



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura



TESIS DOCTORAL

Ecología de aves en bosques nativos y plantaciones forestales en el nordeste de Corrientes, Argentina



LIC. MARIO LUIS CHATELLEN AZ

DIRECTOR: DR. MARIANO ANDRÉS ORDANO

Corrientes
2022

TESIS DOCTORAL

Ecología de aves en bosques nativos y plantaciones forestales en el nordeste de Corrientes, Argentina

PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE DOCTOR DE LA UNIVERSIDAD
NACIONAL DEL NORDESTE EN BIOLOGÍA

LIC. MARIO LUIS CHATELLENAZ

CORRIENTES

2022

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	iv
RESUMEN.....	1
SUMMARY.....	6
CAPÍTULO I - INTRODUCCIÓN GENERAL.....	10
Objetivos de la Tesis.....	15
Hipótesis de trabajo.....	16
CAPÍTULO II – SISTEMA DE ESTUDIO.....	17
Área de Estudio.....	18
Ubicación geográfica.....	18
Marco biogeográfico.....	18
Geología.....	18
Geomorfología.....	20
Suelos.....	20
Clima.....	21
Vegetación.....	22
Comunidades de pajonales y pastizales.....	23
Comunidades de bosque y capueras.....	25
Avifauna de los Campos correntinos.....	28
Sistema de Estudio y contexto de manejo forestal.....	31
Las forestaciones en Argentina y la provincia de Corrientes.....	31
La actividad forestal en predios del Grupo Las Marías.....	31
Principales especies forestales.....	33
Manejo de las plantaciones forestales.....	34
Densidad de las plantaciones.....	34
Poda.....	35
Raleo.....	35
Destino productivo.....	37
Cosecha forestal.....	37
CAPÍTULO III – DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES	39
Introducción.....	40
Materiales y Métodos.....	44
Área de estudio.....	44

Selección de sitios y muestreo de la vegetación.....	44
Análisis de datos.....	48
Resultados.....	49
Riqueza, abundancia y diversidad.....	49
¿Qué ambientes presentaron mayor diversidad y equitatividad?.....	56
Densidad y dominancia por ambiente.....	56
¿Hubo diferencias en la composición florística?.....	57
¿Las forestaciones albergan especies de plantas amenazadas?.....	59
Discusión.....	60
Riqueza, abundancia y diversidad.....	61
Composición florística y formas de crecimiento.....	62
Presencia de especies amenazadas en las forestaciones.....	63
Probables causas de la presencia y ausencia de sotobosque.....	64
Conclusiones.....	68
CAPÍTULO IV – ENSAMBLES DE AVES EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES CON Y SIN SOTOBOSQUE.....	70
Introducción.....	71
Materiales y Métodos.....	75
Área de estudio.....	75
Muestreo de aves.....	75
Análisis de datos.....	76
Resultados.....	77
Riqueza, abundancia y diversidad.....	77
¿Hubo diferencias en la riqueza y abundancia de aves entre ambientes?.....	81
¿Qué ambientes presentaron mayor diversidad y equitatividad?.....	83
¿Hubo variación entre los grupos funcionales?.....	85
¿Hubo similitudes o diferencias en la composición de los ensambles de aves?..	86
¿Las forestaciones albergan especies de aves amenazadas?.....	87
Discusión.....	87
Riqueza, abundancia y diversidad.....	88
Composición de los ensambles de aves y variaciones de los grupos funcionales.....	89
Uso de las forestaciones por especies de aves amenazadas	90
Conclusiones.....	91
CAPÍTULO V – CONCLUSIONES GENERALES.....	93
BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	98

AGRADECIMIENTOS

Alberto Soriano dijo en su libro “*Andanzas de un ecólogo en la Patagonia*”, que siempre le pareció un hallazgo formidable la traducción del título de la novela de Graham Greene, “*The man within*” (en realidad, “*The heart of the matter*”) cuando fue llevada al cine bajo el nombre de “*El revés de la trama*”. El revés de la trama, lo que no siempre es evidente a los ojos de quien ve las cosas desde afuera, de alguna manera es lo que pretendo mostrar en estos agradecimientos, dedicados a las personas que estuvieron detrás de la escena, pero que no figuran en las páginas estrictamente académicas. Es casi seguro que se me olvide el nombre de alguien. De ser así, espero indulgencia y comprensión, ya que fueron muchísimas las personas que estuvieron involucradas en la trama de este trabajo.

En primer lugar, deseo expresar mi profundo agradecimiento a mi Director, Mariano Ordano (Fundación Miguel Lillo, Tucumán), quien me brindó sus conocimientos desinteresadamente, desde mucho antes de que germinara la idea de esta tesis. Por su amabilidad, comprensión, paciencia y sobre todo su amistad, mi sincero reconocimiento.

No tengo palabras para agradecer a mi madre, todo su cariño y su apoyo a lo largo de toda mi vida, y en particular en estos años de la tesis. Gracias por ser una mujer tan íntegra, y por enseñarme con el ejemplo. A mis hermanos, Mario Rubén (†), Alejandro y Darío, quienes en muchos momentos me alentaron y dieron fuerzas para seguir adelante, y por confiar siempre en mí. Cómo no, a mi muy querida hija Alexia, uno de los motores de mi vida, quien estuvo presente cariñosamente durante cada día de estos años, ayudándome a ser un mejor ser humano.

Expreso mi reconocimiento al Establecimiento Las Marías, por haber autorizado la realización del trabajo de campo en sus predios, y por haber brindado gran parte de la logística y movilidad para llegar a los sitios de muestreo. En particular, agradezco a los ingenieros Jorge Anselmo, Néstor Galvalisi y Marcelo Rolón por haber secundado eficientemente este trabajo, y por su buena disposición. Agradezco además a Gabriela Villordo, Alejandro Azcarate y José Anchetti, quienes mostraron un espléndido espíritu de colaboración en múltiples tareas: desde acercarnos a los sitios de muestreo, asesorarnos sobre los mejores lugares, brindarnos su conocimiento del manejo de las forestaciones y estar pendientes de que nuestras campañas transcurrieran de la mejor manera posible, atentos a todos los detalles. También a Mario Cabrera, Pablo Sosa, Pedro Diez y Juan Cabarco, que nos llevaron de aquí para allá, en medio

de sus actividades, según nuestras necesidades. Justo es decir que este trabajo no podría haber sido realizado sin todos ellos.

Otras personas que colaboraron desinteresadamente con información valiosa, su experiencia en el área, y su contacto diario con la fauna de Las Marías, fueron “los hormigueros”, “los torreros”, y los serenos de Yohazá. Entre los primeros, Manuel Velazco, Martiniano Oliveira y Elisio Díaz, quienes nos acompañaron en largas caminatas durante la etapa de selección de los lugares de muestreo, con la mejor disposición, y asombrándonos con su profundo conocimiento de la naturaleza del área. Los torreros y serenos, de quienes lamentablemente no en todos los casos anoté los nombres, muchas tardes y noches se acercaron a nuestro puesto, atentos a cualquier necesidad que tuviéramos y a compartir unos mates, y en cada conversación surgieron muchas historias sobre animales, cacerías y sucesos por demás interesantes de un tiempo no tan lejano. Rubén Candia nos acercó el almuerzo a los lugares más recónditos de Las Marías, siempre con su buen humor y sus comentarios desopilantes.

Fernanda Álvarez, Reneé Pereira Coimbra y Valeria Reichelt (Área de Relaciones Públicas de Las Marías), entusiastas amantes de la naturaleza y especialmente de las aves, siempre me recibieron con afecto e invariablemente, a pesar de sus ocupaciones, se hicieron un momento para acercarse a charlar sobre pájaros y la marcha de mis estudios.

Adolfo Navajas y Cristina Cantaluppi, y su hijo Sebastián, me recibieron cálidamente en más de una ocasión, y siempre se interesaron por mi trabajo. Sebastián también colaboró en el trabajo de campo durante una de mis campañas.

Tamara Yunes Núñez, a pesar de sus ocupaciones, ayudó desinteresadamente, traduciendo el resumen de la tesis al idioma inglés.

La Dra. Sara Tressens, mi profesora de “Botánica I” cuando inicié la carrera de Licenciatura en Zoología, que me inició a un mundo maravilloso a través de sus clases, tuvo la amabilidad de identificar la mayoría de las especies de plantas herborizadas durante el trabajo de campo de esta tesis. Otras de las determinaciones de plantas se las debo a los doctores Roberto Salas y José Luis Fontana, éste último además permitió la consulta de ejemplares herborizados del Herbarium Humboldtianum (CTESN).

Mi amigo de tantos años, Román Ríos (Universidad Federal de Paraná, Brasil) colaboró desinteresadamente durante la etapa de análisis de los resultados, particularmente los referidos a vegetación y al manejo forestal, dejando de lado su tiempo libre para dar una mano. Su familia

me recibió de corazón en Santo Tomé, y guardo muy agradables recuerdos de los días que pasé allá.

Last but not least, estoy muy agradecido con los chicos del LABOMA, Juan Manuel Fernández, Luz Thomman, Marlene Zaracho, Romina Mauriño y Flor Romero Marain, quienes me acompañaron y ayudaron en muchos de los viajes de campaña. En particular Juan y Luz, con quienes inicié este proyecto en Las Marías, cuya colaboración fue inapreciable y con quienes compartí muy gratos momentos en el campo, maravillándonos a cada paso con la increíble naturaleza de la tierra colorada correntina, que aún bulle esplendorosa.

A mis amigos y colegas del Departamento de Biología de la FaCENA, Lidia Ferraro, Roberto Aguirre, Juan Manuel Coronel, Osvaldo Arbino y Francisca Milano, por su apoyo, los consejos y las largas charlas, que me estimularon a seguir adelante a pesar de más de un obstáculo durante estos años. Mi reconocimiento a los integrantes de la Secretaría de Posgrado de la FaCENA durante este periodo, en particular a los doctores Guillermo Seijo, Miryam Damborsky, Rodolfo Romero y Alfredo Zurita por su buena disposición para solucionar todos los problemas que eventualmente surgieron; también a la Srta. Liz Barberán, por su infinita paciencia y amabilidad para asesorarme en distintos aspectos formales y trámites de la carrera de Doctorado.

A todos, ¡MUCHAS GRACIAS!

RESUMEN

Ecología de aves en bosques nativos y plantaciones forestales en el nordeste de Corrientes, Argentina

El planeta se encuentra actualmente en un periodo sin precedentes de fuertes cambios globales producto de la actividad humana, al que muchos autores denominan Antropoceno. Las necesidades de una población creciente han conducido a una mayor presión de las actividades productivas sobre los ecosistemas naturales, que son la fuente de recursos para el ser humano. Entre las principales actividades productivas del cono sur sudamericano, particularmente el nordeste de Corrientes, las forestaciones de *Pinus* y *Eucalyptus* son prevalentes y de gran importancia en la economía regional. Es conocido que las forestaciones causan impactos negativos sobre la biodiversidad. No obstante, las forestaciones varían en el tipo de manejo de acuerdo al destino y proceso productivo, lo cual abre la posibilidad de evaluar cuáles condiciones de manejo minimizan los impactos sobre la biodiversidad en las forestaciones.

En los últimos años, investigaciones desarrolladas en varios continentes han puesto de manifiesto que las forestaciones poseen cierta capacidad de servir como hábitat de un amplio rango de organismos, desde hongos a plantas vasculares, y desde artrópodos a mamíferos. Dependiendo del manejo que se haga de ellas, pueden convertirse en sitios relativamente valiosos para la conservación de la biodiversidad regional y el mantenimiento de procesos ecológicos en el paisaje.

En Argentina, a pesar de la importancia de la superficie ocupada por las plantaciones forestales (1 321 912 ha), son escasos los estudios que evalúen los efectos del manejo sobre la biodiversidad, más aún en la provincia de Corrientes, que con 482 215 ha de pinos y eucaliptos,

ocupa el primer lugar entre las provincias dedicadas a esta actividad en el país. Por ello, el principal objetivo de este trabajo fue examinar la variación en la diversidad de aves en bosques nativos y plantaciones de árboles exóticos en el nordeste de Corrientes, en función del tipo de manejo, uso de la tierra, y la composición y estructura de los ensambles de plantas y de la estructura de la vegetación.

El estudio se llevó a cabo en predios del Grupo Las Marías, situados 7 km al sur de la localidad de Gobernador Virasoro (departamento Santo Tomé, Corrientes, Argentina). Para la descripción y caracterización de la vegetación, se seleccionaron rodales de Selva Paranaense (en adelante, bosque nativo, BN) y otros de plantaciones de pinos y eucaliptos, con y sin sotobosque de especies leñosas nativas (PCS, ECS, PSS y ESS, respectivamente). En cada una de estas cinco unidades ambientales se marcaron 10 parcelas de 50 x 2 m, en las cuales se registraron todas las especies de plantas leñosas con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 5 cm. Se registraron las especies presentes, forma de crecimiento, diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura. Las variables consideradas fueron riqueza, abundancia, diversidad (índice de Shannon-Wiener), equitatividad, densidad y dominancia.

Para estimar la diversidad y comparar la riqueza, composición y estructura del ensamble de aves en BN, plantaciones de PCS, ECS, PSS y ESS, se utilizó la técnica de conteos por puntos. En cada una de las unidades ambientales se establecieron puntos de conteo ubicados sistemáticamente cada 250-300 m. En cada uno de los puntos se registraron todas las aves vistas u oídas en un radio de 50 m, durante 10 minutos. Los conteos fueron realizados entre el amanecer y las cuatro horas siguientes, siempre en condiciones de buen tiempo, y sólo durante las estaciones de primavera y verano. Las especies de aves fueron categorizadas en grupos funcionales según su dieta, a través de consulta bibliográfica. Las variables consideradas en cada caso fueron riqueza, abundancia, diversidad (índice de Shannon-Wiener) y equitatividad.

Tanto en el caso del ensamble de plantas como el de aves, para comparar la diversidad entre los ambientes, se construyeron curvas de extrapolación, que permiten estimar el número de especies habiendo considerado el muestreo disponible. Para el caso de las aves, se generaron además perfiles de diversidad. Para comparar entre ambientes las variables riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad, se aplicaron análisis de varianza paramétricos y no paramétricos. La composición florística y la del ensamble de aves en los distintos ambientes fueron comparadas mediante la técnica de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) y análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA).

Fueron registradas en total 58 especies de plantas correspondientes a 27 familias. El BN presentó la mayor riqueza de plantas (41 especies, 71% del total), seguido por el ECS (26 especies), mientras el ESS presentó la menor riqueza (1 especie). La riqueza media, abundancia media, diversidad, equitatividad y densidad fueron mayores en el BN, ubicándose en segundo lugar los ECS y PCS. Los valores significativamente más bajos para estas variables se obtuvieron en las forestaciones sin sotobosque. La mayor dominancia (expresada en m² de troncos por unidad de superficie), se encontró en los pinales sin sotobosque. Si consideramos la forma de crecimiento o crecimiento (árbol o arbusto), el porcentaje de especies arbóreas, fue notoriamente mayor que las arbustivas (87% en el PCS y 92% en el ECS). En el BN predominó el número de especies esciófilas (60%), mientras que en las forestaciones con sotobosque la proporción de especies heliófilas fue mayor o aproximadamente similar a las esciófilas (67% en el PCS y 46% en el ECS). Esto podría ser consecuencia del manejo de las forestaciones mediante poda y raleo, que al abrir el dosel permiten mayor ingreso de luz, favoreciendo a las plantas heliófilas. En cuanto a los mecanismos de dispersión, las especies zoócoras predominaron en todas las unidades ambientales, constituyendo entre 75 y 100% del total en cada uno. El NMDS basado en la ocurrencia de las especies de plantas luego de la remoción de las especies de pinos y eucaliptos, mostró que la composición florística entre los ambientes

estudiados fue significativamente diferente entre sí, particularmente la composición y estructura del BN.

En lo que respecta al ensamble de aves, en 155 conteos por puntos se registró un total de 742 individuos correspondientes a 63 especies de aves. La mayor riqueza específica total se registró en el BN, con 41 especies (67%), seguido por el PCS con 39 especies. La menor riqueza se halló en los ESS, con apenas siete especies. El PCS y el ESS que, en ese orden, fueron los que evidenciaron mayor riqueza media y abundancia media y diversidad después del BN. Las plantaciones sin sotobosque, por el contrario, tuvieron los valores más bajos para estas variables, llegando a cero para diversidad según el índice de Shannon-Wiener, aunque su equitatividad fue mayor. En congruencia con ello, las curvas de extrapolación señalaron un incremento casi nulo de la diversidad si se duplicara el esfuerzo de muestreo en estos ambientes. Los grupos funcionales y la estructura del ensamble variaron entre BN y forestaciones con sotobosque variaron entre sí, siendo el eucaliptal con sotobosque el más distinto.

Se sugiere que la existencia de sotobosque en las forestaciones se debería a la combinación de estos dos factores: posibilidad de llegada de diásporas de especies nativas, procedentes de una fuente cercana, y las condiciones del manejo forestal (poda y raleo), ya que al abrir claros que permiten la llegada de la luz hasta el suelo, brinda condiciones propicias a la regeneración de algunas especies de árboles y arbustos nativos en los monocultivos, incluyendo a especies consideradas en alguna categoría de amenaza. La existencia de sotobosque confiere a las plantaciones forestales una mayor complejidad estructural, y una oferta de recursos de importancia para las aves. Los resultados obtenidos sugieren que los bosques nativos, por su aporte en riqueza y diversidad a la región, deberían estar protegidos, mientras que la condición más propicia para el mantenimiento de la diversidad en las forestaciones son las que permiten el crecimiento de sotobosque. Teniendo en cuenta el incremento sostenido de las plantaciones forestales en los últimos años, y las presiones productivas de la región, este estudio sugiere vías

de investigación para la minimización de impactos de las forestaciones y la valoración de la diversidad en ambientes productivos.

SUMMARY

Bird ecology in native forests and forest plantations in northeast Corrientes, Argentina

The increase of the human population and the consequent impact on the planet has led to a series of strong global changes, known as the Anthropocene. The needs of a growing population have led to greater pressure from productive activities on natural ecosystems, which are the source of resources for humans. Among the main productive activities of the region, particularly the northeast of Corrientes, the afforestation of *Pinus* and *Eucalyptus* are prevalent and of great importance in the regional economy. It is known that afforestation causes negative impacts on biodiversity. However, afforestation varies in the type of management according to the destination and production process, which opens the possibility of assessing which management conditions minimize the impacts on diversity within the afforestation.

In recent years, research carried out on several continents has shown that afforestation has some capacity to serve as a habitat for a wide range of organisms, from fungi to vascular plants, and from arthropods to mammals, and depending on the management that is done of these, they can become relatively valuable sites for the conservation of regional biodiversity and the maintenance of ecological processes in the landscape.

In Argentina, despite the importance of the area occupied by forest plantations (1 321 912 ha), few studies assess the effects of management on biodiversity, even more so in the province of Corrientes, than with 482 215 ha of pines and eucalyptus, occupies the first place among the provinces dedicated to this activity in the country. Therefore, the main objective of this work was to examine the variation in the diversity of birds in native forests and exotic tree

plantations in the northeast of Corrientes, depending on the type of management, land use, and the composition and structure of the assemblies of plants and the structure of vegetation.

The study was carried out in properties of the Grupo Las Marías, located 7 km south of Gobernador Virasoro (department Santo Tomé, Corrientes, Argentina). For the description and characterization of the vegetation, stands of Paranaense Forest (hereafter native forest, BN) and others of pine and eucalyptus plantations were selected, with and without understorey of native woody species (PCS, ECS, PSS, and ESS, respectively). In each of these five environmental units, 10 plots of 50 x 2 m were marked, in which all species of woody plants with a diameter at breast height (DBH) greater than or equal to 5 cm were recorded. The species present, growth form, DBH, and height were recorded. The variables considered were richness, abundance, diversity (Shannon-Wiener index), equity, density, and dominance.

Second, to estimate the diversity and compare the richness, composition, and structure of the bird assembly in BN, PCS, ECS, PSS, and ESS plantations, the point-counting technique was used. In each of the environmental units, counting points were established systematically located every 250-300 m. In each of the points, all the birds seen or heard were recorded within a radius of 50 m, for 10 minutes. The counts were made between dawn and the next four hours, always in good weather conditions, and only during the spring and summer seasons. Bird species were categorized into functional groups according to their diet, through bibliographic consultation. The variables considered in each case were richness, abundance, diversity (Shannon-Wiener index) and evenness.

Both in the case of the assembly of plants and that of birds, to compare the diversity between the environments, extrapolation curves were constructed, which allow estimating the number of species having considered the available sampling. In the case of birds, diversity profiles were also generated. To compare the variables richness, abundance, diversity, and evenness between environments, parametric and non-parametric analysis of variance were

applied. The floristic composition and that of the bird assembly in the different environments were compared using the Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) technique and permutational analysis of variance (PERMANOVA).

A total of 58 plant species corresponding to 27 families were registered. The BN presented the highest richness of plants (41 species, 71% of the total), followed by the ECS (26 species), while the ESS presented the lowest richness (1 species). The average richness, average abundance, diversity, evenness, and density were higher in the BN, placing ECS and PCS in second place. Significantly lower values for these variables were obtained in afforestation without understorey. The greatest dominance (expressed in m^2 of logs per unit area), was found in the pinewoods without understorey. If we consider the way of life or growth (tree or shrub), the percentage of tree species was notoriously higher than the bushes (87% in the PCS and 92% in the ECS). In BN, the number of sciophilous species predominated (60%), while in forests with understorey, the proportion of heliophilous species was greater or approximately similar to the sciophilous (67% in the PCS and 46% in the ECS). This could be a consequence of the management of afforestation by pruning and thinning, which by opening the canopy allows greater light entry, favoring heliophilous plants. As for the dispersal mechanisms, zoochorous species predominated in all environments, constituting between 75 and 100% of the total in each. The NMDS based on the occurrence of plant species after the removal of pine and eucalyptus species showed that the floristic composition between the studied environments was significantly different from each other, particularly the composition and structure of the BN.

Concerning the assembly of birds, in 155-point counts, a total of 742 individuals corresponding to 63 species of birds were recorded. The highest specific richness was recorded in the BN, with 41 species (67%), followed by the PCS with 39 species. The lowest richness was found in the ESS, with just seven species. The PCS and the ESS, which, in that order, showed the highest average richness and average abundance and diversity after the BN.

Plantations without understorey, on the other hand, had the lowest values for these variables, reaching zero for diversity according to the Shannon-Wiener index, although their equity was greater. Consistent with this, extrapolation curves indicated an almost zero increase in diversity if the sampling effort in these environments were doubled. The functional groups and the structure of the assembly varied between BN and understorey afforestation varied among themselves, with the eucalyptus with understorey being the most distinct.

It is suggested that the existence of understorey in forestry should be due to the combination of these two factors: possibility of arrival of propagules of native species, from a nearby source, and forest management conditions (pruning and thinning), since opening clearings that allow the arrival of light to the ground, provides conditions conducive to the regeneration of some species of native trees and shrubs in monocultures, including species considered in some category of threat. The existence of understorey gives forest plantations greater structural complexity, and an offer of resources of importance to birds. The results obtained suggest that native forests, due to their contribution in richness and diversity to the region, should be protected, while the most favorable condition for the maintenance of diversity in afforestation are those that allow the growth of understorey. Taking into account the sustained increase in forest plantations in recent years, and the productive pressures of the region, this study suggests avenues of research for the minimization of impacts of afforestation and the valuation of diversity in productive environments.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL



Plantación de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, en Las Marías

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los monocultivos de árboles exóticos que se destinan a la producción de pulpa de papel, madera o leña (Brockhoff *et al.* 2008), típicamente se desarrollan en reemplazo de formaciones vegetales nativas tales como bosques o pastizales. Los nuevos ambientes forestales son estructuralmente simples, y suelen tener menor diversidad que los ambientes nativos (Marsden *et al.* 2001). Por este motivo, las plantaciones de especies forestales exóticas han sido señaladas como generadoras de impactos significativos sobre la biodiversidad, y generalmente promueven una disminución de la riqueza y abundancia de especies, y en algunos casos extinciones locales (Pina 1989, Daniels *et al.* 1990, Petit y Petit 2003, Giraud *et al.* 2003, Zurita *et al.* 2006, Paritsis y Aizen 2008, Azpiroz *et al.* 2012, Phifer *et al.* 2016, Vaccaro *et al.* 2019).

Una estrategia básica y fundamental para minimizar la pérdida de biodiversidad es la generación y mantenimiento de áreas naturales protegidas (Barlow *et al.* 2007). Sin embargo, sólo una reducida fracción de tierra puede ser protegida como reservas naturales. En parte debido a esta fuerte limitación, existe un creciente interés en el valor de los paisajes antropizados para la conservación de la biodiversidad (Sayer y Maginis 2005, Vandermeer y Perfecto 2007, Calladine *et al.* 2018), como un complemento de otras herramientas de conservación, o como una estrategia de minimización de los impactos de actividades productivas. En términos generales, es esperable que el mantenimiento de la diversidad de un sistema dependa de las condiciones de manejo del paisaje antropizado (Zurita 2019). En este sentido, las forestaciones de exóticas constituyen un sistema de estudio de particular relevancia, al posibilitar el mantenimiento de especies nativas en el sotobosque, en comparación al uso más

intensivo de la tierra por la agricultura (Lindenmayer y Franklin 2002, Brockerhoff *et al.* 2008).

La conservación de la biodiversidad en bosques implantados es actualmente motivo de fuertes debates. Generalmente las forestaciones de exóticas reemplazan a pastizales naturales u otros ambientes fisionómicamente diferentes (Eskuche 1992^a, 1992^b, Fontana 1996, Allan *et al.* 1997, Giraudo *et al.* 2003, Di Giacomo 2005, Brockerhoff *et al.* 2008, Bremer y Farley 2010 y Jacoboski *et al.* 2019). La plantación de especies exóticas de rápido crecimiento, como pinos y eucaliptos, cambia las condiciones ambientales del sistema (Denyer *et al.* 2006, Fischer *et al.* 2006, Gatti *et al.* 2019), que determinan cambios en la diversidad de plantas nativas del sotobosque (Ogden *et al.* 1997, Pinazo *et al.* 2004, Paritsis y Aizen 2008). Aunado a ello, las condiciones de manejo de las plantaciones, como raleo, tala selectiva, o tratamientos químicos, se espera que sean determinantes de la aptitud para sostener mayor o menor número de especies de la flora y fauna nativas (Brockerhoff *et al.* 2008, Zurita 2019). En este sentido, el estudio de los efectos de las condiciones de manejo de las forestaciones de exóticas sobre la biodiversidad representa una oportunidad para el desarrollo de estrategias de minimización de impactos negativos sobre la biodiversidad en paisajes antropizados.

El valor de las plantaciones para la fauna silvestre puede depender del grado de regeneración de especies de plantas nativas en el sotobosque (Stallings 1991, Mitra y Sheldon 1993, Simonetti *et al.* 2013, Fontúrbel *et al.* 2016, Iezzi *et al.* 2018). Los estudios que hallaron alta diversidad de aves en plantaciones fueron aquellos realizados en lotes maduros, cuyo sotobosque resultó florísticamente similar a los bosques nativos circundantes (*e.g.* Marsden *et al.* 2001, Duran y Kattan 2005, Brockerhoff *et al.* 2013). Por el contrario, en investigaciones conducidas en forestaciones con dosel arbóreo cerrado y carente de sotobosque, las comunidades de aves presentaron considerablemente menor riqueza (*e.g.* Carlson 1986, Kwok y Corlett 2000, Petit y Petit 2003). En conjunto, estos estudios sugieren que atributos de la vegetación asociados a las condiciones de manejo de la plantación forestal pueden ser factores

moduladores del mantenimiento de la diversidad de plantas y animales nativos.

Ante la continua expansión de las actividades forestales, los estudios sobre la conservación de la biodiversidad en forestaciones de árboles exóticos se han vuelto una urgente necesidad. En las últimas décadas, Argentina, Brasil y Uruguay experimentaron un fuerte incremento de la superficie plantada con eucaliptos y coníferas exóticas (Zurita *et al.* 2006, Gabriel *et al.* 2013). Argentina posee aproximadamente 1 321 912 ha de bosques implantados (Desarrollo Foresto Industrial 2021), siendo la provincia de Corrientes la que proporcionalmente cuenta con mayor superficie dedicada a la explotación forestal, con aproximadamente 482 215 ha ocupadas por plantaciones de pinos y eucaliptos (Desarrollo Foresto Industrial 2021). Sin embargo, en Argentina, son escasos los estudios que evalúan los potenciales efectos de las condiciones de manejo de las plantaciones forestales sobre la biodiversidad.

En la provincia de Corrientes, Barret y Tressens (1996), al estudiar la composición florística del sotobosque presente en rodales de eucaliptos maduros, hallaron que la misma era similar a la de los bosques nativos cercanos a ellos. Similares resultados fueron señalados por Neiff *et al.* (2002), quienes registraron alta riqueza específica de plantas y animales en plantaciones de eucaliptos con sotobosque formado por especies nativas. Paritsis y Aizen (2008) compararon la diversidad de plantas del estrato arbustivo, escarabajos y aves entre bosques de *Nothofagus dombeyi* y forestaciones de coníferas exóticas en la Patagonia. Encontraron que la sustitución del bosque nativo disminuye la riqueza, abundancia y equitatividad, principalmente de plantas y escarabajos epigeos. En la provincia de Misiones, Pinazo *et al.* (2004) analizaron la diversidad vegetal del sotobosque en plantaciones de *Araucaria angustifolia* en el norte de Misiones, y hallaron que las plantaciones mostraron muy poca similitud con el bosque nativo, que resultó más diverso. Zurita *et al.* (2006) evaluaron los efectos de la conversión de la selva paranaense en plantaciones forestales de especies nativas y

exóticas sobre la comunidad de aves, y encontraron una sustancial disminución de la riqueza específica en las forestaciones. No obstante, otras investigaciones obtuvieron resultados diferentes. Por ejemplo, Trentini *et al.* (2017) hallaron que el raleo en forestaciones de *Pinus taeda* en Misiones posibilitó el desarrollo de un profuso sotobosque formado por especies nativas; Munévar *et al.* (2018) registraron elevada diversidad de arañas en plantaciones de la misma especie de pino. Gangenova *et al.* (2018) al estudiar los ensamblajes de anfibios, y Iezzi *et al.* (2018), a aves terrícolas y mamíferos, coincidieron en señalar que, si bien las forestaciones de pinos produjeron cambios en la riqueza y composición de las especies, los mismos no dependieron sólo del reemplazo del bosque por un monocultivo. También influyeron las prácticas de manejo, la cantidad de bosque nativo restante en el paisaje, y la estructura de la vegetación (Iezzi *et al.* 2018). Pairo (2020), al estudiar plantaciones de eucaliptos en pastizales de la provincia de Entre Ríos, encontró que los cambios en la estructura de la vegetación afectaron negativamente la diversidad taxonómica y funcional de plantas, hormigas y aves. La disimilitud en las condiciones ambientales de las forestaciones con los pastizales sería la determinante de la disminución observada.

