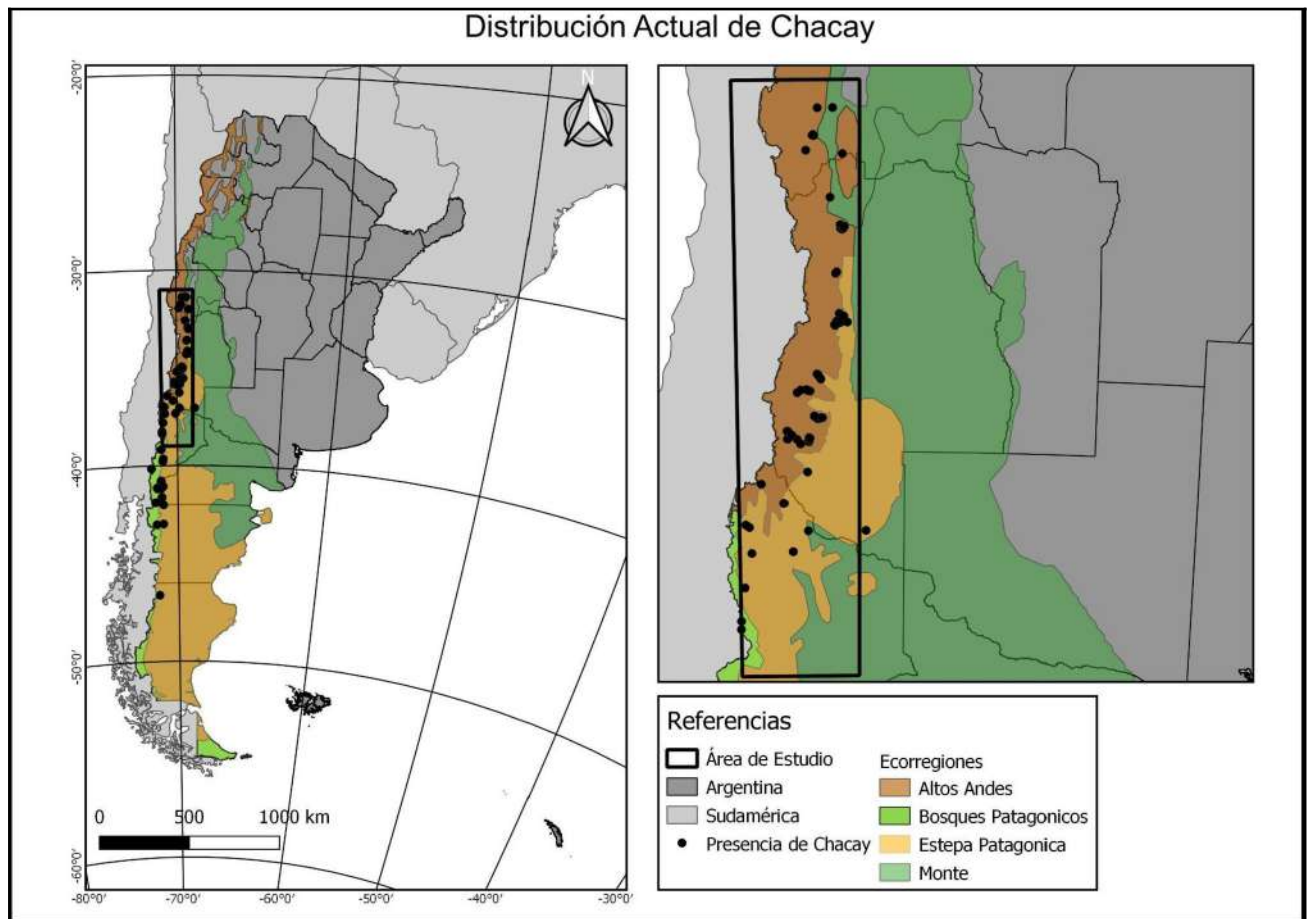


Figura 4. Área de estudio y puntos de presencia conocidos de chacay en el Centro – Oeste de Argentina, Vezzani (2022).

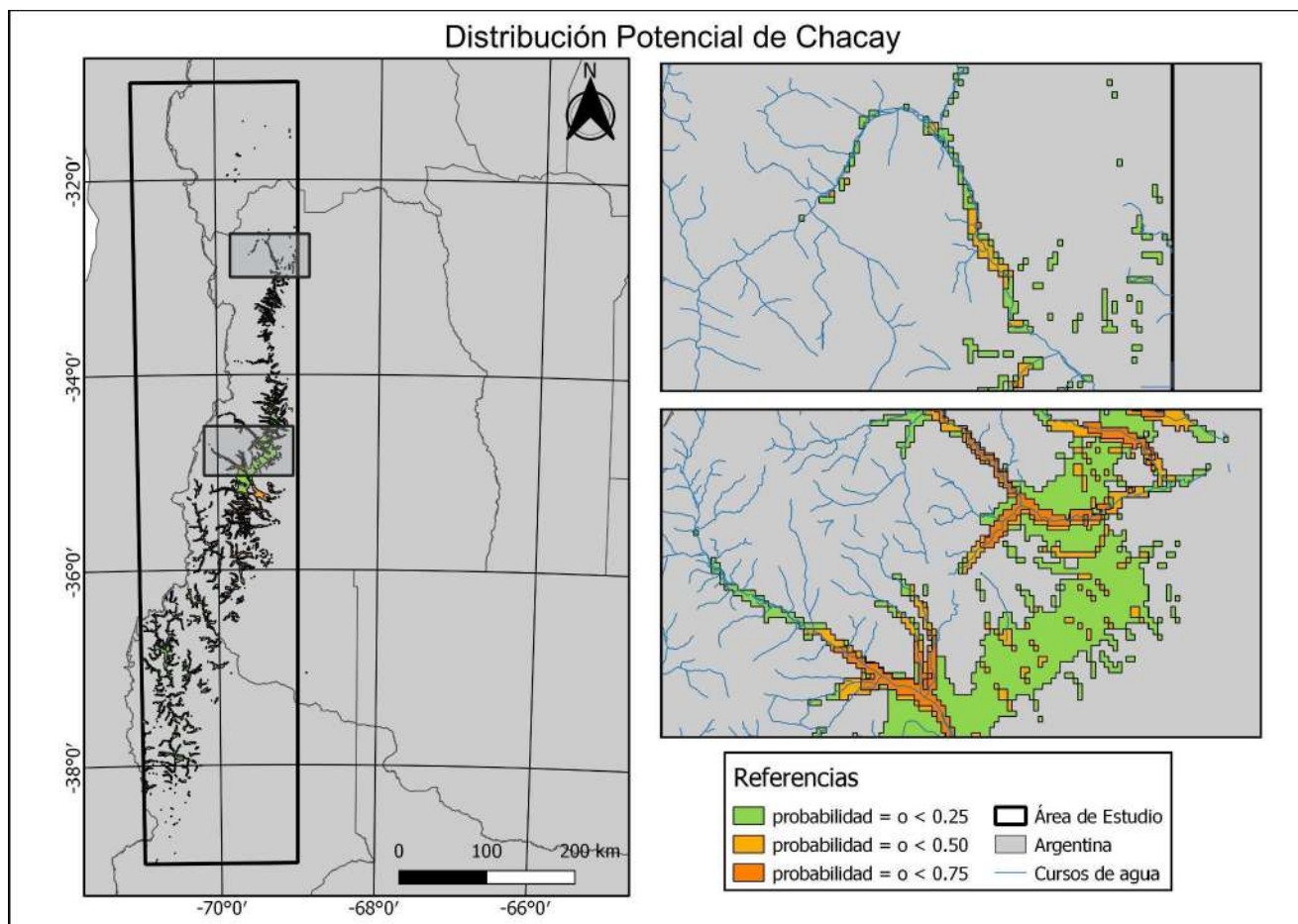


Figura 5. Modelo de distribución potencial de chacay en el Centro – Oeste de Argentina, Vezzani (2022).

Hipótesis y Predicciones

Hipótesis 1

La distribución actual del chacay es menor respecto la distribución histórica y potencial debido a disturbios antrópicos y naturales.

Predicciones

Encontrar sitios donde se evidencia una reducción superficial de los parches de bosques de chacay.

Hipótesis 2

La estructura forestal de los bosques de chacay en el centro oeste de Argentina presenta mayor complejidad y mejores condiciones de conservación en el sector central del área de estudio, en la región comprendida entre los 34° y los 35° S.

Predicciones

Los bosques de chacay del sector central del área de estudio, entre los 34° y los 35° S, presentarán mayores valores de estructura forestal que los sectores australes y septentrionales (<34° - 35°>).

Objetivo General

Modelar la distribución y describir la estructura forestal de chacay en el centro oeste de Argentina (San Juan -Mendoza - Neuquén) para contribuir al ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN).

Objetivos Específicos

- 1) Elaborar un mapa de la distribución actual de chacay en los Altos Andes y realizar un análisis multitemporal.
- 2) Analizar la estructura de los bosques de chacay en los Altos Andes y describir la comunidad vegetal acompañante.
- 3) Identificar sitios prioritarios de conservación y sitios con potencial de restauración.

Capítulo 2

¿Por qué hay bosque y no más bien nada? Distribución del chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos Andes, Monte y Estepa Patagónica



INTRODUCCIÓN

El impacto global de la deforestación tiene consecuencias en el clima, la pérdida de biodiversidad y la provisión de servicios ambientales (Villagra y Alvarez, 2019). Los bosques nativos de zonas áridas y semiáridas son fundamentales por los servicios que brindan, por lo cual su conservación y manejo adquiere una relevancia prioritaria (Villagra y Alvarez, 2019). En el presente capítulo vamos a centrarnos en el mapeo y análisis de cambios de la distribución de los bosques en galería de chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos Andes Centrales y sus ecotonos con el Monte y la Estepa Patagónica. Los bosques en galería son conjuntos de árboles nativos que se desarrollan en bordes de ríos y arroyos (Mendoza-Cariño et al. 2023), y en regiones áridas de montaña, existe una gran heterogeneidad espacial que limita la presencia de especies forestales por la variabilidad local, lo cual incluye la temperatura, pendiente, tipo de suelo, precipitaciones y humedad (Yang et al.

2018). En este sentido, los requerimientos de hábitat y sus consecuencias en la distribución de las especies se nutren conceptualmente de la teoría del nicho ecológico. El nicho potencial definido como porción del espacio ambiental existente en el cual una especie puede establecerse y persistir, y el nicho efectivo, una extensión reducida por la interacción con otras especies o por limitaciones en la dispersión (Vásquez, 2005).

La distribución potencial comprende el espacio donde se desarrolla un conjunto de condiciones ambientales óptimas para el establecimiento y persistencia de una especie, por factores de dispersión y aleatorios se reduce a la distribución histórica, la cual deviene en distribución actual debido a la historia de uso y el régimen de disturbios (Villagra y Alvarez, 2019). En la revisión sobre patrones de distribución y nicho ecológico de Soberón (2007), el autor señala los factores que determinan esta relación: 1) la capacidad de dispersión de las especies, la cual determina las regiones del mundo accesibles para las mismas, 2) la distribución espacial de las condiciones que favorecen el establecimiento, supervivencia y reproducción de los individuos y 3) las interacciones con predadores, competidores, patógenos y la dinámica y disponibilidad de recursos, así como la frecuencia de disturbios en un ambiente determinado. El modelado de distribución de especies se basa en estos factores, su enfoque tiene un alto componente espacial y es sostenido por la teoría de nicho, por lo cual los modelos de distribución de especies son conocidos también como modelos de nicho o modelado de nicho potencial (Yackulic y Ginsberg, 2016). Estos métodos relacionan datos de distribución de forma estadística a diferentes variables ambientales, se extrapola la asociación al resto del área de interés y se obtiene una grilla de probabilidades de presencia de la especie en un espacio determinado, lo cual en términos prácticos señala la similitud ambiental de cada punto del terreno con las zonas de presencia actual de la especie (Mateo et al. 2011). En este sentido, se han difundido y utilizado ampliamente estos procedimientos para explorar los efectos de los cambios ambientales a diferentes escalas en la distribución de especies (Yackulic y Ginsberg, 2016).

Vezzani (2022) utilizó el software MaxEnt para realizar un modelado de la distribución potencial del chacay en base a la recolección de puntos de presencia conocida de la especie y variables climáticas, topográficas e hidrológicas. Sus resultados principales son una grilla de probabilidades de presencia para el área de estudio: baja ($>0.25 = 7639,23 \text{ km}^2$), media ($>0.50 = 2251,98 \text{ km}^2$) y alta ($>0.75 = 694,2 \text{ km}^2$), la identificación de las variables que

influyen la distribución de la especie (temperatura, proximidad a cursos de agua y precipitaciones) y postulados hipotéticos sobre la idoneidad de hábitat: las mejores condiciones ambientales se registran a escala regional en el sector comprendido entre los 34° y los 35° S mientras que a escala local en los tramos medios de ríos y arroyos, entre 1430 y 1850 msnm. Esta Tesis toma de base la distribución potencial descrita por Vezzani (2022), que sirve de punto de partida para el estudio de la distribución actual del chacay en los Altos Andes.

Una revisión de los factores ecológicos que determinan la presencia del chacay en los Altos Andes y la transición con el Monte y la Estepa Patagónica es necesaria para elaborar un mapa de distribución actualizada y sus variaciones temporales. La proximidad a cauces permanentes es uno de los requerimientos esenciales, debido a la disponibilidad de agua permanente (Roig et al. 1988), lo cual determina su presencia principalmente en riberas y terrazas recientes de ríos y arroyos (Martínez Carretero, 2000). En Patagonia, Medán y Devoto (2005) plantean que las poblaciones de chacay de los tramos altos de las cuencas constituyen bosques riparios continuos mientras que aguas abajo, en los límites del rango de tolerancia de la especie, tienen a establecerse grupos aislados de pocos individuos.

Entre los factores que potencialmente influyen la retracción de chacay se destaca su degradación por la extracción de madera, proceso que cuenta con registros documentados de su uso como combustible por ejemplo por pobladores cazadores y recolectores en el período comprendido por los últimos 2200 años en el valle del río Atuel, en la zona central del área de estudio (Andreoni y Capparelli, 2012). Luego, en 1879 Olascoaga refiere su importancia como leña en el valle del río Grande en Malargüe (Prieto y Abraham, 1998) y Martínez Carretero (2000) menciona el deterioro de los bosques de este tipo en el arroyo Chacay, en el valle de Uspallata, en la cuenca del río Mendoza, en la zona norte del área de estudio.

Rojas et al. (2020) estudiaron las tendencias de los cambios de usos del suelo de las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán para el periodo comprendido entre 1986 y 2018, en la región que abarca los oasis irrigados de Uspallata, Mendoza y Valle de Uco, entre los 31° y los 34° S, lo cual se solapa integralmente con la zona norte del área de estudio de la presente Tesis. Sus resultados principales muestran que hay una expansión agrícola, incremento de ocupación urbana y pérdidas generales de vegetación natural. Los factores

que impulsan este proceso se relacionan fundamentalmente con el reordenamiento de la producción vitivinícola, las políticas hídricas y el crecimiento demográfico. El cambio de uso del suelo ha sido estudiado a escala local en la cuenca del río Blanco, la cual integra el sistema del río Mendoza, en el valle de Potrerillos (Rubio et al. 2017). La expansión de las tierras de cultivo, el crecimiento urbano y la consecuente demanda de recursos se acentúa en este contexto, ocasionando la intervención de los tramos superiores de las cuencas y la modificación de los cauces para captación de agua superficial (Escolar y Saldi, 2017) y un gran impacto de extracción de agua subterránea, especialmente en la cuenca alta del río Tunuyán, lo cual afecta indirectamente a los cauces (Martin y Larsimont, 2016). Las repercusiones de estos procesos de modificación de uso del suelo e intervención del régimen hidrológico, pueden afectar directamente a las poblaciones de chacay, debido a sus requerimientos de hábitat relacionados con la disponibilidad hídrica y su ocupación de riberas y terrazas aluviales (Roig et al. 1988; Martínez Carretero, 2000).

El cambio climático, las alteraciones en el régimen climático y los patrones de precipitaciones pueden afectar el paisaje y geomorfología de los Altos Andes Centrales, y consecuentemente la distribución del chacay. Estudios recientes en la cuenca alta del río Mendoza se han centrado en la identificación y mapeo de eventos de remoción en masa, los cuales afectan quebradas o surcos en función de la pendiente (Paez et al. 2013), y su relación con los patrones climáticos y el calentamiento global (Moreiras et al. 2018; Vergara et al. 2020). Sus conclusiones principales apuntan a que la vertiente oriental de la cordillera responde significativamente al levantamiento de la isoterma 0°C (línea de altura del congelamiento) y al incremento de eventos de lluvias estivales, lo cual acciona flujos de detritos y aludes. Solo para el período que abarca desde diciembre de 2015 hasta febrero del 2016 se registraron 29 avalanchas de gran potencial destructivo. En la misma cuenca alta del río Mendoza, fue documentado un alud que destruyó totalmente un bosque de chacay, el cual contaba con una categoría de protección municipal, en el pueblo de Las Vegas, Potrerillos, y desapareció producto de un alud del arroyo Las Mulas en el año 2013 (Andrés Elías comunicación personal).

El objetivo general del presente capítulo es modelar la distribución actual de chacay integrando variables de usos del suelo, disturbios naturales y la evolución temporal reciente. La predicción que deriva de este postulado es que registrar sitios donde hay una reducción

superficial de los parches de bosques de chacay para el periodo 2015 - 2023.

Metodología

Para el análisis de la distribución de los bosques de chacay y sus cambios, se realizaron clasificaciones supervisadas basadas en píxeles, sobre el espectro visible y el infrarrojo cercano, cuya una resolución espacial es de 10m y 20m respectivamente. El procesamiento se realizó a partir de imágenes Sentinel-2 utilizando Google Earth Engine, lo cual facilita el acceso a diferentes bases de datos espaciales (Gorelick et al. 2017) y ha sido empleada previamente, con buenos resultados para bosques del Monte (Guida Johnson et al. 2021). En esta plataforma abierta se compusieron mosaicos, para lo cual se seleccionan píxeles de una serie de imágenes satelitales disponibles en función de su calidad, la ausencia de nubes y errores. Para componer los mosaicos, se seleccionaron los periodos estivales (noviembre-marzo) debido a la naturaleza caduca del follaje (Tortosa, 1983), lo cual incrementa la probabilidad de detección de la especie. El período temporal analizado abarca desde los años 2015-2016 (año de lanzamiento del sensor Copernicus) hasta 2022-2023. Además, en algunos casos donde se percibieron cambios que pudieron ocurrir fuera del período analizado, se sumaron visualizaciones en sitios puntuales con imágenes satelitales de alta resolución de Google Earth Pro y la herramienta de imágenes históricas para complementar el análisis realizado.

El área de estudio fue dividida en sectores basados en los límites de las cuencas, debido a las limitaciones que plantea su extensión (Figura 2.1), la heterogeneidad ambiental que presenta y con la finalidad de simplificar la disposición de las muestras de entrenamiento. Cada sector fue revisado exhaustivamente mediante un SIG conformado por imágenes de alta resolución (Bing Maps, Google Satellite), el modelo de distribución potencial de chacay de Vezzani (2022) y puntos de GPS colectados en diferentes relevamientos. Algunos sitios, como Quebrada Fiera en la cuenca del río San Juan, el arroyo Chacay y el río Blanco de la cuenca del río Mendoza y el arroyo Yaucha de la cuenca del río Tunuyán, sirvieron para detectar errores de los mapas en el terreno, por lo cual, se rectificaron muestras de entrenamiento y se realizaron las clasificaciones nuevamente.

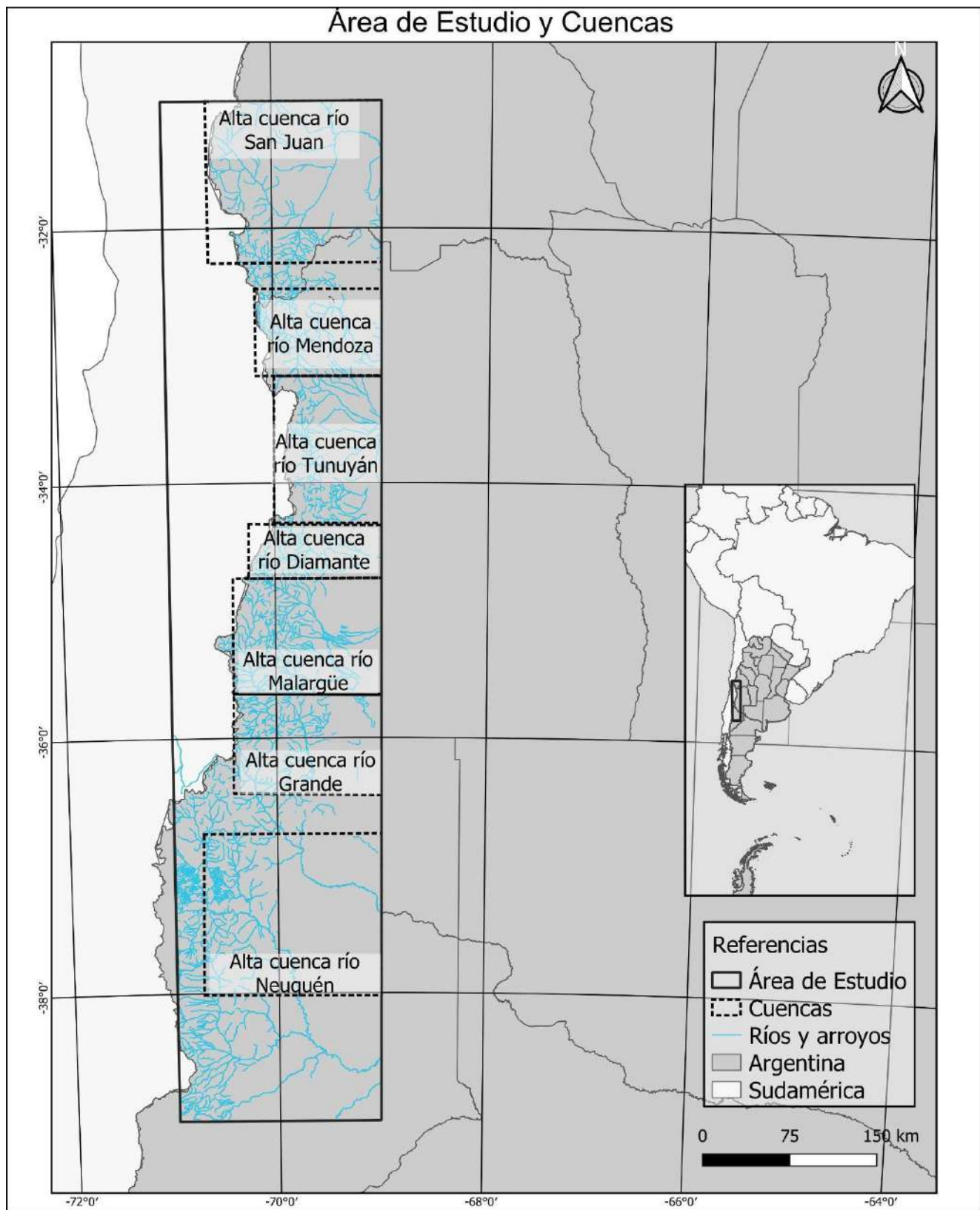


Figura 2.1. Área de estudio y cuencas donde se realizaron las clasificaciones supervisadas de chacay en los Altos Andes Centrales de Argentina.

Conociendo la disposición de los bosques en torno a los cursos de agua, las clasificaciones de imágenes satelitales se realizaron en un área de influencia de 1 km a ambos lados de las márgenes de ríos y arroyos de los sectores analizados. Para esto, se utilizó la capa de cursos de agua del IGN y se trazó un buffer de 1 km. En estas zonas de ribera se tomaron las muestras de entrenamiento, las cuales tienen un tamaño equivalente al de un píxel de Sentinel (10m x 10m). En las muestras se distinguieron dos categorías: “bosque” (100% de cobertura de árboles) y “no bosque” (0% de cobertura de árboles). La cantidad de muestras de entrenamiento varió entre los sectores analizados debido a su extensión y la complejidad de la cuenca (Tabla 2.1).

