



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA

Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Naturales

Estudios de aspectos reproductivos, alimentarios y poblacionales del Rayadito, *Aphrastura spinicauda* (Furnariidae, Passeriformes), en ñirantales (*Nothofagus antarctica*) del centro-oeste de la Provincia de Chubut, Argentina, sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental.



Lic. María Inés García Betoño

Director: Dr. Ricardo J. Casaux

Director: Dr. Marcelo F. Arturi

Argentina, 2020

“We are all mad here”

Lewis Carroll

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de La Plata.

A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, que supo ser un segundo hogar y permitió seguir formándome en lo que amo.

A mis directores, Dr. Ricardo Casaux y Dr. Marcelo Arturi, por creer en mí, acompañarme, hacerme crecer en lo profesional y en lo personal en todo este trayecto.

A mi familia, amigos y a todas las personas que siempre estuvieron para darme palabras de aliento, un abrazo o simplemente regalarme su compañía en los momentos difíciles.

A mis colegas e instituciones varias por brindar su apoyo para que pueda desarrollar esta tesis.

Al bosque y todos sus habitantes.

A mi amiga e Ilustradora Científica, Laura Blanco por su amistad y por regalarme su exquisito arte. Arte de tapa: Adumbratio Ilustración Científica y Naturalista.

Finalmente, a mis médicos: Dra. Lorna Austin, Dr. Francisco Oleastro y Dra. Marta Laforgia. Sin su profesionalismo y empatía hubiera sido imposible lograr esta hazaña.



Financiamiento

La realización de esta Tesis de Doctorado fue posible gracias a la Beca Interna Doctoral de CONICET (2015-2020/14120140100147C001), al Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP CONICET-UNPSJB) por brindarme un espacio de trabajo y a la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE) por proveer gratuitamente la licencia de uso de imágenes satelitales de la zona de estudio.



Resumen

El objetivo general del estudio propuesto es generar información sobre parámetros reproductivos, alimentarios y poblacionales del Rayadito en ñirantales sujetos a diversos tipos de impacto ambiental para contribuir al conocimiento de esta especie escasamente estudiada y, a través de ello, brindar herramientas de utilidad para el manejo ecológicamente sustentable de los bosques. El estudio se desarrolló entre los meses de agosto y enero durante tres temporadas consecutivas (2015-2016-2017) y se situó en ñirantales sometidos a los siguientes tipos de impacto: extracción de leña por parquizado (2 sitios de muestreo) y por manchones (2), ambos con carga ganadera de baja a moderada, bosque convertido a pastizal (2) y bosque primario sin manejo con eventual baja carga ganadera (1). El área de muestreo se encuentra dentro de la cuenca del río Futaleufú, entre los meridianos 71°23' y 71°36' O y los paralelos 43°05' y 43°14' S, y la altura de los sitios de muestreo fluctuó entre 525 y 855 m.s.n.m. Los objetivos específicos de la tesis son: 1) Estudiar parámetros de la biología reproductiva del Rayadito. 2) Caracterizar los diferentes tipos de sitios de nidificación y alimentación utilizados por el Rayadito, determinar su disponibilidad y el grado de selección de los mismos. 3) Evaluar la disponibilidad de presas en los diferentes tipos de ñirantales considerados y, en consecuencia, identificar las estrategias de forrajeo que adopta la especie en cada uno de ellos. 4) Estimar parámetros poblacionales del Rayadito. 5) Estimar el grado de competencia por los sitios de nidificación y alimentación entre el Rayadito y otras especies nidificantes en oquedades presentes en los sitios de muestreo (e.g. Picolezna, Carpintero Bataráz Grande, Golondrina Patagónica, etc.). 6) Realizar una clasificación del hábitat y evaluar las características de la vegetación en cada sitio de muestreo. 7) Interpretar como se correlacionan las variables que definen la estructura de los diferentes tipos de ñirantal considerados (densidad, sanidad y diámetro de árboles, cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, etc.) con los parámetros reproductivos, alimentarios y poblacionales del Rayadito. Este trabajo es la primera aproximación para comprender cuáles son las variables que inciden en la biología reproductiva y ecología del Rayadito nidificando en cavidades naturales en Argentina, particularmente en bosques de Ñire sujetos a diferentes manejos silvo-pastoriles en una zona ecotonal del centro-oeste de Chubut, dado que hasta la fecha los



únicos trabajos disponibles sobre esta especie se han realizado en el centro-sur de Chile, la mayoría utilizando cajas nido. Con respecto a la escala de micro-hábitat, la disponibilidad de árboles de gran porte, sanos y con una alta cobertura y las características de las cavidades (origen, altura, área de entrada, orientación y profundidad) determinan fuertemente los sitios de nidificación del Rayadito. Es por ello que esos requerimientos ambientales deben tomarse en cuenta en futuros planes de manejo forestal no solo para proteger a esta especie, la que si bien no se encuentra amenazada a nivel general si lo está a nivel local, sino también para preservar la heterogeneidad del bosque y a las especies que habitan allí y requieren diferentes microambientes para poder mantener estables sus poblaciones. En general, la cronología y los parámetros reproductivos no variaron significativamente entre temporadas ni entre sitios de muestreo, lo que podría estar reflejando la existencia de una estrategia que le permite al Rayadito compensar, hasta cierto punto, los efectos de presiones ambientales. Las diferencias en el número de parejas nidificantes en los diferentes sitios de muestreo indican que la disponibilidad de cavidades y el grado de apertura del bosque son dos factores que pueden afectar negativamente la dinámica poblacional del Rayadito. Respecto a la estrategia de forrajeo, el Rayadito se alimentó preferentemente en copas de árboles, siendo ñires la totalidad de ellos. Se observó el primer registro de caza en vuelo para la especie. El número y tipo de presas disponibles fue similar en todos los sitios y temporadas de muestreo, las cuales pertenecieron a diez órdenes, siendo Diptera el más abundante. La disponibilidad de presas potenciales y la cantidad de nidos activos de Rayadito en cada uno de los meses en los que se extendió el período reproductivo estuvieron positivamente correlacionados. Se observó una fuerte dependencia del Rayadito de la disponibilidad de presas en general y de adultos y larvas de lepidópteros en particular. En relación a los análisis espaciales y visuales, hasta el momento no se habían utilizado en estudios de nidificantes de cavidades en general, ni del Rayadito en particular. Los valores resultantes de los análisis espaciales pueden ser utilizados como proxy para futuros estudios que requieran de la ubicación de sitios de nidificación de estas aves en bosques de Ñire y la metodología propuesta en esta tesis puede ser de utilidad en estudios que requieran análisis similares. En relación a lo antes nombrado, las densidades de parejas nidificantes y las distancias entre nidos variaron significativamente según los diferentes tipos de manejo forestal. En los sitios



de muestreo con intervención moderada la densidad de parejas nidificantes aumenta con respecto a las zonas no intervenidas. Sin embargo, cuando a partir de ese escenario las intervenciones se intensifican la cantidad de parejas nidificantes disminuye, quedando el Rayadito totalmente excluido del ambiente cuando el bosque es transformado a pastizal. La modificación de la estructura del bosque influye en la densidad de parejas nidificantes de Rayadito no solo a través de procesos intra-específicos, sino también porque incrementa la probabilidad de conflictos inter-específicos. El clareo del bosque facilita el acceso al mismo de la Golondrina Patagónica lo que, a través de su agresividad al competir con otras especies por los sitios de nidificación, puede resultar en la exclusión del Rayadito del ambiente. Por ello se requiere profundizar en el conocimiento sobre las relaciones de competencia inter-específicas entre especies nidificantes de cavidades, y sobre cómo la alteración del ambiente moldea dichas relaciones. Aunque según el Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo el área de muestreo se encuentra en la Categoría II (uso sustentable), los planes de manejo se basan en la estimación arbitraria de la cantidad de metros cúbicos de madera de Ñire que se pueden extraer, sin considerar cual sería la estrategia silvícola más sustentable de modo de mitigar las consecuencias de la apertura del bosque sobre las comunidades asociadas, en particular de nidificantes secundarios de cavidades. La pérdida en la rentabilidad de la actividad ganadera resulta en un acelerado proceso de deterioro de los bosques utilizados en las veranadas (en las que están incluidos los sitios de muestreo), ya sea con la intención de aumentar la producción de pasturas o de incrementar los ingresos a través de la comercialización de leña de Ñire. Debido a los atributos de los bosques de Ñire (estructura heterogénea, plasticidad ecológica, colonización de ambientes extremos, altos índices de biodiversidad, protección de cabeceras de cuencas, barrera ecotonal entre la estepa y los valles y bosques de cordillera, etc.) es necesario identificar estrategias de manejo sustentable que preserven sus características y propiedades estructurales y así conservar estos sistemas boscosos únicos y los servicios ecosistémicos que ellos ofrecen, ya que las estrategias de manejo actualmente implementadas modifican sustancialmente sus atributos. Los parches de bosque convertidos en pastizales están seriamente comprometidos ya que allí la posibilidad de recuperación de la masa boscosa es nula. Es por ello que resulta imperativo generar planes de manejo ecológicamente sustentables en los sitios



impactados por extracción de leña de modo de mitigar el deterioro de estos sistemas. Para avanzar en un manejo ecológicamente sustentable de los bosques o para evaluar el impacto de la actividad forestal sobre el Rayadito y las diferentes especies de aves, es necesaria una visión integral de la problemática.

Palabras claves: Rayadito, *Aphrastura spinicauda*, aves, nidificantes de cavidades, Ñire, *Nothofagus*, Manejo, silvo-pastoril, impacto ambiental, bosque.



Abstract

The general goal of this proposed study is to generate information on reproductive, alimentary and populational aspects of the Thorn-tailed Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) in Antarctic Beech (*Nothofagus antarctica*) forest subjected to different types of environmental impact. It is a contribution to the knowledge of this sparsely studied species and aims at providing useful tools for ecologically sustainable forest management. The study was carried out between the months of August and January during three consecutive seasons (2015-2016-2017) in Antarctic Beech Forest subjected to the following types of impact: firewood collection in forest areas converted to grassland (2), firewood collection in patches (2), forest areas converted to pastures (2), all of them with low to moderate presence of livestock, and unmanaged primary forest with eventual stock load (1).

The sampling area is located within the Futaleufú river basin, between 71°23' W-71°36' W and 43°05' S-43°14' S, and the altitude of sampling sites ranged between 525 and 855 meters above sea level. The specific goals of this thesis are: 1) Study aspects of the reproductive biology of Thorn-tailed Rayadito. 2) Characterize the different types of nesting and feeding sites used by the Thorn-tailed Rayadito, determining their availability and the degree of selection thereof. 3) Evaluate the availability of prey in the different types of Antarctic Beech Forests considered and, consequently, identify the foraging strategies that the species adopts in each one of them. 4) Estimate population parameters of Thorn-tailed Rayadito. 5) Estimate the degree of competition for nesting and feeding sites between Thorn-tailed Rayadito and other cavity-nesting species present at the sampling sites (e.g., *Pygarrhichas albogularis*, *Veniliornis lignarius*, *Tachycineta leucopyga*, etc.). 6) Carry out a habitat classification and evaluate vegetation characteristics at each sampling site. 7) Analyze the correlation between variables that define the structure of the different types of Antarctic Beech Forest considered (density, health and diameter of trees, coverage of the arboreal, shrub and herbaceous strata, etc.) and the reproductive, food and population parameters of the Thorn-tailed Rayadito, and interpret these relationships.

This work is the first approach to identify and understand the variables that affect the reproductive biology and ecology of Thorn-tailed Rayadito nesting in natural cavities in



Argentina, particularly in Antarctic Beech forests subject to different forest management in an ecotonal zone of central-west Chubut; up to the present the only studies available on this species have been done in south-central Chile and mostly using nest boxes. At micro-habitat scale, the availability of large, healthy trees with high coverage and the characteristics of the cavities (origin, height, entrance area, orientation and depth) strongly determine the nesting sites of the Thorn-tailed Rayadito. Thus, these environmental requirements must be taken into account in future forest management plans not only to protect this species, threatened at local level although not globally, but also to preserve the heterogeneity of the forest; the species that inhabit forests require diverse microenvironments in order to keep their populations stable. In general, the chronology and reproductive parameters did not vary significantly between seasons or between sampling sites, which could be reflecting the existence of a strategy that allows Thorn-tailed Rayadito to compensate, to some extent, for the effects of environmental pressures. The differences in the number of nesting pairs between the different sampling sites indicate that the availability of cavities and the degree of forest openness are two factors that can negatively affect the population dynamics of this species. Regarding foraging strategy, the Thorn-tailed Rayadito foraged preferably in the treetops of Antarctic Beeches exclusively. In the present work, hunting in flight was recorded for the first time for this species. The number and type of prey available were similar in all sampling sites and seasons, comprising ten insect orders, with Diptera being the most abundant. The availability of potential prey and the number of active Thorn-tailed Rayadito nests in each of the reproductively active months were positively correlated. A strong dependence of the Rayadito was observed on the availability of prey in general and of adults and larvae of Lepidoptera in particular. Until the present work, spatial and visual analyses had not been used in studies of cavity nesters in general, or the Thorn-tailed Rayadito in particular. The results of the spatial analysis can be used as a proxy in future studies that require the location of nesting sites for these birds in Antarctic Beech forests, and the methodology proposed in this thesis can be useful in studies that require similar analyses. Related to the above results, the densities of nesting pairs and the distances between nests varied significantly according to the different types of forest management. The density of nesting pairs was greater at the sampling sites with moderate intervention than in the non-intervened areas. However,



the number of nesting pairs decreased when the level of intervention was greater, so that the Thorn-tailed Rayadito was totally excluded from the environment in cases in which the forest was transformed into pasture.

Modification of the forest structure influences the density of nesting pairs of Thorn-tailed Rayadito, not only through intra-specific processes, but also because it increases the probability of inter-specific conflicts. Thinning of the forest provides greater access to it for the Patagonian Swallow, which, through its aggressiveness when competing with other species for nesting sites, can result in the exclusion of the Thorn-tailed Rayadito from the environment. For this reason, it is necessary to deepen the knowledge about inter-specific competition between cavity nesting species, and the manner in which the alteration of their environment shapes these relationships. Although the sampling area is classified as Category II (sustainable use) according to the Territorial Planning for Native Forests, existing management plans are based on an arbitrary estimation of the amount of cubic meters of Antarctic Beech wood that can be extracted, without considering which would be the most sustainable silvicultural strategy in order to mitigate the consequences of forest thinning on its associated communities, in particular secondary nesting cavities. The drop in profitability of livestock activity results in an accelerated deterioration process of the forests used in “veranadas” (summer grazing grounds, which include the sampling sites), intended either for increasing the production of pastures or increasing income through the sale of firewood from Antarctic Beech. Because of the attributes of Antarctic Beech forests (heterogeneous structure, ecological plasticity, colonization of extreme environments, high biodiversity levels, protection of basin headwaters, ecotonal barrier between the steppe and the valleys and mountain range forests, etc.) it is necessary to identify sustainable management strategies that may preserve these structural characteristics and properties and thus conserve these unique forest systems and the ecosystem services they provide, since the currently implemented management strategies substantially modify their attributes.

The patches of forest converted into pastures are seriously compromised because for those areas, the possibility of forest mass recovery is nil. For this reason, it is imperative to generate ecologically sustainable management plans at the sites impacted by



firewood extraction in order to mitigate the deterioration of these systems. A comprehensive approach to the problem is necessary to advance toward an ecologically sustainable management of forests as well as to evaluate the impact of forestry activity on the Thorn-tailed Rayadito and other bird species.

Keywords: Thorn-tailed Rayadito, *Aphrastura spinicauda*, birds, cavity-nesters, Antarctic Beech, *Nothofagus*, Forest Management.



Índice

AGRADECIMIENTOS	3
FINANCIAMIENTO	4
RESUMEN.....	5
ABSTRACT	9
ÍNDICE	13
CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN.....	15
1.1 SITUACIÓN DE LOS BOSQUES.....	15
1.2 CASO DE ESTUDIO	20
1.3 OBJETIVOS	22
1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
CAPÍTULO II: ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO DEL MUESTREO	24
1.1 ÁREA DE ESTUDIO	24
2.2 BIOGEOGRAFÍA, FLORA Y FAUNA.....	25
2.3 CLIMA.....	26
2.3.1 Temporada reproductiva 2015-16	27
2.3.2 Temporada reproductiva 2016-17	27
2.3.3 Temporada reproductiva 2017-18	27
2.4 GEOMORFOLOGÍA	28
2.5 DESCRIPCIÓN DE LOS ÑIRANTALES	29
2.5.1 Distribución y características generales	29
2.5.2 Historia, contexto socioeconómico y manejo	30
2.6 SITIOS DE MUESTREO	35
2.7 METODOLOGÍA GENERAL	42
CAPÍTULO III: CARACTERIZACIÓN DE LOS ÑIRANTALES SUJETOS A DIFERENTES TIPOS DE MANEJO	45
3.1 INTRODUCCIÓN	45
3.2 MATERIALES Y MÉTODOS	46
3.2.1 Cobertura Vegetal	46
3.2.2 Densidad de árboles	47
3.2.3 Diámetro a la Altura del Pecho (DAP)	47
3.2.4 Estado Sanitario	47
3.2.5 Análisis estadísticos.....	47
3.3 RESULTADOS	48
3.3.1 Cobertura por estrato relativa	48
3.3.2 Densidad de árboles	49
3.3.3 Diámetro a la altura del pecho (DAP).....	50
3.3.4 Estado Sanitario	52
3.4 DISCUSIÓN.....	53
CAPÍTULO IV: USO Y SELECCIÓN DE SITIOS DE NIDIFICACIÓN DEL RAYADITO	58
4.1 INTRODUCCIÓN	58
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS	60
4.2.1 Análisis estadísticos.....	61
4.3 RESULTADOS	62
4.3.1 Uso de árboles y cavidades: generales, por temporada y por sitio	62
4.3.2 Disponibilidad de árboles y cavidades.....	68



4.3.3 Selección de árboles-nido y cavidades-nido generales, por temporada y por sitio	71
4.4.4 Reutilización de las cavidades.....	83
4.5 DISCUSIÓN.....	84
4.5.1 DAP, estado sanitario y cobertura	84
4.5.2 Origen de las cavidades.....	85
4.5.3 Altura de las cavidades.....	86
4.5.4 Área de entrada de las cavidades	86
4.5.5 Orientación de las cavidades	87
4.5.6 Profundidad de las cavidades	87
4.5.7 Reutilización de las cavidades.....	88
CAPÍTULO V: PARÁMETROS REPRODUCTIVOS Y DENSIDAD DE PAREJAS NIDIFICANTES DEL RAYADITO	89
5.1 INTRODUCCIÓN	89
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS	91
5.2.1 Parámetros reproductivos	91
5.2.2 Análisis estadísticos.....	93
5.3 RESULTADOS	94
5.3.1 Cronología reproductiva	94
5.3.2 Parámetros reproductivos	101
5.3.3 Densidad de parejas nidificantes	103
5.4 DISCUSIÓN.....	105
5.4.1 Cronología reproductiva	105
5.4.2 Parámetros reproductivos	107
5.4.3 Densidad de parejas nidificantes	110
CAPÍTULO VI: ESTRATEGIAS DE FORRAJEО DEL RAYADITO Y DISPONIBILIDAD DE PRESAS EN LOS ÑIRANTALES SUJETOS A DIFERENTES TIPOS DE MANEJO	111
6.1 INTRODUCCIÓN	111
6.2 MATERIALES Y MÉTODOS	113
6.2.1 Observación de estrategias de forrajeo	113
6.2.2 Disponibilidad de presas.....	113
6.2.3 Análisis estadísticos.....	115
6.3 RESULTADOS	116
6.3.1 Observación de estrategias de forrajeo	116
6.3.2 Disponibilidad de presas.....	122
6.4 DISCUSIÓN.....	127
CAPÍTULO VII: DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE NIDOS DE RAYADITO Y DESCRIPCIÓN DE CONFLICTOS INTER-ESPECÍFICOS ASOCIADOS A LOS SITIOS DE NIDIFICACIÓN	130
7.1 INTRODUCCIÓN	130
7.2 MATERIALES Y MÉTODOS	131
7.3 RESULTADOS	133
7.3.1 Análisis espaciales de la distribución de nidos de Rayadito	133
7.3.2 Análisis espaciales y observaciones de conflictos inter-específicos	138
7.3.3 Selección de árboles-nido y cavidades-nido por Rayadito y Golondrina en la temporada 2015	143
7.4 DISCUSIÓN.....	144
CAPÍTULO VIII: CONSIDERACIONES FINALES	148
BIBLIOGRAFÍA GENERAL	153
ANEXO	175



Capítulo I

Introducción

1.1 Situación de los bosques

Argentina se encuentra en una situación crítica en cuanto a la existencia de bosques, a la biodiversidad existente en los mismos y a su capacidad para conservarlos (Morello y Mateucci 1999). En 1875 Argentina contaba con 160 millones de hectáreas de bosques, pero a partir de ese año la superficie forestal disminuyó a 106 millones de hectáreas en 1914, 60 millones de hectáreas en 1956 y 38 millones de hectáreas en 2001. Sin embargo, del total de bosques estimados para 2001, 700.000 hectáreas corresponden a plantaciones realizadas con especies exóticas. Por lo tanto, en menos de dos siglos el país perdió entre el 72% y el 82% de su masa boscosa, proceso que aún continúa (Morello y Mateucci 1999). Si bien no están exentos de ese proceso de degradación, los bosques andino-patagónicos son los ecosistemas forestales con el mejor estado de conservación de Argentina (Mittermeier et al. 2003, Donoso 2006, Ivancich 2013). Entre las especies arbóreas andino-patagónicas, luego de Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*), el Ñire (*Nothofagus antarctica*) es la especie que mayor impacto ha sufrido (Bertonatti y Corcuera 2000) (Tabla 1.1). De un poco más de 500.000 hectáreas de bosques de Ñire estimadas en la década del 80, la superficie se redujo a 385.000 hectáreas, lo que representa una pérdida de alrededor del 25 % del total de estos bosques (Bran et al. 1994). En la actualidad, la provincia de la Región Patagónica con mayores pérdidas totales de bosque nativo entre 2001 y 2017 fue Chubut (69 %) (SAyDS 2019, Tablas 1.2 y 1.3; Fig. 1.1). Los últimos datos publicados indican que la superficie total de Ñire en la Provincia de Chubut es de 154.994 hectáreas, de las cuales solo 11.654 se encuentran bajo la Administración de Parques Nacionales (APN) (Anon. 2016, Tabla 1.4). Respecto a la zona de estudio, se estima que la Cuenca del Futaleufú es la que posee mayor densidad de ñirantales de Chubut, con alrededor de 43.049 hectáreas, de las cuales 35.246 corresponden a bosque de Ñire alto y 7.804 a bosque bajo (Rusch et al. 2005).



Tabla 1.1 Clasificación de especies arbóreas del bosque andino-patagónico según el nivel de impacto sufrido (Anón. 1999)

Impacto	Especie
1°	Ciprés de la Cordillera
2°	Ñire
3°	Coihue
4°	Araucaria
5°	Raulí
6°	Lenga
7°	Promedio bosque valdiviano

Tabla.1.2 Pérdida, recuperación y variación de la superficie de bosque nativo en la provincia de Chubut por período expresados en hectáreas. Modificado. (SAyDS 2019).

Chubut	2001-2005 (ha.)	2005-2009 (ha.)	2009- 2013 (ha.)	2013-2017 (ha.)
Perdida de bosque nativo	1.933	5.492	3.074	42.098
Recuperación de bosque nativo	10.823	1.581	24	732
Variación de bosque nativo	8.890	-3.911	-3.050	-41.366

Tabla. 1.3 Superficie de tierras forestales (TF), otras formaciones leñosas (OFL) y otras tierras (OT) al año 2013 de la región del bosque andino-patagónico y de la provincia de Chubut, expresada en hectáreas. (SAyDS 2019)

Nivel 1	TF	OFL	OT	Total
Chubut	630.699	435.565	2.075.629	3.141.893
Región Patagónica	2.327.471	1.355.154	8.340.300	12.022.925

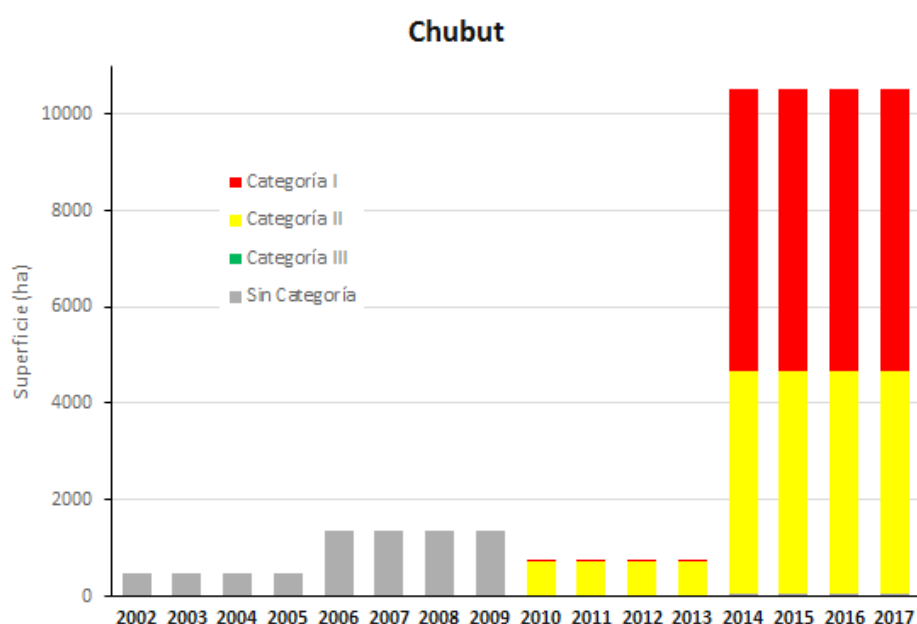


Fig.1.1 Superficie anualizada de pérdida de bosque nativo por categoría de conservación del Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (SAyDS 2019).



Tabla 1.4 Superficies en hectáreas de Tierras Forestales y Otras Formaciones Leñosas en la Provincia de Chubut discriminando la jurisdicción de la Administración de Parques Nacionales (APN) y la jurisdicción provincial. Modificado Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos. (Anónimo 2016).

Estratos Nivel 1	Estratos Nivel 2	Chubut	
		APN	Provincia
Tierras Forestales (TF)	Lenga (Le)	48.017	253.308
	Ñire (Ñi)	11.654	154.994
	Coihue (Co)	54.116	34.436
	Mixto (Mx)	17.636	16.663
	Guindo (Gu)	-	-
	Ciprés (Ci)	5.217	33.244
	Araucaria (Au)	-	-
	Roble Pellín (Rp)	-	-
	Raulí (Ra)	-	-
	Maitén (Ma)	111	593
	Radal (Rd)	481	12
	Alerce (Al)	71	619
	Mirtáceas (Mr)	182	95
	Ciprés de las Guaitecas (Cg)	-	9
Otras Formaciones Leñosas (OFL)	Lenga (Le) Baja	25.753	99.345
	Ñire (Ñi) Bajo	6.901	116.180
	Coihue (Co) Bajo	59	101
	Mixto (Mx) Bajo	-	-
	Guindo (Gu) Bajo	-	-
	Ciprés (Ci) Bajo/Abierto	86	918
	Araucaria (Au) Bajo/Abierto	-	-
	Maitén (Ma) Bajo	-	1
	Radal (Rd) Bajo	13	-
	Mirtáceas (Mr) Bajo	-	4
	Ciprés de las Guaitecas (Cg) Bajo/Abierto	-	11
	Matorral Mixto (MMx)	11.618	41.073
	Chacay (Ch)	-	213
	Arbustal Nativo (Arbu Na)	5.045	130.156
Total		186.959	881.974



Los impactos sufridos por los ñirantales en Chubut son importantes (Tabla 1.5) y entre ellos se encuentran: incendios forestales de origen antrópico (intencionales o accidentales); tala del bosque para extracción de leña; remoción del bosque para reemplazo por especies forestales exóticas, sembradíos o urbanización; degradación por sobrepastoreo; entre otros (Bertonatti y Corcuera 2000). A pesar de la magnitud del proceso de degradación de la masa boscosa y de las implicancias a nivel ecológico que el mismo ocasiona o puede ocasionar en el corto plazo, aún no hay estudios integrativos tendientes a profundizar el conocimiento de esta problemática (Lantschner 2005).

Tabla 1.5 Niveles cualitativos y cuantitativos de los impactos que sufrieron los ñirantales. (Anón. 1999).

Tipos de Impacto	Nivel Cualitativo	Nivel Cuantitativo
Incendios antrópicos	Muy fuerte	5
Impacto por Turismo	Muy fuerte	5
Extracción de leña	Fuerte	4
Introducción de especies	Fuerte	4
Degradación por pastoreo	Fuerte	4
Plantaciones forestales	Moderado	3
Urbanización	Moderado	3
Habilitación de tierras agro ganaderas	Leve	2
Obras de infraestructura	Muy leve	1
Aprovechamiento maderero	Muy leve	1
Contaminación Industrial	Nulo	0
Cosecha de productos no maderables	Nulo	0
Producción de astillas (chips)	Nulo	0
Cortas por explotación minera	Nulo	0

Entre los principales beneficios y argumentos que expresan la importancia ecológica de los ñirantales se encuentran su gran plasticidad, la que les permite ocupar ambientes extremos (desde mallines y turberas hasta el ecotono con la estepa) donde otras especies arbóreas del bosque andino-patagónico no podrían progresar (Anón. 2005); una estructura marcadamente heterogénea, lo que les permite albergar una alta biodiversidad no observable en otros tipos de estructuras del bosque andino-patagónico (Fertig 2003); la protección de cabeceras de cuenca, contribuyendo esto a regular la cantidad y calidad del agua de los sectores más bajos y a preservar la biodiversidad y



estructura trófica de las mismas (Quinn et al. 1997, Collier et al. 2001). A su vez, la importancia de los bosques de Ñire como sistemas silvo-pastoriles radica principalmente en su capacidad productiva ganadera y en la posibilidad de obtener productos madereros provenientes de las intervenciones silvícolas intermedias (Ivancich 2013).

Los bosques y matorrales de Ñire sufren importantes disturbios derivados de la ocupación humana y de las actividades de uso intensivo y extensivo (Laclau 1997, Lantschner y Rusch 2007). En casi toda su extensión (Neuquén 36° 30' S hasta Tierra del Fuego 55° S) presentan actividad ganadera conjuntamente con extracción de madera para leña, y en algunas zonas también han sido reemplazados por plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento (Laclau 1997, Schlichter y Laclau 1998, Lantschner y Rusch 2007). Estos disturbios producen cambios en la vegetación y en la fauna asociada, los que podrían estar afectando el funcionamiento de los ecosistemas y llevando a la pérdida de biodiversidad (Lantschner y Rusch 2007). Se ha observado que el grado de manejo del bosque de Lengua (*Nothofagus pumilio*) determina la cobertura del dosel, lo que a su vez determina el grado de cobertura del sotobosque (Martínez Pastur et al. 2001) e influye sobre la oferta alimentaria (Spagarino et al. 2001), generando diferencias en la abundancia relativa de los diferentes gremios de aves y por lo tanto en las estructuras de estas comunidades (Deferrari et al. 2001, Spagarino et al. 2001). En este sentido, numerosos autores han documentado para otras áreas la incidencia de la disponibilidad de recursos sobre la densidad de las poblaciones de aves (Raitt y Pimm 1976, Loiselle y Blake 1989, Marone 1992), la importancia de las variaciones en la disponibilidad de alimento en la determinación de cambios estacionales en la estructura de los gremios de aves (Brooks 1997, Cueto y López de Casenave 2001), y la fuerte correlación entre la variedad y tipos de sustratos presentes en el bosque y el grado de segregación entre las aves de los ensambles (Carrascal y Tellería 1985) y su patrón alimentario (Cueto y López de Casenave 2001). A pesar del nivel de impacto que están sufriendo los bosques de Ñire, y de su potencial correlato sobre la dinámica del ecosistema, la información disponible sobre las comunidades de aves asociadas a ñirantales es escasa y fragmentaria (ver Ralph 1985, Vuilleumier 1985, Iglesias 1988 y 1999, Pavic 2000, Rusch et al. 2004). Es por ello que recientemente en el oeste de Chubut se han iniciado diferentes estudios tendientes a generar información



sobre dicha problemática. A través de un proyecto multidisciplinario desarrollado en el área de estudio se pudo observar que en 21 ríos y arroyos los diferentes usos de la tierra a los que se encuentran sometidas las cuencas (entre los que se consideraron bosque de Ñire sin manejo, bosque de Ñire explotado y conversión del bosque de Ñire en pastizal) determinaron las características físico-químicas del agua, y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, peces, insectos y aves del corredor ribereño (Casaux et al. 2008, Di Prinzio et al. 2008). A través de otra línea de trabajo se pudo observar cómo las diferentes técnicas de extracción de leña del bosque de Ñire determinan la estructura de la comunidad de aves asociadas, principalmente vía la exclusión de especies que nidifican en cavidades de árboles, ya sea a través de la generación de diferencias en la disponibilidad de alimento o de sitios de nidificación (R. Casaux, datos no publicados). Sin embargo, la interrelación entre los diferentes impactos sufridos por los ñirantales y los atributos de las comunidades de aves asociadas es muy amplia y su comprensión no se ha alcanzado totalmente con los estudios indicados previamente. Es por ello que actualmente se lleva a cabo un proyecto más abarcativo tendiente a determinar el modo en que diferentes impactos sufridos o usos a los que están sometidos los bosques de Ñire (extracción de leña por manchones, extracción de leña por parquizado, conversión del bosque en pastizal y bosque denso sin manejo) afectan y determinan tanto la estructura de las comunidades de aves asociadas, como sus estrategias reproductivas y alimentarias (Casaux et al. en desarrollo).

