

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**DIVERSIDAD, ESTRUCTURA Y COBERTURA DEL DOSEL ARBÓREO EN DOS
TIPOS DE BOSQUE PARQUE EN EL ÁREA PROTEGIDA ESTEROS Y
ALGARROBALES DEL RÍO URUGUAY**

por

**BRAHIAN NICOLÁS DÁVILA DÍAZ
GUILLERMO AMARILLA PRIETO**

**Trabajo final de grado
presentado como uno de los
requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
2026**

Este Trabajo Final de Grado se distribuye bajo licencia
“Creative Commons **Reconocimiento – No comercial – Compartir igual**”.



PÁGINA DE APROBACIÓN

Trabajo final de grado aprobado por:

Director/a:

Lic. (Dra.) Carolina Toranza

Tribunal:

Lic. (Dra.) Carolina Toranza Ciurlanti

Ing. Agr. (Mag.) Gabriela Jolochin

Ing. Agr. (Dr.) Andrés Baietto

Fecha:

5 de agosto de 2026

Estudiante:

Brahian Nicolás Dávila Díaz

Guillermo Amarilla Prieto

AGRADECIMIENTOS

La carrera fue un camino largo, lleno de emociones, sentimientos, experiencias, que me permitieron expandir los límites del conocimiento y culturales. Cada paso dado en este camino valió totalmente la pena de vivirlo y transitarlo en todas sus etapas, con sus virtudes y defectos.

Y todo este camino no hubiera sido posible transitarlo sin el apoyo de familiares, amigos y compañeros que uno fue cosechando en el transcurso de la carrera.

Muchas gracias, Carolina Toranza, por compartir tus conocimientos y experiencias, con mucha dedicación y paciencia.

Este trabajo está dedicado a la memoria de mi abuelo, Sicenando Natividad Díaz Ferrerira, cariñosamente conocido como “*el Chueco Díaz*”, cuya presencia, templanza, valores, enseñanzas y recuerdos me acompañaron durante todo este camino.

Muchas Gracias.

Brahian Nicolás Dávila Díaz

Primeramente, agradezco Dios por brindarme la oportunidad, la fortaleza y la perseverancia necesarias para culminar esta carrera y alcanzar la meta.

A mi familia, por el constante apoyo y por acompañarme a lo largo de este camino.

A Carolina, quien estuvo presente en todo el proceso de elaboración de este trabajo, por su orientación y apoyo, aportando sus conocimientos los cuales fueron de gran valor.

A Nicolas, mi compañero de tesis, por su dedicación paciencia y compromiso.

¡Gracias!

Guillermo Amarilla Prieto

TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	4
LISTA DE FIGURAS Y TABLAS	6
RESUMEN.....	7
SUMMARY	8
1 INTRODUCCIÓN.....	9
2 REVISIÓN	11
2.1 Bosques del Uruguay	11
2.2 Bosques parque	13
3 OBJETIVOS	16
4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	17
4.1 Descripción del área de estudio.....	17
4.2 Muestreo	19
4.3 Análisis de datos	21
4.3.1 Caracterización de la diversidad de las comunidades de bosque parque ralo y denso	21
4.3.2 Comparación de los estratos ralo y denso.	22
4.3.3 Factores explicativos de la diversidad de especies ralo y denso.....	22
5 RESULTADOS	24
5.1 Caracterización de la diversidad de las comunidades de bosque parque ralo y denso	24
5.2 Comparación de los tipos de bosque parque denso y ralo.....	31
5.3 Factores explicativos de la diversidad de especies de los estratos ralo y denso	35
6 DISCUSIÓN.....	42
7 CONCLUSIONES.....	46
8 BIBLIOGRAFÍA.....	47
9 ANEXOS.....	55

LISTA DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1 Ubicación del área de estudio (Ping Rojo), en el departamento de Río Negro	17
Figura 2 Ubicación de parcelas en el sitio de estudio.	20
Figura 3 Curva de acumulación de especies para los dos tipos de bosque parque estudiados	26
Figura 4 Curva de rarefacción para los dos tipos de bosque estudiados	26
Figura 5 Abundancia específica para los bosques parque estudiados	28
Figura 6 Valores de cobertura relativa, abundancia relativa y frecuencia relativa que componen el IVI	29
Figura 7 Gráficas de distribución de tamaños para las especies con mayor IVI, estrato denso.....	30
Figura 8 Gráficas de distribución de tamaños para las especies con mayor IVI, estrato ralo	31
Figura 9 Diagramas de caja mostrando comparación de la abundancia de las especies	33
Figura 10 Diagramas de caja mostrando comparación de la abundancia de árboles muertos.....	34
Tabla 1 Lista de especies arbóreas registradas en el conjunto de las parcelas de bosque parque relevadas.....	25
Tabla 2 Índices de diversidad calculados	27
Tabla 3 Parámetros fitosociológicos del estrato denso	28
Tabla 4 Parámetros fitosociológicos del estrato ralo	29
Tabla 5 Resultados de la Prueba de Mann-Whitney Wilcoxon (U).....	32
Tabla 6 Resultados de las regresiones.....	37
Tabla 7 R^2 Ajustado	37

RESUMEN

Los ecosistemas de bosques y sabanas en Uruguay cubren una escasa superficie del territorio, pero desempeñan un importante rol por su diversidad y los servicios ecosistémicos que brindan. Los bosques de parque del litoral oeste, asociados a la Provincia Biogeográfica del Espinal constituyen ecosistemas florísticamente singulares en el contexto del país y una gran vulnerabilidad frente a los cambios de usos del suelo. El objetivo de esta tesis fue estudiar la diversidad y estructura arbórea de dos tipos de bosque parque, denso y ralo, compararlos entre sí y evaluar su asociación con las características del suelo donde se desarrollan. Para cumplir con el objetivo, en el área protegida “Esteros y Algarrobales del Río Uruguay”, se instalaron 10 parcelas (20x20 m), 5 en un estrato denso, sobre suelos limosos y 5 en un estrato ralo, sobre suelos alcalinos. Allí se identificaron y midieron todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 2,5 cm. En dichas parcelas también se realizaron muestreos de suelo, que fueron analizadas por miembros del equipo de investigación. Para cada estrato se elaboró un listado de especies y se calcularon índices de diversidad. Se estudió la estructura arbórea y se calculó el índice de valor de importancia (IVI) para cada tipo de bosque. Para comparar la diversidad entre estratos se aplicaron índices de similitud, comparaciones en las abundancias de las especies y se realizaron análisis de componentes principales. Finalmente, para evaluar la asociación diversidad-suelo, se realizaron análisis de componentes principales y modelos de regresiones generalizadas. La riqueza de especies fue similar entre los dos tipos de bosques estudiados, aunque la composición y estructura fue marcadamente diferente, lo que se refleja en la baja similitud florística entre las dos comunidades. Mientras que en el estrato ralo predomina *Neltuma spp.* y *Vachellia caven*, en el estrato denso se destacan *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia* y *Neltuma spp.* El suelo mostró tener una fuerte influencia sobre la diversidad de estos bosques, destacándose el efecto del pH y la densidad aparente sobre la composición y abundancia de especies. La información generada en este estudio aporta herramientas para la conservación y manejo de los bosques de parque de Uruguay.

Palabras clave: diversidad arbórea, áreas protegidas, sabanas arboladas, *Neltuma spp.*

SUMMARY

Forest and savanna ecosystems in Uruguay cover only a small portion of the country's territory, but they play an important role due to their biodiversity and the ecosystem services they provide. The park forests of the western coast, associated with the Espinal Biogeographic Province, constitute floristically unique ecosystems within the national context and are highly vulnerable to changes in land use. The objective of this thesis was to study the tree diversity and structure of two types of park forests—dense and sparse—compare them with each other, and evaluate their association with the soil characteristics of their habitats. To achieve this objective, 10 plots (20x20 m) were established in the “Esteros y Algarrobales del Río Uruguay” protected area: 5 in a dense stratum on silty soils and 5 in a sparse stratum on alkaline soils. All trees with a diameter at breast height (DBH) greater than 2.5 cm were identified and measured. Soil samples were also collected from these plots and analyzed by members of the research team. A species list was compiled for each stratum, and diversity indices were calculated. Tree structure was studied, and the Importance Value Index (IVI) was calculated for each forest type. To compare diversity across strata, similarity indices were applied, species abundances were compared, and principal component analyses were conducted. Finally, to evaluate the diversity-soil association, principal component analyses and generalized regression models were performed. Species richness was similar between the two forest types studied, although their composition and structure were markedly different, as reflected in the low floristic similarity between the two communities. While *Neltuma spp.* and *Vachellia caven* predominate in the open stratum, *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia*, and *Neltuma spp.* stand out in the dense stratum. Soil was found to have a strong influence on the diversity of these forests, with pH and bulk density having a notable effect on species composition and abundance. The information generated in this study provides tools for the conservation and management of Uruguay's park forests.

Keywords: tree diversity, protected areas, wooded savannas, *Neltuma spp.*

1 INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas el paradigma sobre la explotación de los recursos naturales ha ido cambiando (Chilón Camacho, 2017). Desde una recolección selectiva de semillas y alimentos obtenidos de la caza, pasando por la domesticación de cultivos fuera de su centro de origen, hasta la manipulación genética y la revolución verde, o el desarrollo de biocombustibles, el pensamiento integrado entre el humano y el ambiente ha sido modificado, en muchos casos con alteraciones drásticas a los sistemas naturales (Casas et al., 2017).

Las perturbaciones de la superficie terrestre por la actividad humana, ha generado una serie de modificaciones sustanciales en los sistemas naturales (Ramos Castellanos, 2007). Según el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2000) estas se ven reflejadas en la alteración de la atmósfera mundial y en una crisis de la biodiversidad (Dirzo et al., 2014; Sandor et al., 2022). Uno de los principales factores de la crisis actual de biodiversidad es el fenómeno de cambio global (Sala et al., 2000). El mismo agrupa a una serie de alteraciones causadas por la actividad humana como las invasiones biológicas, la sobreexplotación de recursos naturales y especies, cambios en los ciclos biogeoquímicos, contaminación, cambio climático y el cambio en el uso y cobertura del suelo (CUCS) (IPCC, 2000; Sage, 2020; Sala et al., 2000).

Desde el siglo XIX la Provincia Biogeográfica Pampeana, en la cual se inserta Uruguay, ha sufrido pérdidas de hábitat, ecosistemas y paisajes por el cambio en el uso cobertura del suelo (Guerrero, 2021). Los pastizales son unos de los ecosistemas más afectados por el proceso de expansión e intensificación agrícola, dado que hasta un 46% de sus alteraciones están explicadas por las actividades de cultivos agrícolas y forestales (Mello et al., 2023). En las últimas décadas, particularmente en el oeste del país, se evidencia una transformación de la matriz productiva caracterizada por la disminución de la producción ganadera y la expansión de los cultivos agrícolas y forestales extensivos (Baeza et al., 2014; Baeza & Paruelo, 2020). Este proceso estuvo impulsado tanto por la expansión como por la intensificación agrícola, ya que se vio un aumento en el precio internacional de los commodities, al igual que un crecimiento sostenido del sector forestal (Achkar et al., 2011; Brazeiro et al., 2020). En lo que refiere a los bosques nativos, diferentes estimaciones han mostrado variaciones en la superficie ocupada por estos ecosistemas. Para el año 2016 se estimaron aproximadamente 1.023.300 ha, mientras que para el período 2020/2021 se estimaron unas 813.368 ha (Dirección General de Recursos Naturales [DGRN], 2021). Estas diferencias no

necesariamente representan una disminución efectiva de la superficie de bosque nativo, ya que pueden estar asociadas a las metodologías empleadas para su estimación y delimitación. Un estudio que analiza las diferencias en la distribución en la segmentación del bosque nativo en un periodo de 50 años (1966-2016), reflejó que la mayor pérdida de superficie se daba en los bosques nativos fluviales y de parque, en especial en el litoral oeste del país (Bernardi et al., 2019). En la mayoría de los casos impulsados por tres actividades agropecuarias: cultivos agrícolas, incremento de la superficie de cultivos forestales extensivos y pasaje de tierras boscosas o de sabana para la producción ganadera (Ocaño et al., 2018; Tiscornia et al., 2014).

Este trabajo pretende ser un aporte a la valorización de uno de los ecosistemas arbóreos nativos más vulnerables en Uruguay, comúnmente conocido como bosque parque. Dada la localización de este tipo de bosque en zonas altamente productivas, ha sido drásticamente reducido ya que fue sustituido por la ganadería, la agricultura y forestación (Ocaño et al., 2018). Estos bosques son singulares por su composición florística, particularmente por la presencia de componentes de la flora chaqueña que llega desde las provincias biogeográficas vecinas (Alonso Paz & Bassagoda, 2002). A su vez, estos bosques – o sabanas- albergan algunas especies de árboles con un duramen muy denso, por lo que se le denomina en la jerga popular como “madera dura” siendo ésta altamente atractiva tanto para el mercado local (leña, postes, etc) como para el mercado internacional (muebles, adornos, etc.) generando una tala desmedida y poco controlada (Rojido et al., 2022).

En una categorización reciente de los bosques de Uruguay, Brazeiro et al. (2020) proponen una nueva clasificación en la cual los bosques parque son categorizados como sabanas arboladas de planicie, a las que agrupan en 3 subtipos según el sustrato donde se desarrollan: alcalino (bosque parque - algarrobal), neutro limoso (bosque parque) y neutro arenoso (bosque parque). Si bien estos “tipos” de “bosques parque” han sido largamente identificados por su fisonomía y en parte por la presencia de elementos florísticos distintivos, no se han realizado hasta el momento estudios que evalúen la diversidad y estructura de estos grupos desde una perspectiva comparada. Es por ello que la presente tesis, enmarcada en el Proyecto CSIC iniciación “Estimación y comparación del stock de carbono y de la biomasa alojada en bosques de parque halomórficos y no halomórficos del litoral oeste de Uruguay”, se plantea estudiar la diversidad (riqueza y composición) y estructura de dos tipos de sabana arbolada de planicie: alcalina y limosa y compararlas entre sí. Asimismo, se pretende evaluar cómo las condiciones ambientales, particularmente de suelo, se relacionan con la diversidad de estos dos tipos de vegetación.

2 REVISIÓN

2.1 **Bosques del Uruguay**

La zona biogeográfica en la cual se encuentra Uruguay ha recibido distintas denominaciones. En este sentido, Alonso Paz y Bassagoda (2002) revisaron las distintas propuestas entre las que se encuentran: Formación uruguaya, Formación megapotamica, Provincia uruguaya, Distrito Uruguayense de la Provincia Pampeana, uruguayense, entre otras. Desde el punto de vista biogeográfico, la clasificación más aceptada sitúa a Uruguay dentro de la Provincia Pampeana, caracterizada por grandes pastizales y estepas con abundante pasto (Cabrera & Willink, 1973; Morrone, 2001).

En lo que refiere a la flora leñosa y particularmente la arbórea, Uruguay recibe influencias de las provincias biogeográficas adyacentes, Paranaense y Chaqueña o del Espinal, dependiendo de los autores (Chebataroff, 1942; Grela, 2004; Haretche et al., 2012; Toranza et al., 2024). Basado en la propuesta biogeográfica de Chebataroff (1942), Grela (2004) propuso la existencia de dos dendrofloras para la flora leñosa de Uruguay: (1) Dendroflora oriental, con influencia paranaense y que ingresa a nuestro país por los corredores de la Cuchilla de Haedo (Quebradas del norte) y la Cuchilla Grande (Sierras del Este) y (2) Dendroflora occidental, en donde se observa una influencia de la flora paranaense asociada a los bosques ribereños del Río Uruguay y de la flora chaqueña en los bosques parque. Estas floras han sido posteriormente identificadas en otros trabajos, como en el de Haretche et al. (2012), donde se denominan flora de la región este y oeste, respectivamente.

Si bien el país está dominado por pastizales en un 60% (Baeza et al., 2014), el 5.2% de su superficie está ocupada por bosques nativos, lo que equivale a unas 850.00 ha (Ocaño et al., 2018). Los bosques de Uruguay en muchos casos se consideran comunidades azonales, asociadas a condiciones particulares de topografía o suelo, que condicionan el reclutamiento y establecimiento de juveniles (Brazeiro, 2018; Brussa et al., 1993; Etchebarne & Brazeiro, 2016; Sosa & Brazeiro, 2010; Toranza Ciurlanti, 2021).