En resumen, la mayoría de estas investigaciones indicaron que las plantaciones forestales de exóticas tienen un impacto negativo sobre la biodiversidad. Pero también, que condiciones específicas de manejo de las mismas, como aquellas que permitan el crecimiento de un sotobosque de especies nativas, podrían contribuir al mantenimiento de la biodiversidad en el paisaje productivo. En esta investigación se propone evaluar la variación de la diversidad de plantas y aves en forestaciones de pinos y eucaliptos, con distintas condiciones generadas por el manejo de las plantaciones, respecto a bosques nativos del nordeste de Corrientes. El aporte de esta tesis radica en la obtención de información relevante sobre las condiciones de manejo de forestaciones de exóticas que podrían minimizar impactos negativos y el entendimiento de los mecanismos de mantenimiento de la diversidad en paisajes antropizados.

OBJETIVOS DE LA TESIS:

Objetivo General:

- Examinar la variación en la diversidad de aves en bosques nativos y plantaciones de árboles exóticos en el nordeste de Corrientes, en función del tipo de manejo, uso de la tierra, y la composición y estructura de los ensambles de plantas y de la estructura de la vegetación.

Objetivos Específicos:

- Estimar la diversidad y comparar la riqueza, composición y estructura del ensamble de plantas en bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos.

- Identificar grupos funcionales de plantas en relación a forma de crecimiento, biología reproductiva, requerimientos de condiciones ambientales, interacciones ecológicas, estatus de conservación, y estatus de distribución geográfica.

- Estimar la diversidad y comparar la riqueza, composición y estructura del ensamble de aves en bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos.

- Examinar la relación entre la composición y estructura del ensamble de aves con la composición y estructura del ensamble de plantas en bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos.

- Examinar la magnitud de la variación en la abundancia de grupos funcionales de aves y plantas entre bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos.

- Identificar los posibles efectos funcionales de las condiciones generadas por el manejo de las forestaciones sobre la diversidad.

Hipótesis de trabajo

Las condiciones generadas por el manejo de plantaciones forestales de especies exóticas modifican la composición y estructura del ensamble de aves, mediante cambios en la composición y estructura del ensamble de plantas y la estructura de la vegetación.

CAPÍTULO II

SISTEMA DE ESTUDIO



Paisaje del Distrito de los Campos, nordeste de Corrientes.

CAPÍTULO II

SISTEMA DE ESTUDIO

ÁREA DE ESTUDIO

Ubicación geográfica

Los estudios se realizaron en campos del Grupo Las Marías (GLM), que posee una superficie total de 31 000 ha, en los departamentos Santo Tomé e Ituzaingó, en el nordeste de la provincia de Corrientes, con cabecera en el Establecimiento Las Marías (28°06'45"S, 56°03'04"W), 7 km al sur de la ciudad de Gobernador Virasoro (Fig. 2.1). El Establecimiento Las Marías S.A.C.I.F.A. es la principal empresa del GLM, integrado además por Forestal Las Marías S.A., Yerbatera del Nordeste S.A., La Posta S.A. y la Fundación Victoria Jean Navajas. Las principales actividades son la producción agroindustrial de yerba mate y té, complementadas por la foresto-industria y la ganadería (ELM 2017).

Marco Biogeográfico

Geología

Todo el actual territorio correntino estuvo cubierto por una ingresión marina durante el Devónico. Luego de la retirada de este mar, el clima se tornó árido en las regiones mesopotámica y chaqueña, como así también en Brasil sudoriental, Paraguay y Uruguay. Todos los sedimentos continentales de esta vasta región que se formaron desde ese momento y hasta mediados del Mesozoico, lo hicieron bajo condiciones extremas de aridez. De hecho, esta región constituiría durante el Pérmico uno de los mayores desiertos de ese periodo (Teruggi 1970). Posteriormente, durante el Jurásico y el Cretácico inferior, el área oriental del Paraguay,

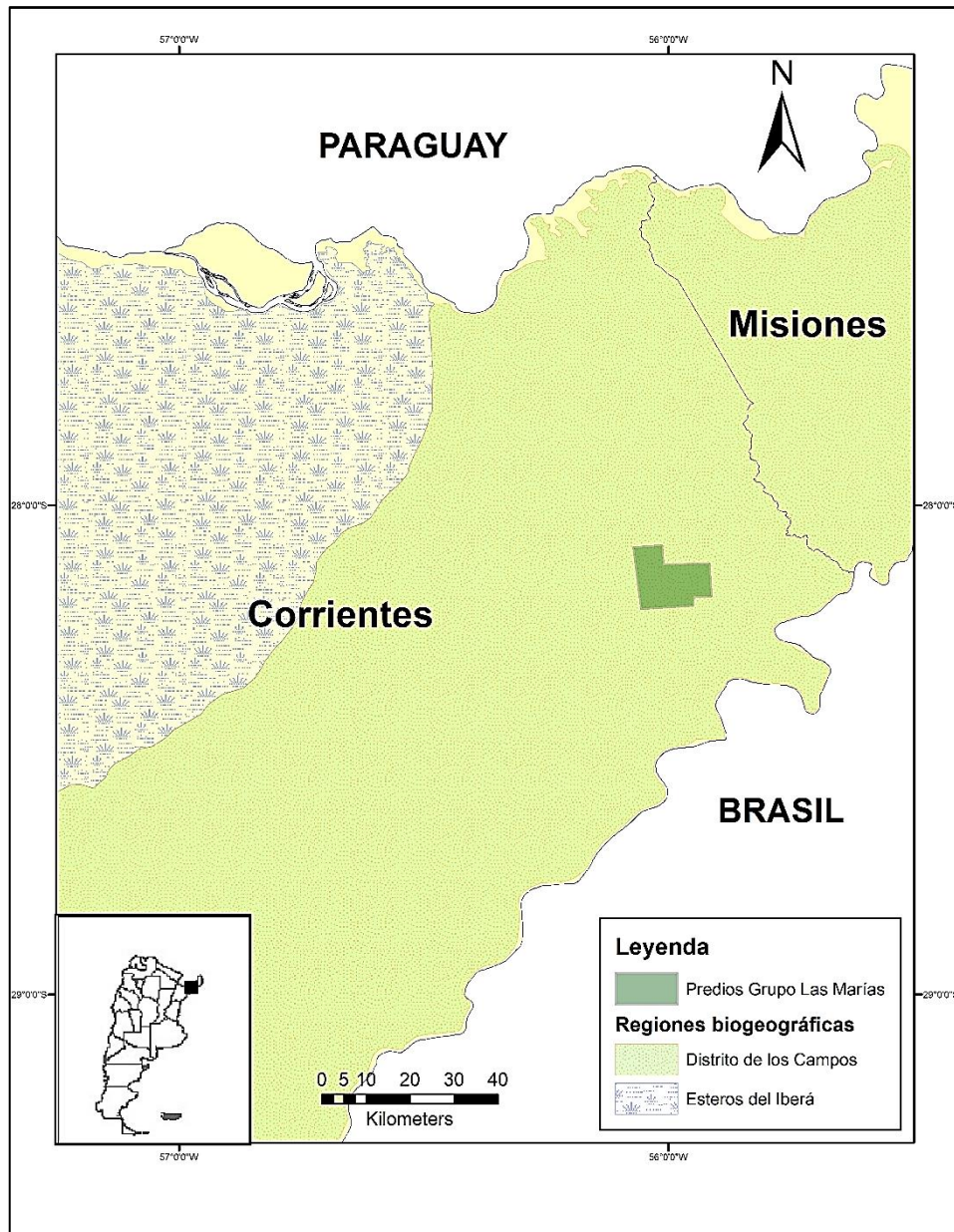


Figura 2.1. Ubicación geográfica del área de estudio en la provincia de Corrientes, Argentina (Cartografía elaborada por el autor, ArcGis 10.5).

parte del territorio brasileño, las provincias de Misiones y Corrientes, y parte de Uruguay, fueron cubiertos por sucesivas coladas de lava que tuvieron su centro efusivo en el actual territorio brasileño y cubrieron toda la región. La lava fue surgiendo mediante derrames tranquilos, por ascensos a través de fracturas y fallas, y no por actividad volcánica (Santa Cruz *et al.* 2019). Se formó así uno de los campos de lava más grandes del mundo, con una superficie estimada en 1 500 000 km². Estos basaltos, conocidos como “basaltos de la Serra Geral”, en

territorio correntino afloran principalmente en los departamentos Ituzaingó y Santo Tomé, aunque también están presentes en Monte Caseros, Mercedes y Curuzú Cuatiá (Santa Cruz *et al.* 2019). Las lavas de Serra Geral se verían sometidas a un largo periodo de deflación, bajo las condiciones de climáticas áridas que se habían iniciado en el Pérmico, que llevarían a la formación de los suelos arenosos y lateríticos de la región (Teruggi 1970).

Geomorfología

El nordeste correntino está comprendido dentro de la Planicie Ondulada del Nordeste, uno de los tres sectores en que se subdivide la Planicie Correntino-Misionera del Sector Oriental, unidad geomorfológica que integra la Llanura Mesopotámica (Popolizio 1989). El relieve, suavemente ondulado, se caracteriza por la presencia de colinas escalonadas que en promedio poseen entre 120 y 130 m sobre el nivel del mar, aunque en algunos puntos alcanzan 170 m, y la abundancia de basaltos y areniscas situados a muy poca profundidad (Popolizio 1989, Carnevali 1994). Al pie de las colinas y lomadas se localizan los valles de los numerosos cursos de agua que se encuentran en el nordeste correntino.

Suelos

La alteración profunda del basalto por vientos, lluvias y temperatura, dio origen a los suelos característicos de la región, de llamativo color pardo rojizo oscuro a rojo, con óxidos de hierro y aluminio, que pertenecen al grupo de los Kandihumultes Típicos (USDA 2006, Panigatti 2010). Éstos poseen escurrimiento medio a rápido y moderada permeabilidad, y buen drenaje. Son suelos profundos, aptos para cultivos perennes y forestales, a pesar de los desequilibrios químicos originados en el contenido de aluminio y hierro. Además de las plantaciones forestales, se los utiliza para cultivos de yerba mate, té, citrus, pasturas cultivadas y lotes menores con maíz, soja, girasol y sorgo (Panigatti 2010).

Clima

El clima es subtropical: en siete meses del año la temperatura media supera los 20°C, mientras que en los cinco restantes se encuentra entre 10 y 20°C. Enero es el mes más cálido, con 26.9°C de temperatura media y máximas absolutas de hasta 40.1°C. La temperatura media fluctúa entre 12 y 15°C en los meses más fríos (junio-julio), en los que suelen producir heladas, con temperaturas mínimas por debajo de 0°C (Bruniard 1997, Servicio Meteorológico Nacional 2019) (Fig. 2.2).

Las precipitaciones en el nordeste de Argentina se ven afectadas por la circulación de masas de aire de dos fuentes principales, los anticiclones del Atlántico Sur y del Pacífico Sur, respectivamente. El anticiclón del Atlántico Sur mantiene un flujo constante de aire cálido y húmedo sobre la región, procedente del NE. Este patrón de circulación es detenido por la irrupción de masas de aire frío y seco provenientes de dirección S-SW, generadas por el anticiclón del Pacífico Sur. La inestabilidad originada por el encuentro de estos frentes ocasiona tormentas y fuertes lluvias en la región (Ferrati *et al.* 2005). El nordeste de Corrientes presenta un gradiente de lluvias de este a oeste, en una distancia muy reducida: 1800 mm de lluvias en el límite con la provincia de Misiones, y 1500 mm en el borde oriental de los Esteros del Iberá (Bruniard 1997, Servicio Meteorológico Nacional 2019). En el área de estudios, situada a 30 km de Misiones, la precipitación media anual es de 1794 mm, con mayor concentración en meses de verano, aunque ocasionalmente pueden producirse sequías estivales (estadísticas pluviométricas 2002-2014 del Establecimiento Las Marías).

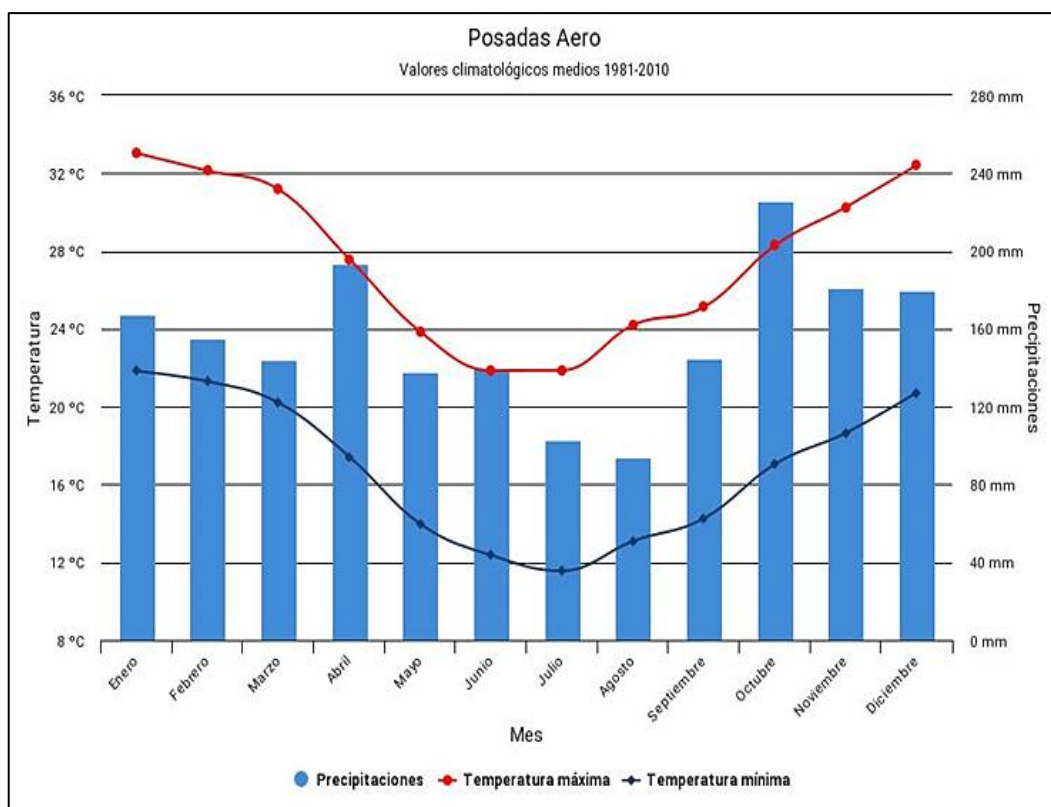


Figura 2.2. Valores medios de temperatura y precipitación del área de estudios, periodo 1981-2010 (Estación meteorológica Posadas, Servicio Meteorológico Nacional 2019).

Vegetación

Fitogeográficamente, el área de estudios está incluida en el Distrito de los Campos, una subdivisión de la Provincia Paranaense del Dominio Amazónico (Cabrera 1976, Cabrera y Willink 1980). En la provincia de Corrientes, comprende los departamentos Ituzaingó, Santo Tomé, Alvear y General San Martín. Poseen una superficie de aproximadamente 11 177 km², que limitan al norte con el río Paraná, al sur con el río Uruguay, al este con la provincia de Misiones, y al oeste con la porción septentrional de los Esteros del Iberá y el curso inferior del río Aguapey. Los Campos se prolongan a la provincia de Misiones, en los departamentos Apóstoles, Capital, Candelaria, San Ignacio, Leandro N. Alem, Concepción y San Javier, con una superficie de 6000 km² (Carnevali 1994, Fontana 1996) (Fig. 2.1).

Florísticamente, es un área de gran diversidad: a pesar de su reducida extensión, se

encuentran en ella el 31 % de los géneros y el 51 % de las familias de la flora argentina (Matteucci 2012). Aproximadamente 800 especies de plantas, entre hierbas, pastos y subarbustos forman parte de las comunidades herbáceas, y otras 500 especies son propias de comunidades leñosas (Fontana 1998).

A grandes rasgos, la vegetación natural de los Campos correntinos consta de un mosaico de pajonales, pastizales, isletas y restos de bosque (Fig. 2.3.A). Cultivos y forestaciones son actualmente parte del paisaje característico de los Campos correntinos, reemplazando a los pajonales mesófilos, excepto en estancias y otras propiedades menores dedicadas a la ganadería extensiva que se practica en el área. Extensas superficies cubiertas por plantaciones de té (*Camellia sinensis*) y yerba mate (*Ilex paraguariensis*) son comunes en las lomadas con suelos profundos, sobre todo en la porción más oriental de los departamentos Santo Tomé e Ituzaingó, en cercanías del límite con la provincia de Misiones. Forestaciones de pinos y eucaliptos (*Pinus taeda* y *Eucalyptus grandis*) se encuentran en la parte alta y media de las lomadas, reemplazando a los pajonales mesófilos, mientras que las de *P. elliottii* se localizan en zonas más bajas y húmedas.

A continuación, se brinda una breve descripción de las principales comunidades herbáceas y leñosas nativas del nordeste de Corrientes. Información más detallada sobre las comunidades, su composición florística, hábitat y sindinámica, puede consultarse en la bibliografía citada en esta sección.

Comunidades de pajonales y pastizales

-Pajonal mesófilo de *Elionurus muticus* (Crotono-Elyonuretum mutici Eskuche 1992^b), que crece en lomadas arenosas al norte de los Campos correntinos, sobre todo en el departamento Ituzaingó. Es una comunidad vegetal particularmente rica, integrada por más de 300 especies de plantas. Aunque la altura media de las matas de *Elionurus* es de 0.5-0.6 m, sus

inflorescencias y algunas de las hierbas que crecen en él, alcanzan hasta 1.5 m.

-Pajonal de *Aristida jubata* (*Aristidetum jubatae* Fontana 1996), con unas 160 especies, crece en lomadas con suelos rojos profundos. Estos pajonales alcanzan una altura media de 0.60 m, aunque los pastos y hierbas sobresalientes llegan a 1-1.5 m de altura.

-Pajonal de *Andropogon lateralis*, que crece tanto en lomadas como en suelos bajos y húmedos, compuesto por unas 140 especies (Eskuche 1992^b, Fontana 2015). Este pajonal posee una altura media de 0.60-0.80 m, pero las inflorescencias de los pastos junto a hierbas altas pueden superar 1.7 m de altura.

Estas tres comunidades de pajonales debido a su ubicación son destinadas a la ganadería o son reemplazadas por cultivos agrícolas, en particular de yerba mate, o por forestaciones de pinos y eucaliptos. En el primer caso, suelen ser manejados mediante quemas periódicas, para conseguir pastos tiernos para el ganado y para limitar el avance de plantas leñosas sobre el pajonal, al que tienden a invadir cuando cesan las quemas (Eskuche 1992^{a y b}, Fontana 1996). En las plantaciones de yerba mate, solo permanecen algunas de las especies originales, principalmente en caminos internos o cortafuegos. Cuando se plantan pinos o eucaliptos en ellas, estas comunidades subsisten durante los primeros 3-4 años, pero finalmente desaparecen cuando los árboles alcanzan cierta altura y su follaje ya no permite una adecuada llegada de la luz del sol a los pastos y hierbas. El detrito de hojarasca, ramas y corteza de los árboles contribuye también a la desaparición de las plantas del pajonal (Eskuche 1992^b, María G. Villordo, com. pers.).

-Pastizal de *Paspalum notatum* y *Axonopus fissifolius* (*Axonopodo-Paspaletum notati* Fontana 1996), con 70 especies. Los pastizales están caracterizados por la dominancia de pastos bajos (± 0.3 m), aunque las inflorescencias de algunos pastos y hierbas alcanzan hasta 0.5 m de altura.

-Pajonal higrófilo de *Andropogon virgatus*. Crece en suelos encharcados o pantanosos, que se encuentran al pie de las lomadas (Fig. 2.3.B), sobre todo en aquellas que limitan con los

numerosos arroyos que existen en el área. Además de *Andropogon virgatus*, está caracterizado por la presencia de especies higrófilas como *Xyris macrocephala*, *Cyperus sellowianus* y *Ludwigia sericea*. Poseen un estrato principal denso, de entre 0.8 y 1 m de altura, mientras que las inflorescencias de las plantas de mayor porte, como *Eryngium* spp. y algunas gramíneas, forman un estrato sobresaliente de más de 2 m (Fontana 1993).

Comunidades de bosques y capueras

-Bosque de *Myracrodruon* (= *Astronium*) *balansae* y *Helietta apiculata*. Forma isletas o “mogotes”, e incluso rodales de varias hectáreas en sectores con basalto superficial o aflorante (Fig. 2.3.C). Está integrado por 108 especies, de las cuales 48% corresponde a árboles y arbustos, y el 52% restante a hierbas, trepadoras y epífitos (Eskuche 1986). Se pueden distinguir cuatro estratos: arbóreo alto, arbóreo bajo, arbustivo y herbáceo. En el estrato arbóreo alto (\pm 18-20 m), además de las dos especies que dan nombre a la comunidad, predominan *Anadenanthera colubrina* y *Handroanthus heptaphyllus*, y algunos elementos de la Selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia*, como *Myrocarpus frondosus*, *Diatenopteryx sorbifolia* y *Pilocarpus pennatifolius*. Este bosque parece estar más relacionado con el Bosque de *Schinopsis balansae* y *Myracrodruon balansae* del noroeste de Corrientes y del este de Chaco. Por ejemplo, debido a la presencia más o menos abundante de *Myrcianthes pungens* y *Eugenia uniflora* como árboles bajos, y la de *Bromelia serra* y *Pseudananas sagenarius* en el estrato herbáceo (Eskuche 1984, 1986).

-Selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia* (= *N. megapotamica*). Presente en sectores con suelos rojos profundos, es característica de la provincia de Misiones y alcanza en el nordeste de Corrientes su límite de distribución meridional (Eskuche 1986, Carnevali 1994). En el área de estudio se encuentra presente en forma de pequeñas isletas de unas pocas

hectáreas, hasta rodales que superan las 300 ha, y también formando “galerías” a lo largo de las márgenes de ríos y arroyos (Fig. 2.3.D). Especies de árboles característicos de esta selva son *Parapiptadenia rigida*, *Holocalyx balansae*, *Cedrela fissilis*, *Matayba elaeagnoides*, *Myrocarpus frondosus*, *Cabralea canjerana*, entre otras (Eskuche 1986, Carnevali 1994, Barrett y Tressens 1996). No se dispone de datos exactos acerca del número de especies que integran esta comunidad en la provincia de Corrientes. No obstante, la composición florística sería menor respecto a Misiones, donde presenta 221 especies, 41 de ellas en los estratos de árboles altos y sobresalientes, 26 en el estrato de árboles bajos, 28 en el estrato arbustivo y 48 en el estrato herbáceo. Veintinueve especies pertenecen a la sinusia de plantas trepadoras, y otras 49 a la sinusia de los epífitos (Eskuche 1986).

No existe información disponible acerca del estado original de las comunidades de bosque del nordeste de Corrientes, incluidos los existentes en predios del Grupo Las Marías. Sí se evidenció que varios de los rodales donde se realizaron los muestreos, tenían algún grado de alteración a lo largo de su historia. Las descripciones de estos rodales iban desde casi sin perturbaciones (Navajas 2013), a otros con niveles variables de ingreso de ganado y extracción histórica de madera.

-Capuera de *Trema micrantha* y *Solanum granuloso-leprosum*. Integrada por arbolitos de pequeño porte, arbustos y trepadoras, actúa como comunidad de cicatrización instalándose en aquellos sitios donde el bosque fue destruido, lo que promueve su regeneración, ya que las especies que lo componen germinan y se desarrollan bajo sombra (Eskuche 1986, Fontana 1996) (Fig. 2.3.E). También crece en lugares donde se realizó tala rasa de forestaciones de pinos y eucaliptos. Veintiún especies de arbustos y árboles, entre ellos algunos renuevos de las comunidades de bosque antes citadas, seis de hierbas y pastos y 20 especies de trepadoras, integran esta comunidad (Eskuche 1986, Fontana 1998).



Figura 2.3. **A)** Paisaje de los Campos en el nordeste de Corrientes. En el relieve suavemente ondulado, en primer plano se pueden observar pajonales mesófilos; en segundo plano, isletas de bosque; al fondo, forestaciones de pinos y eucaliptos. **B)** Pajonal higrófilo de *Andropogon virgatus*. **C)** Isleta del Bosque de *Myracrodruon balansae* y *Helietta apiculata*. **D)** Isleta de Selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia*, rodeada por el Pajonal de *Andropogon lateralis*. **E)** Capuera de *Trema micrantha* y *Solanum granuloso-leprosum*.

Avifauna de los Campos correntinos

El Distrito de los Campos, con 401 especies de aves, es una de las áreas con mayor riqueza ornitológica de Argentina, ya que confluyen en él tanto especies de linaje selvático como chaqueño y pampeano, que tienen aquí su límite de distribución (Giraudó y Povedano 2004). Este es el caso de muchas de las especies paranaenses, que alcanzan en el sector correntino de este distrito su límite meridional, y no se encuentran en otras áreas de la provincia (Darrieu y Camperi 1996). Es el caso de *Megascops atricapilla*, *Pteroglossus castanotis* (Fig. 2.4 A y B), *Hypoedaleus guttatus*, *Psilorhamphus guttatus*, *Platyrinchus mystaceus*, *Chiroxiphia caudata*, *Stilpnia cayana* (Fig. 2.4 C y D), *Pyroderus scutatus*, *Cyanocorax caeruleus*, *Thlypopsis pyrrhocomma*, *Euphonia violacea* (Fig. 2.4 D), entre otras (e.g. Short 1971, Darrieu y Martínez 1984, Darrieu 1987, 1996, Darrieu y Camperi 1991, 1992, 1993, 1994, 1996, Giraudó y Sironi 1992, Giraudó 1996, Capllonch *et al.* 2005, Nores *et al.* 2005, Chatellenaz *et al.* 2012, Mauriño *et al.* 2017).

La riqueza de su avifauna, y la presencia de especies incluidas en alguna categoría de amenaza, ha llevado a que se identifiquen en este Distrito cuatro AICAs (Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves) (Di Giacomo 2007): Estancia Puerto Valle (8000 ha), Cuenca del Río Aguapey (250 000 ha), Estancia Mora Cué (30 000 ha) y Extremo Nordeste de Corrientes (200 000 ha) (Fig. 2.5). En ellas han sido registradas especies de valor para la conservación, muchas de pajonales y pastizales, como *Rhea americana*, *Polystictus pectoralis*, *Culicivora caudacuta*, *Gubernetes yetapa*, *Alectrurus risora*, *Anthus nattereri*, *Sporophila* spp., *Xanthopsar flavus*, y otras de bosque como *Picumnus nebulosus*, *Campephilus melanoleucos* y *Poliophtila lactea*. El área también contaba con registros de *Pipile jacutinga* (Short 1971), especie categorizada “En Peligro” a nivel nacional (MAYDS y AA 2017), la cual no ha vuelto a ser registrada en la provincia desde entonces. Lamentablemente, estas AICAs están ubicadas en tierras privadas, y no poseen figura legal de protección. Esto es particularmente preocupante,



Figura 2.4. Algunas de las especies de aves restringidas en la provincia de Corrientes a su área nordeste, o que alcanzan allí su límite de distribución: **A)** *Megascops atricapilla*; **B)** *Pteroglossus castanotis*; **C)** *Chiroxiphia caudata*; **D)** *Stilpnia cayana*; **E)** *Dacnis cayana*; **F)** *Euphonia violacea*. **Fotos:** A y C, M. Chatellenaz; B, Renéé Pereira Coimbra; D, E y F, Sebastián Navajas.

ya que el Distrito de los Campos en la provincia de Corrientes ha experimentado importantes modificaciones antrópicas como el aumento sostenido de la superficie forestal, la actividad agrícola, y el drenaje y canalización de humedales (Viglizzo *et al.* 2006, Matteucci 2012). A

pesar de ser un área de gran biodiversidad, menos del 1% de su superficie se encuentra protegida (MAYDS 2016). La conservación de las isletas de bosque y de los bosques en galería es de importancia crítica para asegurar la permanencia de aves y otros taxa vinculados a estas formaciones vegetales. Por lo tanto, es necesaria la adopción de medidas efectivas de gestión y conservación, además de la creación de áreas protegidas para preservar los últimos relictos de la selva paranaense en Corrientes, como así también los pajonales mesófilos e higrófilos. Es igualmente importante la concreción de estudios sobre la distribución de las aves, tendencias poblacionales y su ecología en el paisaje productivo y fuertemente modificado como el del nordeste correntino.