Partiendo del modelo de distribución potencial y de la visualización de imágenes satelitales de alta resolución, en cada cuenca se realizó una máscara mediante un buffer de ríos y arroyos de 1 km de distancia. Se entrenó a un clasificador a partir de muestras correspondientes a las categorías “bosque” y “no-bosque” (Ver Tabla 2.1).

Para realizar las clasificaciones se utilizó el algoritmo Random Forest. Para optimizar la detectabilidad de los bosques, se incorporaron al mosaico capas correspondientes al cálculo de índices espectrales, las cuales fueron incorporadas como bandas adicionales a las clasificaciones y se relacionan con los requerimientos ambientales del chacay y su follaje. Se incorporó el Índice Normalizado de Diferencia de Agua Modificado (MNDWI, Xu, 2006) para detectar agua superficial, el cual se calcula como:

$$\text{MNDWI} = (V - \text{SWIR}) / (V + \text{SWIR}),$$

donde V corresponde a la banda verde y SWIR corresponde a la banda del infrarrojo de onda corta. Este índice fue utilizado con buenos resultados para estudiar variaciones de la laguna de Llanquanelo (Bianchi et al. 2017; Alvarez et al. 2018) y para estudiar los efectos de obras de restauración ejecutadas por el gobierno de San Luis en la localidad de Desaguadero (Calderón Archina y Alvarez, 2022). También se incorporó el Índice de Diferencia Normalizada de Humedad (NDMI), el cual refleja cambios en la humedad del suelo (Wilson y Sader, 2002) y en la vegetación (Freitas et al. 2005) y se obtiene:

$$\text{NDMI} = (\text{NIR} - \text{MIR}) / (\text{NIR} + \text{MIR}),$$

en este caso NIR es el infrarrojo cercano y MIR el infrarrojo medio. Para detectar el follaje del bosque y el vigor de la vegetación, se utilizaron dos índices: el Índice de Diferencia Normalizada de Vegetación (NDVI) y el Índice de Vegetación Mejorado (EVI), los cuales se calculan:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}),$$

$$\text{EVI} = 2.5 * ((\text{SWIR} - \text{RED}) / (\text{SWIR} + 6 * \text{RED} - 7.5 * \text{BLUE} + 1))$$

donde RED y BLUE corresponden a las bandas roja y azul del espectro visible, respectivamente y SWIR al infrarrojo de onda corta. Los valores numéricos son factores de corrección. El NDVI y el NDMI fueron utilizados para correlacionar la biomasa aérea del bosque árido del Chaco en la estación seca tardía (otoño) y elaborar cartografía predictiva (Gasparri et al. 2010).

Las muestras de clasificación y validación corresponden respectivamente a un 80% y 20% del total en cada cuenca.

Una vez realizadas las clasificaciones, se efectuaron tareas de post-clasificación basadas en filtrado de píxeles y disolución. Se validaron los resultados obtenidos por medio de matrices de error confeccionadas a partir de píxeles y se vectorizaron para calcular las superficies de bosque. El procesamiento y la elaboración de cartografía se realizó con el software libre QGIS 3.24.2.

Tabla 2.1. Sitios de estudio, cuenca asociada y muestras de entrenamiento utilizadas para entrenar el clasificador.

Cuenca	Sitio de Estudio	Muestras de Entrenamiento (polígonos)
Cuenca Alta río San Juan	Valle de Calingasta	6053
Cuenca Alta río Mendoza	Arroyo Chacay	127
	Valle de Potrerillos	1205
Cuenca Alta río Tunuyán	La Carrera	865
	Campo Los Andes	2091
	La Remonta	2800
	Arroyo Yaucha y Papagayos	2868
Cuenca Alta río Diamante	Arroyo Las Aucas y río Blanco	4023
Cuenca Alta río Malargüe y Atuel	Río Malargüe y Atuel	3525
Cuenca Alta río Grande	Río Grande	805
Cuenca Alta río Neuquén	Volcán Tromen	3820

Resultados

En total, para el periodo estival comprendido entre noviembre de 2022 hasta marzo de 2023, se detectaron **3.867,22** ha de bosque nativo compuesto fundamentalmente por esta especie. Del análisis de cambios respecto el año 2015, se observa una reducción de **416,08** ha, lo cual representa el **9,7 %** ya que la superficie detectada para ese momento es de **4.283,33** ha. A continuación se presentan los resultados generales mediante cartografía (**Figura 2.2**), y tablas con las matrices de errores, la exactitud de las clasificaciones (**Tabla 2.2**) y los cambios por cuenca y sitio (**Tabla 2.3**). Posteriormente, se presenta la cartografía en detalle de cada una de las cuencas trabajadas y los cambios en cobertura de bosques entre los dos períodos analizados.

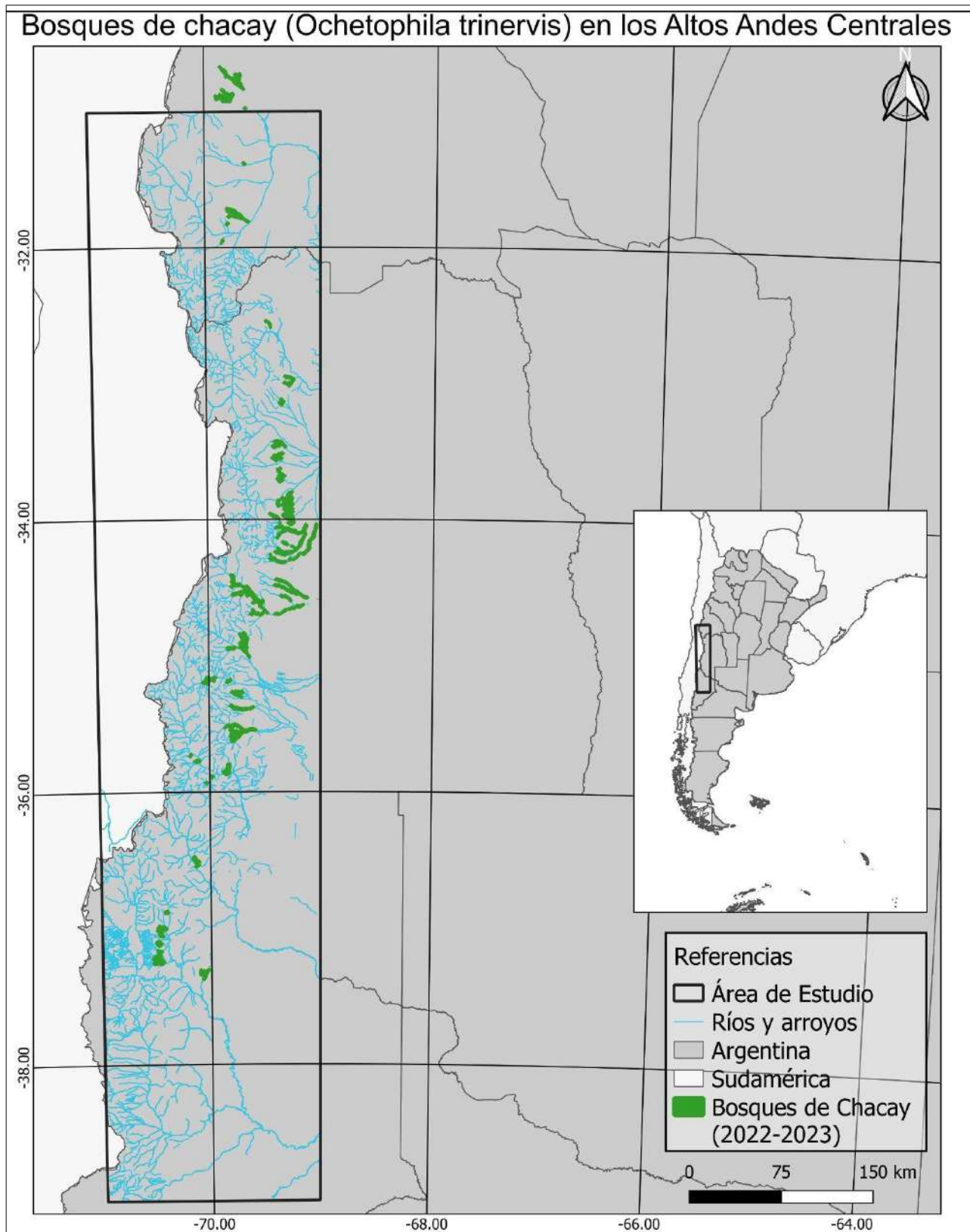


Figura 2.2. Bosques de chacay en los Altos Andes de Argentina para el periodo estival 2022-2023. Las capas de bosque fueron expresadas con línea de borde de 0,6 para facilitar su visualización, la cual se dificulta debido a la escala de visualización y el tamaño del objeto a representar.

Tabla 2.2. Matrices de error y exactitud de las clasificaciones por cuenca, sitio de estudio y periodo.

Cuenca	Sitio	Período	Matrices de Error		Exactitud (%)
Cuenca Alta río San Juan	Río Castaño	2015	2414	253	87
			298	1356	
		2023	2443	224	88
			292	1362	
	Arroyo Calingasta	2015	1440	35	95
			43	195	
		2023	1440	35	96
			29	209	
	Quebrada Fiera	2015	1440	35	95
			43	195	
		2023	1440	35	96
			29	209	
	Río Colorado	2015	1440	35	95
			43	195	
		2023	1440	35	96
			29	209	
Cuenca Alta río Mendoza	Arroyo Chacay	2015	1440	34	95
			43	195	
		2023	1440	35	96
			29	209	
	Río Blanco	2015	1087	23	87
			136	13	
		2023	1095	26	88
			123	28	
Cuenca Alta río Tunuyán	La Carrera	2015	562	52	81
			107	118	
		2023	570	44	87
			63	162	
	Manzano Histórico y Campo los Andes	2015	1190	119	76
			319	241	
		2023	1170	139	83
			165	395	
	La Remonta	2015	1976	151	87
			202	542	

		2023	1995	132	89
			194	550	
	Arroyos Yaucha y Papagayos	2015	1822	191	84
			224	458	
		2023	1852	162	86
			201	481	
Cuenca alta río Diamante	Arroyo Las Aucas	2015	2812	268	87
			257	762	
		2023	2880	200	88
			229	270	
Cuenca alta ríos Atuel y Malargüe	Arroyo Blanco, Arroyo Chacay y río Malargüe	2015	1842	395	79
			326	970	
		2023	1878	360	82
			263	1033	
Cuenca alta río Grande	Puesto Invernada del Viejo y arroyo El Gancho	2015	465	90	80
			63	160	
		2023	474	80	84
			45	178	
Cuenca alta río Neuquén	Volcán Tromen y Cordillera del Viento	2015	2007	386	82
			301	1235	
		2023	2069	324	85
			242	1294	

Tabla 2.3. Superficies detectadas de bosque de chacay por cuenca, sitio de estudio y periodo.

Cuenca	Sitio	Periodo	Sup. (ha)	Proceso registrado
Cuenca alta río San Juan	Río Castaño	2015	192,33	Retracción de 27,65 ha.
		2023	164,68	
	Arroyo Calingasta	2015	2,47	Estable
		2023	1,75	
	Quebrada Fiera	2015	58,8	Expansión de 8,7 ha.

	Río Colorado	2023	67,53	Retracción de 4,54 ha.
		2015	4,47	
		2023	1,06	
Cuenca alta río Mendoza	Arroyo Chacay	2015	10,6	Retracción de 7,46 ha.
		2023	1,56	
	Río Blanco	2015	11,89	Estable
		2023	13,11	
Cuenca alta río Tunuyán	La Carrera	2015	71,64	Estable
		2023	74,13	
	Manzano Histórico y Campo los Andes	2015	197,28	Retracción de 27,36 ha.
		2023	169,92	
	La Remonta	2015	583,57	Retracción de 27,22 ha.
		2023	556,35	
	Arroyos Yaucha y Papagayos	2015	286,84	Expansión de 41,39 ha.
		2023	328,23	
Cuenca alta río Diamante	Arroyo Las Aucas	2015	298,72	Retracción de 37,43 ha.
		2023	261,29	
Cuenca alta ríos Atuel y Malargüe	Arroyo Blanco, Arroyo Chacay y río Malargüe	2015	1058,15	Retracción de 86,94 ha.
		2023	971,21	
Cuenca alta río Grande	Puesto Invernada del Viejo y arroyo El Gancho	2015	165,99	Retracción de 8,22 ha.
		2023	174,21	
Cuenca alta río Neuquén	Volcán Tromen y Cordillera del Viento	2015	1166,34	Retracción de 84,15 ha.
		2023	1082,19	

Cuenca alta río San Juan

En la cuenca alta del río San Juan se detectaron bosques de chacay en 4 sitios: Quebrada Fiera, arroyo Calingasta, río Colorado y río Castaño, cuya superficie total comprende 235,02. El cambio para el periodo de 8 años analizado representa una retracción

de 23,05 ha respecto a las 258,07 ha de bosque nativo registradas en 2015. A continuación se presentan los resultados en formato cartográfico:

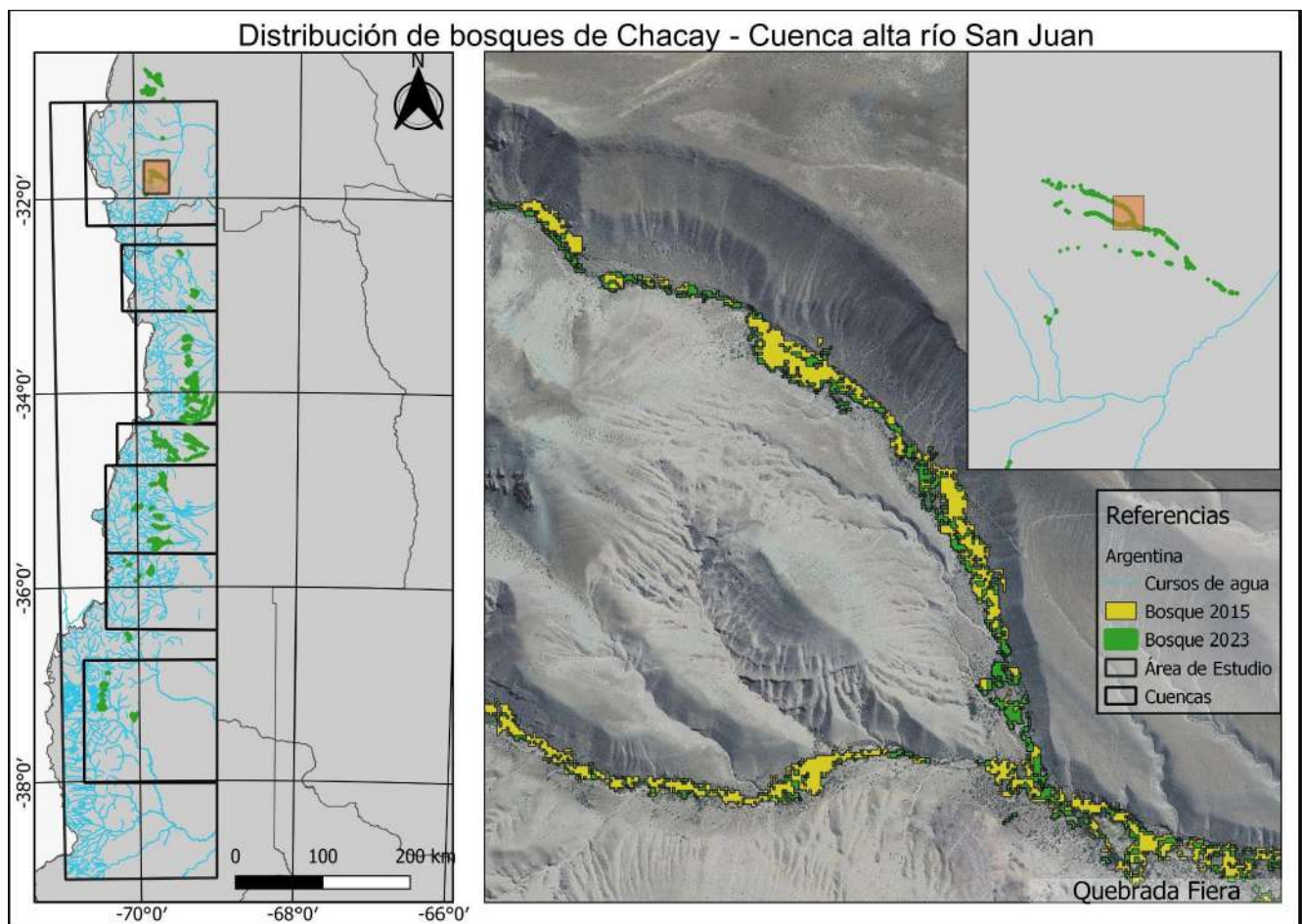


Figura 2.3. Bosques de chacay en la cuenca alta del río San Juan para los periodos estivales de 2015 y 2023.

Cuenca alta río Mendoza

En la cuenca alta del río Mendoza se registraron 14,67 ha de bosques de chacay en los valles de Uspallata y Potrerillos, que serán analizados por separado debido a las características de los procesos observados en cada sitio. En general la modificación consiste en una pérdida de 7,82 ha respecto a las 22,49 ha de bosque de esta especie detectadas en 2015. Estas pérdidas forestales se registran principalmente en el arroyo Chacay. Posteriormente, se revisó la serie de imágenes históricas disponibles de Google Earth Pro para este sitio, lo cual permitió evidenciar dos aludes ocurridos entre enero del 2012 y noviembre del 2013, y entre marzo del 2016 y enero del 2018. Esta sucesión se presenta en las Figuras 2.5 y 2.6.

En este caso, cómo detectamos un alud ocurrido entre enero del 2012 y noviembre del 2013, se sumó una evaluación de la pérdida de bosque previa al periodo analizado en el resto de los sitios (2015-2023), con el objeto de determinar el efecto de dicho alud. Para esto, se efectuó una digitalización sobre el mosaico de enero de 2012 de Google Earth Pro que permitió detectar superficie de 15,57 ha de bosque, la cual fue afectada por el alud. Esta capa se agrega en la cartografía presentada y permite estimar una pérdida total de 14,01 ha de bosque en el arroyo Chacay para un periodo de 10 años.

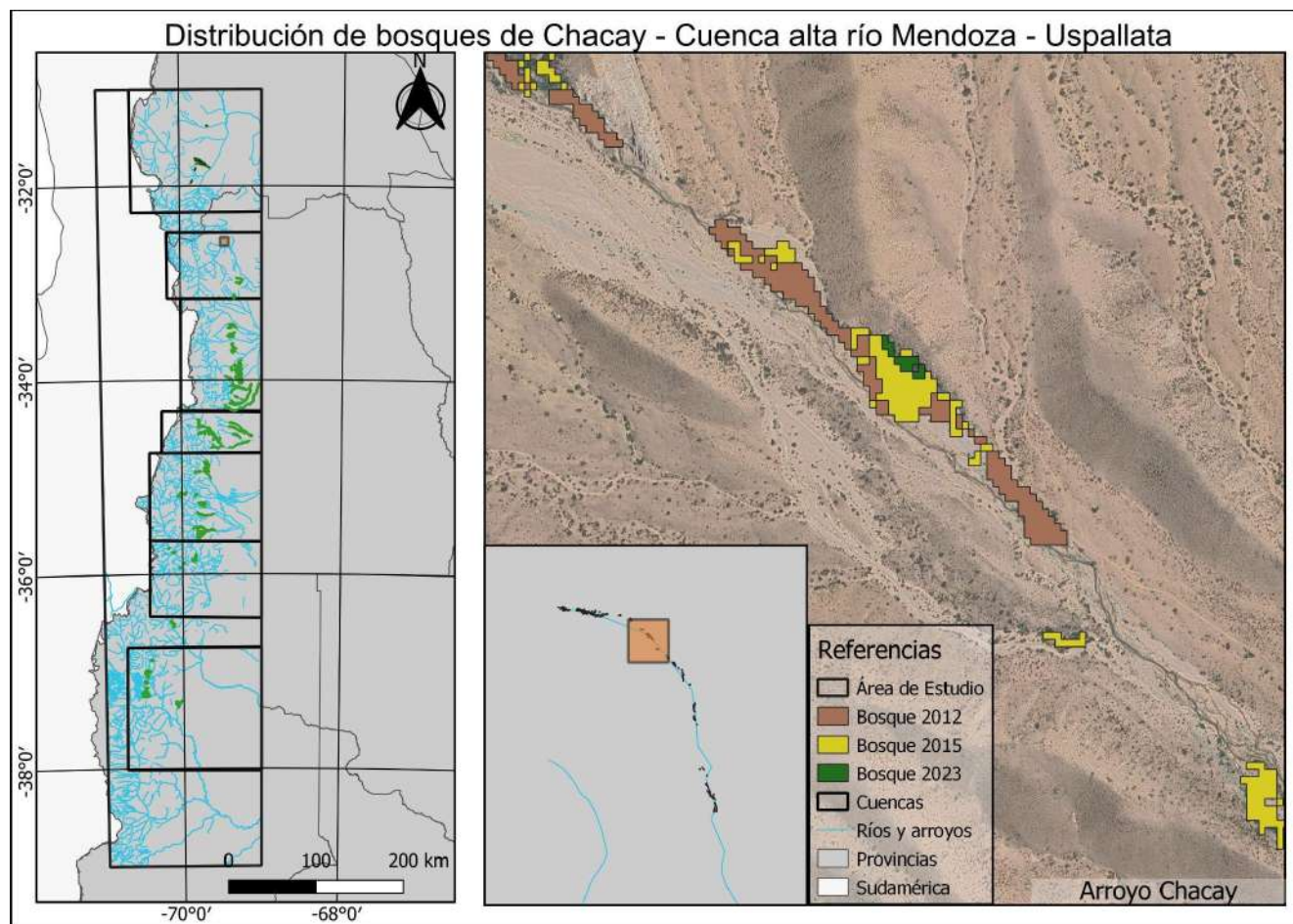


Figura 2.4. Bosques de chacay en el valle de Uspallata en la cuenca alta del río Mendoza para los periodos estivales de 2012, 2015 y 2023.

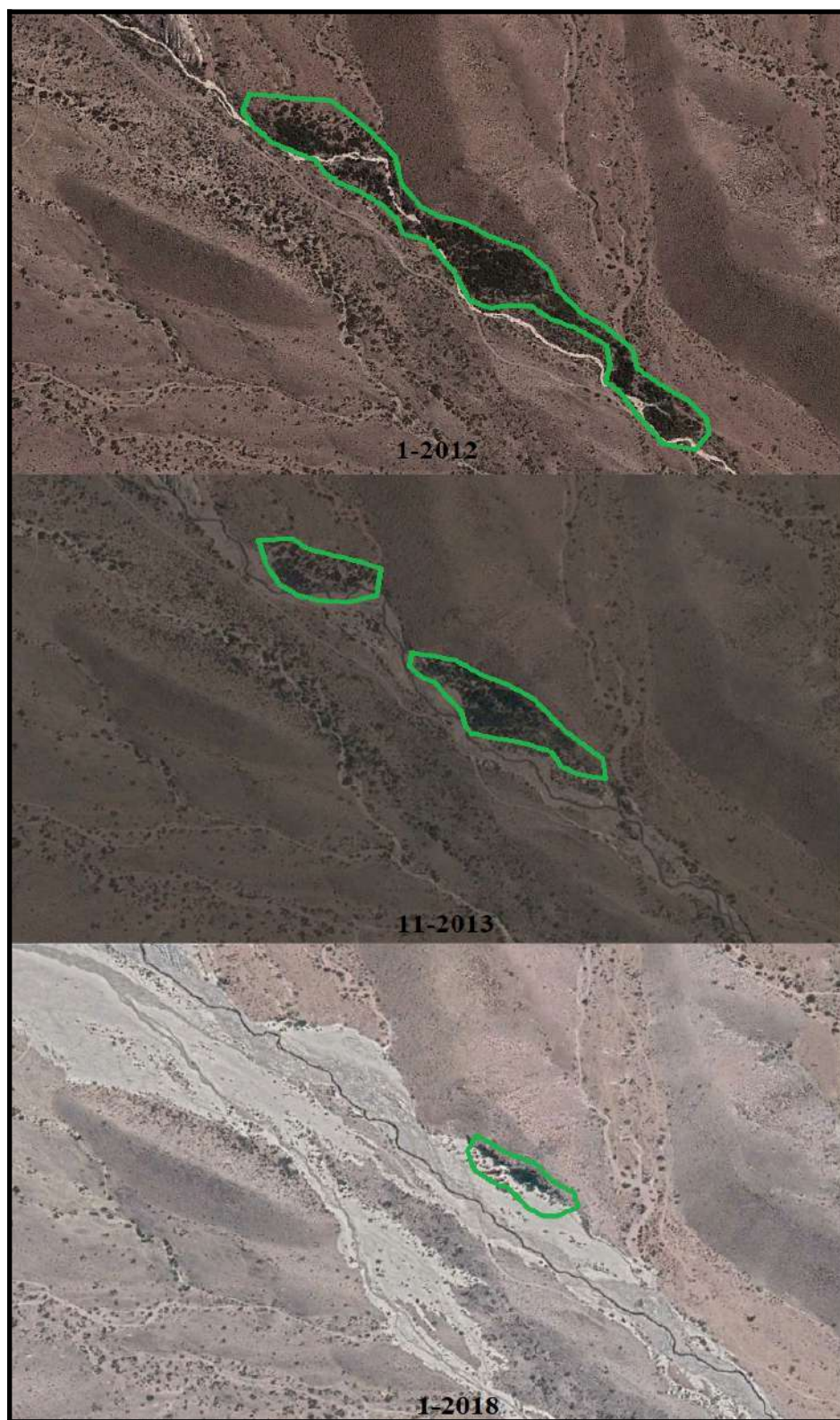


Figura 2.5. Serie de imágenes históricas de Google Earth Pro, donde se observan parches de bosque de chacay en el arroyo homónimo en Uspallata, en la cuenca alta del río Mendoza. Se observa el proceso de reducción de superficie por eventos aluvionales.