En cuanto a la clasificación de nuestros bosques, varios autores coinciden que en Uruguay no hay un criterio unificado de clasificación, estando las distintas clasificaciones ligadas a: la fisonomía, distribución, especie dominante, topografía del terreno, entre otras (Alonso Paz & Bassagoda, 2002; Brazeiro, 2018; Brazeiro et al., 2020; Gautreau & Lezama, 2009; Grela, 2004). Claros ejemplos de lo antes mencionado son los bosques parque, en los cuales su categorización está dada por su fisonomía, con un estrato herbáceo-arbustivo y uno arbóreo más o menos disperso en el paisaje

(Alonso Paz & Bassagoda, 2002). De forma contrastante, hay bosques cuya categorización se define por su localización fisiográfica como es el caso de los bosques serranos, ribereños, de quebrada, costeros y de cerros chatos (Brussa & Grela, 2007). Otro criterio usado es la utilización de la especie que predomina en la zona, tal es el caso de los palmares y algarrobales, en el cual hay un marcado predominio de alguna especie (Brazeiro et al., 2020).

A pesar de su escasa superficie, los ecosistemas boscosos son muy importantes ya que albergan los mayores porcentajes de flora leñosa y fauna del país, siendo así hábitat de un gran número de especies, en especial de leñosas y tetrápodos (Brazeiro, 2015). Los ecosistemas y agroecosistemas brindan una serie de beneficios, que se enmarcan en lo que se conoce como servicios ecosistémicos (SE). Los bosques nativos de Uruguay ofrecen un soporte para las producciones primarias, ciclos de nutrientes, al igual que hábitat para la flora y fauna (Barneche et al., 2010; Lucas et al., 2017; Morelli & Verdi, 2015). En conjunto al soporte brindado por este, también la regularización del entorno es de vital importancia, ya que interfiere directamente a la regulación atmosférica y el ciclo hídrico, limita enfermedades y plagas, es fuente de alimento para polinizadores y también sirve como depurador de agua. La provisión de comestibles y materiales como, alimentos, madera, medicina, combustible, etc. son otro de los puntos fuertes de los SE aportados por los montes nativos. Por último y no menos importante, el aporte cultural de estos, vinculan aspectos educativos, religiosos, espirituales y recreativos (Ocaño et al., 2018).

Los ecosistemas boscosos nativos están protegidos por la Ley Forestal (Nº 15.939) de 1987, que prohíbe cortas y modificaciones que atenten contra su integridad, permitiendo manejos bajo permiso de la Dirección General Forestal, encargada de su regulación. A pesar del marco legal que protege a estos bosques, hay diferentes factores que ponen en riesgo las especies de flora y fauna asociadas. Entre ellas la tala, sobrepastoreo, erosión hídrica, la salinización (subida de la napa freática) y las invasiones biológicas (Etchebarne & Brazeiro, 2016; Nebel & Porcile, 2006; Rojido et al., 2022). La expansión de las fronteras para la agricultura, silvicultura y ganadería, es lo que ha generado los mayores grados de degradación. A esto se le suma, la corta furtiva y desmedida a los bosques que se encuentran en un radio de entre 15-20 km a los centros poblados (Ocaño et al., 2018; Tiscornia et al., 2014).

2.2 Bosques parque

Los bosques parque o sabanas arboladas, son formaciones que cuenta con dos estratos dominantes, uno leñoso con árboles o palmeras y otro estrato herbáceo-arbustivo (Brazeiro et al., 2020; Marchiori & Alves, 2011). Actualmente no existe un acuerdo respecto a la nomenclatura de estos ecosistemas, los cuales han sido denominados de múltiples formas por distintos autores: Algarrobales, Monte parque, Bosques de planicies del oeste, Sabana arbolada de planicie (alcalina, limosa o arenosa según el sustrato), Bosque ralo del litoral o Monte mesoxerófilo (Alonso Paz & Bassagoda, 2002; Brazeiro et al., 2020; Brussa & Grela, 2007; Chebataroff, 1942; Grela, 2004; Marchiori et al., 2014). En particular la clasificación hecha por Brazeiro et al. (2020), basada en una propuesta internacional (Oliveira-Filho, 2009), propone un esquema jerárquico para denominar a los ecosistemas de predominio arbóreo de Uruguay, basado en criterios fisonómicos, de dominio térmico, relieve, régimen climático y tipo de sustrato.

En el trabajo de Betancourt Rial (2021) se presenta un mapeo de todos los tipos de bosques y sabanas arboladas (BySa) a nivel nacional. En el mismo se plantea que la sabana arbolada de planicie alcalina ocupa una superficie de 29.369 ha, lo cual corresponde al 2,8% de los BySa y el 0,17 % de la superficie nacional, mientras que la sabana arbolada de planicie limosa ocupa una superficie de 58.046 ha, representando un 5,6 % de los BySa y el 0,33 % del territorio nacional. Según indica este mismo estudio, la sabana arbolada de planicie alcalina se desarrolla en suelos con pH mayores a 8,4, de texturas medias o pesadas y un porcentaje de rocosidad menor al 25%. Esta formación es equivalente a lo que se conoce comúnmente como bosque parque de blanqueal o simplemente blanqueales (Betancourt Rial, 2021). Por su parte, la sabana arbolada de planicie limosa, se desarrolla en zonas de textura media o pesada, con pH menores o iguales a 8,4 y con una rocosidad menor o igual a 25% (Betancourt Rial, 2021).

En nuestro país esta formación se encuentra en el litoral oeste, asociada al Río Uruguay y sus afluentes, de forma externa al bosque ribereño, siendo Paysandú, Río Negro y Soriano, los departamentos en los cuales se puede observar una mayor superficie (Alonso Paz & Bassagoda, 2002). Se presenta como una formación de baja densidad de árboles y arbustos espinosos, de hojas pequeñas y con fustes no mayores a los 5 m de altura. La familia Fabaceae es la que predomina en estos ambientes, siendo *Neltuma nigra* (Algarrobo), *Neltuma affinis* (Ñandubay) y *Vachellia caven* (Espinillo) especies características de este tipo de bosques (Alonso Paz & Bassagoda, 2002).

En los blanqueales se puede observar una presencia predominante de Algarrobos (*Neltuma nigra*), Quebrachos (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y la Palma caranday (*Trithrinax campestris*), entre otras (Ocaño et al., 2018). Por lo antes mencionado, varios autores denominan a esta formación: algarrobales (Alonso Paz & Bassagoda, 2002; Brazeiro et al., 2020; Marchiori & Alves, 2011; Redin et al., 2011; Rojido et al., 2022; Villagra et al., 2005).

En lo que refiere a los suelos de estos ambientes, en los últimos años se desarrollaron estudios enfocados en evaluar el stock de CO₂ y biomasa acumulada en el bosque parque (Baietto et al., 2024; Maya Cros & Silva Souza, 2024). Ambos estudios realizaron una prospección detallada de los suelos bajo los dos estratos vegetales identificados: “bosque parque denso” y “bosque parque ralo”, y aportan información relevante sobre: profundidad, textura, color, concreciones, contenido de carbono orgánico en el suelo (COS), densidad aparente (DAP), así como de las propiedades químicas de estos suelos (ej.: CIC, C, N, P, Na, Ca, Mg, pH). Los estudios reflejaron importantes diferencias entre los suelos bajo los dos estratos estudiados, destacándose las diferencias en: contenido de COS, pH y contenido de Na, entre otros (Baietto et al., 2024; Maya Cros & Silva Souza, 2024).

El bosque parque además de representar un sistema ecológico, forma parte de sistemas productivos, brindando una serie de servicios ecosistémicos y productos forestales no maderables (Peri & Navall, 2022). Un estudio sobre los beneficios del bosque nativo y las especies nativas en la producción ganadera detectaron que algunas especies de Fabáceas presentes en los bosques parque (Alonso Paz & Bassagoda, 2002) tales como: espinillo (*Vachellia caven*), ñandubay (*Neltuma affinis*), algarrobo (*Neltuma nigra*) y coronilla (*Scutia buxifolia*), poseen potencial de uso en un sistema silvopastoril (Soares de Lima & Pereira, 2022). Dentro de sus características se destacan, la calidad de sombra para el ganado (algarrobo), el abrigo a vientos rasantes (coronilla), madera de calidad (coronilla), tolerancia a la sequía (ñandubay), entre otras (Soares de Lima & Pereira, 2022). Finalmente, una iniciativa interinstitucional reciente se enfocó en mostrar la posibilidad de aprovechamiento sostenible de bosques parque dominados por *Vachellia caven* (Boffano et al., 2023). Como resultado de esta evaluación se generó una cartilla donde se describen varios de los servicios ecosistémicos de estos bosques, entre ellos: confort térmico para el ganado, protección de las especies forrajeras, fijación de nitrógeno, captura de carbono, contribución a la polinización natural, nicho para especies de fauna y flora, entre otros (Boffano et al., 2023).

A pesar de la singularidad de los bosques parque y de qué están protegidos por la Ley Forestal (15.939) de 1987, la superficie de los mismos ha disminuido en las últimas décadas (Bernardi et al., 2019). Esta disminución estaría asociada principalmente a la expansión de la frontera agrícola y forestal (Tiscornia et al., 2014). Estos ecosistemas presentan una cobertura fragmentada en Uruguay y están insertos en la zona de mayor cambio en el uso del suelo (Ocaño et al., 2018).

Una de las formas de tratar de mitigar el impacto del cambio del uso del suelo sobre los ecosistemas nativos ha sido la instalación de áreas protegidas en el litoral oeste de nuestro país. En particular se han instalado dos áreas del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP): el “Parque Nacional Esteros de Farrapos e islas del Río Negro” y el “Área de manejo de hábitats y especies Esteros y Algarrobales del Río Uruguay” (EARU), que tienen dentro de sus objetos de conservación del bosque parque. Asimismo, diversas iniciativas privadas de empresa forestales, en el marco del estándar Forest Stewardship Council (FSC) han delimitado en sus predios áreas de alto valor de conservación (AAVC), destinadas a la protección de este ecosistema (*Una mirada a largo plazo en Uruguay*, s.f.; UPM Uruguay, 2025).

Las áreas de alto valor de conservación (AAVC) son reconocidas por ser sitios con un valor biológico, ecológico, social o cultural de importancia sobresaliente y con una crítica necesidad de conservación (Areendran et al., 2020).

Actualmente los bosques de parque o sabanas arboladas de planicie ocupan menos del 1% de territorio nacional (Betancourt Rial, 2021), si bien su superficie es escasa, son ecosistemas de alto valor, tanto por la singularidad de su biodiversidad como por los servicios ecosistémicos que proveen. A pesar de su relevancia, aún es escaso el conocimiento ecológico sobre los bosques de parque, su composición y riqueza y las diferencias entre los distintos tipos de bosque parque asociados a distintos sustratos, ej.: alcalino, limoso, arenoso o rupícola (Brazeiro et al., 2020).

3 OBJETIVOS

Para contribuir al conocimiento de los bosques parque del litoral oeste, el objetivo general de esta tesis es estudiar la diversidad y estructura arbórea de dos tipos de bosque parque, ralo sobre suelo alcalino y denso sobre suelo limoso, y compararlos entre sí. Adicionalmente, se evaluará cómo las características del suelo se relacionan con la diversidad de estos dos tipos de vegetación.

Se plantean como objetivos específicos:

- 1) Caracterizar la comunidad arbórea desde el punto de vista florístico y fitosociológico de dos tipos de bosque parque.
- 2) Comparar la diversidad de estos dos tipos de bosque parque
- 3) Estudiar el efecto del suelo en la diversidad arbórea de dos tipos de bosque de parque.

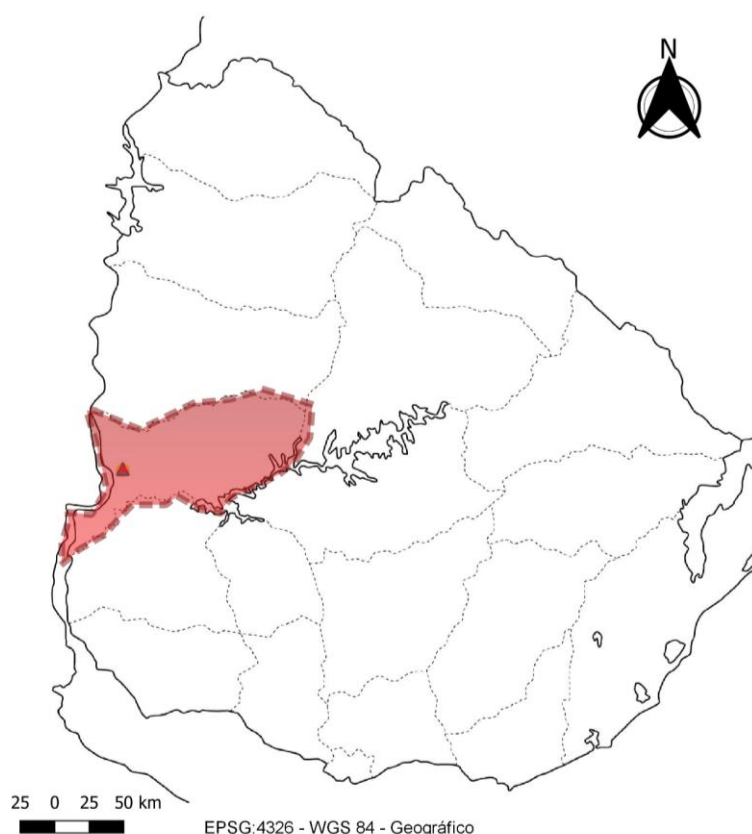
4 MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Descripción del área de estudio

El estudio se desarrolló en el Área de manejo de hábitats y/o especies Esteros y Algarrobales del río Uruguay, en el departamento de Río Negro ($32^{\circ}53'31.44''\text{S}$ y $58^{\circ}03'01.29''\text{O}$), en un predio propiedad de la empresa Forestal Oriental S.A. (Figura 1). El área cuenta con una superficie de 1.550 ha y ha sido manejada como AAVC por la empresa desde el año 1995, de acuerdo con el estándar de FSC.

Figura 1

Ubicación del área de estudio (Ping Rojo), en el departamento de Río Negro



Nota. Adaptado en base a Google (2026a).

Cuando Forestal Oriental S.A. adquirió tierras en el área realizó estudios sobre la biodiversidad del lugar, identificando una serie de ambientes diferentes, en los cuales habitan un conjunto de más de 900 especies entre flora y fauna nativa, que son prioridad de conservación y que aportan un alto nivel de riqueza a la zona (UPM Uruguay, 2025). Tras identificar la importancia de la biodiversidad como recurso natural esencial, tomó una serie de acciones para asegurar la conservación y el uso sostenible del área (UPM Uruguay, 2025). Entre ellas se propuso el monitoreo sistemático de la flora y fauna, junto con acciones orientadas al control de la caza furtiva y otras actividades ilegales. Se

comenzó a realizar un mantenimiento de los alambrados perimetrales que, en conjunto a la implementación de un correcto pastoreo rotativo, promoviera la recuperación de los ambientes degradados. Paralelamente y desde el comienzo de la gestión del área, la empresa ha venido realizando acciones de control de especies leñosas exóticas invasoras (UPM Uruguay, 2025).

Desde el año 2015 el predio se incorporó al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) como “Área de manejo de hábitats y/o especies Esteros y Algarrobales del Río Uruguay” (EARU), siendo esta la única área protegida gestionada por una empresa privada (UPM Uruguay, s.f.) en Uruguay. Los objetivos del EARU son la conservación de los algarrobales y el mantenimiento de la integridad ecológica del estero, para preservar el estado ecológico de los recursos de agua y de los bosques ribereños asociados, garantizando la heterogeneidad ecológica del sistema. Es de especial interés para el área el desarrollo de líneas de investigación orientadas a analizar las interacciones entre las plantaciones forestales y los ecosistemas naturales, así como la dinámica ecológica de ambientes y especies destacadas (UPM Uruguay, s.f.). Finalmente, cabe destacar que el área de Esteros y Algarrobales del Río Uruguay tiene una alta relevancia para los humedales a nivel nacional y mundial, ya que casi la mitad de su territorio (41%) está incluida en los Esteros de Farrapos e islas del Río Uruguay, uno de los tres Sitios Ramsar de Uruguay (UPM Uruguay, s.f.)

Para la caracterización climática del área de estudio se utilizaron registros de la estación meteorológica de Mercedes, proporcionados por el Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET, s.f.), ubicada aproximadamente a 40 km de las parcelas. Se consultó el periodo que comprende 1991-2020 (29 años), lo que permite representar adecuadamente las condiciones medias generales. La temperatura media anual es de 17,8 °C, con una media máxima de 24,7 °C en enero y una media mínima de 10,9 °C en julio. La precipitación media anual alcanza los 1.214,3 mm, con una distribución relativamente homogénea a lo largo del año y sin una estacionalidad marcada.