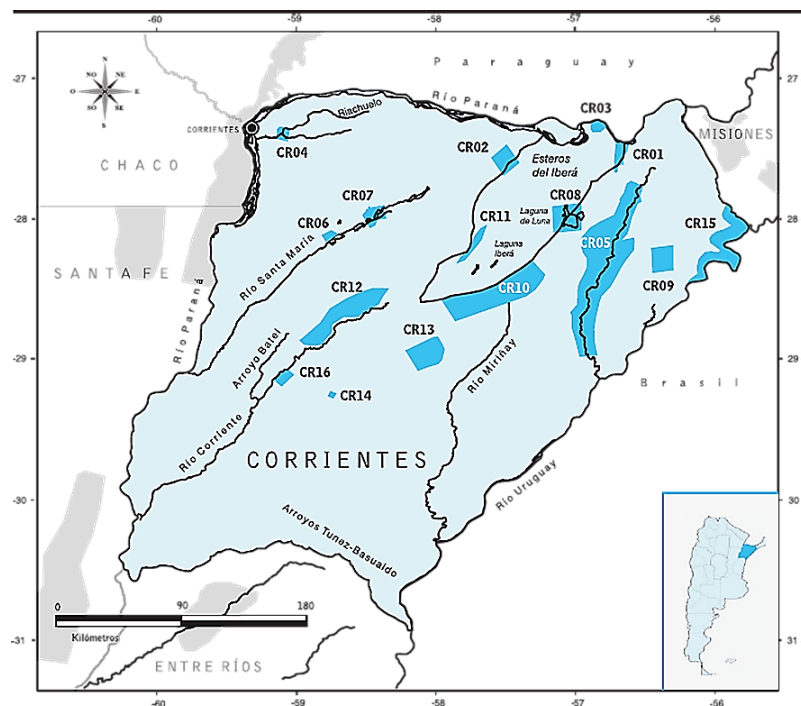


Figura 2.5. AICAs de la provincia de Corrientes (tomado de Di Giacomo 2007). Las AICAS Puerto Valle (CR01), la Cuenca del río Aguapey (CR05), la Estancia Mora Cué y alrededores (CR09) y el Extremo Nordeste de Corrientes (CR15), pertenecen al Distrito de los Campos.

SISTEMA DE ESTUDIO Y CONTEXTO DE MANEJO FORESTAL

Las forestaciones en Argentina y la provincia de Corrientes

En América del Sur, Brasil, Argentina y Chile son los países que lideran en cuanto a superficies forestadas con especies de árboles exóticos (Onyekwelu *et al.* 2011). En Argentina la superficie estimada es de 1 321 912 ha (Desarrollo Foresto Industrial 2021). El Estado Nacional fomenta la instalación de plantaciones forestales mediante aportes económicos no reintegrables y beneficios fiscales, a través de la Ley N° 25.080 de Inversiones para Bosques Cultivados, prorrogada y modificada por la Ley N° 26.432, siendo la Autoridad de Aplicación la Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca (SAGyP), del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Asimismo, beneficia la instalación de nuevos proyectos foresto-industriales y las ampliaciones de los existentes, mediante beneficios impositivos e importes para el manejo sostenible, mientras exista el compromiso de aumentar la oferta maderera a través de la generación de nuevas plantaciones.

La provincia de Corrientes cuenta con la mayor superficie destinada a la explotación forestal, con 482 215 ha registradas al 30 de diciembre de 2021 (Desarrollo Foresto Industrial 2021), de las cuales 125 413.69 ha se encuentran en el departamento Santo Tomé. De ellas a su vez, 115 018 ha corresponden a plantaciones de *Pinus* y 10 395.69 ha a *Eucalyptus*.

La actividad forestal en predios del Grupo Las Marías

La actividad forestal en los campos del Grupo Las Marías (GLM) se inicia en la década de 1960, con la plantación de 500 ha de pinos y eucaliptos. En la actualidad, tanto en sus predios como en aquellos administrados, la superficie forestada del GLM y administrados comprende más de 13 000 ha, de las cuales cerca de 7700 ha están forestadas con *Pinus taeda*, *Pinus elliottii*, *P. elliottii x caribaea*, y *Eucalyptus* spp. (Tabla 2.1, Fig. 2.6).

Tabla 2.1. Superficie forestal en predios del Grupo Las Marías. Se discrimina entre la superficie plantada con especies exóticas y la de “reservas”, integradas principalmente por bosque nativo, y la finalidad de cada una (Fuente: ELM 2017).

Descripción	Superficie (ha)	Destino
Plantaciones de <i>Pinus</i> spp.	6 478.2	Madera sólida, energía, fibra, resina
Plantaciones de <i>Eucalyptus</i> spp.	1 287.8	Madera sólida, energía
Otras plantaciones (<i>Toona</i> , <i>Paulownia</i> , <i>Grevillea</i> , <i>Taxodium</i>)	94.1	Madera sólida
Áreas aprovechadas	1 482.7	Reforestación
Áreas nuevas/renoval	227.5	Forestación
Áreas de reserva (bosques nativos, pastizales, esteros)	3 736.4	Conservación y recuperación de la biodiversidad
Total superficie forestal	13 306.7	

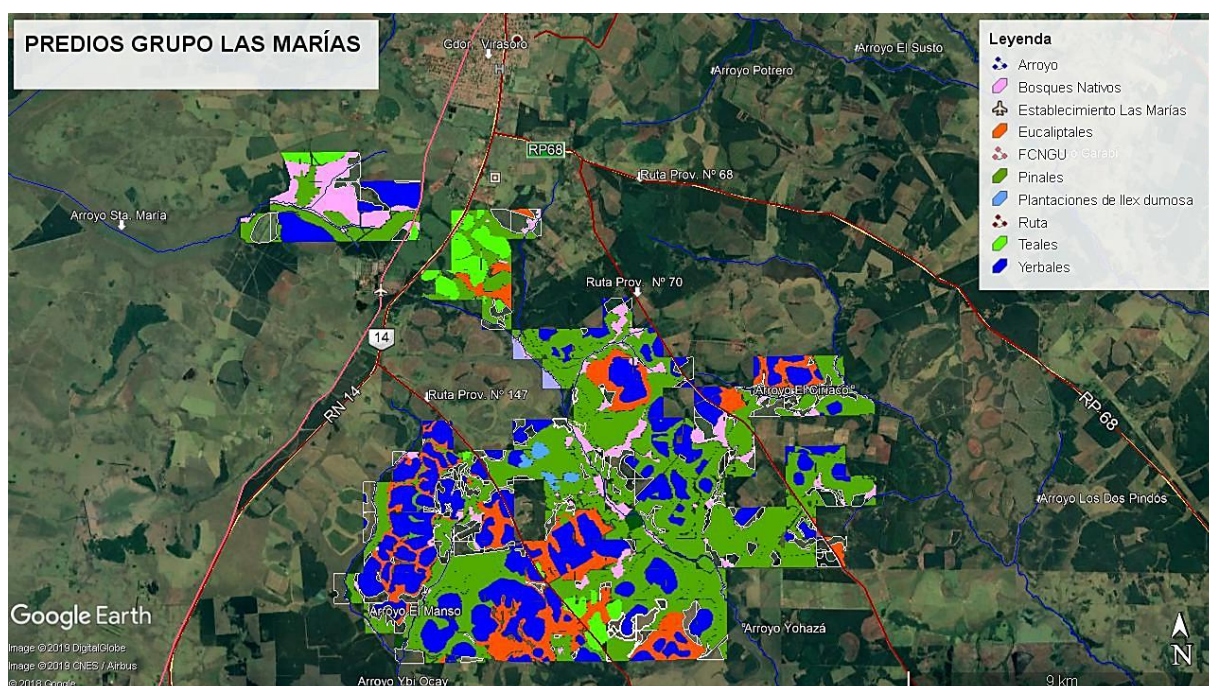


Figura 2.6. Usos de la tierra en los predios del Grupo Las Marías, departamento Santo Tomé (Corrientes).

La producción forestal es destinada a Forestal Las Marías S.A., empresa específicamente conformada para la industrialización y comercialización de la madera. La

misma dispone de un moderno aserradero y planta de remanufactura con una capacidad de producción anual de 50 000 m³ de madera aserrada, utilizando 120 000 toneladas de madera rolliza. Cerca del 30% de la producción forestal se comercializa en el mercado externo, principalmente madera dimensionada, siendo los principales mercados Estados Unidos, Canadá, China, Vietnam y diversos países de Centroamérica (ELM 2017).

El GLM tiende a un manejo forestal sostenible y respetuoso con el ambiente, y es miembro del Forest Stewardship Council® (FSC), desde el año 2004. La certificación de manejo forestal otorgada por FSC implica que las plantaciones forestales se manejan de un modo que preserve la diversidad biológica y beneficie las vidas de las poblaciones y los trabajadores locales, asegurando al mismo tiempo la viabilidad económica (FSC 2022). Acceder a una certificación hace que los proyectos forestales y sus productos se vuelven más atractivos tanto para inversionistas como para usuarios, ya que indica el empleo de prácticas amigables con el ambiente. De esta manera, se puede tener la seguridad de que el material utilizado se obtiene de manera responsable, es reciclado o proviene de forestaciones bien manejadas (FSC 2022). Entre los objetivos económicos-productivos de la actividad forestal que desarrolla, se menciona específicamente que *“la protección de hábitats de especies protegidas y/o amenazadas de la fauna natural es considerada en la implantación y manejo de forestaciones, prohibiéndose la caza y pesca en los predios”*. A su vez, el Establecimiento Las Marías S.A.C.I.F.A. es socio fundador de la Asociación Civil Consejo de Manejo Responsable de los Bosques y Espacios Forestales, entidad promotora de la Iniciativa Nacional FSC® en Argentina.

PRINCIPALES ESPECIES FORESTALES

Eucaliptos. La especie de eucalipto predominante en las plantaciones del GLM es *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden, especie originaria de la costa este de Australia, en los estados de Queensland y Nueva Gales del Sur (Di Marco 2014^a). Es una especie algo más exigente que los

pinos en cuanto al tipo de suelo, teniendo su óptimo en suelos altos y profundos, por lo que se lo suele plantar en lomadas. También se están efectuando ensayos con otras especies como *E. robusta* y *E. dunnii* (ELM 2017).

Pinos. Las dos principales especies de pinos que se cultivan en los predios del GLM son *Pinus elliottii* (Engelm.) y *Pinus taeda* L. Ambas son originarias del sudeste de Estados Unidos: el primero se distribuye desde Carolina del Norte y del Sur, hasta el Mississippi, llegando a los Cayos de Florida; la segunda especie se encuentra presente desde el este de Texas y centro de Florida hasta el sur de Nueva Jersey. Las dos se adaptado exitosamente a un amplio rango de condiciones ecológicas en nuestro país, alcanzando elevados niveles de productividad (Rebottaro y Cabrelli 2007, Di Marco 2014^b). Las plantaciones de *P. taeda* pertenecen a los orígenes comerciales *Marion*, *Livingston* y *Columbia* (Marcelo Rolón, com. pers.).

Desde 2008 existen también 718 ha plantadas con pinos híbridos (*Pinus elliottii* x *P. caribaea*) introducidos al país en 2006, procedentes del CSIR (Sudáfrica) (ELM 2017).

MANEJO DE LAS PLANTACIONES FORESTALES

Densidad de las plantaciones

En los predios del GLM la densidad de plantación varía de 800 a 1250 plantas por hectárea, de acuerdo a los sitios donde se realiza (lomas, medias lomas, bañados) y la especie utilizada, con un diseño que permita la cosecha mecanizada posteriormente (ELM 2017). Por lo general, *Eucalyptus grandis* y *Pinus taeda* se plantan en la parte alta y media de las lomas, mientras que *P. elliottii* se planta en zonas bajas y bañados. Las nuevas forestaciones reemplazan así a pajonales mesófilos e higrófilos, y ocasionalmente a capueras, pero al igual que en el resto de la provincia de Corrientes, no se desmontan rodales de bosque nativo para

plantar. También con cierta frecuencia luego de la tala rasa se vuelve a plantar en los mismos sitios.

El manejo que se aplica busca producir madera sólida de calidad, mediante un esquema de podas y raleos, sistema que varía según el sitio y la especie y variedad forestal. Teniendo en cuenta la importancia que poseen para determinar la estructura de los rodales, sobre todo el raleo, se describirán brevemente.

Poda

La poda es una técnica silvicultural que elimina las ramas para obtener madera de calidad, libre de nudos (Larocca *et al.* 2014). A menudo se aplica en dos pasos subsiguientes a diferentes alturas del tronco, primero en la llamada “poda baja” (3-4 m de altura) y segundo en una “poda alta” (6-8 m de altura) que tiene lugar al mismo tiempo que se realiza el raleo selectivo (Onyekwelu *et al.* 2011), aunque esto depende de la especie forestal. En los rodales del GLM, los pinos son podados por primera vez a los cuatro años, cuando poseen una altura total de aproximadamente 9 m, a unos 2.5-3 m, mientras que la segunda se realiza a los seis años de edad, a unos 5-5.5 m, cuando los árboles tienen cerca de 13 m de altura. Debido a la rapidez de su crecimiento, los eucaliptales son podados a los 2 y 3 años, a alturas de 3 y 6 m respectivamente, lo que constituiría su principal diferencia con los pinales (ELM 2017, María G. Villordo, com. pers.).

Raleo

Raleo es el proceso de remover una porción de los árboles de los rodales, principalmente para optimizar la calidad y la comercialización del cultivo final (Larocca *et al.* 2014, Calladine *et al.* 2018). Si bien a menudo se encuentran mercados para los productos del raleo (como fibra o biomasa para combustible), el proceso está principalmente dirigido a mejorar la forma de crecimiento de los árboles remanentes. Los principales objetivos del raleo forestal incluyen: (1)

reducir el número de árboles en un rodal para que los restantes tengan más espacio para el desarrollo de la copa y la raíz, lo que favorece el incremento del diámetro del tronco, (2) eliminar árboles muertos, moribundos, enfermos y cualquier otro árbol que pueda ser una fuente de infección o daño a los árboles sanos, (3) eliminar árboles de troncos pobres, por ejemplo, torcidos, bifurcados, árboles con ramificación indeseada, para que todos los incrementos futuros se concentren en árboles con la forma deseada de tronco, (4) favorecer a los árboles más vigorosos con la forma deseada de tronco, que probablemente formarán parte del cultivo final y (5) proporcionar un rendimiento financiero intermedio (raleo comercial) (Evans y Turnbull 2004, Calladine *et al.* 2018).

La disminución de la cobertura del dosel a través del raleo puede, dependiendo de las especies de árboles y el régimen del mismo, aumentar la luz que llega al suelo durante un tiempo, hasta que las copas de los árboles restantes crecen en los claros generados por el raleo. Esto, a su vez, puede promover o permitir el desarrollo de la vegetación del suelo y el estrato arbustivo. Sin embargo, la extensión del raleo temprano en plantaciones manejadas comercialmente a veces puede ser insuficiente para tener mucho efecto en las capas más bajas de la vegetación, especialmente cuando las intervenciones se limitan a cultivos relativamente jóvenes (Calladine *et al.* 2009).

En las forestaciones de pinos del GLM, el primer raleo se efectúa después de la primera poda, a los cinco años. Este raleo se considera “raleo perdido”, ya que no se aprovechan comercialmente los árboles cortados (Larocca *et al.* 2014). Como consecuencia del mismo, quedan aproximadamente 600 árboles en pie por hectárea. El segundo raleo se realiza a los 9 años, luego del cual quedan entre 300-400 pinos por hectárea (ELM 2017, Alejandro Azcarate, com. pers.). Los productos de este raleo sí son aprovechados, por lo que se lo denomina “raleo comercial”.

En los eucaliptales el “raleo perdido” se hace a los dos años de edad de la plantación, dejándose en pie aproximadamente 700 individuos por hectárea. A diferencia de los pinales, este raleo se realiza antes de la primera poda. El “raleo comercial” se ejecuta a los siete años, y el número de eucaliptos que quedan por hectárea es de aproximadamente 350 individuos (ELM 2017).

Destino productivo

Dado que la totalidad de la producción forestal del GLM está orientada a la producción de madera de calidad, el raleo se realiza en todos sus rodales. Esta es una gran diferencia con otras firmas forestales destinadas a la producción de pulpa para papel, en cuyo caso no importa el diámetro de los troncos, ni que sean rectos u otros parámetros de calidad para la obtención de madera, sino que importa el volumen cosechado por hectárea, razón por la cual en estas forestaciones no se practica el raleo (Larocca *et al.* 1995, Trentini *et al.* 2017).

COSECHA FORESTAL

La cosecha forestal o tala rasa, consiste en el corte de todos los individuos de un rodal para su aprovechamiento. La edad a la que se realiza varía según la especie, el destino de la madera, y los requerimientos del mercado (Onyekwelu *et al.* 2011, Calladine *et al.* 2018). En las forestaciones del GLM, los pinos se talan entre 18-20 años, mientras que los eucaliptos, de crecimiento más rápido, ya se cosechan a los 12-15 años (ELM 2017). En el caso de estos últimos, suele producirse rebrote a partir de las cepas después de la tala. Si el rebrote es bueno, se permite el crecimiento y desarrollo de nuevos individuos bajo manejo, para obtención de madera (Alejandro Azcarate, com. pers.; Fig. 2.7).



Figura 2.7. **A)** Cosecha forestal: carga de los troncos de pinos recientemente talados para su transporte al aserradero. **B)** Loma después de la tala rasa de una plantación de *Pinus taeda*. **C)** Individuos de *Eucalyptus grandis* rebrotando a partir de las cepas, tiempo después de la tala rasa. Nótese la presencia de elementos de la capuera de *Trema micrantha* y *Solanum granuloso-leprosum* que crecen en el espacio libre dejado por el eucaliptal.

CAPÍTULO III

DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES



Forestación de *Pinus taeda* L. con sotobosque.

CAPÍTULO III

DIVERSIDAD DE ESPECIES LEÑOSAS EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES

INTRODUCCIÓN

Los bosques –considerando tanto bosques nativos como plantaciones forestales– cubren aproximadamente 4 000 millones ha en todo el planeta, lo que constituye el 31% de la superficie de tierras emergidas. De ese total, el 7% corresponde a forestaciones (FAO 2022). A pesar de que éstas representan una proporción mucho menor que la superficie destinada a la agricultura (38%, FAO 2020), proporcionan múltiples bienes a la sociedad (maderas y derivados), fortalecen las economías locales y generan empleo, además de proporcionar varios servicios ecosistémicos (p. ej., secuestro de carbono) (Castaño-Villa *et al.* 2019). No obstante, han generado controversias por su impacto potencial sobre los ecosistemas naturales, principalmente sobre la biodiversidad (Zurita 2019, 2021). Las plantaciones forestales comerciales son consideradas ecosistemas artificiales, compuestos por un reducido número de especies de árboles de rápido crecimiento, que pueden ser especies exóticas, especies nativas no locales o especies nativas que habitualmente no forman masas extensas y puras, que no pueden proporcionar los múltiples bienes y servicios disponibles en los ambientes naturales, y por sostener menor biodiversidad en relación a éstos (Hartley 2002, Bremer y Farley 2010, Jones *et al.* 2018, FAO 2012, 2022).

Otro aspecto negativo es que estas forestaciones son plantadas en sitios donde previamente existían formaciones vegetales nativas como bosques, matorrales o pastizales, a los que reemplazan. Esto produce la alteración de la estructura y la composición de la vegetación de un área determinada, que pueden ser más simples y con menor capacidad de

albergar comunidades faunísticas aproximadamente originales (Humes 1999). Como resultado, la respuesta de las especies que conforman un ensamble es variable, algunas especies no responden a ciertas perturbaciones o son beneficiadas, mientras que otras son perjudicadas (Ordano *et al.* 2008, Maklakov *et al.* 2011, Mikusinski *et al.* 2018^a).

A diferencia de lo que ocurre en otras áreas del mundo y del nordeste de Argentina, donde se talan selvas, bosques y otras comunidades leñosas para posteriormente forestar con especies exóticas (*e.g.* Montagnini y Jordan 2005, Kremen y Miles 2012, Brockerhoff *et al.* 2013, Trentini *et al.* 2017), en la provincia de Corrientes las forestaciones se plantan en áreas abiertas ocupadas por comunidades herbáceas. Esto constituye una preocupación creciente en la región, debido al avance sostenido de la superficie forestal sobre pajonales y pastizales a los que desplazan, como así también a especies de animales asociadas a ellos (*e.g.* Eskuche 1992, Fontana 1996, Giraud *et al.* 2003, Dias *et al.* 2013, Brazeiro *et al.* 2018, Aves Argentinas 2019, Vaccaro *et al.* 2019). En consecuencia, cabría esperar que especialistas de ambientes abiertos sean las especies más vulnerables a este cambio de uso del suelo, mientras que otras, vinculadas a bosques o generalistas, eventualmente se vieran beneficiadas (Brazeiro *et al.* 2018). Por esta razón, los estudios de los efectos del establecimiento de árboles exóticos en áreas originalmente cubiertas por comunidades herbáceas han adquirido gran importancia (Richardson 1998, Simberloff *et al.* 2002, Jobbágy *et al.* 2006, Brazeiro *et al.* 2018, Jacoboski *et al.* 2019).

Aun cuando las forestaciones puedan tener efectos detrimentales sobre las comunidades herbáceas en las que son plantadas (Yezzi *et al.* 2018, Contreras *et al.* 2021), no carecen del potencial de albergar biodiversidad, sobre todo en comparación a otros usos más intensivos de la tierra como la agricultura (Hartley 2002, Lindenmayer y Franklin 2002, Brockerhoff *et al.* 2008, van Bodegom *et al.* 2008, Castaño-Villa *et al.* 2019). Adicionalmente pueden ser de gran importancia en áreas donde queda poco bosque natural (Coote *et al.* 2012) como en el nordeste

de Corrientes, donde por otra parte salvo contadas excepciones, sus bosques muestran signos de degradación por tala selectiva y el ingreso del ganado vacuno (Carnevali 1994). En este contexto, especies de plantas y animales propios de bosques podrían encontrar en las plantaciones forestales hasta cierto punto, un ambiente más favorable en comparación con pastizales y cultivos agrícolas (Brazeiro *et al.* 2018). Por lo tanto, en un entorno donde la presión de la actividad agroindustrial es creciente sobre los ambientes naturales, las forestaciones representan una oportunidad para la búsqueda de sistemas que permitan la minimización de impactos negativos sobre el paisaje y el mantenimiento de la biodiversidad, en particular si las prácticas de manejo utilizadas son sustentables y poco agresivas con el ambiente (Carle y Hombreg 2008, Brockerhoff *et al.* 2008, Calladine *et al.* 2018).

Para incluir la biodiversidad vegetal en la planificación de las plantaciones se necesita una comprensión de las posibles variables que influyen en ella, como la gestión forestal, factores edáficos y la historia del uso de la tierra (Eycott *et al.* 2006). Esto debería permitir la adopción de prácticas silviculturales que posibiliten el crecimiento de la vegetación del sotobosque forestal, que ayude a conservar las poblaciones de especies de plantas nativas, las cuales proporcionan alimento y refugio a las aves y otras especies animales (*e.g.* Stallings 1991, Wallace 1998, Taki *et al.* 2010, Brukas *et al.* 2013, Trentini *et al.* 2017). De esta manera, el desarrollo de árboles y arbustos nativos dentro o adyacentes a una plantación puede incrementar su diversidad y ser un mecanismo eficaz para aumentar el valor de las plantaciones administradas comercialmente para la conservación de la naturaleza (Bibby *et al.* 1989, Barrientos 2010, Wilson *et al.* 2010, Calladine *et al.* 2013). Simultáneamente, la existencia del sotobosque puede proporcionar otros beneficios como disminuir la acidificación del suelo, mejorar los rasgos funcionales de las comunidades microbianas del mismo y la descomposición de la hojarasca, como así también el aumento de los hongos descomponedores en las

forestaciones (Fu *et al.* 2015, Ashton-Butt *et al.* 2018, Gatti *et al.* 2019), por lo que otros procesos ecológicos podrían ser mejorados en el interior de las forestaciones.

No obstante lo señalado, las plantas han sido el taxón menos estudiado como indicador de biodiversidad en forestaciones (Stephens y Wagner 2007; Coote *et al.* 2012). En el Cono Sur de Sudamérica, son escasos los estudios sobre la vegetación nativa en plantaciones forestales en relación al manejo de éstas. En Chile, Guerrero y Bustamante (2007) observaron el crecimiento de especies nativas en plantaciones de *Pinus radiata*; en Brasil, Lima y Vieira (2013) hallaron que la riqueza específica de plantas nativas en monocultivos forestales en la Amazonia Central fue similar a los bosques primarios adyacentes; Gabriel *et al.* (2013) por su parte, destacaron la importancia de los eucaliptales para muchas especies de plantas, entre ellas, árboles y arbustos considerados en peligro de extinción.

En Argentina, en las últimas tres décadas se publicaron aproximadamente 50 estudios referidos a biodiversidad en plantaciones forestales, de los cuales solo el 15% se refirió a la vegetación nativa presente en éstas (Zurita 2021). Entre ellos, Paritsis y Aizen (2008) señalaron que la sustitución del bosque de *Nothofagus dombeyi* por forestaciones de coníferas exóticas, disminuyó la riqueza, abundancia y equitatividad de plantas nativas en la Patagonia. Pinazo *et al.* (2004) registraron una menor diversidad del estrato arbustivo en las plantaciones de *Araucaria angustifolia* en comparación al bosque nativo, en el norte de Misiones. No obstante, en esta misma provincia, Trentini *et al.* (2017) registraron un sotobosque denso y diverso en forestaciones de *Pinus taeda* manejadas mediante raleo. En Corrientes, Barrett y Tressens (1996) estudiaron la vegetación nativa presente en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en el nordeste de la provincia, y señalaron la importancia de las prácticas silviculturales y la cercanía de rodales de bosque nativo para el desarrollo de la misma.

Tal como se observa en la reseña precedente, los resultados obtenidos son disímiles, incluso en las mismas áreas geográficas. Por lo tanto, considerando el impulso que en los

últimos años ha tenido la industria forestal, particularmente en el nordeste argentino, es necesario contar con mayor información sobre el rol de las prácticas forestales en la conservación de la biodiversidad, como medio de minimizar sus impactos (Contreras *et al.* 2021). Zurita (2021) resalta la casi nula información básica disponible de las forestaciones situadas en los Campos y Malezales en relación a otras áreas del país, y por lo tanto, las limitaciones para generar recomendaciones de manejo sustentable. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es brindar información sobre la diversidad y comparar la riqueza, composición y estructura del ensamble de plantas en bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos manejadas mediante raleo, en el nordeste de la provincia de Corrientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Ubicación del área de estudio, clima, geología, relieve y vegetación fueron descriptos en el Capítulo II, correspondiente al Sistema de Estudios.

Selección de sitios y muestreo de la vegetación

En la primera etapa, entre enero y marzo de 2013 se realizó una prospección a pie para la selección de los sitios de muestreo y el diseño de muestreo en el campo (Fig. 3.1). En el caso de la Selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia*, se tuvo en cuenta que los rodales tuvieran una estructura aproximadamente normal, con los estratos correspondientes, según las descripciones de Eskuche (1986). Dado que el Bosque de *Myracrodruon balansae* y *Helietta apiculata* se encuentra en reducida extensión y en sitios muy distantes entre sí, se optó por no considerarlo para este estudio. En el caso de las forestaciones, se buscaron rodales de eucaliptos

y pinos que tuvieran un sotobosque de especies leñosas nativas, y otros que carecieran del mismo (Fig. 3.2). Aunque en un caso se instalaron transectas en un rodal de *Eucalyptus robusta* con sotobosque, se optó por no distinguir en los análisis entre esta especie y *E. grandis*, sino considerarlas como *Eucalyptus* spp., ya que ambas especies no difieren estructuralmente. A lo largo de esta prospección resaltó la imposibilidad de ubicar los rodales donde realizar los muestreos de manera aleatoria o sistemáticamente por varias razones, entre ellas el que muchos de los rodales carecieran de la estructura requerida para el trabajo, o bien que fuera difícil garantizar el acceso a los mismos a lo largo del año, por estar ubicados en sectores inundables y casi imposibles de transitar salvo en periodos prolongados sin lluvias, o por su ubicación excesivamente distante, lo que dificultaría la llegada hasta ellos. Esta también fue la razón por la que se descartaron los rodales de *P. elliotii*. Por lo expuesto, y con la cooperación de personal del GLM, se inspeccionaron otros sitios que cumplieran con los requisitos para desarrollar el trabajo. Lamentablemente, en la segunda mitad de 2013, al comienzo de los muestreos, parte de los rodales seleccionados fueron talados, razón por la que hubo que reiniciar el proceso de selección de nuevos sitios de muestreo, lo que determinó que los muestreos comenzaran el año siguiente.

Los sitios seleccionados estuvieron ubicados en los sectores productivos del GLM que se mencionan a continuación (Fig. 3.1):

-Selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia* (en adelante, Bosque nativo): Tres Capones, El Carmelo, Robert, Calzada de Piedra, Yohazá V.

-Pinal con sotobosque: Robert, Calzada de Piedra, Tubomet, Yohazá Viejo.

-Pinal sin sotobosque: Yohazá V, Robert, Calzada de Piedra.

-Eucaliptal con sotobosque: Yohazá Viejo, San Justo (Vuelta Grande), San Justo (Loma 15).

-Eucaliptal sin sotobosque: Hojman (tres rodales separados entre sí).