1.2 Caso de estudio

Las respuestas de las aves a los impactos generados por la ganadería y la extracción de leña en ñirantales dependen del tipo y magnitud de las intervenciones y de las características de cada especie, pudiendo algunas de estas no ser perjudicadas e incluso verse beneficiadas por los disturbios (Szulkin 2017). Por lo tanto, es esencial no solo analizar los cambios en la riqueza y diversidad de las comunidades, sino también los cambios en su composición y la respuesta de cada especie, particularmente las de aquellas consideradas de importancia para la conservación, ya sea por encontrarse amenazadas o por ser clave en el funcionamiento de los ecosistemas (Rusch et al. 2005).

Las aves excavadoras de troncos o nidificantes primarias de cavidades son consideradas de prioridad en cuanto a conservación, no solo por su rol de agentes



sanitarios del bosque sino también porque cambios en sus abundancias determinan directamente la abundancia y diversidad de aves y mamíferos que utilizan posteriormente esas cavidades como refugio o sitios de nidificación (Daily et al. 1993, Jones et al. 1994, Mikusinski et al. 2001, Martin et al. 2004, Aitken y Martin 2007, Blanc y Walters 2008, Drever et al. 2008, Cockle et al. 2011). Además, las cavidades de los árboles pueden formarse a través de los años por acción de hongos patógenos e insectos y por daño consecuente de la acción del fuego o del viento (Gibbons y Lindenmayer 2002, Cockle et al. 2011). Usualmente, los bosques primarios tienen un elevado número de cavidades naturales disponibles en comparación a los secundarios, ya que poseen mayor cantidad de árboles muertos en pie y una proporción alta de madera muerta en los árboles que aún están vivos (Newton 1994) atrayendo a nidificadores primarios y proveyendo de cavidades a los secundarios. En este sentido, es indispensable identificar estrategias de manejo forestal y silvo-pastoril que preserven estructuras primarias del bosque, no solo por la preservación de estos ecosistemas y de su biodiversidad, sino también para evitar la exclusión de los bosques de Ñire de especies nidificantes de oquedades (ver Szulkin 2017, R. Casaux datos no publicados) y así sostener el servicio sanitario que estas especies prestan.

El Rayadito es un Passeriforme perteneciente a la familia Furnariidae endémico de los bosques andino-patagónicos. El género *Aphrastura* posee dos especies, *A. masafuerae*, endémica de la Isla Juan Fernández en Chile, y *A. spinicauda*, con tres subespecies reconocidas: *A. s. spinicauda* (Gmelin 1789) distribuida desde el centro al sur de Chile (incluidas las Islas Diego Ramírez) y al oeste de Argentina desde el sur de Neuquén hasta Tierra del Fuego incluyendo Islas Malvinas; *A. s. bullocki* (Chapman 1934) restringida a la Isla Moche, Chile, y *A. s. fulva* (Angellini 1905) endémica de la Isla Chiloé, Chile (del Hoyo et al. 2010). El Rayadito es considerado una especie insectívora, aunque existen registros de omnivoría (e.g. del Hoyo 2010). Durante la etapa reproductiva los individuos suelen ser observados en parejas, aunque durante el período post-reproductivo estos suelen conformar bandadas mixtas, en las que es la especie nuclear (del Hoyo 2010). El Rayadito abunda en los bosques andino-patagónicos (Godoy Guinao 2013), pertenece al grupo de nidificantes secundarios de cavidades (Cornelius 2006), y es una especie de especial interés ya que es uno de los Passeriformes más austral del mundo (Moreno et



al. 2005). Diversos autores estudiaron en el sur de Chile la biología del Rayadito reproduciendo en cajas nido (Cornelius 2006, Moreno et al. 2005, Tomasevic y Estados 2006, De la Maza 2013), pero son escasos los estudios de esta especie reproduciendo en cavidades naturales (McGehee et al. 2010).

Cornelius (2006) observó en Chile que la disminución de disponibilidad de sitios de nidificación por tala selectiva y la fragmentación y pérdida de conectividad del bosque son las principales causas de la disminución de la densidad del Rayadito e indicó que esta es una de las pocas especies de bosque que ha sido capaz de colonizar y persistir en zonas boscosas relictuales fuera de la región del bosque templado en el centro sur de Chile (ver también Cornelius et al. 2000). En Argentina aún no se ha estudiado en profundidad la biología del Rayadito ni su relación con las estrategias de manejo forestal, aunque estudios en desarrollo en los que esta propuesta está inmersa, sugieren que está siendo fuertemente afectado por las mismas (R. Casaux, datos no publicados). Es por ello que el estudio de los aspectos reproductivos, alimentarios y poblacionales, podría contribuir significativamente a los esfuerzos de conservación de la biodiversidad asociada a los ñirantales y al manejo ecológicamente sustentable de estos bosques.

1.3 Objetivos

El objetivo general del estudio propuesto es estudiar la biología reproductiva, alimentaria y poblacional del Rayadito en ñirantales sujetos a diversos tipos de impacto ambiental para contribuir al conocimiento de esta especie escasamente estudiada y, a través de ello, brindar herramientas de utilidad para el manejo ecológicamente sustentable de los bosques.

1.4 Objetivos específicos

- Realizar una clasificación del hábitat y evaluar las características de la vegetación en cada sitio de muestreo (Cap. 3).
- Caracterizar los diferentes tipos de sitios de nidificación utilizados por el Rayadito, determinar su disponibilidad y el grado de selección de los mismos (Cap.4).
- Estudiar parámetros de la biología reproductiva del Rayadito tales como: cronología reproductiva, tamaño de puesta, éxito de eclosión, tamaño de nidada, éxito de emancipación, esfuerzo de emancipación y éxito reproductivo (Cap.5).



- Estimar la densidad de parejas nidificantes del Rayadito en los diferentes tipos de ñirantales considerados en el estudio (Capítulo 5).
- Evaluar la disponibilidad de presas en los diferentes tipos de ñirantales considerados y, en consecuencia, identificar las estrategias de forrajeo que adopta la especie en cada uno de ellos (Cap.6).
- Estimar el grado de competencia por los sitios de nidificación entre el Rayadito y otras especies nidificantes en oquedades presentes en los sitios de muestreo (e.g. Picolezna, Carpintero Bataráz Grande, Golondrina Patagónica, etc.) (Cap.7).
- Interpretar como se correlacionan las variables que definen la estructura de los diferentes tipos de ñirantal considerados (densidad, sanidad y diámetro de árboles, cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, etc.) con los parámetros reproductivos, alimentarios y poblacionales del Rayadito (Caps.3 a 6).



Capítulo II

Área de estudio y diseño del muestreo

1.1 Área de estudio

El área de estudio se encuentra circunscripta al suroeste de la localidad de Trevelin, departamento de Futaleufú, Provincia de Chubut, Argentina (Fig.2.1), entre los meridianos 71°21'0'' - 71°27'0'' O y los paralelos 43°13'0'' - 43°10'0'' S.

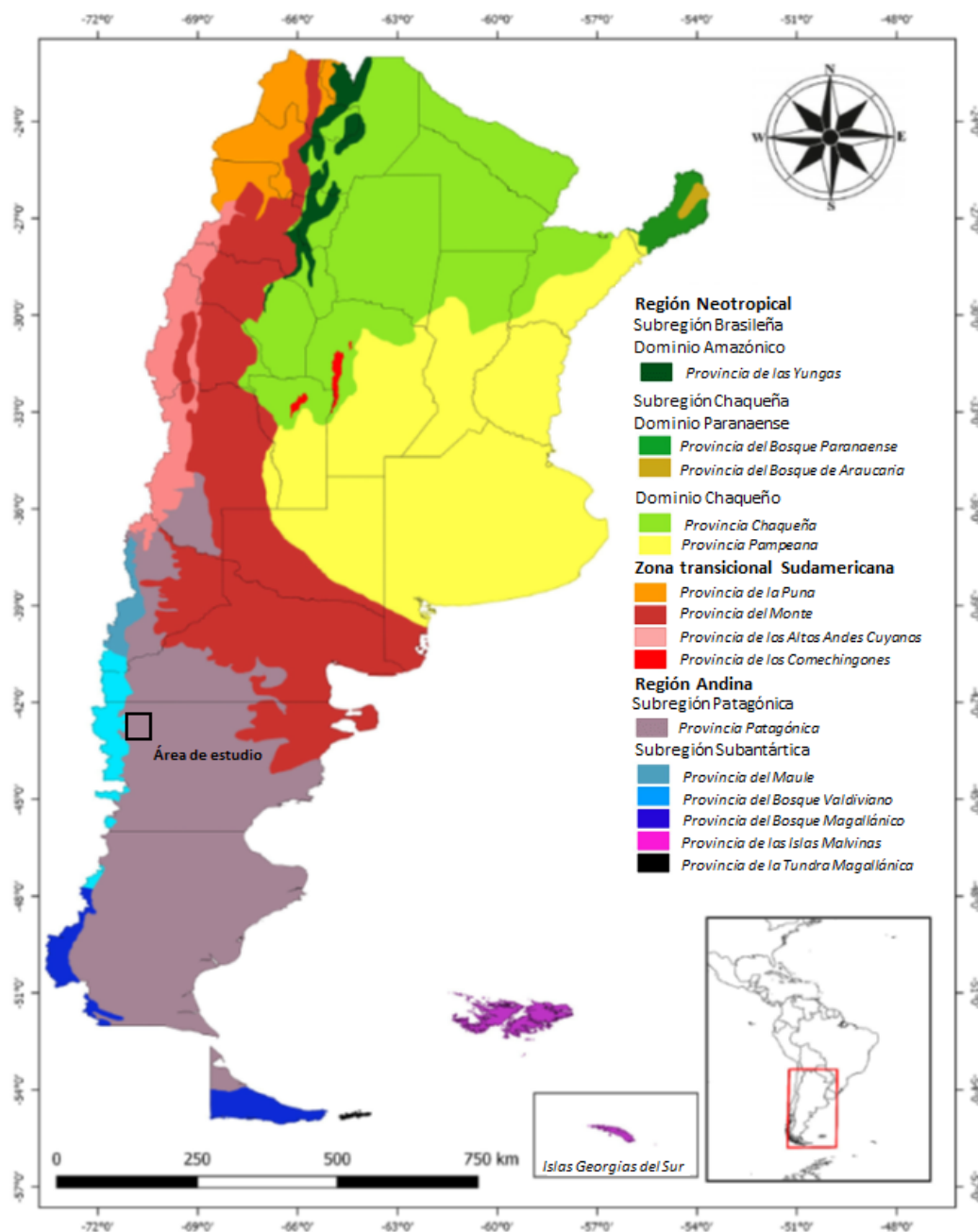


Fig.2.1 Esquema Biogeográfico de Argentina, incluyendo sus provincias políticas. (modificado de Arana et al. 2017).

2.2 Biogeografía, flora y fauna

Biogeográficamente, el área de estudio está comprendida dentro de la Región Andina, subregión Subantártica, Provincia del Bosque Valdiviano (Arana et al. 2017). A nivel fitogeográfico, el área de estudio se ubica en el Distrito del Bosque Caducifolio, dentro de la Región Subantártica. Esta región está caracterizada por el Ñire (*Nothofagus antarctica*) y la Lenga (*Nothofagus pumilio*), ambos de hoja caduca, y una conífera como el Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Estos árboles pueden formar bosques mixtos o bien bosques donde predomina una sola de las especies. Los bosques de Ñire suelen encontrarse en lugares bajos y húmedos, en tanto que los de Lenga son más tolerantes al frío y por ello se distribuyen hasta cerca de los 800 metros sobre el nivel del mar. Otros elementos arbóreos de menor importancia en esta región son el Radal (*Lomatia hirsuta*), la Laura (*Schinus patagonicus*) y el Maitén (*Maytenus boaria*). Entre los arbustos se destacan el Chin-chin (*Azara microphylla*), el Maqui (*Aristotelia maqui*), el Pichi (*Fabiana imbricata*), la Chaura (*Pernettya mucronata*), el Michai (*Berberis darwinii*), y el Calafate (*Berberis buxifolia*). Hay también varias hierbas y sufrutices llamativas tales como Amancay (*Alstroemeria aurantiaca*), *Codonorchis lessonii*, *Loasa argentina*, *Leuceria thermarum*, *Blechnum pennamarina*, *Polystichum mobrioides*, *Mutisia spinosa*, y *Mutisia decurrens*. Hay numerosas comunidades edáficas tales como matorrales de Chacay (*Cbacaya trinervis*) y *Alavienus hoaria* en las orillas de los ríos, juncuales de *Scirpus californicus* en las playas de los lagos, y praderas, generalmente inducidas por el hombre, muy ricas en especies adventicias de origen europeo (Cabrera 1971).

La región zoogeográfica donde se encuentra el área de estudio se enmarca dentro del Dominio Austral Cordillerano (Ringuelet 1961). En lo que respecta a la Ornitogeografía, se ubica en la Región Neotropical, Dominio Araucano, Provincia Araucana, Distrito Continental (Narosky e Yzurieta 2004). Entre los mamíferos terrestres autóctonos se encuentran el Coipo (*Myocastor coipus*), el Chinchillón Común (*Lagidium viscacia*), el Gato Montés (*Felis geoffroyi*), el Huemul del Sur (*Hippocamelus bisulcus*), el Moloso Común (*Taradira brasiliensis*), el Pudú (*Pudu puda*), el Puma (*Puma concolor*), el Zorro Colorado (*Lycalopex cupaeus*), el Zorrino (*Conepatus humboldtii*), la Mara (*Dolichotis patagonum*), el Guanaco (*Lama guanicoe*) y una amplia variedad de roedores tales como



el Tuco-tuco (*Ctenomys spp.*), el Colilargo Fueguino (*Oligorizomys magellanicus*), el Ratón Topo Pardo (*Geoxus valdivianus*), entre otros. Las aves autóctonas están representadas por el Águila Mora (*Geranoaetus melanoleucus*), el Halconcito Común (*Falco sparverius*), la Bandurria (*Theristicus caudatus*), los carpinteros Gigante (*Campephilus magellanicus*), Bataráz Grande (*Veniliornis lignarius*) y Pitío (*Colaptes pitius*), el Cisne de Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*), los cauquenes Caranca (*Chloephaga hybrida*) y Común (*C. picta*), el Picolesna (*Pygarrhichas albogularis*), el Cóndor (*Vultur gryphus*), entre otras. Existen varios anfibios tales como el Sapo del Bosque (*Rhinella spinulosa*), las ranas de Cuatro Ojos (*Pleuroderma bufonina* y *P. bibroni*), la Rana Marsupial (*Rhinoderma darwinii*), y lagartijas del género *Liolaemus sp.* y una sola culebra (*Tachymenis chilensis*) (Gonc 2013).

2.3 Clima

El clima del área de estudio es de tipo mediterráneo, caracterizado por un régimen pluviométrico con lluvias invernales y sequía en el verano. Los vientos constantes del oeste son forzados a ascender por los Andes patagónicos lo que produce un alargado campo de precipitaciones siguiendo la parte meridional de la cordillera andina (Rubí Bianchi et al. 2010). La distribución de las precipitaciones presenta una marcada estacionalidad, donde las mayores intensidades se registran en los meses de otoño-invierno (Colombani y Arbuniés 2008).

El clima de esta amplia región es templado frío (León et al. 1998, Paruelo et al. 1999). Existe también un marcado gradiente térmico no solamente latitudinal a escala de paisaje, sino también a escalas reducidas de cientos de metros a lo largo de gradientes altitudinales (Brown et al. 2006). Estudios experimentales y dendroecológicos sugieren que los procesos de regeneración arbórea en áreas ecotonales podrían verse impedidos a causa de los veranos excesivamente cálidos (Villalba y Veblen 1997, Brown et al. 2006).

En lo que respecta al área de estudio, en el período comprendido entre 1970 y 2015 la temperatura media anual fue de 9,8°C, en tanto que la mínima y la máxima absolutas fueron -15°C y 37,7 °C respectivamente, y la precipitación media anual fue de 1010,3 mm. (Fig. 2.2). En la figura 2.2 se puede apreciar una marcada tendencia en la disminución de las precipitaciones y un aumento en la temperatura media anual en los últimos siete años.



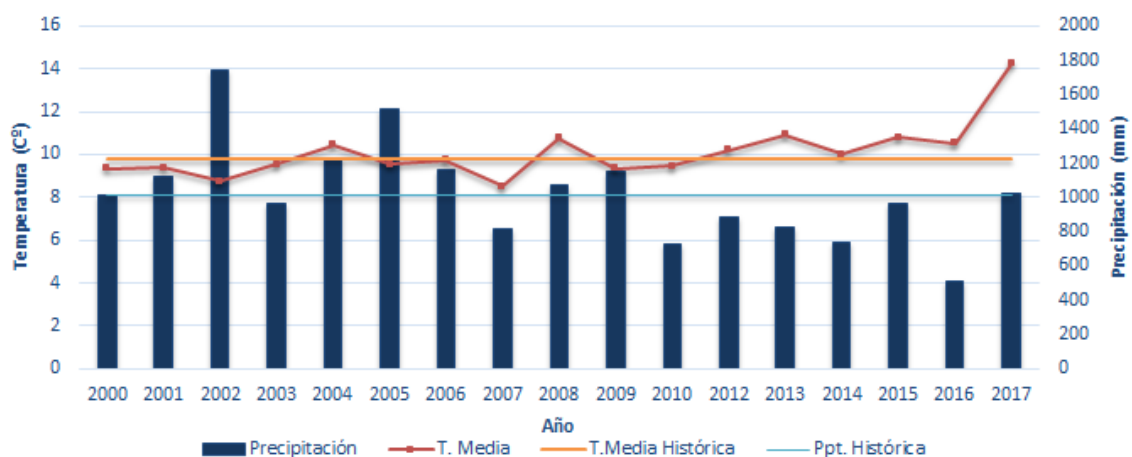


Fig.2.2 Variación interanual de precipitaciones y temperaturas (media, mínima y máxima) en el área de estudio. Datos obtenidos de la Estación Experimental INTA Trevelin, Aldea Escolar, Chubut. 450 msnm. Latitud 43°07' S, Longitud 71°33'O.

2.3.1 Temporada reproductiva 2015-16

Durante la temporada de muestreo 2015-16 la temperatura media anual fue 10,7°C (rango térmico -8,7 - 35,4°C), y un régimen de precipitación acumulada de 964,8 mm. En relación a las precipitaciones, las registradas en la temporada 2015-16 fueron alrededor de un 10 % menores que el valor histórico promedio. El déficit de precipitaciones fue de 50 mm. con respecto al promedio histórico anual registrado entre 1970 y 2014. Las lluvias fueron más abundantes en invierno y marcadamente más escasas durante el último cuatrimestre del año.

2.3.2 Temporada reproductiva 2016-17

La temporada 2016-17 tuvo una temperatura media anual de 10,5°C (rango térmico -4,5 - 26,7°C), y una precipitación acumulada de 508,7 mm. El porcentaje de déficit de precipitación anual fue del orden del 50% con respecto al valor histórico.

2.3.3 Temporada reproductiva 2017-18

En la temporada 2017-18 se registró una temperatura media anual de 10,3°C (rango térmico -4,5 - 26,1°C), y 895,5 mm. de precipitación anual acumulada, lo que representa un total de 128 mm. por debajo del promedio histórico (Fig.2.3).

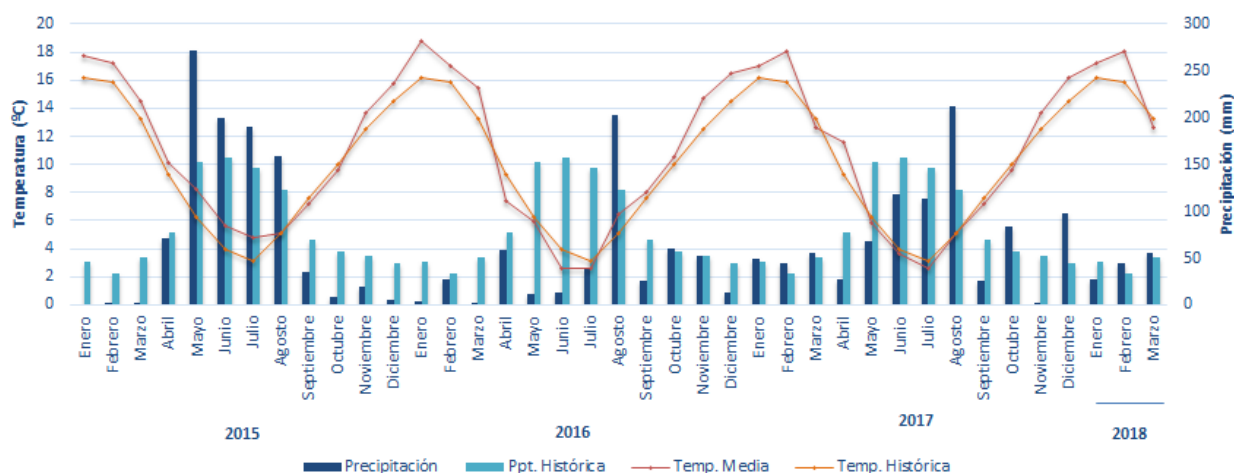


Fig.2.3 Climograma del período de muestreo. Temporadas 2015-16, 2016-17 y 2017-18. Datos obtenidos de la Estación Experimental INTA Trevelin, Aldea Escolar, Chubut. 450 m.s.n.m. Latitud 43°07'S, Longitud 71°33'O.

2.4 Geomorfología

El área de estudio se encuentra ubicada en la zona limítrofe de las provincias geológicas Cordillera Patagónica Septentrional y Precordillera Patagónica (Ramos 1999, Fig. 2.4). La Cordillera Patagónica se caracteriza por una estratigrafía predominantemente Mesozoica y Cenozoica y una estructura relativamente poco complicada, con desarrollo de fracturas que limitan bloques escasamente inclinados. La estratigrafía de la Precordillera de Chubut presenta rocas paleozoicas y una estructura con sobrecorrimentos y plegamientos. El relieve actual del área de estudio es producto de la combinación de la orogénesis que originó la Cordillera Patagónica y de fenómenos de índole climático como fueron las glaciaciones neógenas y cuaternarias. Como resultado de ello, gran parte de las precipitaciones son retenidas en la vertiente occidental y en la alta cordillera disminuyendo bruscamente hacia el este. Como correlato se fue generando una secuencia paisajística O-E bien definida y expresada por las diferentes asociaciones de geoformas presentes (Haller et al. 2010). El área de estudio se encuentra en el ambiente Precordillerano.



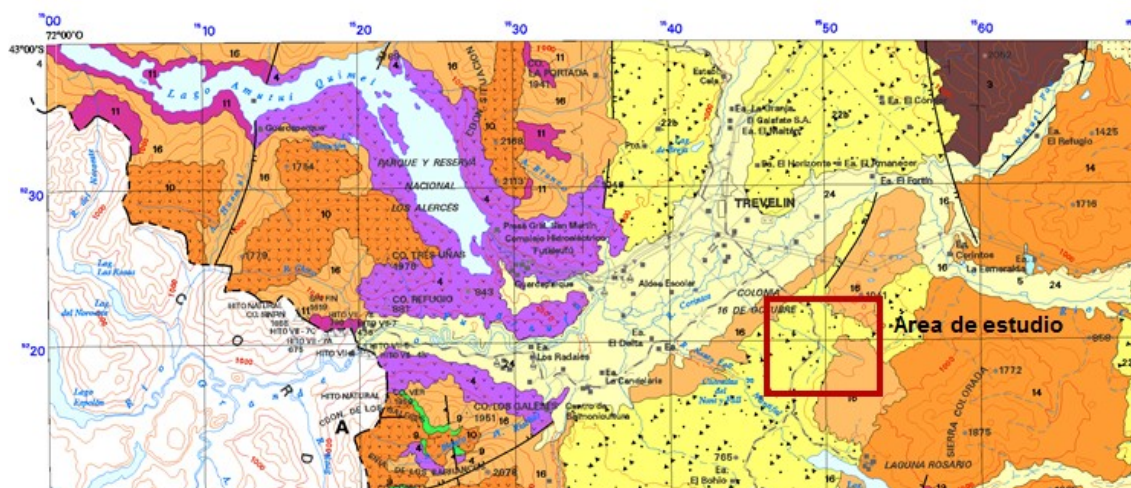


Fig.2.4 Carta Geológica de la República Argentina. Trevelin 4372 IV/III(Modificado). SEGEMAR, Instituto de Geología y Recursos Minerales. Escala 1:250.000. Proyección Gauss-Krüger. Equidistancia 250 metros.

2.5 Descripción de los Ñirantales

2.5.1 Distribución y características generales

De las especies de *Nothofagus*, el Ñire es el que presenta mayor tolerancia ecológica (McQueen 1976) y es una de las especies más representadas en el NO de la Provincia de Chubut (Gonc 2013). Los ñirantales se encuentran en ambientes muy diversos (Donoso 1981), por lo cual la especie presenta biotipos muy extremos y diferentes entre sí. Se caracteriza por una alta tolerancia a los factores de estrés y posee una alta plasticidad ecomórfica, lo que le permite colonizar sitios adversos como laderas expuestas a vientos, fondos de valle, mallines con mal drenaje y sitios áridos y ventosos como el ecotono entre bosque templado y estepa patagónica (Veblen et al. 1977; Gallo et al. 2004) así como también se la ha descrito como la especie de *Nothofagus* con mayor resistencia al congelamiento (-22°C, Alberdi 1987).

Los bosques con predominio de Ñire se distribuyen desde la Provincia de Tierra del Fuego hasta Neuquén y en ocasiones constituyen el límite Este de los bosques nativos (Anon. 2007), encontrándolos desde el nivel del mar hasta los 650 metros de altura (Pisano 1977). Esta amplia distribución explica la variedad intraespecífica de la especie y sus diversas adaptaciones a los diferentes tipos de ambiente, donde se pueden reconocer tres biotipos: arbóreo óptimo, arbustivo achaparrado y camefítico de turbera (Ramírez et al. 1985) (Fig. 2.5), encontrándose en Argentina solo los dos primeros de ellos (Donoso 1993). Es una especie poco longeva, con marcada senescencia entre los 80 y 120 años (Veblen et al. 1996), de regeneración catastrófica a través de vigorosos

rebrotos luego de incendios, tala, precipitación de ceniza volcánica y terremotos siendo pionera en colonizar los ambientes menos favorables (Donoso 1993, Quinteros 2007).

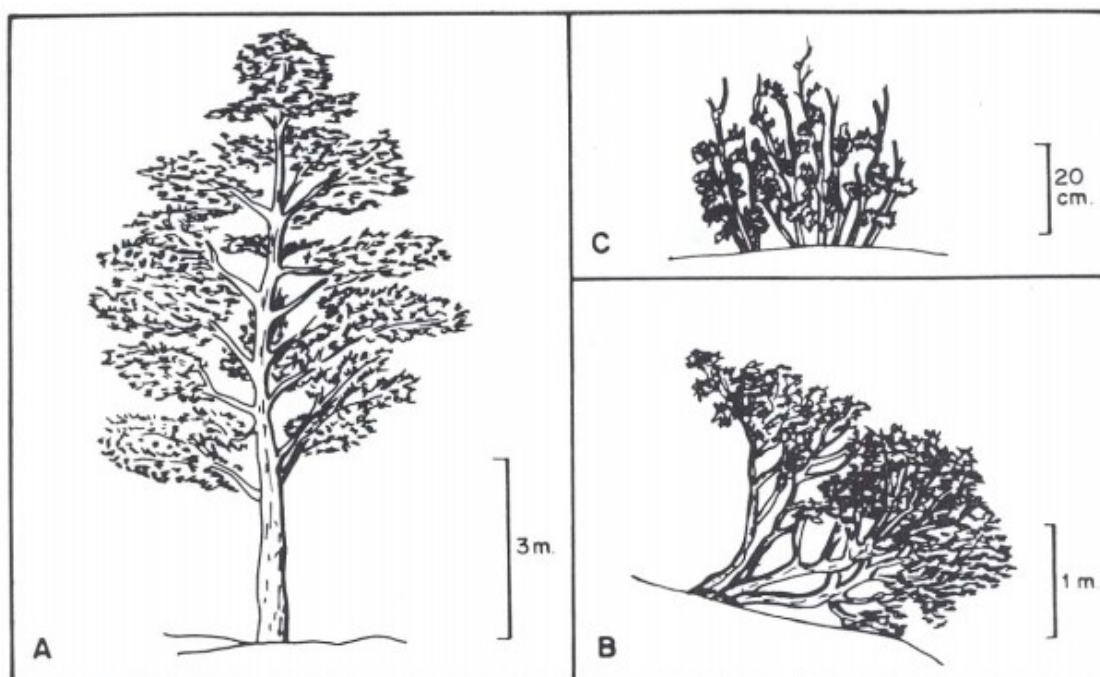


Fig.2.5 Representación esquemática de los tres biotipos de Ñire. A. Arbóreo. B. Arbustivo. C. Camefítico. (Ramírez et al. 1985).

2.5.2 Historia, contexto socioeconómico y manejo

Los bosques de Ñire han sufrido a lo largo del siglo XX episodios de incendio que junto a la presión de herbivoría de especies domésticas y silvestres, han contribuido a una heterogeneidad en su estructura y composición (Quinteros 2007). Actualmente se estima que el 70% de los bosques de Ñire están bajo uso silvo-pastoril en Patagonia (Peri 2009, Gargaglione et al. 2015). Peri y Ormaechea (2013) describen a los sistemas silvo-pastoriles en bosque de Ñire como unidades de superficies de árboles con pastizales sujetos a pastoreo de ganado bovino, ovino o mixto, en los cuales se pueden presentar interacciones positivas o negativas según la región, el tipo de asociación y época del año, donde los establecimientos presentan un manejo en veranadas e internadas (Ormaechea et al. 2009). Asimismo, los autores resaltan la alternativa productiva que presentan los bosques de Ñire, donde el mantenimiento del estrato arbóreo nativo es esencial para la sustentabilidad ambiental y el uso múltiple que representa un sistema silvo-pastoril sería más inclusivo que uno exclusivamente ganadero ya que demandaría más mano de obra y podría producir productos forestales

con valor agregado (e.g. postes, varas, leña y potencialmente tableros y parquets). Además, los bosques de Ñire presentan servicios ambientales tales como la regulación hídrica, conservación de la biodiversidad, suelo y calidad de agua, fijación de gases de efecto invernadero, diversificación y belleza del paisaje, defensa de la identidad cultural, polinización, ciclado de nutrientes, reserva de variabilidad genética entre otros (Tabla 2.1).

Tabla.2.1 Servicios ecosistémicos más relevantes potencialmente brindados por el bosque de Ñire norte (Clasificación según Haines-Young et al. 2013). Extraído de Rusch et al. 2015.

TIPO DE SE	SERVICIO ECOSISTÉMICO FINAL	BENEFICIO	Valor Monet.	VARIABLES DE ESTADO DETERMINANTES
PROVISION				
Nutrición	Producción de pasto, PPNA ($\text{kgMS ha}^{-1}\text{año}^{-1}$)	Producción de carne	si	Cobertura herbácea Cobertura de caña
	Especies medicinales (#spp con propiedades)	Salud	no	Composición
	Especies alimenticias (hongos)	Alimento	si	Composición
Materiales	Prod. maderapostes ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$)	Material de alambrados	si	Área basimétrica (AB)
	Prod. madera para leña ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$)	Combustible	si	Área basimétrica (AB)
	Prod. de pasto, PPNA ($\text{kgMS ha}^{-1}\text{año}^{-1}$)	Producción de lana	si	Cobertura herbácea
REGULACION MANTENIMIENTO				
Control de desechos	Control por ecosistemas (cob. vegetal de márgenes de cursos de agua)	Control de sedimentos en cauces de agua	no	Cob. arbust. y arb. Espacialmente explícitas
Mantenimiento de flujos	Control de la erosión del suelo (superficie de suelo desnudo)	Control de la pérdida de la capacidad productiva	no	Coberturas arbustiva, herbácea y AB
Mant. cond. Fis., quim. y biol.	Provisión de hábitat para spp nativas	Conservación del ecosistema	no	hábitat de spp sensibles)
	Mant. pool genético de spp nativas	Uso futuro de formas adaptadas a cond. locales	no	(% spp nativas)
CULTURALES				
Uso físico o experiencial / ecosistema	Prod. Forraje y leña (autoconsumo)	Arraigo	no	Cob. herbácea/de caña
	Prod. Forraje PPNA ($\text{kgMS ha}^{-1}\text{año}^{-1}$)	Identidad("ser ganadero")	no	Cob. herbácea/de caña
	Paisaje(laderas con bosques, contrastes de formas y colores)	Paisajes valuados por su belleza/naturaleza pristina	no	Cobertura arbórea
	Espacios aptos para recreación	Espacios /uso recreativo	si	Cob. arbórea/herbácea

Los ñirantales a su vez presentan particularidades por ocupar la zona ecotonal lindera a la estepa, entre las que se pueden mencionar: presentan una gran diversidad de comunidades de insectos, diversos tipos de aves que anidan, se alimentan o residen en las márgenes o en el interior de la masa boscosa y especies del sotobosque dominado por plantas herbáceas (Gallo et al. 2005, Peri y Ormaechea 2013).