Para la caracterización de suelos en la zona, se utilizó la carta de reconocimiento de suelos del departamento de Río Negro escala 1: 200.000 (Dirección General de Recursos Naturales Renovables [RENARE], 2002), lo que permitió diferenciar los dos conjuntos de parcelas en función de los grupos de suelos presentes en el área de estudio (Fig. 2a). Las parcelas ubicadas en el sector norte del predio se localizan sobre lomadas ligeramente convexas, caracterizadas por la presencia de Luvisoles Ócricos arenosos, profundos correspondientes a la Unidad TB.1 de la carta de suelos. El conjunto de parcelas situadas en el sector sur se emplaza sobre lomadas suavemente

aplanadas, donde predominan Brunosoles Eútricos Típicos, limo-arcillosos profundos, correspondientes a la Unidad Bq.4 de la misma carta (Fig. 2a) (RENARE, 2002).

En Anexo A, se puede encontrar un estudio más detallado del perfil de elevación entre las parcelas en estudio y su proximidad con los cursos de agua.

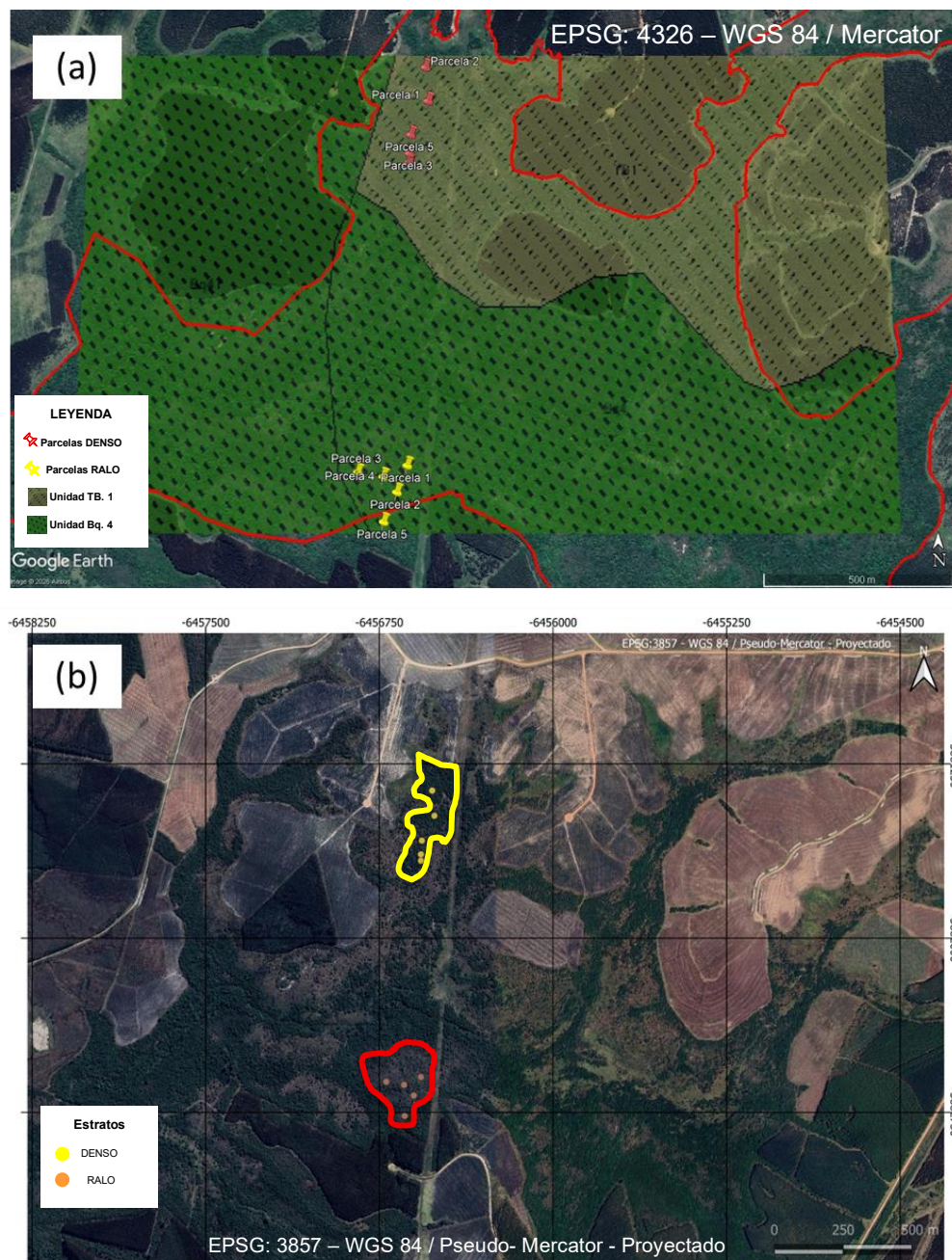
4.2 Muestreo

Para la estratificación del bosque parque se realizaron previamente trabajos de gabinete, mediante fotointerpretación de imágenes satelitales de alta resolución. Esta metodología permitió identificar diferencias en la densidad de la cobertura de copa del bosque parque. Asimismo, la estratificación obtenida fue contrastada con estudios previos de caracterización de los suelos realizados en el área de estudio.

A partir de esta información, se diferenciaron dos estratos del bosque parque, un estrato denso de mayor cobertura de copa (polígono amarillo, Figura 2b) y un estrato ralo de menor cobertura de copa (polígono rojo, Figura 2b) que presenta correspondencia con la estratificación de los tipos de suelos.

Siguiendo la metodología de Brazeiro (2018) para el estudio de bosque parque, se instalaron en cada estrato 5 parcelas cuadradas de 20 x 20 m. (Figura 2b). Dentro de cada parcela se realizó la identificación de cada individuo arbóreo y se midieron a todos los individuos con un diámetro a la altura del pecho (Dap) mayor a 2,5 cm.

Los datos de suelo de cada parcela se obtuvieron y analizaron en el marco del proyecto CSIC Iniciación “Estimación y comparación del stock de carbono y de la biomasa alojada en un bosque parque respecto a un pastizal natural aledaño en el litoral oeste de Uruguay”, y su análisis se presenta en la tesis de grado “Cuantificación del contenido de carbono orgánico del suelo, densidad aparente y PH, bajo dos estratos arbóreos del área protegida Esteros y Algarrobales del Río Uruguay” (Maya Cros & Silva Souza, 2024).

Figura 2*Ubicación de parcelas en el sitio de estudio.*

Nota. (a) Localización de las parcelas sobre la carta de Río Negro (escala 1: 250.000). Se indican las parcelas del estrato denso al norte (rojo) y ralo al sur (amarillo). b) ubicación de las parcelas, sobre una imagen de alta resolución, mostrando la cobertura del suelo en el sitio de estudio. Los puntos amarillos, parcelas instaladas en estrato denso, mientras que los puntos marrones, son las parcelas instaladas en el estrato ralo. Polígono amarillo estrato denso con mayor cobertura de copa con una sup. 5,9 há aprox, y polígono rojo estrato ralo con menor cobertura de copa con una sup de 5 há. aprox. Adaptado en base a Google (2026b).

A continuación, se describe brevemente el muestreo de suelos realizado en el área de estudio. Se empleó un taladro holandés para la extracción de muestras de profundidad, permitiendo identificar la secuencia de horizontes. La descripción de los perfiles se realizó siguiendo el manual de descripción de perfiles de suelo (Kaplán et al., 2001), considerando variables como textura, color y estructura. Para una clasificación detallada y la realización de análisis específicos, se seleccionó un perfil modal por cada tipo de bosque. El diseño de muestreo fue estratificado, con el objetivo de determinar el carbono orgánico del suelo (COS) y la densidad aparente (Dap). En cada parcela, se tomaron muestras compuestas para la determinación de COS en los primeros 15 cm del suelo, con intervalos de 5 cm de profundidad (20 submuestras por estrato). Asimismo, se realizó un muestreo de profundidad con taladro holandés hasta el horizonte Bt. Para la estimación del stock de COS, se extrajeron muestras por parcela en cada profundidad utilizando un muestreador de densidad aparente (Baietto et al., 2024; Maya Cros & Silva Souza, 2024).

4.3 Análisis de datos

4.3.1 Caracterización de la diversidad de las comunidades de bosque parque ralo y denso

Para los dos tipos de bosque estudiados, de aquí en adelante tratados como estrato denso (D) y estrato ralo (R), se evaluó el grado de completitud de inventario y las curvas de acumulación de especies (Chao et al., 2020). Para construir las curvas de acumulación de especies se consideraron como muestras las 5 parcelas de cada estrato. Asimismo, se analizó la acumulación de especies mediante métodos no paramétricos, utilizando sólo la presencia o ausencia de las especies en las diferentes parcelas. Los estimadores no paramétricos de riqueza permiten inferir el número potencial de especies presentes en una comunidad, utilizando la información de especies poco frecuentes dentro de las muestras (Moreno, 2001). Los estimadores de riqueza de especies no paramétricos usados fueron CHAO2 y Jackknife1. Usando los datos de incidencia y abundancia se calcularon el índice de diversidad de Shannon-Wheaver (H) y el índice de Simpson (D), que destaca la diversidad de las especies más abundantes o dominantes (Matteucci et al., 1982; Moreno, 2001). Finalmente, para los dos tipos de bosque parque se estimó la densidad de individuos arbóreos (indv/ha) y se realizaron curvas de abundancia por especie.

Para caracterizar las estructuras de las comunidades de bosque parque se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual integra tres parámetros: abundancia relativa (AbundR), frecuencia relativa (FrecR) y cobertura relativa (CobR).

Siguiendo la metodología propuesta por Newton (2007). El IVI se obtuvo mediante la siguiente expresión:

$$IVI = AbunR + FrecR + CobR$$

Donde :

$$AbunR = (D_j/D) \times 100$$

$$FrecR = (n_j/N) \times 100$$

$$CobR = (X_j/X) \times 100$$

Donde n_j es el número de parcelas donde se registró la especie J ; N es el número total de parcelas; D_j es el número total de individuos de la especie j ; D es el número total de individuos registrados; X_j corresponde al área basal total de la especie j y X al área basal total de todas las especies.

Posteriormente, para las especies de mayor IVI en cada comunidad se analizó la distribución de los individuos por clases diamétricas (DAP).

4.3.2 Comparación de los estratos ralo y denso.

Inicialmente se realizó una comparación de las abundancias por especie entre los dos tipos de bosque parque estudiados, utilizando una prueba de Mann-Whitney (U). Esta es una prueba no paramétrica, que busca diferencias entre dos grupos independientes comparando el rango de sus datos y no los valores brutos, evaluando la tendencia de que un rango de datos sea mayor o menor que el del otro grupo (Chicco, et al., 2025). Para explorar la similitud entre las comunidades de bosque parque denso y ralo se calcularon los índices de similitud de: Jaccard (presencia/ausencia) y Bray-Curtis (abundancias). Los índices de similitud permiten cuantificar el grado de semejanza en la composición de especies entre comunidades, siendo herramientas fundamentales para evaluar la heterogeneidad ecológica y los patrones de distribución de la biodiversidad (Bray & Curtis, 1957; Moreno, 2001).

4.3.3 Factores explicativos de la diversidad de especies ralo y denso.

Para estudiar si los factores del suelo afectan la composición de las comunidades de bosque parque ralo y denso, se realizó un análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés). El mismo agrupa las variables originales en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas denominadas componentes principales. Estos componentes son producto de la combinación de las variables iniciales, y son ordenados de tal forma que los primeros componentes son los que

explican la mayor proporción de varianza en el total del sistema (Jolliffe & Cadima, 2016). Luego de obtenidos los dos componentes principales que más explican la variación en la composición de especies en cada uno de los tipos de bosque estudiados (PC1 y PC2), se evaluó cómo estos factores se vinculan con las variables de suelo antes mencionadas para cada horizonte.

Para entender la relación entre la diversidad de los tipos de bosque parque estudiados y las características del suelo, se desarrollaron modelos de correlación y regresión múltiple. Inicialmente se hicieron análisis exploratorios con la variable de respuesta, abundancia individual de las especies, así como correlaciones pareadas entre variables de suelo, a fin de evitar incluir variables altamente colineales en los modelos. Finalmente, para evitar asumir normalidad, se decidió realizar modelos de regresiones generalizadas (GRM por su sigla en inglés), un subtipo de modelo lineal generalizado (GLM por su sigla en inglés). Los modelos GLM permiten una expansión de las técnicas clásicas de correlación, relajando las asunciones de normalidad y homocedasticidad y actualmente son las más utilizadas en la modelación de fenómenos ecológicos (Guisan et al., 2002). En los GLM la relación lineal entre la variable dependiente (Y) y las variables independientes (X's), se logra a través de una función de transformación, denominada "función de enlace", que permite modelar variables con otros tipos de distribución (ej.: binomial, poisson, beta, etc.), como se muestra en la Ecuación (1). Esta herramienta no asume una distribución normal de los errores, ni requiere de la homocedasticidad de los mismos (McCullagh & Nelder, 1989).

$$g(\mu) = \alpha + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde μ es el valor esperado de $Y = E(Y)$ y g es la función de enlace.

En este estudio específicamente se evaluó cómo la abundancia de las especies que aportaron más al IVI de cada estrato: *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia*, *Neltuma sp.* en el caso del estrato denso y *Vachellia caven* y *Neltuma sp.* en el del ralo se asocian con las variables de suelo mediante técnicas de regresión generalizada.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa Statistica versión 7.0. Adicionalmente, se emplearon los programas PAST 4.0 (Paleontological Statistics) y Microsoft Excel 16 para el procesamiento, organización y análisis de los datos, así como para la elaboración de gráficos y tablas.

5 RESULTADOS

5.1 Caracterización de la diversidad de las comunidades de bosque parque ralo y denso

En el conjunto de las 10 parcelas relevadas de bosque parque, se registraron un total de 15 especies arbóreas, distribuidas en 11 familias. Las familias con más especies fueron Myrtaceae y Fabaceae, con tres especies cada una (Tabla 1).

Cuando se analiza por tipo de bosque, la familia Fabaceae fue la que tuvo más especies en el estrato ralo, mientras que en el estrato denso la familia con más especies fue Myrtaceae (Tabla 1). Cuatro especies se presentaron de forma exclusiva en el estrato ralo: *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Myrcianthes cisplatensis* Camb, *Trithrinax campestris* y *Aloysia gratissima*, mientras que seis especies se registraron únicamente en el estrato denso: *Blepharocalyx salicifolius*, *Celtis tala*, *Sapium haematospermum*, *Myrsine laetevirens*, *Allophylus edulis* y *Myrrhinium atropurpureum* (Tabla 1).

Tabla 1

Lista de especies arbóreas registradas en el conjunto de las parcelas de bosque parque relevadas

Familia	Especie	Nombre común	Estrato
Fabaceae	<i>Neltuma affinis</i> Spreng.	Ñandubay	D-R
	<i>Neltuma nigra</i> Griseb.	Alagarrobo	D-R
	<i>Vachellia caven</i> Molina.		D-R
		Espinillo	D-R
Apocynaceae	<i>Apidosperma quebracho-blanco</i> Schltr.	Quebracho	R
Sapindaceae	<i>Schinus longifolius</i> Lindl.	Molle	D-R
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek.	Coronilla	D-R
Arecaceae	<i>Trithrinax campestris</i> Burmeist.	Caranday	R
Myrtaceae	<i>Myrcianthes cisplatensis</i> Camb.	Guayabo Colorado	R
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> Kunth.	Arrayán	D
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Benth.	Palo de fierro	D
Asteraceae	<i>Aloysia gratissima</i> Gill. et Hook.	Cedrón de monte	R
Cannabaceae	<i>Celtis tala</i> Gillies.	Tala	D
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> A.St.-Hil.	Chal chal	D
Euphorbiaceae	<i>Sapium haemospermum</i> Müll.Arg	Curupí	D
Primulaceae	<i>Myrsine laetevirens</i> Mez.	Canelón	D

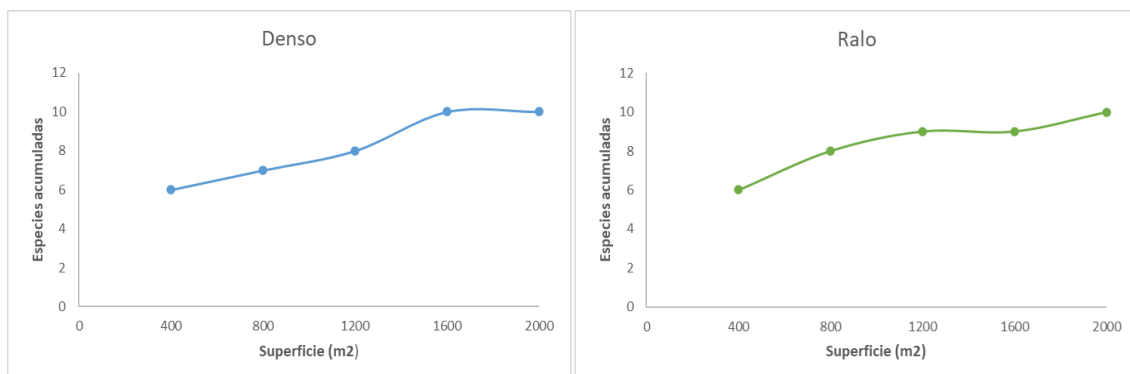
Nota. Se indica en qué estrato fue registrada cada una de las especies. D: denso y R: ralo.