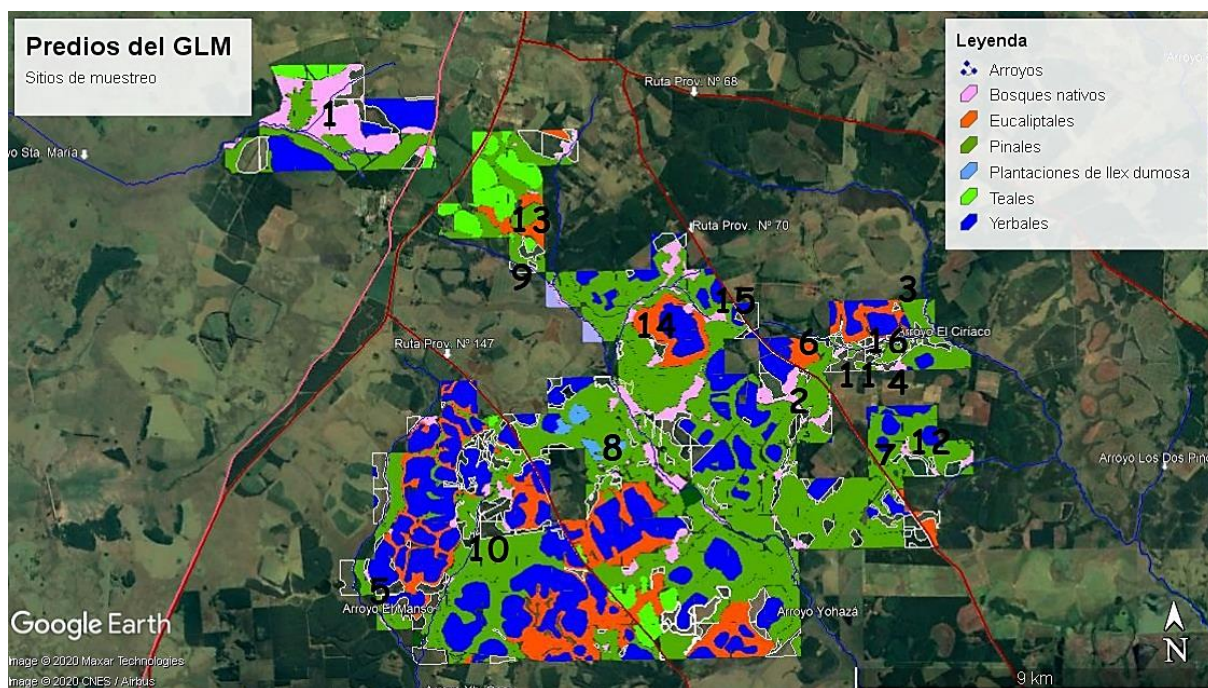


Figura 3.1. Ubicación de los sitios de muestreo en predios del Grupo Las Marías. **Referencias:** 1 a 5, bosque nativo; 6 a 9, pinal con sotobosque; 10 a 12, pinal sin sotobosque; 13 a 15, eucaliptal con sotobosque; 16, eucaliptal sin sotobosque.

Para la descripción de la vegetación se utilizó el método de Gentry (1982). En cada una de las cinco unidades ambientales se marcaron 10 parcelas de 50 x 2 m, en las cuales se registraron todas las especies de plantas leñosas (árboles y arbustos) con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 5 cm. Esto permitió una mejor representación del sotobosque, formado en gran proporción por arbustos y renuevos de árboles establecidos. Para evitar el efecto del borde, las transectas siempre fueron ubicadas a distancias de por lo menos 50 m de los límites de los rodales. En cada transecta se registraron las especies presentes, la forma de crecimiento, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura. Las plantas herbáceas, trepadoras y epífitos, no fueron consideradas. La identificación a campo se realizó mediante guías de la flora nativa (Peña-Chocarro *et al.* 2006, Soria *et al.* 2011, Fontana 2012). Los ejemplares no identificados a campo fueron colectados y herborizados para su posterior identificación por especialistas del Instituto de Botánica del Nordeste (CTES) y del Herbarium

Humboldtianum (CTESN) de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura de la Universidad Nacional del Nordeste.



Figura 3.2 A) Interior de un rodal de la selva de *Parapiptadenia rigida* y *Nectandra angustifolia*. B) Forestación de *Pinus taeda* con sotobosque de especies nativas. C) Otro rodal de la misma especie, pero sin sotobosque. D) Forestación de *Eucalyptus grandis* con sotobosque, y E) sin sotobosque.

La forma de crecimiento de las especies registradas, mecanismos de dispersión y tolerancia a la luz solar y a la sombra (especies heliófilas y esciófilas, respectivamente), fueron obtenidos de van der Pijl (1982), Barrett y Tressens (1996), Giraudo y Abramson (1998), Peña-Chocarro *et al.* (2006), Ramos *et al.* (2008), Kuhlmann (2012) y Kuhlmann y Ribeiro (2016). Para establecer el estado de conservación de las especies de plantas registradas, se consultó la lista roja de la IUCN (2020) para las categorías de amenaza a nivel internacional, dada la falta de listados regionales. Dichas categorías indican la situación global de las especies vegetales consideradas. La nomenclatura de las plantas se basó en el Catálogo de la Flora del Cono Sur (Instituto de Botánica Darwinion 2018).

Análisis de datos

Se construyeron curvas de extrapolación de especies usando los procedimientos descritos por Colwell y Coddington (1994) y Colwell *et al.* (2004), que permiten estimar el número adicional de especies que un conjunto de muestras del mismo ensamblaje rendiría duplicando o triplicando las mismas (Colwell *et al.* 2004). Las curvas de extrapolación fueron realizadas con los paquetes iNEXT (Hsieh *et al.* 2019) y ggplot2 (Wickham *et al.* 2019) del programa R (R Development Core Team 2019).

Las variables consideradas en cada caso fueron riqueza, abundancia, diversidad (índice de Shannon-Wiener), equitatividad (Magurran 2004), densidad y dominancia (expresada en m² de troncos por unidad de superficie), esta última obtenida a partir de la conversión de los valores del DAP a área basal, definida como la suma por unidad de superficie de todos los fustes a nivel del DAP (Cain y Castro 1959, Longhi *et al.* 2000). Según el supuesto de normalidad (test de Shapiro-Wilks) y homogeneidad de varianza (test de Levene), fueron comparadas mediante

pruebas paramétricas (ANOVA) y no paramétricas (test de Kruskal-Wallis), y sus correspondientes análisis *a posteriori* (test de Tukey e Intervalos LSD de Fisher con la corrección FRD, respectivamente). Para comparar la composición florística del sotobosque en los distintos ambientes, las muestras fueron cotejadas mediante la técnica de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) (Legendre y Legendre 1998, López-Gonzalez y Sánchez 2010), usando el índice de similitud de Jaccard (Magurran 2004). Para este análisis, se removieron de la base de datos las especies de pinos y eucaliptos, como así también las parcelas que quedaron vacías luego de la remoción. Estos análisis fueron corridos mediante los paquetes Vegan (Oksanen *et al.* 2019), Car (Fox *et al.* 2019) y Agricolae (de Mendiburu y Yaseen 2020) del programa R (R Development Core Team 2020).

RESULTADOS

Riqueza, abundancia y diversidad

En 50 transectas, con una superficie total de 5000 m², fueron registrados 598 individuos pertenecientes a 58 especies de plantas de 27 familias (Tabla 3.1). Tres de las especies corresponden a aquellas exóticas que conforman las forestaciones (*Eucalyptus grandis*, *E. robusta* y *Pinus taeda*), y otras tres, también exóticas y cultivadas ampliamente en el nordeste argentino (*Persea americana*, *Hovenia dulcis* y *Citrus limon*) fueron halladas asilvestradas en rodales de bosque nativo y forestaciones (Tabla 3.1). Los bosques nativos tuvieron la mayor riqueza de plantas (41 especies, 71% del total), seguido por el eucaliptal con sotobosque (25 especies), siendo el eucaliptal sin sotobosque el que presentó la menor riqueza (1 especie) (Tabla 3.1, Fig. 3.3). El bosque nativo contó además con el mayor número de especies exclusivas (26), en tanto las forestaciones oscilaron entre seis especies y cero (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Familias, especies y número de individuos de árboles y arbustos registrados en el bosque nativo y en forestaciones del Grupo Las Marías. Se indica además el número de especies exclusivas de cada ambiente. **Referencias:** **BN**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **PSS**, pinal sin sotobosque; **ESS**, eucaliptal sin sotobosque.

Familias y Especies	BN	ECS	PCS	PSS	ESS
Apocynaceae					
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.		3			
Aquifoliaceae					
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	1	3	2		
Arecaceae					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	4				
Araliaceae					
<i>Aralia warmingiana</i> (Marchal) J. Wen		1			
Boraginaceae					
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	4				
Celtidaceae					
<i>Celtis</i> sp.	1	1	5		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		2	1		
Combretaceae					
<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.) Lillo	2				
Euphorbiaceae					
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	25				
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.		1			
<i>Sapium haematospermum</i> Müll. Arg.			1		
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	3				
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	9				
Fabaceae					
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	3				
<i>Inga marginata</i> Willd.	5				
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	4				
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	7				
Lamiaceae					
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1				
Lauraceae					

<i>Nectandra angustifolia</i> (Schrad.) Nees & Mart.	4		
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	7	14	3
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	5	1	
<i>Persea americana</i> Mill.		1	
Meliaceae			
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	6		
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.		1	2
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	2	2	
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	4		
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	9		
Monimiaceae			
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	4		
Moraceae			
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	2		
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & Wess.Boer	5		
Myrtaceae			
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	3		
<i>Eucalyptus</i> spp.		100	81
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	2		
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	1	
<i>Myrcia oblongata</i> DC.			1
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	11	1	
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	4		
Pinaceae			
<i>Pinus taeda</i> L.		40	67
Primulaceae			
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	2		
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Otegui	2		
Rhamnaceae			
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	1		1
Rubiaceae			
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltldl.	2		
Rutaceae			
<i>Citrus limon</i> L.		5	1
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	2		

<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	6				
Salicaceae					
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	2	6		
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler					1
Sapindaceae					
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	16	1			
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6	8	10	1	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	6				
Sapotaceae					
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	4				
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.		1	8	1	
<i>Pouteria gardneriana</i> (A. DC.) Radlk.	4	1			
Solanaceae					
<i>Cestrum guaraniticum</i> Chodat & Hassl.		2	3		
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	1	2	1		
Tiliaceae					
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	5	1			
Urticaceae					
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul		3	1		
Verbenaceae					
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	2		2		
Número de individuos	191	163	92	71	81
Número total de especies	41	25	17	5	1
Especies exclusivas	26	6	2	1	-

Las curvas de extrapolación muestran que, si se duplicara el número de individuos muestreados, la riqueza de especies se incrementaría muy poco en el bosque, aunque algo más en las forestaciones de pinos y eucaliptos con sotobosque (Fig. 3.3). En el pinal sin sotobosque no obstante, aumentando el esfuerzo de muestreo habría un incremento de la diversidad si se registrasen más individuos (Fig. 3.3). Un caso aparte lo constituye el eucaliptal sin sotobosque, el cual presentó una única especie, y la intensificación del muestreo no llevaría a un aumento de la diversidad (Fig. 3.3).

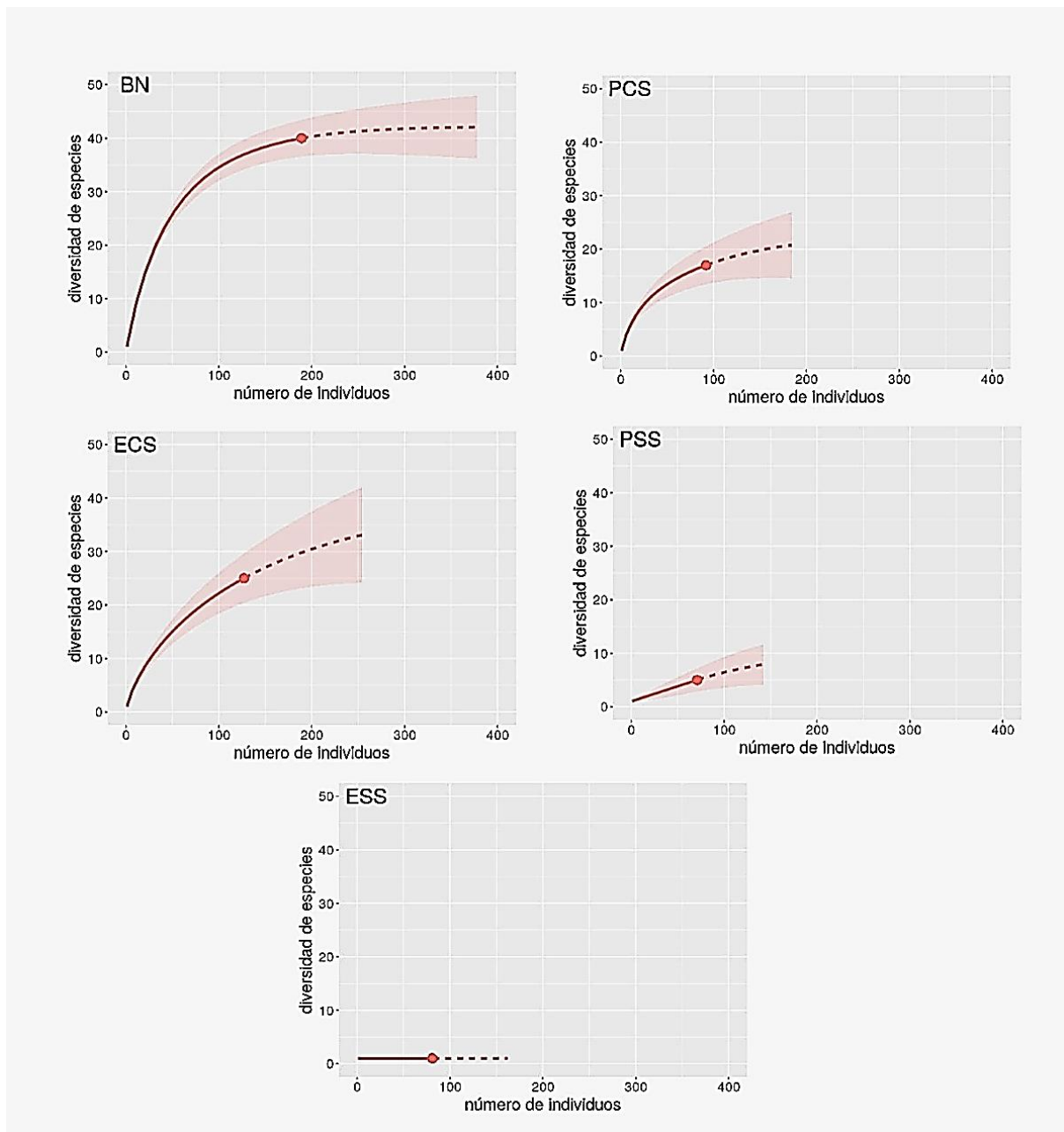


Figura 3.3. Curvas de extrapolación observadas del bosque nativo y las forestaciones de pinos y eucaliptos. **BN:** bosque nativo; **PCS:** pinal con sotobosque; **ECS:** eucaliptal con sotobosque; **PSS:** pinal sin sotobosque; **ESS:** eucaliptal sin sotobosque. La línea continua indica los datos interpolados, y la línea interrumpida, los datos extrapolados. El área coloreada en torno a la línea indica el intervalo de confianza a 95%.

¿Hubo diferencias en la riqueza y abundancia de plantas entre ambientes?

La riqueza específica presentó diferencias altamente significativas entre los ambientes estudiados. El bosque nativo tuvo la mayor riqueza, seguido por los eucaliptales y pinales con sotobosque, mientras que los eucaliptales sin sotobosque tuvieron la menor riqueza (Tabla 3.2). Las comparaciones *a posteriori* (test de Intervalos LSD de Fisher) confirmaron las diferencias entre ambientes, con las forestaciones sin sotobosque agrupadas aparte del bosque nativo y las forestaciones con sotobosque (Fig. 3.4 A).

Tabla 3.2. Sumario de riqueza de especies, abundancia, diversidad (Shannon-Wiener), equitatividad, densidad (ind. /0.1 ha) y dominancia (m²/0.1 ha) de plantas en bosques nativos (BON), eucaliptales y pinales con sotobosque (ECS, PCS) y pinales y eucaliptales sin sotobosque (PSS, ESS). Se indica media \pm desvío standard. Se brindan los valores de los tests de Kruskal-Wallis (*H*) y ANOVA (*F*) y sus valores de significancia.

VARIABLES	BON	ECS	PCS	PSS	ESS	Test
Riqueza media	9.7 \pm 2.31	5.4 \pm 1.71	4.1 \pm 1.28	1.4 \pm 0.51	1.0 \pm 0.00	<i>H</i> = 43.95 <i>p</i> = 6.572e-09
Abundancia	18.9 \pm 5.62	12.7 \pm 3.46	9.2 \pm 2.39	7.1 \pm 1.37	8.1 \pm 1.59	<i>H</i> = 32.986 <i>p</i> = 1.203e-06
Diversidad (<i>H'</i>)	2.034	1.308	1.204	0.170	0.000	<i>H</i> = 44.039 <i>p</i> = 6.297e-09
Equitatividad	0.90 \pm 0.06	0.79 \pm 0.12	0.88 \pm 0.05	-	-	<i>F</i> = 12.76 <i>p</i> = 1.5e-05
Densidad	189 \pm 56.26	127 \pm 34.65	81 \pm 15.95	92 \pm 23.94	71 \pm 13.70	<i>H</i> = 32.986 <i>p</i> = 1.203e-06
Dominancia	3.11 \pm 2.28	2.80 \pm 1.85	3.90 \pm 1.25	5.10 \pm 1.33	3.37 \pm 1.08	<i>F</i> = 3.102 <i>p</i> = 0.0245

La abundancia también presentó diferencias altamente significativas entre bosque nativo y forestaciones. La mayor abundancia se registró en el primero, en segundo lugar, el eucaliptal con sotobosque. El pinal sin sotobosque que tuvo una riqueza ligeramente mayor al

eucaliptal sin sotobosque, sin embargo presentó una abundancia menor que éste (Tabla 3.2, Fig. 3.4 B).

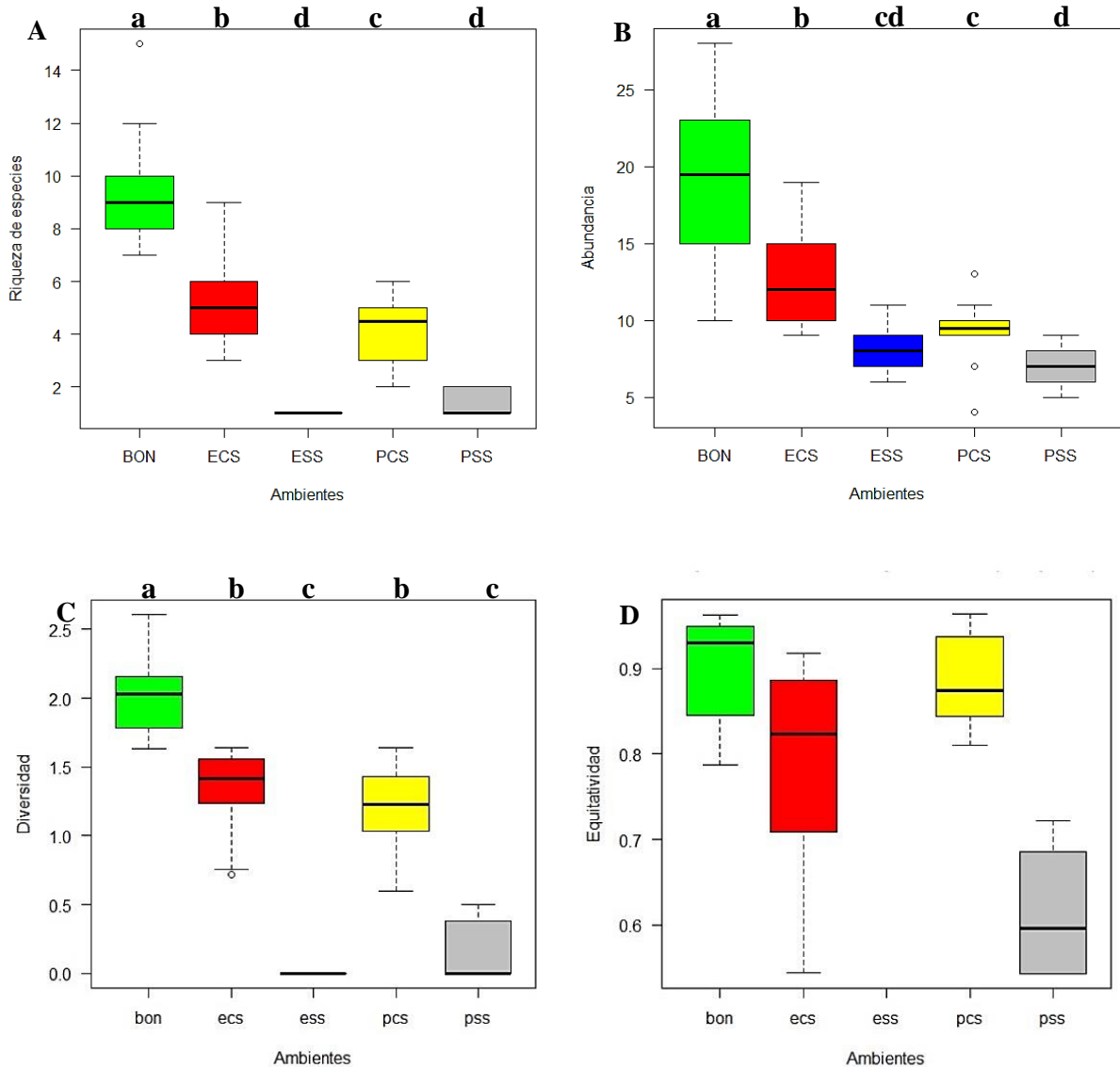


Figura 3.4. Agrupamiento resultante de la aplicación del LSD de Fisher. **A)** Riqueza de plantas por ambiente; **B)** Abundancia en cada uno de los ambientes; **C)** Diversidad de plantas; **D)** Equitatividad en cada ambiente (excepto el eucaliptal sin sotobosque), según el test de Tukey (HSD). Se observan diferencias significativas entre el PSS y los otros ambientes ($p < 0.00$) en todas las comparaciones. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **ESS** y **PSS**, eucaliptal y pinal sin sotobosque.

¿Qué ambientes presentaron mayor diversidad y equitatividad?

La mayor diversidad (H') se registró en el bosque nativo, seguido por el eucaliptal con sotobosque y el pinal con sotobosque, que justamente habían presentado las mayores riquezas y abundancias (Tabla 3.2, Fig. 3.4 C). Este último, a pesar de ubicarse en tercer lugar respecto a la diversidad, mostró un valor de equitatividad casi igual al del bosque (Tabla 3.2). Como se esperaba, las forestaciones sin sotobosque mostraron los menores valores de diversidad, siendo extremo el caso del eucaliptal (0.000), aunque también ambos expusieron equitatividad nula (Tabla 3.2, Fig. 3.4 D). Dado que el tamaño de muestra fue similar en todos los ambientes, estos valores no pueden ser adjudicados a diferencias en el esfuerzo de muestreo.

Densidad y dominancia por ambiente

La densidad de plantas varió significativamente entre los distintos ambientes, habiéndose registrado mayor número de individuos en el bosque nativo, seguido por el eucaliptal y el pinal con sotobosque, y en último lugar se situaron las forestaciones sin sotobosque, siendo entre estas dos últimas el eucaliptal el que presentó el número de individuos más bajo (Tabla 3.2, Fig. 3.5 A).

No obstante, y contrariamente a lo que podría esperarse considerando los valores de densidad, la mayor dominancia se encontró en los pinales sin sotobosque. Esto se debería a que los pinos en estas forestaciones poseen diámetros de troncos superiores a aquellos presentes en el bosque nativo y en las plantaciones con sotobosque (Tabla 3.2, Fig. 3.5 B).

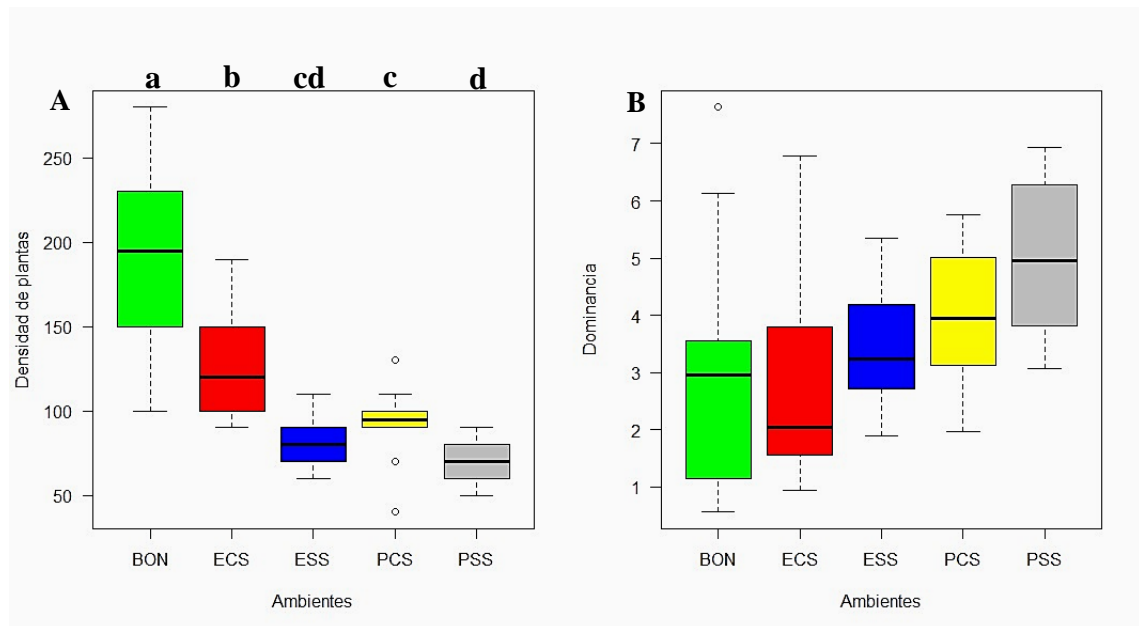


Figura 3.5. A) Comparaciones de densidad y B) dominancia de plantas en cada ambiente. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **ESS** y **PSS**, eucaliptal y pinal sin sotobosque. En A), letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre ambientes (Test de Intervalos LSD de Fisher). En B), el PSS y ECS presentaron diferencias estadísticas significativas entre sí (Test de Tukey; $p=0.002$).

¿Hubo diferencias en la composición florística?

El Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) basado en la ocurrencia de las especies de plantas luego de la remoción de las especies de pinos y eucaliptos, obtuvo un valor de stress aceptablemente bajo (0.14), y demostró que la composición florística entre los ambientes estudiados fue muy diferente entre sí, y particularmente con el bosque nativo (PERMANOVA $F=1.98$, $p=0.001$). El gráfico elaborado (Fig. 3.6) expone los resultados señalados.

En todos los ambientes la forma de crecimiento predominante fueron los árboles, que constituyeron entre el 75 y 90% de las especies presentes (Tabla 3.3). No se incluyeron en este cálculo a las especies de pinos y eucaliptos, y por lo tanto, se dejó fuera al eucaliptal sin sotobosque, integrado por una sola especie implantada (*Eucalyptus grandis* o *E. robusta*).

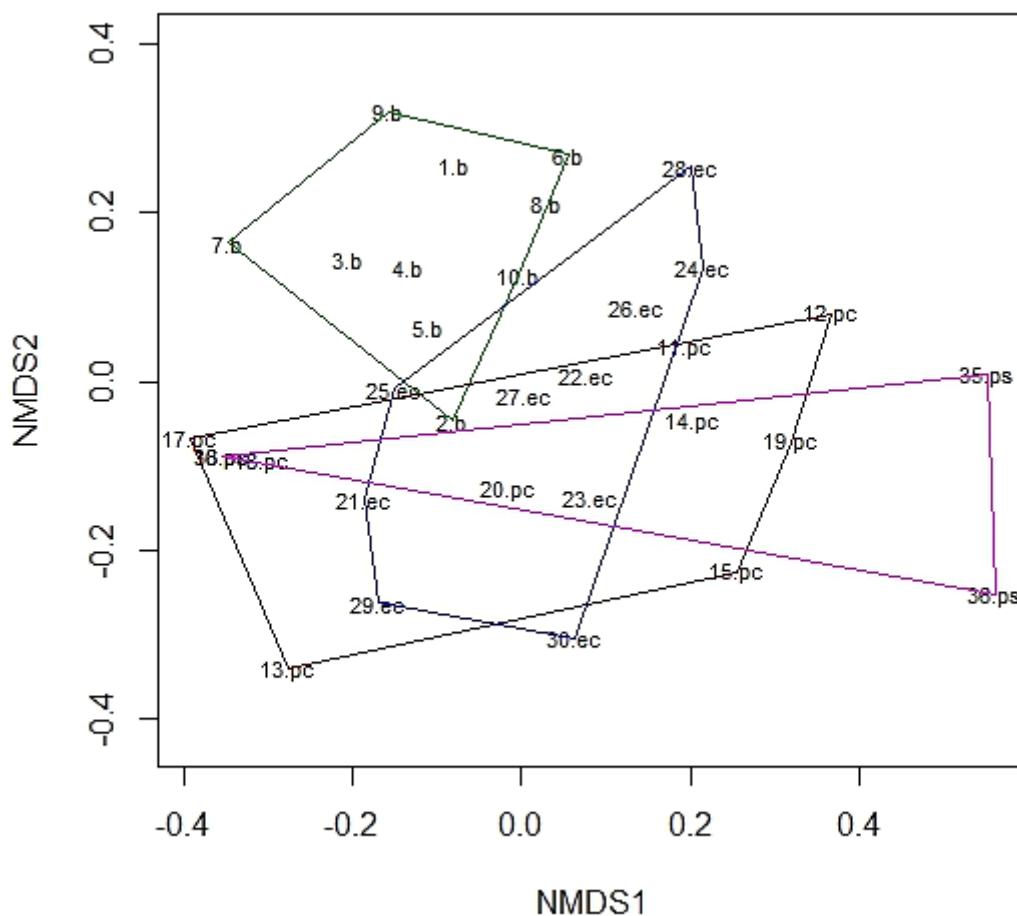


Figura 3.6. Diagrama de ordenación NMDS para las forestaciones y el bosque nativo en los predios del Grupo Las Marías. Donde, **b**: bosque nativo; **ec**: eucaliptal con sotobosque; **pc**: pinal con sotobosque; **ps**: pinal sin sotobosque. Los números corresponden a las parcelas.