Rusch et al. (2015) plantean un marco ecológico para establecer márgenes de manejo de sistemas silvo-pastoriles en bosques de Ñire de Patagonia Norte a través de los modelos de estado y transiciones (ME&TS, Westoby et al. 1989) considerando que la combinación de los sistemas de pastoreo, el manejo silvícola entre otros factores, sumado a los disturbios naturales y antrópicos genera un mosaico de parches en la



vegetación cambiando la estructura de la misma. Los autores consideran los parches como estados alternativos del bosque original como consecuencia de las diferentes intensidades de uso reflejando diversos niveles integridad ecológica. La modificación de la estructura original del bosque en estos diferentes estados tiene como consecuencia que varíen las estructuras y funciones características del ecosistema original y por ende la capacidad de proveer bienes y servicios ecosistémicos. Los autores resaltan que es común que estos estados se consideren situaciones estables y perdurables, y en consecuencia los productores se encuentran con dificultades a la hora de tomar decisiones respecto al manejo silvo-pastoril sin considerar la posibilidad de degradación del sistema por inacción (pérdidas de fertilidad de suelo, reducción del potencial productivo, pérdida de las funciones de regulación ambiental entre otras). A través de un taller y relevamientos a campos se definieron 8 estados, 14 transiciones de degradación, y 5 de restauración; los factores que disparan las primeras (pastoreo, incendios y extracción intensa de leña) y sus niveles. Los autores proponen que se debe mantener a los bosques de Ñire dentro de los límites estructurales y de productividad deseados y que para esto es necesario adaptar el manejo silvo-pastoril e intervenir activamente ya que el ME&Ts ha demostrado ser una herramienta válida para mensurar los cambios que sufren este tipo de sistemas ante diferentes presiones, sean antrópicas o naturales, identificar las potenciales degradaciones y plantear estrategias de recuperación a largo plazo (ver Anexo 1.).

Según este modelo se identifican diversos estados, los cuales se determinan en base a características de la vegetación y el suelo que se mantienen estables en el tiempo. Las premisas básicas de este enfoque son las siguientes (López et al. 2009, Szulkin 2017):

- Los cambios estructurales en la vegetación no siempre son lineales.
- El paso de un estado a otro no necesariamente puede ser reversible.
- Puede existir más de un estado estable.
- Normalmente las transiciones negativas son más comunes que las positivas.
- El manejo ganadero no es el único factor que afecta la estructura y dinámica de la vegetación, sino que otros factores como eventos climáticos inusuales, incendios, entre otros, pueden contribuir a las transiciones.



Szulkin (2017) aplica el ME&Ts (Rusch et al. 2015) en los sitios de muestreo que contempla su tesis obteniendo como resultado que en el ñirantal denso se corresponda con el Estadío I (ver Fig. 2.6.) , la estructura vegetal mencionada como bosque de Ñire con extracción de leña por parqueizado se condice con el Estadío II (Fig. 2.6.), las características del ñirantal con extracción de leña por manchones se corresponderían con el Estadío III en su fase 4 lo que refleja una fase de degradación (Fig. 2.6) y por último el bosque de Ñire transformado en pastizal se encontraría en el Estadío V también con una fase de degradación, siendo este un estadio difícil de revertir ya que los rebrotes de Ñire se encontrarían impedidos de regenerarse naturalmente debido a la exclusión competitiva por parte de las gramíneas y al efecto del ramoneo por parte del ganado (Rusch et al. 2015)(ver Fig. 2.6).



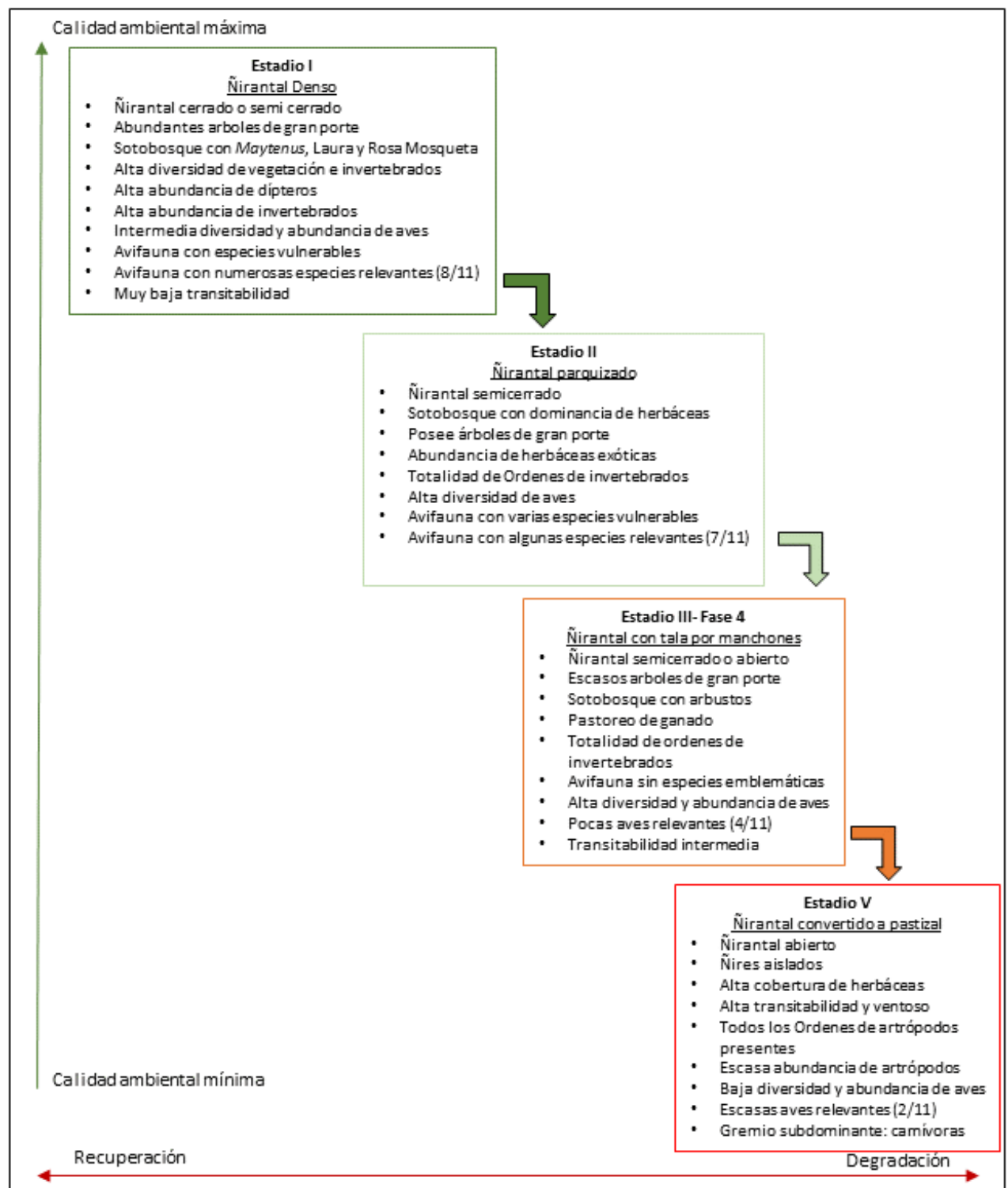


Fig.2.6 Categorización de los Estadios sucesionales del bosque de Ñire de acuerdo al Modelo de Estadios y Transiciones (Rusch et al. 2015), según la estructura vegetal y las comunidades de invertebrados y aves observados en los ñirantales sometidos a diferentes usos (modificado de Szulkin 2017).

2.6 Sitios de muestreo

En el año 2010 la Provincia de Chubut aprobó la Ley N°XVII-92 donde se establecieron los Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que éstos brindan. (SAyDS 2014). A raíz de ello se estableció como política la planificación del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) para lo cual toda intervención en el bosque nativo debe encontrarse sujeta a un Plan de Conservación o de Manejo Sostenible (Szulkin 2017).

El OTBN define tres categorías de conservación (Fig. 2.7). La categoría roja visibiliza las áreas de alto valor de conservación, las cuales no deben modificarse ni ser explotadas forestalmente, y donde solo se permiten actividades que no alteren los estándares de conservación (e.g. reservas naturales provinciales, nacionales, municipales, etc.). La categoría amarilla, en la que está enmarcada la zona de estudio, delimita sectores de mediano valor de conservación, los cuales pueden ser sometidos a explotación forestal y ganadera, evitándose los desmontes. Esta categoría reflejaría un uso “sustentable” de los recursos permitiendo además desarrollos turísticos. Por último, las áreas marcadas en verde responden a sectores con una baja valoración respecto a conservación, en las cuales se permiten actividades que impacten parcial o totalmente el ambiente.

Actualmente la Provincia de Chubut posee una superficie forestal estimativa de 1.052.171 hectáreas, de las cuales 419.351 (40%) pertenecen a sectores de muy alto valor de conservación (rojo), 613.324 (58%) con un nivel intermedio de conservación (amarillo), y 19.496 (2%) a áreas de bajo nivel de conservación (verde) (SAyDS 2014). A pesar de los esfuerzos de ordenamiento territorial y conservación, en el área de estudio, así como también en el bosque andino-patagónico en general, se desarrolla principalmente un uso no sustentable del bosque (Bertonatti y Corcuera 2000, Szulkin 2017). En los sitios analizados actuaron preponderantemente los siguientes procesos modeladores: fuego de origen intencional, tala de árboles, introducción de ganado, forestaciones con especies exóticas y todas las situaciones mencionadas tuvieron distinta intensidad, frecuencia y escala geográfica y en cierto modo generaron variación de la estructura vegetal (Veblen 1982, Veblen et al. 1996, Szulkin 2017).

Los sitios de muestreo se encuentran en una de las cuencas más importantes de Ñire de la provincia, con una superficie estimada de 43.050 hectáreas, en la denominada



cuenca forestal Corcovado-Trevelin (Rusch et al. 2005). Se puede apreciar la distribución de los ñirantales y sus respectivas asociaciones en la Fig.2.8. (Ci-Ñi Ciprés y Ñire, Ma-Ñi Mallin y Ñire, Ñi Ñire, Ñi Baj Ñires bajos, Ñi- Ci Ñire y Ciprés).

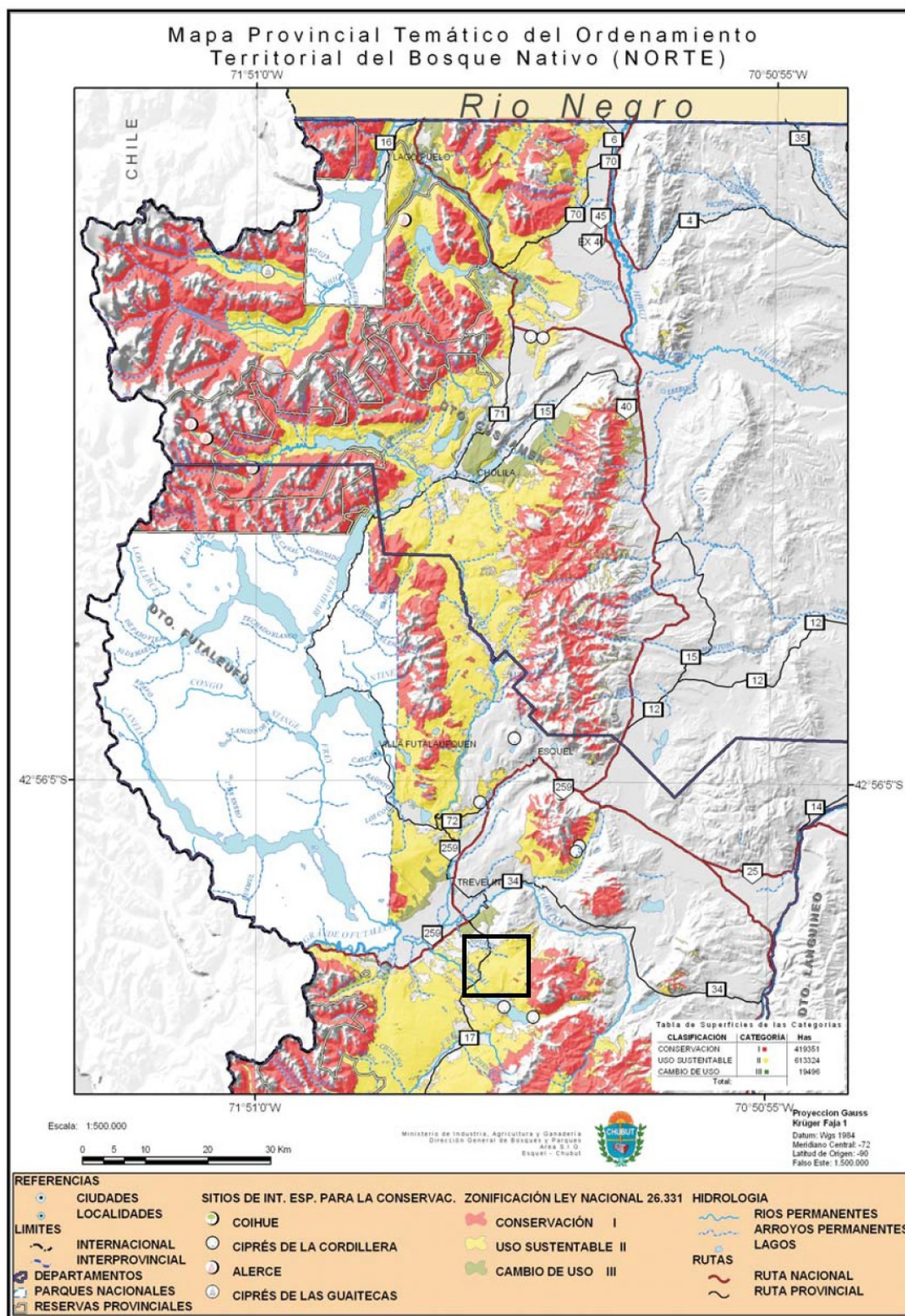


Fig.2.7 Mapa temático del Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo de la zona noroeste de la cordillera de la Provincia de Chubut según niveles de Interés Especial para la Conservación. Recuadro negro: área de estudio. (Modificado Ley XVII N.º 92, Honorable Legislatura de Chubut 2010).



Clasificación de ambientes y especies del area de estudio

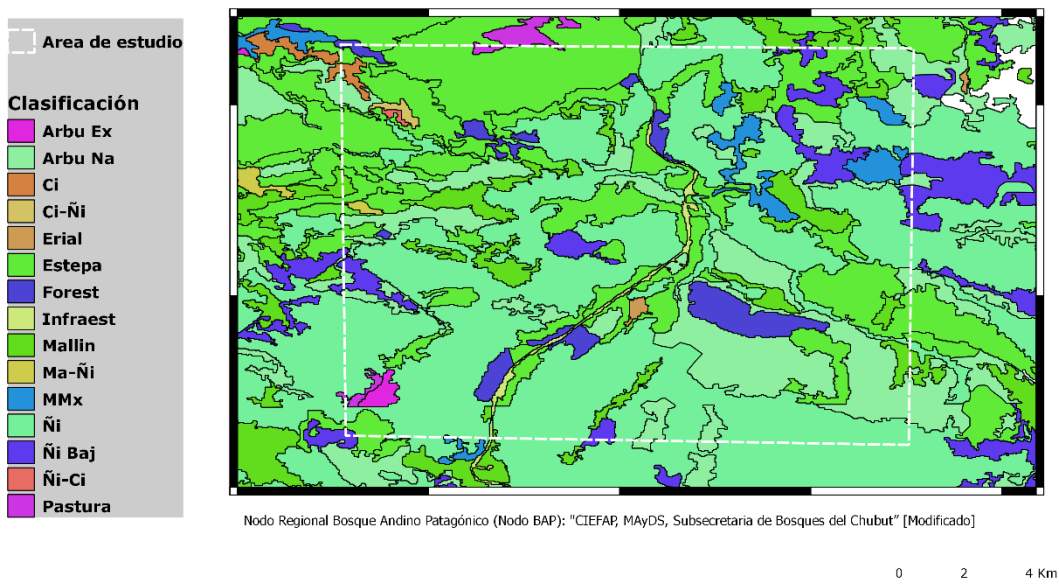


Fig.2.8 Clasificación de ambientes y especies del área de estudio. Nodo regional Bosque Andino-Patagónico. CIEFAP, MAyOS, Subsecretaria de Bosques del Chubut (modificado).

Dado que este estudio se acopló a un proyecto en marcha, los sitios de muestreo ya habían sido seleccionados, caracterizados, delimitados, y ya se contaba con los permisos de acceso a los mismos por parte de los propietarios. A los efectos de minimizar el número de variables que pudiesen operar sobre el comportamiento reproductivo del Rayadito, todos los sitios de muestreo se encuentran comprendidos en la misma cuenca hidrográfica (Futaleufú), dentro de rango acotado de altura (entre 600 y 840 m.s.n.m.) y en un radio de 25 kilómetros de la localidad de Trevelin, Chubut, Argentina. Además, en todos los sitios de muestreo la estructura original de los ñirantales es similar (sectores de bosque con Ñires de entre 4 y 8 metros de altura). En el estudio se consideraron cuatro tipos de ñirantales diferentes (Figs. 2.9 y 2.10):

- Ñirantal primario sin manejo (Denso) con eventual ingesión de baja carga ganadera.
- Bosque sometido a extracción de leña por manchones (Mn I y II), donde el aprovechamiento se ha concentrado en la tala selectiva de los individuos de mayor porte, muertos y en algunos casos mediante extracción de grupos de árboles (e.g. tala rasa, Reque et al. 2007, Szulkin 2017).



- Bosque sometido a extracción de leña por parqueizado (Pq I y II), caracterizado por entresaca de individuos, disminuyendo así la cobertura del dosel la cual impacta en directamente en una disminución de sotobosque y promueve la expansión de especies para forrajeo. La actividad ganadera es la de mayor relevancia en la economía regional ya que está profundamente arraigada en la cultura productiva de la región (Ferting 2003, Hansen et al. 2008, MdIPCH 2016).
- Bosque convertido a pastizal (Pt I y II) donde se halla una predominancia del estrato herbáceo, desaparición de sotobosque y algunos individuos relictuales de Ñire.



Sitios de muestreo

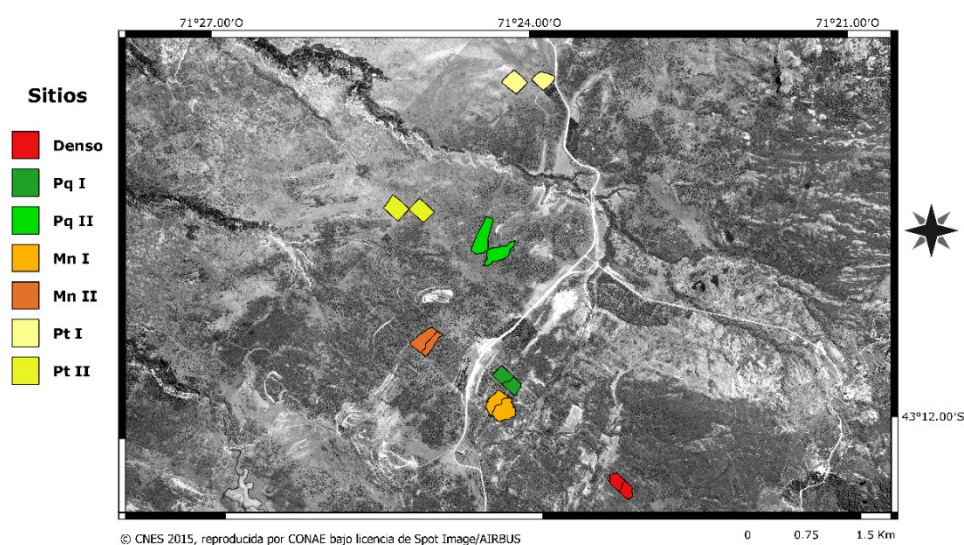


Fig. 2.9 Sitios de muestreo discriminados por tipo de manejo.

De cada tipo de bosque se consideraron al menos dos sitios de muestreo, excepto por el ñirantal Denso sin manejo que solo tuvo uno. En cada sitio de muestreo se delimitaron dos áreas de búsqueda de nidos (en adelante ABN). La localización de las ABNs se determinó al azar; sin embargo, también se tuvo en cuenta las características particulares del ABN seleccionado a priori que pudiesen afectar los resultados (presencia de caminos, arroyos, mallines, campamentos de extracción de leña, etc.) y la conformidad de los propietarios en cuanto a su compromiso de no intervenir dichas ABNs durante el período de estudio (Tabla 2.2). Sin embargo, en la segunda temporada de muestreo en el sitio Pq II comenzaron actividades de extracción de leña.



Tabla 2.2 Superficie de los sitios de muestreo discriminados por Área de Búsqueda de Nidos (ABN) en m² y hectáreas.

Sitio de muestreo	ABN	Área m²	Área Ha.
Denso	1	28674,2	2,8
Denso	2	26000	2,6
Mn I	1	41165,5	4,1
Mn I	2	61031,8	6,1
Mn II	1	49355,3	4,9
Mn II	2	29323,7	2,9
Pq I	1	34772,3	3,4
Pq I	2	31210,4	3,1
Pq II	1	70892,6	7
Pq II	2	56111,7	5,6
Pt I	1	54317,4	5,4
Pt I	2	41714,1	4,1
Pt II	1	56305,3	5,6
Pt II	2	50873	5
Total		631747,3	62,6



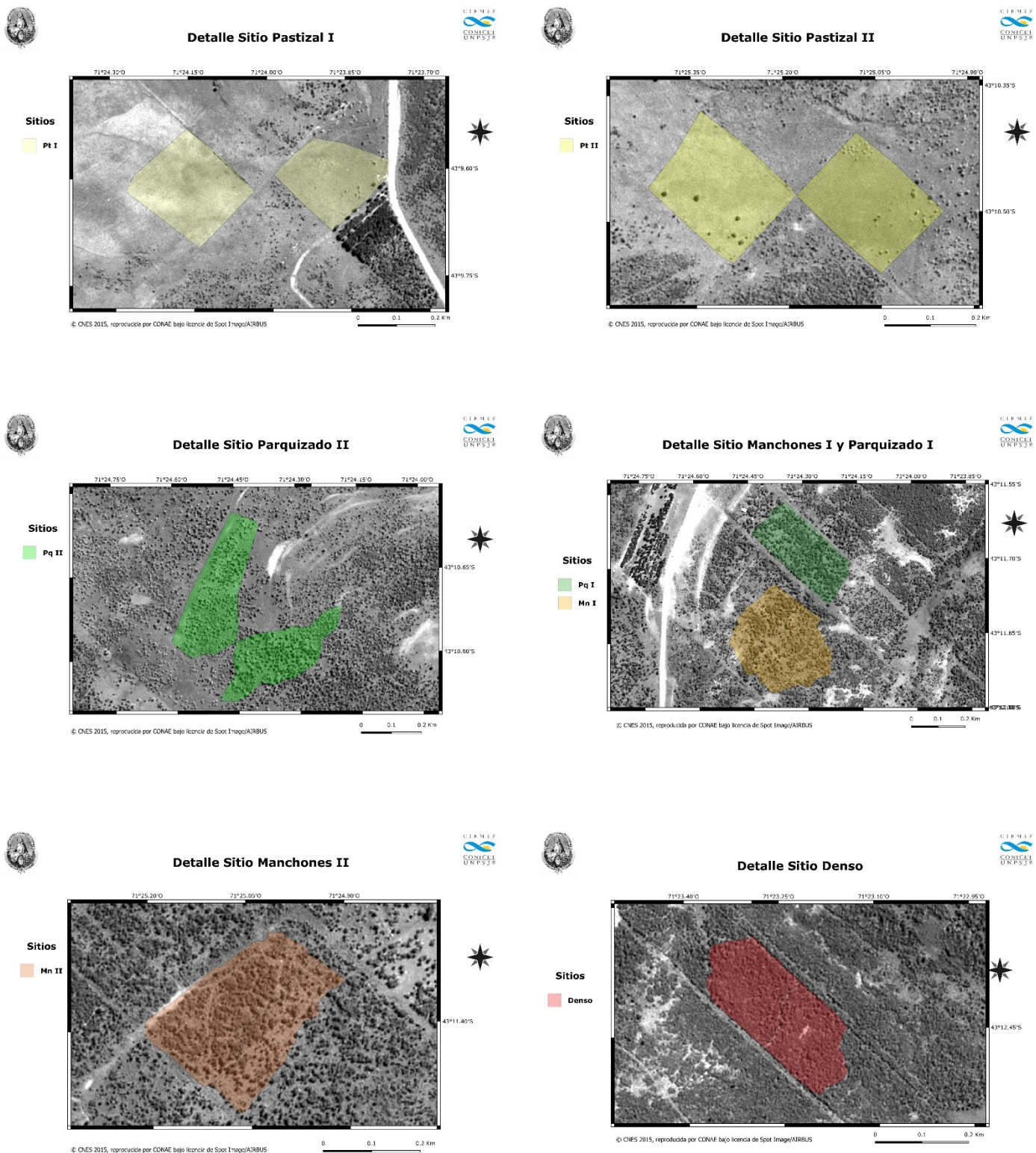


Fig.2.10 Detalle de los sitios de muestreo con imágenes pancromáticas de 5 metros de resolución (cedido por CONAE, modificado).

2.7 Metodología General

Las tareas de campo se desarrollaron a lo largo de tres temporadas reproductivas consecutivas (agosto-enero). Durante el desarrollo de todas las actividades se extremaron los cuidados tendientes a evitar el abandono de los nidos o la atracción de predadores potenciales (Lehner 1979). Mediante el uso de GPS (Garmin 64s) se establecieron las coordenadas y elevación de los sitios de muestreo y se estimaron las áreas de bosque con características uniformes para el subtipo de Ñirantal en cuestión. En cada muestreo se consignó la fecha, hora y condiciones meteorológicas según datos aportados por la Estación Experimental INTA, Aldea Escolar). A partir de la finalización del invierno las ABNs fueron recorridas a los efectos de localizar y posicionar (mediante mapeo y toma de punto GPS) los nidos presentes en las mismas de acuerdo a la técnica de búsqueda intensiva de nidos descripta en Ralph et al. (1996).

Desde el inicio del ciclo reproductivo los nidos identificados fueron visitados cada tres días para determinar la fecha de inicio y de finalización de las etapas de construcción de nido, puesta, incubación, cría y las fechas de emancipación de los pichones. Los nidos fueron inspeccionados utilizando un endoscopio (Teslong NTS100), lo que permitió obtener imágenes digitales del interior de los mismos con el menor disturbio posible. Este procedimiento permitió estimar diferentes parámetros reproductivos tales como:

el tamaño de puesta, éxito de eclosión, tamaño de nidada, éxito de emancipación (sobrevida), esfuerzo de emancipación y éxito reproductivo. A través del posicionamiento de nidos descripto previamente se estimó la densidad de parejas nidificantes en cada sitio de muestreo. En años subsecuentes se determinó la reutilización de cavidades por el Rayadito, así como por otras especies. Luego de terminado el período reproductivo los nidos identificados se caracterizaron a escala micro-hábitat para lo cual se consideró especie, diámetro a la altura del pecho (DAP) y estado sanitario del árbol utilizado, el tipo de oquedad utilizada, orientación, altura (ver Aitken y Martin 2004), etc.

En cada ABN se seleccionaron diez puntos al azar de muestreo de vegetación. A partir de dichos puntos se seleccionó un área circular de cinco metros de radio donde se estimó la cobertura vegetal por estratos (ver Braun-Blanquet 1932), las alturas máximas y mínimas de cada estrato, la composición florística, diámetro a la altura de pecho de las especies arbóreas, etc., para de este modo caracterizar el estado del bosque en cada



parcela. Este muestreo se realizó en la temporada 2017-18 y coincidió con el periodo central de la etapa reproductiva del Rayadito.

En base a la información sobre vegetación obtenida se estimó la disponibilidad de los diferentes tipos de árboles, oquedades, etc., y mediante el índice de Ivlev (1960) se estimó el grado de selectividad de cada uno de los mismos. Durante el período reproductivo, y mediante observación directa *ad libitum* (ver Altmann 1974), se identificaron y cuantificaron los tipos de árboles y sustratos (troncos o ramas de árboles, suelo, arbustos, etc.) sobre los que se alimentaron los rayaditos. Se describió a escala de micro-hábitat los sitios en que los individuos se observaron alimentándose, lo que permitió generar información relacionada con estrategias de alimentación y determinar si existen diferentes estrategias de forrajeo y disponibilidades de presas en los diferentes tipos de Ñirantales. Mediante inspección de los sitios utilizados para alimentación se identificaron las presas potencialmente utilizadas por el Rayadito y se estimó su disponibilidad de acuerdo a las técnicas que se describen a continuación. Durante la temporada 2017-18, en cada sitio de muestreo se estimó la abundancia y diversidad de artrópodos (índices de diversidad biológica: Riqueza, Shannon-Wiener y Equitatividad), lo que permitió evaluar la disponibilidad de los mismos como posible alimento para los rayaditos. En el muestreo de artrópodos asociados al tronco de los árboles se colocaron trampas “Sticky-traps” en los tres ejemplares de Ñire más próximos a un punto de muestreo arbitrario (Szulkin 2017) ubicado en el límite entre ABN 1 y 2 en cada sitio de muestreo, las que permanecieron activas por un período de 24 horas. Para el muestreo de artrópodos asociados al “dosel” se agitaron las partes correspondientes del estrato (Southwood 1989, News 1998) de los tres ejemplares ya nombrados. El material recolectado, fue preservado y luego, en el laboratorio, fue identificado hasta el nivel taxonómico de Orden mediante la utilización de claves de identificación y a través de comparación con la colección disponible en el Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP, CONICET-UNPSJB). Las trampas fueron colocadas en fechas asociadas a periodos claves del ciclo reproductivo de los rayaditos.

Mediante observación directa *ad libitum* (ver Altmann 1974) se registraron los eventos asociados a la usurpación de cavidades y/o defensa territorial interespecífica. Además, en el sitio de muestreo con extracción de leña por parquizado Pq I, se realizó un análisis espacial de los nidos de Rayadito para estimar la distancia mínima y la distancia media



entre nidos y realizar un análisis visual a través de buffers concéntricos con la distancia mínima de no solapamiento de territorio y la distancia media correspondiente de los nidos de rayaditos en cada temporada. Además, se graficó la distribución de nidos de las otras especies nidificantes de cavidades. A su vez, con datos de uso de árboles para nidificación de la temporada 2015-2016, mediante el índice de Ivlev (1961) en el sitio Pq I se estimó el grado de selectividad para las variables diámetro a la altura de pecho (DAP) y sanidad de los árboles (de acuerdo a la metodología descrita en el Cap. 3) , y altura, origen, área de abertura, orientación y profundidad de las cavidades de nidos de Rayadito y Golondrina Patagónica para ver si una o varias de estas características del ambiente son explicativas respecto a los eventos de competencia inter-específica entre estas dos especies.



Capítulo III

Caracterización de los ñirantales sujetos a diferentes tipos de manejo

3.1 Introducción

Desde hace más de un siglo los bosques norpatagónicos están siendo afectados por una intensa explotación forestal y ganadera (Laclau 1997, Veblen et al. 2003, Hansen et al. 2008, Quintanilla Pérez et al. 2008), por lo que son sometidos a importantes modificaciones tanto de sus componentes bióticos como abióticos (Soriano y Aguiar 1998, Szulkin 2017). La deforestación y la conversión final del bosque a áreas de pasturas representa el cambio más significativo en el uso del bosque en los últimos 50 años (Laclau 1997, Gallo et al. 2004, Hansen et al. 2005). En la zona de estudio los pastizales han sido generados principalmente por la eliminación total de la cobertura de Ñire mediante tala rasa (Fertig 2004, Peri 2005, Fertig et al. 2007, Hansen et al. 2008). Al eliminarse la cobertura arbórea, se pierden todas las funciones ecológicas de las formaciones boscosas, tales como la protección de cuencas, la fijación de carbono, la generación de oxígeno, y el mantenimiento de la diversidad biológica (Perry 1994, Ramírez et al. 1985, Rusch y Sarasola 1999, Peri et al. 2005). Al traspasarse los umbrales críticos, además de producirse cambios a nivel estructural, se produce la pérdida de funciones o procesos claves del ecosistema tales como la productividad, la regeneración y la estabilidad (López 2011), lo que se ve agravado por la introducción de ganado, el cual no permite la regeneración del bosque (Richter y Frangi 1992). A su vez, a través de los cambios introducidos en los ñirantales desaparece la vegetación del sotobosque, la cual constituye la base de las redes alimentarias y el refugio de gran parte de la micro y mesofauna, y sirve de protección al suelo contra la erosión (Ellum 2009); y se afecta fuertemente su capacidad de regular diversos procesos físicos como tales como la intensidad de la radiación solar, la intercepción de las precipitaciones y la exposición al viento (Holmgren et al. 1997, Valladares et al. 2004). Además, las prácticas forestales y ganaderas generan apertura del dosel o desaparición del mismo, afectando la cobertura y la estructura del sotobosque (Klinka et al. 1996, Thomas et al. 1999, Szulkin 2017). A modo de ejemplo de los efectos de estas intervenciones, en el sotobosque de ñirantales sometidos al impacto del ganado doméstico y con dosel moderadamente abierto se registraron elevadas coberturas de especies herbáceas exóticas, muchas de alto valor



forrajero (Manacorda et al. 1995, Hansen et al. 2004), las que compiten fuertemente con especies nativas y generan cambios en la riqueza específica de los ambientes (Bran et al. 1998, Gallo et al. 2004, Sarasola et al. 2008). En general, la eliminación total de bosque produce graves efectos de desecamiento, degradación y erosión del suelo (Begon et al. 2006). Estos efectos que se desencadenan con la tala rasa de los árboles son más drásticos en lugares más frágiles, sobre suelos pobres, en los cuales la eliminación total de la cobertura de Ñire puede transformarlos en sitios con un potencial ganadero prácticamente nulo (Fertig et al. 2004, 2007, Peri et al. 2005, Hansen et al. 2008).