En el valle de Potrerillos no se registraron diferencias para el periodo analizado: se detectaron 11,89 y 13,11 ha de bosque de chacay para los años 2015 y 2023 respectivamente. No obstante, se recorrió el sitio “El Sendero del Chacay”, sobre el cual se recibió información del impacto de un alud y su consecuente desaparición en el 2013. Se constató la ausencia de ejemplares de esta especie y se revisaron las imágenes históricas disponibles de Google Earth Pro, donde se observa la magnitud de la crecida y la desaparición de vegetación asociada al cauce del arroyo Las Mulas.

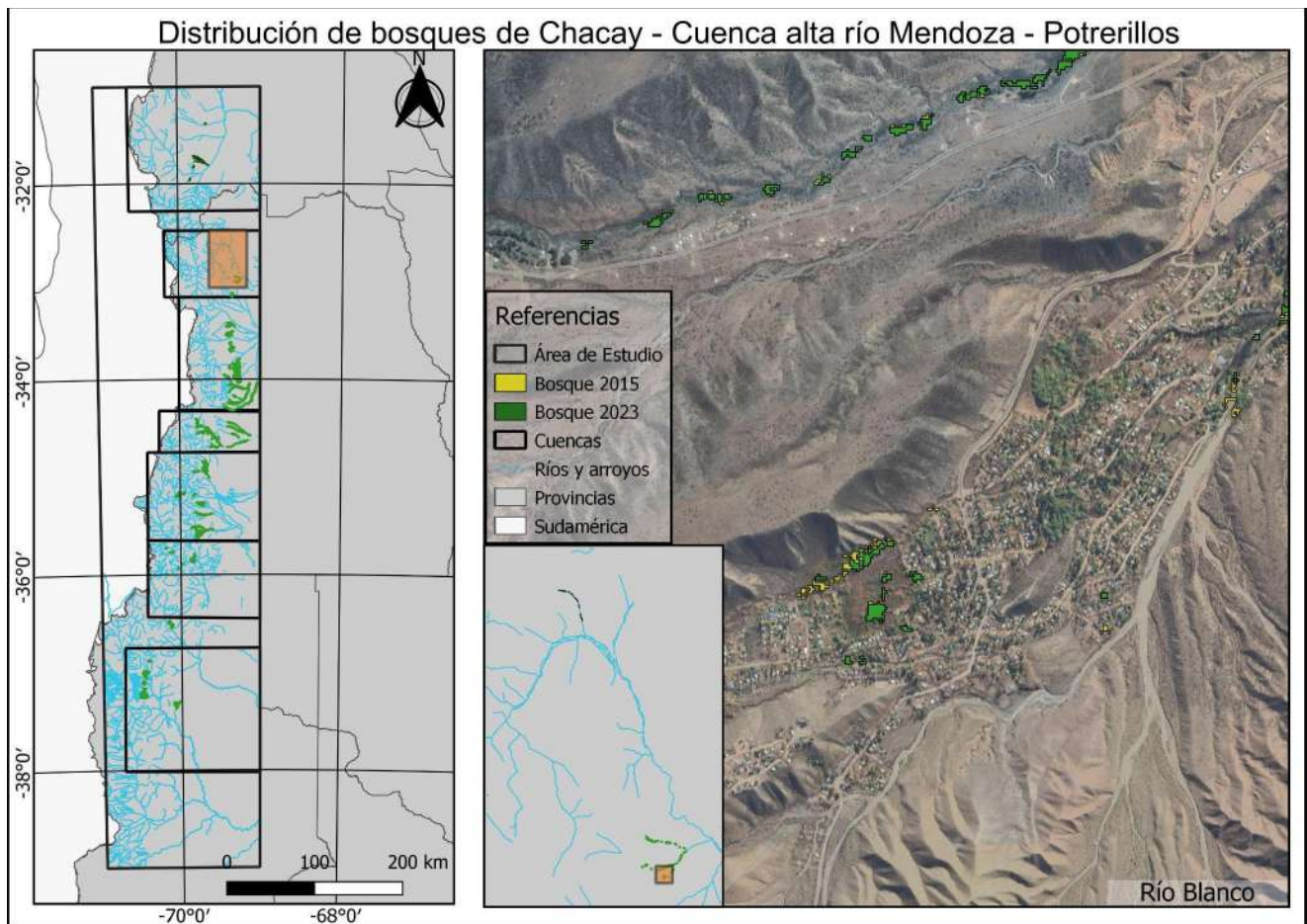


Figura 2.6. Bosques de chacay en el valle de Potrerillos en la cuenca alta del río Mendoza para los periodos estivales de 2015 y 2023.



Figura 2.7. Serie de imágenes históricas de Google Earth Pro correspondientes al sitio “Sendero del Chacay”, el cual fue afectado por un alud en el 2013. Se observa la pérdida de vegetación asociada al cauce.

Cuenca alta río Tunuyán

En la cuenca alta del río Tunuyán, el chacay se encuentra como elemento subordinado del maitén (*Maytenus boaria*) en la región de La Remonta mientras que en la zona de Manzano Histórico y Campo de los Andes hay ejemplares de luma (*Escallonia myrtoidea*). Debido a esta variabilidad y considerando los procesos de cambio de uso del suelo e invasión de especies exóticas, la cuenca fue dividida en cuatro sectores: La Carrera, Manzano Histórico y Campo Los Andes, La Remonta y Arroyos Yaucha y Papagayos. En general para la cuenca se detectaron 1128,63 ha de bosque nativo para el año 2023 y una superficie de 1139,33 para el año 2015, lo cual representa una pérdida de 10,7 ha. A escala de sectores se observan grandes retracciones en Manzano Histórico, Campo Los Andes y La Remonta (54,58 ha), las cuales se compensan por la expansión en Arroyo Yaucha y Papagayos (41,39 ha), mientras que La Carrera se mantiene estable con 2,49 ha de ganancia. A continuación se presentan los resultados en formato cartográfico:

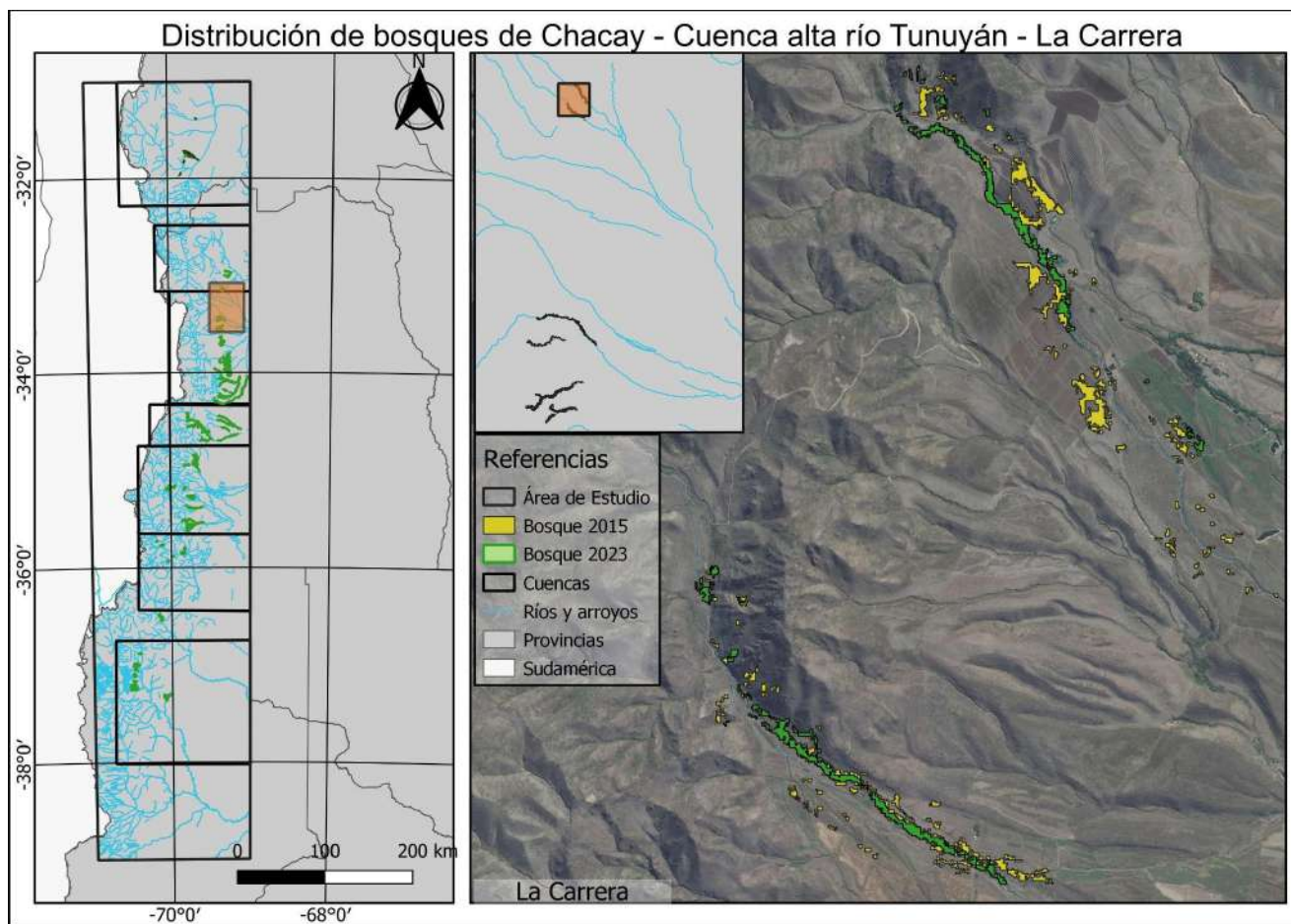


Figura 2.8. Bosques de chacay en La Carrera en la cuenca alta del río Tunuyán para los periodos estivales de 2015 y 2023.

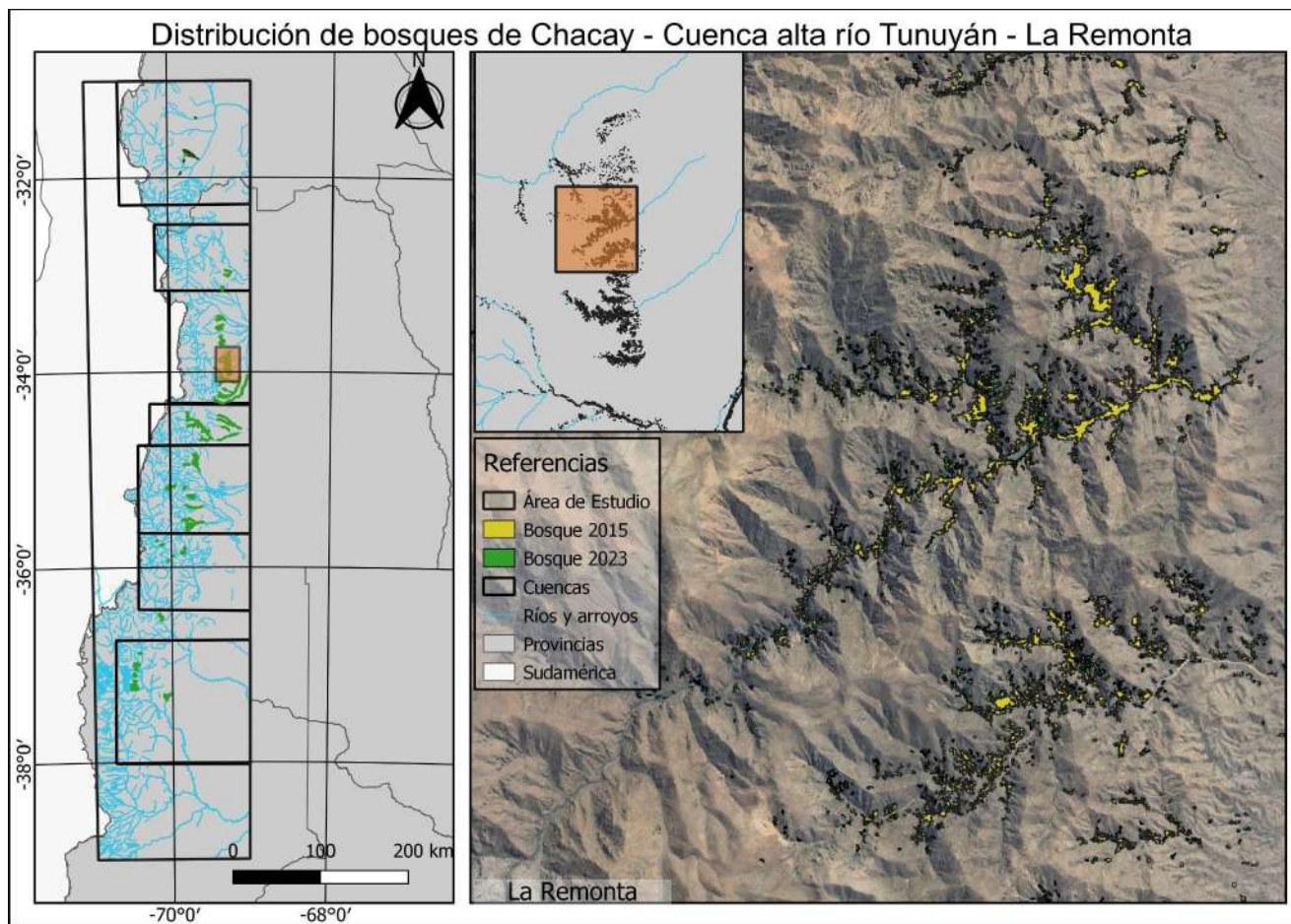


Figura 2.9. Bosques de maitén y chacay en La Remonta en la cuenca alta del río Tunuyán para los periodos estivales de 2015 y 2023.

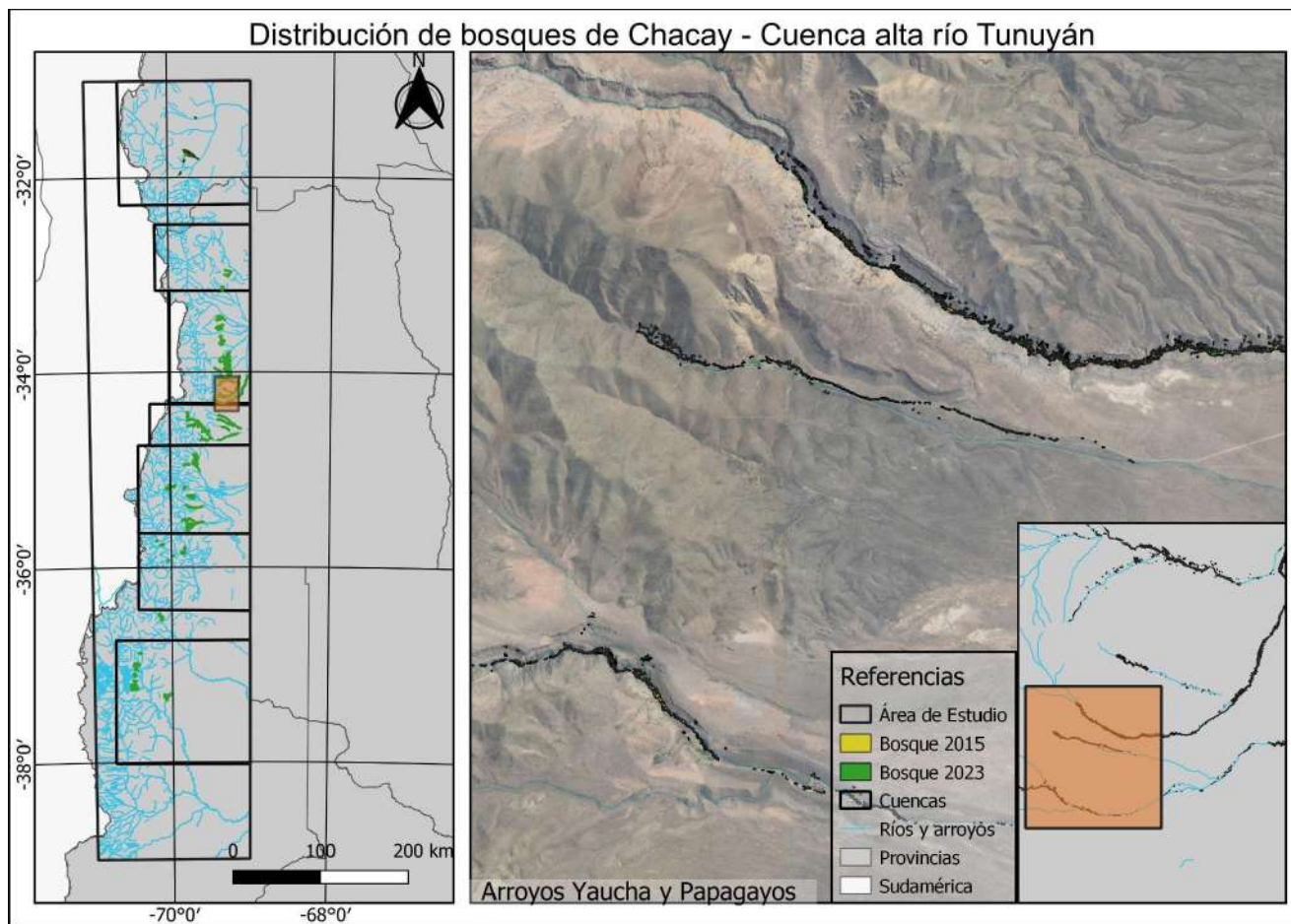


Figura 2.10. Bosques de chacay en los arroyos Yaucha y Papagayos en la cuenca alta del río Tunuyán para los periodos estivales de 2015 y 2023.

Cuenca alta rio Diamante

En la cuenca alta del río Diamante se detectaron 261,29 ha de bosques de chacay para el año 2023, lo cual implica una pérdida de 37,43 ha respecto a las 298,72 ha de 2015.

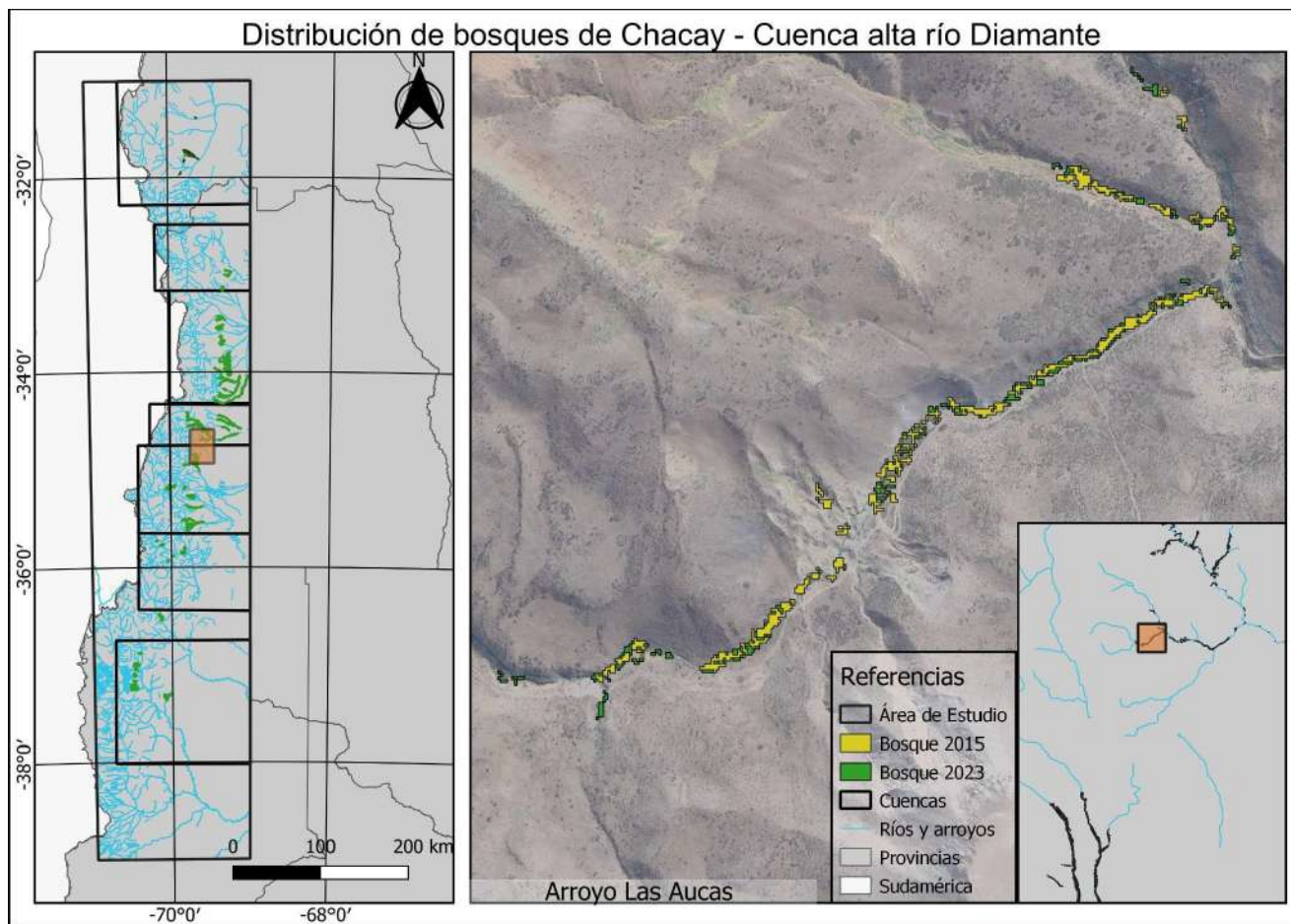


Figura 2.11. Bosques de chacay (*Ochetophila trinervis*) en el arroyo Las Aucas en la cuenca alta del río Diamante para los periodos estivales de 2015 y 2023.

Cuenca alta ríos Atuel y Malargüe

La cuenca alta de los ríos Atuel y Malargüe es el sector que presenta la mayor reducción de bosque nativo de chacay para el período 2015-2023: la estimación de superficie afectada es de 86,94 ha. Marcelo Rivarola, del sector de turismo del municipio de Malargüe en 2023, comunicó que los bosques remanentes se han salvado por ubicarse en la ribera sur del río Malargüe, mientras que el camino que conduce a la Reserva Castillos de Pincheira se sitúa al norte. Durante los relevamientos se constató esta situación, para acceder a los sitios fue necesario cruzar el río. En el caso de los arroyos La Manga y Blanco, afluentes del río Atuel, se observó la modificación y desvío de cauces para actividades agrícolas y la consecuente reducción de la sanidad de los ejemplares de esta especie.