El bosque nativo presentó tres mecanismos de dispersión de los árboles y arbustos registrados, autocoria (dispersión por mecanismos propios de la planta), anemocoria (dispersión por viento) y zoocoria (dispersión por animales). Ninguna de las forestaciones contó con especies autocóricas, y solo el eucaliptal con sotobosque tuvo especies anemocóricas, en muy baja proporción (8%, Tabla 3.3). Las especies zoócoras predominaron en todos los ambientes, constituyendo entre 75 y 100% del total en cada uno. Se trató en todos los casos de árboles y arbustos con frutos carnosos (*e.g.* especies de *Arecaceae*, *Aquifoliaceae*, *Lauraceae*, *Myrtaceae*,

Sapotaceae, Solanaceae) y otros con arilos carnosos o sarcotesta (*e.g.* Apocynaceae, Meliaceae, Sapindaceae) (Tabla 3.3), todas ellas consumidas y dispersadas por aves y mamíferos.

Respecto a la tolerancia o afinidad de las especies a la luz y sombra, en el bosque nativo un porcentaje importante (59%) estuvo integrado por especies esciófilas. En los restantes ambientes, las especies esciófilas y heliófilas estuvieron representadas por porcentajes aproximadamente equivalentes, salvo en el pinal con sotobosque, donde las heliófilas constituyeron el grupo predominante (70% del total, Tabla 3.3).

Tabla 3.3. Especies de árboles y arbustos en cada ambiente según forma de crecimiento, modos de dispersión y tolerancia a la luz solar. Se han excluido las especies forestales cultivadas. Referencias: **A**, árbol; **a**, arbusto. **Auto**, Autocoria; **Anem**, Anemocoria; **Zooc**, Zoocoria. **Hel**, especie heliófila; **Esc**, especie esciófila. Entre paréntesis, representación porcentual.

Ambiente	Forma de crecimiento		Dispersión			Tolerancia a la luz	
	A	a	Auto	Anem	Zooc	Hel	Esc
BN	37 (90)	4 (10)	4 (10)	6 (15)	31 (75)	17 (41)	24 (59)
ECS	23 (92)	2 (8)	-	2 (8)	23 (92)	11 (46)	13 (54)
PCS	17 (88)	2 (12)	-	-	17 (100)	12 (70)	5 (30)
PSS	3 (75)	1 (25)	-	-	4 (100)	2 (50)	2 (50)

¿Las forestaciones albergan especies de plantas amenazadas?

Dado que no se dispone de una lista de especies de plantas argentinas amenazadas, se utilizó la categorización de la IUCN (International Union for Nature Conservation) (2020). Según estos criterios, se identificaron cinco especies de árboles en alguna de las categorías de amenaza: una “casi amenazada”, una “vulnerable”, una “en peligro” y dos con “datos insuficientes”, que no permiten su inclusión en alguna de las otras categorías. Cuatro de estas especies fueron halladas en el bosque nativo, cuatro en el eucaliptal con sotobosque, y dos en el pinal con sotobosque (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Especies amenazadas presentes en el bosque nativo y forestaciones con sotobosque en predios del Grupo Las Marías. Las cifras indican el número de individuos registrado. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque. Las categorías de especies globalmente amenazadas (IUCN 2020) corresponden a: **NT**, casi amenazada; **VU**, vulnerable; **EN**, en peligro; **DD**, datos insuficientes.

Especies	BON	ECS	PCS	Categoría
<i>Ilex paraguariensis</i>	1	3	2	NT
<i>Myrocarpus frondosus</i>	7			DD
<i>Cedrela fissilis</i>		1	2	VU
<i>Myrcianthes pungens</i>	11	1		EN
<i>Luehea divaricata</i>	5	1		DD

DISCUSIÓN

Aunque los bosques nativos son más adecuados como hábitat para una variedad más amplia de especies de plantas que las forestaciones, existen evidencias de que éstas pueden proporcionar un hábitat relativamente valioso en comparación a otras explotaciones agrícolas (*e.g.* Keenan *et al.* 1997, Carnus *et al.* 2006, Lima y Vieira 2013). De esta manera, pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad, incluso albergando algunas especies en peligro de extinción (Brockerhoff *et al.* 2008, Onyekwelu *et al.* 2011, Gabriel *et al.* 2013). El potencial de las forestaciones para albergar especies de plantas nativas está determinado por una serie de factores que incluyen el uso anterior de la tierra, las especies de árboles plantados y las prácticas de manejo (Bremer y Farley 2010, Brockerhoff *et al.* 2008, Paquette y Messier 2010, Irwin *et al.* 2014, Zurita 2019). Mientras otros estudios en la región evaluaron la diversidad de forestaciones plantadas donde antes hubo bosques nativos y destinadas a papel (*e.g.* Pinazo *et al.* 2004, Trentini *et al.* 2017), en este estudio se evalúa la diversidad en forestaciones donde

antes hubo pastizales naturales y destinadas a la obtención de madera, pero que a su vez permiten la instalación del bosque nativo donde antes no estaba presente. Por lo tanto, este estudio presenta características particulares, que lo distinguen de otros realizados en el nordeste argentino.

Riqueza, abundancia y diversidad

Como se esperaba, el bosque nativo presentó una mayor riqueza de especies y diversidad que las forestaciones. Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros estudios en los que también se efectuaron comparaciones entre bosques y plantaciones forestales (*e.g.* Pina 1989, Kwok y Corlett 2000, Lindenmayer *et al.* 2003, Pinazo *et al.* 2004, Paritsis y Aizen 2008, Zurita *et al.* 2006).

Las forestaciones de pinos y eucaliptos con sotobosque fueron más diversas que aquellas que carecían del mismo, como observaron Lima y Vieira (2013) en Brasil. El eucaliptal con sotobosque se situó en segundo lugar, después del bosque nativo en riqueza, abundancia, diversidad y densidad respecto a las forestaciones sin sotobosque. Complementando estos resultados, las curvas de extrapolación de las otras plantaciones forestales estuvieron muy por debajo del intervalo de confianza del bosque nativo, usado como punto de comparación, algo que también fue observado en otros estudios (Bremer y Farley 2010, Lima y Vieira 2013). Salvo en equitatividad, en las otras variables el eucaliptal con sotobosque se mantuvo inmediatamente luego del bosque nativo, seguido por el pinal con sotobosque. Solo en el caso de la dominancia, el pinal sin sotobosque presentó los mayores valores. Esta mayor dominancia tendría su explicación en factores ambientales y de manejo del pinal sin sotobosque, ya que probablemente debido a la falta de competencia por parte de otros árboles y a la disponibilidad de luz solar, los pinos pueden alcanzar mayor diámetro de tronco en relativamente pocos años (Montagnini y Jordan 2005, Günter 2011).

Composición florística y formas de crecimiento

Coincidiendo con lo señalado en varias publicaciones (*e.g.* Fule *et al.* 2005, Tarrega *et al.* 2011, Calviño-Canela *et al.* 2012, Zhang *et al.* 2014), las forestaciones difirieron del bosque nativo, y también son diferentes entre sí. Las diferencias marcadas que existen con los bosques sugieren que la sucesión natural necesita un período de tiempo mucho más largo para que las forestaciones pueden tener una composición de especies similar a la de los bosques nativos (Onaindia *et al.* 2013), tendencia observada en las plantaciones forestales en todo el mundo (Nagaike *et al.* 2006). En algunos casos puntuales, especies nativas de bosques maduros son muy lentas para colonizar rodales productivos recientes (Jacquemyn *et al.* 2003), siendo muy sensibles a la extinción local en condiciones cambiantes de hábitat (Brockerhoff *et al.* 2008). Es probable que, si las forestaciones pudieran alcanzar algunos años más antes de la tala, especies típicas de la selva paranaense alcanzarían gran porte, ya que los árboles que han crecido dentro de las plantaciones forestales no son cortados cuando se lleva a cabo la tala (María G. Villordo, com. pers.).

Todas las familias y especies de árboles y arbustos nativos halladas en los pinales y eucaliptales en los predios del Grupo Las Marías son integrantes característicos del bosque, como *Cedrela fissilis*, *Aralia warmingiana* y *Myrcianthes pungens*, y en menor medida de la capuera, como *Solanum granuloso-leprosum* y *Trema micrantha* (Eskuche 1986, Fontana 1998, 2015). Lo expuesto concuerda con los hallazgos obtenidos en el único estudio de la vegetación nativa en plantaciones de *Eucalyptus grandis*, llevado a cabo en distintas áreas del nordeste de la provincia de Corrientes, en el que se registraron 243 especies, 61 de ellas correspondientes a árboles y 27 a arbustos y sufrútices (Barrett y Tressens 1996). Sin embargo, debe tenerse presente que fue realizado en un área geográfica más amplia, y que también incluyó especies herbáceas y trepadoras, en tanto que aquí solo se consideraron árboles y arbustos. La diferencia

por lo menos se reduciría, en caso que en futuras investigaciones se considerasen las restantes formas de crecimientos.

Si consideramos la forma de crecimiento o crecimiento (árbol o arbusto), el porcentaje de especies arbóreas, notoriamente mayor que las arbustivas (92% en el ECS y 88% en el PCS), coincide con los resultados obtenidos por Barrett y Tressens (1996), con 69% de especies de árboles y 31% de arbustos en las forestaciones de eucaliptos. El predominio de especies esciófilas heliófilas en las forestaciones con sotobosque podría ser consecuencia del manejo de las forestaciones mediante poda y raleo, que al abrir el dosel permiten mayor ingreso de luz, favoreciendo a las especies de este grupo. El caso contrario se verifica en el bosque nativo, que, con un dosel más cerrado, crea condiciones de penumbra que favorecen a las especies esciófilas (Barrett y Tressens 1996, Ares *et al.* 2010, Trentini *et al.* 2017).

Presencia de especies amenazadas en las forestaciones

El hallazgo de cuatro especies de árboles pertenecientes a alguna de las categorías de amenaza a nivel global de la IUCN (2020) en las forestaciones con sotobosque, indica que las mismas pueden albergar especies de plantas amenazadas. En coincidencia, Gabriel *et al.* (2013) citan ocho especies de árboles y arbustos en peligro de extinción en eucaliptales situados en la Mata Atlántica de Brasil. Sostienen que el manejo de los eucaliptales influye de manera directa, ya que a menor intensidad de los manejos y a mayor edad de los rodales antes de la cosecha forestal, mayor es la probabilidad de que crezcan ejemplares de estas especies amenazadas. A pesar del reducido número registrado en las forestaciones estudiadas, su presencia corrobora lo expresado por estos autores. En el Grupo Las Marías, los árboles nativos que crecen dentro las forestaciones no son cortados durante los raleos, ni tampoco durante de la tala rasa. En principio esto no se debe a objetivos conservacionistas, sino a que su corte implica costos adicionales en desgaste de material (cadenas de motosierras), combustible y esfuerzo humano, y por otra parte,

no se paga por troncos que no sean de las especies comerciales (María G. Villordo, com. pers.). En consecuencia, estos ejemplares tienen suficiente tiempo para alcanzar su edad reproductiva y dispersar sus diásporas, siendo la fuente de nuevos individuos tanto en el interior como en el exterior de las plantaciones forestales. Por lo tanto, la presencia de estas especies es un resultado de las prácticas forestales llevadas a cabo por la empresa.

Probables causas de la presencia y ausencia de sotobosque

Hay tres posibles causas que posibilitarían la existencia de sotobosque: i) Una de ellas es el "legado biológico" (Franklin *et al.* 2000) de las comunidades presentes antes de la siembra de eucaliptos y pinos. El término refiere principalmente a las semillas enterradas en el suelo antes del establecimiento de las plantaciones forestales. Esta sería la fuente de nuevos individuos de arbustos, árboles y demás especies propias de los bosques, que posteriormente crecerán bajo los pinales y eucaliptales. Por esta razón luego de producida la tala rasa de las forestaciones, el sitio donde estuvieron las mismas tiene el potencial de regresar a ecosistemas de especies múltiples similares a los bosques secundarios (Wallace 1998, Lee *et al.* 2005, Onyekwelu y Fuwape 2008, Onyekwelu *et al.* 2011). ii) La presencia de bosques nativos en el paisaje circundante sería otro factor clave que influye en la biodiversidad que se encuentra en las forestaciones (Barrett y Tressens 1996, Zurita 2019). Esto asume que en los predios del GLM, el bosque y las capueras halladas a corta distancia o junto a las plantaciones son fuentes de diásporas, que facilitan la colonización de pinales y eucaliptales (Vespa *et al.* 2014). En Brasil, Bremer y Farley (2010) y Lima y Vieira (2013), registraron la presencia de árboles y arbustos en forestaciones ubicadas en cercanías a remanentes de bosques, mientras que las plantaciones aisladas permanecían sin colonizar, o eran colonizadas a un ritmo muy lento. iii)

El manejo de las forestaciones mediante poda y raleo, ya descrito en detalle en este mismo capítulo.

Considerando las observaciones realizadas en este trabajo, parece poco probable que “el legado biológico” pueda ser una de las razones de la existencia de sotobosque. Principalmente, debido a que los rodales estudiados fueron plantados en lugares donde no existía bosque con anterioridad, y por lo tanto, es improbable que la existencia de sotobosque se deba a semillas remanentes de un rodal de bosque previo a las forestaciones. Más verosímil es el efecto originado por la proximidad de isletas o bosques en galería a los rodales con sotobosque. Algunos fragmentos, a pesar de su reducida superficie (poco más de 1 ha), constituyen una fuente de diásporas que podrían llegar al interior de las plantaciones transportadas por viento o animales, principalmente mamíferos y aves, como se deduce a partir de los síndromes observados (van der Pijl 1982, Barrett y Tressens 1996). La importancia de la endozoocoria en la colonización de plantaciones ha sido señalada por varios autores (*e.g.* Wunderle 1997, Gabriel *et al.* 2013, Irwin *et al.* 2014, Vespa *et al.* 2014), y queda subrayada por el hecho de que entre 75% y 100% de las especies nativas halladas en las forestaciones del GLM son endozoócoras. Similares resultados han sido reportados en el Bosque Atlántico de Brasil (*e.g.*, Tabarelli y Mantovani 1999, Tabarelli y Peres 2002), y coincide con lo registrado por Barrett y Tressens (1996), que de 181 especies presentes en eucaliptales del norte de Corrientes, 50% presentaban síndrome de ecto o endozoocoria, en tanto el otro 50% poseía los restantes mecanismos de dispersión (anemócora, autócora, barócora y vegetativa). Las condiciones para que puedan germinar y establecerse estarían determinadas por el raleo, que constituiría la principal razón de la existencia de sotobosque en las forestaciones, ya que al abrir claros que permiten la llegada de la luz hasta el suelo, brinda condiciones propicias a la regeneración de algunas especies de árboles y arbustos indígenas en los monocultivos (*e.g.* Lee *et al.* 2005, Ares *et al.* 2010, Onyekwelu *et al.* 2011, Onyekwelu y Fuwape 2008, Trentini *et al.*

2017, Calladine *et al.* 2018). En consecuencia, se sugiere que la existencia de sotobosque en las forestaciones se debería a la combinación de estos dos factores: posibilidad de llegada de las diásporas de las especies nativas, procedentes de una fuente cercana, y las condiciones creadas por el manejo forestal.

Sin embargo, llamativamente también hay pinales y eucaliptales que carecen de arbustos y árboles nativos en su interior, a pesar de estar ubicados junto a isletas de bosque, y que han sido raleados en algún momento de su desarrollo. Uno de los factores señalados como limitantes del establecimiento de especies nativas en forestaciones en distintas regiones del mundo, es la acción alelopática de las especies de *Eucalyptus* y *Pinus* (*e.g.* Souto *et al.* 2001, Bulut y Demir 2007, Gliessman 2007, Alrababah *et al.* 2009). La alelopatía es un término que generalmente se refiere a los efectos negativos que ejercen determinadas especies de plantas en la germinación, el crecimiento o el desarrollo de otras especies (Leicach 2006). Esto se produce a través de la liberación de compuestos químicos (terpenos volátiles y ácidos fenólicos principalmente) en el entorno inmediato y el posterior cambio de diversas funciones fisiológicas, como la respiración, fotosíntesis y absorción de iones (Kohli *et al.* 1997; Reigosa *et al.* 1999, Leicach 2006, Dejam *et al.* 2014). No obstante, la mayoría de los experimentos realizados para determinar la importancia de los mecanismos alelopáticos como causales de la reducción de la biodiversidad en forestaciones, se basan principalmente en bioensayos de laboratorio, no en ensayos de campo (Zhang y Fu 2009). Por otra parte, los efectos dependen de las especies de plantas utilizadas en los ensayos -en la mayoría de los casos, especies cultivadas [*e.g.* *Triticum aestivum*, *Hordeum vulgare*, *Lens culinaris*]-, siendo que algunas responden mejor o peor que otras (Bulut y Demir 2007, Alrababah *et al.* 2009, Zhang y Fu 2009). Estudios realizados con *E. grandis* demostraron que el potencial alelopático varía según la edad de los árboles, que hasta los 4 años poseen los efectos inhibitorios más fuertes, mientras que a partir de 6, 8 y 10 años exhiben incluso un notable efecto estimulante sobre algunas de

las especies utilizadas en las pruebas, lo que indicaba que el suelo podría neutralizar o diluir agentes alelopáticos con el aumento de la edad de la plantación (Zhang *et al.* 2009). Resultados similares fueron obtenidos con ensayos efectuados con *P. radiata* en la Península Ibérica, donde el desarrollo de un sotobosque de especies nativas de bosques de robles fue produciéndose gradualmente con el aumento de la edad de los rodales (Onaindia *et al.* 2013). Algunos de los rodales de *E. grandis* del GLM, considerados jóvenes (8 años de edad), como así también rodales de *P. tadea* (11-12 años de edad) ya presentaban sotobosque, lo que respaldaría los resultados obtenidos por estos autores. En consecuencia, la alelopatía no sería la responsable de la existencia de forestaciones sin sotobosque. Tampoco la disminución del pH del suelo causada por las plantaciones podría explicar la ausencia de sotobosque en algunos rodales, ya que la misma no tendría efectos en sitios que tienen un suelo muy ácido (Sawyer 1993, Sivananthawerl y Mitlöhner 2011), tal como lo son los Kandihumultes del área de estudio (USDA 2006, Panigatti 2010).

Esto sugiere que la principal causa de la ausencia de sotobosque, al menos en el caso de forestaciones maduras, radicaría en el número de árboles remanentes por hectárea con posterioridad al raleo, que en estos rodales oscila entre 460 y 600 individuos, en comparación con los rodales con sotobosque, que tienen menos de 400 por hectárea (Alejandro Azcarate, com. pers.). Esta mayor densidad no brindaría las condiciones óptimas para la germinación y el establecimiento de especies nativas, algo que ya fuera señalado en otros estudios (Humphrey *et al.* 1998, de Faria *et al.* 2006, Yang *et al.* 2016). Existe información, aunque anecdótica, de dos rodales no estudiados en este trabajo que inicialmente consistieron en eucaliptales con sotobosque, en los que luego de la tala rasa fueron eliminados todos los árboles y arbustos nativos. Luego de volver a reforestarse con pinos, no hubo desarrollo de sotobosque aunque habrían quedado semillas enterradas. La razón probable de la ausencia de sotobosque, fue que

en estos pinales no se efectuó raleo, y los pinos tenían una densidad superior a la habitual (María G. Villordo, com. pers.).

No obstante, las relaciones entre las variables ambientales y la composición de un ensamble de plantas son complejas (Lima y Vieira 2013). Las plantas, en teoría, germinarán y crecerán donde haya un óptimo de recursos primarios limitantes. Sin embargo, la composición florística no se deriva sólo de factores ambientales sino también de factores bióticos y estocásticos (Wright 2002). Por lo tanto, debería guardarse cierta reserva al afirmar qué factores determinan la composición florística de las forestaciones *versus* bosques nativos (Lima y Vieira 2013). Futuras investigaciones deberían enfocarse en el proceso de sucesión vegetal de especies nativas en el sotobosque de las forestaciones, los mecanismos de dispersión específicos de semillas, y el papel limitante de la cobertura forestal, por el efecto como filtro lumínico.

CONCLUSIONES

Las plantaciones forestales destinadas a la obtención de madera, manejadas mediante poda y raleo, albergan numerosas especies de plantas características de los bosques nativos, aunque su riqueza, abundancia y diversidad sean menores que en éstos. Este tipo de forestaciones en términos de conservación de la biodiversidad, son mejores que aquellas destinadas a la producción de pulpa de papel, donde no importa la calidad de la madera ni el diámetro de los troncos, sino el volumen obtenido por hectárea (Larocca *et al.* 1995). Como consecuencia, ante la falta de raleo en las forestaciones destinadas a la producción de pulpa de papel, los troncos crecen casi uno junto a otro, sin brindar las condiciones espaciales ni ambientales para el desarrollo de otras plantas (*e.g.* Trentini *et al.* 2017).

Dado que en el nordeste de Corrientes los bosques nativos están presentes en forma de isletas, galerías en las márgenes de ríos y arroyos, o bien, fragmentos de reducida superficie,

las forestaciones con sotobosque pueden cumplir con el rol de “habitat stepping stones” entre rodales de bosque nativo, permitiendo el flujo de diásporas y genes entre ellos (Humphrey *et al.* 1998, Saura y Rubio 2010, Vergara *et al.* 2014). Sería aconsejable, siempre que los aspectos económicos y de mercado lo posibiliten, que las plantaciones forestales estuvieran manejadas mediante podas y raleos, y la cosecha se efectuara lo más tardíamente posible. De esta forma, con el manejo adecuado que posibilite el desarrollo del sotobosque, aún sin pretender que puedan llegar a sustituir a los bosques nativos en su función, las forestaciones de pinos y eucaliptos contribuirían a la conservación de la rica biodiversidad que sustentan.

CAPÍTULO IV

ENSAMBLES DE AVES EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES CON Y SIN SOTOBOSQUE



Macho juvenil de Fuego (*Piranga flava*), en pinal con sotobosque.

CAPÍTULO IV

ENSAMBLES DE AVES EN BOSQUES NATIVOS Y FORESTACIONES CON Y SIN SOTOBOSQUE

INTRODUCCIÓN

El estudio del uso de hábitat por las aves ha sido un tema de interés para ecólogos y ornitólogos, a fin de comprender las causas subyacentes de las relaciones entre los tipos de ambientes y las especies asociadas a ellos (Cody 1985, Wiens 1989, Blondel 2018, Villard y Foppen 2018, Mikusinski *et al.* 2018^b). Conocer la composición y estructura de un ensamble de aves y cómo se asocian sus especies a distintos tipos de hábitat, puede ayudar a entender cómo funciona la comunidad y de qué manera las perturbaciones antrópicas derivadas de las forestaciones de especies exóticas afectan la diversidad (Barlow *et al.* 2007, Sweeney *et al.* 2010^a, Jacoboski *et al.* 2016, Calladine *et al.* 2009, 2018). Si bien en los últimos años se ha reconocido el valor de las forestaciones para la conservación de la biodiversidad, todavía no existe una evaluación global y cuantitativa para determinar aquellas características que podrían manejarse adecuadamente para reducir los impactos negativos de las plantaciones forestales sobre la diversidad de las aves (Castaño-Villa *et al.* 2019).

Las forestaciones son, los "hábitats forestales más no-naturales" (*sensu* Calladine *et al.* 2018). Las especies utilizadas en las plantaciones forestales provienen de áreas biogeográficas diferentes, se manejan de manera intensiva e incluyen niveles de homogeneidad estructural diferentes a los de los bosques nativos (Calladine *et al.* 2018). Es probable que presenten además fuentes de alimentos, refugios y nichos diferentes a los que podrían hallarse en los ambientes originarios de las áreas donde son plantados. Se esperaría que las plantaciones exóticas sean hábitats más desafiantes que los bosques nativos para algunas aves, pero que

también brinden oportunidades para otras (Zurita *et al.* 2006, Jacoboski *et al.* 2016, Calladine *et al.* 2018).

Aunque las forestaciones no pueden reemplazar completamente las funciones ecológicas de los ambientes naturales, en sus aspectos estructurales, morfológicos y funcionales (Hernandes Volpato *et al.* 2010), pueden ser importantes para mantener ensambles de aves en paisajes fragmentados, y desempeñarse como un hábitat, incluso para algunas especies amenazadas y en peligro de extinción (*e.g.* Lindenmayer y Hobbs 2004, Carnus *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2007, Onyekwelu *et al.* 2011). Como ocurre en los bosques, la avifauna que utiliza una plantación forestal está determinada localmente por las respuestas específicas de las aves a su estructura y composición florística (Hewson *et al.* 2011). También influyen el tamaño del rodal, las prácticas de manejo, las características del paisaje que rodea la plantación y la presencia de hábitats distintos dentro de las plantaciones a otra escala espacial (Wilson *et al.* 2010). En general, las plantaciones manejadas a menudo sostienen una avifauna empobrecida (Zurita *et al.* 2006, Calladine *et al.* 2018). Sin embargo, la riqueza y la abundancia de aves tienden a ser mayores en plantaciones con mayor complejidad estructural: vegetación herbácea, arbustos en el sotobosque y diferentes estratos arbóreos, florísticamente afines a los bosques naturales (Stallings 1991, Mitra y Sheldon 1993, Lindenmayer y Hobbs 2003, Duran y Kattan 2005, Barlow *et al.* 2007, Fernández 2014, Fernández *et al.* 2015, Calladine *et al.* 2018). Por el contrario, las forestaciones de dosel cerrado, con sotobosque escaso o ausente, albergan considerablemente menor riqueza de especies de aves (Kwok y Corlett 2000, Marsden *et al.* 2001, Petit y Petit 2003, Calladine *et al.* 2009). Esto sugiere que mediante un manejo que fomente el desarrollo de vegetación de sotobosque, puede ser posible mejorar el valor de las plantaciones para la conservación de la biodiversidad (Brockerhoff *et al.* 2013, Iezzi *et al.* 2018).

De los tres géneros de árboles dominantes en las forestaciones a nivel mundial (*Acacia*, *Eucalyptus* y *Pinus*), las plantaciones de *Eucalyptus* parecen ser hábitats especialmente pobres para las aves. Además de tener una baja diversidad estructural, es probable que los eucaliptos sustenten relativamente pocos invertebrados (lo que reduciría la disponibilidad de alimentos para aves insectívoras) debido a sus defensas físicas y químicas contra la herbivoría (Calladine *et al.* 2018). Estudios en Portugal, España, Brasil y Tanzania sugieren que las forestaciones de este género albergan comunidades de aves empobrecidas, incluso en comparación con las plantaciones de otras especies de árboles no nativos (*e.g.* Barlow *et al.* 2007, John y Kabigumila 2007, Sweeney *et al.* 2010^a y ^b, Calviño-Cancela 2013, López *et al.* 2018).

Por otra parte, las forestaciones de coníferas exóticas, a pesar de una reducción de la avifauna en comparación con los bosques naturales, pueden sostener una diversidad de aves razonablemente alta en algunas situaciones (Calladine *et al.* 2018). Las comunidades que se pueden encontrar dentro de las plantaciones difieren notablemente entre las diferentes etapas de crecimiento, y aunque en general están dominadas por especies comunes y/o generalistas, pueden incluir poblaciones importantes de especies escasas o en disminución (Sweeney *et al.* 2010^a, Calladine *et al.* 2018).

Los estudios llevados a cabo en nuestro país, que tratan específicamente sobre ensambles de aves en forestaciones, son escasos y poco coincidentes en sus resultados. En la Patagonia, Lantschner *et al.* (2007) al estudiar plantaciones de *Pinus ponderosa*, concluyeron que éstas pueden proporcionar hábitat para especies de aves nativas, y esta característica varía tanto con las prácticas de manejo como con el contexto del paisaje de las áreas donde se produce la forestación. Paritsis y Aizen (2008) registraron disminución de riqueza, abundancia y diversidad de aves en forestaciones de pinos que reemplazaron a bosques de *Nothofagus dombeyi*. En Misiones, Zurita *et al.* (2006) evaluaron los efectos de la sustitución de la selva paranaense por plantaciones comerciales nativas de *Araucaria angustifolia*, y exóticas, de *Pinus*

spp., sobre la comunidad de aves, y encontraron que éstas poseían una riqueza específica de hasta 50% menos de lo registrado en la selva. Iezzi *et al.* (2018) analizaron el reemplazo de la selva misionera por forestaciones de *Pinus taeda* destinada a la obtención de pulpa de madera, y sus efectos sobre las aves terrícolas y del sotobosque, concluyendo que los pinales albergaban un conjunto empobrecido del ensamble original.

En Corrientes, los estudios al respecto son aún más escasos. Neiff *et al.* (2002) señalan para eucaliptales con sotobosque, una riqueza específica de aves similar e incluso superior a la registrada en bosques nativos. Fernández *et al.* (2015) al evaluar el uso de hábitat por las aves en bosques nativos y forestaciones con y sin sotobosque, hallaron similitudes entre el bosque y las forestaciones con sotobosque, lo que apoya la idea de que una mayor complejidad estructural del ambiente conlleva a un aumento en la riqueza y abundancia de las aves. Mauriño (2016) estudió la estructura del ensamble de aves en pinales sin sotobosque antes y después de la cosecha forestal, comprobando un cambio notorio en la composición del ensamble, de aves propias de bosques o al menos de ambientes con cubierta forestal, a otras generalistas y oportunistas de áreas abiertas.