En función de lo indicado previamente, el objetivo de este capítulo es caracterizar la estructura de ñirantales sujetos a diferentes manejos.

3.2 Materiales y Métodos

Para la caracterización de la estructura vegetal en cada uno de los ñirantales sujetos a diferentes manejos se aplicó el muestreo denominado “al azar simple” (Martella 2012). Durante la última temporada de muestreo, mediante el software QGIS se posicionaron 10 puntos de muestreo de vegetación al azar por ABN, lo que representa un total de 20 puntos por sitio de muestreo. En cada punto se delimitó un área circular de 5,64 metros de radio (100 m^2 de superficie), donde se obtuvo la siguiente información:

3.2.1 Cobertura Vegetal

La cobertura vegetal es la proporción de la superficie muestreada recubierta por la proyección vertical de la vegetación (Martella 2012). En base a dicha proyección vertical se estimó mediante la observación directa de dos observadores el porcentaje de cobertura de los diferentes estratos con la escala establecida por Braun-Blanquet (1932):

- herbáceo (por debajo de 0,6 metros de altura)
- arbustivo (entre 0,6 y 3 metros de altura)
- arbóreo (entre 3 y 8 metros de altura)

Tanto en el estrato arbustivo como en el arbóreo se identificaron las especies más conspicuas. Por el tipo de crecimiento con múltiples troncos, cuando la bifurcación de los ñires se encontraba debajo de 1,3 metros se consideró cada pie como un árbol



independiente. Para los análisis de DAP, sanidad y densidad de los árboles solo se consideró al Ñire ya que esta especie representa más del 95% de los ejemplares arbóreos.

3.2.2 Densidad de árboles

Se calculó la densidad de individuos por especie para los diferentes sitios de muestreo en función del número de ejemplares contabilizados en los puntos de muestreo de vegetación.

3.2.3 Diámetro a la Altura del Pecho (DAP)

Se calculó el DAP de los ñires que superaban los 3 metros de altura midiendo el perímetro del tronco del árbol (en cm.) a 1,3 metros del suelo con una cinta métrica flexible (Mostacedo y Frederksen 2000) y dividiendo este por π .

3.2.4 Estado Sanitario

Se elaboró una escala visual de seis categorías porcentuales con el fin de evaluar el estado sanitario de los árboles (modificada de Szulkin 2017):

0 - árbol muerto en pie

1- árbol 1% a 20% sano

2 - árbol 21% a 40% sano

3 - árbol 41% a 60% sano

4 - árbol 61% a 80% sano

5- árbol 81% a 100% sano

3.2.5 Análisis estadísticos

En base a los datos recolectados se realizaron análisis estadísticos descriptivos de la cobertura vegetal, y del DAP, sanidad y densidad de los ejemplares arbóreos. Para la comparación de los atributos de los bosques sujetos a diferentes manejos se usaron análisis no paramétricos ya que no se cumplieron los supuestos para realizar test de ANOVA. Se realizó el Test de Shapiro-Wilks de Normalidad de Errores y el Test de Homogeneidad de Barlett (ver Anexo 2, Tablas 1-4.) por lo cual a posteriori se realizó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis ($KW-X^2$) para las variables DAP y sanidad. Dado su



carácter de variable continua, para el DAP se realizó un test posthoc de comparaciones por pares utilizando la prueba U de Mann–Whitney y Wilcoxon.

3.3 Resultados

3.3.1 Cobertura por estrato relativa

La mayor cobertura del estrato herbáceo se registró en uno de los sitios convertidos a pastizal (Pt I, 84,3%) y la menor en el bosque sin manejo (Denso, 35,1%). La mayor cobertura del estrato arbustivo se registró en el bosque sin manejo (Denso, 38,6%) y la menor en uno de los sitios convertido a pastizal (Pt II, 0%). Respecto al estrato arbóreo, el mayor porcentaje de cobertura relativa se encontró en el bosque sin manejo (Denso, 34,1%) y el menor en ambos sitios convertidos en pastizal (Pt I y Pt II, 0%) (Tabla 3.1, Fig. 3.1).

Tabla 3.1 Cobertura relativa (media y desvío estándar) por estrato de los diferentes sitios de muestreo.

Sitios	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II	Pt I	Pt II
Herbáceo	35,1±18,4	69,2±8,9	76,2±12,5	47,0±18,3	77,3±21,3	84,3±18,3	75,4±20,6
Arbustivo	38,6±20,3	5,5±3,7	1,5±3,3	37,2±19,5	32,6±24,2	0,0±0,3	0
Arbóreo	34,1±13,9	20,7±1,9	10,5±13,3	29,2±30,2	29,7±25,2	0	0

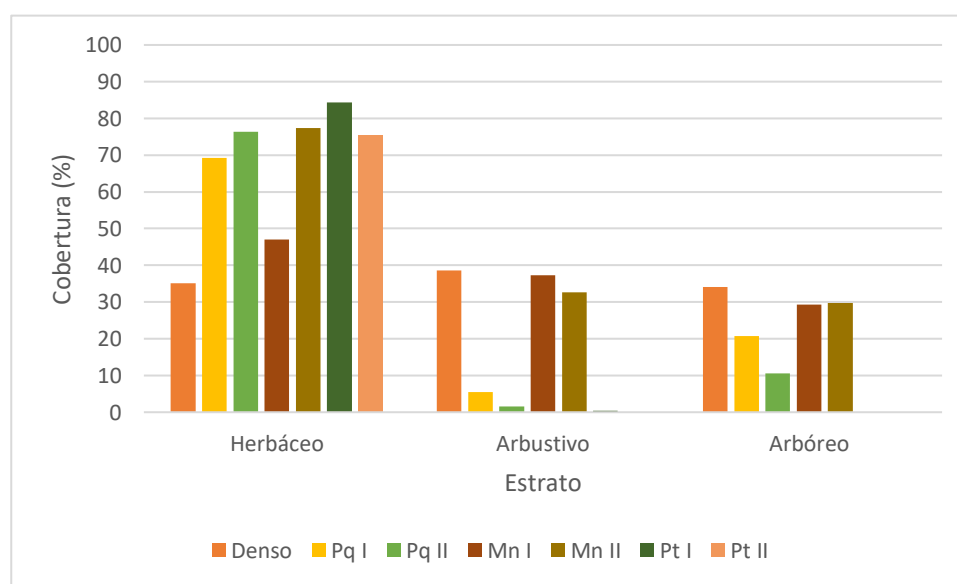


Fig. 3.1 Porcentaje de cobertura relativa por estrato en los diferentes sitios de muestreo.



3.3.2 Densidad de árboles

La mayor densidad de árboles se encontró en el bosque sin manejo (Denso, 1125 Ind. /Ha.) y la menor en uno de los sitios convertido a parqueizado (Pq II, 65 Ind. /Ha.) (Tabla 3.2, Fig. 3.2). Los sitios en los que se observó la presencia de especies arbóreas diferentes al Ñire fueron Denso, Mn I y Mn II, y en todos ellos el porcentaje de cobertura del Ñire fue superior al 92,4% (Tabla 3.3). En sitios convertidos a pastizal no se observaron árboles.

Tabla 3.2 Número total, promedio y densidad de árboles para cada sitio de muestreo.

Sitios	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II
Promedio de árboles por punto con presencia de árboles	11,7	3,5	1,9	3,9	4,2
Puntos con árboles	20	15	7	14	16
% Puntos con árboles	100	75	35	70	80
Densidad de Ind. / Ha. sobre el total de puntos	1125	260	65	270	320

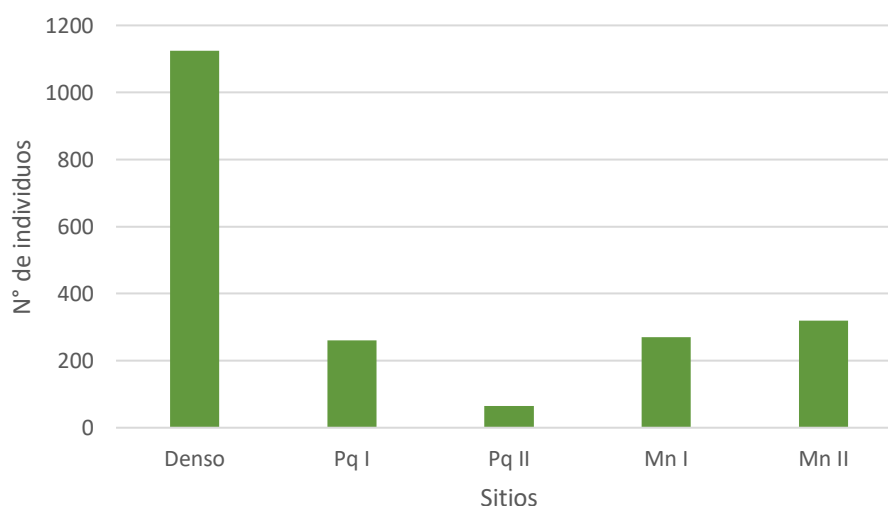


Fig.3.2 Número de individuos por hectárea sobre el total de puntos para cada sitio de muestreo.

Tabla 3.3 Número total de árboles y porcentaje discriminado por especie para cada sitio de muestreo.

	Denso	%	Pq I	%	Pq II	%	Mn I	%	Mn II	%
Ñire	258	92,4	52	100	13	100	55	96,4	74	94,8
Maitén	1	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0
Laura	20	7,1	0	0	0	0	2	3,5	4	5,1
Total	279		52		13		57		85	



3.3.3 Diámetro a la altura del pecho (DAP)

El Pq II y el Mn I presentaron los árboles con mayor ($39,94 \pm 10,01$) y menor ($19,53 \pm 6,58$) DAP respectivamente (Tabla 3.4 y Figs. 3.3 y 3.4). Si bien el DAP de los árboles varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 107,67$; g.l. = 4; $p < 0,001$), no se observaron diferencias significativas entre las condiciones Mn I-Mn II y Pq I- Pq II (Test de Wilcoxon, n.s.).

Tabla 3.4 Diámetro a la altura del pecho de los ejemplares de Ñire (media y desvío estándar) para cada sitio de muestreo.

Sitios	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II
DAP cm	21,5±6,7	34,8±10,6	39,9±10,0	19,5±6,5	21,3±7,7

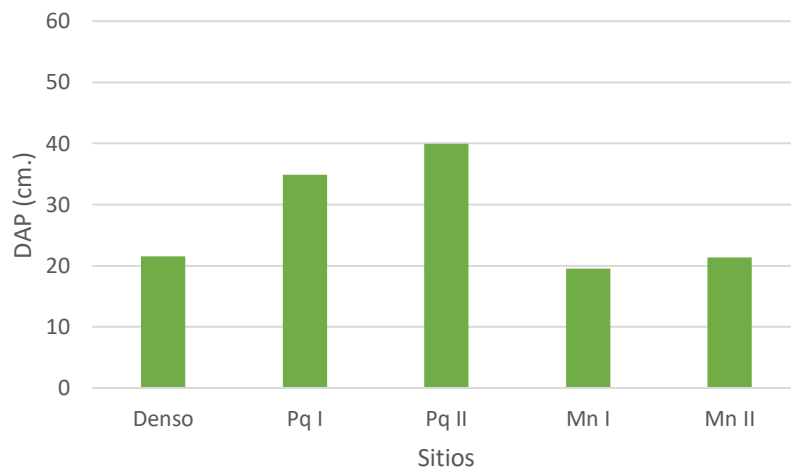


Fig. 3.3 Media del diámetro a la altura del pecho de los ñires en los diferentes sitios de muestreo.



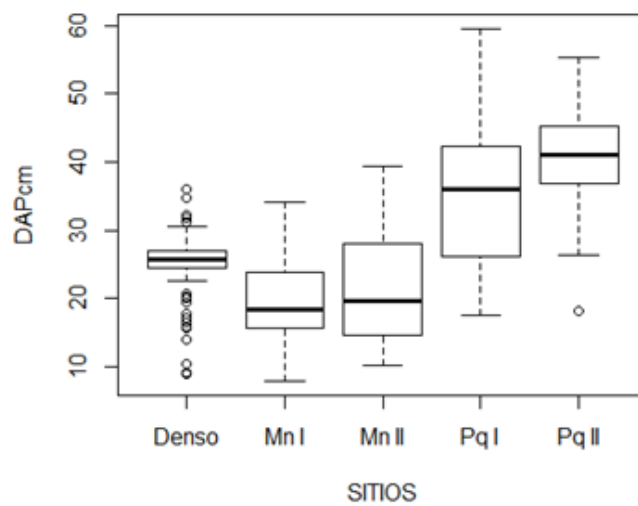


Fig. 3.4 DAP de los ejemplares de Ñire en los diferentes sitios de muestreo. Representación de la dispersión a través de diagrama de cajas. Las líneas negras simbolizan la mediana en cada sitio de muestreo.

3.3.4 Estado Sanitario

Se observó una marcada diferencia en el estado sanitario de los ejemplares de Ñire en los diferentes sitios de muestreo ($KW-X^2 = 108,03$; g.l. = 4; $p < 0,001$). Los sitios de muestreo de bosque sin manejo (Denso) presentaron los árboles con peor estado sanitario (2,21), en tanto que los ejemplares más sanos se observaron en el sitio de extracción de leña por manchones (Mn I, 4,8) (Tabla 3.6, figs. 3.5 y 3.6).

Tabla 3.6 Estado sanitario de los ejemplares de Ñire (media y desvío estándar) para cada sitio de muestreo.

Sitios	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II
Estado sanitario	2,2±2,0	3,3±1,9	3,9±1,8	4,8±0,7	3,9±1,8

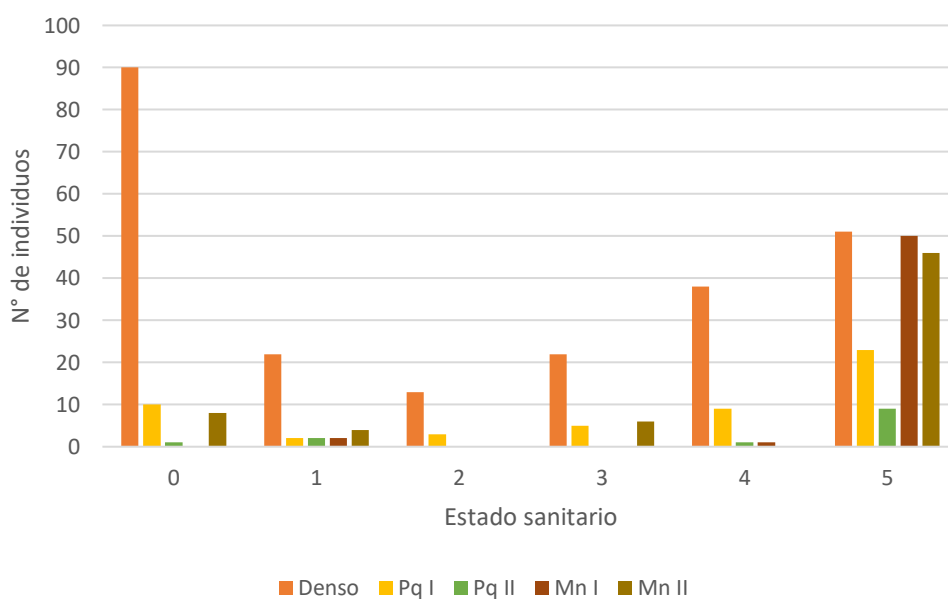


Fig. 3.5 Comparación del estado sanitario de los ejemplares de Ñire en los diferentes sitios de muestreo.

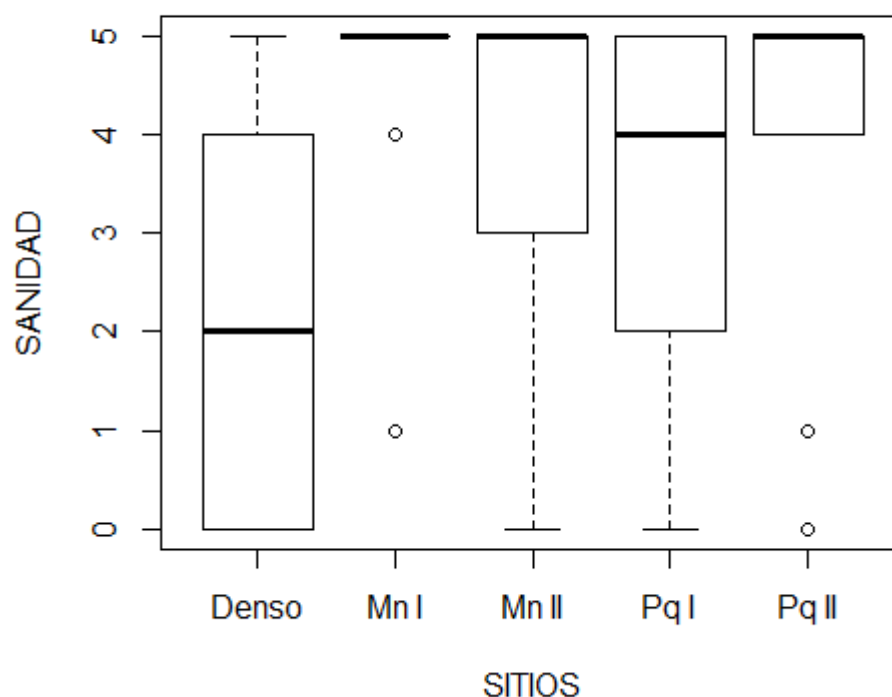


Fig. 3.6 Estado sanitario por categoría de los ejemplares de Ñire en los diferentes sitios de muestreo.
Representación de la dispersión a través de diagrama de cajas. Las líneas negras simbolizan la mediana en cada sitio de muestreo.

3.4 Discusión

En el área de estudio la pérdida en la rentabilidad de la actividad ganadera resulta en un acelerado proceso de deterioro de los bosques utilizados en las veranadas (en las que están incluidos los sitios de muestreo), ya sea con la intención de aumentar la producción de pasturas o de incrementar los ingresos a través de la comercialización de leña de Ñire. En relación a ello, si bien al inicio del estudio los sitios de muestreo contaban con replicas homogéneas y con el compromiso de no intervención por parte de los propietarios, algunos de ellos fueron modificados a lo largo de las temporadas de muestreo. Es así que en el sitio de extracción de leña por parquizado Pq II (ver Anexo 2, Fig.1) se taló un alto número de árboles, generando esto una gran cantidad de claros y que la fisonomía de este sitio de muestreo parezca más un sitio convertido a pastizal que uno con extracción de leña por parquizado (ver Tabla 3.2). Es por ello que partiendo

de un modelo comparativo por tipos de tratamiento se decidió llevar a cabo el análisis considerando separadamente los diferentes sitios de muestreo.

Los bosques andino-patagónicos nativos históricamente han sido manejados sobre la base de conocimientos parciales acerca del funcionamiento del ecosistema o de conceptos de producción forestal, lo cual ha llevado a un manejo desacertado de los mismos con consecuencias y desequilibrios diversos en el ambiente (Laclau 1997, Gallo et al. 2004, Gonc 2014). Actualmente hay consenso en que las prácticas de uso de la tierra están cambiando rápidamente la fisionomía de la región patagónica, principalmente por la conversión de los bosques nativos en zonas de pasturas y por las diferentes estrategias de explotación y manejo forestal (Miserendino et al. 2010). En los sitios de muestreo considerados en este trabajo (Fig. 3.10) se observaron marcadas diferencias en los atributos y estructuras de los mismos de acuerdo al tipo de manejo al que estuvieron sometidos. En relación al estrato herbáceo, el sitio convertido a pastizal Pt I (84,3%) presentó el mayor porcentaje de cobertura en tanto que, como era de esperar, el menor valor se observó en el sitio Denso sin manejo (35,1%). En este sitio el bajo porcentaje de herbáceas se debió a la abundancia de mantillo y de ñires añejos o muertos caídos en el suelo. Si bien este sitio estuvo expuesto a una presión de pastoreo baja, allí se observaron sectores semiabiertos con presencia de gramíneas exóticas (ver también Szulkin 2017), lo que quizás esté vinculado a eventos de fuegos esporádicos ocurridos hace al menos seis décadas (PIARFON 2005). En los sitios con extracción de leña por manchones y por parqueizado el porcentaje de cobertura relativa del estrato herbáceo fue más elevado en relación al bosque sin manejo, lo cual se debería a la apertura del dosel y su consecuente cambio en las condiciones microclimáticas (Conticello et al. 1996, Bran et al. 1998, Mariottinni et al. 2002, Lencinas et al. 2003, Quinteros et al. 2010).

En los sitios de extracción de leña por manchones (Mn I y Mn II) y en el bosque sin manejo (Denso) se observó un estrato arbustivo con presencia de renovales de Ñire, Laura, Calafate (*Berberis microphylla*) y Maitencillo (*Maytenus chubutensis*). Si bien en los sitios de extracción de leña por parqueizado (Pq I y Pq II) el estrato arbustivo estuvo compuesto por las mismas especies, su cobertura fue menor. Todos los años estos sitios se encuentran afectados por una alta y prolongada carga ganadera, lo que compromete



seriamente la regeneración natural del bosque (Szulkin 2017). En los sitios convertidos a pastizal (Pt I y Pt II) la cobertura del estrato arbustivo fue casi nula.



Fig. 3.10 A. Bosque sin manejo (Denso), B. Extracción de leña por parqueizado (Pq I), C. extracción de leña por manchones (Mn I) y D. Bosque convertido a pastizal (Pt I) (Fotos: Alejandra Tártara).

El estrato arbóreo difirió entre los diferentes sitios siendo el bosque sin manejo (Denso) y los sitios convertidos a pastizal los de mayor (34,1%) y menor (0 %) cobertura respectivamente. La cobertura relativa del estrato arbóreo está directamente asociada a la densidad de árboles por lo que, consecuentemente, la mayor densidad de individuos se observó en el bosque sin manejo (1125 árboles/hectárea), decreciendo en los sitios de extracción de leña por manchones, en los sitios con extracción de leña por parqueizado (Pq I y Pq II), y finalmente en los sitios convertidos a pastizal donde no se observaron árboles en los puntos de muestreo (Fig.3.9 D.). Solo en el bosque sin manejo y en los sitios de extracción de leña por manchones se encontraron lauras de porte arbóreo, aunque en un porcentaje muy bajo (<7,5 %). Este gradiente observado tanto en la cobertura del estrato arbóreo como en la densidad de árboles está fuertemente

determinado por las estrategias de manejo silvo-pastoril implementada en cada uno de los sitios (ver Cap. 2).

El tamaño de los árboles presentes en un bosque nos permite analizar la dinámica forestal, y la respuesta del bosque ante la incidencia de diversos factores ambientales y del manejo forestal (Caritat et al. 1991, Bernadzky 1998, Solomon y Gove 1999, Ajbilou et al. 2003). En este sentido, las distribuciones diamétricas nos hablan de diferentes procesos que pudo sufrir el bosque. Por ejemplo, la exposición de un bosque a una tala extrema continua o a la muerte de individuos longevos por algún tipo de catástrofe, se vería reflejada en la escasez o ausencia de árboles de las clases de mayor diámetro (Ajbilou et al. 2003). En relación a los sitios de muestreo, en el bosque sin manejo (Denso) se observó una alta predominancia de individuos con DAPs entre 16 y 35 centímetros, en tanto que los sitios con extracción de leña por parquizado estuvieron caracterizados por la presencia de individuos de gran porte (DAP > 35 cm.), lo que no ocurre en los otros sitios de muestreo. La situación observada en estos sitios está asociada a la baja densidad de individuos y a la ausencia de renovales, lo que se debe al manejo silvo-pastoril que allí se desarrolla ya que en este manejo se conjuga: 1) clareo del bosque para aumentar las pasturas, 2) preservación de árboles de gran porte para optimizar el sombreado para animales, y 3) alta y prolongada carga ganadera, lo que evita a aparición de renovales. En los sitios de extracción de leña por manchones, donde se realizaron talas rasas por parches en diferentes años, se observó una distribución de DAPs heterogénea coherente con el tipo de manejo forestal.

El estado sanitario del bosque sin manejo (Denso) presentó la mayor cantidad de árboles muertos en pie. Tal como indicara (Szulkin 2017), estos ñirantales presentaron un estado de conservación acorde a un manejo casi nulo lo cual se reflejó en la distribución del estado sanitario de los individuos y por ende en la preservación de su variabilidad natural (Fig. 3.8). En los sitios con extracción de leña por manchones se observó un bosque joven y sano con muy pocos individuos enfermos. Los sitios con extracción de leña por parquizado presentaron un peor estado sanitario que los sitios de extracción de leña por manchones, aunque con predominancia de individuos sanos. Tal como sugiere Szulkin (2017), las diferencias en el estado sanitario de los bosques se deberían a las diferentes estrategias de manejo silvo-pastoril en los distintos



tratamientos considerados, ya que en los sitios con extracción de leña por parquizado observamos individuos de gran porte y envejeciendo naturalmente, en tanto que en los sitios de extracción por manchones se observan individuos de diversas edades, aunque predominantemente jóvenes.

El Ñire frecuentemente es excluido de los planes de manejo forestal dado que es considerado una especie no maderable y, además de ser utilizado en manejos silvo-pastoriles, su uso se limita a la extracción de leña y a la producción de postes para alambrados. Sin embargo, debido a los atributos de los bosques de Ñire (estructura heterogénea, plasticidad ecológica, colonización de ambientes extremos, altos índices de biodiversidad, protección de cabeceras de cuencas, etc.), su uso debería ser planificado adecuadamente para favorecer las interacciones ecológicas beneficiosas de los ñires en el ecosistema y, de ese modo, que ello resulte en un incremento de la producción de pasturas para ganado, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos y, finalmente, la sustentabilidad ambiental (Lencinas et al. 2008, Simanonok et al. 2011, Szulkin 2017). En el área de distribución natural de los ñirantales la actividad forestal convive con la ganadera y esta situación contribuye a aumentar la complejidad de manejo de estos sistemas (Quinteros 2007). Por ello, es necesario identificar estrategias de manejo sustentable que preserven las características y propiedades estructurales de los bosques de Ñire y así conservar estos sistemas boscosos únicos y los servicios ecosistémicos que ellos ofrecen, ya que las diferentes estrategias de manejo modifican sustancialmente sus atributos. Los sitios convertidos a pastizal están seriamente comprometidos y allí la posibilidad de recuperación de la masa boscosa es nula, por lo que resulta imperativo generar planes de manejo en los sitios impactados por extracción de leña por manchones y por parquizado y de esta manera mitigar el deterioro de estos sistemas y, por qué no, considerar una recuperación paulatina en el tiempo sin dejar de lado la explotación productiva de la zona.



Capítulo IV

Uso y selección de sitios de nidificación del Rayadito

4.1 Introducción

El lugar donde se emplaza un nido debe cumplir una serie de condiciones mínimas tales como creación de un microclima adecuado, protección frente a la depredación y a la incidencia de los elementos meteorológicos, entre otras, a las que Skutch (1976, citado en Antón y Santos 1985) se ha referido como principios de seguridad. En relación a ello, se ha observado que aquellas especies que nidifican en nidos más expuestos a la depredación (e.g. nidos ubicados a muy baja altura o con accesos abiertos) suelen tener relativamente menores tamaños de puesta y éxitos reproductivos (Slagsvold 1982, Martin 1988, Gjerdrum et al. 2005, Ibañez 2015).

El gremio de los nidificadores de cavidades está compuesto por dos grupos: 1) el de los excavadores o nidificadores primarios (e.g. Carpintero Gigante *Campephilus magellanicus*, Picolezna *Pygarrhichas albogularis*, etc.) que construyen sus propias cavidades, y 2) el de los nidificadores secundarios, que utilizan cavidades preexistentes, sean estas de origen natural o creadas por nidificadores primarios (Aitken y Martin 2007). En general, las aves nidificantes de cavidades se ven beneficiadas por su capacidad de utilizar nidos con una menor exposición a los predadores y a las inclemencias climáticas (Peterson y Gauthier 1985). Sin embargo, la escasa disponibilidad de sitios para nidificar puede limitar la posibilidad de reproducirse de los nidificantes de cavidades secundarios (Newton 1994, Martin et al. 2004, Cornelius et al. 2008, Cockle et al. 2011), lo que a su vez afecta sus tendencias poblacionales, y los vuelven especialmente vulnerables a disturbios antrópicos vinculados a la alteración de la estructura natural del bosque (Cockle et al. 2011). Una consecuencia inmediata de la baja disponibilidad de sitios de nidificación es la utilización de cavidades sub-óptimas, lo que se ve potenciado en un contexto de alta competencia interespecífica por los sitios de nidificación (Nilsson 1984, Li y Martin 1991, Cornelius 2006).

En el centro-oeste de Chubut, las fuertes modificaciones en la estructura forestal debido a los diferentes usos a los que fueron sometidos los ñirantales producen un significativo impacto sobre las comunidades de aves (Szulkin 2017). Según este autor,



entre los principales gremios afectados por las estrategias de manejo de los ñirantales se encuentra el de los nidificantes de cavidades. Sin embargo, a pesar del impacto al que se ven sometidas estas aves, hasta el momento no existen estudios desarrollados en la región que consideren esta problemática. Es por ello que el objetivo de este capítulo es analizar la disponibilidad, el uso, y la selección de sitios de nidificación por parte del Rayadito en ñirantales sometidos a diferentes manejos. Es de esperar que esta información sea de utilidad para identificar estrategias de manejo ecológicamente sustentables del bosque de Ñire, lo que resultará en la conservación de las aves asociadas en general y de los nidificantes de cavidades en particular.

Objetivo General:

- El objetivo general de este capítulo es analizar la disponibilidad, el uso, y la selectividad de sitios de nidificación por parte del Rayadito en ñirantales sometidos a diferentes manejos.

Objetivos específicos:

- Evaluar y caracterizar la disponibilidad de sitios de nidificación del Rayadito en los diferentes sitios de muestreo.
- Evaluar y caracterizar el uso de sitios de nidificación del Rayadito en las diferentes temporadas y en los diferentes sitios de muestreo.
- A partir de ello, evaluar el grado de selectividad de las características de los sitios de nidificación del Rayadito en las diferentes temporadas y en los diferentes sitios de muestreo.

Hipótesis:

El Rayadito es una especie plástica por lo que no seleccionará para nidificar características específicas del ambiente a nivel micro-hábitat.

Predicciones:

- El Rayadito utilizará para nidificar árboles y cavidades de acuerdo a su disponibilidad en los diferentes ambientes.
- La modificación del ambiente no afectará la densidad de parejas nidificantes en los diferentes tipos de bosques.



4.2 Materiales y Métodos

Las tareas de campo se desarrollaron entre los meses de agosto y enero de las temporadas reproductivas 2015-16, 2016-17 y 2017-18 (en adelante 2015, 2016 y 2017 respectivamente). Durante el desarrollo de las actividades se extremaron los cuidados tendientes a evitar el abandono de los nidos o la atracción de predadores potenciales (Lehner 1979). A partir de la finalización del invierno las ABNs fueron recorridas a los efectos de localizar y posicionar (mediante mapeo y toma de punto GPS) los nidos presentes en los sitios de muestreo de acuerdo a la técnica de búsqueda intensiva de nidos descripta en Ralph et al. (1996) que fueron observados con huevos y/o pichones ($n=69$), en los que se observaron eventos de cópula y construcción ($n=1$), y en los que se observó un estado avanzado de construcción y fueron ocupados por un largo período por la pareja ($n=1$).