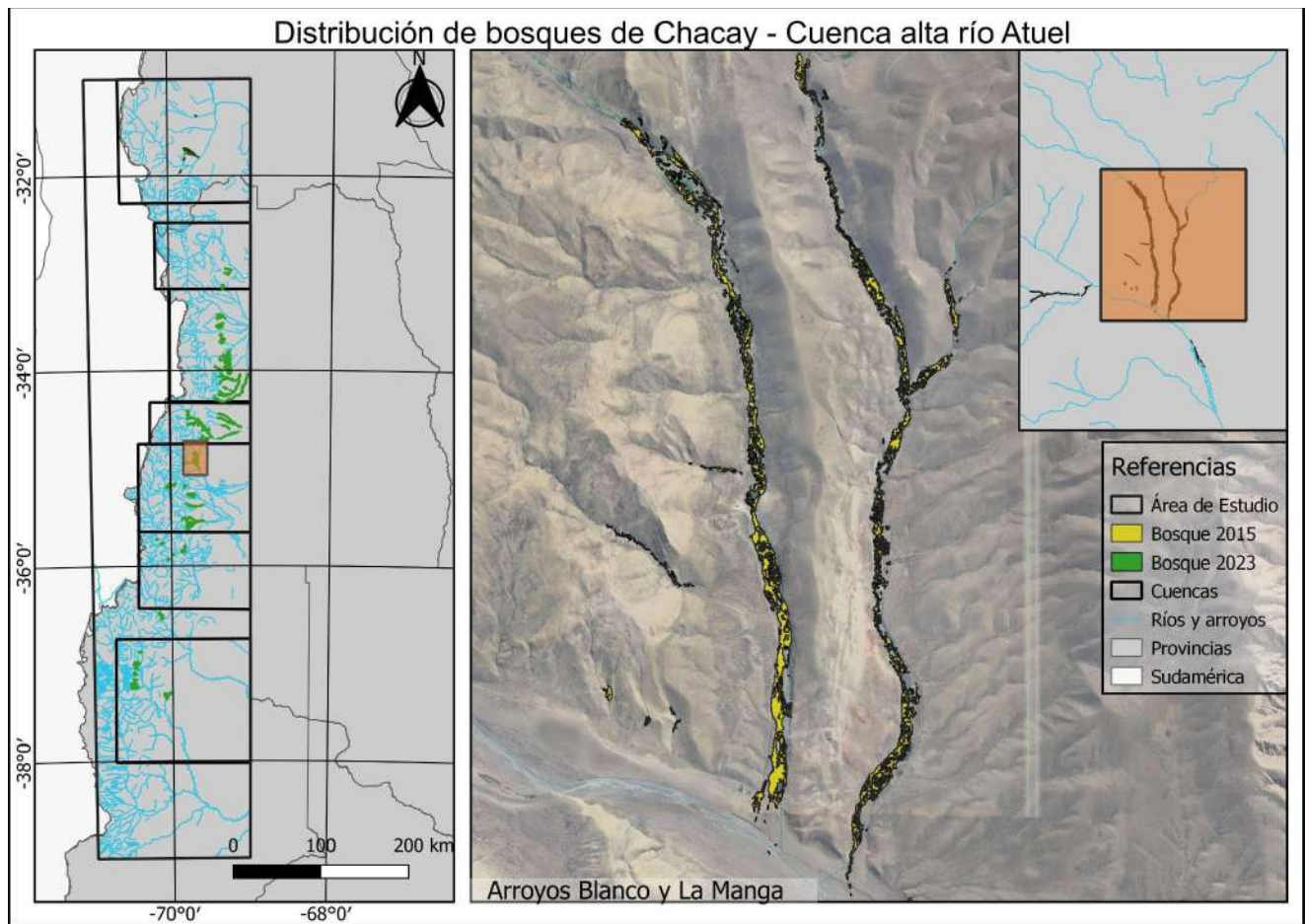


Figura 2.12. Bosques de chacay en los arroyos Blanco y La Manga en la cuenca alta del río Atuel.

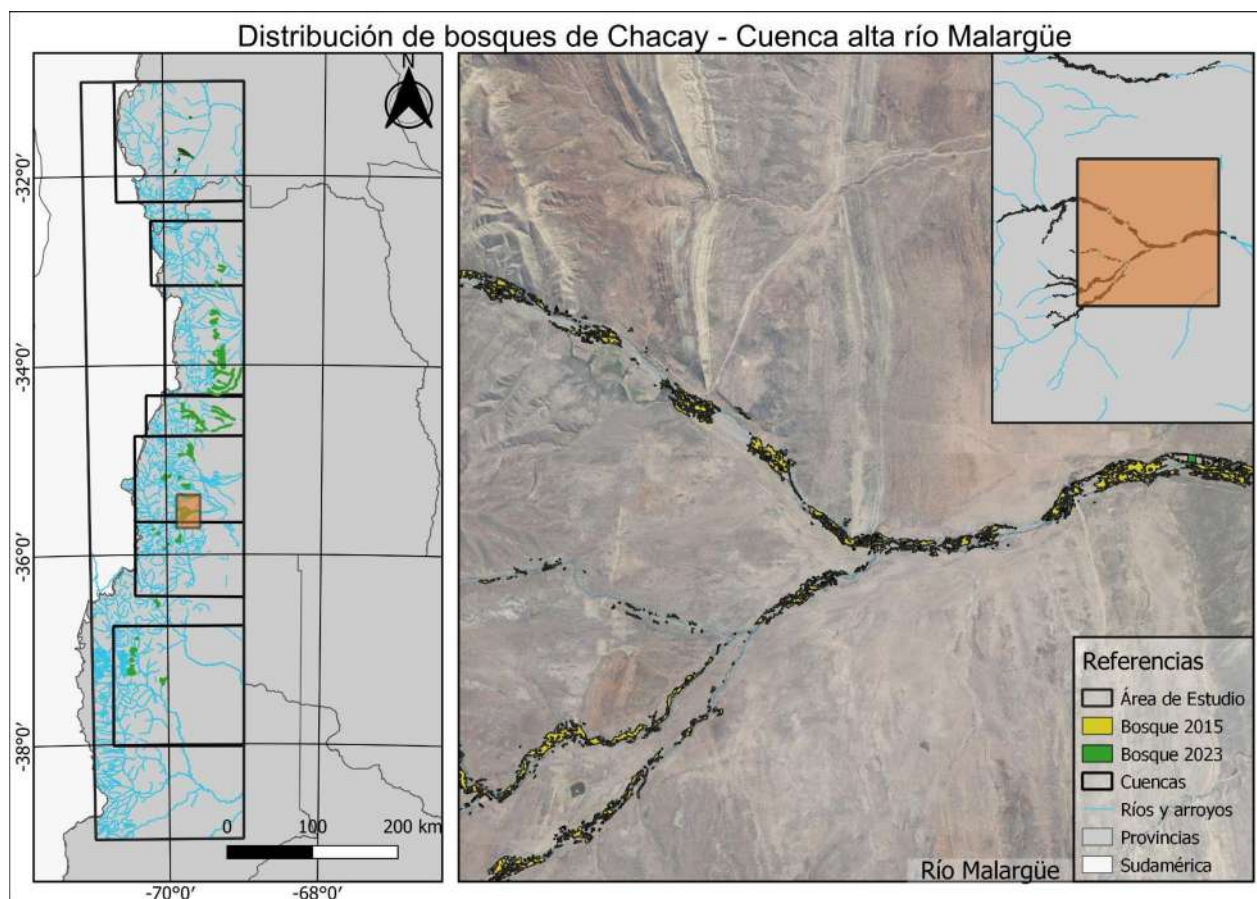


Figura 2.13. Bosques de chacay en la cuenca alta del río Malargüe.

Cuenca alta río Grande

En la cuenca alta del río Grande se presenta una retracción menor respecto otras cuencas de bosque de chacay de 8,22 ha para el periodo analizado de 2015-2023, no obstante es una región con mucho tránsito histórico hacia la Patagonia por el valle fluvial homónimo y al país vecino de Chile a través del Paso Pehuenche. En este sentido, en 1879 Olascoaga mencionó la presencia de varias fajas de chacay de tres metros de altura en el arroyo Michenquil (Mechanquil) (Prieto y Abraham, 1998). Efrein Estay, oriundo de Chacras de río Grande, comunicó la presencia de un vado denominado El Chacayal en las márgenes del río Grande, situado próximo a la localidad mencionada en cuya sombra los pobladores se refugiaban del calor. Durante los relevamientos, se recorrió el valle y se visitó tanto Mechanquil, donde solo observaron ejemplares aislados de esta especie, como el sitio del vado, en el cual no se registraron indicios de bosque nativo. Revisando imágenes históricas de Google Earth Pro se pudo corroborar que el sitio fue afectado por una crecida del río y desaparición del bosque.

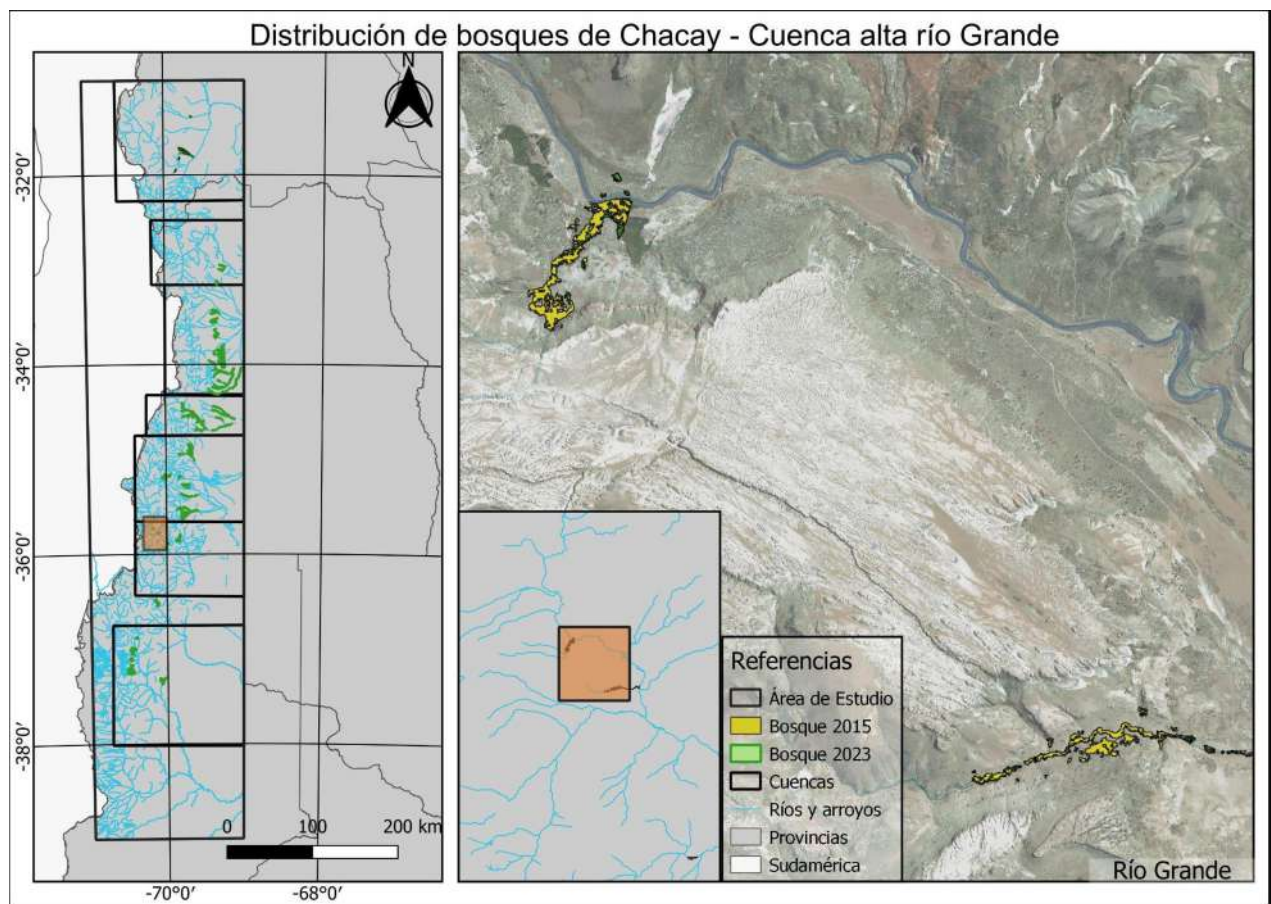


Figura 2.14. Bosques de chacay en la cuenca alta del río Grande, en el puesto Invernada del Viejo y el arroyo El Gancho.



Figura 2.15. Serie de imágenes históricas de Google Earth Pro del sitio donde se encontraba el vado y el bosque de chacay según las indicaciones de Efrein Estay. Se observa el efecto de las crecidas del río Grande.

Cuenca alta río Neuquén

La cuenca alta del río Neuquén conforma el sector más austral del área de estudio y consecuentemente una transición hacia los Bosques Andino-Patagónicos, lo cual explica la presencia de elementos forestales registrados durante los relevamientos

como el maitén y el ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). En esta región se registra una pérdida de bosque de chacay de 84,15 ha para el periodo comprendido entre 2015 y 2023.

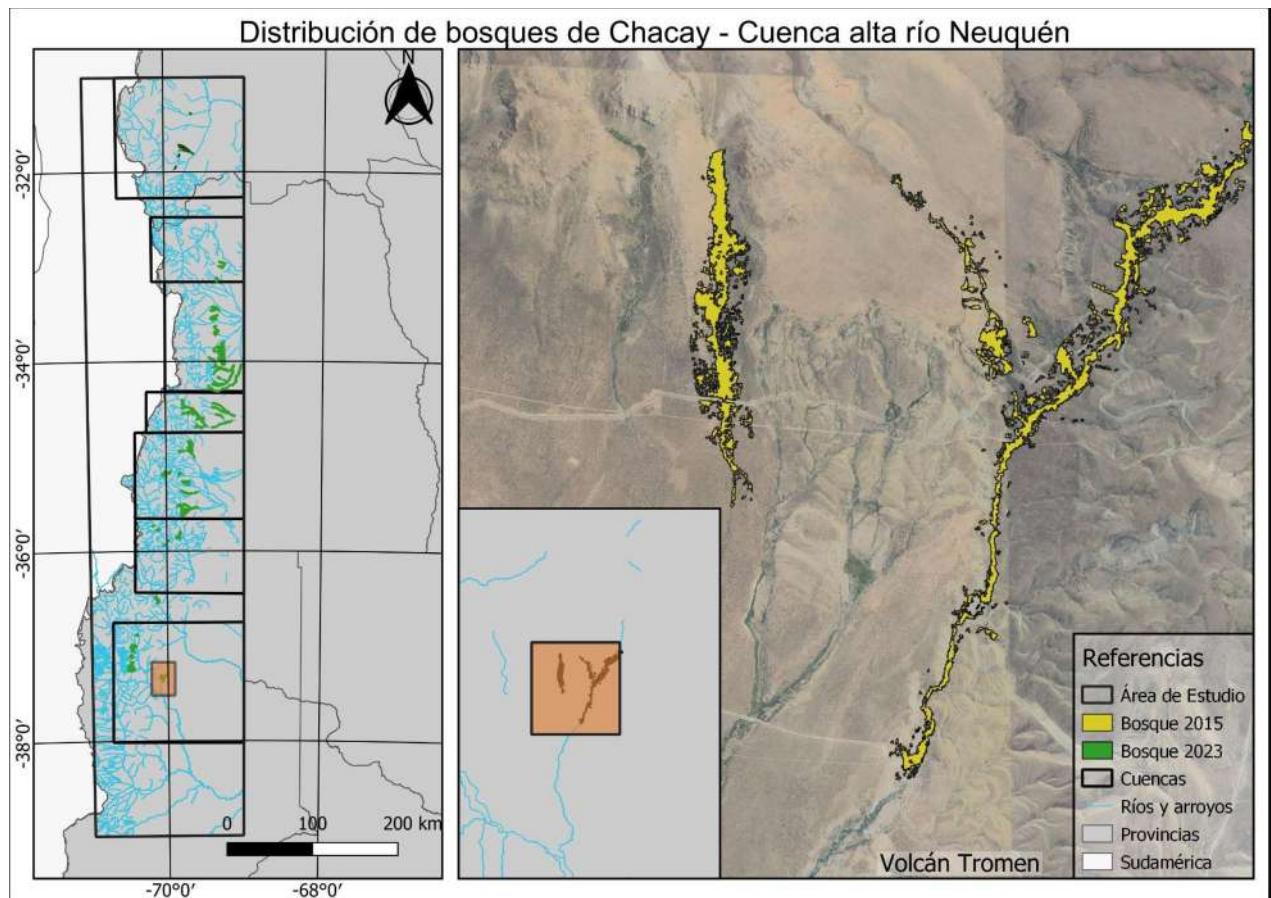


Figura 2.16. Bosques de chacay en la cuenca alta del río Neuquén, en el puesto Agua Chacay-co, en los faldeos australes del volcán Tromen.

En síntesis, para el intervalo analizado de ocho años (2015 - 2023) se registró una retracción de **416,08** ha bosque de chacay en las 7 cuencas superiores que integran el área de estudio. Hay casos aislados de arroyos donde se registró una expansión de las formaciones forestales de esta especie, como en la Quebrada Fiera (8,7 ha), en la cuenca alta del río San Juan, o los arroyos Yaucha y Papagayos (41,39 ha), en la cuenca alta del río Tunuyán. Por fuera de este período y a escala de sitio, revisando imágenes históricas de Google Earth Pro, se registraron reducciones locales en los arroyos Chacay y Las Mulas en la cuenca alta del río Mendoza, la desaparición del vado “El Chacayal” en el río Grande y la simplificación y deterioro del bosque de Mechanquil, en base al testimonio de Olascoaga (Prieto y Abraham, 1998).

De la superficie de **3.867,22** ha de bosque de chacay (*Ochetophila trinervis*) y elementos asociados registrados para el periodo estival de 2022-2023, hay una mayor concentración en el sector central del área de estudio, comprendido entre los 34° y 35° S: **1.734,94** ha cuya extensión representa el 40,50 % de los parches de bosque detectados. En el caso del sector septentrional, el cual incluye a las cuencas altas del río San Juan, Mendoza y Tunuyán, solo se mapearon **1.050,09** ha de parches de esta especie, mientras que en el sector austral, articulado en su totalidad con la cuenca alta del río Neuquén, se detectaron **1082, 19** ha de formaciones forestales.

Discusión

En este capítulo, presentamos evidencias de retracciones generales en las 7 cuencas superiores que integran el área de estudio, en 9 sistemas fluviales sobre un total de 11 y en 4 sitios puntuales, lo cual soporta la hipótesis de partida sobre la retracción de los bosques de esta especie. A escala de sitio se confirmaron reducciones en el arroyo Chacay en Uspallata y en el arroyo Las Mulas en la cuenca del río Mendoza, el deterioro del bosque en el arroyo Mechanquil y la desaparición de un vado con bosque en el río Grande, en las cercanías de la localidad de Chacras. Se observaron procesos de expansión de bosque de chacay en el sistema de la Quebrada Fiera, cuenca alta del río San Juan, y en los arroyos Yaucha y Papagayos, tramo superior del río Tunuyán.

Los eventos registrados de retracción (arroyo El Chacay) o desaparición (arroyo Las Mulas, río Grande) de bosque de chacay asociados a aludes o crecidas se pueden vincular con cambios globales y la modificación en el régimen climático y los patrones de precipitaciones. Los estudios realizados en la cuenca alta del río Mendoza (Paez et al. 2013; Vergara et al. 2020), destacan la mayor ocurrencia de aludes y flujos de detritos debido a la elevación de la isoterma 0°C y el aumento de lluvias estivales. Consecuentemente, sectores situados a mayor altura donde antes nevaba, ahora reciben el impacto de mayores precipitaciones pluviales, bajo los efectos de mayores temperaturas. Los suelos expuestos a este fenómeno se caracterizan por estar conformados de materiales inestables, parcialmente congelados y someramente recubiertos por vegetación rastrera, lo cual incrementa las posibilidades de desencadenar procesos de remoción en masa, aguas arriba de la ubicación de los

bosques en galería de chacay. Esta especie presenta atributos ecológicos que le otorgan una gran potencial como elemento de restauración (Reyes et al. 2011; Alvarez et al. 2022), y cierta plasticidad para colonizar ambientes con un régimen de disturbios frecuente, sujeto a la dinámica hidráulica de ríos y arroyos: en el tramo inferior de la cuenca del río Blanco se observaron parches de bosque donde los ejemplares que lo conformaban fueron derribados por aluviones, pero desarrollaban su sistema de ramas y follaje a partir de los troncos caídos. No obstante, esta situación de incremento de aludes y crecidas asociados al régimen de precipitaciones y cambio climático (Moreiras et al. 2018), puede representar una amenaza considerable para este tipo de bosques, ya que el aporte de materiales y la magnitud de estos eventos es potencialmente mayor conforme las tendencias de calentamiento continúen. Una respuesta posible a estas tendencias es la ocupación de mayores alturas por parte de esta especie, debido a la reducción en las limitaciones ambientales, y una menor proliferación en los pisos inferiores.

La retracción o desaparición de bosques de chacay podría ser el resultado de factores que operan de forma simultánea sobre la estructura forestal, ocasionando un grado de deterioro que reduce su capacidad de resistencia frente a crecidas aluvionales. La extracción y uso de leña de estos árboles, referida en el registro arqueológico (Andreoni y Capparelli, 2012) y en las exploraciones de Olascoaga en 1879 (Prieto y Abraham, 1998) es relevante en este sentido. En el caso del arroyo Chacay, situado en la cuenca alta del río Mendoza, Roig et al. (1988) no señalan signos de degradación en este sistema, mientras que posteriormente Martínez Carretero (2000) observa evidencia de tala frecuente e incendios en los ejemplares que componen el bosque. Los resultados presentados para este sitio corroboran una reducción de la superficie forestal de 15,57 ha en 2012, a 10,61 ha en 2015 y 1,56 ha en 2022, cuya causa principal de retracción son los aludes ocurridos entre enero del 2012 y noviembre del 2013, y entre marzo del 2016 y enero del 2018. No obstante, la región y el sitio son frecuentemente transitados por personal del ejército, arrieros y andinistas, y el uso y extracción de leña del bosque pueden degradar su estructura, debilitar los ejemplares que lo integran e incrementar su susceptibilidad a ser removidos en caso de crecidas aluvionales.

Los patrones de cambio de uso del suelo representan un proceso cuya magnitud

y escala regional pueden explicar adecuadamente la tendencia general de retracción o pérdida de superficie de bosques nativos. En las regiones australes de San Juan se registra un incremento del área de bosque, posiblemente en función de la inaccesibilidad de los sitios y el abandono de puestos en un contexto de migración de los pobladores rurales dispersos a los pueblos y ciudades más cercanos (Sili, 2019), mientras en el norte de Neuquén hay resistencia de las comunidades locales a este tipo de procesos de éxodo (Bendini y Steimbregger, 2011). En términos de expansión de zonas agrícolas, los procesos relacionados con Mendoza tienen mayor relevancia debido a su proximidad con respecto a las formaciones de chacay (*Ochetophila trinervis*). En 2002, la provincia tenía 267.889 ha de tierras de cultivo irrigadas artificialmente, lo que representaba la mayor superficie a nivel nacional en ese momento (25%) y desde entonces su expansión ha ocasionado pérdidas de 28.286 ha de vegetación natural, proceso que se ha concentrado en las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán, (Rojas et al. 2020).