Los resultados y conclusiones obtenidos por los autores citados, ponen de manifiesto la necesidad de evaluar el papel de las prácticas forestales en la conservación de la biodiversidad, como medio de minimizar sus impactos. En particular, aquellas que permitan el desarrollo y mantenimiento del sotobosque de especies de plantas nativas, lo que brindaría condiciones estructurales y recursos (*e.g.* alimento, refugio y sitios de nidificación) (Azhar *et al.* 2013 y 2015, Bergner *et al.* 2015) a especies de aves de bosques nativos. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo fue estimar la diversidad y comparar la riqueza, composición, estructura y grupos funcionales del ensamble de aves en bosques nativos, plantaciones de pinos y plantaciones de eucaliptos con y sin sotobosque, en el nordeste de la provincia de Corrientes. Adicionalmente,

se brinda información sobre la presencia de especies amenazadas en los bosques nativos y en las forestaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Ubicación del área de estudio, clima, geología, relieve y vegetación fueron descritos en el Capítulo II, correspondiente al Sistema de Estudios.

Muestreo de aves

Los conteos de aves se llevaron a cabo en los mismos rodales de bosque nativo y forestaciones de pinos y eucaliptos, con y sin sotobosque, donde se realizaron los muestreos de vegetación descritos en el Capítulo III.

Los muestreos de aves se efectuaron entre la primavera de 2014 y el verano de 2016. Para ello se utilizó la técnica de conteos por puntos (Reynolds *et al.* 1980, Bibby *et al.* 1992). En el interior de cada una de las unidades ambientales se establecieron puntos de conteo ubicados sistemáticamente cada 250-300 m y a una distancia de al menos 50 m respecto del borde de la unidad ambiental. En cada uno de los puntos se registraron todas las aves vistas u oídas en un radio de 50 m, durante 10 minutos. Los conteos fueron realizados entre el amanecer y las cuatro horas siguientes, siempre en condiciones de buen tiempo. Las aves que sólo sobrevolaban los sitios de muestreo, y no hicieron uso efectivo de los bosques y forestaciones, no fueron consideradas.

Las especies de aves fueron categorizadas en grupos funcionales (Martínez Ramos 2008, Córdova-Tapia y Zambrano 2015), considerados según el tipo principal de alimento en la dieta, mediante consulta bibliográfica (Adams, 1985; Canevari *et al.* 1991, Haro 1998,

Marsden *et al.* 2001, Beltzer 2003, Chatellenaz 2004). Se establecieron de esta manera seis grupos: insectívoros, omnívoros, granívoros, frugívoros, carnívoros, carroñeros y nectarívoros. El estado de conservación de las aves registradas se obtuvo mediante la consulta de la lista roja de la IUCN (2020) para las categorías de amenaza a nivel internacional, y la categorización de las aves argentinas del MAyDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentinas 2017) a nivel nacional. La nomenclatura científica de las aves siguió al South American Classification Committee (Remsen *et al.* 2022).

Análisis de datos

Se construyeron curvas de extrapolación de especies empleando los procedimientos descritos por Colwell y Coddington (1994) y Colwell *et al.* (2004), que permiten estimar el número adicional de especies que un conjunto de muestras del mismo ensamble rendiría duplicando o triplicando las mismas (Colwell *et al.* 2004). Las curvas de extrapolación fueron construidas utilizando los paquetes iNEXT (Hsieh *et al.* 2019) y ggplot2 (Wickham *et al.* 2019) del programa R (R Development Core Team 2019).

Las variables consideradas en cada caso fueron riqueza, abundancia, diversidad (índice de Shannon-Wiener) y equitatividad (Magurran 2004). Para comparar la diversidad de los ambientes, se generaron perfiles de diversidad (Tóthmérész 1995), que permiten visualizar mejor y comparar no sólo la diversidad entre los ambientes, sino su equitatividad. Estos perfiles se obtienen calculando la diversidad de Renyi, la cual contiene a los números propuestos por Hill (1973). Para evaluar las variaciones de los grupos funcionales, dado que el análisis se centró en las diferencias promedio del número de grupos funcionales entre los ambientes, no se indicaron las diferencias entre ellos en términos de composición de especies. Como las forestaciones sin sotobosque presentaron numerosos conteos con valores cero, las mismas fueron excluidas del análisis.

Para todos los análisis mencionados, según el cumplimiento del supuesto de normalidad (test de Shapiro-Wilks) y de homogeneidad de varianza (test de Levene), las variables fueron comparadas mediante pruebas paramétricas (ANOVA) y no paramétricas (test de Kruskal-Wallis) y sus respectivos análisis *a posteriori* (test de Tukey e Intervalos LSD de Fisher con la corrección FRD). La composición del ensamble de aves en los distintos ambientes fue comparada mediante la técnica de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) (Legendre y Legendre 1998, López-González y Sánchez 2010), para lo cual se utilizó el índice de similitud de Jaccard (Magurran 2004). Para este análisis, también se removieron de la base de datos los puntos que no poseían registros de aves. Para comparar la estructura del ensamble se aplicó un análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA; López González y Sánchez 2010, Borcard *et al.* 2018). Todas estas pruebas fueron corridas mediante los paquetes Vegan (Oksanen *et al.* 2019), Car (Fox *et al.* 2019) y Agricolae (de Mendiburu y Yaseen 2020) del programa R (R Development Core Team 2020).

RESULTADOS

Riqueza, abundancia y diversidad

Se efectuaron 155 conteos por puntos: 30 en bosque nativo, 33 en eucaliptales con sotobosque, 30 en pinales con sotobosque, 32 en pinales sin sotobosque y 30 en eucaliptales sin sotobosque. En ellos, se registró un total de 742 individuos pertenecientes a 63 especies de aves (Tabla 4.1). La mayor riqueza se registró en el bosque nativo, con 41 especies (67% del total de especies registradas), seguido por el pinal con sotobosque con 39 especies. La menor riqueza se halló en el eucaliptal sin sotobosque, con ocho especies (Tabla 4.1). También el bosque nativo contó con el mayor número de especies exclusivas, con 14 especies, siendo las forestaciones sin sotobosque las que presentaron los valores más bajos: dos, en el caso del pinal,

y ninguna en el eucaliptal (Tabla 4.1). Cuatro especies (*Patagioenas picazuro*, *Trogon surrucura*, *Turdus leucomelas* y *Piranga flava*) fueron halladas en los cinco ambientes.

Tabla 4.1. Familias, especies y número de individuos de aves registradas en el bosque nativo y en forestaciones del Grupo Las Marías. Se indica además el número de especies exclusivas de cada ambiente. **Referencias:** **BN**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **PSS**, pinal sin sotobosque; **ESS**, eucaliptal sin sotobosque.

Familias y Especies	BN	PCS	ECS	PSS	ESS
Tinamidae					
<i>Crypturellus tataupa</i>		2	1		
Cracidae					
<i>Penelope obscura</i>	2				
Columbidae					
<i>Patagioenas picazuro</i>	6	25	1	6	5
<i>Leptotila verreauxi</i>	3	4	4	2	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	1				
<i>Zenaida auriculata</i>				2	
Cuculidae					
<i>Piaya cayana</i>	2				
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	1				
Caprimulgidae					
<i>Antrostomus rufus</i>			3		
Trochilidae					
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	2		3		
<i>Hylocharis chrysura</i>	11	1	9		2
Cathartidae					
<i>Cathartes aura</i>		1			
Accipitridae					
<i>Gampsonyx swainsonii</i>				1	
<i>Leptodon cayanensis</i>			1		
<i>Ictinia plumbea</i>			2		

<i>Accipiter bicolor</i>		1	1		
<i>Rupornis magnirostris</i>	1	4			
Trogonidae					
<i>Trogon surrucura</i>	4	1	5	3	1
Ramphastidae					
<i>Ramphastos toco</i>	2		4		
Picidae					
<i>Dryobates spilogaster</i>		3	2	2	
<i>Dryocopus lineatus</i>	2			1	
Falconidae					
<i>Milvago chimachima</i>		5		4	2
Thamnophilidae					
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	4				
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	18	6	8		
<i>Dysithamnus mentalis</i>	2				
Furnariidae					
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1				
<i>Synallaxis spixi</i>		4			
<i>Synallaxis frontalis</i>	3	3	7	1	
Tyrannidae					
<i>Elaenia flavogaster</i>		1			
<i>Elaenia parvirostris</i>	3				
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	2				
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	2		1		
<i>Lathrotriccus euleri</i>	7	6	1		
<i>Pitangus sulphuratus</i>		2	4		
<i>Conopias trivirgatus</i>	1				
<i>Myiodynastes maculatus</i>	14	17	9	3	
<i>Megarynchus pitangua</i>	12	7	5		2
<i>Tyrannus melancholicus</i>		4			
<i>Empidonomus varius</i>	2	4			

Pipridae					
<i>Chiroxiphia caudata</i>	4				
Tityridae					
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	7	1	6		
Vireonidae					
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	14	3	6	1	
Corvidae					
<i>Cyanocorax chrysops</i>	16	5			
Troglodytidae					
<i>Troglodytes aedon</i>		25	4	1	
Turdidae					
<i>Turdus leucomelas</i>	4	5	4	2	1
<i>Turdus rufiventris</i>	13	5	2		
<i>Turdus amaurochalinus</i>	10	3	1		
Fringillidae					
<i>Spinus magellanicus</i>		4		4	
Passerellidae					
<i>Zonotrichia capensis</i>		20		2	19
Icteridae					
<i>Cacicus chrysopterus</i>		1	5	2	
<i>Cacicus haemorrhous</i>	4		2		
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	1	2	1		
Parulidae					
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	33	10	16	2	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	35	14	19		
<i>Setophaga pitiayumi</i>	8	8	4		
Cardinalidae					
<i>Piranga flava</i>	1	4	4	2	6
Thraupidae					
<i>Hemithraupis guira</i>	2				
<i>Coryphospingus cucullatus</i>		8			

<i>Trichothraupis melanops</i>	1		5		
<i>Saltator coerulescens</i>			2		
<i>Saltator similis</i>	2		4		
<i>Thraupis sayaca</i>			14	7	4
Número de individuos	263	239	157	45	38
Número total de especies	41	39	34	19	8
Especies exclusivas	14	6	4	2	-

Mediante la confección de las curvas de extrapolación, pudo comprobarse que la duplicación del número de individuos a través del aumento del esfuerzo de muestreo no produciría un incremento de la diversidad de aves en los cinco ambientes (Fig. 4.1).

¿Hubo diferencias en la riqueza y abundancia de aves entre ambientes?

La riqueza de especies y su abundancia media presentó diferencias altamente significativas entre los ambientes estudiados. El bosque nativo tuvo la mayor riqueza y abundancia, seguido por los pinales y eucaliptales con sotobosque, mientras que los eucaliptales sin sotobosque tuvieron la menor riqueza y abundancia (Tabla 4.2, Fig. 4.2).

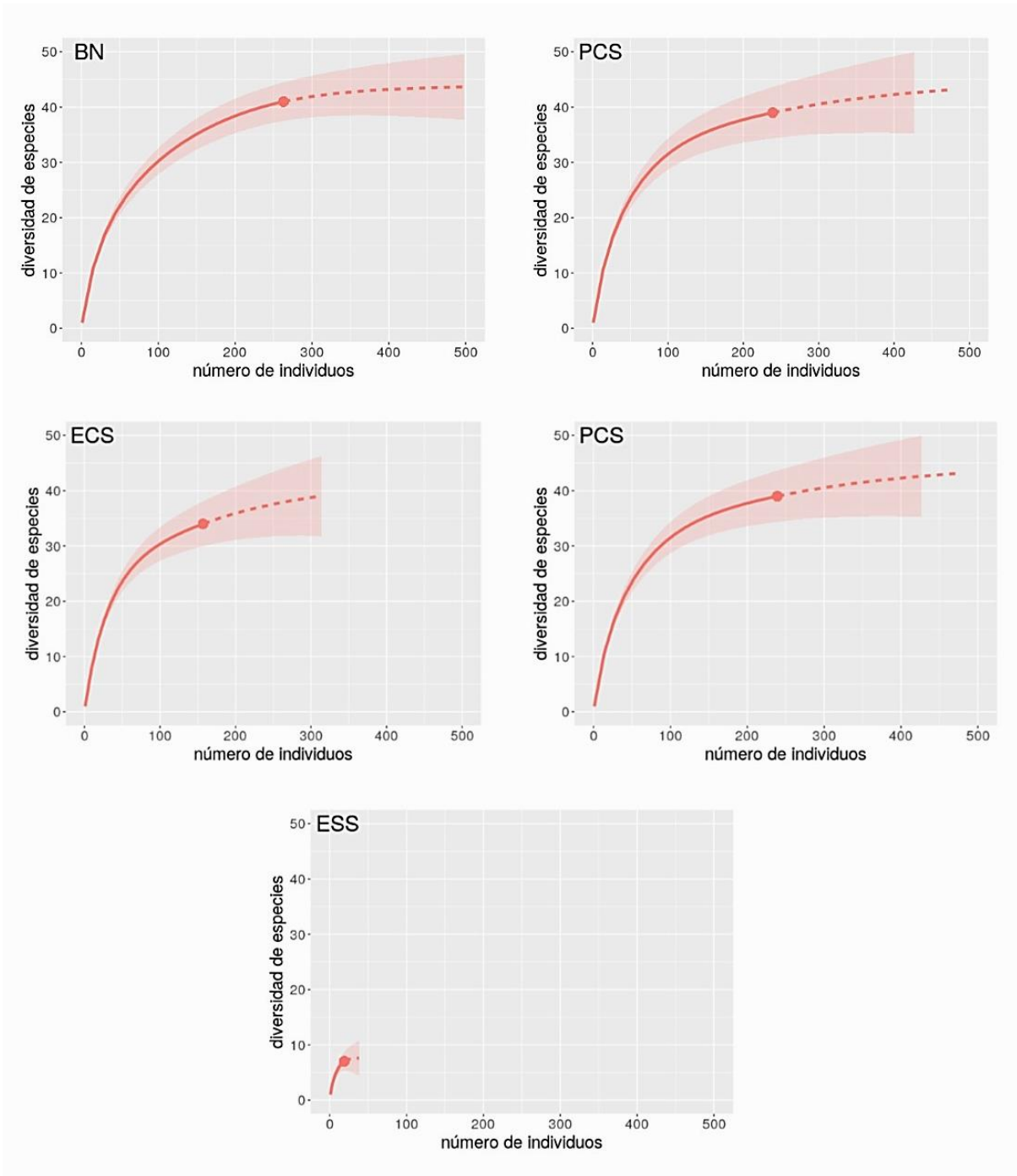


Figura 4.1. Curvas de extrapolación de la diversidad del bosque nativo y las forestaciones de pinos y eucaliptos con y sin sotobosque. **BN:** bosque nativo; **PCS:** pinal con sotobosque; **ECS:** eucaliptal con sotobosque; **PSS:** pinal sin sotobosque; **ESS:** eucaliptal sin sotobosque. La línea continua indica los datos interpolados, y la línea interrumpida, los datos extrapolados. El área coloreada en torno a la línea indica el intervalo de confianza a 95%.

Tabla 4.2. Sumario de riqueza específica, abundancia, diversidad (Shannon-Wiener) y grupos funcionales de aves en bosques nativos (BON), eucaliptales y pinales con sotobosque (ECS, PCS) y pinales y eucaliptales sin sotobosque (PSS, ESS). Los datos se exponen como promedio \pm desvío standard. Se proporcionan los valores del test de Kruskal-Wallis (*H*) y sus valores de significancia.

VARIABLES	BON	ECS	PCS	PSS	ESS	Test
Riqueza	5.9 \pm 2.79	3.3 \pm 2.24	5.5 \pm 2.66	0.8 \pm 0.94	0.5 \pm 0.68	<i>H</i> = 99.545 <i>p</i> = 2.2e-16
Abundancia	8.7 \pm 4.53	4.7 \pm 3.43	7.9 \pm 4.34	1.4 \pm 1.58	0.6 \pm 0.96	<i>H</i> = 93.646 <i>p</i> = 2.2e-16
Diversidad	1.57 \pm 0.52	0.97 \pm 0.65	1.52 \pm 0.50	-	-	<i>H</i> = 100.08 <i>p</i> < 2.2e-16
Grupos funcionales	2.53 \pm 0.86	1.78 \pm 0.96	3.03 \pm 1.06	-	-	<i>H</i> = 19.294 <i>p</i> = 6.4e-05

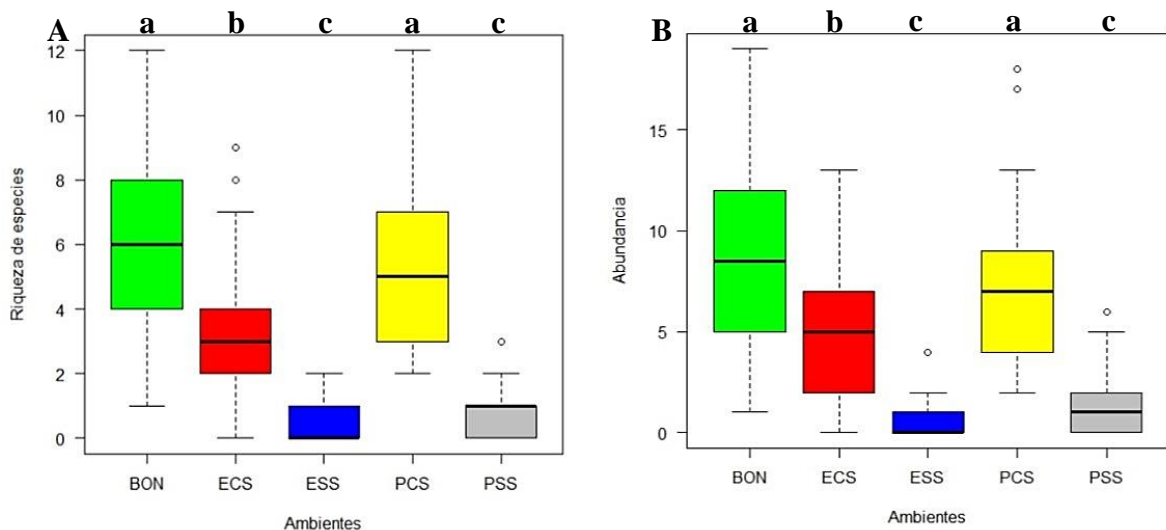


Figura 4.2. **A)** Riqueza de especies de aves por ambiente; **B)** Abundancia de aves en cada ambiente. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **ESS** y **PSS**, eucaliptal y pinal sin sotobosque. La línea gruesa indica la mediana, los bigotes los rangos, y las cajas, los rangos intercuartiles. Los círculos indican los valores extremos. Las letras minúsculas diferentes indican diferencias estadísticas significativas entre ambientes (Test LSD de Fisher).

¿Qué ambientes presentaron mayor diversidad y equitatividad?

Hubo diferencias significativas en la diversidad de aves entre los ambientes. El bosque nativo presentó la mayor diversidad, que fue casi similar a la del pinal con sotobosque. El

eucaliptal con sotobosque por su parte, estuvo en tercer lugar. Las forestaciones sin sotobosque mostraron valores nulos de diversidad, salvo algunos puntos considerados como valores extremos (Fig. 4.3).

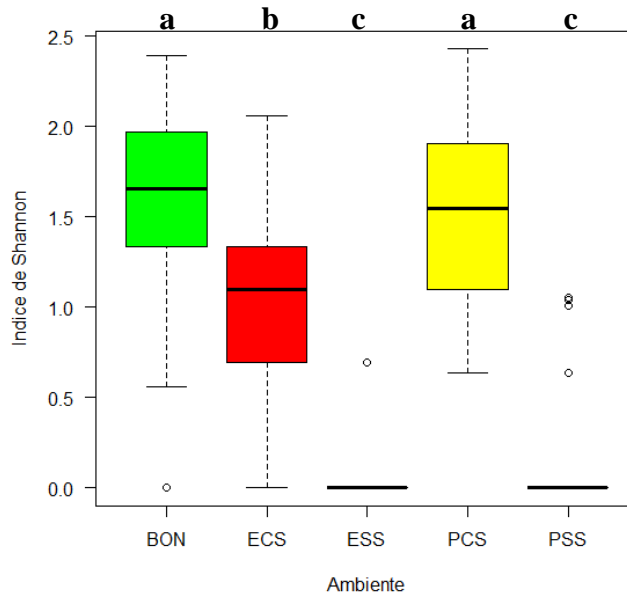


Figura 4.3. Diversidad de aves en cada ambiente. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **ESS** y **PSS**, eucaliptal y pinal sin sotobosque. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas entre ambientes (Test LSD de Fisher).

En este caso, las curvas de los ensambles de aves del bosque y de las forestaciones con sotobosque adoptan una forma aproximada al modelo de abundancia normal logarítmico, donde unas pocas especies son numerosas, y la mayoría posee abundancias intermedias (Fig. 4.4). Por el contrario, las forestaciones sin sotobosque tienden al modelo del palo quebrado, ya que a pesar de su baja diversidad, refleja una condición mucho más equitativa (Magurran 2004).

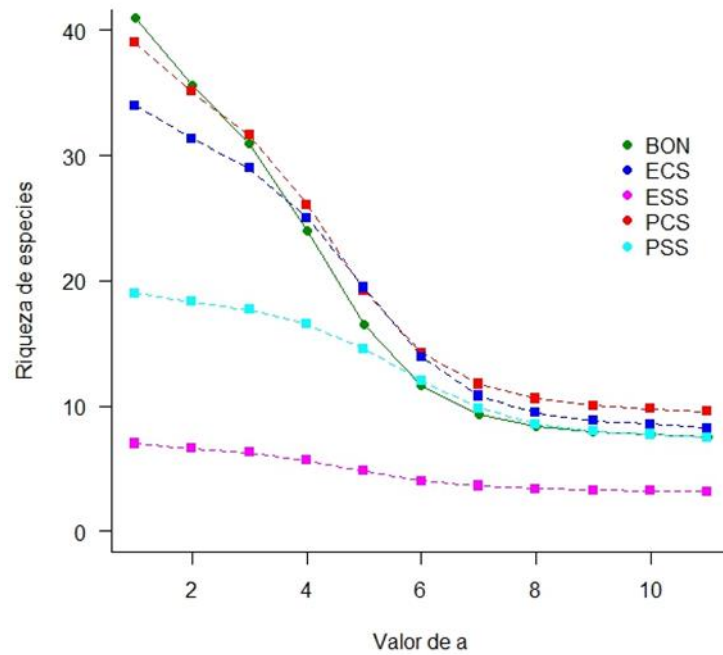


Fig. 4.4. Perfil de diversidad de aves por cada ambiente. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque; **ESS** y **PSS**, eucaliptal y pinal sin sotobosque.

¿Hubo variación entre los grupos funcionales?

Se halló que los valores medios de grupos funcionales presentes en los tres ambientes analizados (bosque y forestaciones con sotobosque) variaron en cada ambiente: en este caso, y contrariamente a lo supuesto *a priori*, el pinal con sotobosque tuvo el valor más alto, en tanto el bosque nativo se situó en segundo lugar, y por último, el eucaliptal con sotobosque (Fig. 4.5). Estas diferencias fueron estadísticamente significativas Kruskal-Wallis ($H=19.294$, $gl = 2$, $p = 6.461e-05$).

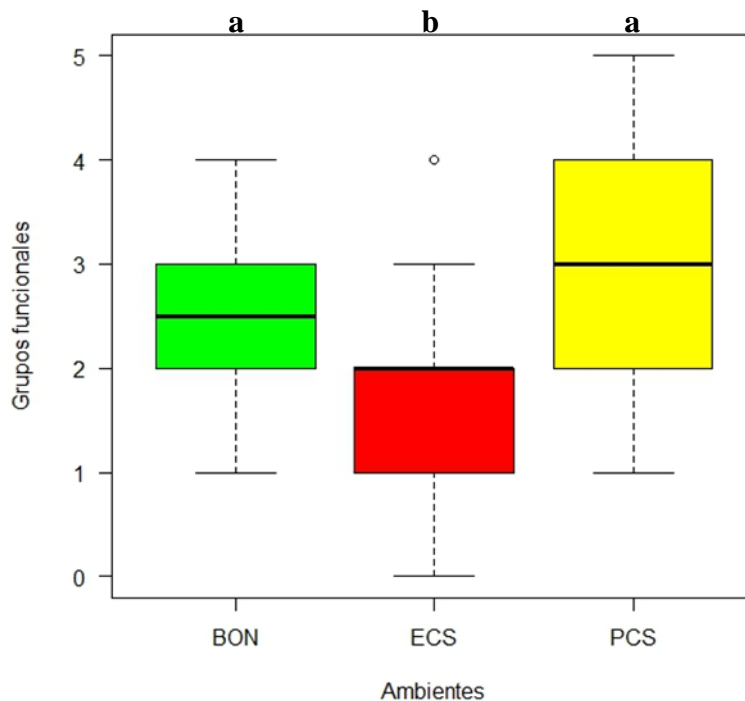


Fig. 4.5. Grupos funcionales de aves en los tres ambientes analizados. Referencias: **BON**, bosque nativo; **ECS**, eucaliptal con sotobosque; **PCS**, pinal con sotobosque. Las letras minúsculas indican diferencias estadísticamente significativas entre ambientes (Test LSD de Fisher).

¿Hubo similitudes o diferencias en la composición de los ensambles de aves?

En el Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) basado en la ocurrencia de las especies de aves, el valor óptimo de stress fue 0.19, considerado pobre, y a través del gráfico se observa que los tres ambientes (bosque nativo, pinal y eucaliptal con sotobosque) comparten un importante número de especies, siendo el eucaliptal el más distinto (Fig. 4.6, PERMANOVA $F= 3.36$, $p= 0.001$).

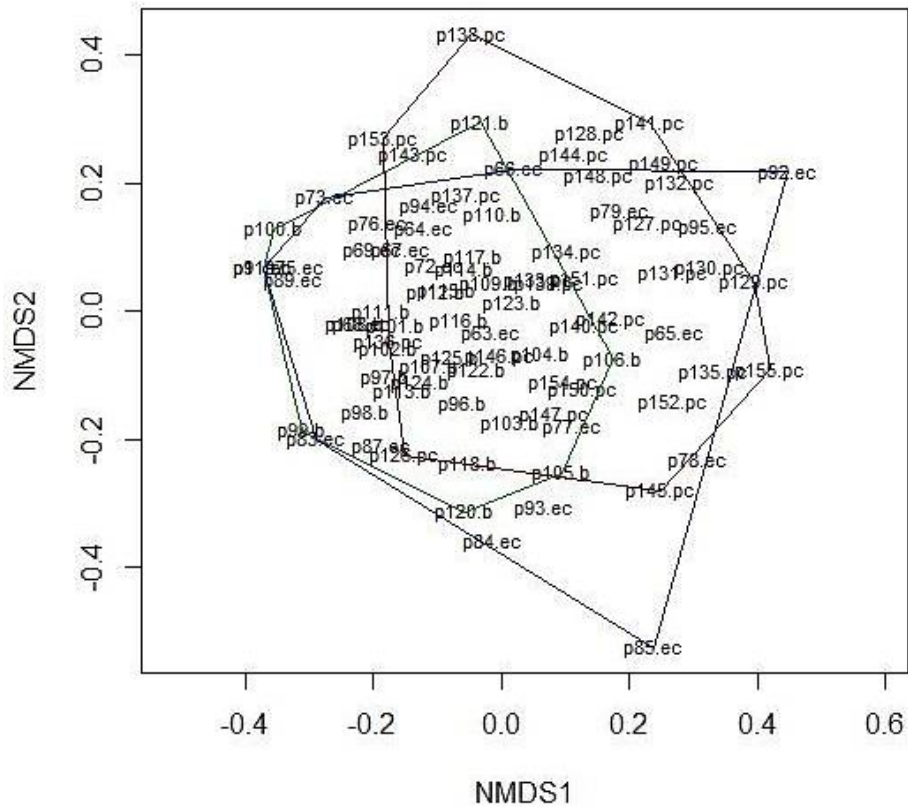


Fig. 4.6. Diagrama de ordenación NMDS de los ensambles de aves en el bosque nativo y forestaciones con sotobosque. Donde, **b**: bosque nativo; **ec**: eucaliptal con sotobosque; **pc**: pinal con sotobosque. Valor de stress = 0.19.

¿Las forestaciones albergan especies de aves amenazadas?

En el bosque nativo fue hallada una sola especie (el Yacú o Pava de Monte *Penelope obscura*) considerada “Vulnerable” en Argentina (MAyDS y AA 2017) y “Preocupación Menor” a nivel global (BirdLife International 2016). No se registraron especies amenazadas en los conteos realizados en las forestaciones con y sin sotobosque.

DISCUSIÓN

Las forestaciones proporcionan un hábitat suplementario para las aves de ambientes boscosos, y los bosques nativos ofrecen un punto de referencia con el cual comparar los ensambles de aves de las plantaciones forestales. Aunque las comparaciones directas entre

plantaciones y bosques no siempre son apropiadas (Brockhoff *et al.* 2008), tales comparaciones son de utilidad para proporcionar información sobre aspectos de las plantaciones forestales, que pueden mejorarse con miras a un manejo forestal sostenible y a la conservación de la biodiversidad (Sweeney *et al.* 2010^b).

A diferencia de otros estudios desarrollados en nuestro país, en los que resaltan el efecto negativo del remplazo del bosque nativo por las forestaciones sobre los ensambles de aves (Zurita *et al.* 2006, Paritsis y Aizen 2008, Iezzi *et al.* 2018), este trabajo fue desarrollado íntegramente en plantaciones forestales establecidas en áreas abiertas, originalmente cubiertas por pajonales de *Elionurus muticus*, *Aristida jubata* o de *Andropogon lateralis*. Por lo tanto, en este sentido existe una sustancial diferencia con los estudios de estos autores, ya que el principal objetivo fue examinar la variación del ensamble de aves entre el bosque nativo y las forestaciones de exóticas con y sin sotobosque. Tampoco se hace referencia aquí al impacto del reemplazo de comunidades herbáceas como los pajonales y pastizales por las forestaciones, que merece un tratamiento aparte.