En cada una de las temporadas, desde el inicio del ciclo reproductivo los nidos identificados fueron visitados cada tres días para determinar la fecha de inicio y de finalización de las etapas de construcción de nido, puesta, incubación, cría y las fechas de emancipación de los pichones. Luego de terminado el periodo reproductivo los nidos identificados se caracterizaron a escala micro-hábitat para lo cual se consideró especie, diámetro a la altura del pecho (DAP) y estado sanitario del árbol utilizado, el tipo de oquedad utilizada, etc. Para ello se determinó la especie del árbol seleccionado como nido (árbol-nido), y su diámetro a la altura del pecho (DAP, utilizando una cinta métrica flexible) y estado sanitario (ver Cap. 2). La cobertura relativa del árbol-nido se estimó midiendo la mayor y menor diagonal de la cobertura con una cinta métrica de 15 metros de longitud y aplicando a dichas medidas la fórmula de superficie de una elipse. Las cavidades-nido se discriminaron entre las de origen natural y las construidas por un nidificador primario (Carpintero Gigante, Carpintero Pitío, Carpintero Bataráz Grande o Picolezna). Con una cinta métrica se midió la altura a la que estaba emplazada la cavidad (desde su borde inferior hasta el suelo) y se calculó el área de entrada de la misma midiendo su diagonal mayor y menor y aplicando la fórmula de la superficie de una elipse. Para medir la profundidad de la cavidad se utilizó una varilla flexible graduada. La orientación de la cavidad se determinó utilizando un GPS *Garmin 64S* en modo brújula. Para los análisis se tuvieron en cuenta solo las cavidades de las cuales se obtuvo información fidedigna, y se descartaron aquellas ubicadas a gran altura o inaccesibles



debido a la estructura o estado sanitario del árbol; es por ello que los “n” de cada análisis son variables. En este capítulo los sitios de muestreo convertidos a pastizal (Pt I y Pt II) no fueron considerados ya que en ellos no se hallaron árboles, y por consiguiente tampoco nidos.

En las temporadas 2016 y 2017, se calculó la proporción de reutilización de las cavidades con respecto a las temporadas anteriores tanto intra- como inter-específicamente.

La estimación de la disponibilidad de cavidades se desarrolló en abril de 2017 mediante un muestreo “al azar simple” (Martella 2012). Para ello mediante el software QGIS se posicionaron 10 puntos de muestreo al azar por ABN, lo que representa un total de 20 puntos por sitio de muestreo. En cada punto de muestreo se delimitó un área circular de 5,64 metros de radio (100 m² de superficie) donde se midió el DAP, estado sanitario de los árboles y se contabilizaron y caracterizaron las cavidades según, tipo (natural o construida por un nidificante primario), altura, área de abertura, orientación y profundidad (ver arriba).

4.2.1 Análisis estadísticos

Los datos sobre DAP, sanidad y cobertura de copa de los árboles; y altura, área y profundidad de las cavidades fueron tratados con la prueba de Shapiro-Wilks para testear la normalidad de errores, y con pruebas de independencia gráficas y con el Test de Barlett para testear la homogeneidad de las varianzas. Al no cumplirse los supuestos para realizar ANOVAs, se optó por hacer test no paramétricos de Kruskal-Wallis (KW-X²). Los resultados significativos de las pruebas de Kruskal-Wallis fueron seguidos por las pruebas U de Mann-Whitney por pares para identificar las diferencias entre los grupos y la corrección de Holm para comparaciones múltiples (Zar 1984).

Los datos sobre la orientación de nidos y cavidades se analizaron mediante estadísticas angulares (Zar 1984) utilizando el software Oriana 4.02. Se analizó la distribución circular de los datos agrupados en 16 categorías acordes a la distribución cardinal. Se utilizó el ángulo promedio (μ) que es una medida de tendencia central para indicar una orientación preferida en la muestra de datos angulares y la orientación resultante que es una codificación en puntos cardinales. Se realizó la prueba de Rayleigh (R) (prueba no



paramétrica) para determinar si la población de un conjunto de datos difiere significativamente de la uniformidad (Zar 1984).

Mediante el índice de Ivlev (1961) se estimó el grado de selectividad para las variables DAP y sanidad de los árboles, y altura, origen, área de abertura, orientación y profundidad de las cavidades. El índice de Ivlev se define como:

$$IS = \frac{U_{ix} - D_{ix}}{U_{ix} + D_{ix}}$$

siendo U_{ix} la proporción de uso de la categoría i de la variable x y D_{ix} la disponibilidad proporcional de la categoría i en relación al total de las categorías de la variable x . Los valores arrojados por el índice de Ivlev varían entre -1 y 1, indicando los valores mayores a 0 una selección positiva de la categoría de la variable en cuestión y los menores a 0 que dicha categoría no fue seleccionada de acuerdo a su disponibilidad.

4.3 Resultados

4.3.1 Uso de árboles y cavidades: generales, por temporada y por sitio

4.3.1.1 DAP

A lo largo de las tres temporadas reproductivas en los sitios de muestreo se registró un total de 71 nidos de Rayadito (Tabla 4.1). La totalidad de los árboles seleccionados para nidificación fueron ñires con un DAP promedio de $38,8 \pm 12,0$ centímetros ($n=71$, Tabla 4.1, Fig. 4.1). El DAP de los árboles-nido no varió significativamente entre temporadas ($KW-X^2=0,4$; g.l.=2; $p>0,05$). El DAP de los árboles-nido varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 31,75$; g.l. = 4; $p < 0,001$), siendo el DAP de los árboles-nido del sitio Pq I significativamente mayor ($45,4 \pm 11,4$) a la mayoría de los sitios (Wilcoxon, $p < 0,05$) (Tabla 4.2).

Tabla 4.1 Medias, desvíos estándar y n (entre paréntesis) de diferentes parámetros de árboles-nido y cavidades-nido utilizados por el Rayadito para nidificar en las tres temporadas reproductivas consideradas.

Árbol-nido	Total	2015	2016	2017
Nidos	71	19	26	26
DAP	$38,8 \pm 12,0$ (71)	$39,3 \pm 11,8$ (19)	$39,6 \pm 13,3$ (26)	$37,7 \pm 11,1$ (26)
Sanidad	$3,7 \pm 1,4$ (71)	$3,9 \pm 1,3$ (19)	$3,7 \pm 1,4$ (26)	$3,6 \pm 1,4$ (26)
Cobertura de copa	$30,5 \pm 26,8$ (71)	$34,1 \pm 32,6$ (19)	$34,5 \pm 28,4$ (26)	$23,8 \pm 19,2$ (26)
Altura de nido	$2,4 \pm 0,9$ (64)	$2,6 \pm 1,0$ (18)	$2,4 \pm 0,9$ (21)	$2,2 \pm 0,8$ (25)
Área de entrada	$16,7 \pm 12,7$ (56)	$14,6 \pm 13,5$ (13)	$19,2 \pm 15,2$ (19)	$15,7 \pm 10,0$ (24)
Profundidad	$19,1 \pm 9,1$ (56)	$18,8 \pm 11,2$ (13)	$18,3 \pm 8,4$ (18)	$19,8 \pm 8,7$ (25)



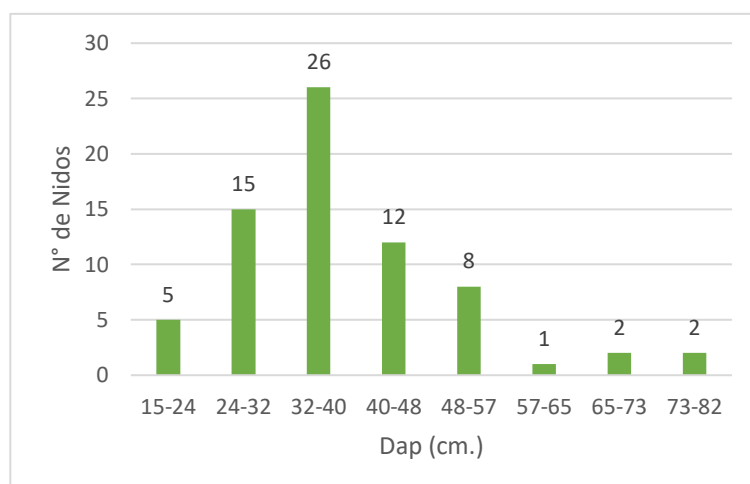


Fig.4.1 Número de nidos según DAP.

Tabla 4.2 Medias, desvíos estándar y n (entre paréntesis) de diferentes parámetros de árboles-nido y cavidades-nido utilizados por el Rayadito para nidificar cada sitio de muestreo.

Árbol-nido	Denso (n=13)	Pq I (n=33)	Pq II (n=9)	Mn I (n=10)	Mn II (n=6)
DAP	28,2±6,2(13) **	45,4±11,4 (33)	41,2±13,9 (9)	33,1±5,8 (10) *	31,9± 3,2 (6) **
Sanidad	2,1±1,4(13)	4,1±1,0 (33) **	4,2±0,8 (9) *	4,1±1,1 (10) *	3,8±1,9 (6)
Cobertura de copa	8,4±6,7(13)	36,9±17,2 (33)	51,4±53,1 (9)	26,11±22,3 (10)	18,8±11,8 (6)
Altura de nido	2,3±0,6(10)	2,6±0,9 (32)	2,3±1,3 (9)	2,0±1,0 (9)	2,3±0,5(4)
Área de entrada	16,2±12,4(7)	15,7±12,3 (30)	16,0±7,3 (7)	25,0±18,4 (8)	8,73±0,1 (4)
Profundidad	18,3±5,1(6)	15,9±8,3 (31)	28,3±8,1 (6)	26,1±9,2 (9)	15,0±0,0 (4)

DAP: diferencias con respecto a Pq I *= $p<0,05$ y **= $p<0,01$. Sanidad: diferencias con respecto a Denso *= $p<0,05$ y **= $p<0,01$.

4.3.1.2 Estado Sanitario

En general, el estado sanitario promedio de los árboles-nido fue $3,7\pm1,4$ ($n=71$, Tabla 4.1, Fig. 4.2). El estado sanitario de los árboles-nido no difirió entre temporadas ($KW-X^2=0,7$; g.l.=2; $p>0,05$), y si varió significativamente entre sitios ($KW-X^2=19,7$; g.l.=4; $p<0,001$). Los ejemplares con mejor y peor estado sanitario se observaron en el sitio de extracción de leña por parquizado Pq II ($4,2\pm0,8$) y en el bosque Denso sin manejo ($2,1\pm1,4$) respectivamente (Tabla 4.2), presentando los árboles de este sitio un estado sanitario significativamente peor que el de los sitios con extracción de leña por parquizado (Wilcoxon, $p<0,05$).



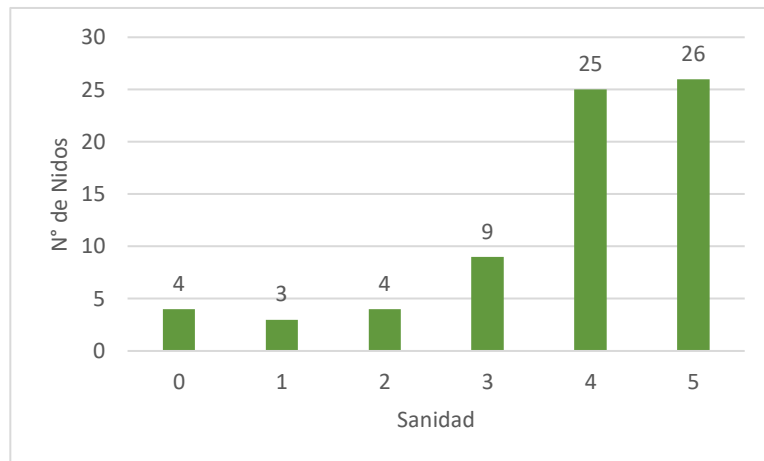


Fig.4.2 Número de nidos según estado sanitario.

4.3.1.3 Cobertura

La cobertura media de la copa en metros cuadrados fue $30,5 \pm 26,8$ ($n=71$). La mayor cantidad de nidos fueron emplazados en árboles con cobertura de copa de 20-40 metros cuadrados (Tabla 4.1, Fig. 4.3.). La cobertura de copa no varió significativamente entre temporadas ($KW-X^2 = 2,7$; g.l.=2; $p > 0,05$) aunque si entre sitios ($KW-X^2 = 28,4$; g.l.=4; $p < 0,001$), observándose la mayor y menor cobertura en el sitio con extracción de leña por parqueizado Pq II ($51,4 \pm 53,1$) y en el bosque Denso sin manejo ($8,4 \pm 6,7$) respectivamente (Tabla 4.2).

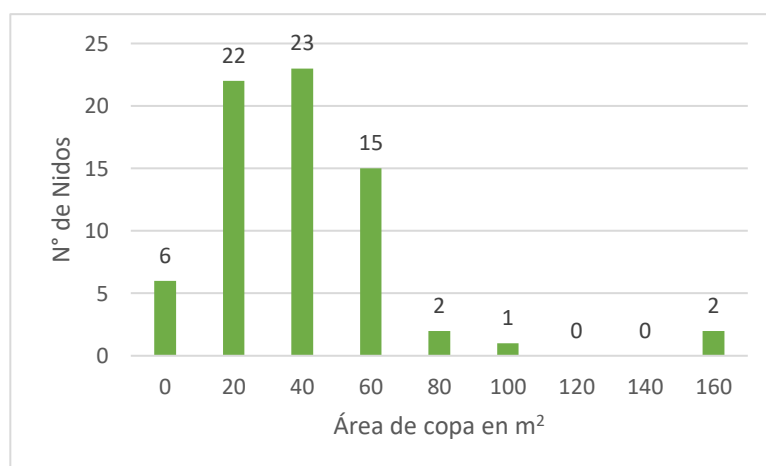


Fig.4.3 Número de nidos según área de copa.

4.3.1.4 Origen de las cavidades

El Rayadito utilizó más frecuentemente como sitio de nidificación cavidades naturales (66) que las construidas por nidificadores primarios (5). Las cavidades-nido fueron de origen natural en el 94,7%, 88,5% y 96,2% de los casos en 2015, 2016 y 2017 respectivamente (Fig.4.4). Como era de esperar, el uso de cavidades-nido de origen natural predominó en todos los sitios de muestreo (Denso 84,6 %, Pq I 90,9%, Pq II, Mn I y Mn II 100%; Fig. 4.5).

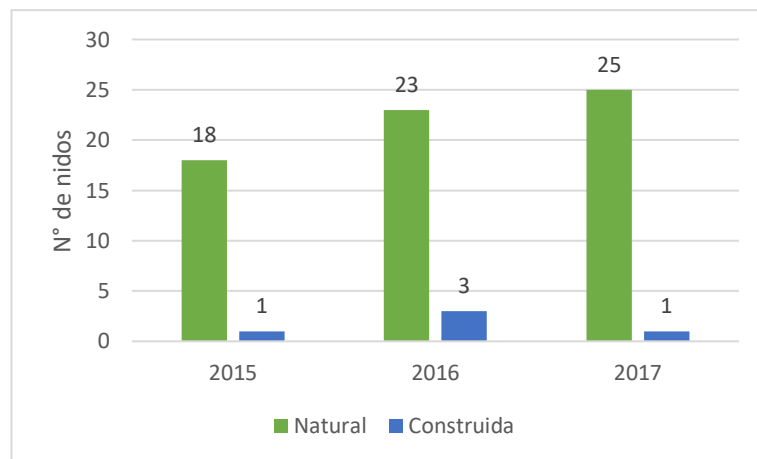


Fig.4.4 Número de nidos según el origen de las cavidades-nido por temporada.

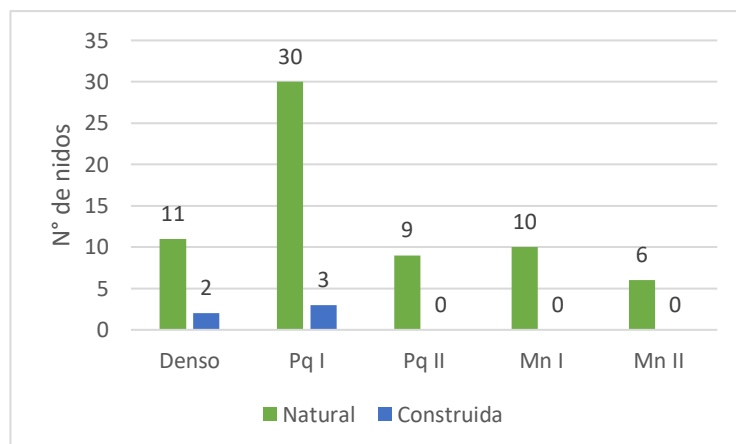


Fig.4.5 Número de nidos según el origen de las cavidades-nido por cada sitio de muestreo.



4.3.1.5 Altura de las cavidades

La altura media de las cavidades utilizadas fue $2,4 \pm 0,9$ metros ($n=64$) (Tabla 4.1, Fig. 4.6). La altura de las cavidades-nido no varió significativamente entre temporadas ($KW-X^2 = 2,9$; g.l.=2; $p > 0,05$) ni entre sitios ($KW-X^2 = 3,8$; g.l.=4; $p > 0,05$). La altura promedio fue mayor en el Pq I ($2,6 \pm 0,9$) y menor en el sitio Mn I ($2,0 \pm 1,0$) (Tabla 4.2).

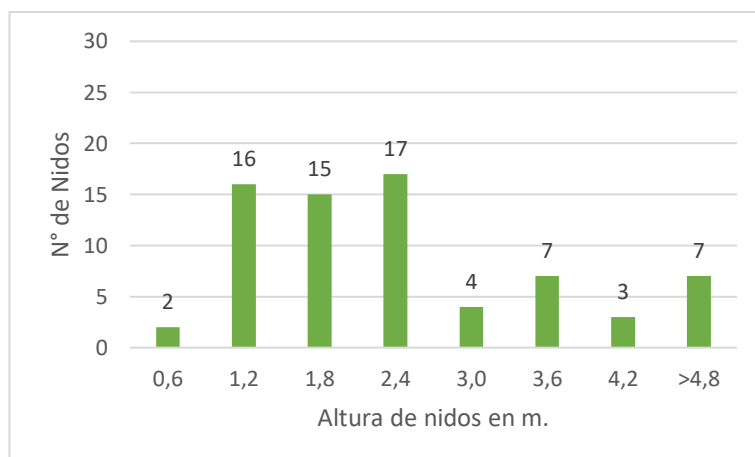


Fig.4.6 Número de nidos según altura de las cavidades-nido totales.

4.3.1.6 Área de entrada de las cavidades

La abertura promedio de las cavidades-nido fue $16,7 \pm 12,7$ centímetros cuadrados ($n=56$, Tabla 4.1), predominando las cavidades menores a 10 centímetros cuadrados (22) (Fig.4.7). El área de entrada de las cavidades-nido no varió significativamente entre temporadas ($KW-X^2 = 2,4$, g.l.=2, $p > 0,05$) ni entre sitios ($KW-X^2 = 6,63$; g.l.=4; $p > 0,05$). El área de entrada de las cavidades fue mayor en el sitio Mn I ($23,8 \pm 19,2$) y menor en Mn II ($8,73 \pm 0,1$) (Tabla 4.2).

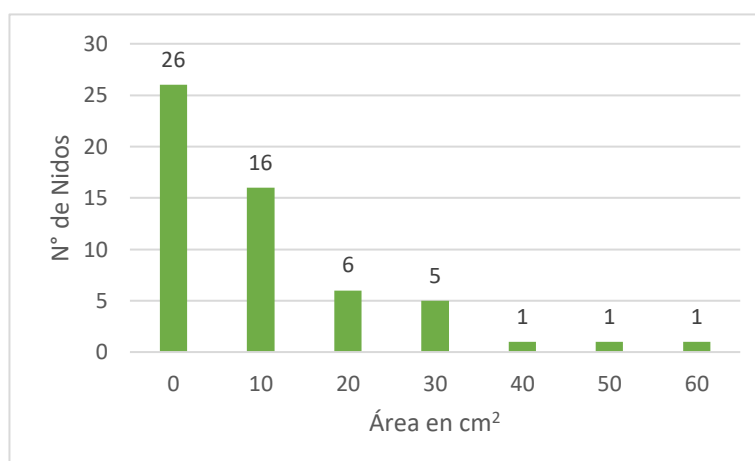


Fig.4.7 Número de nidos según el área de abertura de las cavidades-nido totales.



4.3.1.7 Orientación de las cavidades

En general, la orientación promedio de las cavidades fue Este-Noreste ($R_z=5,4$; $p<0,01$, Uniformidad $X^2=69,3$; $p<0,001$; Fig. 4.8, Tabla 4.3). En la temporada 2015 se registró una distribución al azar de la orientación de las cavidades ($R_z=0,6$; $p>0,5$), y en las temporadas 2016 y 2017 predominó la orientación Este-Noreste ($p<0,05$). En la mayoría de los sitios las cavidades tuvieron una componente resultante “Este”, excepto en el sitio Mn II que la resultante fue Suroeste (Tabla 4.4).

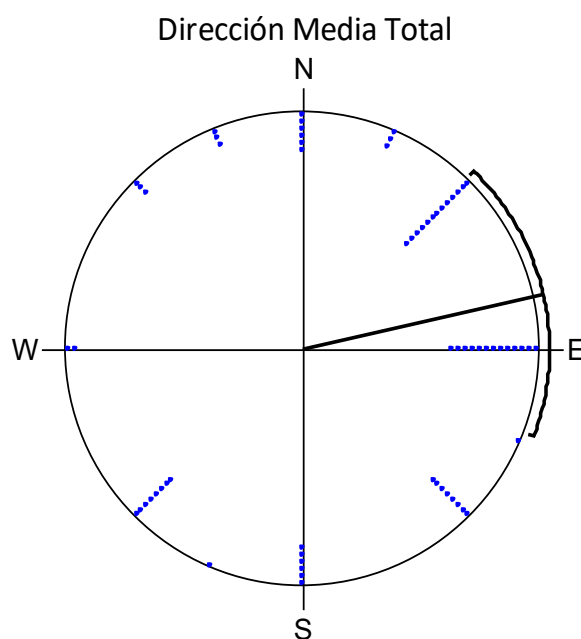


Fig.4.8 Dirección media total (n=67).

Tabla 4.3 Cantidad de cavidades-nidos, ángulo promedio, orientación resultante, desviación estándar circular y Test de Rayleigh (Z y p) para cada temporada de muestreo.

Temporada	Nidos	Ángulo promedio (μ)	Orientación resultante	Desviación estándar circular	Rayleigh Test (Z)	Rayleigh Test (p)
Total	67	77,17°	ENE	90,79°	5,4	<0,01
2015	19	205,19°	SSO	105,09°	0,6	0,52
2016	23	73,43°	ENE	76,62°	3,8	<0,05
2017	25	66,82°	ENE	69,11°	5,8	<0,01

Tabla 4.4 Cantidad de cavidades-nidos, ángulo promedio, orientación resultante, desviación estándar circular y Test de Rayleigh (Z y p) para cada sitio de muestreo. * Valores significativos para preferencia de orientación.

Sitios	Nidos	Ángulo promedio (μ)	Orientación resultante	Desviación estándar circular	Rayleigh Test (Z)	Rayleigh Test (p)
Pq I	34	71,29°	ENE	96,95°	1,9	0,14
Pq II	8	40,90°	NE	51,37°	3,5	0,02*
Mn I	10	90,00°	E	62,11°	3,1	0,04*
Mn II	4	214,20°	SO	14,57°	3,7	0,01*
Denso	11	80,26°	E	78,61°	1,6	0,19

4.3.1.8 Profundidad de las cavidades

La profundidad promedio de las cavidades-nido fue $19,1 \pm 9,1$ centímetros ($n=56$) (Tabla 4.1), siendo más frecuentes las de 10 a 20 centímetros (Fig. 4.9). La profundidad de las cavidades-nido no difirió entre temporadas ($KW-X^2 = 0,4$; g.l.=2; $p > 0,05$) (Tabla 4.1), aunque si varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 14,4$; g.l.=4; $p < 0,01$), observándose la mayor y menor profundidad en las cavidades de los sitios Pq II ($28,3 \pm 8,1$) y Mn II ($15,0 \pm 0,0$) respectivamente (Tabla 4.2).

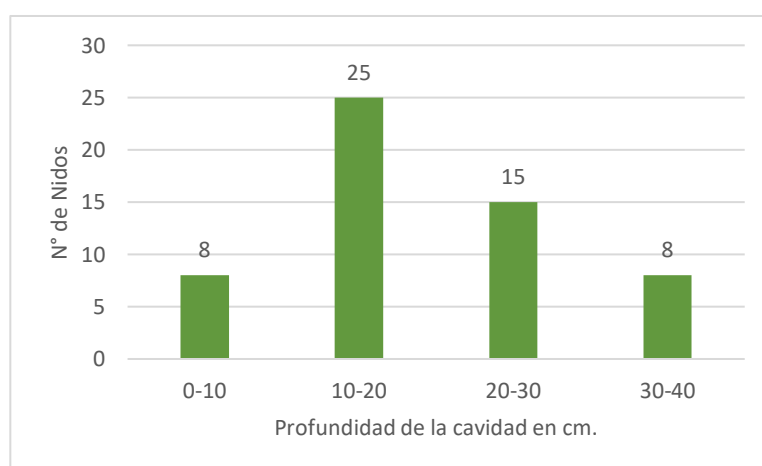


Fig.4.9 Número de nidos según la profundidad de las cavidades-nido totales.

4.3.2 Disponibilidad de árboles y cavidades

De la totalidad de sitios considerados, solo el bosque Denso sin manejo presentó árboles en todos los puntos de muestreo, en tanto que el sitio de extracción de leña por



parquizado Pq II fue el que tuvo menos puntos de muestreo con árboles (Tabla 4.5). Se inspeccionó un total de 502 árboles en los que se encontraron 49 cavidades, siendo los sitios Denso sin manejo (28) y Pq II (1) los que presentaron la mayor y menor cantidad y densidad de cavidades respectivamente (Tabla 4.5). Respecto al origen de las cavidades, solo 5 fueron construidas por nidificadores primarios (Denso=3, Pq I=2).

Tabla 4.5 Disponibilidad de árboles y cavidades para cada sitio de muestreo.

Sitios	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II	Total
Puntos de muestreo al azar	20	20	20	20	20	100
Puntos de muestreo con arboles	20	19	5	17	16	77
Árboles inspeccionados	250	53	24	99	76	502
Cavidades encontradas	28	10	1	5	5	49
Cavidades naturales	25	8	1	5	5	44
Cavidades construidas	3	2	0	0	0	5
Densidad de cavidades por Ha.	5,1	1,5	0,0	0,4	0,6	0,7

El DAP de los árboles con cavidades disponibles varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 18,45$, g.l.=4, $p < 0,001$), siendo mayor en Pq I ($41,8 \pm 9,5$) y menor en el sitio Denso ($28,0 \pm 5,9$) (Tabla 4.6). El estado sanitario general fue $2,6 \pm 1,6$, y aunque no difirió estadísticamente entre sitios ($KW-X^2 = 5,56$; g.l.=4; $p > 0,05$), los valores más altos se observaron en Pq II ($5,0 \pm 0,0$) y los más bajos en Mn II ($2,0 \pm 0,7$). En los diferentes sitios predominó la disponibilidad de cavidades de origen natural (Fig. 4.10). La altura de las cavidades disponibles varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 14,1$; g.l.=4; $p < 0,01$) encontrándose a mayor y menor altura en el Pq I ($2,5 \pm 0,9$) y en Mn II ($2,0 \pm 0,6$) respectivamente. El área de entrada de las cavidades no varió significativamente entre los diferentes sitios ($KW-X^2 = 5,9$; g.l.=4; $p > 0,05$), siendo mayor en el sitio Denso ($21,6 \pm 22,0$) y menor en Pq II ($7,0 \pm 0,0$). La profundidad de las cavidades tampoco varió significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 2,1$; g.l.=4; $p > 0,05$), siendo mayor en el Pq I ($21,25 \pm 3,2$) y menor en el Pq II ($15,0 \pm 0,0$).

Tabla 4.6 Medias, desvíos estándar y n (entre paréntesis) de las variables consideradas para evaluar la selección de árbol-nido y cavidad-nido.

	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II	Total
DAP	28,0 $\pm$ 5,9 (28)	41,8 $\pm$ 9,5 (10)	36,3 $\pm$ 0,0 (1)	32,0 $\pm$ 1,1 (5)	29,1 $\pm$ 3,0 (5)	31,5 $\pm$ 8,2 (49)
Sanidad	2,3 $\pm$ 1,8 (28)	3,3 $\pm$ 1,4 (10)	5,0 $\pm$ 0,0 (1)	3,0 $\pm$ 1,2 (5)	2,0 $\pm$ 0,7 (5)	2,6 $\pm$ 1,6 (49)
Altura de la cavidad	1,4 $\pm$ 0,6 (21)	2,5 $\pm$ 0,5(8)	2,2 $\pm$ 0,0 (1)	1,2 $\pm$ 0,3 (5)	1,7 $\pm$ 1,0 (5)	1,7 $\pm$ 0,7 (40)
Área de entrada	21,6 $\pm$ 22,0 (21)	14,4 $\pm$ 9,6 (8)	7,0 $\pm$ 0,0(1)	11,3 $\pm$ 3,2 (5)	9,5 $\pm$ 4,6 (5)	17,0 $\pm$ 17,2 (40)
Profundidad	16,4 $\pm$ 9,6 (21)	21,25 $\pm$ 3,2 (8)	15 $\pm$ 0,0(1)	15,0 $\pm$ 7,0 (5)	15,0 $\pm$ 7,0 (5)	17,0 $\pm$ 8,8 (40)



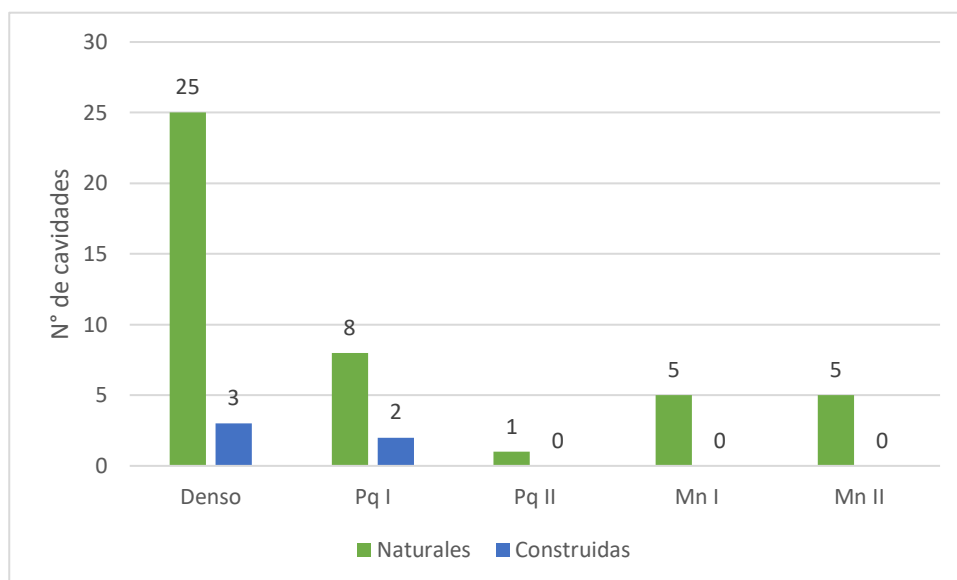


Fig. 4.10 Número de cavidades disponibles según el origen por cada sitio de muestreo.

En general las cavidades disponibles tuvieron una orientación resultante Este ($90^\circ \pm 115,30^\circ$) y estuvieron distribuidas al azar ($R_z=0,2$; $p>0,05$; Tabla 4.7). Al analizar la información obtenida en cada uno de los sitios de muestreo se observa también que en todos ellos las orientaciones de las cavidades disponibles estuvieron distribuidas al azar ($p>0,05$), aunque predominaron las componentes de los cuadrantes Este y Sur (Tabla 4.7).

Tabla 4.7 Cantidad de cavidades disponibles, ángulo promedio, orientación resultante, desviación estándar circular y Test de Rayleigh (Z y p) de las orientaciones de las cavidades disponibles para cada sitio de muestreo.

Sitios	n	Ángulo promedio (μ)	Orientación resultante	Desviación estándar circular	Rayleigh Test (Z)	Rayleigh Test (p)
Total	44	90°	E	$115,30^\circ$	0,2	0,7
Denso	24	$45,91^\circ$	NE	$91,41^\circ$	1,8	0,1
Pq I	9	$323,09^\circ$	NO	$84,21^\circ$	0,9	0,4
Pq II	1	45°	NE	*****	1	0,5
Mn I	5	$140,31^\circ$	SE	$53,80^\circ$	2,0	0,1
Mn II	5	180°	S	$127,21^\circ$	0,0	0,9



4.3.3 Selección de árboles-nido y cavidades-nido generales, por temporada y por sitio

4.3.3.1 DAP

En general, los árboles-nido seleccionados por los rayaditos tuvieron un DAP superior a 32 centímetros, siendo las clases mayores a 57 centímetros las que presentaron el mayor índice de selección (Fig. 4.11). En términos generales, este patrón de selección se mantuvo en las tres temporadas de muestreo (Fig. 4.12). En relación a los diferentes sitios de muestreo, no se observó un patrón claro en cuanto al DAP de los árboles-nido seleccionados (Fig. 4.13). Sin embargo, si bien en cada sitio de muestreo no se identificó un patrón claro, si se observa una tendencia a seleccionar árboles-nido con un DAP superior a 32 centímetros y que cuando estuvieron disponibles los árboles con un DAP superior a 48 centímetros siempre fueron seleccionados positivamente.