En el caso de Uruguay se han reportado dificultades al momento de la correcta identificación a campo de *N. affinis* y *N. nigra*, ya que se han detectado eventos de hibridación, dando como resultados individuos con caracteres intermedios (Fagúndez Pachón, 2015; Marchiori et al., 2014). Debido a lo antes mencionado, el presente trabajo optó por una postura conservadora y se trabajó a nivel de género, debido a las dificultades planteadas para distinguir los árboles en los ambientes estudiados.

La siguiente figura representa la curva de acumulación de especies, para los dos tipos de bosque parque estudiados (Fig. 3).

Figura 3

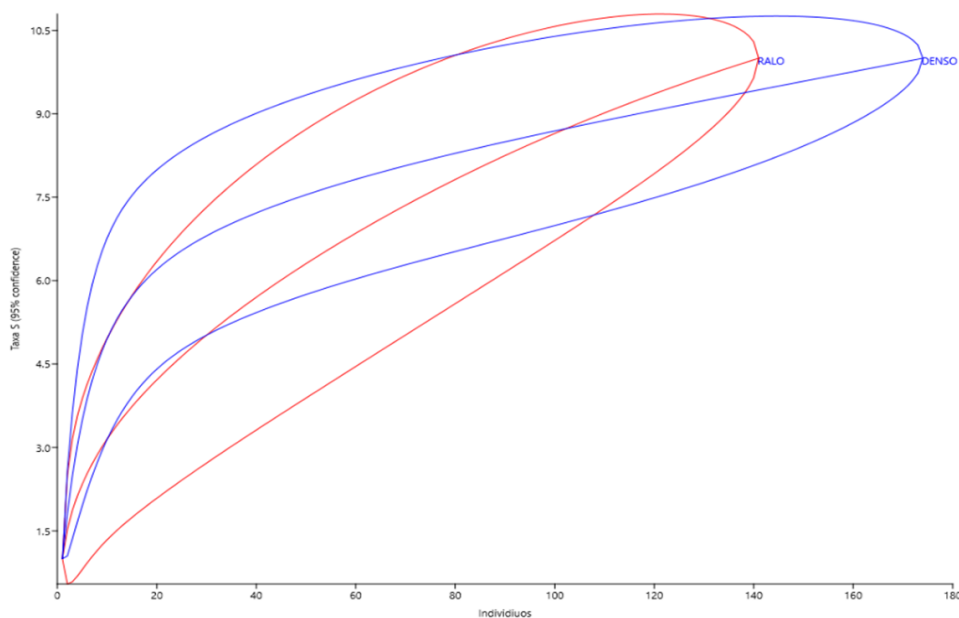
Curva de acumulación de especies para los dos tipos de bosque parque estudiados



A continuación, se presentan los resultados del análisis de rarefacción para cada uno de los tipos de parque estudiados (Fig. 4).

Figura 4

Curva de rarefacción para los dos tipos de bosque estudiados



Nota. En rojo estrato ralo y en azul denso.

La riqueza de especies en los ecosistemas estudiados es relativamente baja, y se logró captar adecuadamente con el esfuerzo de muestreo realizado, como se observa en las figuras anteriores (Figs. 3 y 4).

En el presente estudio la riqueza observada fue de 14 especies, lo que representó el 82% respecto al estimador Chao2 (17) y el 76% respecto al Jackknife 1 (18,5), estos resultados refuerzan lo observado en el análisis de rarefacción, e indica que las comunidades estuvieron bien muestreadas (Tabla 2). Los datos fueron calculados utilizando Past 4.0. y se realizaron reglas de tres en base a los valores.

Los índices de diversidad evidenciaron diferencias entre los estratos analizados. El estrato ralo presentó un índice de Shannon (H) de 1,1 y un índice de Simpson (1-D) de 0,52, valores que indican una baja diversidad específica asociada a la dominancia de unas pocas especies y a una distribución desigual de los individuos dentro de la comunidad. (tabla 2). Por su parte, el estrato denso registró un índice de Shannon de 1,8 y un índice de Simpson (1-D) de 0,8. reflejando una mayor diversidad florística, con menor dominancia y una distribución más homogénea de los individuos (Tabla 2).

Tabla 2
Índices de diversidad calculados

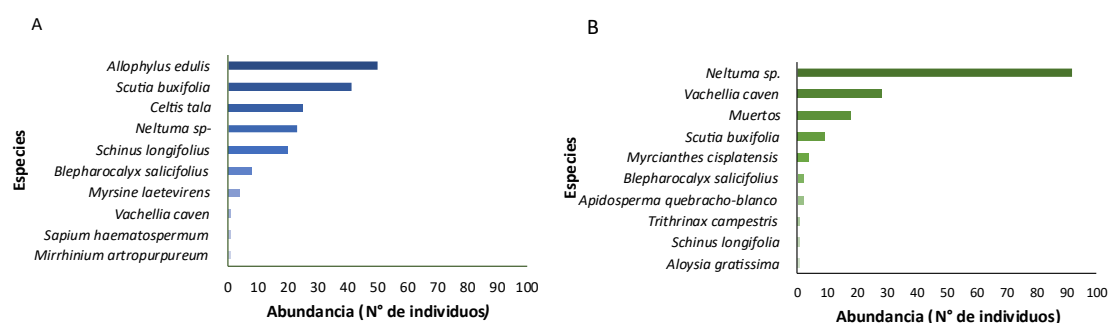
ÍNDICES DE DIVERSIDAD	RALO	DENSO
S	9	10
Abundancia total	140	174
Densidad (indiv/ha)	700	870
Índice de Shannon (H)	1,1	1,8
Índice de Simpson (1-D)	0,52	0,81
Chao 2	9,8	14,8
Jackknife 1	11,4	13,2

Nota. Calculados en base a los datos recabados en el conjunto de parcelas relevadas para el bosque de parque denso y ralo. S= riqueza.

La abundancia presentó ciertas diferencias entre los tipos de bosque estudiados. El estrato denso tuvo una abundancia total con 174 individuos y una densidad de 870 ind/ha. Por otra parte, el estrato ralo registró un total de 140 árboles y una densidad de 700 arb/ha. La especie más abundante en el estrato denso fue *Allophylus edulis*, mientras que en el caso del estrato ralo la especie más abundante fue *Neltuma sp.* (Fig. 5).

Figura 5

Abundancia específica para los bosques parque estudiados



Nota. (A) denso y (B) ralo.

Un punto a mencionar es que en el estrato denso no se registraron árboles muertos, mientras que en el estrato ralo se registraron 18 árboles muertos (Fig. 5b), lo que representa aproximadamente un 11% de la abundancia relativa total en caso de que se tomen en cuenta.

Para avanzar en entender cómo es la estructura de los dos tipos de bosques estudiados, a continuación, se muestran los resultados del IVI (Tablas 3 y 4).

Tabla 3

Parámetros fitosociológicos del estrato denso

ESPECIE	CobR	AbunR	FrecR	IVIR	PI (%)
<i>Allophylus edulis</i>	12,3	28,7	15,6	56,7	18,9
<i>Scutia buxifolia</i>	15,1	23,6	15,6	54,3	18,1
<i>Neltuma sp.</i>	20,4	13,2	15,6	49,2	16,4
<i>Schinus longifolius</i>	18,1	11,5	15,6	45,2	15,1
<i>Celtis tala</i>	13,4	14,4	12,5	40,3	13,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3,5	4,6	12,5	20,6	6,9
<i>Myrsine laetevirens</i>	9,7	2,3	3,1	15,1	5,0
<i>Vachellia caven</i>	4,1	0,6	3,1	7,8	2,6
<i>Sapium haematospermum</i>	2,6	0,6	3,1	6,3	2,1
<i>Myrrhinium artropurpureum</i>	1,0	0,6	3,1	4,7	1,6

Nota. CobR: cobertura relativa, AbundR: abundancia relativa, FrecR: frecuencia relativa. IVI: índice de valor importancia, PI: porcentaje importancia. (IVIR/3). Se detectan en negrita las primeras especies que acumulan el 50% del PI.

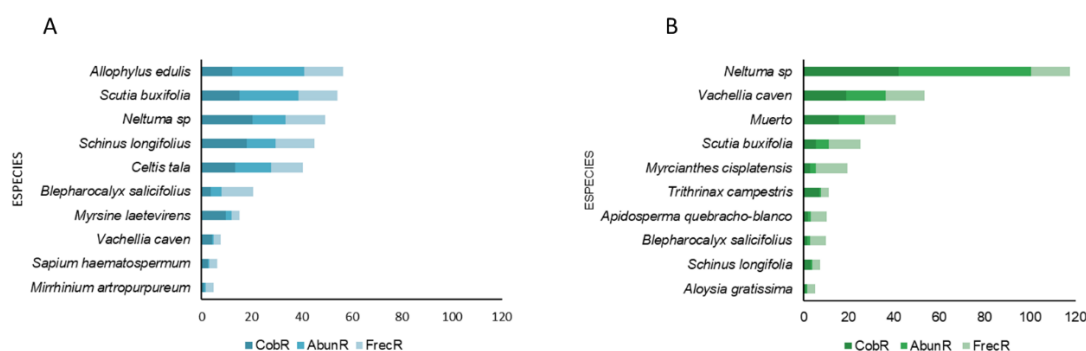
Tabla 4
Parámetros fitosociológicos del estrato ralo

Especie	CobR	AbunR	FrecR	IVI	PI (%)
<i>Neltuma sp.</i>	41,9	58,5	17,2	117,7	39,2
<i>Vachellia caven</i>	18,7	17,6	17,2	53,5	17,8
<i>Muerto</i>	15,7	11,3	13,8	40,8	13,6
<i>Scutia buxifolia</i>	5,6	5,7	13,8	25,0	8,3
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	3,1	2,5	13,8	19,4	6,5
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1,7	1,3	6,9	9,8	3,3
<i>Apidosperma quebracho-blanco</i>	2,0	1,3	6,9	10,2	3,4
<i>Trithrinax campestris</i>	7,0	0,6	3,4	11,1	3,7
<i>Aloysia gratissima</i>	1,0	0,6	3,4	5,1	1,7
<i>Schinus longifolia</i>	3,3	0,6	3,4	7,4	2,5

Nota. CobR: cobertura relativa, AbundR: abundancia relativa, FrecR: frecuencia relativa. IVI: índice de valor importancia, PI: porcentaje importancia. (IVIR/3). Se detectan en negrita las primeras especies que acumulan el 50% del PI.

Para el caso del estrato denso, las especies que presentaron mayor importancia en términos de IVI fueron *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia* y *Neltuma sp.* (Tabla. 3). En estas especies, el IVI está explicado mayormente por la abundancia relativa, lo que demuestra una elevada densidad de individuos dentro del estrato (Fig. 6A). Asimismo, en este estrato, especies como *Neltuma sp.* y *Schinus longifolia* presentan un aporte importante a través de la cobertura relativa, lo que estaría indicando que son individuos de mayor porte. Aun así, *Neltuma sp.* (Fig. 6A).

Figura 6
Valores de cobertura relativa, abundancia relativa y frecuencia relativa que componen el IVI



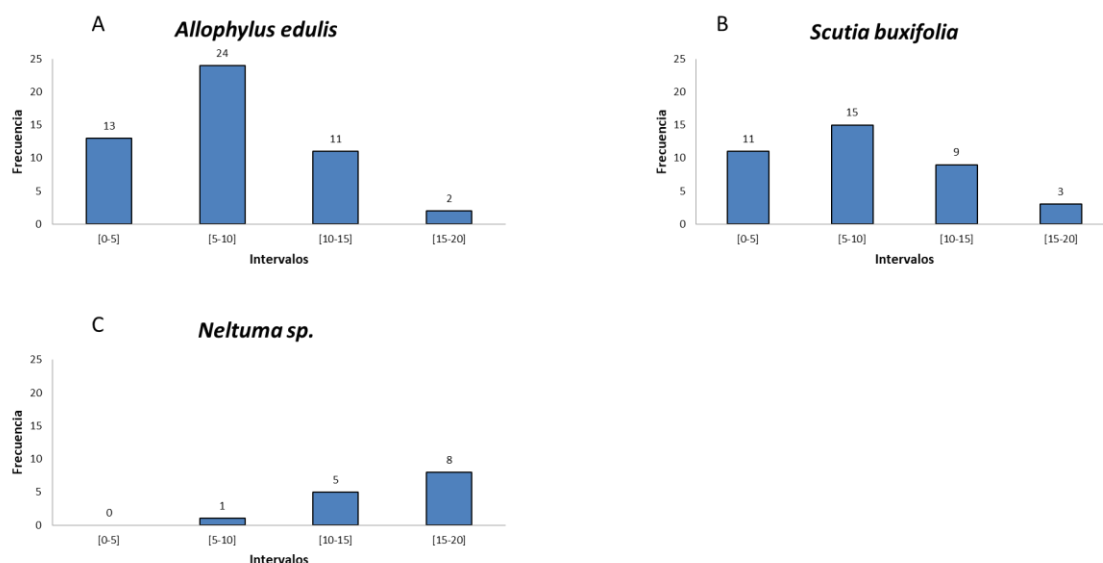
Nota. A) estrato denso B) estrato ralo.

En el estrato ralo *Neltuma sp.* fue la especie con mayor importancia en términos de IVI, seguida de *Vachellia caven*, dando cuenta entre ambas el 50% del PI (Tabla 4). Este estrato está altamente dominado por *Neltuma sp.* (Fig. 6B). Finalmente, cabe resaltar que en este estrato los árboles muertos aportaron de manera importante al IVI, ocupando la tercera posición en importancia con un aporte asociado a la cobertura (Tabla 4).

Para los dos estratos de bosque estudiados, se graficó la distribución de tamaños de las especies que más aportaron al IVI en cada estrato (Fig. 7 y 8). En el caso del estrato denso estas especies fueron: *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia* y *Neltuma sp* (Fig. 7).

Figura 7

Gráficas de distribución de tamaños para las especies con mayor IVI, estrato denso



Como se observa en la figura anterior *Allophylus edulis*, fue la especie que presentó mayor cantidad de individuos en las primeras dos clases diamétricas intermedias (Fig. 7A). Por su parte *Scutia Buxifolia* presenta una distribución más homogénea entre clases diamétricas, con presencia en clases menores como mayores, con un leve predominio en las intermedias (Fig. 7B). En contraste *Neltuma sp.* exhibe una marcada concentración de individuos de mayor tamaño y una muy baja cantidad de individuos de clases pequeñas (Fig. 7C).

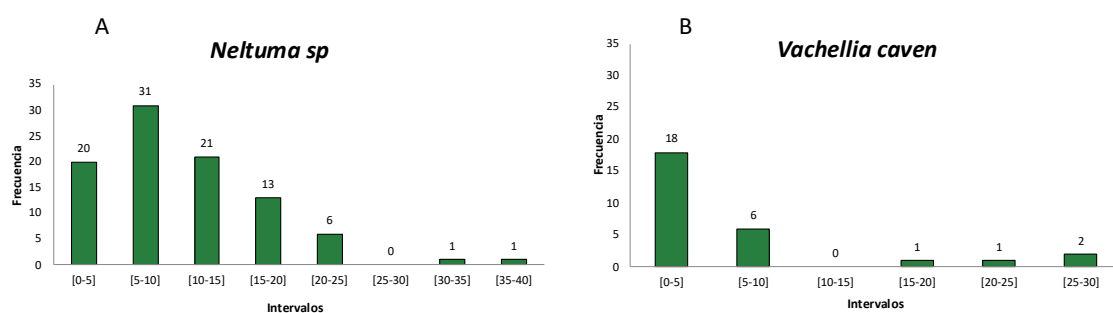
Para el estrato ralo las dos especies que más aportaron al IVI fueron *Neltuma sp* y *Vachellia caven* (Fig. 8). *Neltuma sp.* presenta una mayor concentración de individuos en las primeras tres clases diamétricas intermedias con una disminución progresiva

hacia las clases de mayor diámetro (Fig. 8A). *Vachellia caven* presenta distribución fuertemente sesgada hacia clases diamétricas menores, con una marcada disminución en las clases superiores (Fig. 8B).