A escala local se replican estos patrones de modificación del uso del suelo, en el valle de Potrerillos situado en la cuenca del río Blanco, tributario del río Mendoza, se han intensificado los impactos asociados al crecimiento urbano sin planificación y al uso de los recursos hídricos subterráneos y superficiales (Rubio et al. 2017). En la cuenca alta del río Tunuyán el avance de la producción vitivinícola hacia el pedemonte ha sido efectuado en base a mejoras tecnológicas aplicadas a los sistemas de riego y la explotación de los acuíferos subterráneos (Martin y Larsimont, 2016). Considerando los requerimientos de hábitat del chacay, la cercanía y disponibilidad de agua, su establecimiento en riberas y terrazas aluviales (Roig et al. 1988; Martínez Carretero, 2000), se puede considerar que estos procesos de modificación de uso del suelo pueden tener impactos directos e indirectos sobre las poblaciones de esta especie. De forma directa se puede señalar el reemplazo del bosque por cultivos, y de forma indirecta, pero de gran importancia, la modificación de los cauces, el desvío de aguas y la alteración de la hidrología de la cuenca, lo cual afecta requerimientos clave para la persistencia de los bosques. A menor escala, durante los relevamientos realizados en el arroyo Blanco de la cuenca alta del Atuel, se observaron parches de bosque deteriorados por la interrupción del flujo de agua, el cual se redirige para uso agrícola. El efecto consecuente es la disminución de la sanidad de los ejemplares y la ausencia de flores y frutos.

La interpretación del modelado de la distribución potencial del chacay plantea que la idoneidad ambiental óptima se concentra a escala regional entre los 34° y los 35° S y a escala local en los tramos medios de ríos y arroyos, entre 1430 y 1850 msnm (Vezzani, 2022). Los resultados de esta tesis coincidieron con este planteo, ya que el 40,50 % de la superficie total de bosques detectados se concentró en el sector central del área de estudio, pero el rango de altura presentó una mayor amplitud ya que se registraron parches forestales de esta especie a alturas de 2230 msnm en la cuenca del río Diamante (Las Aucas), 2100 msnm en la cuenca del río Atuel (arroyo La Manga), 2250 msnm en la cuenca del río Tunuyán (arroyo Papagayos), 2250 msnm en la cuenca del Mendoza (arroyo Chacay) e incluso 2650 m msnm en la cuenca del río San Juan (Quebrada Fiera). Medán y Devoto (2005) señalan que fuera de su rango de tolerancia, las formaciones pierden continuidad y en los tramos bajos se establecen grupos aislados de pocos individuos. Esto fue corroborado en nuestro trabajo ya que, durante los relevamientos realizados, se constató además la presencia de individuos aislados en los tramos superiores mientras en sectores intermedios de ríos y arroyos se desarrollan parches continuos de bosque de chacay. Estas diferencias pueden relacionarse con los rangos de altura mayores registrados en base a los relevamientos, factores de hábitat no considerados o cuestiones metodológicas, teniendo en cuenta el tamaño de pixel del modelado de nicho potencial es de 1 km² y el del mapeo del presente trabajo es de 100 m² (10 x 10 m). La distribución potencial comprende un conjunto de condiciones ambientales óptimas y su mayor extensión respecto a la distribución actual se puede relacionar a factores aleatorios, dispersión, la historia de uso y el régimen de disturbios (Villagra y Alvarez, 2019). En este sentido, hemos analizado procesos que pueden ocasionar la retracción del bosque a escala regional, relacionados con modificaciones del uso del suelo e intervención y modificación de las cuencas para aprovechamiento hídrico, y local, con impactos específicos por crecidas aluvionales cuya frecuencia y magnitud se potencian por efecto del cambio climático.

En este capítulo se cumplió con el objetivo de elaborar el primer mapa de la distribución del chacay y elementos forestales asociados en los Altos Andes Centrales y la transición con el Monte y la Estepa Patagnica. Se detectaron 3702,54 ha de bosque nativo para el periodo estival 2022-2023 y se registra una pérdida de 388,43 ha respecto al verano 2015-2016. En base a los resultados presentados, se sostiene la hipótesis de

partida, sobre una retracción de la distribución actual de esta especie, en base a cambios de uso del suelo, alteración de las cuencas y eventos aluvionales asociados al cambio climático. Se confirmaron eventos de retracción y/o desaparición en 6 cuencas superiores de las 7 que integran el área de estudio, a escala local se analizaron pérdidas en el río Colorado (río San Juan), arroyo Chacay y arroyo Las Mulas (río Mendoza), Manzano Histórico, Campo Los Andes y La Remonta (río Tunuyán), río Malargüe, arroyo Mechanquil y las Chacras (río Grande) y el puesto Aguada Chacay-Co (río Neuquén).

Capítulo 3. ¿Qué factores influyen los patrones de la estructura forestal del chacay (*Ochetophila trinervis*) en el gradiente latitudinal de los Altos Andes Centrales?



Introducción

La extensión terrestre de las zonas áridas y semiáridas es de 41,5 %, alberga bosques nativos de superficie equivalente a los bosques tropicales húmedos y su distribución se concentra al sur del desierto del Sáhara, alrededor del Mediterráneo, África austral, India central, la costa de Australia, el noreste de Brasil, el norte de Colombia y Venezuela, en el norte de los bosques boreales y el oeste de Sudamérica (Bastin et al. 2017). Las variables climáticas, la geomorfología, el suelo y atributos ecológicos como la diversidad, la cobertura vegetal y los patrones espaciales son factores esenciales en el funcionamiento y estructura de estos ecosistemas (Maestre et al. 2016). En un contexto de cambio climático, Argentina se esfuerza por alcanzar objetivos fundamentales relacionados con la mitigación del calentamiento global, lo cual requiere de la gestión de los bosques nativos (Peri et al. 2024). La gestión de los recursos forestales en estas regiones debe basarse en el conocimiento de la estructura,

su dinámica y estado de conservación, lo cual permite comprender la situación actual de los bosques y sustentar su manejo (Alvarez et al. 2006). Estas prácticas constituyen un aporte hacia la mitigación del cambio climático, ya que los bosques de zonas áridas y semiáridas representan un importante reservorio de carbono (Alvarez et al. 2015).

Los bosques en galería de montaña se encuentran asociados a quebradas húmedas, cursos de ríos y arroyos (Schmelter, 2002). Su importancia no radica tanto en su extensión, sino en sus funciones ecológicas de protección de la cuenca y los recursos hídricos. El elemento predominante de esta comunidad y que le otorga continuidad espacial es el chacay (*Ochetophila trinervis*), el cual se establece en terrazas aluviales y riberas (Roig et al. 1988; Martínez Carretero, 2000). Elementos forestales asociados en menor medida son el maitén (*Maytenus boaria*), en la región de la remonta (Besio et al. 2012), y la luma (*Escallonia myrtoidea*).

Los bosques riparios son grupos de árboles los cuales se establecen en bordes de ríos y arroyos, en el ecotono entre sistemas terrestres y acuáticos, y su integridad ecológica es el resultado de las interacciones con su entorno (Mendoza-Cariño et al. 2023). Se caracterizan por la variabilidad espacial y temporal, asociada a la heterogeneidad física de la cuenca de drenaje y componen un mosaico de comunidades que se integra a los paisajes fluviales (Naiman et al. 1998). La dinámica de disturbios modifica factores como el crecimiento, la composición de la comunidad y la estructura forestal (Warren et al. 2016), la cual se define como la variedad de clases diamétricas, área basal, densidad y altura media de los ejemplares (Ali et al. 2019). Estos atributos se relacionan con las funciones del bosque, aunque intervienen las condiciones ambientales, las interacciones bióticas, la edad de los individuos y la intensidad de las perturbaciones (Ali et al. 2019). En el marco de este enfoque, las condiciones ambientales, la distribución y la estructura forestal presentan una relación donde hay una articulación entre escalas.

La definición de bosque en Argentina se basa en una resolución del 2012 elaborada por el Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA), la cual establece criterios para la identificación y mapeo de los bosques nativos (Langbehn, 2017). En esta normativa se establecen los valores mínimos de superficie del parche forestal, altura de los ejemplares y cobertura de copas que definen su consideración como bosque nativo: 0.5 ha de extensión, 3 m de altura de los individuos y un 20% de

cobertura forestal. Consecuentemente, la descripción de la estructura del bosque tiene implicancias ecológicas, relacionadas con los servicios ecosistémicos que brinda, y legales, referidas a su manejo y conservación. En este sentido, un objetivo secundario que complementa el presente capítulo es evaluar si los bosques de chacay cumplen con estos requisitos mínimos.

La disponibilidad de agua permanente y la distancia a cauces son requerimientos esenciales para el chacay (Roig et al. 1988; Vezzani, 2022), debido a que ocupa bordes de ríos, arroyos y terrazas aluviales recientes (Schmelter 2002). El tipo de hábitat donde se establece esta especie incluye hábitat xéricos con suelos rocosos y arenosos, en los cuales desarrolla bosques en galería o matorrales (Medán et al. 2012). Sus atributos ecológicos relevantes son su capacidad de colonizar y estabilizar suelos empobrecidos y la fijación de nitrógeno atmosférico, por lo cual representa un valor potencial de restauración de tierras degradadas (Reyes et al. 2011).

En el capítulo anterior señalamos como uno de los posibles factores de degradación de los bosques en galería de chacay a la remoción de madera, lo cual ha sido estudiado en el registro arqueológico (Andreoni y Capparelli, 2012), en las crónicas de exploradores y militares como Olascoaga (Prieto y Abraham, 1998) y en relevamientos fitosociológicos (Martínez Carretero, 2000). Los sitios donde se evidencia este proceso comprenden respectivamente las cuencas de los ríos Atuel, Malargüe y Mendoza. El uso y extracción de leña sin una correspondiente evaluación del potencial forestal y un manejo adecuado puede reducir la productividad y funciones del bosque (Villagra y Alvarez, 2019). Previamente se describieron eventos de retracción y/o desaparición de parches de bosque como el resultado de la sinergia de factores que afectan la estructura forestal, lo cual conduce a un grado de deterioro y reducción de su capacidad de resistencia frente a disturbios como eventos aluvionales y modificación de cursos de agua.

Aschero et al. (2023) evaluaron como la elevación y los caminos vehiculares afectan los patrones de distribución de la vegetación en el Parque Provincial Cordón del Plata y Reserva Natural Manzano- Portillo Piuquenes, áreas protegidas situadas respectivamente en las altas cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán. Las autoras de este estudio encontraron que a altitudes inferiores a 2600 m la proximidad a caminos vehiculares duplica la riqueza de especies exóticas, por lo cual promueven las invasiones de plantas. En este sentido, la infraestructura vial afecta procesos y

características ambientales que influyen en las comunidades vegetales (Aschero et al. 2023). Por estos efectos la presencia de caminos es un disturbio relacionado con la dispersión de especies de plantas exóticas y la accesibilidad de visitantes, cuya magnitud varía con su cercanía, incorporándose como factor relevante para el estudio de los bosques de chacay .

Los factores climáticos, topográficos, hidrológicos y ecológicos operan como un filtro regional e influyen la distribución potencial e histórica del chacay en los Altos Andes Centrales de Argentina (Vezzani 2022). Esta autora plantea que la idoneidad ambiental óptima de esta especie se ubica a escala regional entre los 34 ° y los 35° S y a escala local en los sectores medios de ríos y arroyos, lo cual coincide con nuestros resultados: el 40,50 % de la superficie total de bosques detectados se ubica en este sector central, aunque el rango de altura presenta una mayor amplitud (1400 m a 2650 m). La hipótesis consecuente, la cual sustenta este capítulo, es que la estructura forestal de bosques de esta especie en el centro oeste de Argentina presenta mayor complejidad estructural y mejores condiciones de conservación en este sector, donde las condiciones de hábitat son mejores debido a la mayor densidad de cauces, mayor humedad y mayores distancias a centros poblados y oasis agrícolas.

El objetivo principal de este capítulo es describir y analizar la estructura de los bosques de chacay en el gradiente latitudinal de los Altos Andes Centrales. Esperamos encontrar que los parches de bosque de esta especie situados en el sector central del área de estudio, tengan mayores valores cobertura forestal (%), densidad (ind.ha^{-1}) de adultos y renovales, área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) y altura media (m). Por otro lado, se busca caracterizar la composición de la comunidad vegetal de las riberas que se asocian a estos bosques y se vincula con su grado de conservación y/o intervención.

Metodología

Para describir la estructura forestal y estimar los atributos relacionados como la cobertura forestal (%), densidad (ind.ha^{-1}) de adultos y renovales, área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) y altura media (m), se seleccionaron sitios de muestreo en base a puntos de control. Esta selección se realizó en función de una exploración mediante el modelo de distribución potencial de chacay de Vezzani (2022), la observación de imágenes de alta resolución de Google Earth Pro y Bing Maps, la comunicación de guardaparques,

andinistas y la accesibilidad en cada cuenca, donde se delimitaron con cintas métricas 3 parcelas forestales de 50 x 20 m (100 m²) y se contabilizaron todos los adultos y renovales (diámetro basal > 1 cm). Se realizaron muestreos en un total de 45 parcelas forestales, 16 en el sector norte, 14 en el sector central y 15 en el sector austral.

Para cada árbol se midieron dimensiones de la copa, el diámetro basal y largo de cada fuste con cinta diamétrica o calibre manual, y la altura total de cada ejemplar con hipsómetro digital Velmex III. Se calculó el área basal por hectárea para cada sitio de muestreo. Se clasificaron los individuos según su hábito de crecimiento en erectos, semierectos o decumbentes: fueron considerados erectos (E) a los individuos de crecimiento vertical, semierectos (SE) a los individuos con un tallo principal ramificado y ramas sin tocar el suelo y decumbentes (D) aquellos árboles multifustales cuyas ramas tocan el suelo (Pasiiecznik et al. 2001). La sanidad de los árboles se clasificó en base al porcentaje de biomasa viva (Alvarez et al. 2006; 2015), y se registraron indicios de extracción y uso de leña. Se calculó el diámetro basal equivalente para cada ejemplar (en adelante DAB en este trabajo), mediante la siguiente fórmula:

$$DAB = 2 \sqrt{\pi (dab_1/2)^2 + \pi (dab_2/2)^2 + \pi (dab_3/2)^2 + \dots + \pi (dab_n/2)^2} / \pi$$

donde el dab_1 , dab_2 , ..., dab_n es el diámetro basal de cada fuste.

Para cada parcela se efectuó un relevamiento fitosociológico con el objeto de caracterizar la comunidad de flora asociada al bosque con el método Braun Blanquet (Westhoff y Van Der Maarel, 1978). La composición de la comunidad es presentada en tablas fitosociológicas. En cada sitio se obtuvieron muestras para herborizar y fueron depositadas en el herbario Ruiz Leal (MERL) del Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA-CONICET-Mendoza).

Para responder a la hipótesis de este capítulo, el área de estudio fue dividida en sector norte (<34° S), central (34° a 35° S) y austral (>35° S). Se utilizó estadística descriptiva para explorar las diferencias entre la estructura forestal en función de la latitud y con el objeto de comparar la estructura dasométrica. Se aplicó una matriz de correlación para las siguientes variables: 1) Distancia a oasis agrícolas (Km), 2) Distancia a centros poblados (Km), 3) Distancia a rutas y caminos (Km), 4) Cobertura Forestal (%), 5) Área basal rodal (m².ha⁻¹), 6) Altura media de los árboles (m), 7) Densidad de ejemplares adultos (ind.ha⁻¹), 8) Densidad de renovales (ind.ha⁻¹), 9) Signos de extracción de leña, 10) Riqueza de Especies (S_{total}), 11) Riqueza de Especies

Nativas (S_{nat}), 12) Riqueza de Especies Exóticas (S_{exo}), 13) Ancho del Parche de bosque (m) y 14) Ancho de la Terraza aluvial (m). Las distancias a oasis agrícolas, centros poblados, rutas y caminos, así como el ancho de las terrazas aluviales y parche de bosque fueron medidos con la herramienta Medir línea de QGIS.

Con las variables cuyo valor de correlación superó el umbral de 0.75, se realizó un análisis de la covarianza, fundamentalmente orientado a explicar diferencias entre atributos forestales en función de la región y los factores que potencialmente afectan la estructura del bosque, ocasionando una reducción en su cobertura forestal, biomasa o densidad de ejemplares. A continuación se presenta un mapa del área de estudio donde se representan los sitios de muestreo forestal:

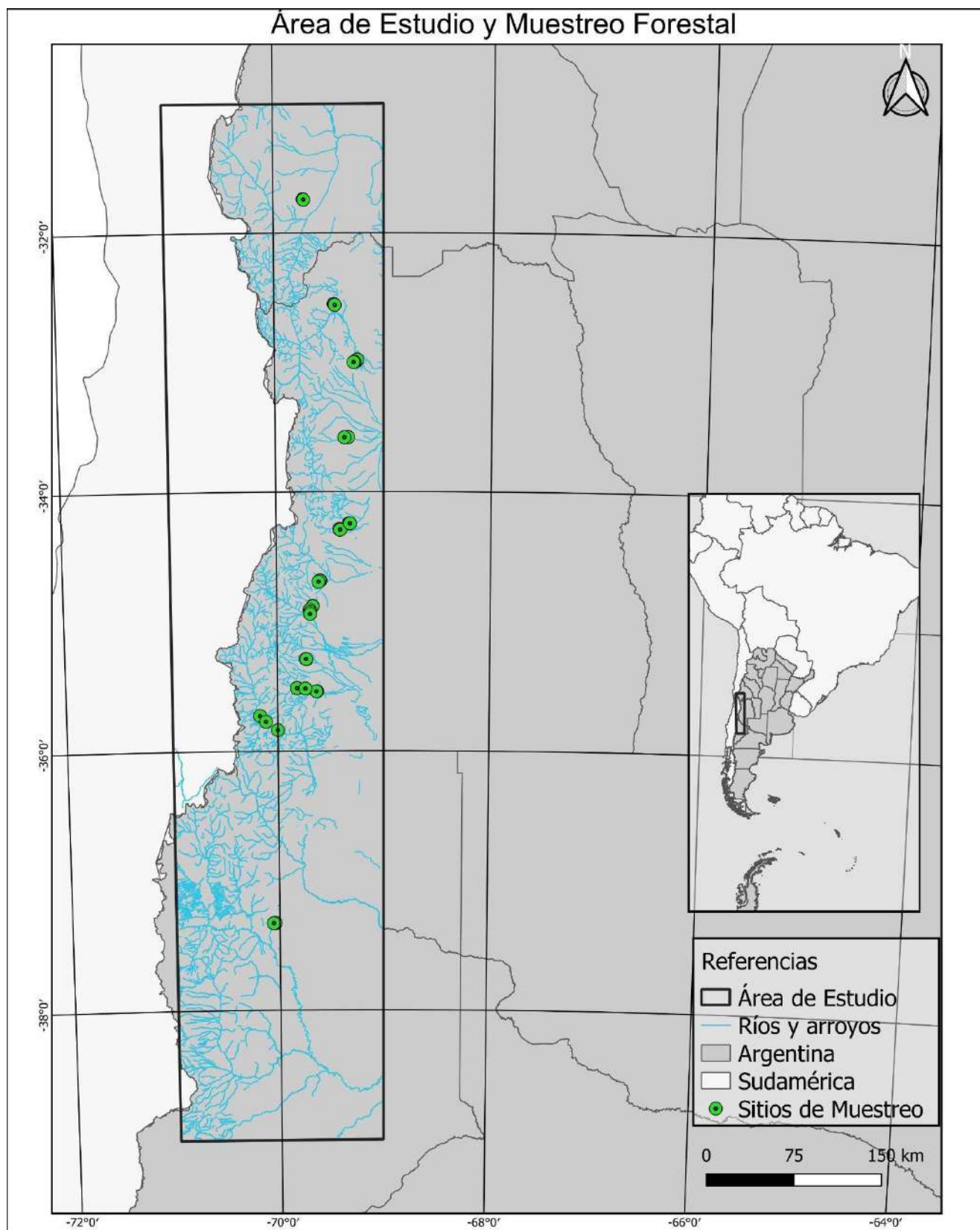


Figura 3.1. Ubicación de parcelas forestales de chacay en el área de estudio.

Resultados

En base a los resultados, las formaciones en galería de chacay cumplen con los requisitos mínimos que establece la resolución de COFEMA para ser consideradas como bosque nativo (Tabla 3.1). Los mayores valores de área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), cobertura forestal (%) y densidad de ejemplares adultos ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$) se registran en la región central del área de estudio, mientras la densidad más elevada de renovales ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$) corresponde a los sectores australes, lo cual potencialmente se relaciona con la regeneración del bosque (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Valores medios, máximos y mínimos de atributos forestales de bosque de chacay en función del sector de estudio.

	Región Norte	Región Central	Región Austral
Número de parcelas	16	14	15
Cobertura forestal (%)	21,56 (5,3 – 48,4)	34,4 (9 -85)	30,52 (6 -61,3)
Área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	4,6 (0,77 - 19,6)	6,94 (2,22 - 11,47)	3,15 (0,7 - 6,9)
Altura media de los árboles (m)	3,8 (1,9 - 5,2)	3,48 (2,8 - 4,99)	3,3 (2,2 - 4,8)
Densidad ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	142,5 (70 - 340)	271 (110 - 510)	202,6 (60 - 400)
Densidad de renovales ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	18,75 (10 - 180)	14,35 (10 -40)	82 (10 - 320)
Forma predominante	Erecto	Semierecto	Semierecto - Decumbente
Estado sanitario (Proporción media de individuos dañados)	49,9 %	44%	22%

Respecto al registro de ramas rotas, fustes quebrados, daño general por extracción de leña, la mayor proporción fue registrada en los parches septentrionales, aunque la diferencia respecto a la región central es menor.

Las variables relacionadas con la cobertura forestal (%), el área basal rodal

(m².ha⁻¹) y la densidad de ejemplares (ind.ha⁻¹) adultos de chacay no presentan un patrón definido. La altura media de los árboles no registra variaciones de este tipo y sus valores oscilan entre los 3 y 5 m, de forma independiente de su ubicación, mientras que la densidad de renovales es más elevada en las parcelas del sector sur.

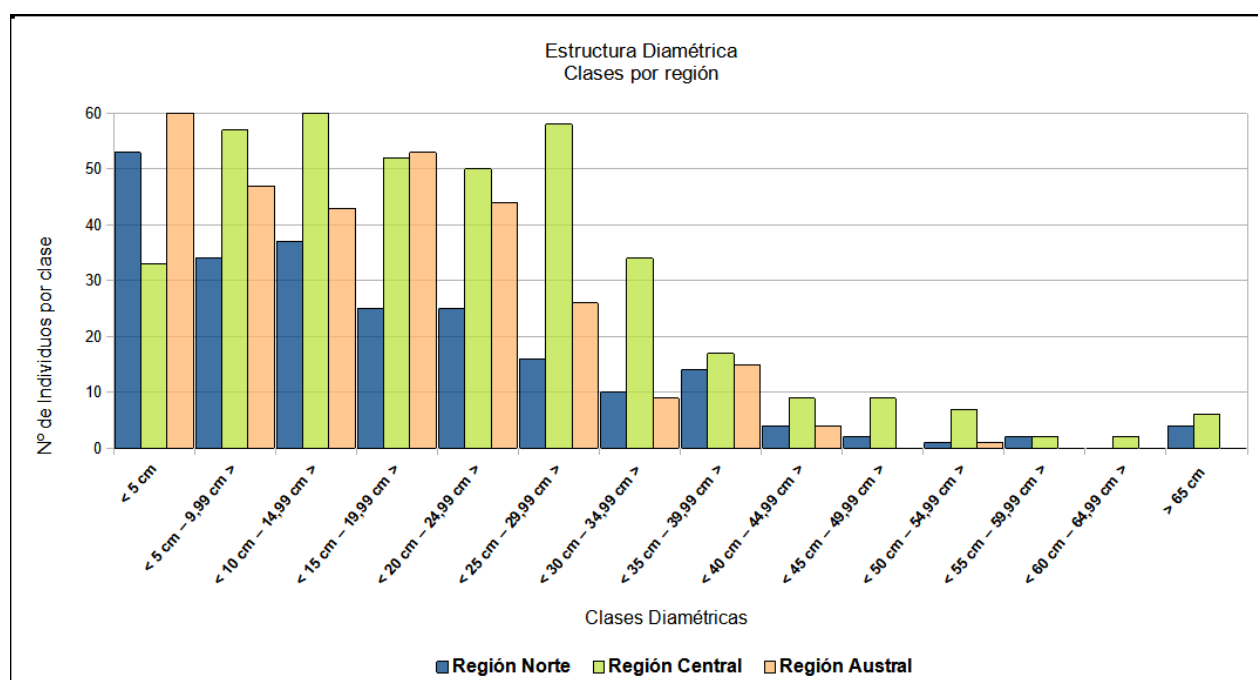


Figura 3.2. Estructura diamétrica del bosque de chacay según la región de estudio.