Riqueza, abundancia y diversidad

De acuerdo con las predicciones, se constató mayor riqueza y abundancia en los bosques nativos, aunque los pinales y eucaliptales con sotobosque presentaron valores superiores a los de las plantaciones sin sotobosque. Esto coincide con numerosos trabajos, que vinculan la complejidad estructural de las plantaciones en la que existen árboles y arbustos nativos, con una mayor riqueza y abundancia de aves (*e.g.* Bibby *et al.* 1989, Marsden *et al.* 2001, Calladine *et al.* 2018, Martínez-Lanfranco *et al.* 2022). Comparaciones directas de la riqueza de aves con datos obtenidos en Brasil y en la provincia de Misiones resultan poco realistas, debido a las diferencias en el esfuerzo de muestreo y en las técnicas empleadas para obtener esa información, como transectas, conteos por puntos, redes de niebla (Marsden *et al.* 2001, Zurita

et al. 2006, Barlow *et al.* 2007, Calviño-Cancela 2013) e incluso cámaras trampas (Iezzi *et al.* 2018). No obstante, puede extraerse de estas publicaciones así como de otras realizadas en otros continentes (*e.g.* Sweeney *et al.* 2010^b, Jacoboski *et al.* 2016, Hanane *et al.* 2018, Calladine *et al.* 2018, Martínez-Lanfranco *et al.* 2022), un patrón de riqueza, abundancia y diversidad que disminuyen desde los bosques nativos a las forestaciones con sotobosque y finalmente a aquellas sin sotobosque, que son las más pobres. Esto indica que el valor de las plantaciones para las aves es altamente dependiente de los niveles de presencia de sotobosque (Stallings 1991, Mitra y Sheldon 1993). Coincidentemente, el pinal con sotobosque y el eucaliptal con sotobosque, en ese orden, fueron los que evidenciaron mayor riqueza, abundancia y diversidad después del bosque nativo en este estudio. Las plantaciones sin sotobosque por el contrario, tuvieron los valores más bajos para estas variables, llegando a valores de cero para diversidad según el índice de Shannon-Wiener, aunque justamente por esto su equitatividad fue mayor. Considerando esto, no resulta tan sorprendente que las curvas de extrapolación señalen casi nulo incremento de la diversidad si se duplicara el esfuerzo de muestreo en estos ambientes.

Composición de los ensambles de aves y variaciones de los grupos funcionales

A diferencia de lo observado con la composición florística entre los distintos ambientes (Capítulo III), la evaluación de la composición de los ensambles de aves realizada mediante el NMDS fue similar entre los bosques nativos y los pinales y eucaliptales con sotobosque, siendo los pinales los más afines a los primeros. Idéntica situación fue reportada por Calviño-Cancela (2013) en un estudio efectuado en España. Resultados diferentes fueron obtenidos en Misiones por Zurita *et al.* (2006), quienes hallaron poca similitud entre la composición de las comunidades de aves del bosque nativo y forestaciones de *Pinus* spp. y *Araucaria angustifolia*. Iezzi *et al.* (2018) también encontraron altas diferencias en la composición del ensamble del bosque comparado con el de las plantaciones de *Pinus taeda*, que sería un subconjunto

empobrecido del primero. Debe tenerse en cuenta una vez más que las forestaciones estudiadas por estos autores carecían de sotobosque, siendo estructuralmente más simplificadas, lo que redundaba en una menor oferta de recursos para las aves (Jacoboski *et al.* 2016).

La diversidad de grupos funcionales difirió entre las forestaciones con sotobosque y el bosque nativo, presentando su mayor valor en los pinales, y quedando los eucaliptales en último lugar. Esto puede deberse a características morfológicas de los eucaliptos: su corteza lisa y caediza no facilita su colonización por líquenes y otros epífitos, lo que redundaba en una baja disponibilidad de artrópodos que puedan servir de presas a muchas aves insectívoras (Calviño-Cancela 2013, Calladine *et al.* 2018). Especies como los carpinteros (Picidae) que obtienen su alimento de la madera muerta o de la corteza de árboles, estuvieron ausentes en los eucaliptales sin sotobosque, pero se presentaron en los pinales sin sotobosque, donde la corteza irregular brinda posibilidades de refugio a muchos organismos (Calladine *et al.* 2018, Martínez-Lanfranco *et al.* 2022).

Uso de las forestaciones por especies de aves amenazadas

En este trabajo, se encontraron tres especies consideradas vulnerables: el Yacú o Pava de Monte (*Penelope obscura*), registrada durante los conteos en el bosque nativo y en forestaciones de pinos sin sotobosque. Las otras dos, halladas fuera de los conteos, fueron la Urraca Azul (*Cyanocorax caeruleus*) en pinales sin sotobosque (Chatellenaz *et al.* 2012), y el Alilicucú Grande (*Megascops atricapilla*) en pinales y eucaliptales con sotobosque (Mauriño *et al.* 2017). Las dos primeras especies, probablemente sólo utilicen a las forestaciones como corredores para desplazarse entre sectores de bosque nativo, algo que fuera mencionado para otras especies omnívoras, frugívoras y nectarívoras por Mauriño (2016). Varios autores han mencionado la importancia de las forestaciones para estas especies, particularmente en paisajes fragmentados (*e.g.* Lindenmayer y Hobbs 2004, Carnus *et al.* 2006, Barlow *et al.* 2007).

Estudios futuros deberían corroborar si tanto observaciones previas en la zona -AICAS- (Di Giacomo 2007) como en las plantaciones de exóticas en el nordeste de Corrientes corresponden a poblaciones establecidas de especies amenazadas y sirven como áreas de nidificación de las mismas, o si sólo se trata de individuos transeúntes.

CONCLUSIONES

Las plantaciones forestales no reemplazan a los bosques naturales y sus funciones ecológicas (Hernandes Volpato *et al.* 2010, Nájera y Simonetti 2012). Sin embargo, pueden albergar especies de aves de bosque. Complementariamente, las forestaciones en la región estarían brindando un hábitat adicional para plantas (Trentini *et al.* 2017, este trabajo), arácnidos (Munévar *et al.* 2018), anfibios (Gangenova *et al.* 2018) y mamíferos (Chatellenaz *et al.* 2015, Iezzi *et al.* 2018), entre otros taxa. Esto adquiere particular importancia en un área como el nordeste de Corrientes, donde la superficie cubierta por bosques nativos es reducida, con frecuencia limitada a isletas de variada extensión, y formando galerías en torno a las márgenes de ríos y arroyos. A nivel de paisaje, las plantaciones forestales pueden cumplir el rol de corredores, permitiendo el desplazamiento de las aves a través de ellas desde un área de bosque a otra y evitándoles tener que atravesar el campo abierto (Mitra y Sheldon 1993, Saura y Rubio 2010, Vergara *et al.* 2014). Esa podría ser la razón de observaciones de aves frugívoras o nectarívoras volando en el interior de las forestaciones en el área de estudio. Este papel de corredores de fauna ha sido señalado por Paviolo *et al.* (2018) para pinales en la provincia de Misiones, donde las forestaciones son utilizadas por grandes carnívoros.

La cercanía a rodales del bosque jugaría un importante rol para el mantenimiento de la diversidad de aves en estos ambientes productivos, actuando como “áreas fuente” (Pulliam 1988). Aunque puedan ser ensambles empobrecidos (Nájera y Simonetti 2012), los mismos no dejan de poseer importancia para la conservación de la biodiversidad a nivel de paisaje, sobre

todo teniendo en cuenta la reducida superficie de bosques y en cambio, el incremento sostenido de las plantaciones forestales en los últimos años (Desarrollo Foresto Industrial 2021). Pero tal vez de mayor importancia aún es el manejo forestal, mediante poda y raleo. Como fuera descrito en el Capítulo III, estas prácticas de manejo son unas de las responsables del desarrollo de sotobosque, el cual permite la presencia de un ensamble de aves diverso en las forestaciones. Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad del paisaje, es altamente recomendable este tipo de manejo, que asegure el crecimiento de árboles y arbustos nativos dentro de los rodales de pinos y eucaliptos.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES GENERALES



Carpintero Garganta Estriada (*Dryocopus lineatus*) en pinal sin sotobosque.

CONCLUSIONES GENERALES

Las condiciones generadas por el manejo de plantaciones forestales de especies exóticas modifican la composición y estructura del ensamble de aves, mediante cambios en la composición y estructura del ensamble de plantas exóticas y nativas. Los resultados obtenidos en esta tesis apoyan esta hipótesis. Las forestaciones de *Pinus* y *Eucalyptus* manejadas mediante poda y raleo, con densidades menores a 400 individuos por hectárea, desarrollaron un sotobosque formado por árboles y arbustos característicos del bosque nativo. Este estrato de árboles bajos y arbustos, estuvo ausente en otras plantaciones similares, situadas en el mismo tipo de suelo, en cercanías o incluso junto a isletas de bosque o bosques en galería, y con idéntico manejo.

La diferencia que se pudo encontrar entre forestaciones con y sin sotobosque fue que luego de los raleos, estas últimas conservaron una mayor densidad de individuos de pinos o eucaliptos, desde más de 400 hasta 600 árboles por hectárea. Esto evidencia que las condiciones brindadas por plantaciones con alta densidad no son adecuadas para la germinación y establecimiento de las especies del bosque nativo, que sí pueden colonizar aquellos rodales donde el raleo dejó densidades menores, que permiten un mayor ingreso de luz al suelo de la plantación. Si bien el raleo es el factor de manejo clave, el número de individuos que permanezcan luego, es aún más importante. Es una situación similar a otras forestaciones destinadas a la producción de pulpa para papel, como las descritas a lo largo del Capítulo II, en las no se efectúa raleo. Sólo que en este caso, además de las muy altas densidades de pinos, tampoco existe el espacio necesario para el establecimiento de plantas del bosque nativo. La composición florística del bosque y las forestaciones, no obstante, fue muy diferente. Es probable que se deba a las edades de los rodales a las que se realiza la cosecha forestal, que no brindan el tiempo requerido para que se instalen otras especies mediante los procesos de

sucesión natural. Una vía promisorio de investigación para el mantenimiento de la diversidad del paisaje sería evaluar el efecto de la interacción entre la densidad de plantas y el tipo de manejo de poda y raleo.

Los resultados obtenidos de las estimaciones de diversidad, riqueza y abundancia de aves en bosques y forestaciones, coincidieron con las investigaciones desarrolladas en países de varios continentes, en las que se evidencia que la diversidad de aves tiende a ser mayor en aquellas plantaciones con mayor complejidad estructural, es decir, con diferentes estratos de vegetación, y que por lo menos tengan cierta afinidad a los bosques naturales (*e.g.* Calladine *et al.* 2009, Calladine *et al.* 2018, Villard y Foppen 2018). A la inversa, las forestaciones de dosel cerrado, con sotobosque escaso o ausente, tienen una riqueza específica considerablemente menor. Aunque el ensamble de aves de las forestaciones con sotobosque fue un subconjunto empobrecido del ensamble de aves del bosque nativo, guarda similitud con la composición que se encuentra en éste. En contraste, los pinales y eucaliptales sin sotobosque se revelaron como ambientes muy pobres, con muy baja riqueza, abundancia y diversidad.

En síntesis, los resultados obtenidos indican que, en un contexto productivo, las condiciones de manejo de las forestaciones pueden aunar producción y conservación de la biodiversidad, e incluso mejorar el valor de las plantaciones para la diversidad. Específicamente, el manejo con poda y raleo, manteniendo una densidad inferior, o no mayor a 400 individuos por hectárea, promovería el desarrollo de vegetación de sotobosque. Es obvio que esto depende de los objetivos de la plantación, y de los requerimientos del mercado maderero y de índole económica de los productores forestales. Por lo mismo, recomendar elevar la edad a la cual se efectúa la cosecha forestal puede no ser aplicable en la mayoría de los casos. Por otra parte, si bien la diversidad en plantaciones forestales maduras con sotobosque es efectivamente mayor que en plantaciones de edad intermedia, no alcanza los niveles de los bosques nativos (Calviño-Cancela *et al.* 2012). Por lo tanto, las talas rasas efectuadas en

intervalos muy largos podrían no solo ser ineficientes desde el punto de vista de la productividad forestal, sino también desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad.

Para preservar un ensamble de aves lo más similar posible al del bosque nativo, debería tenerse en cuenta la presencia de árboles muertos, ya que especies de pícidos y dendrocolaptinos, dependen de ellos no solo para obtener alimento, sino como lugares para nidificar. Los árboles vivos y muertos que tienen hoyos, así como los árboles heridos y podridos, deben conservarse como "legados biológicos", para asegurar las condiciones para la futura formación natural de cavidades o la excavación de las mismas, donde puedan criar. Retener tales árboles que tienen poco o ningún valor comercial no disminuiría sustancialmente las ganancias de las operaciones forestales (Lindenmayer *et al.* 2012, Wesolowsky y Martin 2018).

Respecto del bosque nativo, debería maximizarse el cuidado y mantenimiento de las isletas y fragmentos del bosque nativo, que actúan como áreas fuente de las poblaciones tanto de plantas como de aves presentes en las forestaciones, por lo tanto, es de gran importancia evitar su degradación (o pérdida de calidad de hábitat), impidiéndose el acceso tanto de personas como del ganado.

Futuras aproximaciones deberían incluir aspectos socio-ecológicos y relacionados con el impacto espacio-temporal del manejo forestal, y el diseño de corredores de vegetación nativa (pastizales, malezales, humedales, arbustales, bosques nativos) como para determinar lineamientos de minimización de impactos sobre la diversidad de paisaje, considerando la diversidad de tipos de ambientes de la región. Otras líneas promisorias de investigación podrían enfocarse en los patrones de movimiento o dispersión espacial de la fauna, en la estructura de las interacciones ecológicas, y en los impactos temporales del flujo de trabajo forestal. En conjunto, los resultados obtenidos en esta tesis, marcan la necesidad de profundizar en el estudio

de la valoración de la diversidad en los ambientes productivos y en la compatibilización con los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en el paisaje.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ADAMS, J. 1985. The definition and interpretation of guild structure in ecological communities. *Journal of Animal Ecology* 54: 43-59.
- ALLAN, D. G., J. A. HARRISON, R. A. A NAVARRO, B. W. VAN WILGEN, M. W. THOMPSON. 1997. The impact of commercial afforestation on bird populations in Mpumalanga Province, South Africa-insights from bird-atlas data. *Biological Conservation* 79: 173-185.
- ALRABABAH, M. A., M. J. TADROS, N. H. SAMARAH, H. GHOSHEH. 2009. Allelopathic effects of *Pinus halepensis* and *Quercus coccifera* on the germination of Mediterranean crop seeds. *New Forests* 38:261-272.
- ARES, A., A. R. NEILL, K. J. PUETTMANN. 2010. Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management* 260: 1104-1113.
- ASHTON-BUTT, A., A. A. K. ARYAWAN, A. S. C HOOD, M. NAIM, D. PURNOMO, R. SUHARDI, WAHYUNINGSIH, S. WILLCOCK, G. M. POPPY, J-P. CALIMAN, E. C. TURNER, W. A. FOSTER, K. S-H. PEH, J. L. SNADDON. 2018. Understory vegetation in oil palm plantations benefits soil biodiversity and decomposition rates. *Frontiers in Forest and Global Change* 1:10.
- AVES ARGENTINAS. 2019. Posición institucional: forestaciones en el Nordeste de Argentina. <https://www.avesargentinas.org.ar/noticia/posici%C3%B3n-institucional-forestaciones-en-el-nordeste-de-argentina>
- AZHAR, B., D. B. LINDENMAYER, J. WOOD, J. FISCHER, A. MANNING, C. MCELHINNY, M. ZAKARIA. 2013. The influence of agricultural system, stand structural complexity and landscape context on foraging birds in oil palm landscapes. *Ibis* 155: 297-312.
- AZHAR, B., C. L. PUAN, N. AZIZ, M. SAINUDDIN, N. ADILA, S. SAMSUDDIN, S. ASMAH, M. SYAFIQ, S. A. RAZAK, A. HAFIZUDDIN, A. HAWA, S. JAMIAN. 2015. Effects of in situ habitat quality and landscape characteristics in the oil palm agricultural matrix on tropical understory birds, fruit bats and butterflies. *Biodiversity Conservation* 24: 3125-3144.
- AZPIROZ, A. B., J. P. ISACCH, R. A. DIAS, A. S. DI GIACOMO, C. SUERTEGARAY FONTANA, C. MORALES PALAREA. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83:217-246.
- BARLOW, J., L. A. M. MESTRE, T. A. GARDNER, C. A. PERES. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 136: 212-231.
- BARRETT, W. H., S. G. TRESSSENS. 1996. Estudio de la vegetación nativa en plantaciones de

- Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) en el norte de la provincia de Corrientes, República Argentina. *Bonplandia* 9: 1-18.
- BARRIENTOS, R. 2010. Retention of native vegetation within the plantation matrix improves its conservation value for a generalist woodpecker. *Forest Ecology and Management* 260: 595-602.
- BELTZER, A. H. 2003. Aspectos tróficos de la comunidad de aves de los Esteros del Iberá. pp. 257-272. En: B. B. ÁLVAREZ (Ed). *Fauna del Iberá*. Eudene, Corrientes.
- BERGNER, A., M. AVCI, H. ERYIĞIT, N. JANSSON, M. NIKLASSON, L. WESTERBERG, P. MILBERG. 2015. Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management* 336: 137-147.
- BIBBY, C. J., N. ASTON, P. E. BELLAMY. 1989. Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. *Biological Conservation* 49: 17-29.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS, D. A. HILL. 1992. Bird census techniques. Academic Press. Cambridge.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016. *Penelope obscura*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T22678389A92771775. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22678389A92771775.en>. Fecha de consulta: 8 de mayo 2022.
- BLONDEL, J. 2018. Origins and dynamics of forest birds of the Northern Hemisphere. Pp. 11-50. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- BOHN, F. J., A. HUTH. 2017. The importance of forest structure to biodiversity–productivity relationships. *Royal Society open science* 4: 160521.
- BORCARD, D., F. GILLET, P. LEGENDRE. 2018. Numerical Ecology with R. Second Edition. Springer International Publishing.
- BRAZEIRO, A., A. CRAVINO, P. FERNÁNDEZ, F. HARETCHE. 2018. Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. *Ecosistemas* 27: 48-59.
- BREMER, L. L., K. A. FARLEY. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity Conservation* 19: 3893-3915.
- BROCKERHOFF, E.G., H. JACTEL, J.A. PARROTTA, S. F. B. FERRAZ. 2013. Rol of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management* 301: 43-50.

- BROCKERHOFF, E.G., H. JACTEL, J.A. PARROTTA, C. P. QUINE, J. SAYER. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity Conservation* 17: 925–951.
- BRUKAS, V., A. FELTON, M. LINDBLADH, O. SALLNÄS. 2013. Linking forest management, policy and biodiversity indicators -a comparison of Lithuania and Southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 291:181-189.
- BRUNIARD, E. 1997. Atlas geográfico de la provincia de Corrientes. Tomo 1: el medio natural. *Geográfica* 8: 1-101.
- BULUT, Y., M. DEMIR. 2007. The allelopathic effects of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) leaf extracts on turf grass seed germination and seedling growth. *Asian Journal of Chemistry* 19: 3169-3177.
- CABRERA, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería II. 1. 2^a ed. Buenos Aires, ACME.
- CABRERA, A. L., A. WILLINK. 1980. Biogeografía de América Latina. Monografía 13. OEA. Washington.
- CAIN, S. A., G. M. O. CASTRO. 1959. Manual of vegetation analysis. Harper & Brothers. New York.
- CALLADINE, J., E. M. HUMPREYS, D. JARDINE, F. STRACHAN. 2009. Forestry thinning in commercial conifer plantations has little effect on breeding bird abundance and species richness in northern Scotland. *Bird Study* 56: 137-141.
- CALLADINE, J., A. BIELINSKI, G. SHAW. 2013. Effects on bird abundance and species richness of edge restructuring to include shrubs at the interface between conifer plantations and moorland. *Bird Study* 60: 345–356.
- CALLADINE, J., M. DÍAZ, L. REINO, D. JARDINE y M. WILSON. 2018. Plantation of non-native tree species. Opportunities and limitations for birds in intensively managed forests. Pp.350-386. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- CALVIÑO-CANCELA, M. 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* 310: 692-699.
- CALVIÑO-CANCELA, M., M. RUBIDO-BARÁ, E. J. B. VAN ETTEN. 2012. Do eucalypts plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* 270: 153-162.
- CANEVARI, M., P. CANEVARI, G.R. CARRIZO, G. HARRIS, J. RODRÍGUEZ MATA, R.J. STRANECK. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Tomo 2. Fundación Acindar, Buenos Aires.

- CAPLLONCH, P., R. LOBO, D. ORTIZ, R. OVEJERO. 2005. La avifauna de la selva de galería en el noreste de Corrientes, Argentina: biodiversidad, patrones de distribución y migración. *Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino II. INSUGEO Miscelánea* 14:483-498.
- CARLE, J., P. HOMGREN. 2008. Wood from planted forests. A global outlook 2005-2030. *Forest Products Journal* 58:6–18.
- CARLSON, A. 1986. A comparison of birds inhabiting pine plantation and indigenous forest patches in a tropical mountain area. *Biological Conservation* 35: 195–204.
- CARNEVALI, R. 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. Editora Litocolor S.A., Corrientes.
- CARNUS, J-M., J. PARROTTA, E. BROCKERHOFF, M. ARBEZ, H. JACTEL, A. KREMER, D. LAMB, K. O'HARA, B. WALTERS. 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104: 65-77.
- CHATELLENAZ, M.L. 2004. Avifauna del bosque de quebracho colorado y urunday del nordeste de Corrientes, Argentina. *Facena* 20: 3-12.
- CHATELLENAZ, M. L., J. M. FERNÁNDEZ, M. L. THOMANN. 2012. Nuevos registros de *Macropsalis forcipata*, *Cyanocorax caeruleus* y *Pyroderus scutatus* (Aves: Caprimulgidae, Corvidae y Cotingidae) en el Nordeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Facena* 28:69–73.
- CHATELLENAZ, M. L., G. VILLORDO, J. L. ANCHETTI. 2015. Confirmación de la presencia del agutí bayo, *Dasyprocta azarae* (Rodentia: Dasyproctidae) en Corrientes, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 59: 155-158.
- CODY, M. L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press. San Diego.
- COLWELL, R. K., J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B*, 345: 101-118.
- COLWELL, R. K., C. X. MAO, J. CHANG. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.
- CONTRERAS, F. I., M. N. BARUZZO, H. SMICHOWSKI, M. MILANO, S. A. CONTRERAS. 2021. Amenaza de extinción de palmares de *Butia yatay* como resultado del avance de la actividad forestal en Colonia Pando (San Roque, Corrientes). *Contribuciones Científicas GAEA* 33: 1-11.
- COOTE, L., L. J. FRENCH, K. M. MOORE, F. J. G. MITCHELL, D. L. KELLY. 2012. Can plantation forests support plant species and communities of semi-natural woodland? *Forest Ecology and Management* 283: 86-95.

- CÓRDOVA-TAPIA, F., L. ZAMBRANO. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas* 24: 78-87.
- DANIELS, R. R. J., M. HEDGE, M. GADGIL. 1990. Birds of the man-made ecosystems: the plantations. *Proceedings Indian Academy of Sciences. (Anim. Sci.)* 99: 79-89.
- DARRIEU, C. A. 1987. Estudios sobre la avifauna de Corrientes. IV. Nuevos registros de aves (Passeriformes, Tyrannidae) y consideraciones sobre su distribución geográfica. *Neotrópica* 33: 29-36.
- DARRIEU, C. A. 1996. Estudio sobre la avifauna de Corrientes. III. Nuevos registros de aves Passeriformes (Dendrocolaptidae, Furnariidae, Formicariidae, Cotingidae y Pipridae) y consideraciones sobre su distribución geográfica. *Historia Natural* 6:93-99.
- DARRIEU, C.A., A.R. CAMPERI. 1991. Estudio de una colección de aves de Corrientes. III. (Formicariidae, Cotingidae, Pipridae). *Neotrópica* 37: 75-80.
- DARRIEU, C.A., A.R. CAMPERI. 1992. Estudio de una colección de aves de Corrientes. II. (Tyrannidae). *Hornero* 13: 219-224.
- DARRIEU, C.A., A.R. CAMPERI. 1993. Estudio de una colección de aves de Corrientes, Argentina. IV. (Phytotomidae a Parulidae). *Neotrópica* 39: 83-92.
- DARRIEU, C.A., A.R. CAMPERI. 1994. Estudio de una colección de aves de Corrientes: Thraupidae e Icteridae. *Neotrópica* 40: 49-55.
- DARRIEU, C.A., A.R. CAMPERI. 1996. Estudio de una colección de aves de Corrientes (Emberizidae y Fringillidae). *Neotrópica* 42: 69-75.
- DARRIEU, C.A., M. M. MARTÍNEZ. 1984. Estudios sobre la avifauna de Corrientes. I. Nuevos registros de aves (No Passeres). *Revista del Museo de la Plata (n.s.) Zoología*, 145: 257-260.
- DE FARIA, A. P. G., G. MATALLANA, T. WENDT, F. R. SCARANO. 2006. Low fruit set in the abundant dioecious tree *Clusia hilariana* (Clusiaceae) in a Brazilian restinga. *Flora* 201: 606-611.
- DEJAM, M., S. SADAT KHALEGHI, R. ATAOLLAHI. 2014. Allelopathic effects of *Eucalyptus globulus* Labill. on seed germination and seedling growth of eggplant (*Solanum melongena* L.). *International Journal of Farming and Allied Sciences* 3: 81-86.
- DENYER, K., B. BURNS, J. OGDEN. 2006. Buffering of native forest and microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecology* 31: 478-489.
- DESARROLLO FORESTO INDUSTRIAL. 2021. Inventarios forestales. <https://www.magyp.gob.ar/sitio/areas/desarrollo-forestos-industriales/inventarios/tablero.php>
- DIAS, R. A., V. A. G. BASTAZINI, M. S. S. GONÇALVES, F. C. BONOW, S. C. MÜLLER. 2013. Shifts

- in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Série Zoologia*, 103:12-19
- DI GIACOMO, A. S. 2007. Conservación de aves en Corrientes. Pp. 141-144. En: A. S. DI GIACOMO, M. V. DE FRANCESCO, E.G. COCONIER (Eds). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad: Temas de Naturaleza y Conservación 5. CD-ROM. Edición Revisada y Corregida. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- DI MARCO, E. 2014^a. Ficha Técnica. *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden. (Eucalipto rosado) Familia Mirtáceas. [http://forestoindustria.magyp.gob.ar/archivos/Eucalyptus grandis/pdf](http://forestoindustria.magyp.gob.ar/archivos/Eucalyptus%20grandis/pdf)
- DI MARCO, E. 2014^b. Ficha Técnica. *Pinus taeda* L. (Pino taeda, Pinotea, Pino Resinoso, Loblolly Pine) Familia Pinaceae. <http://forestoindustria.magyp.gob.ar/archivos/pinus-taeda-l-familia-pinaceae.pdf>
- DURAN, S. M., G. H. KATTAN. 2005. A test of the utility of exotic tree plantations for understory birds and food resources in the Colombian Andes. *Biotropica* 37: 129-135.
- ELM (ESTABLECIMIENTO LAS MARÍAS). 2017. Plan de Gestión Forestal. Resumen público y resultados de monitoreos. Junio de 2017. Gobernador Virasoro.
- ESKUCHE, U. 1984. Vegetationsgebiete von Nord-und Mittelargentinien. *Phytocoenologia* 12: 185-199.
- ESKUCHE, U. 1986. Relación sobre la 17^a Excursión Fitogeográfica Internacional por la Argentina Septentrional. Pp. 12-177. En: U. Eskuche & E. Landolt (Eds.), Contribuciones al conocimiento de flora y vegetación del norte de la Argentina. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung. Rübel in Zürich 91.
- ESKUCHE, U. 1992^a. Los espartillares, un monumento histórico precolombiano en el tapiz vegetal del nordeste argentino. Guía por flora y vegetación alrededor de la Confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. I. Herb. Humboldtianum. Corrientes. 37 p.
- ESKUCHE, U. 1992^b. Sinopsis cenosistemática preliminar de los pajonales mesófilos seminaturales del nordeste de Argentina, incluyendo pajonales pampeanos y puntanos. *Phytocoenologia* 21: 237-312.
- EVANS, J., J. W. TURNBULL. 2004. Plantation forestry in the tropics, 3rd edic. Oxford University Press, Oxford.
- FAO. 2012. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i3010e.pdf>.

- FAO. 2020. Alimentación y agricultura sostenibles. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Disponible en:
<https://www.fao.org/sustainability/news/detail/es/c/1279267/>
- FAO. 2022. The State of the World's Forests 2022. Forest pathways for green recovery and building inclusive, resilient and sustainable economies. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma. <https://doi.org/10.4060/cb9360en>.
- FERNÁNDEZ, J. M. 2014. Uso de hábitat por aves en bosques nativos y exóticos en el noreste de Corrientes. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- FERNÁNDEZ, J. M., M. L. THOMANN, M. L. CHATELLENAZ. 2015. Uso de hábitat por aves en bosques nativos y exóticos en el noreste de Corrientes. XXI Reunión de Comunicaciones Científicas y Tecnológicas - Edición 2015. Universidad Nacional del Nordeste, Resistencia, Chaco.
- FERRATI, R., G. A. CANZIANI, D. R. MORENO. 2005. Esteros del Ibera: hydrometeorological and hydrological characterization. *Ecological Modelling* 186: 3–15.
- FISCHER, J., D. B. LINDENMEYER, A. D. MANNING. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 80-86.
- FONTANA, J. L. 1993. Los pajonales mesófilos e higrófilos del sur de Misiones (Argentina). Tesis Doctoral, Universidad Católica de Louvain-le-Neuve, Louvain.
- FONTANA, J. L. 1996. Los pajonales mesófilos semi-naturales de Misiones (Argentina). *Phytocoenologia* 26:179-271.
- FONTANA, J. L. 1998. Análisis sistemático-ecológico de la flora del sur de Misiones (Argentina). *Candollea* 53: 211-301.
- FONTANA, J. L. 2012. Guía de plantas. Reserva Natural Isla Apipé Grande, provincia de Corrientes, Argentina. 2º edic. ampliada. Edición del Autor. Corrientes.
- FONTANA, J. L. 2015. Flora y vegetación del noreste de Corrientes y sur de Misiones. Pp. 9-27. En: V. BAUNI, M. A. HOMBERG y V. CAPMOURTERES (Eds.) El patrimonio natural y cultural en el área de influencia del embalse de Yacyretá, Argentina. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires.
- FONTÚRBEL, F. E., A. B. CANDIA, G. J. CASTAÑO-VILLA. 2016. Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87: 1402–1406.