Si bien el estrato denso presentó 34 individuos más que el estrato ralo, una de las principales diferencias estructurales entre ambos estratos fue la distribución de los individuos en las clases diamétricas. Mientras que el estrato denso concentró la mayor parte de sus individuos en clases de diámetro pequeñas e intermedias (no se presentan individuos con DAP mayores a 20 cm), el estrato ralo presentó individuos en clases diamétricas superiores (individuos de hasta 40 cm de DAP).

Figura 8

Gráficas de distribución de tamaños para las especies con mayor IVI, estrato ralo



5.2 Comparación de los tipos de bosque parque denso y ralo

Los análisis de comparación por especie mostraron que 7 especies presentaron diferencias significativas en su abundancia entre los dos tipos de bosque estudiados: *Allophylus edulis*, *Celtis tala*, *Scutia buxifolia*, *Neltuma spp.*, *Myrcianthes cisplatensis*, *Schinus longifolia* y *Vachellia caven* (Tabla 5 y Fig. 9).

Tabla 5
Resultados de la Prueba de Mann-Whitney Wilcoxon (U)

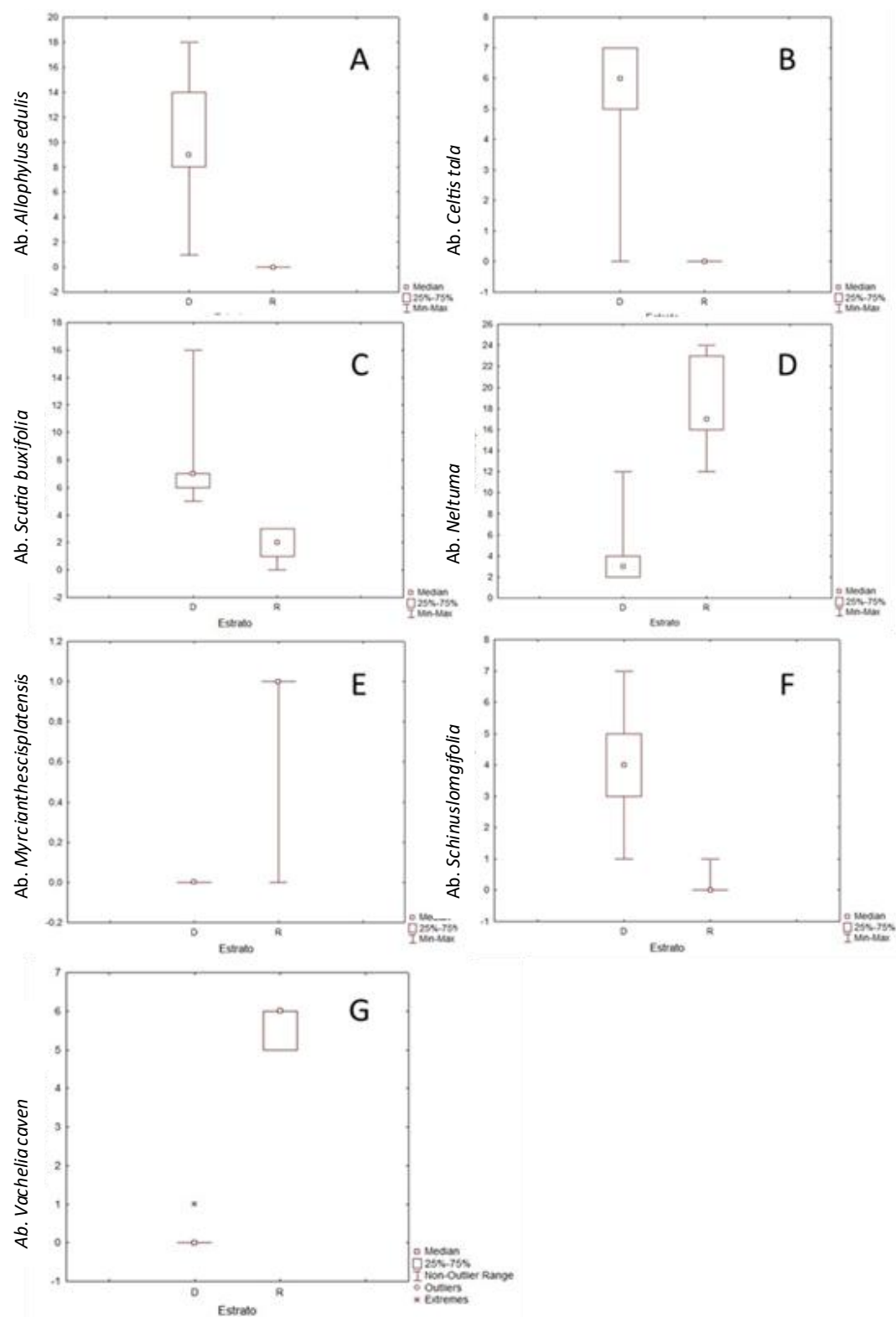
Especies	U	Z ajustado	p-valor
<i>Allophylus edulis</i>	0,001	2,8	0,005
<i>Celtis tala</i>	2,5	2,4	0,02
<i>Scutia buxifolia</i>	0,001	2,6	0,009
<i>Neltuma spp.</i>	0,5	-2,5	0,01
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	2,5	-2,5	0,01
<i>Schinus longifolia</i>	0,5	2,6	0,009
<i>Vachellia caven</i>	0,001	-2,7	0,006

Nota. Se compara las abundancias por especie en los dos bosques estudiados. Aquellas especies que no presentaron diferencias significativas no se incluyeron en la tabla.

Allophylus edulis, *Scutia buxifolia*, *Schinus longifolia* y *Celtis tala* presentaron mayores abundancias en el estrato denso, de hecho, *Allophylus edulis* y *Celtis tala* fueron exclusivas de este estrato (Fig. 9). Por otro lado, en el estrato ralo las especies con mayor abundancia fueron *Neltuma sp* y *Vachellia caven*, mientras que *Myrcianthes cisplatensis* solo se registró en este estrato (Fig. 9). Hay que mencionar que no se encontraron diferencias significativas entre estratos para las siguientes especies: *Blepharocalyx salicifolius*, *Trithrinax campestris*, *Aloysia gratissima*, *Aspidosperma quebracho-blanco*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Myrsine laetevirens*, *Sapium haematospermum*.

Figura 9

Diagramas de caja mostrando comparación de la abundancia de las especies

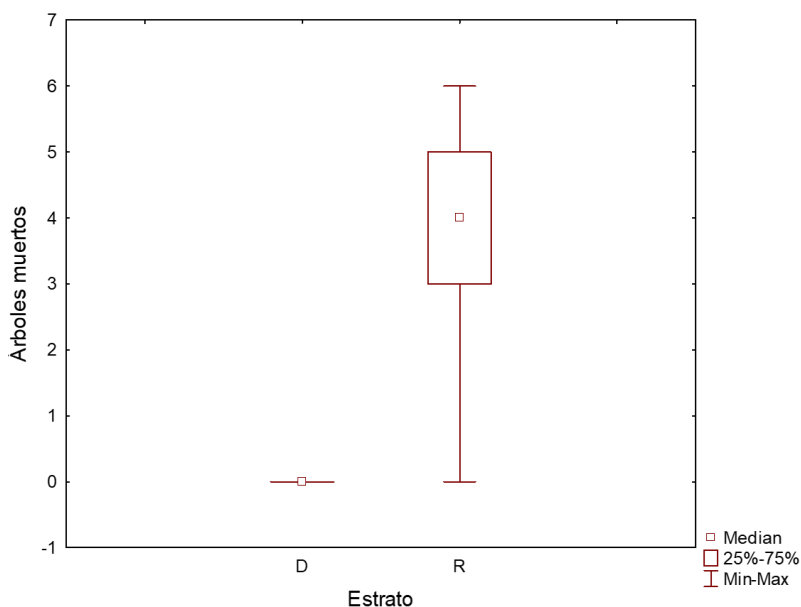


Nota. A: *Allophylus edulis*, B: *Celtis tala*, C: *Scutia buxifolia*, D: *Neltuma* sp., E: *Myrcianthes cisplatensis*, F: *Schinus longifolia* y G: *Vachellia caven*.

La comparación de la Prueba de Mann-Whitney Wilcoxon (U) mostró que también hay diferencias significativas entre los estratos en cuanto a la cantidad de árboles muertos (U: 2,5; Zaj: -2,4; p: 0,02). Como se había mencionado anteriormente, solo se registraron árboles muertos en el estrato ralo (Fig. 10).

Figura 10

Diagramas de caja mostrando comparación de la abundancia de árboles muertos



Nota. D: denso R: ralo.

Al momento de analizar las similitudes entre las comunidades de bosque parque denso y ralo, el índice de similitud de Jaccard ($J = 0,33$) indica que hay una baja similitud florística entre el estrato ralo y denso ya que este índice evalúa la proporción de especies compartidas entre ambos ambientes. En este sentido, un valor de 0,33 representa que únicamente el 33% de las especies son comunes a ambos estratos, mientras que el 67% restante corresponde a especies exclusivas de uno u otro. Por otro lado, el índice de disimilitud de Bray-Curtis obtenido entre los dos estratos fue de 0,77. Esto coincide con lo que indicó el Índice de Jaccard, en cuanto a la existencia de una marcada diferencia en la composición.

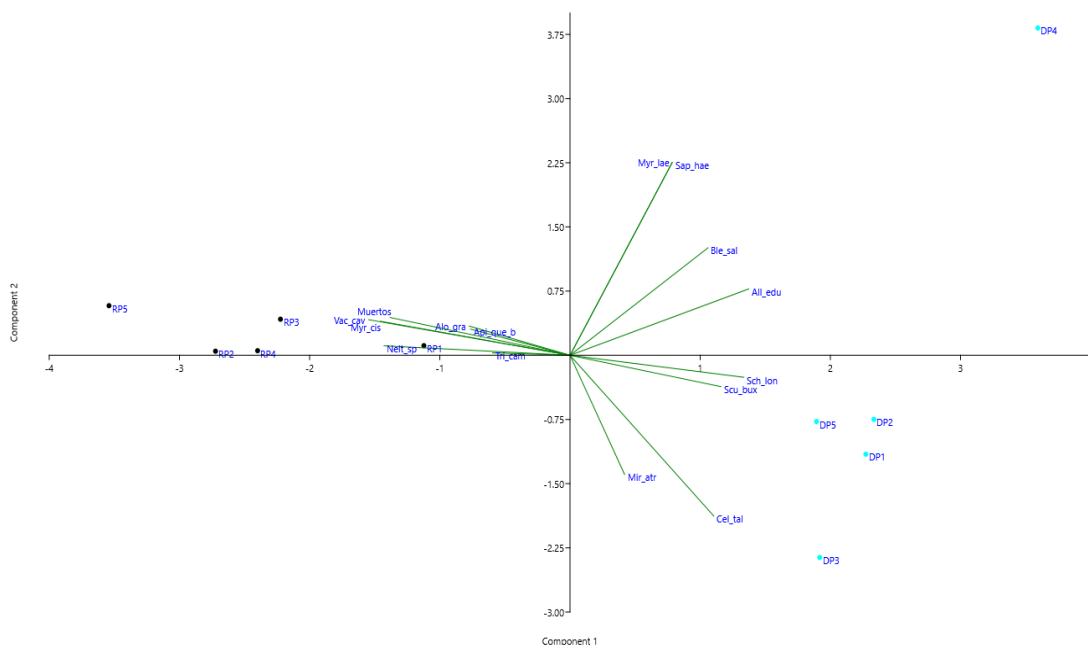
Los análisis realizados en este estudio para comparar las características del suelo entre el estrato ralo y denso para distintos horizontes (A, Bt y total (A + Bt)), mostraron que existen diferencias significativas en varias variables como: densidad aparente (DAP), pH, carbono (C), densidad del suelo (densidad S) y carbono por hectárea (C/ha) (Anexo B, Tabla B1).

5.3 Factores explicativos de la diversidad de especies de los estratos ralo y denso

Inicialmente se realizó un análisis de agrupamiento para ver cómo se distribuían las parcelas de los estratos ralo y denso en función de su composición de especies (Figura 11). La varianza del sistema observada, se explica en un 46,44% por el PC1, mientras que el PC2 explica en 17,21%. En el eje de las X se encuentra representado el PC1, el mismo está positivamente correlacionado con *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Celtis tala*, *Schinus longifolius*, *Scutia buxifolia*, mientras que correlacionado negativamente con, *Myrcianthes cisplatensis*, *Neltuma sp.*, *Vachellia caven* e individuos muertos. Por otra parte, el PC2 representa el eje Y, donde *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrsine laetevirens*, *Sapium haematospermum*, se correlaciona positivamente, y *Myrrhinium atropurpureum*, *Celtis tala*, se correlaciona negativamente.

Figura 11

Agrupamiento de parcelas en base a la su abundancia de especies



Nota. Puntos azules, parcelas del estrato denso. Puntos negros, parcelas del estrato ralo.

Cuando se incluyeron en el análisis de componentes principales a las variables del suelo (horizonte A + Bt) (Figura 12), se observó que las parcelas del estrato denso se encuentran a la derecha del eje X, mientras que las parcelas del estrato ralo se distribuyen a la izquierda del eje X, siendo este eje el que representa el PC1, y en el eje

Y el PC2. Estos dos componentes explican el 75.7% y el 19.4% de la variación observada respectivamente.

Figura 12

Análisis de componentes principales (PCA) utilizando como variables los factores de suelo “totales”

Nota. Parcelas de estrato denso representada por puntos azules, puntos negros parcelas del estrato ralo.

Un análisis más detallado de la relación entre la composición de las parcelas del estrato ralo y denso con las variables del suelo se presenta en el Anexo C.

Finalmente, se estudió mediante regresiones la relación entre la abundancia individual de cuatro especies (*Neltuma sp.*, *Allophylus edulis*, *Vachellia caven* y *Scutia buxifolia*) y las características del suelo. A continuación, se presentan los resultados de dichos modelos (Tabla 6 y 7).

Tabla 6
Resultados de las regresiones

	Predictor	beta est	Error est (beta)	p-valor
<i>Neltuma sp.</i>	PhBt	0,85	0,18	0,017
<i>Allophylus edulis</i>	PhBt	-0.46	0,15	0,002
	DapT	-0.58	0,15	0,006
<i>Scutia buxifolia</i>	PesoST	-5,71	1,8	0,02
	PesosST ^2	6,62	1,84	0,009
<i>Vachellia caven</i>	PesoST	-0,85	0,07	<0,001
	DapT	0,33	0,07	0,002

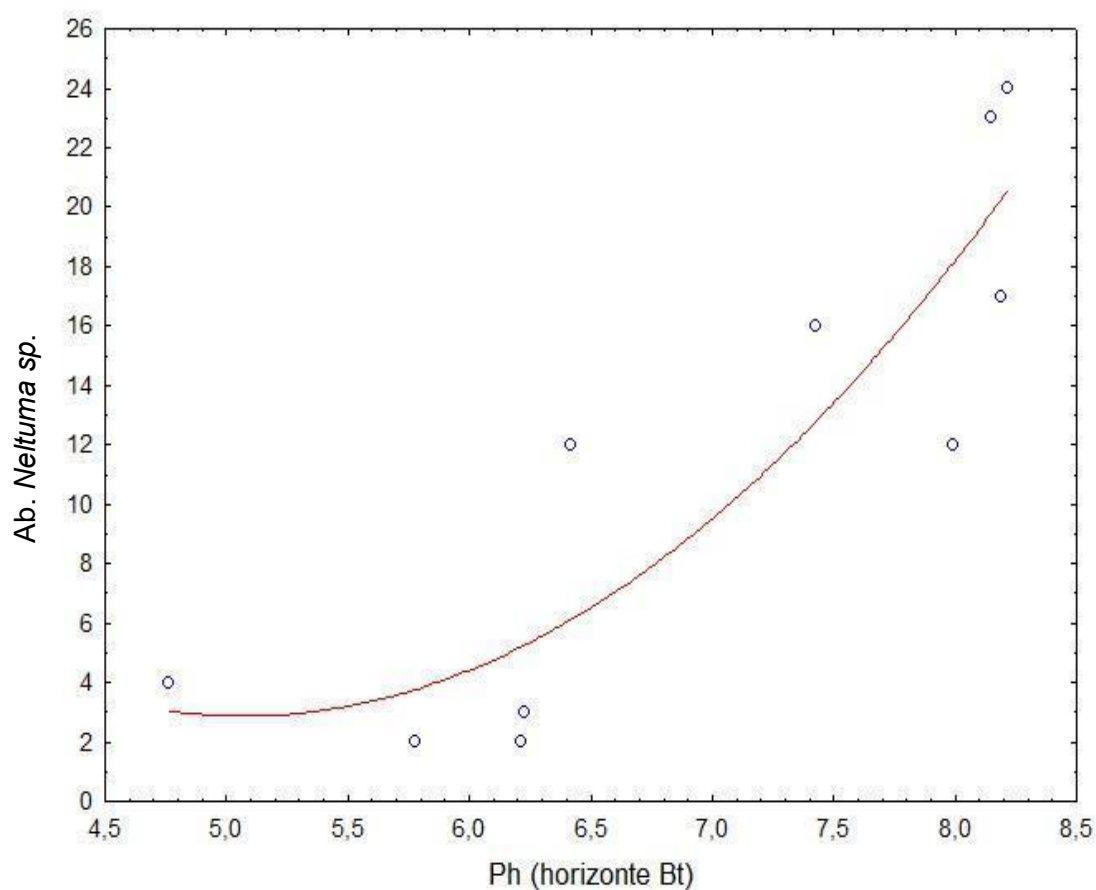
Tabla 7
 R^2 Ajustado

	R2 ajustado	F	p-valor
<i>Neltuma sp.</i>	0,69	21,4	0,002
<i>Allophylus edulis</i>	0,96	38,68	<0,001
<i>Scutia buxifolia</i>	0,91	49,1	<0,001
<i>Vachellia caven</i>	0,96	110,2	<0,001

En el caso de *Neltuma sp.*, componente importante en los dos tipos de bosque estudiados, la variación de su abundancia está explicada en casi un 70% por una única variable de suelo, el pH del horizonte Bt (Tablas 6 y 7). Se encontró una relación positiva, con un aumento de la abundancia de esta especie a medida que aumenta el pH del horizonte Bt (Figura 13).