En general el tipo de bosque de chacay que tiene una estructura diamétrica más equilibrada, en términos de cantidad de clases y abundancia, es el que se registra en la región central, excepto por la abundancia de renovales (< 5 cm) (Fig 3.6). En este sentido, las mediciones realizadas en la región norte y austral, presentan un mayor número de esta clase, lo cual se puede relacionar con la tasa de regeneración y la frecuencia e intensidad de disturbios a las que se ven expuestos los parches. Respecto a individuos de mayor ancho (> 40 cm), se observa la situación opuesta, donde los bosques que se sitúan en el sector central presentan valores representativos de clases mayores. Las diferencias entre la distribución de clases diamétricas posiblemente se relacionan con la influencia de las condiciones ambientales, el tipo de disturbios y estadios sucesionales del bosque. Entre los resultados más importantes de la matriz de correlación se destaca el valor de 0,78 entre la distancia a rutas y caminos (km) y el área basal rodal (m².ha⁻¹), por lo cual se realizó un análisis de la covarianza con estas variables para explicar su relación (Figuras 3.7 y 3.8; tabla 3.2).

Tabla 3.2. Matriz de correlación de las variables forestales, ambientales y distancia a centros poblados y rutas y caminos de los bosques de chacay. En verde se destaca el valor máximo.

	Cobertura Forestal	Área basal rodal (m ² .ha ⁻¹)	Altura Media	Densidad (ind.ha ⁻¹)	Densidad de renovales (ind.ha ⁻¹)	Riqueza de Especies (S)	Riqueza de Especies Nativas (S)	Riqueza de Especies Exóticas (S)
Distancia a Oasis Agrícolas (Km)	0,30	0,42	-0,05	0,30	0,15	0,23	0,35	-0,25
Distancia a Centros Poblados (Km)	0,37	0,55	-0,15	0,34	0,14	0,15	0,35	-0,47
Distancia a Rutas y Caminos (Km)	0,46	0,78	0,16	0,11	0,11	0,01	0,10	-0,21
Signos de extracción de leña	-0,11	0,13	-0,04	-0,16	-0,07	0,12	-0,05	0,46
Ancho del Parche (m)	0,34	0,57	0,19	0,27	0,16	-0,02	-0,03	0,06
Ancho de la Terraza (m)	-0,14	0,25	0,03	0,04	0,28	-0,28	-0,23	-0,14

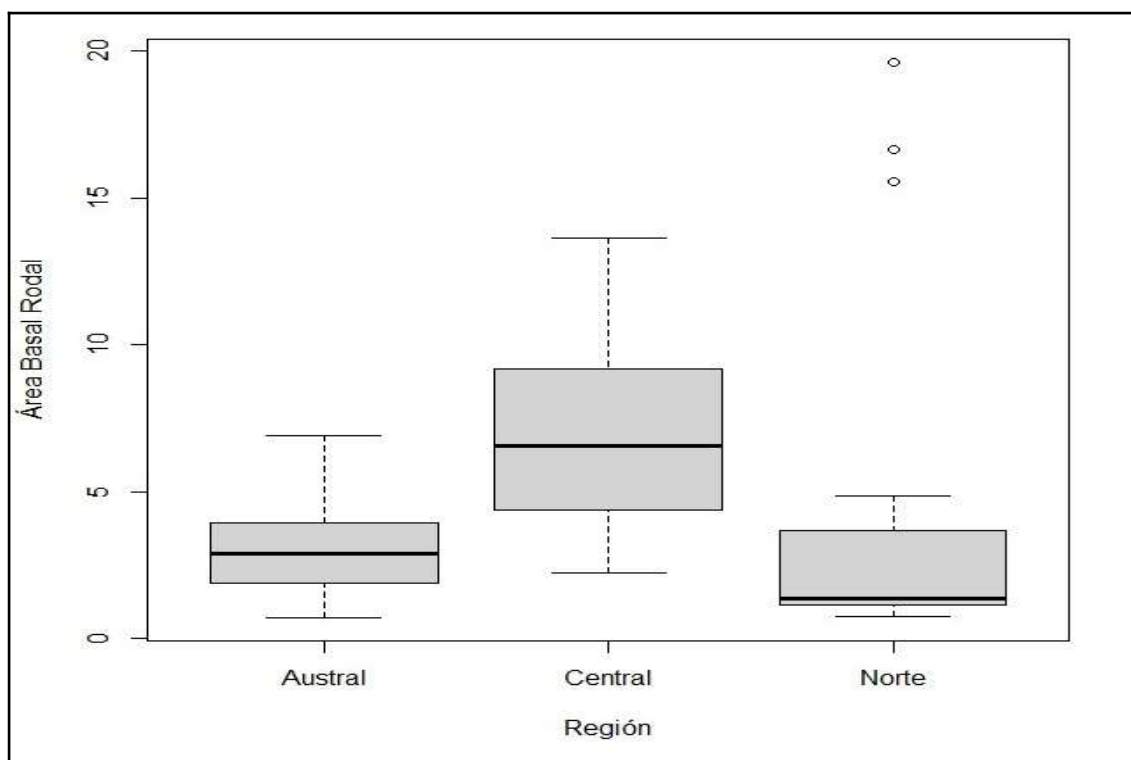


Figura 3.3. Diagrama de cajas del área basal rodal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) en función de la región de estudio.

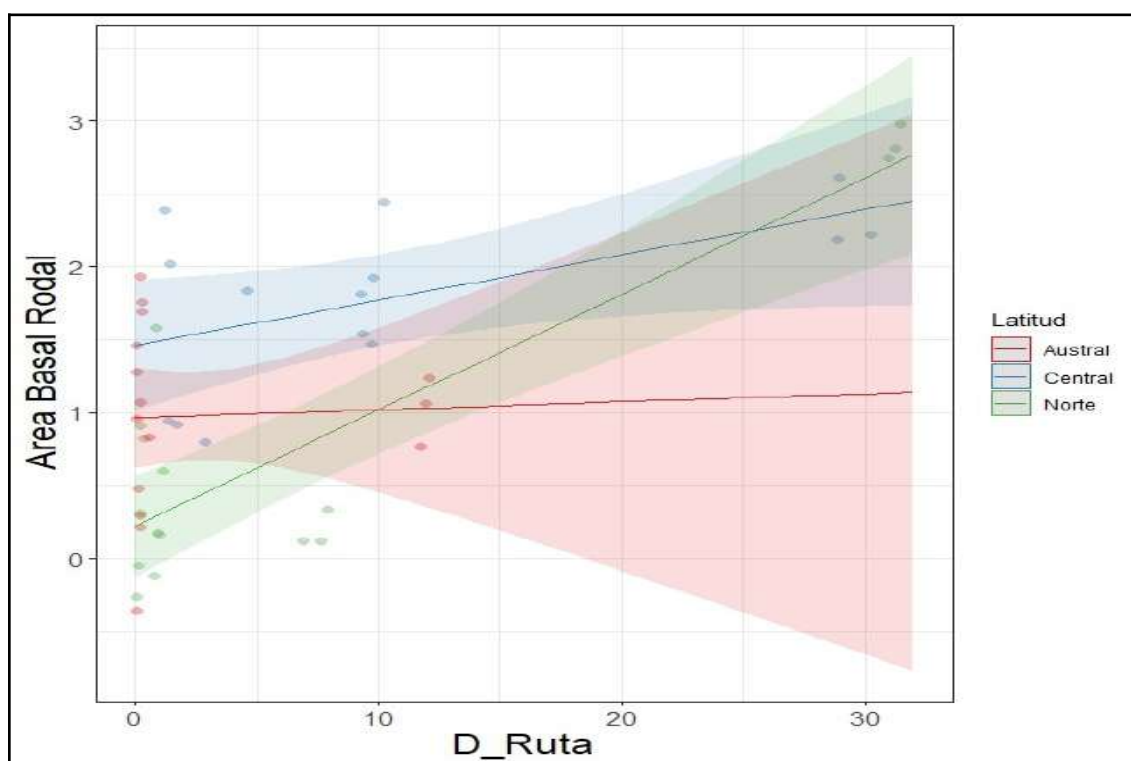


Figura 3.4. Representación gráfica del modelo estadístico que explica la relación entre el área basal rodal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), la latitud o región de estudio, y la accesibilidad, teniendo en cuenta la distancia a rutas y caminos.

Tabla 3.3. Salida del análisis de la covarianza de las variables Latitud, distancia a rutas y caminos y su interacción. En negrita se resaltan los valores significativos.

Anova				
<i>Row</i>	<i>Sum.Sq</i>	<i>Df</i>	<i>F.value</i>	<i>Pr..F.</i>
(Intercept)	10.83	1	32.66	<0.001
Latitud	07.03	2	10.60	0.00
D_ruta	0.01	1	0.03	0.86
Latitud:D_ruta	2.99	2	4.51	0.02
Residuals	12.94	39	NA	NA

El área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) es significativamente mayor en la región central del área de estudio (**Figuras 3.3 y 3.4**), respecto los sectores norte y austral, por lo tanto hay un efecto de la latitud en la producción de biomasa del bosque. Por otro lado, como hay una interacción significativa entre latitud y distancia a rutas y caminos (km), la accesibilidad al bosque representa un factor considerable en el volumen de madera del bosque de chacay, el cual incrementa acorde la región en que se encuentra y conforme disminuye la posibilidad de acceder a los sitios.

Los relevamientos de flora realizados facilitaron el registro de un total de 101 especies asociadas a los parches de bosque de chacay, de las cuales 14 son de origen exótico. El elemento acompañante más frecuente es cortadera (*Cortaderia selloana*), que fue registrado en 35 parcelas, con buenas coberturas, entre el 20% y el 60%. En la región norte del área de estudio, se observó en 10 parcelas la presencia de rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*), arbusto invasor cuyos requerimientos de hábitat se solapan con esta especie. En 10 sitios de la región central, se observaron ejemplares arbóreos de molle (*Schinus odonelli*), especie endémica de la provincia fitogeográfica de Payunia (Martínez Carretero, 2004) como elementos asociados al bosque, aunque en las periferias distantes de menor humedad.

Tabla 3.5. Tabla fitosociológica con las especies nativas (en verde) y exóticas (en amarillo) por región y parcela.

Especie / Parcela	Región Norte																Región Central														Región Austral															
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	
Ochetophila trinervis	2	2	2	1	1	1	1	+	1	1	2	2	1	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2	3	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	2	3	1	2	3	1	2	2	2
Rosa rubiginosa	1	1					1	1			3	4	2	3	2	3																														
Ephedra ochreatea	1	1										+	+					+	-				+																				+	+		
Ephedra frustillata																	+		+	+		+																								
Ephedra chilensis																																+														
Ephedra breana																																								+				+		
Taraxacum officinale	+		+									+	+	+										+						1	1	+	+												+	
Cortaderia selloana	+	+		-		+	1	2	2	3	+	1	1	1				2	2	2			2	3	3	3	3	2	4		3	2	4	3	3	2	2	3	3	+		1	2	2		
Larrea nitida	+	+	+	-		1																		+		1				+	+		+	+	+	+					+	+		+		
Juncus balticus	1	1	+								+		+					1							+					1				+	+	+		+		+	1		+		+	
Trifolium polymorphum	1		+										+																	1																
Berberis empetrifolia	+												+																											+						
Berberis grevilleana													+				1	+	1																											
Schinus johnstonii	+	+	+	1	2	2					+				+	1			+	+	1						1												+			+				
Schinus fasciculatus														1		1																														
Schinus odonelli																	+	+		1		1	1	+		+	1	+		+										+				+	+	
Tetraglochin alata		+																		+	+										+															
Carex gayana		1	+																																											

[illegible]

[illegible]

[illegible]

[illegible]

Discusión

En este capítulo se describe la estructura del bosque de chacay, la cual se caracteriza por formar parches de cobertura forestal de valores entre 21,56 y 34,4 %, cuya productividad oscila entre 3,15 y 6,94 m².ha⁻¹ de área basal rodal y las alturas medias de los árboles se mantienen alrededor de los 3,5 m (3,3 y 3,8). Las densidades (ind.ha⁻¹) de ejemplares adultos varían entre 142,5 y 271, mientras que los renovales, individuos de esta especie cuyo diámetro basal es menor a 1 cm, tienen valores bajos en general, entre 14,35 y 82. En regiones donde hay mayor productividad y desarrollo del bosque, existe una elevada proporción de individuos dañados (44 - 49,9%) y una menor renovación, lo cual se evidencia en la menor densidad de renovales. La forma predominante de los árboles no presenta un patrón definido. En base a estos valores de estructura, las formaciones en galería de chacay cumplen con los requisitos mínimos que establece la resolución de COFEMA para ser consideradas como bosque nativo (Langbehn, 2017).

Si analizamos la estructura del bosque de chacay en función de la latitud, encontramos que el área basal rodal (m².ha⁻¹) incrementa sus valores significativamente en el sector central del área de estudio. La densidad de ejemplares (ind.ha⁻¹) adultos aumenta en las regiones centrales y australes. En el caso específico de la altura media de los árboles no registra variaciones asociadas a la latitud, sus valores se ubican entre los 3 y 5 m, de forma independiente de su ubicación. La distribución de clases diamétricas también presenta diferencias en función de la latitud. En la región central, la estructura diamétrica del bosque presenta mayor equilibrio de clases y abundancia, aunque una menor cantidad de renovales (33), lo cual contrasta con los mayores valores registrados en las regiones norte y austral, de 53 y 143 ejemplares respectivamente. Con los individuos de mayor ancho (> 40 cm), se observa la situación opuesta, donde los bosques que se sitúan en el sector central presentan valores representativos de clases mayores. Consecuentemente, bosques de mayor desarrollo en su estructura limitan la presencia de renovales. Esta situación se complementa con las observaciones efectuadas en el terreno, donde los renovales se registraban en espacios abiertos y no en el sotobosque. Posiblemente hayan recursos puntuales como la luz, mecanismos densodependientes o microclimáticos que promueven el desarrollo de plántulas fuera de la estructura de los parches forestales de mayor tamaño. La disponibilidad de luz es una

limitación fundamental en diferentes ecosistemas, especialmente en bosques riparios (Warren et al. 2016).

El alto grado de asociación ($R=0.78$) entre el área basal rodal ($m^2.ha^{-1}$), la cual sintetiza adecuadamente la estructura del bosque y la producción de biomasa, y la distancia a rutas y caminos (km), la cual se relaciona con la accesibilidad potencial de pobladores y turistas, fue la base para un análisis de covarianza agregando la variable discreta latitud. La conclusión principal es que el área basal rodal ($m^2.ha^{-1}$) es mayor en la región central del área de estudio, respecto las regiones norte y austral, aunque hay una interacción significativa entre la latitud y la accesibilidad. Consecuentemente, el aislamiento y las condiciones ambientales de la región central promueven una mayor producción de biomasa de los bosques de chacay. El rol de la infraestructura vial como disturbio en la composición de las comunidades vegetales de montaña ha sido estudiado por Aschero et al. (2023), este resultado es complementario a este estudio ya que la distancia a caminos afecta la integridad de la estructura de los bosques de chacay.

Una de las premisas hipotéticas utilizadas para estudiar la distribución y analizar la estructura del chacay, es que la idoneidad ambiental óptima de esta especie se ubica a escala regional entre los 34° y los 35° S (Vezzani, 2022). En el caso de la detección y mapeo de bosques, el 40,50 % de la superficie total se ubica en este sector central. Respecto a la estructura, los mayores valores de cobertura forestal (%) y densidad de ejemplares adultos ($ind.ha^{-1}$) se registran en esta región. El área basal rodal ($m^2.ha^{-1}$) presenta diferencias significativas respecto a otros sectores, aunque se relaciona con su accesibilidad. En este sentido, podemos considerar que las condiciones ambientales tienen una influencia, pero el aislamiento de estos parches de bosque es fundamental para su productividad.

En el norte del área de estudio, se midieron parches de chacay conformados por ejemplares dispersos inmersos en una matriz exótica compuesta principalmente por rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*), arbusto invasor cuya propagación afecta a la vegetación nativa (Aschero et al. 2023). Consecuentemente, los parámetros de la estructura del bosque presentan en esta región los menores valores asociados a cobertura, densidad y productividad. En el caso específico de la cuenca alta del río Mendoza, se observaron efectos de aludes frecuentes, y en el caso de la cuenca alta del río Tunuyán, se

registraron conjuntos de individuos establecidos en canales de riego. Por lo tanto, la especie presenta cierta plasticidad posiblemente relacionada con sus requerimientos ambientales (Cardoso et al. 2010), ligados localmente a terrazas aluviales sujetas a disturbios frecuentes, aunque bajo estas condiciones los parámetros de su estructura forestal se reducen considerablemente.

Los requerimientos de hábitat del chacay se asocian a cursos de ríos y arroyos (Schmelter, 2002), terrazas aluviales y riberas, por lo cual la presencia de agua superficial y la distancia a cauces son fundamentales para su persistencia (Roig et al. 1988; Martínez Carretero, 2000). En el sistema tributario del río Atuel que conforman los arroyos Blanco y La Manga, se registraron prácticas de desvío del agua con fines agrícolas y el consecuente deterioro de parches de bosque. Estas prácticas de pequeña escala, efectuadas por pobladores locales, modifican la fisonomía de los cauces con fines productivos y alteran la composición de la vegetación. En la cuenca del río Grande, se midió una parcela de bosque en un arroyo adyacente al puesto Invernada del Viejo, y se observó un espacio recreativo con varios ejemplares de chacay. Ante la consulta, Ana Cáceres, administradora del puesto, señaló que cuando los árboles muestran signos de deterioro, destina agua para su abastecimiento. Este tipo de medidas permiten compatibilizar la conservación del bosque y las prácticas agrícolas de pequeña escala que realizan los pobladores, asegurando un suministro de agua mínimo para mantener la integridad ecológica de los parches forestales.

Respecto a la extracción de leña y el uso de madera del bosque, no se registró un gran impacto asociado, lo cual se vincula con el registro arqueológico, donde no es un elemento predominante, como *Adesmia* y *Schinus* (Andreoni y Capparelli, 2012). Una parcela puntual en la cuenca del río Grande, adyacente a la ruta provincial N° 145, presentó signos recientes de cortes de motosierra y remoción de fustes de gran tamaño (DAB > 20 cm). Gabriel Jofré, werken (secretario) de la organización Identidad Territorial Malalweche del Pueblo Mapuche en Malargüe, señala que el uso de madera de chacay no es principalmente para combustible, comenta la capacidad de recuperación y hace referencia a su raíz fonética, la cual se articula con Chao y Chachai, “padrecito” en Mapudungun (lengua mapuche). Entre los usos que destaca, se encuentra el de varillas para corrales, lo cual se observó en el puesto Invernada del Viejo. En este sentido lo favorecen el rápido crecimiento y la elasticidad, cuyo crecimiento se asocia localmente a

condiciones húmedas (Roig et al. 1988; Martinez Carretero, 2000; Schmelter, 2002).

Capítulo 4. Articular escalas para recuperar el bosque de chacay (*Ochetophila trinervis*): conservar y restaurar desde la cuenca al parche forestal



Introducción

Las prioridades globales de restauración de ecosistemas se categorizan en base a diferentes metas, entre las cuales se destacan la conservación de la biodiversidad, la estabilización de la temperatura mundial y la factibilidad de aplicar programas de este tipo en términos de inversión de energía y recursos (Strassburg et al. 2020). Los humedales y bosques nativos tienen la mayor importancia relativa respecto a los objetivos climáticos y de conservación, mientras que los ecosistemas áridos presentan mayor factibilidad de recuperación comparando con los anteriores, lo cual hace necesario adoptar enfoques amplios para sortear esta heterogeneidad espacial (Strassburg et al. 2020). Un enfoque común para la planificación de la conservación es incorporar la dimensión espacial utilizando los Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la priorización de áreas (Silva et al. 2017), aunque frecuentemente los encargados de aplicar políticas ambientales no consideran el mosaico de factores territoriales que afecta un determinado paisaje (Börner et al. 2020). En esta revisión del impacto de las políticas y programas forestales a escala mundial, estos autores

mencionan que la construcción de infraestructura vial, las concesiones de áreas y el otorgamiento de créditos productivos, no solo afectan directamente a los bosques nativos, sino que limitan el alcance de las medidas orientadas a su conservación y restauración. Los bosques en galería de chacay (*Ochetophila trinervis*) de la vertiente oriental de los Altos Andes, los cuales se encuentran asociados a humedales en un contexto regional de condiciones áridas y presiones antrópicas, revisten un gran valor en términos de metas globales de restauración y prioridades de conservación de bosques nativos.

Durante siglos, se han extraído árboles y recursos madereros de las zonas ribereñas de las regiones templadas para obtener madera, combustible y promover el desarrollo agrícola residencial e industrial (Warren et al. 2016). Los arroyos que integran la cabecera de la red fluvial se encuentran en la periferia superior de la cuenca y frecuentemente no presentan la gestión necesaria para su conservación y prácticas forestales sostenibles, debido a su tamaño reducido principalmente (Richardson y Danehy, 2007). La planificación y el manejo de los bosques nativos necesita incorporar su variabilidad espacial de la estructura y productividad (Villagra y Alvarez, 2019). En este sentido, integrar estas variables a mayor escala con políticas territoriales requiere de indicadores elaborados en base al procesamiento de imágenes satelitales (De Marzo et al. 2023).

El modelado de distribución potencial se ha difundido y utilizado ampliamente para explorar los efectos de los cambios ambientales a diferentes escalas en la distribución de especies (Graham et al. 2008; Mateo et al. 2011; Yackulic y Ginsberg, 2016), aunque presenta cierto grado de error (Gábor et al. 2020). Este método fue aplicado por Vezzani (2022) en la transición de los Altos Andes y el Monte entre los 31° y los 39° S, para mapear el nicho potencial del chacay cuyas conclusiones coinciden parcialmente con los resultados de la presente tesis. El 40,50 % de la superficie total de bosques mapeados en el Capítulo 1 se ubica en el sector central del área de estudio,. La estructura de los bosques de esta especie, descripta y analizada en el Capítulo 2, se caracteriza por mayores valores de densidad de ejemplares adultos (ind.ha^{-1}) en esta región central. El área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) presenta diferencias marcadas respecto a los parches australes y del norte, aunque la accesibilidad influye significativamente. Por otro lado, la región norte, situada fundamentalmente en las cuencas altas de los ríos Mendoza y Tunuyán, presenta un alto grado de modificación del paisaje (Rubio et al.

2017; Rojas et al. 2020) y recurrencia en eventos de crecidas aluviales (Moreiras et al. 2018). Consecuentemente, se registraron retracciones de bosque de chacay por 28,86 ha y los remanentes estaban conformados por ejemplares dispersos inmersos en una matriz exótica compuesta principalmente por rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*).

La disponibilidad de luz y las perturbaciones son factores esenciales para estudiar la dinámica de los bosques de cabecera de cuencas (Warren et al. 2016). Los ejemplares de chacay se encuentran asociados a riberas y terrazas aluviales donde la humedad es clave (Roig et al. 1988), y colonizan ambientes empobrecidos (Reyes et al. 2011), debido a sus nódulos radiculares ocupados por las bacterias del género *Frankia* (Cardoso et al. 2010). El objetivo central del presente capítulo es relacionar los mapas de distribución de chacay y los procesos de retracción detectados con los datos de estructura forestal y fitosociológicos descritos previamente. La articulación de la escala regional con los factores locales se realizará utilizando operaciones vectoriales mediante el uso de SIG. El objetivo es categorizar los parches de bosque en función de sus atributos forestales, especies acompañantes y degradación que presenta cada cuenca. Consecuentemente, se identificarán sitios prioritarios donde es preciso aplicar medidas de conservación y sitios cuya dinámica de degradación y procesos requieren de la intervención mediante programas de restauración ecológica. En este tipo de casos, el uso del chacay para forestación se puede promover por sus servicios ecosistémicos, los cuales permiten la protección de los recursos hídricos mediante la preservación del suelo de las cuencas.