- FOX, J., S. WEISBERG, B. PRICE, D. ADLER, D. BATES, G. BAUD-BOVY, B. BOLKER, S. ELLISON, D. FIRTH, M. FRIENDLY, G. GORJANC, S. GRAVES, R. HEIBERGER, R. LABOISSIERE, M. MAECHLER, G. MONETTE, D. MURDOCH, H. NILSSON, D. OGLE, B. RIPLEY, W. VENABLES, S. WALKER, D. WINSEMIUS, A. ZEILEIS. 2019. Package 'car'. R package versión 3.0-3. <https://cran.r-project.org/web/packages/car/index.html>
- FRANKLIN, J.F., D. B. LINDENMAYER, J. A. MACMAHON, A. MCKEE, J. MAGNUSSON, D. A. PERRY, R. WAIDE, D. R. FOSTER. 2000. Threads of continuity: ecosystem disturbances, biological legacies and ecosystem recovery. *Conservation Biology in Practice* 1: 8-16.
- FSC (FOREST STEWARDSHIP COUNCIL). 2022. Certificación de proyectos. <https://fsc.org/es/certificacion-de-manejo-forestal>. Fecha de consulta: 22 de febrero de 2022.
- FU, X., F. YANG, J. WANG, Y. DI, X. DAI, X. ZHANG, H. WANG. 2015. Understory vegetation leads to changes in soil acidity and in microbial communities 27 years after reforestation. *Science of the Total Environment* 502: 280-286.
- FULE, P. Z., D.C. LAUGHLIN, W.W. COVINGTON. 2005. Pine-oak forest dynamics five years after ecological restoration treatments, Arizona, USA. *Forest Ecology and Management* 218: 129–145.
- GABRIEL, V. A., A. A. VASCONCELOS, E. FERNANDES DE LIMA, H. CASSOLA, K. D. BARRETTO, M. CABELLO DE BRITO. 2013. A importancia das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade. *Pesquisa Florestal Brasileira* 33: 203-213.
- GADOW, K. V., CH. Y. ZHANG, C. WEHENKEL, A. POMMERENING, J. CORRAL-RIVAS, M. KOROL, S. MYKLUSH, G. Y. HUI, A. KIVISTE, X. H. ZHAO. 2012. Forest Structure and Diversity. Pp. 29-83. En: T. PUKKALA, K. VON GADOW (Eds.) *Continuous Cover Forestry*. Second Edition. Springer, Dordrecht.
- GANGENOVA, E., G. A. ZURITA, F. MARANGONI. 2018. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic Forest of Argentina. *Forest Ecology and Management* 424: 529–535.
- GARDNER, T. A., J. BARLOW, L. W. PARRY, C. A. PERES. 2007. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica* 39: 25-30.
- GATTI, G., S. ZANINOVICH, N. VESPA, G. A. ZURITA. 2019. Moving away from the native forest edge: Changes in ecosystem processes towards the interior of *Pinus taeda* plantations. *Forest Ecology and Management* 432: 967-975.
- GENTRY, A. H. 1982. Patterns of Neotropical plant diversity. *Evolutionary Biology* 15: 1-84.
- GIRAUDO, A. R. 1996. Adiciones a la avifauna de la Provincia de Corrientes, Argentina, y de

- zonas limítrofes del Paraguay. *Facena* 12: 49-53.
- GIRAUDO, A. R., R. R. ABRAMSON. 1998. Usos de la fauna silvestre por los pobladores rurales en la selva paranaense de Misiones: tipos de uso, influencia de la fragmentación y posibilidades de manejo sustentable. *Boletín Técnico de la Fundación Vida Silvestre Argentina* 47: 1-41.
- GIRAUDO, A. R., H. POVEDANO. 2004. Avifauna de la región biogeográfica Paranaense o Atlántica Interior de Argentina: biodiversidad, estado del conocimiento y conservación. *INSUGEO, Miscelánea* 12: 331-348.
- GIRAUDO, A. R., M. SIRONI. 1992. Registro de *Pteroglossus castanotis australis* Cassin, 1867 y de *Baillonius bailloni* (Vieillot, 1819) (Aves: Ramphastidae) en el noreste de la provincia de Corrientes, República Argentina. *Nótulas Faunísticas* 25: 1-2.
- GIRAUDO, A.R., A. DI GIACOMO, M. ORDANO, E. KRAUCZUK, M. L. CHATELLENAZ, C. SAIBENE. 2003. Aves amenazadas de los Esteros del Iberá: un refugio que se desvanece. Pp. 273-303. En: B.B. ÁLVAREZ (Ed.): *Fauna del Iberá*. EUDENE, Corrientes.
- GLIESSMAN, S. R. 2007. Allelopathic Effects of Crops. Technology & Engineering, Santa Cruz.
- GUERRERO, P.C., R. O. BUSTAMANTE. 2007. Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory experiments. *Forest Ecology and Management* 253: 97-102.
- GÜNTER, S. 2011. Introduction to Silviculture in the Tropics. Pp. 3-10. En: S. GÜNTER, M. WEBER, B. STIMM, R. MOSANDL (Eds.), *Silviculture in the Tropics*. Tropical Forestry 8. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.
- HANANE, S., S. I. CHERKAOUI, N. MAGRI, M. YASSIN. 2018. Bird species richness in artificial plantations and natural forests in a North African agroforestry system: assessment and implications. *Agroforestry Systems* 93: 1755-1764.
- HARO, J.G. 1998. Alimentación de aves insectívoras en un bosque de coníferas en Río de los Sauces (Córdoba, Argentina). *Natura Neotropicalis* 29: 117-125.
- HARTLEY, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- HEALEY, S. P., R. I. GARAB. 2003. The effect of a teak (*Tectona grandis*) plantation on the establishment of native species in an abandoned pasture in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 176: 497-507.
- HERNANDES VOLPATO, G., V. MIRANDA PRADO, L. DOS ANJOS. 2010. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. *Forest Ecology and Management* 260: 1156-1163.

- HEWSON, C. M., E. GRAHAM, S. U. AUSTIN, R. J. FULLER. 2011. Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology and Management* 261: 1224-1240.
- HILL, M. O. 1973. Diversity and Evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* 54: 427-432.
- HSIEH, T. C., K. H. MA, A. CHAO. 2019. iNEXT. Interpolation and extrapolation for species diversity. R package version 2.0.19. <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/html>.
- HUMPHREY, J. W., B. MASON, K. HOLL, G. S. PATTERSON. 1998. Birch and biodiversity: approaches to management in upland spruce forests. Pp. 50-62. En: J. HUMPHREY, K. HOLL, A. BROOME (Eds.) *Birch in Spruce Plantations. Management for Biodiversity*. Forestry Commission Technical Paper 26, Surrey.
- IEZZI, M.E., P. CRUZ, D. VARELA, C. DE ANGELO, M.S. DI BITETTI. 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 424: 216–227.
- INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION. 2018. Flora del Cono Sur. Catálogo de Plantas Vasculares. <<http://www.darwin.edu.ar/proyectos/floraargentina/fa.htm>> [Fecha de consulta: 22/12/2018].
- IRWIN, S., S. M. PEDLEY, L. COOTE, A. C. DIETZSCH, M. W. WILSON, A. OXBROUGH, O. SWEENEY, K. M. MOORE, R. MARTIN, D. L. KELLY, F. J. G. MITCHELL, T. C. KELLY, J. O'HALLORAN. 2014. The value of plantation forests for plant, invertebrate and bird diversity and the potential for cross-taxon surrogacy. *Biodiversity Conservation*, 23:697-714.
- IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- JACOBOSKI, L. I., A. DE MENDONÇA-LIMA, S. M. HARTZ. 2016. Structure of bird communities in eucalyptus plantations nestedness as a pattern of species distribution. *Brazilian Journal of Biology* 76: 583-591.
- JACOBOSKI, L. I., A. L., LUZA, R. K., PAULSEN, A. M., PEZDA, S. M. HARTZ. 2019. The effects of grassland ecosystem afforestation on avian phylogenetic diversity, taxonomic diversity and evolutionary distinctiveness. *Acta Oecologica*, 99: 103449.
- JACQUEMYN, H., J. BUTAYE, M. HERMY. 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* 11: 417–423.

- JOBBÁGY, E.G.; M. VASALLO, K. A. FARLEY, G. PIÑEIRO, M. F. GARBULSKY, M. D. NOSETTO, R. B. JACKSON, J. M. PARUELO. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 10: 109 – 124.
- JOHN, J. R. M., J. D. L. KABIGUMILA. 2007. Impact of *Eucalyptus* plantations on the avian breeding community in the East Usambaras, Tanzania. *Ostrich* 78: 265-269.
- JOHN, J. R. M., J. D. L. KABIGUMILA. 2011. The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic *Eucalyptus* plantations. *Ostrich* 82: 27-37.
- KEENAN, R., D. LAMB, O. WILDRING, T. IRVINE, R. JENSEN. 1997. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology Management* 99: 117-131.
- KOHLI, R. K., D. BATISH, H. P. SINGH. 1997. Allelopathy and its implications in agroecosystems. *Journal of Crop Production* 1:169-202.
- KREMEN, C., A. MILES. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society* 17: 40. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>.
- KUHLMANN, M. 2012. Frutos e sementes do Cerrado atrativos para fauna: guía de campo. Ed. Rede do Sementes do Cerrado. Brasilia.
- KUHLMANN, M., J. F. RIBEIRO. 2016. Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica*, 30: 495-507.
- KWOK, H. K., R. T. CORLETT. 2000. The bird communities of a natural secondary forest and a *Lophostemon confertus* plantation in Hong Kong, South China. *Forest Ecology and Management* 130: 227–234.
- LANTSCHNER, V., V. RUSCH, C. PEYROU. 2007. Bird assemblages in Pine Plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17: 969-989.
- LAROCCA, L. H., L. A. CARPINETI, G. REMBADO, S. M. GARRÁN, N. C. VACCARO, J. E. GLADE, J. R. TRABICHET, D. O. MOLEDO, F. DALLA TEA, C. B. ALANIS, M. SÁNCHEZ ACOSTA, R. V. EYMAN, M. A. MARCÓ. 1995. Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Concordia.
- LAROCCA, F., F. DALLA TEA, R. PEZZUTTI. 2014. Podas y raleos. Pp. 34-38. En: J. SAIZ, E., BRAVO, C. V.; C. V. LUNA (Eds.). Guía de buenas prácticas forestales para la provincia de Corrientes. Editorial INTA, Bella Vista.

- LEE, E. W. S., B. C. H. HAU, R. T. CORLETT. 2005. Natural regeneration in exotic tree plantations in Hong Kong, China. *Forest Ecology and Management* 212: 358–366.
- LEGENDRE, P., L. LEGENDRE. 1998. Numerical Ecology. Second ed. Elsevier, Amsterdam.
- LEICACH, S. R. 2006. Alelopatía. Interacciones químicas en la comunicación y defensa de las plantas. EUDEBA, Buenos Aires.
- LIMA, T. A., G. VIEIRA. 2013. High plant species richness in monospecific tree plantations in the Central Amazon. *Forest Ecology and Management* 295: 77-86.
- LINDENMAYER, D. B., J.F. FRANKLIN. 2002. Conserving biodiversity: A comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington DC.
- LINDENMAYER, D. B., J.F. FRANKLIN, A. LÖHMUS *ET AL.* 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 5: 421-431.
- LINDENMAYER, D. B. y R. J. HOBBS. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests- a review. *Biological Conservation* 119: 151-168.
- LINDENMAYER, D. B., R. J. HOBBS, D. SALT. 2003. Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* 66: 62-66.
- LONGHI, S. J., M. MACHADO ARAUJO, M. BRUCKER KELLING, J. M. HOPPE, I. M. GEEDRE, A. BORSOI. 2000. Aspectos fitossociológicos de fragmento de floresta estacional decidual, Santa Maria, RS. *Ciência Florestal* 10: 59-74.
- LÓPEZ, S. B.; J. GUTIÁN RIVERA y M. SOBRAL. 2018. Biodiversity in *Eucalyptus* plantations versus native oak forests in Galicia: plants and birds. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 25: 71-81.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, E., R. H. SÁNCHEZ. 2010. Escalamiento Multidimensional No Métrico. Un ejemplo con R empleando el algoritmo SMACOF. *Estudios sobre Educación* 18: 9-35.
- LUCK, G. W., T. N. KORODAJ. 2008. Stand and landscape-level factors related to bird assemblages in exotic pine plantations: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 255: 2688-2697.
- MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science. Oxford.
- MAKLAKOV, A. A., S. IMMLER, A. GONZALEZ-VOYER, J. RÖNN, N. KOLM. 2011. Brains and the city: big-brained passerine birds succeed in urban environments. *Biology letters* 7: 730-2.
- MARSDEN, S. J., M. WHIFFIN, M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic Forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- MARTÍNEZ-LANFRANCO, J. A., F. J. VILELLA, D. A. MILLER. 2022. Avian community response

- to a novel environment: Commercial forestry in the Campos grasslands of South America. *Forest Ecology and Management* 503: 119765.
- MARTÍNEZ RAMOS, M. 2008. Grupos funcionales. Pp. 365-412. En: J. SARUKHÁN (Coord.) *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México.
- MATTEUCCI, S. D. 2012. Capítulo 7. Ecorregión Campos y Malezales. Pp.247-263. En: J. MORELLO, S.D. MATTEUCCI, A. RODRIGUEZ, M. SILVA (Eds.) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires
- MAURIÑO, R. A. 2016. Estructura y funcionamiento del ensamble de aves en ambientes forestales de post-cosecha en el nordeste de Corrientes. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- MAURIÑO, R. A., M. L. CHATELLENAZ, S. NAVAJAS, R. PEREIRA COIMBRA. 2017. Nuevos registros de seis aves poco comunes (Familias Accipitridae, Rallidae, Strigidae y Thraupidae) en la provincia de Corrientes, Argentina. *Nuestras Aves* 62:49-53.
- MAYDS (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE). 2016. Informe del estado del ambiente. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Presidencia de la Nación, Buenos Aires.
- MAYDS y AA (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE Y AVES ARGENTINAS). 2017. Categorización de las Aves de la Argentina (2015). Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. Buenos Aires.
- DE MENDIBURU, M. YASEEN. 2020. *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R package version 1.4.0, <https://myaseen208.github.io/agricolae/><https://cran.r-project.org/package=agricolae>.
- MIKUSINSKI, G., J-M. ROBERGE, R. J. FULLER. 2018^a. Future forests: avian implications and research priorities. Pp. 508-536. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- MIKUSINSKI, G., D. VILELRO, S. HERRANDO, LL. BROTONS. 2018^b. Macroecological patterns in forest bird diversity in Europe. Pp. 137-164. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- MITRA, S. S., F. H. SHELDON. 1993. Use of an exotic tree plantation by Bornean lowland forest birds. *Auk* 110: 529-540.
- MONTAGNINI, F., C. J. JORDAN. 2005. Tropical forest ecology. The basis for conservation and

- management. Springer, Berlin.
- MUNEVAR, A., G. D. RUBIO, G. A. ZURITA. 2018. Changes in spider diversity through the growth cycle of pine plantations in the semi-deciduous Atlantic forest: The role of prey availability and abiotic conditions. *Forest Ecology and Management* 424: 536–544.
- NAGAIKE, T., A. HAYASHI, M. KUBO, M. ABE, N. ARAI. 2006. Plant species diversity in a managed forest landscape composed of *Larix kaempferi* plantations and abandoned coppice forests in central Japan. *Forest Science* 52: 324–332.
- NÁJERA, A., J. A. SIMONETTI. 2012. Enhancing avifauna in commercial plantations. *Conservation Biology* 24: 319–324.
- NAVAJAS, P. 2013. Caa Porá – El espíritu de la Yerba Mate. Ed. NVJS. Establecimiento Las Marías. Gdor. Virasoro.
- NEIFF, J. J., S. L. CASCO, A. R. GIRAUDO, B. ALVAREZ DE AVANZA. 2002. ¿Forestaciones o...Biodiversidad en el futuro de Corrientes? Reunión de Comunicaciones Científicas y Tecnológicas, Universidad Nacional del Nordeste, Resistencia. (<http://www.unne.edu.ar/cyt/2002/cyt/htm>).
- NORES, M., M. M. CERANA, D. A. SERRA. 2005. Dispersal of forest birds and trees along the Uruguay River in southern South America. *Biodiversity Research* 11: 205–207.
- OGDEN, J., J. BRAGGINS, K. STRETTON, S. ANDERSON. 1997. Plant species richness under *Pinus radiata* stands on the Central North Island Volcanic Plateau, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 17–29.
- OKSANEN, J., F. GUILLAUME BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, E. SZOECs, H. WAGNER. 2019. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1. <<http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>>.
- ONAINDIA, M., I. AMETZAGA-ARREGI, M. SAN SEBASTIÁN, A. MITXELENA, G. RODRÍGUEZ-LOINAZ, L. PEÑA, J. G. ALDAY. 2013. Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *Forest Ecology and Management* 308: 136–144.
- ONYEKWELU, J.C., J. A. FUWAPE. 2008. Conservation and restoration of degraded forest landscapes in rainforest zones of Nigeria through reforestation projects. *Forests and Forest Products Journal* 1: 29–39.
- ONYEKWELU, J. C., B. STIMM, J. EVANS. 2011. Plantation Forestry (Review). Pp. 399–454. En: S. GÜNTER, M. WEBER, B. STIMM, R. MOSANDL (eds.), *Silviculture in the Tropics*, Tropical Forestry 8. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.

- ORDANO, M.; BORTOLUZZI, A., M. CHATELLENAZ, L. BIANCUCCI. 2008. Respuesta a corto plazo de las aves a la quema y al pastoreo en pastizales del Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. *INSUGEO, Miscelánea* 17 (2): 425-446.
- PANIGATTI, J. L. 2010. Argentina: 200 años, 200 suelos. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- PAQUETTE, A., C. MESSIER. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Environment*, 8: 27–34.
- PARITSIS, J., M. A. AIZEN. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1575–1583.
- PAVIOLO, A., P. CRUZ, M. E. IEZZIA, J. MARTÍNEZ PARDO, D. VARELA, C. DE ANGELO, S. BENITO, E. VANDERHOEVEN, L. PALACIO, V. QUIROGA, J. P. ARRABAL, S. COSTA, M. S. DI BITETTI. 2018. Barriers, corridors or suitable habitat? Effect of monoculture tree plantations on the habitat use and prey availability for jaguars and pumas in the Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 430: 576-586.
- PEÑA-CHOCARRO, M. C., J. DE EGEA JUVINEL, M. VERA, H. MATURO, S. KNAPP. 2006. Guía de árboles y arbustos del Chaco Húmedo. The Natural History Museum, Guyrá Paraguay, Fundación Moisés Bertoni y Fundación Hábitat y Desarrollo. Asunción.
- PETIT, L. J., D. R. PETIT. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17: 687–694.
- PHIFER, C. C., J. L. KNOWLTON, C. R. WEBSTER, D. J. FLASPOHLER, J. A. LICATA. 2016. Bird community responses to afforested eucalyptus plantations in the Argentine pampas. *Biodiversity Conservation* 26: 3073-3101.
- PINA, J. A. 1989. Breeding bird assemblages in eucalyptus plantations in Portugal. *Annales Zoologici Fennici* 26: 287-290.
- PINAZO, M., F. MOSCOVICH, H. KELLER. 2004. Efectos de la intensidad y frecuencia de raleos sobre la diversidad vegetal del sotobosque en plantaciones de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. en el norte de Misiones. 11^{as} Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. FCF (UNaM)-EEA Montecarlo, INTA. Octubre de 2004. Eldorado, Misiones.
- POPOLIZIO, E. 1989. Algunos elementos geomorfológicos condicionantes de la organización espacial y las actividades del NEA. *Geociencias* 17: 3-12.
- PULLIAM, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* 132: 652-661.
- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <http://www.R-project.org/>.

- RAMOS, V.S, G. DURIGAN, G. A. D. C. FRANCO, M. F. A. SIQUEIRA, R. R. RODRIGUEZ. 2008. Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: Guia de identificação de espécies. Editora da Universidade de São Paulo: biota / FAPESP. São Paulo.
- REBOTTARO, S. L., D. A. CABRELLI. 2007. Crecimiento y rendimiento comercial de *Pinus elliottii* en plantación y en regeneración natural manejada con raleos en Entre Ríos, Argentina. *Bosque* 28: 152-161.
- REIGOSA, M. J., A. SANCHEZ-MOREIRAS, L. GONZALEZ. 1999. Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Sciences* 18:577-608.
- REMSEN, J. V., JR., J. I. ARETA, E. BONACCORSO, S. CLARAMUNT, A. JARAMILLO, D. F. LANE, J. F. PACHECO, M. B. ROBBINS, F. G. STILES, AND K. J. ZIMMER. Version 17 September 2022. A classification of the bird species of South America. American Ornithological Society. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- REYNOLDS, R. T., J. M. SCOTT, R. A. NUSSBAUM. 1980. A variable circular plot-method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- SANTA CRUZ, J. N., O. ORFEO, F. GULISANO. 2019. Geología de la provincia de Corrientes - Argentina- y cuencas geotectónicas relacionadas. Edic. de los autores. Corrientes.
- SAURA, S., L. RUBIO. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523-537.
- SAWYER, J. 1993. Plantations in the tropics. Environmental concerns. IUCN, Gland and Cambridge.
- SAYER, J. A., S. MAGINIS. 2005. Forests in landscapes: ecosystem approaches to sustainability. Earthscan, London.
- SHORT, L. L. 1971. Aves nuevas o poco comunes de Corrientes, República Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Zoología* 9: 283-309.
- SIMBERLOFF, D., M. A. RELVA, M. NÚÑEZ. 2002. Gringos en el bosque: introduced tree invasion in a native *Nothofagus/Austrocedrus* forest. *Biological Invasions* 4: 35-53.
- SIMONETTI, J. A., A. A. GREZ, C. F. ESTADES. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology* 27: 1117–1121.
- SIVANANTHAWERL, T., R. MITLÖHNER. 2011. *Eucalyptus grandis* and other important *Eucalyptus* species: A case study from Sri Lanka. Pp. 463-472. En: S. GÜNTER, M. WEBER, B. STIMM, R. MOSANDL (Eds.), *Silviculture in the Tropics*. Tropical Forestry 8. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.

- SORIA, A., J. C. CHEBEZ, S. F. FABRI, C. M. GONZÁLEZ. 2011. Misiones. Árboles/Trees/Árbores. Golden Company. Buenos Aires.
- SOUTO, X. C., J. C. BOLAÑO, L. GONZÁLEZ, M. J. REIGOSA. 2001. Allelopathic effects of tree species on some soil microbial populations and herbaceous plants. *Biologia Plantarum* 44: 269-275.
- STALLINGS, J. R. 1991. The importance of understorey on wildlife in a Brazilian Eucalypt plantation. *Revista Brasileira de Zoologia* 7: 267-276.
- STEPHENS, S.S., M.R. WAGNER. 2007. Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective. *Journal of Forestry* 105: 307-313.
- SWEENEY, O. F. MCD., M. W. WILSON, S. IRWIN, TH. KELLY, J. O'HALLORAN. 2010^a. Breeding bird communities of second-rotation plantations at different stages of the forest cycle. *Bird Study* 57: 3, 301-314.
- SWEENEY, O. F. MCD., M. W. WILSON, S. IRWIN, TH. KELLY, J. O'HALLORAN. 2010^b. Are bird density, species richness and community structure similar between native woodlands and non-native plantations in an area with a generalist bird fauna? *Biodiversity Conservation* 19: 329-2342.
- TABARELLI, M., W. MANTOVANI. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (Sao Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250.
- TABARELLI, M., C. A. PERES. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- TAKI, H., T. INOUE, H. TANAKA, H. MAKIHARA, M. SUEYOSHI, M. ISONO, K. OKABE. 2010. Responses of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insect assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management* 259: 607-613.
- TARREGA, R., L. CALVO, A. TABOADA, E. MARCOS, J. A. MARCOS. 2011. Do mature pine plantations resemble deciduous natural forests regarding understorey plant diversity and canopy structure in historically modified landscapes. *European Journal Forest Research* 130: 949-957.
- TERUGGI, M. E. 1970. Bosquejo geológico del Paraguay y la provincia de Corrientes. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 11 (Suplemento): 1 - 17.
- TRENTINI, C.P., P.I. CAMPANELLO, M. VILLAGRA, L. RITTER, A. ARES, G. GOLDSTEIN. 2017. Thinning of loblolly pine plantations in subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. *Forest Ecology and Management* 384: 236-247.

- TOMASELLI, I., J. GARCÍA. 2006. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina. Informe de la subregión del Cono Sur. Departamento Forestal de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- UGALDE-LEZAMA, S., J. L. ALCÁNTARA-CARBAJAL, J. I. VALDEZ-HERNÁNDEZ, G. RAMÍREZ-VALVERDE, J. VELÁZQUEZ-MENDOZA, L. A. TARÁNGO-ARÁMBULA. 2010. Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia* 44: 159-169.
- USDA. 2006. Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. 10th Edition. Washington.
- VACCARO, A. S., J. FILLOY, M. I. BELLOCQ. 2019. What land use better preserves taxonomic and functional diversity of birds in a grassland biome? *Avian Conservation and Ecology* 14:1.
- VAN BODEGOM, A. J., J. VAN DEN BERG, P. VAN DER MEER. 2008. Forest plantations for sustainable production in the tropics: key issues for decision makers. Wageningen University and Research Centre, Wageningen.
- VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of Dispersal in Higher Plants. Third Revised and Expanded Edition. Springer-Verlag, Berlin.
- VANDERMEER, J., I. PERFECTO. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21: 274-277.
- VERGARA, P. M., A. RIVERA-HUTINEL, A. A. FARIÁS, H. COFRÉ, H. SAMANIEGO, I. J. HAHN. 2014. ¿Cómo responden los animales del bosque a las perturbaciones antropogénicas? Pp. 235-254. En: C. DONOSO, M. E. GONZÁLEZ, A. LARA (eds.) *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Ed. UACH, Chile.
- VESPA, N. I., G. ZURITA, M. I. BELLOCQ. 2014. Functional responses to edge effects: Seed dispersal in the southern Atlantic Forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 328: 310-318.
- VIGLIZZO E. F., F. C. FRANK, L. CARREÑO. 2006. Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. La situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. Pp. 261-273. En: A. BROWN, U. MARTINEZ ORTIZ, M. ACERBI, J. CORCUERA (Eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- VILLARD, M-A., R. FOPPEN. 2018. Ecological adaptations of birds to forest environments. Pp. 51-78. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation*

- of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- WALLACE, H. L. 1998. Distribution of birch in Scottish spruce plantations. Pp. 3-12. En: J. HUMPHREY, K. HOLL, A. BROOME (Eds.) *Birch in Spruce Plantations. Management for Biodiversity*. Forestry Commission Technical Paper 26, Surrey.
- WESOŁOWSKY, T., K. MARTIN. 2018. Tree holes and hole-nesting birds in European and North American forests. Pp. 79-134. En: G. MIKUSINSKI, J-M. ROBERGE, R. J. FULLER (Eds.). *Ecology and conservation of forest birds*. Cambridge University Press, UK.
- WICKHAM, H., W. CHANG, L. HENRY, T. L. PEDERSEN, K. TAKAHASHI, C. WILKE, K. WOO, H. YUTANI. 2019. Package ‘ggplot2’. Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version 3.2.0. <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/html>
- WIENS, J. A. 1989. *The Ecology of Bird Communities*, vol. 1. Foundations and Patterns. Cambridge University Press, Cambridge.
- WIENS, J. A. 1992. *The Ecology of Bird Communities*, vol. 2. Processes and Variations. Cambridge University Press, New York.
- WILSON, M. W., T. GITTINGS, T. C. KELLY, J. O’HALLORAN. 2010. The importance of non-crop vegetation for bird diversity in Sitka spruce plantations in Ireland. *Bird Study* 57: 116-120.
- WRIGHT, S. J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14.
- YANG, L, Y. CHEN, Y. HUANG, J. WANG, M. WEN. 2016. Mixed allelopathic effect of *Eucalyptus* leaf litter and understorey fern in South China. *Journal of Tropical Forest Science* 28: 436-445.
- ZHANG, C., S. FU. 2009. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. *Forest Ecology and Management* 258: 1391-1396.
- ZHANG, D., J. ZHANG, W. YANG, F. WU. 2009. Potential allelopathic effect of *Eucalyptus grandis* across a range of plantation ages. *Ecological Research* 25: 13-23.
- ZHANG, Y., S. ZHANG, K. MA, B. FU, M. ANAND. 2014. Woody species diversity in forest plantations in a mountainous region of Beijing, China: effects of sampling scale and species selection. *PLoS ONE* 9: 1-20.
- ZURITA, G.A. 2019. Tree plantations and biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Allies or enemies? *Forest Ecology and Management* 435: 27.
- ZURITA, G. A. 2021. Forestaciones y biodiversidad en Argentina: mitos y realidades. Pp. 235-240. En: REDFOR.ar y Argentina Forestal (Eds.) *Ciencia y Tecnología Forestal en*

Argentina. <https://www.argentinaforestal.com/2021/12/02/libro-digital-de-la-redfor-ar-y-argentinaforestal-com/>

ZURITA, G.A., N. REY, D.M. VARELA, M. VILLAGRA, M.I. BELLOCQ. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management* 235: 164–173.