Figura 13

Relación entre la abundancia de *Neltuma sp.* y el pH del horizonte Bt

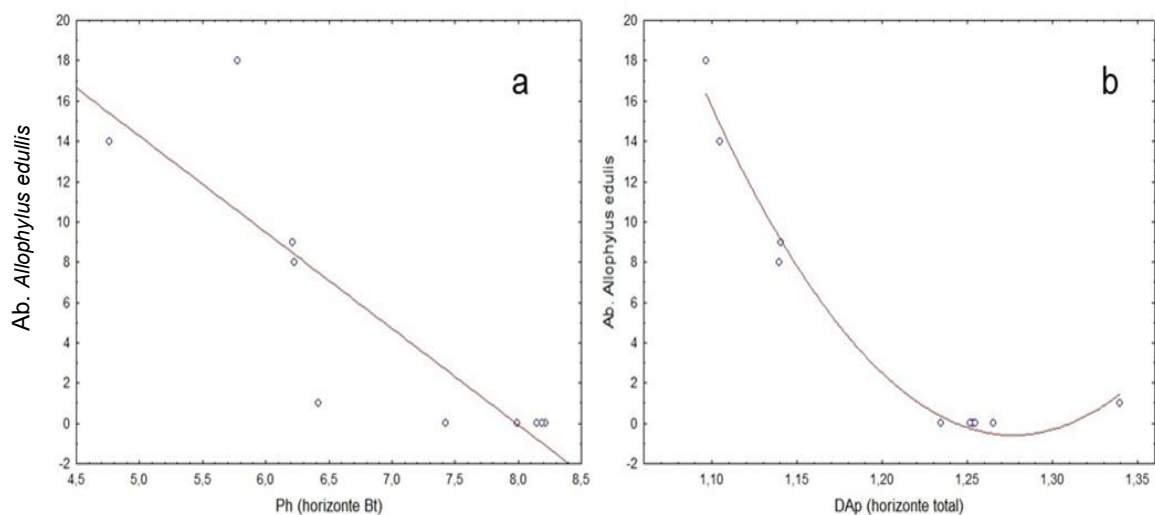


Nota. Horizonte Bt (15 a 75 cm). Información recabada en las diez parcelas de bosque parque estudiadas.

Por su parte, la abundancia de *Allophylus edulis* se asoció negativamente a dos variables de suelo: pH en el horizonte Bt y la densidad aparente del suelo total (Tabla 6a). Estas dos variables explican en conjunto el 96% de la variación en la abundancia de esta especie (Tabla 6b). A continuación, se presenta una figura mostrando la relación simple entre la abundancia de *Allophylus edulis* y cada una de estas variables (Figura 14a y 14b).

Figura 14

*Abundancia de *Allophylus edulis* en relación a las variables de suelo más asociadas*

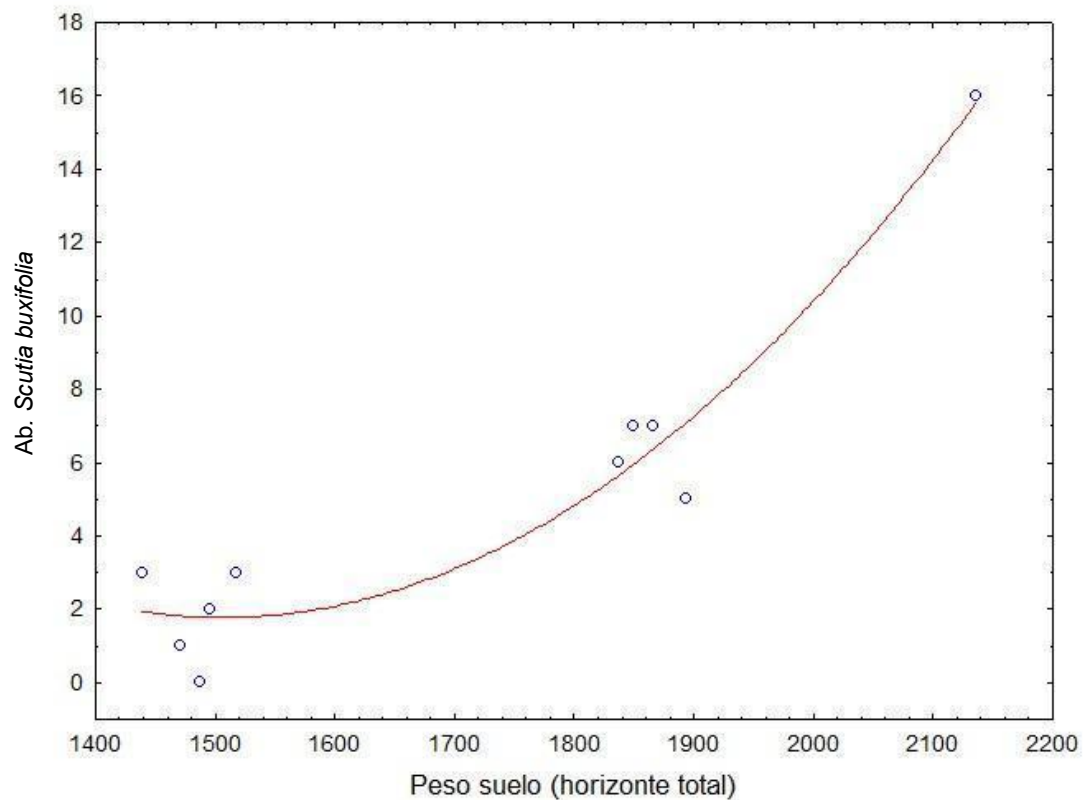


Nota. (a) PH del horizonte Bt y (b) densidad aparente del suelo total.

La abundancia de *Scutia buxifolia* presentó una fuerte relación con densidad del suelo (horizonte total), explicando esta variable el 91 % de la variación de abundancia de la especie en el conjunto de parcelas estudiadas (Tabla 6b). La relación es cuadrática, siendo muy baja la abundancia de coronilla en valores menores a los 1600 Mg/ha de peso del suelo y aumentando linealmente a partir de ese valor (Figura 15).

Figura 15

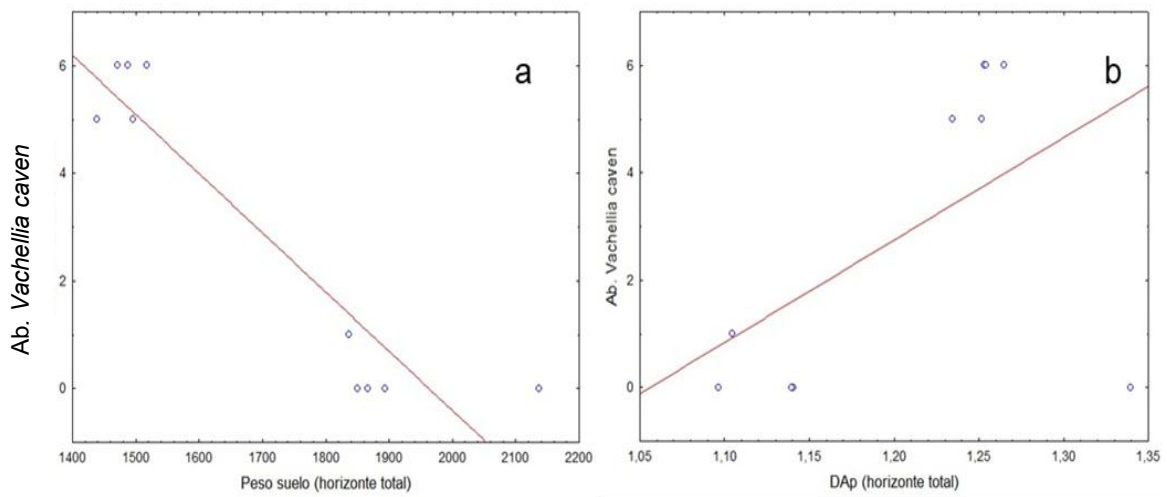
Relación entre abundancia de *Scutia buxifolia* y peso del suelo en el perfil total del horizonte



Finalmente, en el modelo generado para explicar la abundancia de *Vachellia caven* se retuvieron dos variables de suelo que en conjunto explicaron el 96 % de su variación (Tabla 6b). En este caso se encontró una relación negativa entre la abundancia de espinillos y el peso del suelo (horizonte total) y una relación lineal y positiva con la densidad aparente (horizonte total) (Fig. 16a y 16b).

Figura 16

Relación entre la abundancia de Vachellia caven y dos variables de suelo más asociadas



Nota. (a) peso del suelo en el perfil total del horizonte y (b) densidad aparente del suelo total.

6 DISCUSIÓN

Los dos tipos de bosques parque estudiados aquí, presentaron una fisonomía y diversidad singular. Si bien a lo largo de la tesis fueron tratados como estratos vegetales, uno denso y otro ralo, estos corresponden con dos clases de sabana arbolada de planicie previamente descrita: Sabana arbolada de planicie en suelo alcalino y sabana arbolada de planicie en suelo neutro limoso (Brazeiro et al., 2020). Si bien la riqueza específica de árboles fue baja, se destaca la presencia de elementos florísticos característicos de las provincias biogeográficas del Espinal y el Chaco (Cabrera & Willink, 1973). Esto ha sido reportado previamente en estudios anteriores en bosques parque de Uruguay (Bailetto et al., 2024; Brussa & Grela, 2007). La influencia del espinal en estos bosques también se ve reflejado en la riqueza a nivel de familias. En el estrato ralo la familia más especiosa fue Fabaceae, mientras que en el estrato denso las dos familias con más especies fueron Fabaceae y Myrtaceae. La presencia de especies de la familia Myrtaceae, es un claro ejemplo de la influencia de la provincia biogeográfica paranense y también se cuenta con la influencia de los bosques ribereños por la proximidad al río Uruguay (Brussa & Grela, 2007).

El género más relevante en términos de su valor de importancia fue *Neltuma*, ya que tanto en el caso del estrato ralo como en el denso estuvo dentro de las especies con mayor IVI. Tanto *Neltuma affinis* (Ñandubay) como *Neltuma nigra* (Algarrobo), las dos especies de este género presentes en Uruguay, ya han sido identificadas en otros estudios como especies indicadoras de estos ambientes de bosque parque del litoral (Ambite et al., 2025; Pozo Inofuente & Säumel, 2022; Sosa & Brazeiro, 2010).

Aun así, se encontraron importantes diferencias entre los estratos ralo y denso, los mismos presentan especies exclusivas en cada estrato. Así es el caso del estrato ralo, el cual presenta una composición y estructura típica de la Provincia del Espinal, observándose asociaciones entre especies del género *Neltuma* y la Palma caranday (*Trithrinax campestris*) (Burkart et al., 1999; Rojido et al., 2022).

A pesar de la escasa distancia geográfica entre las parcelas del estrato ralo y denso (menos de 1 km), ambas comunidades presentan una gran distancia ecológica, con una muy baja similitud florística entre ambos tipos de bosque. La distancia en composición, estructura de abundancias y la presencia de especies exclusivas en cada tipo de bosque, sugiere que estos sistemas representan unidades ecológicas bien diferenciadas, “relevés”, probablemente determinadas por condiciones ambientales contrastantes, particularmente edáficas (Verga et al., 2009).

Si bien en ambos estratos la riqueza de especies fue casi la misma, la marcada dominancia del género *Neltuma*, en el estrato ralo, indica que en suelos halomórficos, predominan los individuos de aquellas especies que se encuentran adaptados a estas condiciones edáficas particulares (Ferrari & Wall, 2004; Fontana et al., 2020; Maya Cros & Silva Souza, 2024; Pereira-Gómez et al., 2020). Un estudio realizado en Argentina con una especie de este género, *Neltuma alba*, concluye que la especie presenta diversidad morfológica y adaptación a suelos alcalinos típicos del Parque Chaqueño y Espinal, así como también ante el cambio climático (Frassoni, 2021). Esto es consistente con los resultados de esta tesis y estudios anteriores en el sitio, ya que en los suelos donde se desarrolla el estrato ralo los niveles de sodio intercambiable a lo largo de todo el perfil son mucho mayores al 15%, siendo clasificados como Solonetz (Maya Cros & Silva Souza, 2024).

Como contraparte, en el estrato denso se observó una mayor equitatividad en la abundancia de las especies cuando se lo compara con el bosque halófitico, mayor relevancia de especies menos especialistas de suelos alcalinos tales como: *Allophylus edulis*, *Scutia buxifolia* y *Celtis tala*. Comparativamente la abundancia de *Neltuma sp.* fue cuatro veces menor (23 individuos) en el estrato denso que en el ralo (93 individuos), lo que resalta nuevamente la adaptación de esta especie a los suelos halomórficos, también las condiciones adversas del suelo antes mencionado, favorece la baja equitatividad ya que limita la diversidad.

En las parcelas del estrato ralo más de un 11% de los árboles estaban muertos, mientras que no se registró ningún árbol muerto en el conjunto de las parcelas del estrato denso. Esta observación tiene distintas explicaciones posibles. Un trabajo reciente en el género *Neltuma* aborda la cuestión de la mortalidad de alguna de sus especies, *Neltuma nigra* y *N. affinis*, por hipoxia y/o muerte radicular debido al anegamiento del suelo donde crecen (Ambite et al., 2025). En ese estudio se explica que especies de *Neltuma*, particularmente *Neltuma nigra* que es freatófita obligada, se han visto negativamente afectadas por el incremento de las precipitaciones. El aumento de las lluvias genera por un lado modificaciones en el nivel de la napa freática y por el otro debido al bajo drenaje de los suelos de blanqueal, las especies están expuestas a períodos más prolongados en los que el suelo permanece anegado, generando condiciones de hipoxia para las raíces adventicias (Ambite et al., 2025). La presencia de suelos con mayor densidad aparente y con un menor escurrimiento topográfico (Anexo A) en la zona del estrato ralo, se asemeja a las condiciones explicadas por Ambite et al. (2025) para que se de la hipoxia.

En el Anexo A se presenta una figura donde se muestra el perfil de elevación del área de estudio, mostrando cómo se ubican las parcelas del estrato ralo y denso en el terreno respecto al punto más bajo en el que pasa un curso de agua. En la misma se observa que las parcelas del estrato ralo (blanqueal) están a menor elevación (28 msnm) que las del estrato denso (35 msnm) y más próximas al curso de agua, lo que indicaría que podría estarse dando una mortalidad por anegamiento como proponen Ambite et al. (2025).

Para los estratos ralo y denso se encontraron diferencias en distintas características del suelo, lo que coincide con lo reportado en un trabajo reciente en el mismo sitio de estudio que encontró diferencias entre varias de las características físicas y químicas del suelo (Maya Cros & Silva Souza, 2024). En particular dicho trabajo destaca las importantes diferencias entre el pH y el contenido del Na en el suelo, así como en el contenido de C, que es casi el doble en el estrato limoso con relación al estrato alcalino entre ambos tipos de bosque parque (Maya Cros & Silva Souza, 2024).