Metodología

Para la identificación de sitios y definición de prioridades de conservación y restauración ecológica de los bosques de chacay en los Altos Andes, se revisaron los antecedentes bibliográficos sobre los requerimientos ambientales de la especie y los resultados de mayor relevancia obtenidos en la presente tesis. Por lo tanto, es necesario articular factores regionales asociados a cada cuenca y factores locales relativos a la estructura de cada parche forestal y las condiciones de cada sitio. Consecuentemente, se consideran los siguientes criterios *ad hoc* para el mapeo y zonificación:

- 1) La comparación entre la distribución potencial de chacay, elaborada por Vezzani (2022) y su distribución actual, presentada en el Capítulo 1.

2) Los parámetros de estructura forestal del bosque y su estado de conservación. Para este criterio serán considerados la continuidad espacial de los parches y su área.

3) La degradación de cada cuenca, en base los cambios de cobertura para el periodo 2015/16 – 2022/23, la distancia a centros urbanos, oasis agrícolas, redes viales y la composición de la comunidad acompañante (presencia de exóticas).

Las capas generadas en el Capítulo 1 fueron re-procesadas, mediante una simplificación (polígonos de mayor tamaño son reducidos a objetos simples) y en función de los criterios mencionados previamente se le asignaron manualmente las siguientes categorías:

1) **Conservación:** los valores de los parámetros forestales son elevados, la estructura del bosque se encuentra íntegra y la composición de la comunidad vegetal no presenta introducción de exóticas. Hay mayor distancia respecto a infraestructura vial, centros urbanos y oasis agrícolas.

2) **Manejo sustentable - Restauración Forestal:** los valores de los parámetros forestales son moderados, la estructura del bosque presenta signos y/o procesos de degradación y la comunidad vegetal no presenta introducción de exóticas. Hay distancia intermedia respecto a infraestructura vial, centros urbanos y oasis agrícolas.

3) **Manejo de Cuenca - Restauración Funcional:** los valores de los parámetros forestales son bajos, la estructura del bosque corresponde a ejemplares dispersos en una matriz de especies exóticas y /o desarrollo urbano y agrícola. No hay distancia respecto a infraestructura vial, centros urbanos y oasis agrícolas.

Tabla 4.1. Criterios utilizados para la categorización de bosques de chacay.

Rango Distribución potencial	Distribución Histórica	Distribución Actual	Estructura – Estado de Conservación	Grado de Intervención de la Cuenca	Recomendaciones
Moderado – Alto	Presencia	Reducida – ausencia	Deteriorada	Alto	Manejo de Cuenca
Moderado – Alto	Presencia	Presencia	Moderado	Moderado	Manejo Sustentable
Moderado – Alto	Presencia	Presencia	Buena	Bajo	Conservación

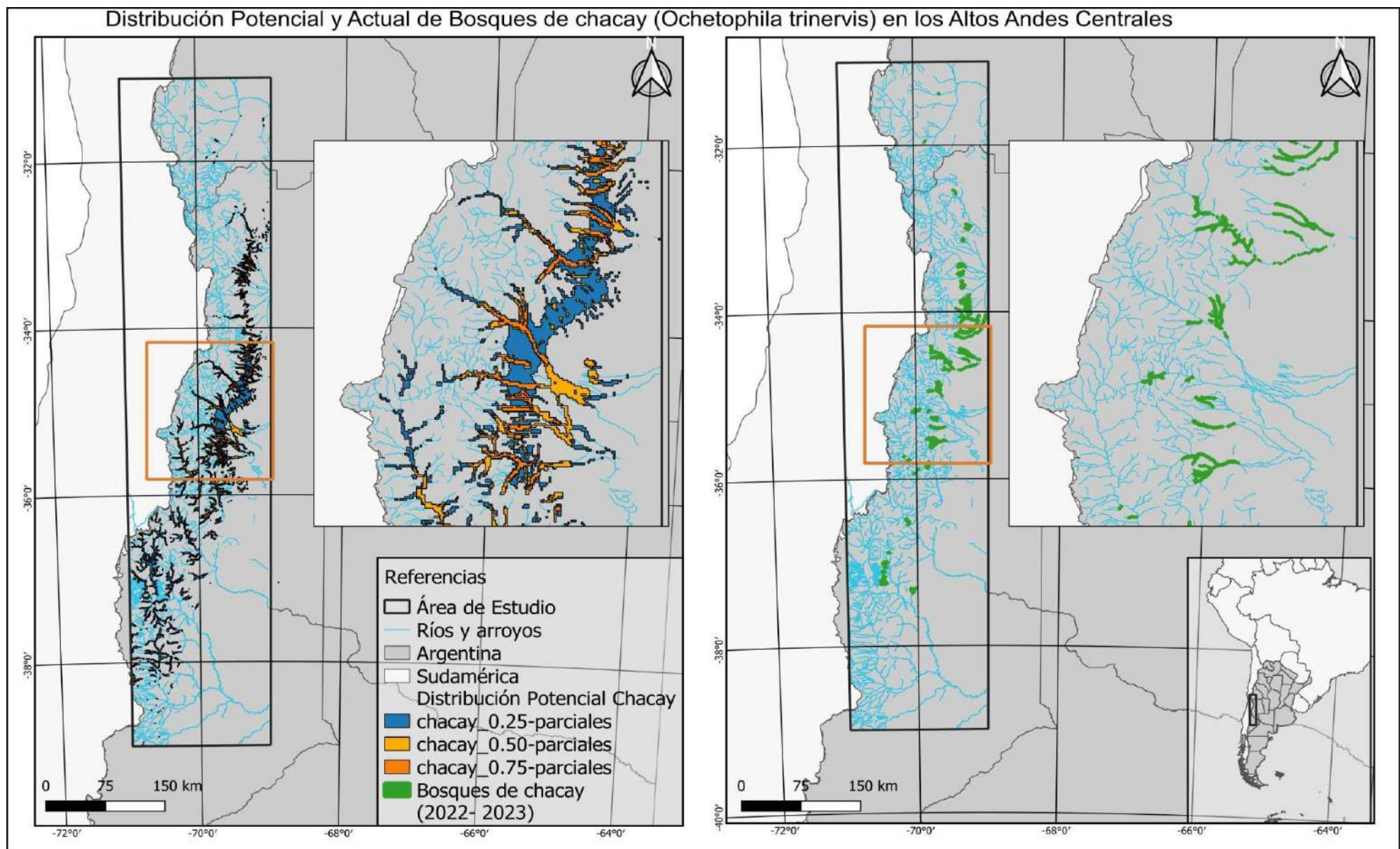


Figura 4.1. Distribución potencial de chacay elaborado a partir de Vezzani (2022) y a la izquierda bosques de chacay en los Altos Andes de Argentina para el periodo estival 2022-2023. Las capas de bosque fueron expresadas con línea de borde de 0,6 para facilitar su visualización, la cual se dificulta debido a la escala.

Resultados

Entre los resultados obtenidos se destaca que hay una superficie de 895,14 ha, un 23,1% del total, cuya estructura más compleja, ubicación aislada y mejor estado del bosque de chacay justifican su conservación. Un área extensa de 2733,06 ha que comprende la mayoría (70,5%) presenta parámetros forestales adecuados y una buena continuidad espacial, en sectores donde se desarrollan actividades agrícolas y de pastoreo, las cuales pueden compatibilizarse con un manejo sustentable. Finalmente, en las cuencas del río Tunuyán, Mendoza y San Juan, hay una extensión reducida de 248,02 ha, apenas un 6,4%, de bosques que presentan indicios de degradación y ejemplares de chacay dispersos en una matriz de especies exóticas, cuyo manejo se puede orientar a la protección de los recursos hídricos y el uso de la especie como forestal.

Los sectores categorizados para conservación se ubican en áreas naturales protegidas y su zona de influencia inmediata, como Laguna del Diamante o Manzano - Portillo de Piuquenes, o en sectores donde su aislamiento ha promovido la integridad de la estructura del bosque de chacay, como por ejemplo en el área de concesión petrolera Puesto Rojas en Malargüe, la quebrada fier a los pies del cordón de Ansilta y río Castaño en la cuenca del río San Juan.

Respecto a las cuencas del río Tunuyán, Mendoza y San Juan, donde los bosques presentan una superficie reducida, se plantea aplicar un manejo de cuenca, utilizando los atributos ecológicos de la especie para proteger el suelo y regular crecidas aluviales. En este sentido, es recomendable la promoción del uso forestal urbano del chacay y el maitén (*Maytenus boaria*) para las villas cordilleranas de la región, debido a sus adaptaciones, la capacidad de retención de suelo y los beneficios que proveen.

Las categorías asignadas a las capas de bosque de chacay se diferenciaron en 17 sectores:

Tabla 4.2. Resultados de la categorización por cuenca, sitio y superficie de bosque de chacay.

Cuenca	Sitio	Sup. (ha)	Categorización
San Juan	Río Castaño	182,37	Conservación
	Arroyo Calingasta	1,75	Manejo de Cuenca
	Quebrada Fiera	62,53	Conservación
	Río Colorado	1,06	Manejo de Cuenca
Mendoza	Arroyo Chacay	1,75	Manejo Sustentable
	Río Blanco	27,7	Manejo de Cuenca
Tunuyán	La Carrera		
	Manzano Histórico	146,93	Manejo Sustentable
	Campo los Andes	36,67	Conservación
	La Remonta	385,85	Manejo Sustentable
	Cuenca Superior Gateado, Yaucha y Papagayos	159,46	Conservación
	Cuenca Inferior Gateado, Yaucha y Papagayos	217,51	Manejo de Cuenca
Diamante	Arroyos Hondo y La Faja	85,12	Manejo Sustentable
	Arroyo Las Aucas	172,11	Conservación
Atuel	Arroyos Blanco y La Manga	263,31	Manejo Sustentable
Malargüe	Arroyo Chacay y Puesto Rojas	282	Conservación
Malargüe, Grande y Neuquén	Río Malargüe, Volcán Tromen y Cordillera del Viento	1850,1	Manejo Sustentable

DISCUSIÓN

En este Capítulo se identifican cuencas y sitios donde se recomienda priorizar la conservación de los bosques de chacay, sectores donde es necesario adecuar las actividades agrícolas y ganaderas de pequeña escala de forma sustentable para asegurar la persistencia de estos sistemas, y arroyos y ríos cuyo grado de deterioro justifican la intervención mediante medidas de restauración forestal. En este sentido, se relacionan los mapas de distribución y los procesos detectados en el Capítulo 1, con la vegetación y los parámetros forestales de cada parche, descritos en el Capítulo 2. La articulación de la escala regional con los factores locales se realiza considerando la ubicación de cada sitio respecto a áreas naturales protegidas, oasis irrigados, ejido urbano y redes viales, así como la composición de la comunidad, en términos de riqueza de especies nativas y exóticas, y mayores valores de área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$), superficie, densidad de ejemplares adultos ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$) y cobertura forestal (%).

La superficie de bosque de chacay propuesta como sitios prioritarios de conservación son 895,14 ha, lo cual representa el 23,1% del total, se concentra en la cuenca del río Diamante, algunos sectores en Malargüe, los arroyos Papagayos, Yaucha y Gateado, situados parcialmente en el área protegida Laguna del Diamante, y sistemas aislados en la Quebrada Fiera y el río Castaño, en la cuenca del río San Juan. En las inmediaciones de Manzano - Portillo de Piuquenes, hay algunos remanentes de bosque en galería conformados además por ejemplares de luma, lo cual le brinda una mayor consideración para su protección y estudios de estructura y estado forestal. En estos sistemas, en base al trabajo realizado en la presente Tesis se recomienda evitar el desarrollo general de infraestructura turística y cambio de uso de suelo asociado al crecimiento de la industria vitivinícola, y la restricción específica de rutas y caminos, debido a la fragmentación y degradación de hábitat y la potencial dispersión de organismos invasores y patógenos. Para la conservación de los bosques que se encuentran en esta categoría también es necesario revisar las prácticas de intervención de los cauces de las cuencas para riego. En este sentido, ajustar dónde y cómo se aplican las políticas de desarrollo, especialmente rutas y caminos, constituye efectivamente una acción de conservación (Börner et al. 2020).

Por otro lado, hay una extensión mayoritaria de 2733,06 ha (70,5%) de parches con valores forestales adecuados y una continuidad espacial definida, sujetos a

actividades ganaderas y agrícolas de pequeña escala cuyo desarrollo tiene que incorporar nociones de manejo sustentable, como regular el uso del agua y contemplar la tasa de regeneración del sistema. El bosque de maitén con chacay como elemento acompañante que se desarrolla en la región de la Remonta se encuentra en esta categoría, no obstante, debido a su situación única en la provincia, requiere de particular atención y futuros estudios orientados a su dinámica espacial.

Respecto a las áreas propuestas para restauración de cuenca, incluyen fundamentalmente a los ríos Tunuyán, Mendoza y San Juan, si bien los bosques presentan una extensión reducida de 248,02 ha, apenas un 6,4% del total, este enfoque puede extenderse a la mayoría de la región norte del área de estudio. Este tipo de manejo enfatiza en la protección de los recursos hídricos y el suelo, mediante la restauración geomorfológica de la cuenca y la reforestación con chacay, cuyos atributos ecológicos y observaciones realizadas durante los relevamientos le confieren un alto potencial para su uso en este sentido (Reyes et al. 2011). En estos sitios, el bosque se compone de ejemplares dispersos entre vegetación exótica, en proximidades de villas de alta montaña con procesos de crecimiento sin planificación, como el caso particular del río Blanco en Potrerillos (Rubio et al. 2017). A escala de cuenca, los ríos Mendoza y Tunuyán presentan superficies reducidas de bosque (27,7 ha), lo cual se relaciona con un alto grado de reemplazo de vegetación natural por plantaciones de vid y la expansión urbana (Rojas et al. 2020). Otro fenómeno relevante, cuya magnitud afecta la estructura de los bosques, la seguridad de los pobladores y la infraestructura vial, es el incremento de los aludes originados por el aumento de las precipitaciones pluviales asociado al cambio climático (Moreiras et al. 2018).

Considerando las limitaciones del modelado de distribución potencial para especies con nichos restringidos (Gábor et al. 2020), y la comparación de mapas potenciales, históricos y actuales (Alvarez y Villagra, 2019), podemos señalar que los resultados obtenidos son esperables a pesar de estas limitaciones. En este sentido, los relevamientos en el terreno han sido fundamentales para corregir los mapas, vincular atributos forestales y ecológicos con procesos de paisaje, especialmente lo referido a especies acompañantes o medidas cuyo uso actual por pobladores rurales pueden promover el uso sustentable del chacay. Los requerimientos ambientales de esta especie se concentran en riberas y terrazas aluviales donde la humedad es clave (Roig et al. 1988), se establecen en ambientes empobrecidos (Reyes et al. 2011), donde los

disturbios asociados a la dinámica aluvial son frecuentes (Warren et al. 2016; Moreiras et al. 2018). Consecuentemente, estos bosques presentan cierta plasticidad para establecerse, aún con requisitos ambientales bien definidos. El testimonio de Gabriel Jofré, integrante de la organización Identidad Territorial Malalweche, señala que la especie se recupera y se dispersa, lo cual contrasta con nuestros resultados, posiblemente por cuestión de escalas temporales y espaciales, y diferentes percepciones.

Estudios que reconstruyen la trayectoria de los disturbios que afectan a los ecosistemas forestales mediante el uso de indicadores basados en imágenes satelitales, señalan que la recuperación de su estructura depende si el tipo de perturbación es de origen natural o antropogénica (De Marzo et al. 2023). En el caso de los bosques en galería que han sido mapeados y medidos para la presente tesis, hay impactos asociados al cambio de uso del suelo (Rojas et al. 2020), aludes de origen aluvional (Moreiras et al. 2018), desvíos de los cauces de agua para uso agrícola a pequeña y gran escala y otros factores que pueden incrementarse con las tendencias de calentamiento global. Evaluar la respuesta de los bosques de montaña al cambio climático es complejo, especialmente en las regiones áridas, debido a la heterogeneidad ambiental en las precipitaciones, la temperatura, el tipo de suelo y las pendientes (Yang et al. 2018). El procesamiento efectuado ha permitido identificar procesos de retracción y expansión a diferentes escalas y categorizar acorde a su estado de conservación y composición los bosques principalmente conformados por chacay, y en menor medida por maitén y luma (*Escallonia myrtoidea*) en el área de estudio comprendida entre los 31° y 39° S de los Andes Centrales. No obstante, hay interrogantes abiertos respecto a la ecología de estos bosques, sus requerimientos de hábitat, tasas de regeneración y mecanismos de dispersión que le permiten colonizar y establecerse en diferentes sitios.

Capítulo 5

Discusión integradora y conclusiones: limitaciones, consideraciones principales y futuras líneas de indagación sobre la ecología y distribución del chacay (*Ochetophila trinevis*) en los Andes Centrales de San Juan, Mendoza y Neuquén



Foto del real en la veranada El Chacayal cedida por Jorge Vargas.

Este trabajo de Maestría presenta cartografía sobre la distribución actual de los bosques en galería compuestos principalmente por chacay (*Ochetophila trinervis*) en los Altos Andes Centrales y su transición con la Estepa Patagónica y el Monte, en la región comprendida entre los 31° y 39° S de San Juan, Mendoza y Neuquén. Es el primer trabajo cartográfico para esta especie en la región, el cual no pudo ser incorporado en los mapas del el OTBN de la Provincia de Mendoza del 2010 (Villagra et al. 2010), pero si en el proceso realizado en el 2023, lo cual representa una contribución clave para el manejo y conservación de estos bosques. Esta especie forma galerías en riberas y

terrazas aluviales (Roig et al. 1988), coloniza suelos empobrecidos y desempeña un papel fundamental en la protección de la cuenca y la protección de los recursos hídricos (Reyes et al. 2011). Este tipo de bosques riparios se caracterizan por establecerse en bordes de ríos y arroyos, en la transición entre sistemas terrestres y acuáticos (Mendoza-Cariño et al. 2023). Las especies arbóreas asociadas son el maitén (*Maytenus boaria*) en la región de la Remonta (Besio et al. 2011), la luma (*Escallonia myrtoidea*) en Campo Los Andes, y el molle blanco (*Schinus odonelli*). El punto de partida para explorar su distribución fue el modelado de su nicho potencial, realizado por Vezzani (2022), la cual plantea que la idoneidad ambiental óptima para la ocurrencia del chacay en el sector central del área de estudio, entre los 34° y los 35 S y entre los 1430 y 1850 msnm.

El trabajo de mapeo consistió en el procesamiento de imágenes satelitales, aplicando clasificaciones supervisadas e índices espectrales incorporados que representan los requerimientos de hábitat y el follaje del chacay tales como las condiciones de humedad, agua superficial, distancia a ríos y arroyos. Para este proceso se realizaron relevamientos en el terreno que permitieron ajustar la precisión de las clasificaciones y rectificar errores comunes como molles (*Schinus johnstonii*) cercanos a humedales de altura o vegas (Méndez, 2014). Se realizaron un total de 20 clasificaciones supervisadas, 10 para cada periodo en función de la disponibilidad de imágenes del sensor Copernicus (2015 y 2023), y los resultados principales son la detección de **3.867,22** ha de estos bosques para la actualidad. Sobre el análisis de cambios, se observa una reducción de **416,08** ha respecto el año 2015, lo cual representa una pérdida del **9,7** %, debido a la superficie detectada para ese momento de **4.283,33** ha. La precisión media de las clasificaciones es de un **87,64** %, lo cual se considera un buen porcentaje, pero la tasa de reducción forestal registrada se encuentra en el intervalo de error. No obstante, se registraron evidencias de retracciones generales en las 7 cuencas superiores que integran el área de estudio, en 9 sistemas fluviales sobre un total de 11 y en 4 sitios puntuales (arroyo Chacay, arroyo Las Mulas, río Grande y Mechanquil) mediante el análisis de imágenes históricas de Google Earth Pro, comunicaciones personales de pobladores rurales o integrantes de comunidades indígenas y relatos históricos, lo cual soporta la hipótesis de partida sobre la retracción de los bosques de esta especie. Por otro lado, hay variaciones locales: en el arroyo Las

Aucas, en la cuenca del río Diamante, se registró un evento de expansión de bosque.

En este trabajo, para el análisis de la distribución y estructura de los bosques de chacay, y en base al postulado de Vezzani (2022) sobre la idoneidad ambiental óptima para esta especie entre los 34° y los 35° S, se dividió el área de estudio en tres sectores: Norte, Central y Austral. En el área central se detectó el 40,50 % de la superficie total de bosques, se midieron los mayores valores de cobertura forestal (%), densidad de ejemplares adultos (ind.ha^{-1}) y el área basal rodal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) presentó diferencias importantes. Consecuentemente, las condiciones ambientales son adecuadas, aunque el aislamiento respecto a centros poblados, agrícolas y rutas es fundamental para la integridad ecológica de la región: la productividad del bosque fue explicada de modo significativo por la latitud y por la distancia a caminos y redes viales. Esta región comprendida entre los 34° y los 35° S incluye el extremo austral de la cuenca del río Tunuyán y los ríos Diamante y Atuel en su totalidad. Estos últimos valles fluviales se encuentran distantes de los oasis irrigados y centros urbanos, y presentan una geomorfología extensa y heterogénea cuyo desarrollo se extiende de forma prolongada hacia el oeste, con una gran representatividad para el rango de altura donde se registran los bosques en galería. En este sentido, sería recomendable estudiar un intervalo temporal mayor, quizás mediante la exportación de las firmas espectrales de las clasificaciones realizadas en este trabajo a imágenes de menor resolución espacial pero mayor representación temporal, como las series de Landsat. Posiblemente, los impactos sobre el bosque de chacay se concentran en los sectores norte y austral del área de estudio, debido a cambios de uso del suelo (Rojas et al. 2020), crecidas aluvionales (Moreiras et al. 2018) y factores históricos (Prieto y Abraham, 1998) mientras que en base a los resultados presentados en esta tesis, el sector central presenta las mejores condiciones de conservación de bosque, asociado a mayores extensiones, altos valores de cobertura forestal, densidad de individuos y productividad. Un mayor intervalo temporal de análisis puede mejorar la interpretación de estos procesos y su dinámica.

Zalazar (2023) estudio las variaciones temporales de los humedales de altura conocidos localmente como vegas y los glaciares de los Andes Centrales de Argentina entre los 30 y 37°S para un periodo comprendido entre 1986 y 2020, así como la influencia de factores climáticos como la temperatura y las precipitaciones. La autora

detectó un patrón espacial caracterizado por una mayor presencia de glaciares al norte de los 34° S y una mayor presencia de vegas al sur de esta latitud. Además, encontró que hay un incremento significativo de la temperatura y una reducción de las precipitaciones, importante desde el 2000, que afectó principalmente a los cuerpos de hielo cuya retracción fue de un 36%. Específicamente la región comprendida entre los 34°S y 35°S, se destaca por la interacción entre vegas y glaciares próximos, debido a la mayor disponibilidad de agua producida por el derretimiento del hielo, lo cual habría impactado de manera positiva en la biomasa de las vegas ubicadas a una distancia de hasta 5 km respecto los cuerpos de hielo (Zalazar, 2023). Consecuentemente, estos factores como la mayor disponibilidad de agua y el incremento en la temperatura, los cuales influyen en el crecimiento de los individuos de esta especie (Schmelter, 2002), permiten entender la mayor extensión y productividad de estos bosques en esta región. A escala de paisaje es importante considerar la desaparición de la Cordillera frontal, la distribución de los pisos climáticos y la influencia de la Estepa Patagónica.