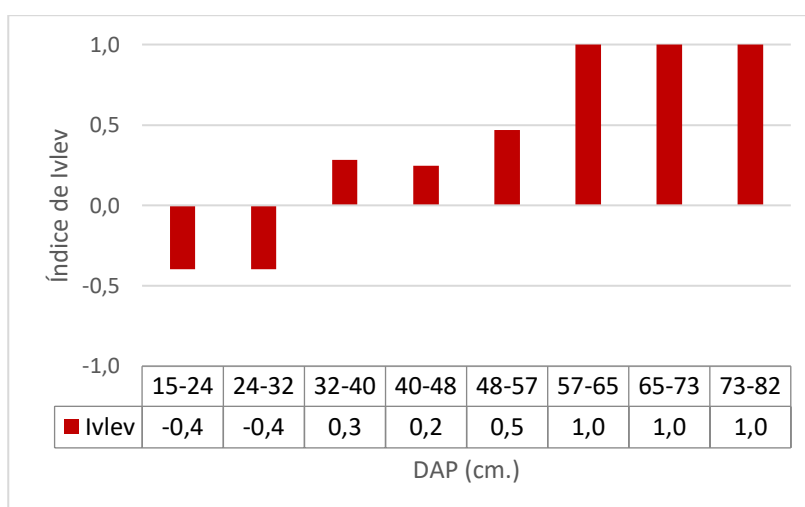


Fig.4.11 Índice de selectividad de Ivlev para los árboles-nido totales según DAP.

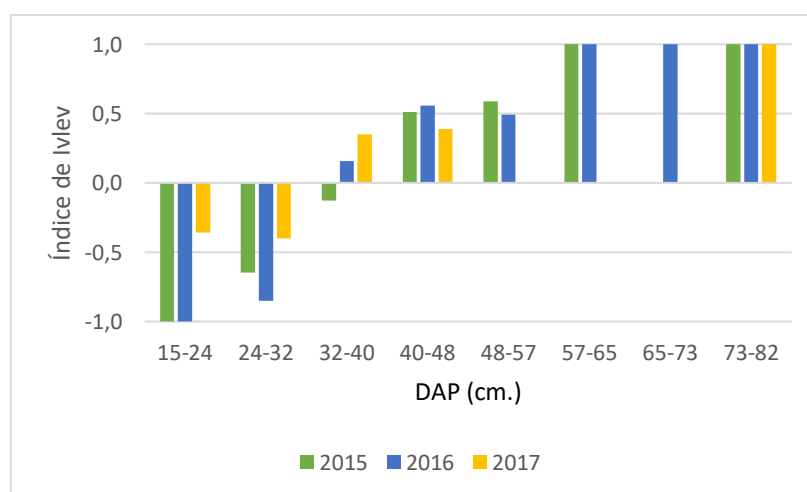


Fig.4.12 Índice de selectividad de Ivlev para los árboles-nido en las tres temporadas según DAP.

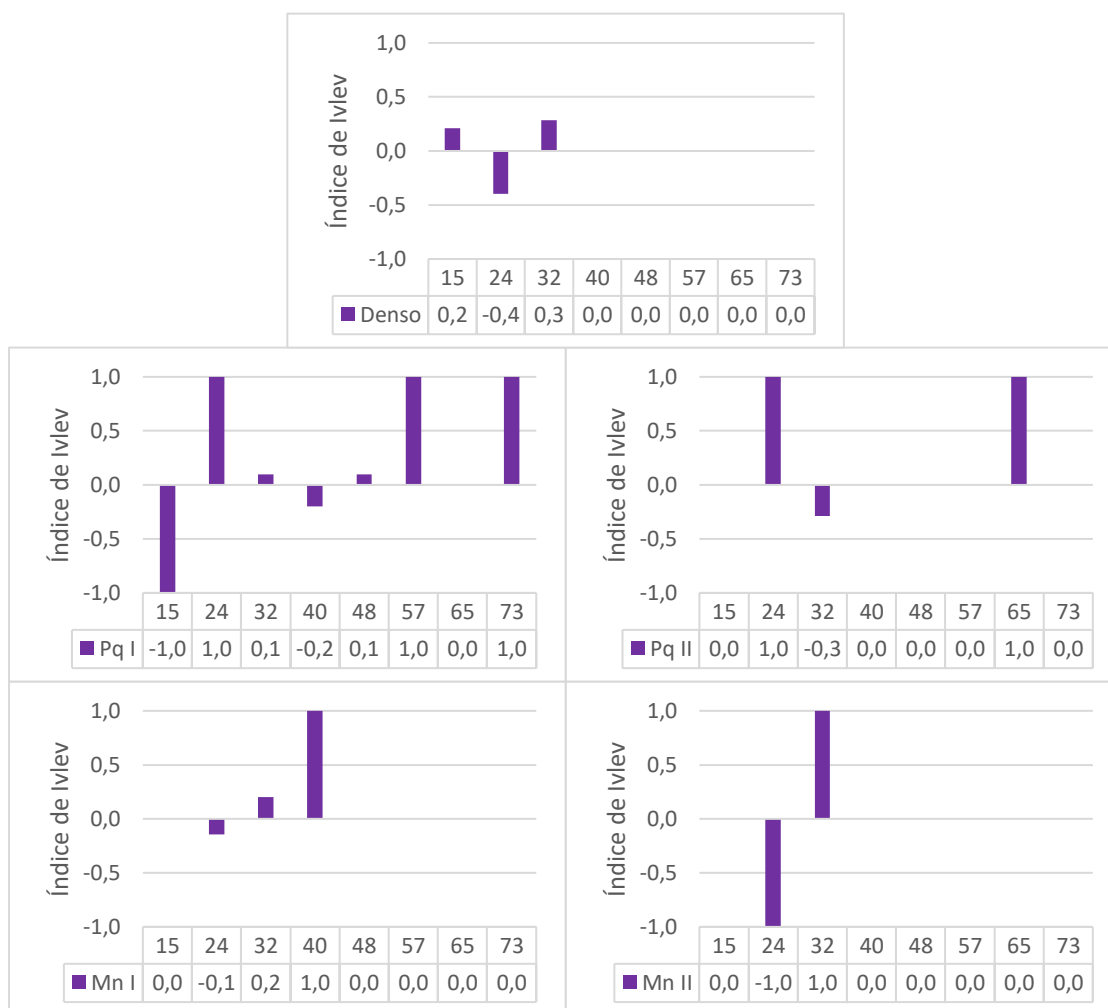


Fig. 4.13 Índice de Ivlev de las clases diamétricas (en cm.) de los árboles-nido en cada sitio de muestreo.

4.3.3.2 Estado Sanitario

Los árboles-nido seleccionados por los rayaditos tuvieron una sanidad buena o muy buena (Fig. 4.14), patrón de selección que se mantuvo en las tres temporadas de muestreo (Fig. 4.15). En cuanto a los diferentes sitios de muestreo, los rayaditos también seleccionaron árboles-nido con estado sanitario medio a muy bueno, aunque en los sitios Pq I y Mn II también seleccionaron árboles totalmente muertos (Fig.4.16).

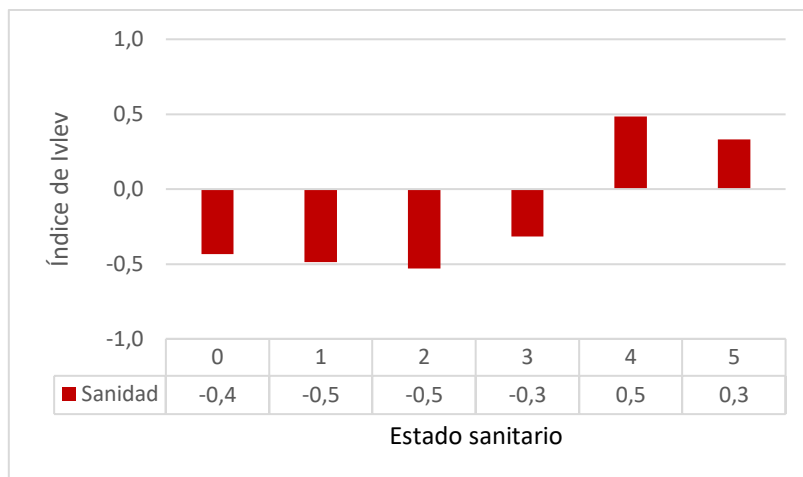


Fig. 4.14 Índice de selectividad de Ivlev para los árboles-nido totales según estado sanitario.

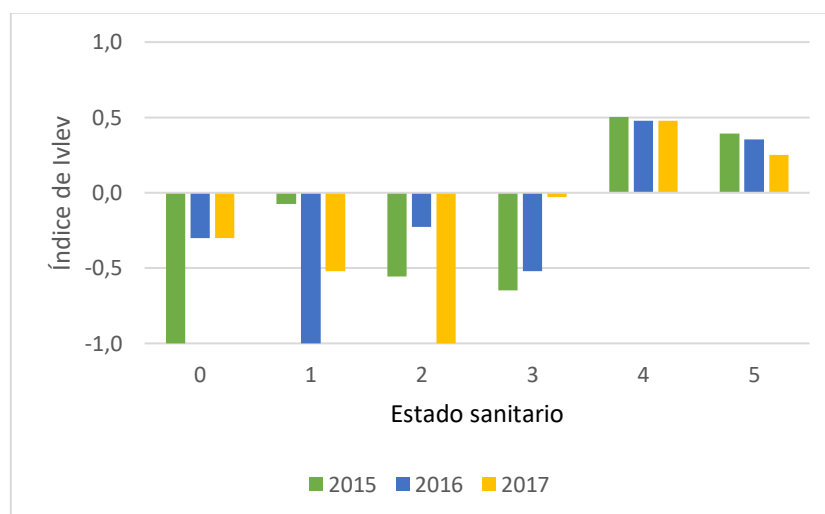


Fig. 4.15 Índice de selectividad de Ivlev para los árboles-nido en las tres temporadas según estado sanitario.

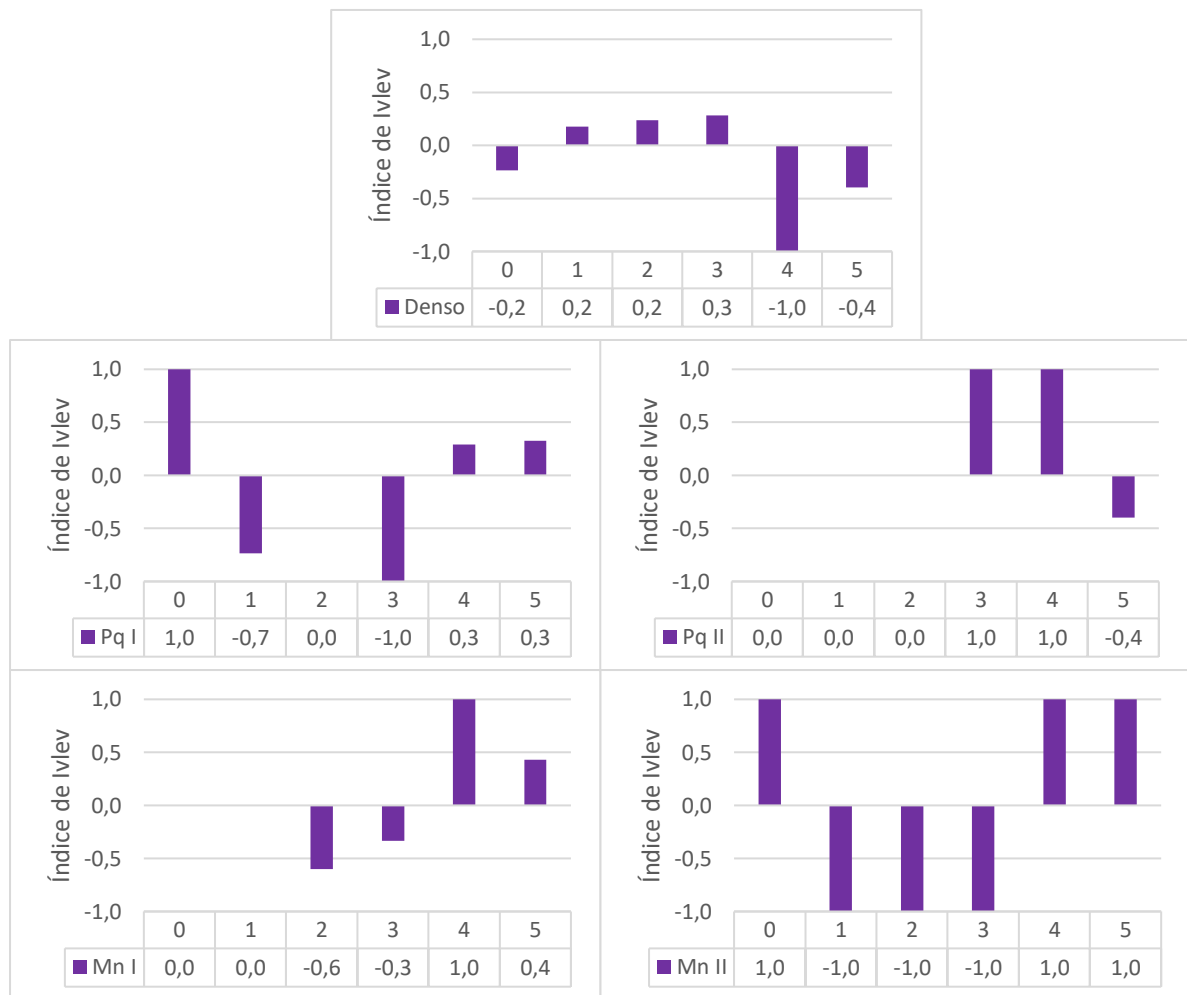


Fig.4.16 Índice de Ivlev para estado sanitario de los árboles-nido en cada sitio de muestreo.



4.3.3.3 Origen de las cavidades

En general los rayaditos utilizaron cavidades naturales en relación a su disponibilidad (Ivlev 0,0) y levemente rechazaron las construidas por nidificadores primarios (Ivlev -0,2) (Tabla 4.8). Dicho patrón de selección se mantuvo en las tres temporadas de muestreo, excepto en 2016 cuando levemente seleccionaron cavidades construidas por nidificantes primarios (Ivlev 0,1). En cuanto a los diferentes sitios de muestreo, los rayaditos utilizaron las cavidades en relación a su disponibilidad (Ivlev 0,0) excepto en el sitio con extracción de leña por parqueizado Pq I donde seleccionaron levemente cavidades naturales (Ivlev 0,1) y rechazaron claramente las construidas por nidificantes primarios (Ivlev -0,4), y en el bosque Denso sin manejo donde levemente seleccionaron construidas por nidificantes primarios (Ivlev 0,3) (Tabla 4.9).

Tabla 4.8 Índice de selectividad de Ivlev para las cavidades-nido total y en las tres temporadas de muestreo según el origen de la cavidad.

	Total	2015	2016	2017
Natural	0,0	0,0	0,0	0,0
Construida	-0,2	-0,3	0,1	-0,5

Tabla 4.9 Índice de selectividad de Ivlev para las cavidades-nido en cada sitio de muestreo según el origen de la cavidad.

	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II
Natural	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Construida	0,3	-0,4	0,0	0,0	0,0

4.3.3.4 Altura de las cavidades

En general, todas las cavidades-nido seleccionadas por los rayaditos tuvieron una altura superior a los 2,4 metros, estando fuertemente seleccionadas las que tuvieron una altura entre 3,6 y 4,8 metros (Fig. 4.17). En términos generales, este patrón de selección se mantuvo en las tres temporadas de muestreo (Fig. 4.18). Si bien no se observó un patrón claro de selección de altura de cavidades en los diferentes sitios de muestreo, llama la atención la selección positiva de cavidades por debajo de los 2,4 metros en los bosques con extracción de leña por parqueizado (Fig.4.19).



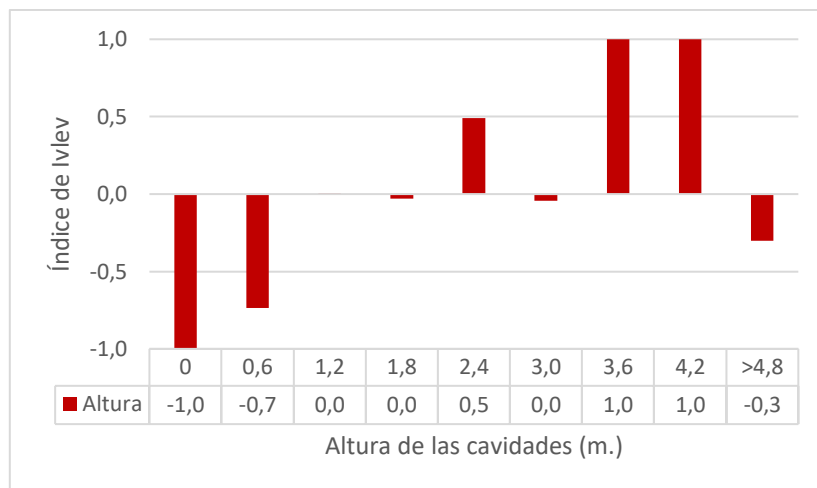


Fig.4.17 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido totales según altura.

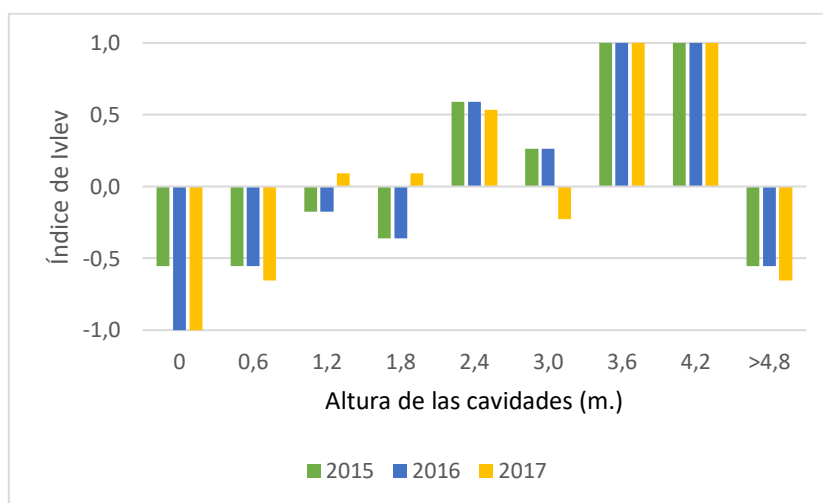
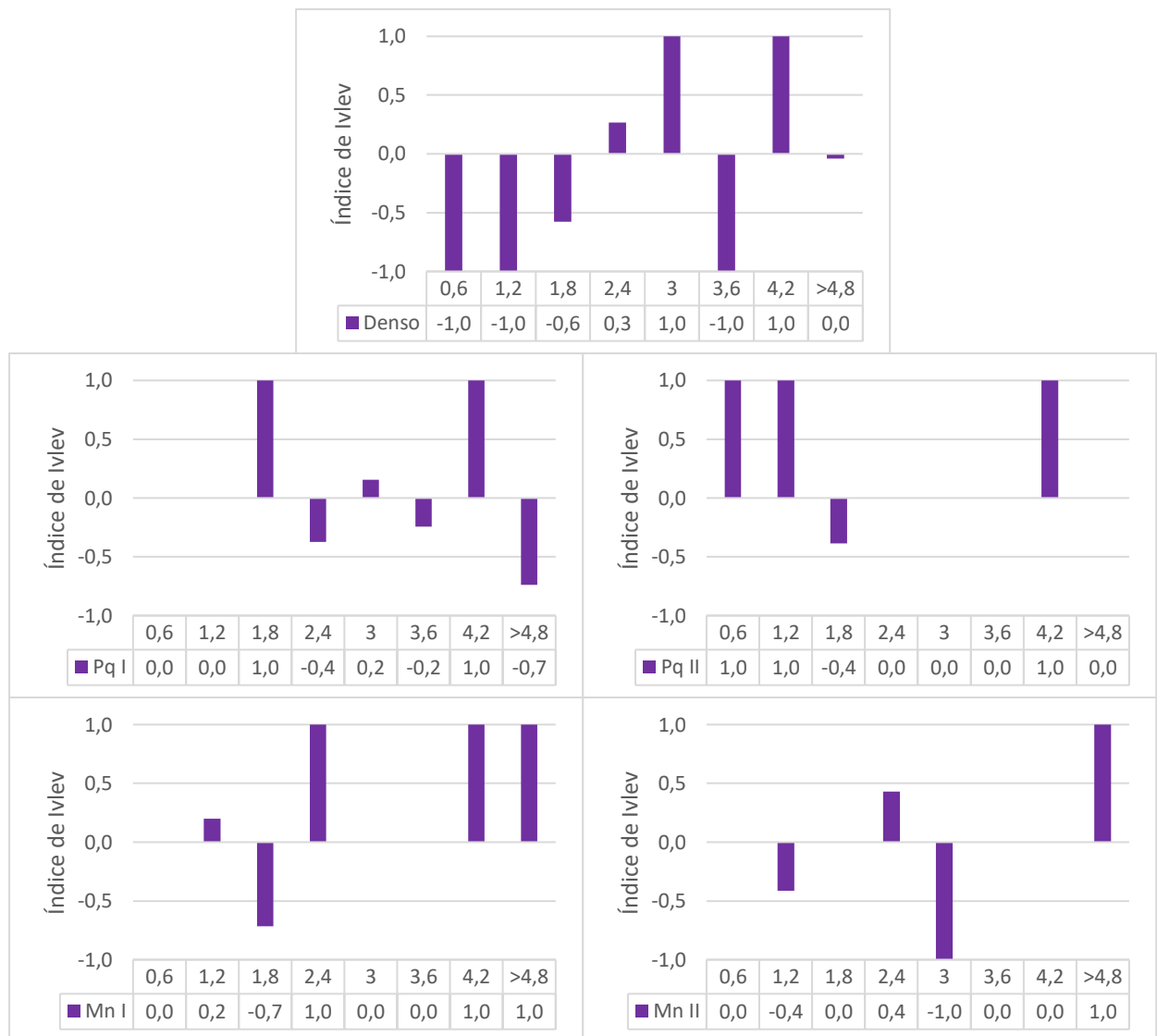


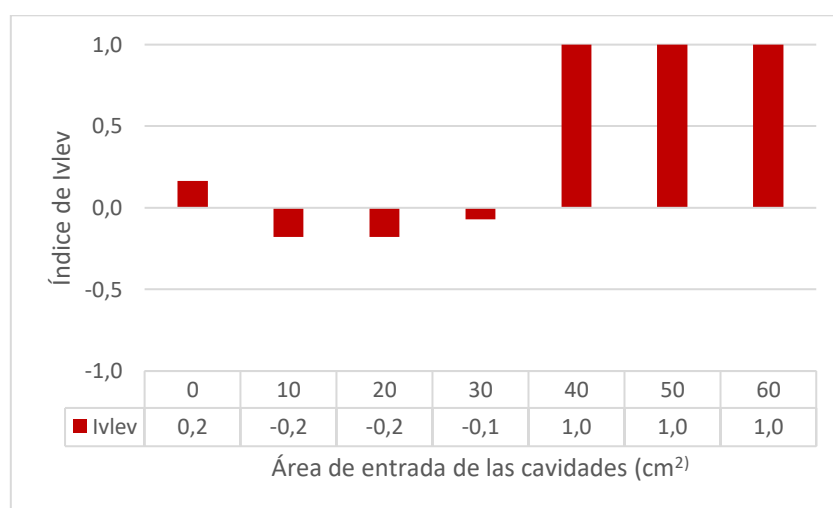
Fig. 4.18 Índice de selectividad de Ivlev para las cavidades-nido en las tres temporadas según altura.



4.19 Índice de Ivlev para altura de las cavidades-nido (m.) en cada sitio de muestreo.

4.3.3.5 Área de entrada de las cavidades

En general, los rayaditos seleccionaron fuertemente cavidades-nido con un área de entrada superior a los 40 centímetros cuadrados (Fig. 4.20), patrón que también se mantiene en las diferentes temporadas de muestreo (Fig. 4.21). Al analizar la información proveniente de los diferentes sitios de muestreo se observa que los rayaditos tendieron a seleccionar las cavidades con mayor área de entrada según la disponibilidad (Fig.4.22).



4.20 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido totales según el área de entrada.

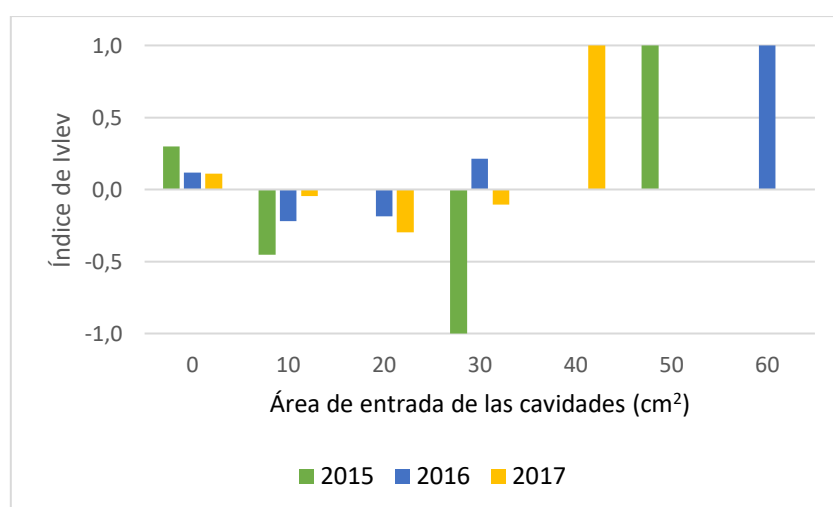
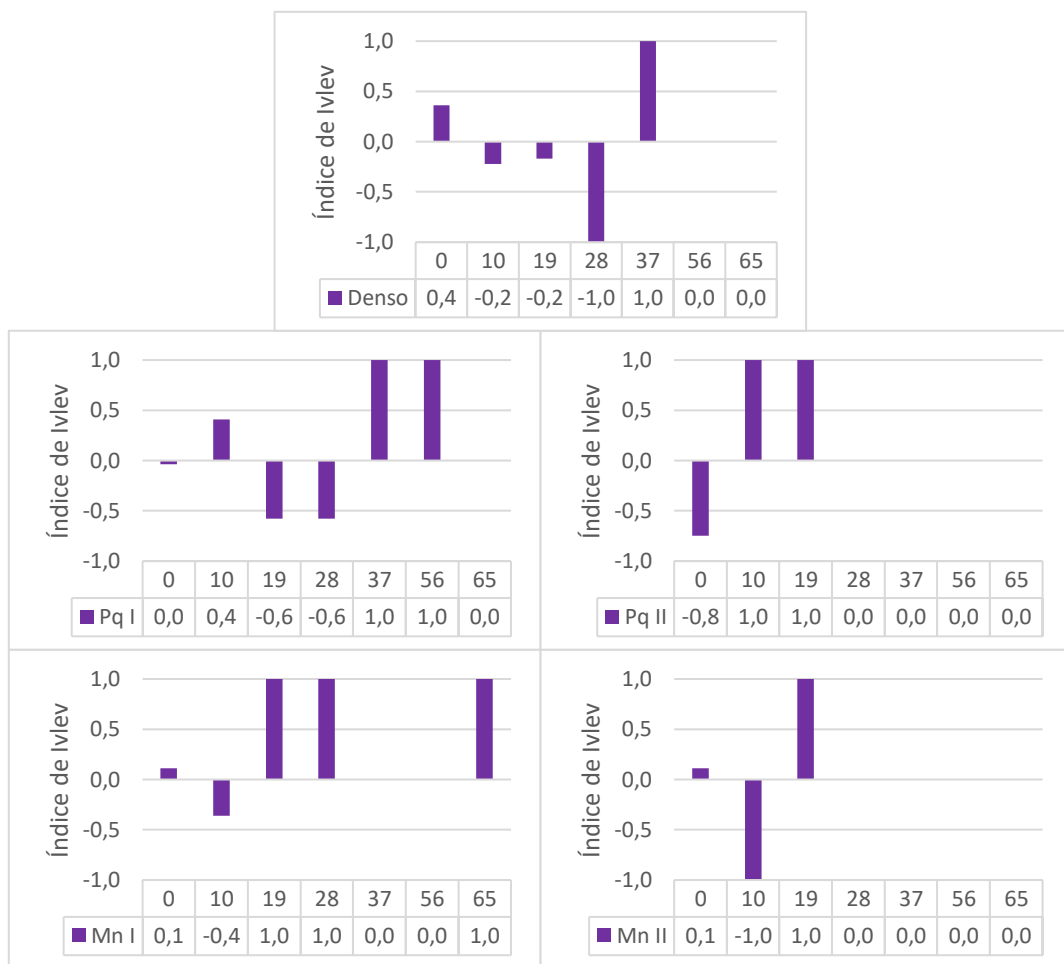


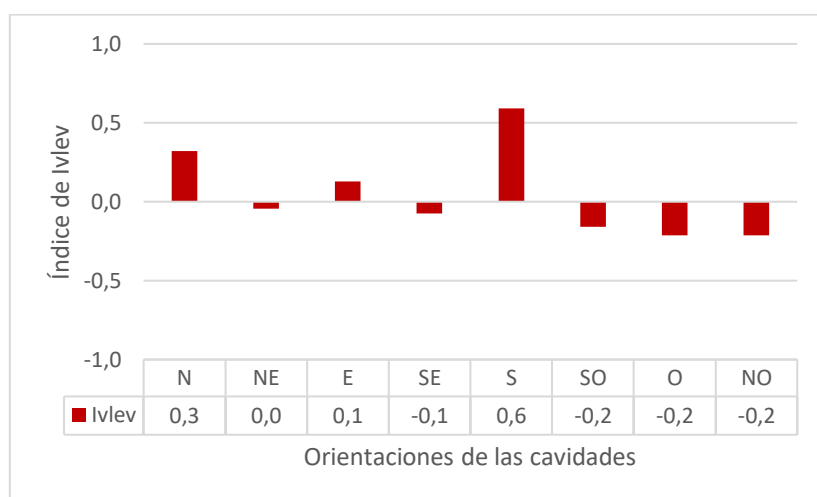
Fig. 4.21 Índice de selectividad de Ivlev para las cavidades-nido en las tres temporadas según el área de entrada (cm²).



4.22 Índice de Ivlev para el área de apertura de las cavidades-nido (cm²) en cada sitio de muestreo.

4.3.3.6 Orientación de las cavidades

En general, los rayaditos evitaron utilizar cavidades del cuadrante Oeste (Fig. 4.23), patrón que se mantuvo en 2016 y 2017 pero no en 2015 (Fig. 4.24). En relación a los diferentes sitios de muestreo, si bien no se observa un patrón claro, a diferencia de lo indicado previamente en la mayoría de ellos se observó que además de otras orientaciones también seleccionaron cavidades del cuadrante Oeste (Fig. 4.25).



4.23 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido totales según orientación.

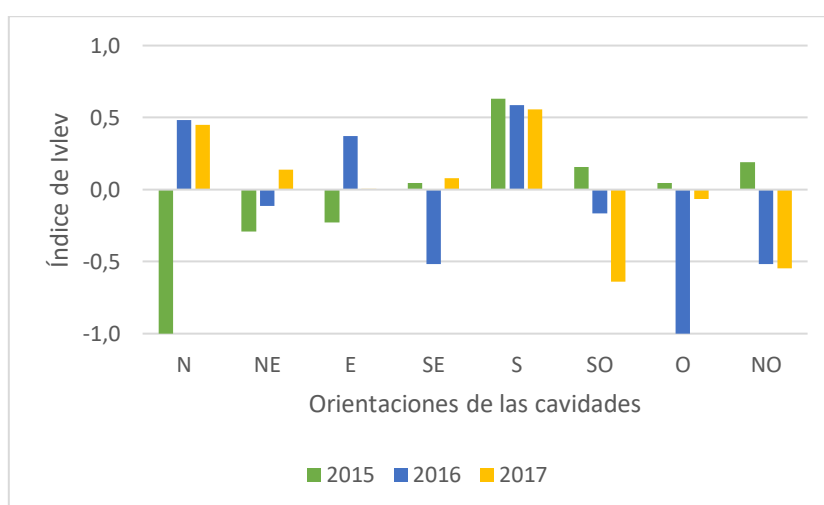


Fig. 4.24 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido por temporada según su orientación.

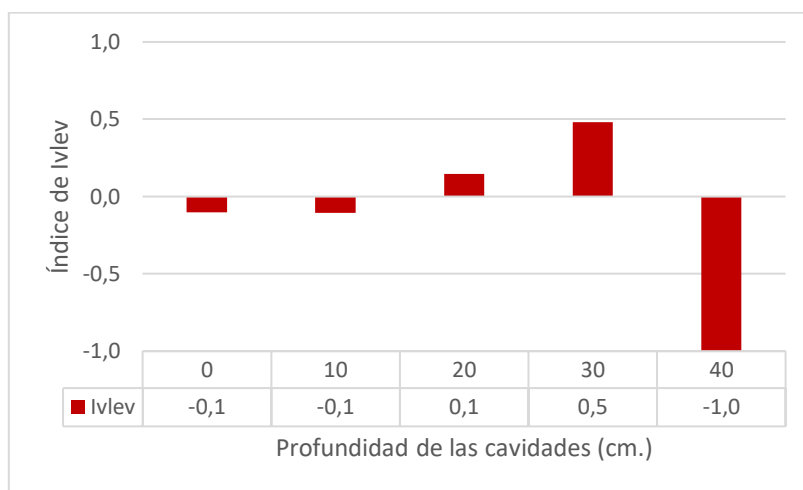




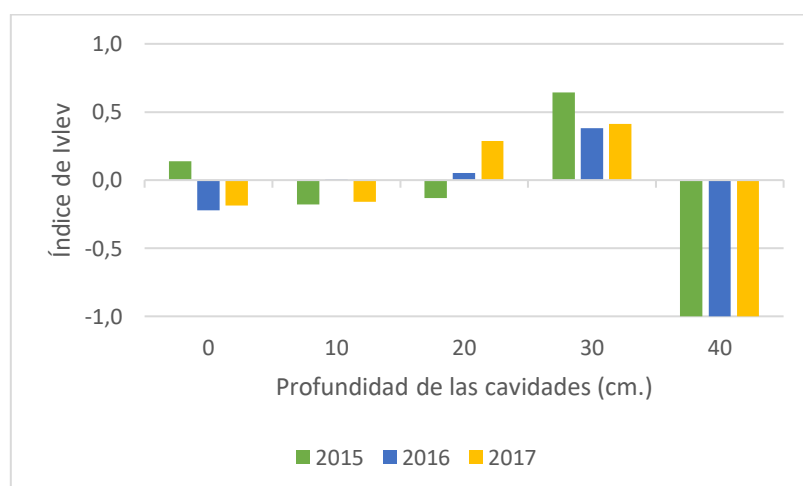
4.25 Índice de Ivlev para la orientación de las cavidades-nido para cada sitio de muestreo.