Gran parte de la variación en la composición y abundancia de las especies en los dos tipos de bosque parque estudiados es explicada por las variables edáficas. Particularmente los análisis de PCA muestran cómo las parcelas del estrato ralo se agrupan entre sí y se colocan en el extremo opuesto del eje que las parcelas del estrato denso. En estos análisis se observó que las variables que más se relacionaron con la composición y abundancia de especies fueron el pH, carbono y densidad del suelo (Senilliani et al., 2020).

Las abundancias de las especies más importantes de cada tipo de bosque presentaron una fuerte relación con algunas variables del suelo. En el caso de *Neltuma sp.* se observó una relación positiva entre el pH del horizonte Bt, indicando las preferencias por condiciones alcalinas (Velarde et al., 2005). Esta preferencia de especies de *Neltuma* por los suelos alcalinos ya ha sido reportada previamente (Cline et al., 1986; Senilliani et al., 2020; Velarde et al., 2005). Como contraparte, *Allophylus edulis* presenta una afinidad a suelos más fértiles y menos compactos, ya que se asocia negativamente con el pH y la densidad aparente. En el caso de *Scutia buxifolia* la abundancia presentó una fuerte relación con la densidad del suelo, se observaron valores muy bajos de abundancia en suelos de menor densidad, esto indica una afinidad por suelos más desarrollados o con mayor acumulación de material. Finalmente, *Vachellia caven* demostró una relación negativa con la densidad y positiva con la densidad aparente, indicando una mayor abundancia en suelos más compactos y de menor desarrollo. Lo que sugiere su adaptación a condiciones edáficas más restrictivas,

típicas de una especie pionera y tolerante al estrés producido por suelos más compactos.

Las condiciones edáficas restrictivas del estrato ralo, particularmente su mayor densidad aparente y pH, podrían actuar como un filtro ambiental que favorece a especies tolerantes como *Neltuma* sp. y limita el desarrollo de la vegetación. Esto podría contribuir a explicar la estructura diamétrica observada y, potencialmente, una menor acumulación de biomasa y carbono aéreo respecto al estrato denso, vinculando así las condiciones del suelo con la estructura y el almacenamiento de carbono del sistema.

Finalmente, debemos mencionar que hay un conjunto de factores ambientales (ej.: microtopografía, régimen hídrico, perturbaciones, incendios, etc.) y bióticos (ej.: incidencia de insectos), que no fueron explícitamente evaluados en esta tesis y que pueden estar contribuyendo a las diferencias observadas entre las dos comunidades de bosque de parque estudiadas.

7 CONCLUSIONES

Este trabajo es uno de los primeros donde se estudia con una perspectiva comparada a dos tipos de comunidades de bosque parque o sabana arbolada de planicie: alcalina y limosa. Además de caracterizar dichas comunidades en términos de riqueza, composición y estructura, en este estudio se avanzó en tratar de explicar cómo el ambiente, en particular las condiciones del suelo condicionan su diversidad y determinan las diferencias entre estos dos tipos de ambientes.

Sin duda estos hallazgos representan un aporte importante a nivel nacional, dado que los bosques parque, que constituyen el límite oriental de la Provincia biogeográfica del Espinal, ocupan una escasa superficie de nuestro país y se encuentran en la zona más afectada por el cambio en el uso del suelo.

8 **BIBLIOGRAFÍA**

- Achkar, M., Domínguez, A., Díaz, I., & Pesce, F. (2011). La intensificación del uso agrícola del suelo en el litoral oeste del Uruguay en la última década. *Pampa*, (7), 143-157. https://www.researchgate.net/publication/269615493_La_intensificacion_del_uso_agricola_del_suelo_en_el_litoral_oeste_del_Uruguay_en_la_ultima_decada
- Alonso Paz, E. P., & Bassagoda, M. J. (2002). Aspectos fitogeográficos y diversidad biológica de las formaciones boscosas del Uruguay. *Ciencia & Ambiente*, (24), 36-50. <https://cienciaeambiente.com.br/shared-files/2368/>
- Ambite, S., Ferrero, M. E., Muñoz, A., & Lucas, C. (2025). Subtropical humid savannas of northwestern Uruguay: Annual growth and climate variability in native species of *Neltuma* Raf. *Dendrochronologia*, 94, Artículo e126404. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2025.126404>
- Areendran, G., Sahana, M., Raj, K., Kumar, R., Sivadas, A., Kumar, A., Deb, S., & Gupta, V. D. (2020). A systematic review on high conservation value assessment (HCVs): Challenges and framework for future research on conservation strategy. *Science of The Total Environment*, 709, Artículo e135425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135425>
- Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., & Paruelo, J. (2014). Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS. *Agrociencia (Uruguay)*, 18(2), 95-105. <https://doi.org/10.31285/AGRO.18.470>
- Baeza, S., & Paruelo, J. M. (2020). Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote Sensing*, 12(3), Artículo e381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- Baietto, A., Hirigoyen, A., Toranza, C., Schinato, F., González, M., & Navarro Cerrillo, R. (2024). Carbon stock estimation in halophytic wooded savannas of Uruguay: An ecosystem approach. *Forest Ecosystems*, 11, Artículo e100216. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100216>
- Barneche, S., Bertucci, A., Haretche, F., Olivaro, C., Cerdeiras, M. P., & Vázquez, A. (2010). Prospección química y microbiológica del bosque de galería del Río Uruguay. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 20(6), 878-885. <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2010005000044>
- Bernardi, R. E., Buddeberg, M., Arim, M., & Holmgren, M. (2019). Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. *Ecology and Society*, 24(2), Artículo e19. <https://doi.org/10.5751/ES-10688-240219>
- Betancourt Rial, A. (2021). *Evaluación del riesgo de los principales ecosistemas boscosos de Uruguay* [Tesis de maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/30646>

- Boffano, A., Laborde, J., Pastorini, V., Ceriani, M., Azziz, J., & Lapetina, J. (2023). *Aprovechamiento sostenible de áreas de espinillo en el litoral del Uruguay*. MGAP; INC; INIA. <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Cartilla-INIA-103-2023.pdf>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Brazeiro, A. (Ed.). (2015). *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, presiones y conservación: Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad*. Universidad de la República; CIEDUR; VSUy; SZU. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/34149>
- Brazeiro, A. (Ed.). (2018). *Seminario: Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay: Libro de resúmenes*. Universidad de la República. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/33946>
- Brazeiro, A., Betancourt, A., & Haretche, F. (2020). Bosques nativos de Uruguay: Distribución, diversidad y propuesta de clasificación. *PLANTAE*, (3), 18-35.
- Brussa, C. A., & Grela, I. A. (2007). *Flora arbórea del Uruguay: Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. Cofusa.
- Brussa, C. A., Majo Soto, H. B., Sans Dobe, C., & Sorrentino Fattoruso, A. (1993). Estudio fitosociológico del monte nativo en las nacientes del arroyo Lunarejo, Departamento de Rivera. *Boletín de Investigación*, (38), 1-32. <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/32559>
- Burkart, R., Bárbaro, N., Sánchez, R., & Gómez, D. (1999). *Eco-regiones de la Argentina*. APN.
- Cabrera, Á. L., & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina* (2ª ed.). OEA.
- Casas, A., Parra, F., Aguirre-Dugua, X., Rangel-Landa, S., Blancas, J., Vallejo, M., Moreno-Calles, A. I., Guillén, S., Torres-García, I., Delgado-Lemus, A., Pérez-Negrón, E., Figueredo, C., Cruse-Sanders, J. M., Farfán-Heredia, B., Solís, L., Otero-Arnaíz, A., Alvarado-Sizzo, H., & Camou-Guerrero, A. (2017). Manejo y domesticación de plantas en Mesoamérica: Una estrategia de investigación y estado del conocimiento sobre los recursos genéticos. En A. Casas, J. Torres-Guevara, & F. Parra (Eds.), *Domesticación en el continente americano: Vol. 2. Investigación para el manejo sustentable de recursos genéticos en el Nuevo Mundo* (pp. 69-102). Universidad Autónoma de México; Universidad Nacional Agraria La Molina. https://www.researchgate.net/publication/316883762_Manejo_y_domesticacion_de plantas en Mesoamerica Una estrategia de investigacion y estado del conocimiento sobre los recursos geneticos

- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C. H., Li, C. F., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C. L., Costello, M. J., & Colwell, R. K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2), 292-314. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Chebataroff, J. (1942). La vegetación del Uruguay y sus relaciones fitogeográficas con la del resto de la América del Sur. *Revista Geográfica*, 2(4, 5, 6), 49-90.
- Chicco, D., Sichenze, A., & Jurman, G. (2025). A simple guide to the use of Student's *t*-test, Mann-Whitney *U* test, Chi-squared test, and Kruskal-Wallis test in biostatistics. *BioData Mining*, 18(1), Artículo e56. <https://doi.org/10.1186/s13040-025-00465-6>
- Chilón Camacho, E. C. (2017). "Revolución Verde": Agricultura y suelos, aportes y controversias. *Apthapi*, 3(3), 844-859. http://revistasbolivianas.umsa.bo/pdf/apt/v3n3/v3n3_a19.pdf
- Cline, G., Rhodes, D., & Felker, P. (1986). Micronutrient, phosphorus and pH influences on growth and leaf tissue nutrient levels of *Prosopis alba* and *Prosopis glandulosa*. *Forest Ecology and Management*, 16(1-4), 81-93. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(86\)90010-1](https://doi.org/10.1016/0378-1127(86)90010-1)
- Dirección General de Recursos Naturales. (2021, 26 de mayo). *Actualización de cobertura y uso del suelo del Uruguay al año 2020/2021*. MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/noticias/actualizacion-cobertura-uso-del-suelo-del-uruguay-ano-20202021>
- Dirección General de Recursos Naturales Renovables. (2002). *Carta de reconocimiento de suelos: Departamento de Río Negro* [Mapa]. MGAP. https://descargas.mgap.gub.uy/DGRN/Comunicaciones/carta_suelos_rio_negro.pdf
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Etchebarne, V., & Brazeiro, A. (2016). Effects of livestock exclusion in forests of Uruguay: Soil condition and tree regeneration. *Forest Ecology and Management*, 362, 120-129. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.042>
- Fagúndez Pachón, C. (2015). *Patrones de distribución en el género Prosopis L. (Leguminosae): Los algarrobos de Uruguay* [Tesis de maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/10157>
- Ferrari, A. E., & Wall, L. G. (2004). Utilización de árboles fijadores de nitrógeno para la revegetación de suelos degradados. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 105(2), 63-87.
- Fontana, M. L., Pérez, V. R., & Luna, C. V. (2020). Distribución, bioecología y provisión de bienes y servicios ecosistémicos de *Prosopis alba* en Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 119(2), 1-11. <https://doi.org/10.24215/16699513e050>

- Frassoni, J. E. (2021). *Diversidad morfológica y adaptativa de poblaciones y progenies de Prosopis alba Grisebach del Parque Chaqueño argentino y Espinal frente al cambio climático* [Disertación doctoral, Universidad Nacional de Córdoba]. RDU. <https://rdu.unc.edu.ar/server/api/core/bitstreams/723a4b1b-ffac-436a-8c6f-f6d2d11b9ea0/content>
- Gautreau, P., & Lezama, F. (2009). Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral*, 19(2), 81-92. https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1355
- Google (2026a). [Rio Negro, Uruguay. Mapa]. Recuperado el 14 de mayo de 2026, de <https://n9.cl/xp6y70>
- Google (2026b). [Ubicación de parcelas, Rio Negro, Uruguay. Mapa]. Recuperado el 14 de mayo de 2026, de https://earth.google.com/earth/d/10XbvWc_meiQ4mF3iaHfYNAzqK4nW6ea-?usp=sharing
- Grela, I. A. (2004). *Geografía florística de las especies arbóreas de Uruguay: Propuesta para la delimitación de dendrofloras* [Tesis de maestría, Universidad de la República]. Sistema Departamental Zoológico Montevideo. https://zoo.montevideo.gub.uy/sites/zoo.montevideo.gub.uy/files/articulos/descargas/2_geografia_floristica_de_las_especies_arboreas_de_uruguay.pdf
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. (2000). *Resumen para responsables de políticas: Uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura: Informe especial del Grupo de trabajo III del IPCC*. OMM; PNUMA. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/srl-sp-1.pdf>
- Guerrero, E. L. (2021). *Regionalización de la provincia biogeográfica Pampeana: Hacia una propuesta de conservación basada en la biogeografía* [Disertación doctoral, Universidad Nacional de La Plata]. SENDICI. <https://doi.org/10.35537/10915/116762>
- Guisan, A., Edwards, T. C., Jr., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: Setting the scene. *Ecological Modelling*, 157(2-3), 89-100. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00204-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00204-1)
- Haretche, F., Mai, P., & Brazeiro, A. (2012). Woody flora of Uruguay: Inventory and implication within the Pampean region. *Acta Botanica Brasilica*, 26(3), 537-552. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000300004>
- Instituto Uruguayo de Meteorología. (s.f.). *Tablas estadísticas*. <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas/tablas-estadisticas>
- Jolliffe, I. T., & Cadima, J. (2016). Principal component analysis: A review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 374(2065), Artículo e20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>

- Kaplán, A., Labella, S., Rucks, L., & Durán, A. (2001). *Manual para la descripción e interpretación del perfil del suelo*. Universidad de la República.
- Lucas, C., Ceroni, M., Baeza, S., Muñoz, A. A., & Brazeiro, A. (2017). Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 28(1), 192-205. <https://doi.org/10.1111/jvs.12475>
- Marchiori, J. N. C., & Alves, F. da S. (2011). O Inhanduvá (*Prosopis affinis* Spreng.) no Rio Grande do Sul: 8- Aspectos fitogeográficos. *Balduinia*, 29, 13-20. <https://doi.org/10.5902/2358198014133>
- Marchiori, J. N. C., Alves, F. da S., Deble, L. P., & Oliveira-Deble, A. S. D. (2014). A vegetação do Parque Estadual do Espinilho: 2 – Origem do nome e considerações fitogeográficas. *Balduinia*, (44), 1-16. <https://doi.org/10.5902/2358198014000>
- Matteucci, S. D., Colma, A., & de Miranda, F. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. OEA. https://aprobioma.wordpress.com/wp-content/uploads/2011/03/metod_para_el_estudio_de_la_vegetacion_archivo1.pdf
- Maya Cros, A., & Silva Souza, S. (2024). *Cuantificación del contenido de carbono orgánico del suelo, densidad aparente y pH, bajo dos estratos arbóreos del área protegida “Esteros y Algarrobales del Río Uruguay”* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Servicio de Corrección Bibliográfica. <http://tesis.fagro.edu.uy/index.php/tg/catalog/book/258>
- McCullagh, P., & Nelder, J. A. (1989). *Generalized linear models* (2nd ed.). Chapman and Hall. <https://utstat.utoronto.ca/~brunner/oldclass/2201s11/readings/glmbook.pdf>
- Mello, A. L., Lezama, F., & Baeza, S. (2023). Patrones y controles regionales de la fragmentación de pastizales naturales en Uruguay. *Ecosistemas*, 32(2), Artículo e2534. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2534>
- Morelli, E., & Verdi, A. (2015). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1160-1170. <https://doi.org/10.7550/rmb.45419>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. CYTED; ORCYT; SEA. https://www.researchgate.net/publication/304346666_Metodos_para_medir_la_biodiversidad
- Morrone, J. J. (2001). *Biogeografía de América Latina y el Caribe*. CYTED; ORCYT-UNESCO; SEA. https://www.researchgate.net/publication/286335653_Biogeografia_de_America_Latina_y_el_Caribe
- Nebel, J. P., & Porcile, J. F. (2006). *La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas*. MGAP.