Jorge Vargas, poblador de San Rafael, realiza la práctica ancestral de la trashumancia, la cual consiste en el traslado a la cordillera durante el estío en búsqueda de pasturas tiernas para el ganado. Su familia mantiene un sitio de veranada llamado El Chacayal desde hace tres generaciones, donde el Diamante se nutre de los ríos Bravo, Negro, Blanco y las fuentes termales del Borbollón. Consultado al respecto, destaca la extensión de los bosques de la zona, y señala la calidad del forraje de esta especie para el consumo de caprinos y bovinos. Sobre el uso de madera, solo utilizan leña caída de chacay, la cual una vez seca es buen combustible. Otro aspecto interesante es la disminución o retracción de las vegas desde el 2000 a la actualidad, lo cual se relaciona con los patrones detectados por Zalazar para esta región (2023).

Cardoso et al. (2010) estudiaron en la Estepa Patagónica la fuente potencial de bacterias del género *Frankia*, las cuales inoculan las raíces del chacay y le permiten fijar nitrógeno atmosférico. Estos autores encontraron una mayor densidad de estas bacterias en el suelo de los “mallines” respecto a los sistemas circundantes y concluyen que estos humedales conforman un reservorio. El equivalente ecológico y funcional para los Altos Andes Centrales son las vegas (Mendez, 2014; Ontivero et al. 2022), debido a lo cual planteamos un potencial vínculo ecológico entre los bosques de chacay y estos humedales de montaña. En este sentido, sería necesario evaluar si existe una

correlación espacial entre estos elementos del paisaje, la distribución de las densidades de estas bacterias y el ciclo del nitrógeno a escala local. Esta línea de investigación permite explorar cómo interactúan los glaciares, los parches de vegas y los bosques en galería de montaña, cuyo funcionamiento y dinámica es fundamental para los sistemas hidrológicos de las cuencas superiores de los Andes Centrales.

La estructura del bosque de chacay se caracteriza por valores de cobertura forestal de 21,56 a 34,4 %, productividad entre 3,15 y 6,94 m².ha⁻¹ de área basal rodal y la altura media de los árboles alrededor de los 3,5 m. La densidad (ind.ha⁻¹) de ejemplares adultos varía entre 142,5 y 271, y los renovales, entre 14,35 y 82. En este sentido, cumple los requisitos mínimos para ser considerado bosque nativo (Langbehn, 2017). En función de la latitud, la cobertura forestal (%) y el área basal rodal (m².ha⁻¹) incrementan sus valores en el sector central del área de estudio, mientras que la densidad de ejemplares (ind.ha⁻¹) adultos y renovales aumenta en la región austral. La distribución de clases diamétricas también presenta diferencias en función del sector analizado, el mayor equilibrio de clases, valores representativos de clases de fustes mayores y abundancia corresponde a este sector comprendido entre los 34° y 35° S.

Entre los resultados obtenidos se destaca que bosques de chacay de mayor desarrollo y estructura más compleja limitan la presencia de renovales, los cuales en el terreno se registraron en espacios abiertos, fuera del sotobosque. Posiblemente la luz, una limitación en bosques riparios (Warren et al. 2016), mecanismos densodependientes o microclimáticos condicionan el desarrollo de plántulas debajo de los parches forestales de mayor tamaño. Otro aspecto interesante en este sentido fue que el área basal rodal (m².ha⁻¹) es significativamente mayor en la región central del área de estudio, respecto a las regiones norte y austral. El aislamiento de la región, en función de la proximidad de la infraestructura vial, y las condiciones descritas previamente, pueden explicar el patrón registrado. Las rutas y caminos condicionan la accesibilidad y promueven la dispersión de especies exóticas (Aschero et al. 2023).

La composición de los bosques de chacay también es influenciada por factores regionales y disturbios asociados a cada sector y cuenca. En el sector norte, los ejemplares de esta especie se encuentran dispersos en una matriz exótica de rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*), arbusto de gran potencial invasor (Aschero et al. 2023). Los parámetros de su estructura presentan en esta región los menores valores

asociados a cobertura, densidad y productividad. En el sector austral, hay impactos asociados al uso histórico y la ganadería extensiva, aunque se registraron medidas de manejo como la provisión de agua al bosque para asegurar su persistencia.

Uno de los objetivos principales de esta Tesis fue realizar una identificación de sitios prioritarios para la conservación, y la selección de sitios donde es necesario aplicar medidas de restauración ecológica y manejo, en base a la distribución mapeada de los bosques de montaña y los parámetros forestales de cada parche. El enfoque conceptual fue articular la escala regional con los factores locales y efectuar la categorización en función de criterios relacionados con su ubicación respecto a áreas naturales protegidas, oasis irrigados, ejido urbano y redes viales, la composición de la comunidad, en términos de riqueza de especies nativas y exóticas, y los parámetros de la estructura forestal.

La superficie de bosque de chacay categorizada como prioritaria para conservación son 895,14 ha (23, 1%), en la cuenca del río Diamante, algunos sectores en el río Chacay y Puesto Rojas en Malargüe, los arroyos Papagayos, Yaucha y Gateado, situados parcialmente en el área protegida Laguna del Diamante, y sistemas aislados en la Quebrada Fiera y el río Castaño, en la cuenca del río San Juan. En las inmediaciones de la Reserva Natural Manzano - Portillo de Piuquenes, hay remanentes de luma. Una extensión mayoritaria de 2733,06 ha (70,5%) de bosques requiere incorporar nociones de manejo sustentable, como regular el uso del agua y contemplar la tasa de regeneración del sistema y su receptividad. El bosque de maitén de la región de la remonta se encuentra en esta categoría. La categoría de restauración de cuenca incluyó a los ríos Tunuyán, Mendoza y San Juan, donde el bosque representa una extensión de 248,02 ha (6,4%), aunque este enfoque puede extenderse a la mayoría de la región. Este tipo de manejo enfatiza en la protección de los recursos hídricos y el suelo, mediante la restauración geomorfológica de la cuenca y la reforestación con chacay .

Los principales aportes de esta Tesis consisten en el primer estudio sobre distribución y estructura de los bosques de chacay, con énfasis en factores regionales y locales, procesos de degradación y estado de conservación para los Andes Centrales y su transición con el Monte y la Estepa Patagónica, entre los 31° y 39° S. Acorde a los objetivos planteados se presenta un mapa de distribución actual de esta especie, se describe su estructura forestal y se identifican sitios donde es necesario efectuar un manejo sustentable, restaurar las cuencas y sectores donde es prioritario aplicar medidas de conservación en función de mayores superficie de bosque con elevados valores de densidad, cobertura y productividad. En este sentido se destaca especialmente la región comprendida entre los 34° y los 35° S, en la cuenca de los ríos Diamante y Atuel, la cual carece de protección respecto el sistema de Áreas Naturales Protegidas de la Provincia, aunque sí son considerados en la actualización del OTBN realizado en Mendoza durante el 2023. La información cartográfica producida y la categorización de los sitios en función de su integridad ecológica, necesidades de manejo o restauración, es un insumo clave para el Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de las Provincias de San Juan, Mendoza y Neuquén.

Los bosques de luma y maitén fueron mapeados como elementos asociados, no obstante no se realizaron mediciones de su estructura ni se calcularon parámetros. Por lo tanto, sería de interés el estudio de su situación forestal, considerando las condiciones particulares de su distribución restringida, potenciales conexiones con poblaciones vecinas y comparar estos atributos entre sí.

La metodología del procesamiento de mosaicos satelitales efectuada buscó incorporar los requerimientos de hábitat del chacay, utilizando índices espectrales para resaltar su follaje, la humedad del suelo y las condiciones riparias. El entrenamiento se realizó para evitar confusiones con las vegas, no obstante si existe un vínculo ecológico y espacial, podemos asumir que el error es reducido. En el marco del entrenamiento de los algoritmos, se utilizaron imágenes de alta resolución espacial, pero fue fundamental recorrer los sitios para evitar confusiones, por ejemplo con molles a la vera de ríos y arroyos o vegetación exótica. Ahora bien, el intervalo temporal utilizado para el análisis de cambios se relaciona con la disponibilidad del sensor Copernicus (2015 a la actualidad), por lo cual sería importante extender este periodo de tiempo y elaborar una serie con Landsat, y vincular la dinámica de estos bosques con humedales y glaciares

de los Altos Andes. La tasa de pérdida de superficie forestal para el periodo analizado es del **9,7%**, lo cual se encuentra en el margen de error promedio de las clasificaciones, cuya precisión fue de **87,64%**.

Finalmente, es necesario destacar el valor social que tienen los bosques de chacay para pobladores rurales e integrantes de comunidades Mapuche de San Rafael y Malargüe. Durante los relevamientos de campo se recogieron valiosos testimonios que dan cuenta de sus beneficios como refugio de las nevadas invernales y del calor agobiante estival, como forraje o medidas de manejo que aseguran su conservación, como mantener la provisión de agua. Considerando esta valoración, sería necesario incorporar la dimensión social en futuros estudios, con los recursos y métodos afines para comprender la importancia de los servicios que provee este tipo de bosque y su percepción.

BIBLIOGRAFÍA

- Ali, A. (2019). Forest stand structure and functioning: Current knowledge and future challenges. *Ecological Indicators*, 98, 665-677.
- Andreoni, D., & Capparelli, A. (2012). El ser humano y la leña en la cordillera de Mendoza (Argentina) a lo largo del Holoceno: sitio arqueológico Arrollo Malo 3. *Magallania (Punta Arenas)*, 40(1), 203-228.
- Aschero, V., Bonjour, L. J., Alvarez, M. A., & Barros, A. (2023). Los caminos de montaña afectan a la riqueza de plantas nativas y exóticas a lo largo del gradiente de elevación en los Andes Áridos. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 58(1), 81-90.
- Alvarez, J. A., P. E. Villagra, M. A. Cony, E. Cesca, & J. A. Boninsegna. (2006). Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* D.C. en el Noreste de Mendoza, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79, 75–87.
- Alvarez, J. A., Villagra, P. E., Cesca, E. M., Rojas, F., & Delgado, S. (2015). Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 50(2), 193-208.
- Alvarez, L. M., Meglioli, P., Rivera, J.A., Bianchi, L.O., Martín, S. y Sosa, H. (2018). Efectos de la variación hidrológica sobre la dinámica poblacional del flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el sitio Ramsar Laguna de Llanquanelo, Mendoza, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 29, 275–280.
- Alvarez, L. M., Riveros, C. V., & Villagra, P. E. (2022). Pre-germination treatments on *Ochetophila trinervis*, a native Andean tree with potential use for restoration. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo*, 54(1), 77-83.
- Bastin, J., N. Berrahmouni, A. Grainger, D. Maniatis, D. Mollicone, et al. (2017). The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 638:635-638.
- Bendini, M. I., & Steimbregger, N. G. (2011). Persistencia campesina en el norte de la Patagonia: Movilidades espaciales y cambios en la organización social del trabajo. *Cuadernos de desarrollo rural*, 8(66), 125-151.
- Besio, L. (2010). Estudio Fitosociológico de Bosques de *Maytenus boaria* Mol. (maitén) en quebradas de la Cordillera Frontal, Departamento de San Carlos, Mendoza (69°18'- 69°11' Long. W y 33°50'- 43°06' Lat. S). Tesis de Grado en Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agrarias. UNCuyo.
- Besio, L., González Loyarte, M. M., & Peralta, I. E. (2011). Estado de conservación de bosques de *Maytenus boaria* Mol. (maitén) en quebradas cordilleranas (Departamento San Carlos, Mendoza, Argentina). *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo*, 43, 57-73.
- Besio, L., González Loyarte, M. M., & Peralta, I. E. (2012). Contribución al estudio fitosociológico de rodales de *Maytenus boaria* (Celastráceas) en Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 44(2), 269-277.

- Bianchi, L., Rivera, J.A., Rojas, F., Navarro, M.B., y Villalba, R. (2017). A regional water balance indicator inferred from satellite images of an Andean endorheic basin in central-western Argentina. *Hydrological Sciences Journal*, 62(4), 533-545.
- Börner, J., Schulz, D., Wunder, S., & Pfaff, A. (2020). The effectiveness of forest conservation policies and programs. *Annual Review of Resource Economics*, 12, 45-64.
- Brandt, M., Tucker, C. J., Kariryaa, A., Rasmussen, K., Abel, C., Small, J., ... & Fensholt, R. (2020). An unexpectedly large count of trees in the West African Sahara and Sahel. *Nature*, 587(7832), 78-82.
- Calderón Archina, A., & Alvarez, L. (2022). Políticas del agua y de restauración de los humedales en lagunas de Guanacache: aproximaciones a un diálogo transdisciplinario. *Boletín de estudios geográficos*, 117, 11-32.
- Cardoso, B. M., Chaia, E. E., & Raffaele, E. (2010). Are Northwestern Patagonian “mallín” wetland meadows reservoirs of *Ochetophila trinervis* infective *Frankia*?. *Symbiosis*, 52, 11-19.
- De Marzo, T., Pratzer, M., Baumann, M., Gasparri, N. I., Pötzschner, F., & Kuemmerle, T. (2023). Linking disturbance history to current forest structure to assess the impact of disturbances in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*, 539, 120989.
- Escolar, D., & Saldi, L. (2017). Making the indigenous desert from the European oasis: The ethnopolitics of water in Mendoza, Argentina. *Journal of Latin American Studies*, 49(2), 269-297.
- Eskelson, B.N.I., P.D. Anderson, & H. Temesgen. (2013). Sampling and modeling riparian forest structure and riparian microclimate. In: Anderson, P.D., Ronnenberg, K.L., eds. Density management for the 21 st century: west side story. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-880. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: 126–135.
- F.A.O. (2015). Global Forest Resources Assessment.
- Fernández, N., Ariza, P., De Paula, E., Ortuño, N., Marquez, J. , Mercado, G., Mallea, E., Paez, G., Cappa, F., Fernández, V., & Campos, V. (2015). Actualización del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de San Juan. Secretaria de Estado de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Bosques Nativos, San Juan.
- Freitas, S. R., Mello, M. C., & Cruz, C. B. (2005). Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. *Forest ecology and management*, 218(1-3), 353-362.
- Gasparri, N. I., Parmuchi, M. G., Bono, J., Karszenbaum, H., & Montenegro, C. L. (2010). Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 74(10), 1262-1270.
- Guida-Johnson, B., Villagra, P. E., Alvarez, L. M., Rojas, F., & Alvarez, J. A. (2021). Finding woodlands in drylands: Bases for the monitoring of xeric open forests in a cloud computing platform. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 22, 100528.

- Gábor, L., Moudrý, V., Lecours, V., Malavasi, M., Barták, V., Fogl, M., ... & Václavík, T. (2020). The effect of positional error on fine scale species distribution models increases for specialist species. *Ecography*, 43(2), 256-269.
- Graham, C. H., Elith, J., Hijmans, R. J., Guisan, A., Townsend Peterson, A., Loiselle, B. A., & NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. (2008). The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 239-247.
- Maestre, F. T., Eldridge, D. J., Soliveres, S., Kéfi, S., Delgado-Baquerizo, M., Bowker, M. A., ... & Berdugo, M. (2016). Structure and functioning of dryland ecosystems in a changing world. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 47, 215-237.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.
- Martín, F., & Larsimont, R. (2016). Agua, poder y desigualdad socioespacial. Un nuevo ciclo hidrosocial en Mendoza, Argentina (1990-2015). *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina*, 2, 31-53.
- Martínez Carretero, E. (2000). Vegetación de los Andes centrales de la Argentina. El valle de Uspallata, Mendoza. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 34, 127-148.
- Martínez Carretero, E. E. (2004). La provincia fitogeográfica de la Payunia. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 39 (3.4), 195-226.
- Medan, D., & Devoto, M. (2005). Reproductive ecology of a perennial outcrosser with a naturally dissected distribution. *Plant Systematics and Evolution*, 254, 173-184.
- Medan, D., Arbetman, M., Chaia, E. E., & Premoli, A. C. (2012). Interspecific and intergeneric hybridization in south American Rhamnaceae-Colletieae. *Plant systematics and evolution*, 298, 1425-1435.
- Méndez, E. (2007). La vegetación de los Altos Andes II: Las Vegas del flanco oriental del Cordón del Plata (Mendoza, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 42(3-4), 273-294.
- Méndez, E. (2014). La vegetación de los Altos Andes Centrales: Bardas Blancas-Paso Pehuenche (Malargüe, Mendoza, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 49(2), 257-281.
- Mendoza-Cariño, M., Cruz-Flores, G., & Mendoza Cariño, D. (2023). Salud de los bosques de galería y de los ecosistemas ribereños. *Madera y bosques*, 29(1).
- Miura S, M Amacher, T Hofer, J San-Miguel-Ayanz, Ernawati, R Thackway. (2015). Protective functions and ecosystem services of global forests in the past quarter-century. *Forest Ecology and Management*, 352, 35-46.
- Mónaco, M. H., Peri, P. L., Medina, F. A., Colomb, H. P., Rosales, V. A., Berón, F., ... & Gómez Campero, G. (2020). Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Argentina. INTA Digital. <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/7992>

- Montenegro, C., I. Gasparri, E. Mangui, M. Strada, J. Bono & G. Parmuchi. (2007). Informe Sobre Deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación.
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodriguez, A. F., Silva, M. E., Mesopotámica, P., & Llana, P. (2012). Ecorregiones y complejos Ecosistémicos de Argentina. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.
- Moreiras, S. M., Pont, I. V. D., & Araneo, D. (2018). Were merely storm-landslides driven by the 2015-2016 Niño in the Mendoza River valley?. *Landslides*, 15, 997-1014.
- Naiman, R.J. & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces-riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621–658.
- Langbehn, L. (2017). La ley de bosques y la construcción del federalismo ambiental en Argentina. *Administración Pública y Sociedad (APyS)*, 3, 82-105.
- Ontivero, M., Carretero, E. M., & Perucca, L. (2022). Clasificación de humedales de montaña (Vegas) en los Andes Centrales de Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 57(1), 41-50.
- Pasiecznik, N. M., Felker, P., Harris, P. J., Harsh, L., Cruz, G., Tewari, J. C., ... & Maldonado, L. J. (2001). *The Prosopis juliflora-Prosopis pallida complex: a monograph*. Coventry, UK: HDRA.
- Peri, P. L., Gaitán, J., Mastrangelo, M., Nosetto, M., Villagra, P. E., Balducci, E., ... & Pastur, G. M. (2024). Soil organic carbon stocks in native forest of Argentina: a useful surrogate for mitigation and conservation planning under climate variability. *Ecological Processes*, 13(1), 1-22.
- Prieto, Ma. del R. & Abraham, E. M. (2000). C (1998). Proyecto aprovechamiento integral del Río Grande. Estudio de Base Cero. Capítulo 15 Historia Ambiental. Ministerio de Obras y Servicios Públicos. Mendoza: Gobierno de Mendoza.
- Keenan R, G Reams, J Freitas, E Lindquist, F Achard, A Grainger. (2015). Dynamics of global forest area: results from the 2015 Global Forest Resources Assessment. *Forest Ecology and Management*, 352: 9–20.
- Reyes, M.F., Gobbi, M.E. & Chaia, E.E. (2011). Reproductive ecology of *Ochetophila trinervis* in northwest Patagonia. *Functional Plant Biology*, 38(9), 720-727.
- Reyes, M. F., Chaia, E. E., & Gobbi, M. E. (2018). Effects of different herbivores on an actinorhizal species in Northwest Patagonia. *Plant Ecology*, 219, 1185-1195.
- Richardson, J. S., & Danehy, R. J. (2007). A synthesis of the ecology of headwater streams and their riparian zones in temperate forests. *Forest Science*, 53(2), 131-147.
- Roig, F.A., Villalba R. & Ripalta, A. (1988). Climatic factors in *Discaria trinervis* growth in Argentine Central Andes. *Dendrochronologia*, 6, 61-70.
- Rojas, F., Rubio, C., Rizzo, M., Bernabeu, M., Akil, N., & Martín, F. (2020). Land use and land cover in irrigated drylands: a long-term analysis of changes in the Mendoza and Tunuyán River basins, Argentina (1986–2018). *Applied Spatial Analysis and Policy*, 13, 875-899.

- Rubio, M. C., Rubio, C., Salomón, M., & Abraham, E. (2017). Conservation of ecosystem services in high-altitude Andean wetlands: social participation in the creation of a natural protected area. *Ecología austral*, 27(1), 177-192.
- Schmelter, A. (2002). La Influencia de la Temperatura en el Crecimiento de *Discaria trinervis* en la Cordillera Mendocina. Dendrocronología. *IANIGLA*, 30, 35-39.
- Schmidt, M. A. (2015). Recursos naturales y económicos en disputa. Bosques nativos y fondo compensatorio en la provincia de Salta, Argentina. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 24, 139-151.
- Sede, S. M., & Denham, S. S. (2018). Taxonomic Revision of Escallonia (Escalloniaceae) in Argentina. *Systematic Botany*, 43(1), 364-396.
- Sili, M. E. (2019). La migración de la ciudad a las zonas rurales en Argentina: Una caracterización basada en estudios de caso. *Población y sociedad*, 26(1), 90-119.
- Silva, V. A., Mello, K. D., Vettorazzi, C. A., Costa, D. R. D., & Valente, R. A. (2017). Priority areas for forest conservation, aiming at the maintenance of water resources, through the multicriteria evaluation. *Revista Árvore*, 41, e410119.
- .Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10(12), 1115-1123.
- Strassburg, B. B., Iribarrem, A., Beyer, H. L., Cordeiro, C. L., Crouzeilles, R., Jakovac, C. C., ... & Visconti, P. (2020). Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586(7831), 724-729.
- Tortosa, R.D. (1983). El género *Discaria* (Rhamnaceae). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 22, 301-335.
- Vergara, I., Moreiras, S. M., Araneo, D., & Garreaud, R. (2020). Geo-climatic hazards in the eastern subtropical Andes: Distribution, Climate Drivers and Trends. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(5), 1353-1367.
- Vezzani, A.N. (2022). Distribución potencial de los bosques de Chacay (*Ochetophila trinervis*) en el Centro-Oeste de Argentina. Tesis de Maestría. Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional de Cuyo.
- Villagra, P. E., Cesca, E., Alvarez, J. A., Rojas, F., Bourguet, M., Rubio, C., & Mastrángelo, P. (2010). Documento de Ordenamiento de Bosques Nativos de la Provincia de Mendoza. Secretaría de Medio Ambiente. Dirección de Recursos Naturales Renovables, Mendoza, Argentina.
- Villagra, P.E. & J.A. Alvarez. (2019). Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sustentable en los algarrobales del Monte, Argentina. *Ecología Austral*, 29, 146-155.
- Villagra, P. E., Alvarez, J. A., Karlin, M., Meglioli, P. A., Vega Riveros, C. C., Zapata, R., ... & Tonolli, A. J. (2021). Bosques de la región del Monte en Peri, P. L., Galetto, L., Villagra, P. E., Politi, N., Campanello, P. I., Amoroso, M. M., ... & Martínez Pastur, G. J. (Eds), *Recomendaciones generales para el manejo y la conservación futura del bosque nativo en la Argentina*. pp. 443-541. INTA.

- Warren, D. R., Keeton, W. S., Kiffney, P. M., Kaylor, M. J., Bechtold, H. A., & Magee, J. (2016). Changing forests—changing streams: riparian forest stand development and ecosystem function in temperate headwaters. *Ecosphere*, 7(8), e01435.
- Westhoff, V., Van Der Maarel, E. (1978). The Braun-Blanquet Approach. In Whittaker, R.H. (eds) *Classification of Plant Communities*. pp 287- 399. Springer, Dordrecht.
- Wilson, E. H., & Sader, S. A. (2002). Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80(3), 385-396.
- Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International journal of remote sensing*, 27(14), 3025-3033.
- Yackulic, C. B., & Ginsberg, J. R. (2016). The scaling of geographic ranges: implications for species distribution models. *Landscape Ecology*, 31, 1195-1208.
- Yang, W., Wang, Y., Webb, A. A., Li, Z., Tian, X., Han, Z., ... & Yu, P. (2018). Influence of climatic and geographic factors on the spatial distribution of Qinghai spruce forests in the dryland Qilian Mountains of Northwest China. *Science of the Total Environment*, 612, 1007-1017.
- Zalazar, L. (2023). Variaciones espaciotemporales de vegas y glaciares en la alta montaña de los Andes Centrales Argentinos (30-37°s) entre 1986 y 2020. [Tesis de doctorado no publicada]. Universidad Nacional del Sur.