4.3.3.7 Profundidad de las cavidades

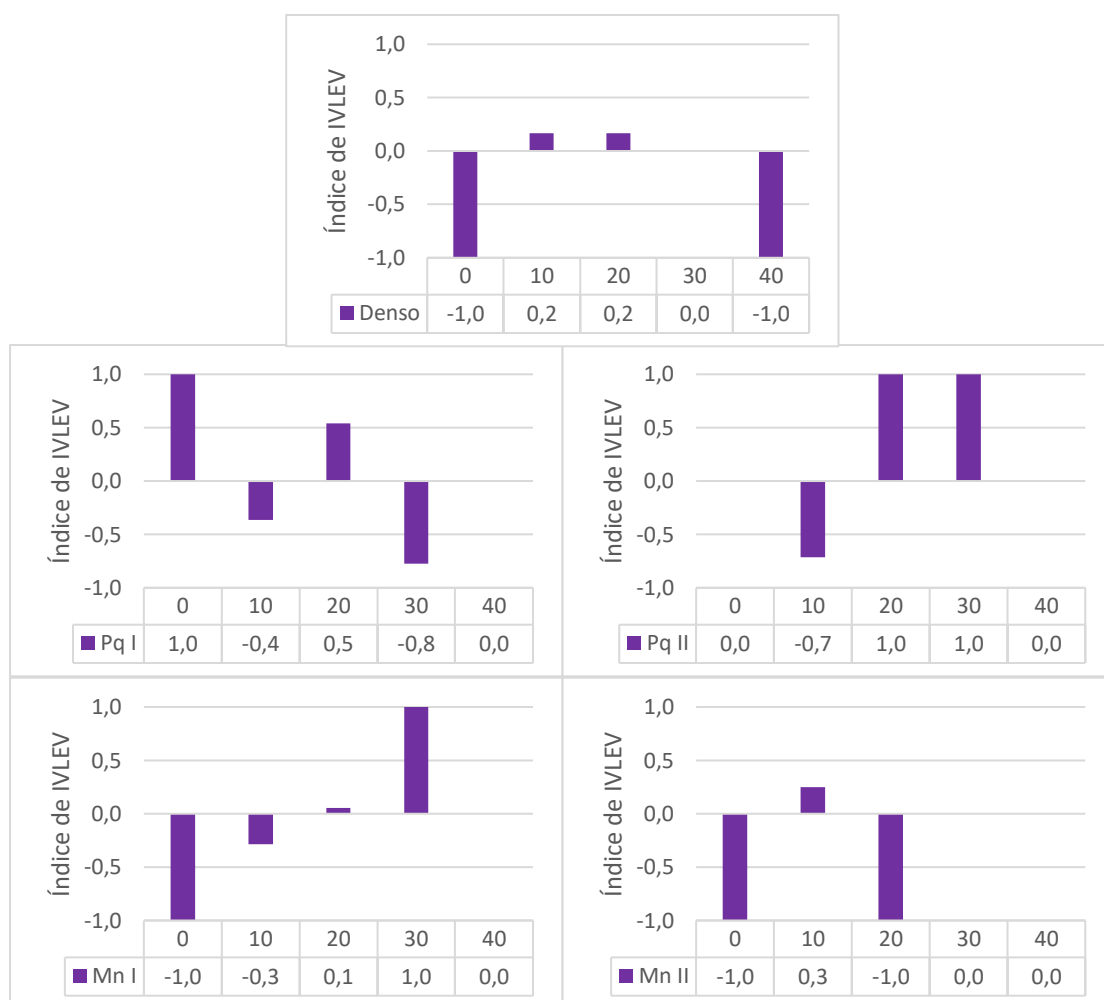
En general, las cavidades-nido seleccionadas por los rayaditos tuvieron una profundidad de entre 20 y 40 centímetros (Fig. 4.26). En términos generales, este patrón de selección se mantuvo en las tres temporadas y en los diferentes sitios de muestreo, excepto en el sitio de extracción de leña por manchones Mn II (Fig. 4.27).



4.26 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido totales según profundidad.



4.27 Índice de selectividad de Ivlev de las cavidades-nido por temporada según profundidad.



4.28 Índice de Ivlev para la selectividad profundidad de las cavidades-nido por sitio de muestreo.

4.4.4 Reutilización de las cavidades

Durante la temporada 2015 se encontró un total de 19 nidos de Rayadito en los diferentes sitios de muestreo (Tabla 4.10). De estos nidos 9 (47,3%) y 6 (31,5%) fueron reutilizados por rayaditos para nidificar en 2016 y 2017 respectivamente. En la temporada 2016 se encontraron 26 nidos de Rayadito, de los cuales 12 (46,1%) fueron reutilizados por rayaditos en 2017, tres (11,5%) fueron ocupados por Ratona Común y uno (3,8%) por Golondrina Patagónica. Un nido ocupado por una pareja de Picolesna en 2015 fue exitosamente ocupado por una pareja de rayaditos en 2016. En enero de 2016, luego de la emancipación de los pichones de Rayadito en un nido se encontraron murciélagos (especie no determinada) utilizando la cavidad como dormitorio en dos ocasiones no consecutivas.



Tabla 4.10 Porcentaje de reutilización y n (entre paréntesis), por sitio y total, de las cavidades-nido utilizadas por el Rayadito para nidificar en las tres temporadas reproductivas consideradas.

	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II	Total
2015-2016	0,0 (0)	31,6(6)	5,3(1)	5,3(1)	5,3(1)	47,3 (9)
2016-2017	3,8 (1)	23,1 (6)	3,8(1)	7,7(2)	7,7(2)	46,1 (12)
2015-2017	0,0(0)	21,1(4)	0,0(0)	5,3(1)	5,3(1)	31,5 (6)

4.5 Discusión

La mayoría de los estudios relacionados con el uso y selección de sitios de nidificación por parte del Rayadito se basaron en cajas-nido (Moreno et al. 2005, 2007, Tomasevic y Estades 2006, Cornelius 2006, Vergara 2006, Quilodrán et al. 2012, De La Maza 2013, Altamirano et al. 2015), siendo muy pocos los que analizaron esos aspectos en cavidades naturales (Cornelius 2006, McGehee et al. 2010). Todos esos estudios se desarrollaron en el Centro y Sur de Chile y hasta el momento no se ha analizado el uso y selección de cavidades naturales por parte de nidificadores secundarios en bosques de la Patagonia Argentina. Este trabajo es una primera aproximación para comprender cuáles son las variables que inciden en el uso y selección de cavidades por parte del Rayadito en bosques de Ñire sujetos a diferentes manejos silvo-pastoriles.

4.5.1 DAP, estado sanitario y cobertura

En general los rayaditos nidificaron en árboles de gran porte (DAP promedio de 38,8), lo que se debería a que la disponibilidad de cavidades aumenta con el diámetro del árbol (ver también Newton 1994, Cornelius 2006). El DAP de los árboles disponibles varió significativamente entre sitios lo cual se relaciona con la estrategia de manejo a la que estos fueron sometidos (ver Cap. 3). En coincidencia con lo indicado previamente, la mayor cantidad de nidos localizados a lo largo del estudio se encontró en el sitio parquizado Pq I, siendo este sitio el que presentó la mayor disponibilidad de árboles de gran porte. Los rayaditos seleccionaron en forma creciente árboles con DAPs superiores a 32 centímetros y este patrón se mantuvo durante las tres temporadas. Consistentemente con esas observaciones, los rayaditos tendieron a seleccionar los árboles de mayor DAP disponibles en los diferentes sitios de muestreo.

En términos generales, los rayaditos utilizaron y seleccionaron árboles-nido con buen estado sanitario (de 60 a 100% sanos). Dado que la cobertura aumenta con la sanidad de los árboles, tal patrón de utilización podría estar vinculado a la protección y



disponibilidad de alimento que las copas ofrecen. En este sentido, las mayores coberturas de dosel se observaron en los sitios con extracción de leña por parquizado, siendo estos en los que se observó la mayor densidad de nidos.

4.5.2 Origen de las cavidades

Remm y Lohmus (2011) y Cockle y colaboradores (2012) coinciden en que la conservación de las comunidades de nidificadores de cavidades requiere un estudio más exhaustivo del cómo se producen y usan dichas cavidades, y como el manejo de los bosques incide en su disponibilidad. Los agentes formadores de cavidades pueden ser diversos: procesos de descomposición, daño mecánico, daño causado por invertebrados y pudriciones fúngicas, estas últimas no han sido estudiadas a nivel de comunidad en ningún otro lugar excepto en los bosques de Misiones (Cockle et al. 2012). En los bosques de *Nothofagus*, la caída de ramas y de árboles produce en los individuos circundantes heridas que constituyen potenciales vías de entrada para hongos patógenos (e.g. *Postia pelliculosa*, especie de mayor incidencia en los bosques de *Nothofagus*) (Barroetaveña et al. 2015). A lo largo de este estudio los rayaditos utilizaron casi exclusivamente cavidades de origen natural. Solo en dos de los sitios de muestreo se observaron cavidades construidas por nidificantes primarios (Denso y Pq I) y de ellas los rayaditos solo seleccionaron la del bosque Denso, lo que podría deberse a atributos particulares de cada una de ellas (especie constructora, altura, área de entrada de la cavidad, etc.). Estudios llevados a cabo por Cornelius (2006) en bosques de *Nothofagus nitida* de la Isla de Chiloe indican que la mayoría de los nidos de Rayadito se emplazaron en cavidades naturales originadas por hongos u otros patógenos en bifurcaciones de ramas o en troncos, y que solo el siete por ciento de los mismos fueron hallados en cavidades construidas por otras aves, proporción similar a la observada en este trabajo. A su vez, la preferencia de los nidificantes secundarios de los bosques templados del hemisferio sur por cavidades naturales (Cornelius 2006, Altamirano et al. 2013, este trabajo) contrasta con el mayor uso de cavidades construidas por nidificantes primarios reportado para el hemisferio norte (Martin et al. 2004), donde dos especies de carpinteros producen hasta el 90% de las cavidades utilizadas por los nidificantes secundarios (Cockle et al. 2012). Es por ello, que sería importante ahondar en las relaciones de los patógenos formadores de cavidades del bosque de Ñire y su relación con las redes de nidificantes para generar pautas de manejo que consideren la



permanencia de ejemplares de Ñire de gran porte, vivos y con cavidades aptas no solo para el Rayadito sino para diversas especies.

4.5.3 Altura de las cavidades

A lo largo del estudio los rayaditos utilizaron cavidades con una altura promedio de 2,4 metros, valor similar al reportado por McGehee et al. (2010) (2,87 m.) para Isla Navarino, Chile. Tanto en general como en las diferentes temporadas los rayaditos seleccionaron cavidades con alturas superiores a los 2,4 metros. Llamativamente, y a diferencia de los sitios restantes, en los sitios con extracción de leña por parquizado los rayaditos seleccionaron cavidades por debajo de los 2,4 metros de altura, lo que podría estar relacionado con la alta densidad de parejas nidificantes de estos sitios (ver Cap. 5), con la alta competencia interespecífica (ver Cap. 7), y/o con la baja disponibilidad de cavidades (ver Tabla 4.1).

Se considera que una mayor altura del nido brinda mayor protección contra predadores (Nilsson 1984, Martin et al. 2004, Zhu et al. 2012), lo que incide en el aumento del éxito reproductivo (Nilsson 1984, Li y Martin 1991). A su vez, Nilsson (1984) observó en Suecia que cuatro especies nidificantes de cavidades prefirieron nidos a mayor altura, lo que estuvo relacionado con un menor riesgo ante depredadores, y que estas especies ocuparon alturas de cavidades decrecientes en función a su grado de dominancia.

4.5.4 Área de entrada de las cavidades

Si bien los rayaditos utilizaron cavidades-nido con una abertura promedio de 16,7 centímetros cuadrados, aproximadamente la mitad de las mismas tuvo un área de entrada inferior a 10 centímetros cuadrados, siendo estas a su vez positivamente seleccionadas. Dicho patrón fue similar tanto entre temporadas como entre sitios de muestreo. Estas observaciones coinciden con lo reportado para rayaditos nidificando en el Centro-Sur de Chile tanto en cavidades naturales (Cornelius 2006) como en cajas nido (Moreno et al. 2005, 2007, Tomasevic y Estados 2006, Vergara 2007, Quilodrán et al. 2012, Altamirano et al. 2015). Esto refleja una clara preferencia en uso y selección por parte de la especie de cavidades con entrada pequeña, las que brindarían una mayor protección de condiciones climáticas adversas (Barclay et al. 1988), y una reducción del riesgo de depredación (ver también Li y Martin 1991, Aitken y Martin 2004) y de



usurpación del nido por parte de especies competidoras de mayor tamaño (ver también Moed y Dawson 1979, Peterson y Gauthier 1985).

4.5.5 Orientación de las cavidades

Si bien hubo una escasa variabilidad entre sitios de muestreo debido a la disponibilidad de cavidades como consecuencia de los diferentes manejos, en general las cavidades utilizadas estuvieron orientadas hacia el cuadrante Este y se observó un fuerte rechazo de las cavidades orientadas hacia el cuadrante Oeste. Es probable que el Rayadito prefiera las cavidades con orientaciones al cuadrante Este para evitar los vientos predominantes del sector Oeste y/o para aprovechar la radiación solar y, de este modo, optimizar la temperatura de la cavidad-nido. En este sentido, el Rayadito usualmente estableció los territorios entre fines de agosto y principio de septiembre, cuando las temperaturas aún son muy bajas (ver Cap. 2), por lo que la elección de orientaciones de cavidades que maximicen la exposición a la radiación solar (como las del cuadrante Este) y que por lo tanto faciliten la regulación térmica en la cavidad es esencial para optimizar la performance reproductiva (ver también Hooze et al. 1999, Ardia et al. 2006). Este patrón coincide con el reportado por Ojeda et al. (2017) para aves excavadoras del sur de Chile, lo que refleja la importancia de la orientación de la cavidad en términos de maximizar el éxito reproductivo.

4.5.6 Profundidad de las cavidades

Los rayaditos utilizaron cavidades con una profundidad promedio de 19,1 centímetros y, en general, seleccionaron positivamente las cavidades con mayor profundidad (entre 20 y 40 cm.). Esto evidencia, una vez más, que la disponibilidad determina fuertemente el tipo de cavidad utilizada. En coincidencia con lo observado en este trabajo, también se ha reportado para nidificadores de cavidades de la Columbia Británica (Canadá) y Misiones (Argentina) una fuerte tendencia a seleccionar cavidades con la mayor profundidad disponible (Aitken et al. 2002, Cockle et al. 2011, Zhu et al. 2012). Este patrón general se debería a que cavidades profundas disminuirían la posibilidad de sustracción de la nidada por parte de mamíferos (ver también Martin et al. 2004), y la competencia interespecífica por la utilización de la cavidad (ver también Peterson y Gauthier 1985, Aitken y Martin 2008).



4.5.7 Reutilización de las cavidades

La reutilización de cavidades por los rayaditos fue 45% en 2016 y 50% en 2017, habiendo sido utilizados a lo largo de las tres temporadas solo el 31,5% de las cavidades. La reutilización de los nidos en cada sitio se mantuvo constante a lo largo del estudio, observándose los mayores valores de reutilización en Pq I, el sitio con mayor cantidad de parejas nidificantes (ver Cap. 5). Estos niveles de reutilización podrían estar dados por diferentes factores tales como disponibilidad de cavidades, éxito reproductivo previo (ver Cap. 5), estrategias reproductivas (ver Cap. 5), o la incidencia de la competencia interespecífica (ver Cap. 7), o características inherentes al gremio. En relación a esto, Wesolowski (2003) sugiere que un alto grado de reutilización se debería a una baja disponibilidad de cavidades. Por el contrario, Cornelius (2006) no observó que la disponibilidad de sitios de nidificación afectase la reutilización de nidos en rayaditos de Chiloé, e indica que ello estuvo directamente relacionado con el éxito reproductivo en la temporada previa. En relación a las estrategias reproductivas, los beneficios de reutilizar una cavidad podrían resultar en un inicio de puesta más temprano (Zhu et al. 2012), de mayor tamaño o intentos más persistentes de renidificación (Wiebe et al. 2007). A su vez, si bien existe una gran variación interespecífica, en general los nidificadores secundarios tienen índices de reutilización de cavidades más altos que los excavadores primarios (ver Wesolowski 1989, Aitken et al. 2002).



Capítulo V

Parámetros reproductivos y densidad de parejas nidificantes del Rayadito

5.1 Introducción

Los impactos producidos por la degradación del bosque afectan muchos de los procesos ecológicos que allí ocurren y en general tienen una implicancia negativa en la dinámica de las poblaciones altamente dependientes de ese ambiente (Temple y Carry 1988). En parches de bosque severamente alterados, las especies dependientes pueden ver afectadas negativamente sus tendencias poblacionales, lo que a mediano o largo plazo puede resultar en su exclusión del ambiente (Wilcove y Whitcomb 1983). En ñirantales del noroeste de Patagonia la composición de las comunidades de aves está determinada principalmente por los cambios estructurales del bosque y no por los cambios en su composición florística (Lantschner y Rusch 2007). Es por ello que la tala del bosque y el manejo silvo-pastoril intensivo generan grandes cambios en las comunidades de aves asociadas, favoreciendo el ingreso al mismo de especies de ambientes ecotonaes y excluyendo especies altamente dependientes del bosque (Lantschner 2005).

El Rayadito es una de las especies más comunes del bosque templado andino-patagónico, es netamente arborícola y nidifica en cavidades formadas naturalmente o creadas por el Picolezna (*Pygarrhynchus albogularis*) o el Carpintero Bataráz Grande (*Veniliornis lignarius*) principalmente en árboles del género *Nothofagus* (Altamirano et al. 2012, Cornelius 2008). El tamaño de puesta varía entre 1-10 huevos por nido (Altamirano et al. 2012, Quirici et al. 2014, citado de Vásquez e Ippi 2018), ambos progenitores incuban y se ocupan del cuidado parental y del mantenimiento del nido (Moreno et al. 2007), y el período de puesta y cría tiene una duración aproximada de 45 días (Moreno et al. 2005). Sin embargo, estudios desarrollados en el centro-sur de Chile indican que estas variables se ven afectadas por altitud (De la Maza 2013, Altamirano et al. 2014), la latitud (Quirici et al. 2016), el tamaño y conectividad de parches de bosque (Vergara 2006), y en función de si el bosque es primario o secundario (De la Maza 2013). Además, Botero-Delgadillo et al. (2017) observaron que las estrategias de construcción



del nido y la elección de material utilizado para el mismo varían en función del ambiente, particularmente de la latitud.

A pesar de la información disponible sobre parámetros reproductivos del Rayadito, hasta el momento no hay estudios sobre estos parámetros desarrollados en Argentina. Además, teniendo en cuenta el alto impacto negativo al que están siendo sometidos los ñirantales del centro-oeste de Chubut, y del potencial efecto que ello puede tener en las especies asociadas, hasta el momento no se ha evaluado el modo en que las estrategias de manejo de estos bosques afectan las tendencias poblacionales del Rayadito. En relación a ello, en este capítulo nos proponemos analizar parámetros de la biología reproductiva del Rayadito en ñirantales del centro-oeste de la provincia de Chubut sometidos a diferentes impactos y evaluar el modo en el que las diferentes estrategias del manejo de los ñirantales afectan su performance reproductiva.

Objetivo General:

- El Objetivo General de este capítulo es analizar parámetros de la biología reproductiva y estimar la densidad de parejas nidificantes del Rayadito en ñirantales del centro-oeste de la provincia de Chubut sometidos a diferentes impactos y evaluar el modo en el que las diferentes estrategias del manejo de los ñirantales afectan su performance reproductiva y tendencia poblacional.

Objetivos específicos:

- Describir la cronología reproductiva del Rayadito en bosques de Ñire sujetos a diferentes manejos silvo-pastoriles.
- Estimar los parámetros reproductivos: tamaño de puesta, éxito de eclosión, tamaño de nidada, éxito de emancipación, esfuerzo de emancipación y éxito reproductivo del Rayadito en las diferentes temporadas y en los diferentes sitios de muestreo.
- Analizar si el éxito reproductivo determina la reutilización de cavidades.
- Correlacionar las variables estructurales del bosque con las densidades de parejas nidificantes de Rayadito en los diferentes sitios de muestreo.



Hipótesis:

- Dado que el Rayadito es considerado una especie plástica, la estructura del bosque no afectará los parámetros reproductivos y poblacionales del Rayadito.

Predicciones:

- Los parámetros reproductivos del Rayadito serán similares en los diferentes sitios de muestreos.
- La densidad de parejas nidificantes será similar en los diferentes sitios de muestreo.

5.2 Materiales y Métodos

5.2.1 Parámetros reproductivos

Las tareas de campo se desarrollaron entre los meses de agosto y enero de las temporadas reproductivas 2015-16, 2016-17 y 2017-18 (en adelante 2015, 2016 y 2017 respectivamente). Durante el desarrollo de las actividades se extremaron los cuidados tendientes a evitar el abandono de los nidos o la atracción de predadores potenciales (Lehner 1979). A partir de la finalización del invierno cada sitio de muestreo fue dividido en dos “Áreas de Búsqueda de Nidos” (ABNs), las cuales fueron recorridas a los efectos de localizar y posicionar (mediante mapeo y toma de punto GPS) los nidos presentes de acuerdo a la técnica de búsqueda intensiva de nidos descripta en Ralph et al. (1996). Para minimizar los disturbios, no se utilizaron playbacks ni ninguna otra metodología que pudiese afectar a los individuos u ocasionar el abandono de los nidos, particularmente durante el período de incubación. Para determinar las fechas de inicio y de finalización de las etapas de construcción de nido, puesta, incubación, cría y de emancipación de los pichones, desde el inicio de cada temporada reproductiva los nidos identificados fueron visitados cada tres días, excepto en el sitio Denso donde las visitas fluctuaron entre cinco y siete días debido a la complejidad del acceso al mismo. Los nidos fueron inspeccionados utilizando un endoscopio, lo que permitió obtener imágenes digitales (ver Anexo 3) del interior de los mismos con el menor disturbio posible. Dado que algunos nidos eran inaccesibles o se encontraban a gran altura, algunos de los parámetros no pudieron ser obtenidos en la totalidad de los nidos activos. Si bien el Rayadito despliega una marcada defensa territorial durante el período de cría ante la



presencia de con-específicos, de posibles competidores (e.g. Golondrina Patagónica, Ratona Común, etc.), o de potenciales predadores (Ippi 2009), en las primeras etapas de nidificación tiende a pasar inadvertido en ausencia de estos estímulos (obs. pers.). En función de ello los nidos fueron identificados de acuerdo a: 1) la observación de individuos entrando o saliendo de una cavidad; 2) la observación de conflictos inter-específicos (particularmente con la Golondrina Patagónica), lo que evidenciaba la proximidad a una zona de nidificación; y 3) por las vocalizaciones de pichones pidiendo alimento. En relación a ello, la mayoría de los nidos fueron ubicados, ya sea por displays de defensa de los adultos o por vocalizaciones de las crías, cuando los pichones tenían 8-14 días de vida. La información obtenida durante la temporada 2015 fue fragmentaria ya que el esfuerzo de muestreo se centró principalmente en la prospección de los sitios de muestreo y en la puesta a punto de las metodologías a utilizar.

En relación a la extensión del período reproductivo, se consideró como inicio de la actividad en un nido cuando se observó material de construcción en su interior o el transporte del mismo por parte de un reproductor, en tanto que el último día de presencia de pichones en el nido (en adelante, último día activo) fue considerado como el fin de la actividad en dicho nido. La cronología reproductiva se determinó en base a los nidos de los cuales se obtuvo información fidedigna, dividiéndose el ciclo reproductivo en tres etapas:

- Etapa de construcción del nido: desde el día de aparición de material en nido hasta el inicio de la puesta
- Etapa de puesta e incubación: desde el día en que se observó el primer huevo en el nido hasta el nacimiento de los pichones.
- Etapa de cría: desde el día que se observaron pichones en el nido hasta el último día activo.

En base a esta información se reconstruyeron las fechas de las etapas desconocidas de los nidos en los cuales los pichones llegaron a emancipar y la información se organizó por quincenas para poder establecer la cronología reproductiva total, por temporada y por sitios.



Respecto a los parámetros reproductivos, el tamaño de puesta se definió como el número total de huevos en el nido; el éxito de eclosión se consideró como la proporción de pichones nacidos en relación al número de huevos en el nido; el tamaño de nidada se definió como el número total de pichones en el nido; el éxito de emancipación (sobrevida) es la relación entre el número de pichones emancipados respecto a los nacidos; el esfuerzo de emancipación se definió como la duración de la etapa de cría; y el éxito reproductivo, considerado como el número de pichones emancipados por nido.

Respecto a los parámetros poblacionales, a través del posicionamiento de nidos descrito previamente se estimó la densidad de parejas nidificantes en cada sitio de muestreo y en cada temporada.

5.2.2 Análisis estadísticos

Para el análisis de las diferencias entre los parámetros reproductivos por temporadas y por sitios (tamaño de puesta, éxito de eclosión, tamaño de la nidada, éxito de emancipación y éxito reproductivo) se utilizaron tests no paramétricos de Kruskal-Wallis (en adelante KW- X^2), dado que no se cumplieron con los supuestos para realizar pruebas paramétricas. Los resultados significativos de las pruebas de KW- X^2 fueron seguidos por las pruebas U de Mann-Whitney por pares para identificar las diferencias entre los grupos y la corrección de Holm para comparaciones múltiples (Zar 1984). Para comparar el esfuerzo de emancipación entre temporadas se utilizó el Test de Student (Zar 1984). El éxito reproductivo en las cavidades re-utilizadas entre temporadas se analizó a través del Test de los rangos con signos de Wilcoxon para muestras pareadas. Para la comparación dentro de las temporadas del éxito reproductivo entre cavidades re-utilizadas (R) y no re-utilizadas (NR) se utilizó el Test Exacto de Wilcoxon-Mann-Whitney. La comparación de densidades de nidos en bloque (por sitio y temporada) fue calculada a través del Test de Friedman. Para analizar la relación entre la estructura del bosque y la densidad de parejas nidificantes se realizó una matriz de correlación.

Los sitios convertidos a pastizal (Pt I y Pt II) no fueron considerados para los análisis de parámetros reproductivos dado que no hubo parejas nidificantes.



5.3 Resultados

5.3.1 Cronología reproductiva

En general, en las tres temporadas del ciclo reproductivo se inició a fines de septiembre, dado que en ese período se observaron los primeros indicios de material en los nidos (pastos y/o pelo de animales) o los primeros individuos transportando material (Mn II= 28-9-2015, Pq I= 21-9-2016 y Mn II= 20-9-2017). La finalización del ciclo reproductivo, considerado como la fecha de emancipación del último pichón de la nidada, ocurrió entre la segunda quincena de diciembre y la primera quincena de enero (Mn I= 30-12-2015, Pq I= 23-12-2016 y Denso= 16-1-2018).

La construcción del nido estuvo comprendida entre la primera quincena de septiembre y la primera de diciembre (Fig.5.1), observándose un máximo de actividad en la primera quincena de octubre. Las puestas fueron completadas en su mayoría entre la segunda quincena de octubre y la primera de noviembre, observándose el mayor número de nacimientos en el mes de noviembre. La emancipación de los pichones ocurrió principalmente entre la segunda quincena de noviembre y la primera de diciembre (Fig.5.1). Dos de los nidos donde los pichones se emanciparon en enero correspondieron a puestas de reemplazo, por lo que se consideró que el periodo de “construcción” tuvo inicio cuando la puesta perdida desapareció (Pq I y Denso, 2017).

En los tres nidos en los que se pudo seguir detalladamente el proceso de puesta, se observó una tasa de puesta de un huevo cada dos días. En relación al inicio de la incubación, en siete nidos (3 en 2016 y 4 en 2017) se observó que comenzó antes de ser completada la puesta. La duración promedio del período de incubación fue de 15,8 días (n=10) y la duración promedio de la etapa de cría fue de 22,6 días (n=10). El periodo comprendido entre el inicio de la construcción del nido y la emancipación de los pichones fue de 61,1 días (n=6). En base a estos datos se reconstruyó la cronología de cada nido donde el éxito reproductivo haya sido diferente a cero.



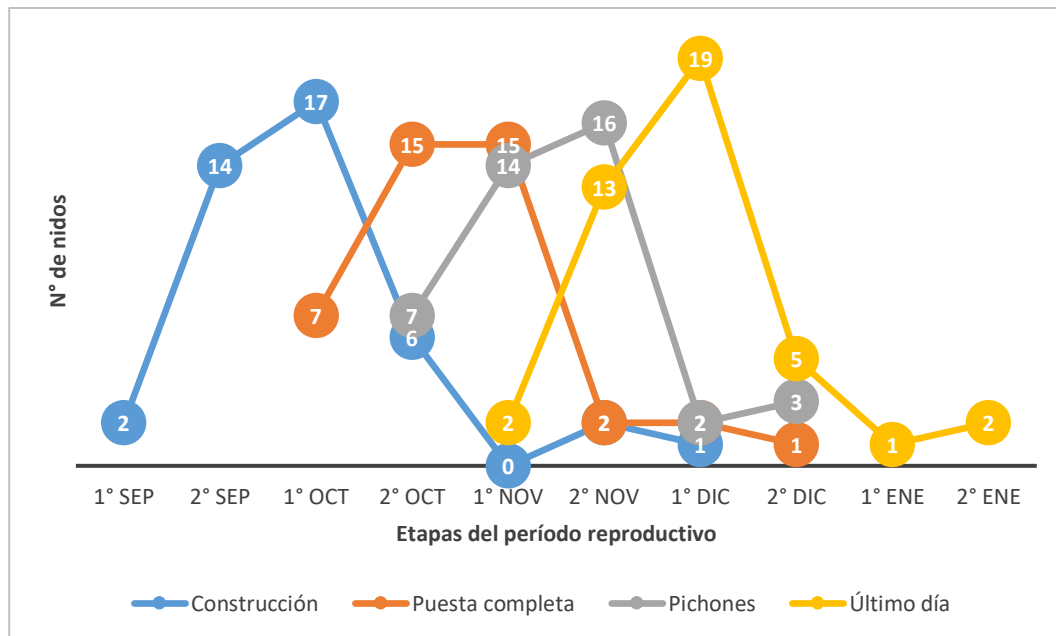


Fig. 5.1 Cronología reproductiva del Rayadito para todos los nidos (n=42) considerando la primera observación de: etapa de construcción (n=11 y n*=31), fecha de la puesta completa (n=10 y n*=32), fecha de aparición de pichones (n=17 y n*=25) y fecha de emancipación (n=42). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

5.3.1.1 Cronología por temporada

La cronología reproductiva se estimó en base a diez de los 19 nidos hallados en 2015 (Fig. 5.2), en base a 13 de los 26 nidos hallados en 2016 (Fig. 5.3) y en base a 19 de los 26 nidos hallados en 2017 (Fig. 5.4).

El desarrollo de la etapa de construcción del nido fue diferente en las tres temporadas. En la temporada 2015 se desarrolló desde inicios de septiembre hasta la segunda quincena de octubre, observándose el pico de nidos en etapa de construcción en la primera quincena de octubre (Fig. 5.2). En 2016 la mayoría de los nidos en esta etapa se concentraron en el mes de septiembre, en tanto que en 2017 el pico de nidos en construcción se observó en la primera quincena de octubre y la etapa abarcó desde la segunda quincena de septiembre a la primera de diciembre (figs. 5.3 y 4).

En 2015 la etapa de puesta e incubación se extendió entre inicios de octubre y principios de noviembre, en tanto que en 2016 esta etapa se concentró principalmente en octubre (figs. 5.2 y 3). En 2017 el período de puesta e incubación fue más tardío dado

que se desarrolló desde la segunda quincena de octubre hasta la segunda quincena de diciembre (Fig.5.4).

En las tres temporadas la etapa de cría se concentró mayoritariamente en el mes de noviembre (figs. 5.2-4). Respecto al último día de actividad en los nidos, en 2015 ello ocurrió entre la segunda quincena de noviembre y la primera de enero (Fig. 5.2), en 2016 se concentró principalmente en la segunda quincena de noviembre (Fig. 5.3), y en 2017 el pico de emancipaciones se registró en la primera quincena de diciembre, disminuyendo abruptamente hasta la segunda quincena de enero (Fig. 5.4).