- Newton, A. C. (2007). *Forest ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press.
- Ocaño, C., Boffano, A., Escudero, P., Garrido, J., Balero, R., Scaglia, C., & González, A. (2018). *Actualización del manual de manejo de bosque nativo en Uruguay*. MGAP. https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/libro-manual_de_bosque.pdf
- Oliveira-Filho, A. T. (2009). Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: Proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia*, 60(2), 237-258. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960201>
- Pereira-Gómez, M., Ríos, C., Zabaleta, M., Lagurara, P., Galvalisi, U., Iccardi, P., Azziz, G., Battistoni, F., Platero, R., & Fabiano, E. (2020). Native legumes of the Farrapos protected area in Uruguay establish selective associations with rhizobia in their natural habitat. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, Artículo e107854. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107854>
- Peri, P. L., & Navall, J. M. (2022). Sistemas silvopastoriles en bosque nativo. En S. E. Sharry, R. A. Stevani, & S. P. Galarco (Coords.), *Sistemas agroforestales en Argentina* (pp. 152-207). Edulp. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/191800>
- Pozo Inofuentes, P., & Säumel, I. (2022). Nurse species facilitate persistence of dry forests in agricultural landscapes in Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 33(2). Artículo e13127. <https://doi.org/10.1111/jvs.13127>
- Ramos Castellanos, P. R. (Ed.). (2007). *Uso eficiente y sostenible de los recursos naturales*. Ediciones Universidad de Salamanca. <https://books.google.com.uy/books?id=Wo72oDCVbMYC>
- Redin, C. G., Longhi, R. V., Watzlawick, L. F., & Longhi, S. J. (2011). Composição florística e estrutura da regeneração natural do Parque Estadual do Espinilho, RS. *Ciência Rural*, 41(7), 1195-1201. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782011005000083>
- Rojido, I. J., Canavelli, S. B., & Anderson, C. B. A. (Comps.). (2022). *El Espinal entrerriano: Una perspectiva integral para su cuidado*. INTA. <http://hdl.handle.net/20.500.12123/11762>
- Sage, R. F. (2020). Global change biology: A primer. *Global Change Biology*, 26(1), 3-30. <https://doi.org/10.1111/gcb.14893>
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

- Sandor, M. E., Elphick, C. S., & Tingley, M. W. (2022). Extinction of biotic interactions due to habitat loss could accelerate the current biodiversity crisis. *Ecological Applications*, 32(6), Artículo e2608. <https://doi.org/10.1002/eap.2608>
- Senilliani, M. G., Bruno, C., & Brassiolo, M. (2020). Factores edáficos y su impacto en la altura dominante en plantaciones de *Prosopis alba*. *Madera y Bosques*, 26(3), Artículo e26320554. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2632054>
- Soares de Lima, F., & Pereira, M. (2022). Estado del conocimiento sobre los beneficios del bosque nativo y las especies nativas sobre la producción ganadera. En J. Paruelo, V. Ciganda, I. Gasparri, & A. Panizza (Eds.), *Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay* (pp. 10-19). INIA. <https://doi.org/10.35676/INIA/ST.261>
- Sosa, B., & Brazeiro, A. (2010). Positive ecosystem engineering effects of the ant *Atta vollenweideri* on the shrub *Grabowskia duplicata*. *Journal of Vegetation Science*, 21(3), 597-605. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01170.x>
- Tiscornia, G., Achkar, M., & Brazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212-219. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>
- Toranza, C., Martínez-Lanfranco, J. A., Haretche, F., & Brazeiro, A. (2024). Environmental drivers of tree species richness in the southernmost portion of the Paranaense forests. *Ecological Processes*, 13(1), Artículo e42. <https://doi.org/10.1186/s13717-024-00517-5>
- Toranza Ciurlanti, C. (2021). *Distribución y diversidad del bosque serrano y de quebrada en Uruguay* [Disertación doctoral, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/42967>
- Una mirada a largo plazo en Uruguay*. (s.f.). Montes del Plata. <https://www.montesdelplata.com.uy/espanol/sostenibilidad-5>
- UPM Uruguay. (s.f.). *Esteros y Algarrobales del Río Uruguay*. <https://earu.uy/>
- UPM Uruguay. (2025). *Informe público: Grupo de certificación de forestal*. https://www.upm.uy/siteassets/documents/forestal/upm_informe-publico-del-plan-de-manejo-forestal-del-grupo-de-certificacion--2025_final.pdf
- Velarde, M., Felker, P., & Gardiner, D. (2005). Influence of elemental sulfur, micronutrients, phosphorus, calcium, magnesium and potassium on growth of *Prosopis alba* on high pH soils in Argentina. *Journal of Arid Environments*, 62(4), 525-539. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.01.022>

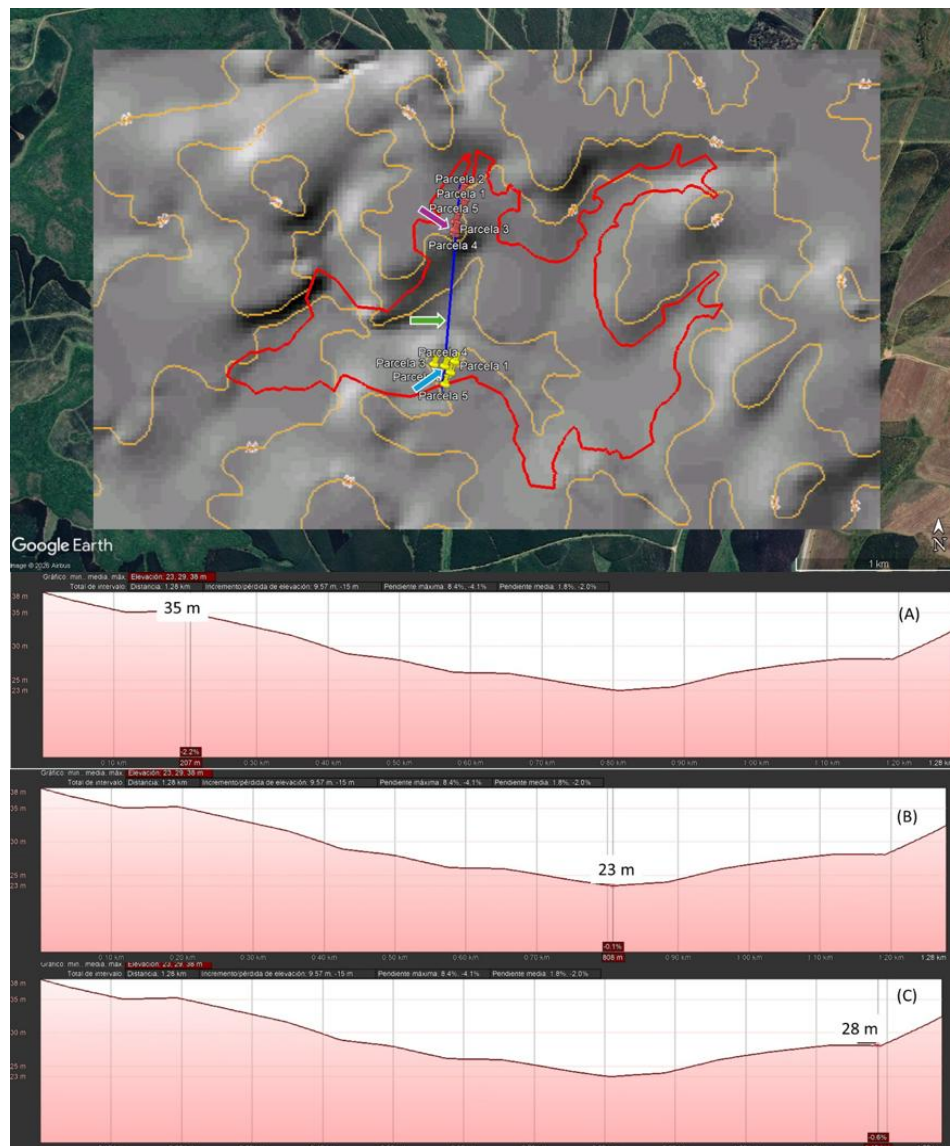
- Verga, A., López Lauenstein, D., López, C., Navall, M., Joseau, J., Gómez, C., Royo, O., Degano, W., & Marcó, M. (2009). Caracterización morfológica de los algarrobos (*Prosopis* sp.) en las regiones fitogeográficas Chaqueña y Espinal norte de Argentina. *Quebracho (Santiago del Estero)*, 17(1), 31-40.
https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-30262009000100004
- Villagra, P. E., Cony, M. A., Mantován, N. G., Rossi, B. E., González Loyarte, M. M., Villalba, R., & Marone, L. (2005). Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. En J. F. Goya, J. L. Frangi, & M. F. Arturi (Comps.), *Ecología y manejo de los bosques de Argentina: Investigación en bosques nativos de Argentina* (pp. 1-32). Universidad Nacional de La Plata.
https://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/15915/Ecolog%C3%ADa_y_manejo_de_los_algarrobales_de_la_provincia_fitogeogr%C3%A1fica_del_Monte_Pablo_E._Villagra_Mariano_A._Cony_Nancy_G._Mantov%C3%A1n_Bertrilde_E._Rossi_M._Margarita_Gonz%C3%A1lez_Loyarte_Ricardo_Villalba_y_Luis_Marone_.pdf?sequence=15

9 ANEXOS

Anexo A: Al graficar una línea norte-sur conectando las parcelas del estrato ralo y denso y al graficar el perfil de elevación, se observa que las parcelas del estrato ralo se encuentran a unos 28 msnm, más próximas a un curso de agua (24 msnm) y las parcelas del estrato denso se encuentran dispuestas en una lomada que se sitúa a 35 msnm (Fig. A1).

Figura A1.

Perfil de elevación norte-sur en el área de estudio (línea azul continua)



Nota. En la parte inferior de la figura se grafica el perfil de elevación indicando tres puntos que corresponden (A) parcelas del estrato denso (flecha violeta), (B) curso de agua (flecha verde) y (C) el estrato ralo (flecha celeste) en el terreno. Las curvas de nivel se indican en líneas naranjas continuas y una interpretación en tridimensional del relieve del terreno en escalas de grises.

Anexo B. En el caso del del horizonte A se detectaron diferencias entre el Ph y el contenido de C en el suelo entre estratos. En el caso del horizonte Bt se encontraron diferencias entre el Ph, el C y el peso del suelo y el C por hectárea. Finalmente, cuando se compararon las variables del suelo para los horizontes combinados (total) se encontraron diferencias significativas entre todas las variables evaluadas, a excepción de la densidad aparente.

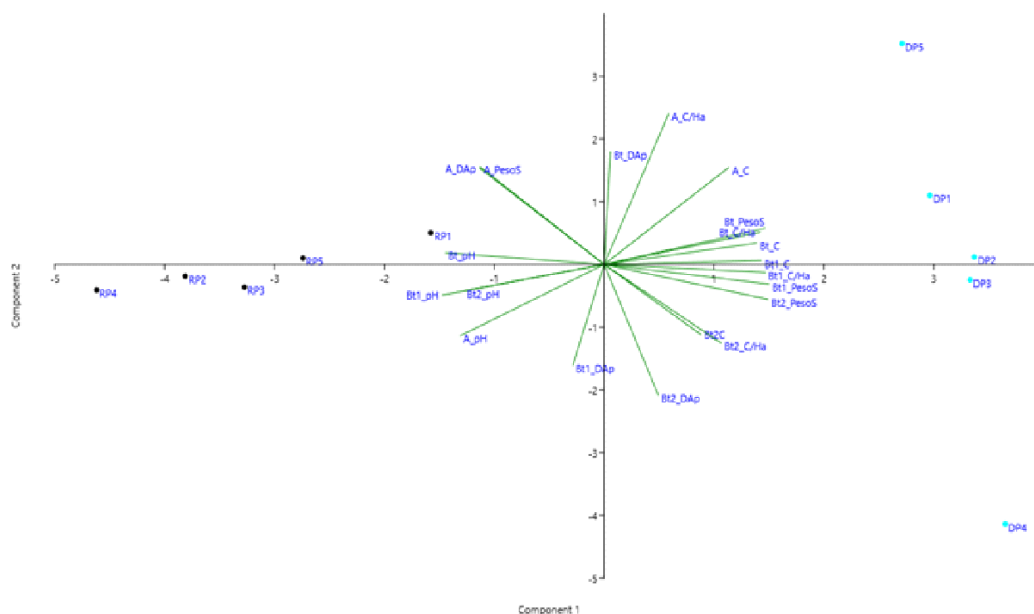
Tabla B1

Comparaciones de las variables del suelo analizadas para distintos horizontes

	Horizonte A		Horizonte Bt		Total	
Variables	Z ajustado	p-valor	Z ajustado	p-valor	Z ajustado	p-valor
DAP	-1,56670	0,117186	-0,5223	0,601509	-1,56670	0,117186
Ph	-2,40227	0,016294	-2,61116	0,009024	-2,61116	0,009024
C	1,98449	0,047203	2,61116	0,009024	2,40227	0,016294
PesoS	-1,56670	0,117186	2,61116	0,009024	2,61116	0,009024
C/ha	0,73113	0,464703	2,61116	0,009024	2,61116	0,009024

Nota. Se muestra el Z ajustado y el p-valor (Prueba de Mann-Whitney Wilcoxon).

Análisis de componentes principales (PCA)



Cuando se agregó al análisis las variables de suelo: Densidad aparente (Dap), carbono en el suelo (c), peso del suelo (PesosS), pH y carbono por hectárea (C/Ha) para todos los horizontes en su conjunto, se logró una explicatividad del 60.27% con el PCA1 y 17.45% con el PCA2 (Tabla 5). ***NO se incluyó al horizonte “Totales”***

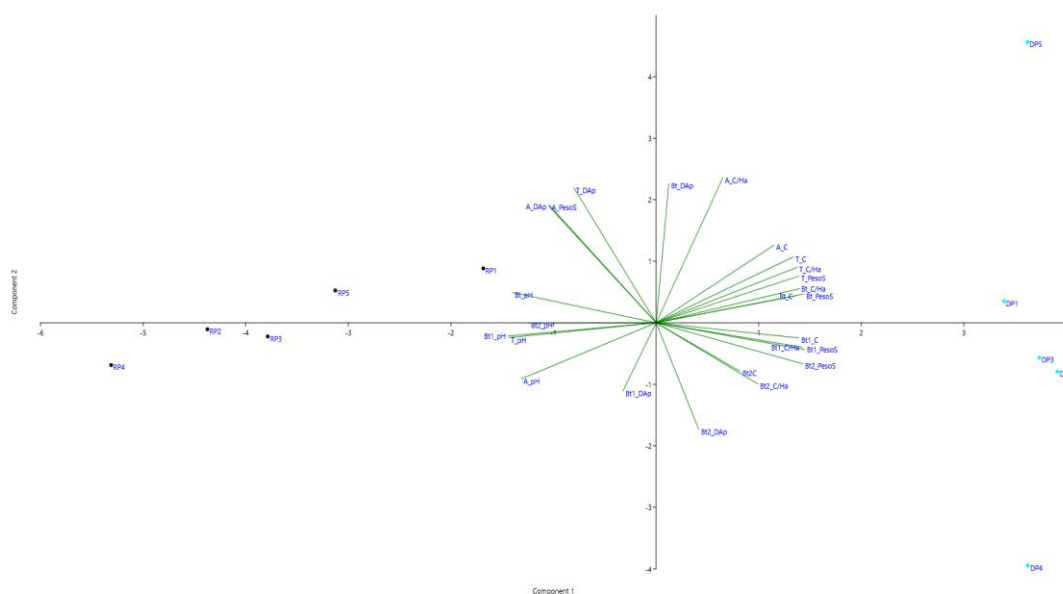
Tabla C1*Variabilidad del sistema*

	Componente principal	Valor propio	Varianza (%)
Horizonte A+ Bt	1	12,05	60,27%
	2	3,48	17,45%

Nota. El 77.72% de la variabilidad el sistema se encuentra explicado por los dos primeros componentes, siendo el componente 1 explicando el 60.27% y el componente 2 explica en 17.45% de la variabilidad.

Asimismo, se realizó el análisis de componentes principales (PCA por sus siglas en inglés), y utilizando como variables originales todas las variables de suelo (densidad aparente (Dap), carbono en el suelo (c), peso del suelo (PesosS), pH y carbono por hectárea (C/Ha) para cada horizonte de suelo A, Bt y Total, en cada parcela y estrato (ralo y denso), se puede observar una distribución bien marcada de cada una de las parcelas (Figura A3).

Se observa que el componente 1 se encuentra negativamente correlacionado con el pH en los 3 perfiles de suelo mencionados (A, Bt y Total), y se relaciona positivamente con el peso del suelo al igual que el contenido de carbono en el suelo. El componente 2, presenta una correlación negativa con la densidad aparente en el Bt2, y en menor medida la densidad aparente en el Bt1, seguida del pH en el perfil A. Todos los factores de suelo estudiados en el perfil A (exceptuando el pH), presentan una correlación positiva en el componente 2.

Figura C2*Distribución de las parcelas*

Nota. La distribución de las parcelas en base a los componentes principales y generados a partir de los factores de suelo en los perfiles A, Bt y Total.

Tabla C2*Variación en el sistema a partir de los componentes del PCA*

	Componente principal	Valor propio	Varianza (%)
Horizonte A	1	2,91	58,23%
	2	1,91	38,28%
Horizonte Bt	1	9,69	64,62%
	2	2,38	15,90%
Total	1	15,69	62,79%
	2	4,33	17,35%

Nota. 62,79% de la variación en el sistema se puede explicar por el componente principal 1, mientras que el 17,35% de la variación lo explica el componente principal 2. (valor propio, %varianza).