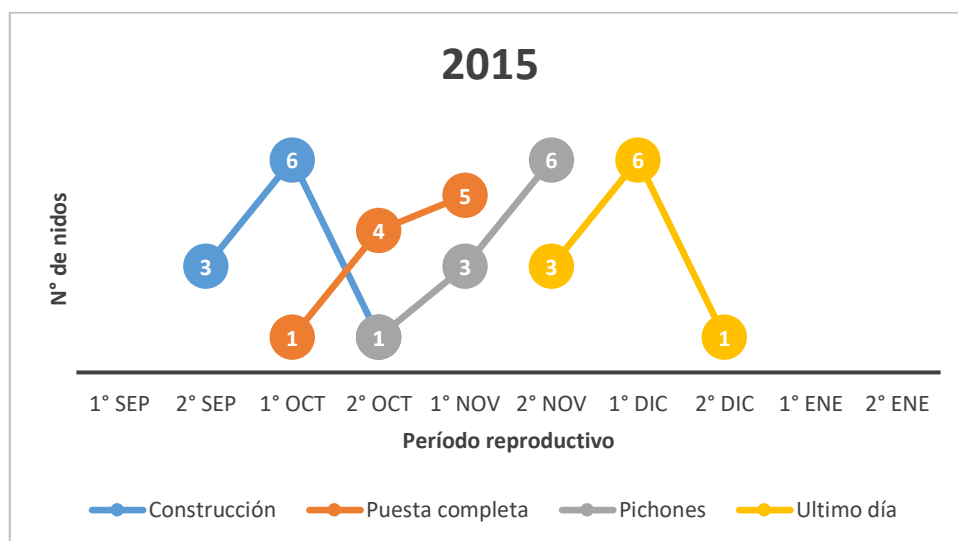


Fig. 5.2 Cronología reproductiva del Rayadito para la temporada 2015. Se indica la primera observación de: construcción (n=1 y n*=9), y las fechas de puesta completa (n*=10), aparición de pichones (n=1 y n*=9) y último día activo del nido (n=10). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

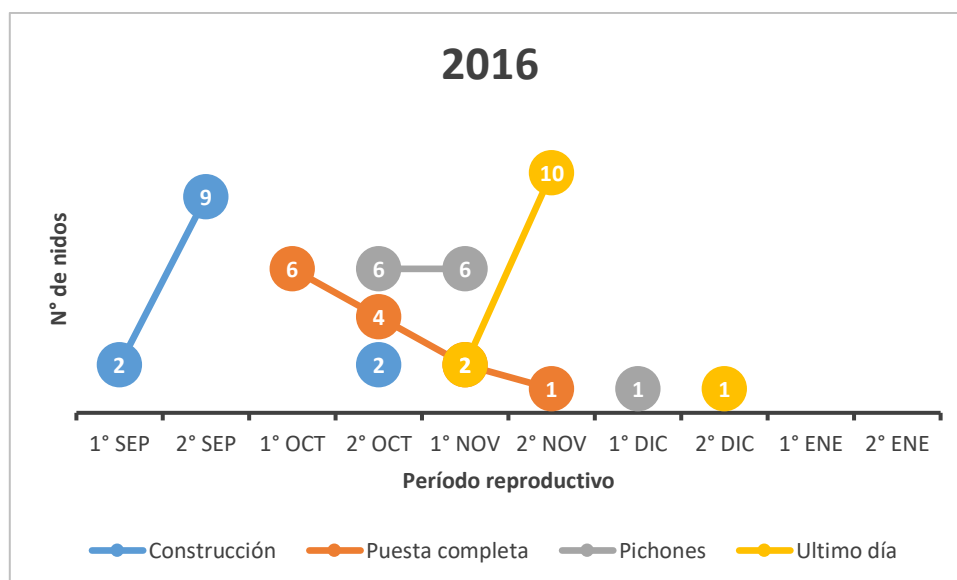


Fig. 5.3 Cronología reproductiva del Rayadito para la temporada 2016. Se indica la primera observación de: construcción ($n=2$ y $n^*=11$), y las fechas de puesta completa ($n=3$ y $n^*=10$), aparición de pichones ($n=6$ y $n^*=7$) y último día activo del nido ($n=13$). “ n^* ” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

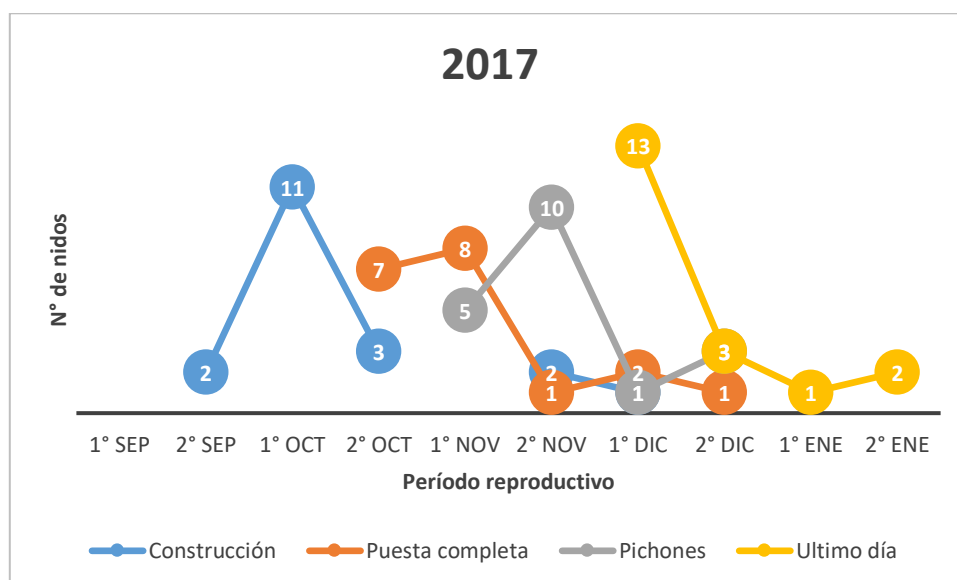


Fig. 5.4 Cronología reproductiva del Rayadito para la temporada 2017. Indica la primera observación de: construcción ($n=8$ y $n^*=11$), y las fechas de puesta completa ($n=7$ y $n^*=12$), aparición de pichones ($n=10$ y $n^*=9$) y fecha de último día activo del nido ($n=19$). “ n^* ” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

5.3.1.2 Cronología por sitio

La fecha de la primera observación de etapa de construcción difirió entre sitios (Tabla 5.1, figs.5.5-10). En los sitios de extracción de leña por manchones (Mn I y Mn II) el inicio de etapa de construcción se observó durante la segunda quincena de septiembre, en los sitios con extracción de leña por parqueizado (Pq I y Pq II) se observó en la primera quincena de octubre, y en el bosque sin manejo (Denso) ello ocurrió en la segunda quincena de octubre. Respecto a la fecha promedio de completada la puesta, en los sitios Mn I, Mn II y Pq II ello ocurrió en la segunda quincena de octubre, en tanto que en los sitios Pq I y Denso tuvo lugar en la primera quincena de noviembre. En promedio, el inicio del período de cría en todos los sitios tuvo lugar en la primera quincena de noviembre, excepto en el bosque Denso sin manejo donde ocurrió en la segunda quincena de noviembre. La fecha promedio del último día activo en los nidos fue la segunda quincena de noviembre para los sitios con extracción de leña por manchones, la primera quincena de diciembre para los sitios con extracción de leña por parqueizado, y la segunda quincena de diciembre para el bosque Denso sin manejo. El bosque Denso sin manejo fue el único sitio en el que se observaron nidos activos hasta la segunda quincena de enero (Fig. 5.5), habiendo tenido uno de ellos una puesta de reemplazo. El nido correspondiente a la primera quincena de enero de Pq I (Fig. 5.6) también correspondió a una puesta de reemplazo.

Tabla 5.1 Fecha promedio de la primera observación de: construcción de nido, puesta completa, pichones en nido y último día de pichones en el nido para cada sitio con su altura respectiva en metros sobre nivel del mar. "N" corresponde a nidos totales y "*" corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

Sitios	Altura (m.s.n.m.)	Construcción	Puesta completa	Pichones en nido	Último Día Activo	N
Denso	870	21/10/2020 (6*)	13/11/2020(7*)	29/11/2020(6*)	19/12/2020	8
Pq I	725	7/10/2020(14*)	29/10/2020(13*)	15/11/2020(9*)	5/12/2020	20
Pq II	680	4/10/2020(4*)	2/11/2020(4*)	12/11/2020(4*)	4/12/2020	4
Mn I	725	25/9/2020(6*)	27/10/2020(6*)	7/11/2020(5*)	28/11/2020	7
Mn II	688	21/9/2020(1*)	19/10/2020(2*)	5/11/2020(1*)	24/11/2020	3



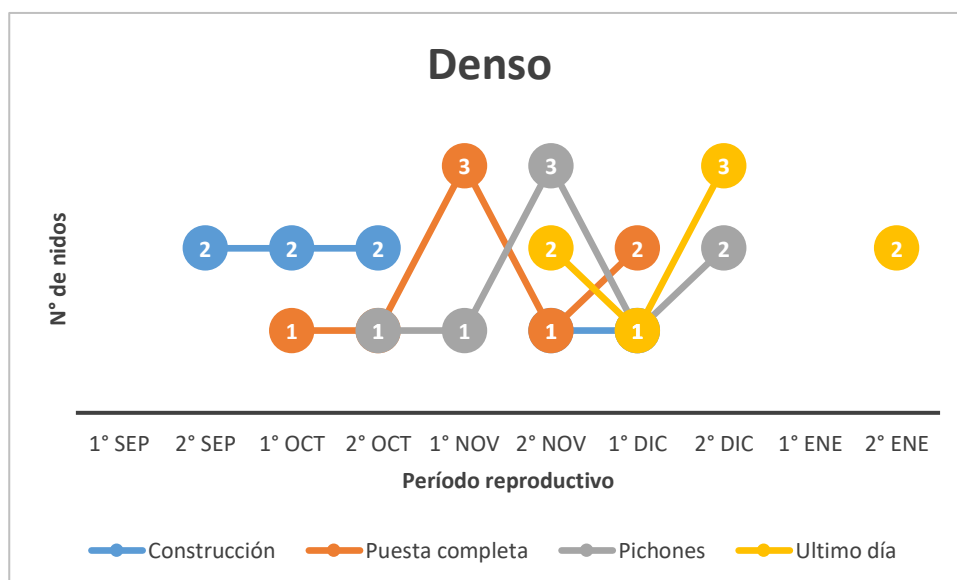


Fig. 5.5 Cronología reproductiva del Rayadito para el sitio Denso. Considerando la primera observación de: construcción (n=2 y n*=6), puesta completa (n=1 y n*=7), aparición de pichones (n=6 y n*=2) y último día activo del nido (n=8). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

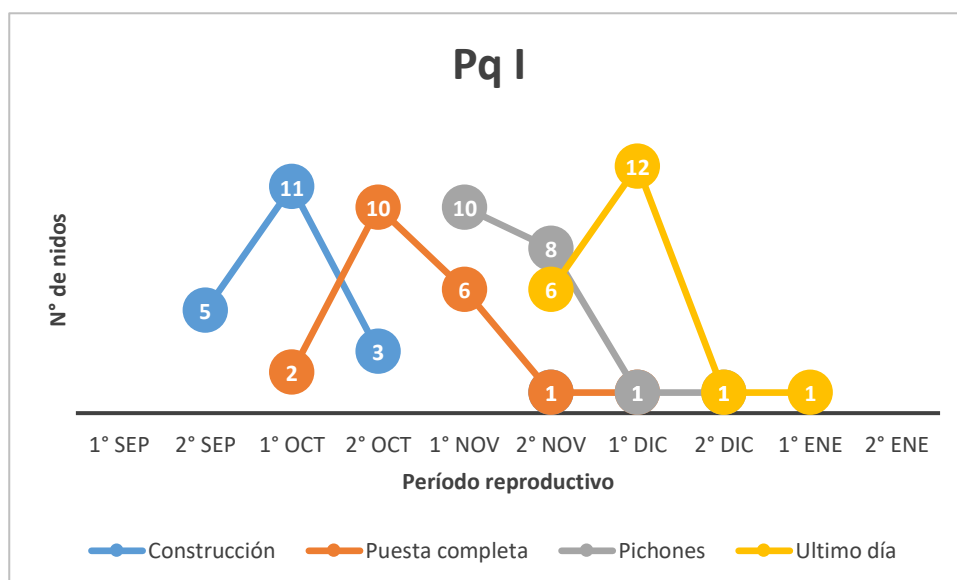


Fig. 5.6 Cronología reproductiva del Rayadito para el sitio Pq I. Considerando la primera observación de: construcción (n=6 y n*=14), puesta completa (n=7 y n*=13), aparición de pichones (n=11 y n*=9) y último día activo del nido (n=20). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.



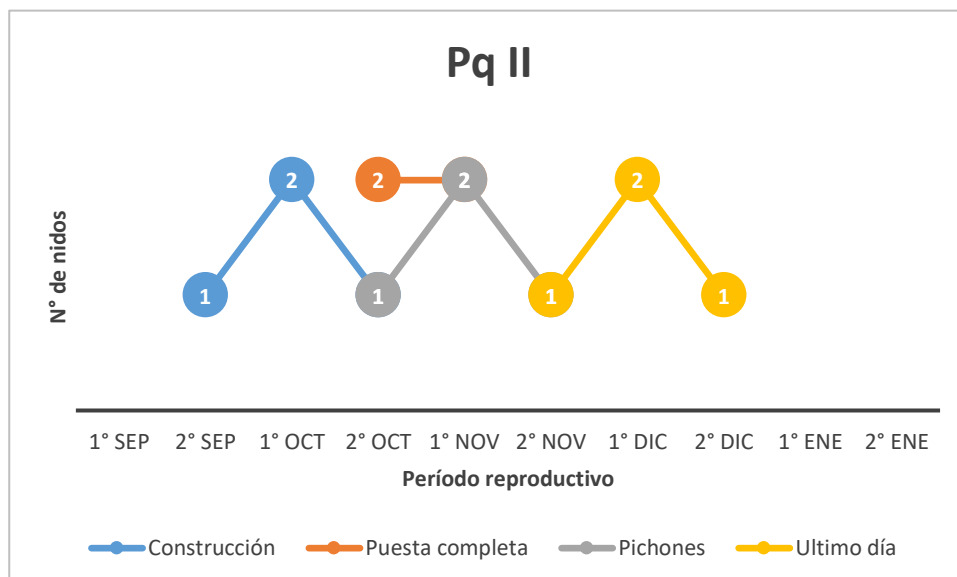


Fig. 5.7 Cronología reproductiva del Rayadito para el sitio Pq II. Considerando la primera observación de: construcción (n=0 y n*=4), puesta completa (n=0 y n*=4), aparición de pichones (n=0 y n*=4) y último día activo del nido (n=4). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

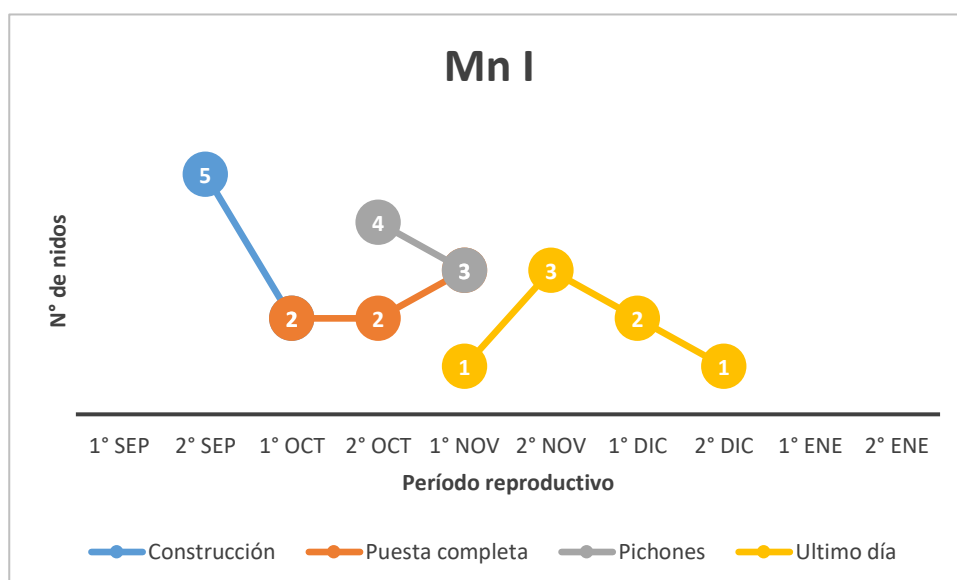


Fig. 5.8 Cronología reproductiva del Rayadito para el sitio Mn I. Considerando la primera observación de: construcción (n=1 y n*=6), puesta completa (n=1 y n*=6), aparición de pichones (n=2 y n*=5) y fecha de último día activo del nido (n=7). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

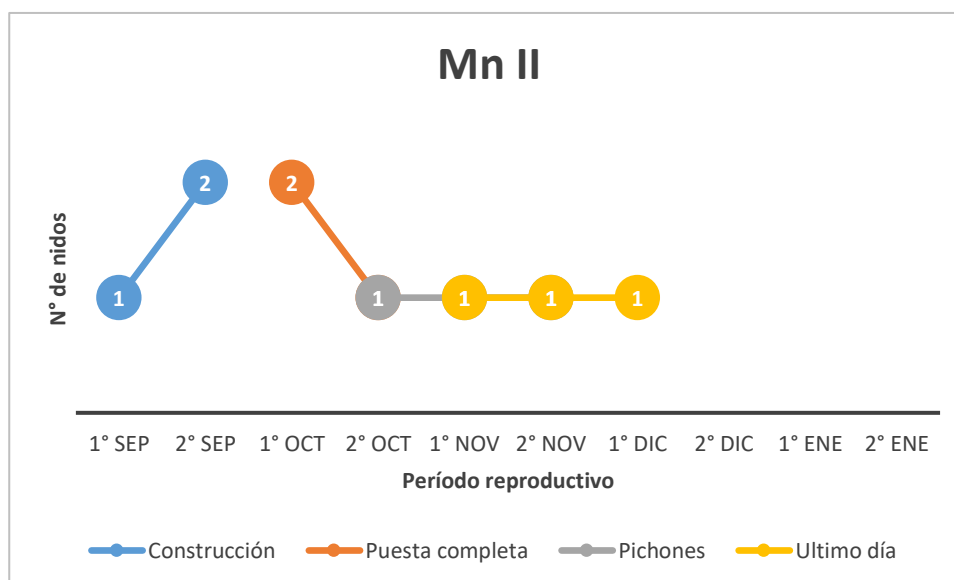


Fig. 5.9 Cronología reproductiva del Rayadito para el sitio Mn II. Considerando la primera observación de: construcción (n=2 y n*=1), puesta completa (n=1 y n*=2), aparición de pichones (n=1 y n*=2) y fecha de último día activo del nido (n=3). “n*” corresponde a nidos cuya cronología fue reconstruida.

5.3.2 Parámetros reproductivos

5.3.2.1 Tamaño de puesta

A lo largo de las tres temporadas reproductivas en los sitios de muestreo se registró un total de 73 nidos de Rayadito (Tabla 5.2), dos de ellos correspondientes a puestas de reemplazo. El tamaño de puesta media fue de 4,4 huevos (Tabla 5.2) y no varió significativamente entre temporadas (KW- $\chi^2=3,23$; g.l.=2; $p>0,05$) ni entre sitios (sin datos para Pq II, KW- $\chi^2=4,75$; g.l.=3; $p>0,05$, Tabla 5.3).

Tabla 5.2 Medias ($\pm$ desvío estándar y n entre paréntesis) de diferentes parámetros reproductivos del Rayadito en las tres temporadas reproductivas consideradas. Pichones por nido: diferencias de 2017 con respecto a 2015 * = $p<0,01$ y 2016 ** = $p<0,05$.

Parámetros	Total (73)	2015 (19)	2016 (26)	2017 (28)
Tamaño de puesta	4,4 $\pm$ 0,8 (25)	-	4,7 $\pm$ 0,9(7)	4,3 $\pm$ 0,7(17)
% Eclosión	76,0 $\pm$ 39,9 (25)	-	83,3 $\pm$ 37,2(7)	73,5 $\pm$ 42,8(17)
Tamaño de nidada	3,6 $\pm$ 1,1 (52)	2,9 $\pm$ 0,9(12) *	3,3 $\pm$ 1,3(19) **	4,23 $\pm$ 0,8(21)
Esfuerzo de emancipación	18,4 $\pm$ 2,4(15)	-	17,5 $\pm$ 2,7(6)	19,0 $\pm$ 2,2(9)
% Emancipación	63,9 $\pm$ 41,8 (26)	50,0 $\pm$ 70,7 (2)	49,0 $\pm$ 41,2(9)	74,6 $\pm$ 38,8(15)
Éxito reproductivo	2,3 $\pm$ 1,6 (55)	2,4 $\pm$ 1,5 (12)	1,7 $\pm$ 1,4 (19)	2,8 $\pm$ 1,8 (24)



Tabla 5.3 Medias, desvíos estándar y n (entre paréntesis) de diferentes parámetros reproductivos del Rayadito para cada sitio de muestreo.

	Denso (14)	Pq I (34)	Pq II (9)	Mn I (10)	Mn II (6)
Tamaño de puesta	4,1±0,7(6)	4,6±0,8(13)	-	3,7±0,95(4)	5,0±0(2)
% Eclosión	45,8±51,0(6)	81,4±36,9(13)	-	91,6±16,6(4)	100,0±0(2)
Tamaño de nidada	3,6±1,0(8)	3,7±1,2(25)	3,5±1,0(6)	3,2±1,0(9)	4,0±1,4(4)
Esfuerzo de emancipación	16,0± 2,8(2)	19,3±1,7(10)	-	19,0±1,41(2)	13,0±0,0(1)
%Emancipación	85,0±30,0(4)	64,7±41,6(14)	50,0±70,7(2)	70,0±30,0(2)	46,6±50,3(3)
Éxito reproductivo	2,4±1,5(10)	2,5±1,8(26)	1,6±1,8(6)	2,3±1,5(9)	2,2±2,0(4)

5.3.2.2 Éxito de eclosión

En general, el éxito de eclosión fue del 76 por ciento (Tabla 5.2) y no varió significativamente entre temporadas ($KW-X^2=1,50$; g.l.=2; $p>0,05$) ni entre sitios (sin datos para Pq II, $KW-X^2= 4,48$; g.l. = 3; $p>0,05$, Tabla 5.3).

5.3.2.3 Tamaño de nidada

De los 73 nidos localizados durante las tres temporadas, 67 llegaron a la etapa de cría (91,7%). En general, el número medio de pichones por nido fue 3,6 (Tabla 5.2). Se observaron diferencias significativas en el número de pichones por nido entre temporadas ($KW-X^2=11,79$; g.l.=2; $p<0,01$) pero no entre sitios ($KW-X^2= 2,30$; g.l. = 4; $p>0,05$; Tabla 5.3). La cantidad de pichones por nido en la temporada 2017 fue significativamente mayor (4,2) que en las temporadas anteriores (Tabla 5.2, Wilcoxon, $p<0,05$).

5.3.2.4 Éxito de emancipación

En general el éxito de emancipación fue del 63,9 por ciento (Tabla 5.2) y no se observaron diferencias significativas entre temporadas ($KW-X^2= 2,86$; g.l.= 2; $p>0,05$) ni entre sitios ($KW-X^2= 2,16$; g.l.= 4; $p>0,05$).

5.3.2.5 Esfuerzo de emancipación

En general, el esfuerzo de emancipación en días fue 18,4 (Tabla 5.2). Para este parámetro solo se obtuvo información de las temporadas 2016, con una media de 17,5 días, y 2017 con una media de 19,0 días (Tabla 5.2). El esfuerzo de emancipación no varió entre temporadas ($t = -1,16$; g.l. = 13; $p>0,05$) ni entre sitios ($KW-X^2= 5,62$; g.l. = 3; $p >0,05$, Tabla 5.3, sin datos para Pq II).



5.3.2.6 Éxito reproductivo

El éxito reproductivo general fue de 2,3 pichones por nido (Tabla 5.2) y no se observaron diferencias significativas entre temporadas (KW- $X^2=4,24$; g.l.= 2; $p>0,05$) ni entre sitios (KW- $X^2=1,84$; g.l.= 4; $p>0,05$).

El éxito reproductivo en las cavidades reutilizadas no difirió significativamente entre las temporadas 2015 y 2016 ($n=14$, $V=14$; $p>0,05$) y 2016 y 2017 ($n=14$, $V=13,5$; $p>0,05$). El éxito reproductivo no difirió significativamente entre cavidades reutilizadas (R) y no reutilizadas (NR) en la temporada 2016 ($R=9$, $NR=9$, $Z=-0,65$; $p>0,05$) ni en la 2017 ($R=7$, $NR=14$, $Z=1,0$; $p>0,05$).

5.3.3 Densidad de parejas nidificantes

La mayor y menor cantidad de parejas nidificantes por hectárea durante las tres temporadas se observaron en los sitios con extracción de leña por parqueizado Pq I (1,7) y Pq II (0,2) respectivamente (Tabla 5.4, Fig. 5.10). No se observaron diferencias significativas entre las densidades de cada sitio por temporada (Friedman $X^2=4,93$; g.l.= 2; $p>0,05$).

Tabla 5.4 Densidad de nidos por hectárea y “n” en las tres temporadas para cada sitio de muestreo.

Sitios	Superficie (Ha.)	2015		2016		2017		Total
Total	62,6	Nidos/Ha.	n	Nidos/Ha.	n	Nidos/Ha.	n	Nidos/Ha.
Denso	5,4	0,6	3	0,7	4	1,3	7	0,9
Pq I	6,5	1,7	11	1,7	11	1,8	12	1,7
Pq II	12,6	0,2	3	0,2	3	0,2	3	0,2
Mn I	10,2	0,1	1	0,5	5	0,4	4	0,3
Mn II	7,8	0,1	1	0,4	3	0,3	2	0,3
Pt I	9,5	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0
Pt II	10,6	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0



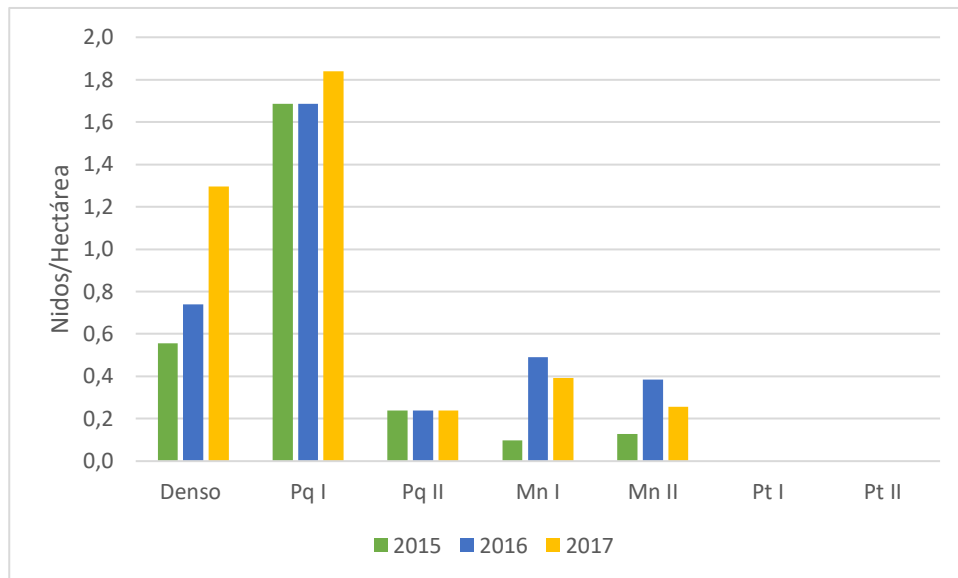


Fig. 5.10 Densidad de nidos por hectárea y temporada en cada sitio de muestreo.

Para identificar los parámetros que podrían determinar la densidad de parejas nidificantes se realizó una matriz de correlación (Fig.5.11) entre la densidad de parejas nidificantes y las variables cuantificadas en el bosque de Ñire: DAP, sanidad y densidad de árboles, y cobertura relativa por estratos (Cap.3). La densidad de cavidades fue la variable que presentó el mayor grado de correlación positiva (0,59) con la densidad de parejas nidificantes, en tanto que la cobertura relativa del estrato herbáceo tuvo una correlación negativa (-0,34).

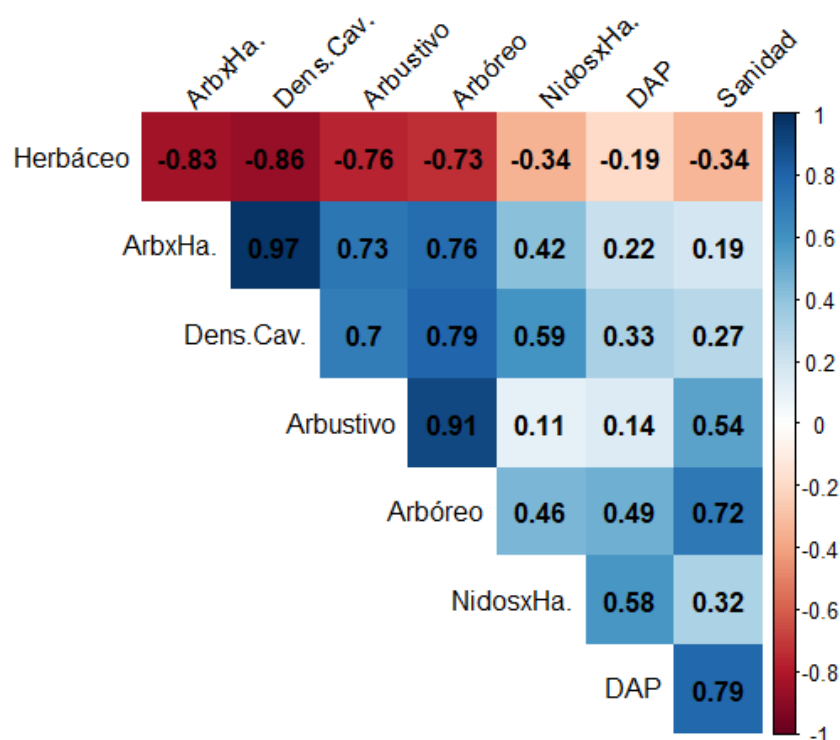


Fig.5.11 Matriz de correlación entre la densidad de nidos (NidosxHa.) y, la cobertura relativa de los estratos: herbáceo (Herbáceo), arbustivo (Arbustivo) y Arbórea (Arbóreo); el diámetro a la altura del pecho (DAP), estado sanitario (Sanidad) y la densidad de cavidades por hectárea (Dens.Cav.) en los diferentes sitios de muestreo.

5.4 Discusión

5.4.1 Cronología reproductiva

La información disponible sobre la biología reproductiva del Rayadito es escasa y fragmentaria y la mayoría de los estudios en los que se describen variables y características asociadas a la reproducción de esta especie fueron realizados en cajas nido en el centro-sur de Chile (Moreno et al. 2005, 2007, Cornelius 2006, Quilodrán et al. 2012, 2014, De la Maza 2013, Quinici et al. 2014, 2016, Botero-Delgadillo et al. 2017), excepto el desarrollado por Cornelius (2006), en el que también se consideraron cavidades naturales. Por el contrario, hasta el momento no se han realizado estudios sobre la biología reproductiva del Rayadito ni en cajas nido ni en cavidades naturales en Argentina.

La cronología reproductiva del Rayadito en los parches de Ñire bajo estudio se extiende desde mediados de septiembre a mediados de enero. Las diferencias observadas en la cronología entre temporadas pueden deberse a factores tales como diferencias climáticas, ya que se ha observado que la temperatura asociada a un gradiente altitudinal, junto con la disponibilidad de alimento, son los principales factores que



influyen en el comienzo del periodo reproductivo tanto en el Rayadito (De la Maza 2013) como en otras especies de Passeriformes del hemisferio norte (Johnston 1954, Dunn 2004). La diferencia en la fenología observada entre el sitio Denso y el resto de los otros sitios puede deberse a que ese sitio se encuentra a mayor altura que el resto (ver Tabla 5.1). De la Maza (2013) reportó diferencias en la cronología y extensión del ciclo reproductivo del Rayadito en los alrededores de Pucón, Chile, siendo este más corto y con un retraso de aproximadamente un mes en bosques primarios de altitud (800-1000 m.s.n.m.) que en bosques secundarios de baja altitud (270-450 m.s.n.m.). En relación al inicio de la puesta, esta comenzó entre la última semana de septiembre y la primera de octubre extendiéndose hasta diciembre en casos excepcionales, lo cual no difiere en más de 15 días de lo reportado por Moreno et al. (2005) en la Isla de Chiloe, Chile y Quilodrán et al. (2012) en pinares cercanos a Constitución, Chile. Al igual que lo indicado por Moreno et al. (2005), observamos que el período de puesta fue muy asincrónico dentro de la población en estudio, extendiéndose, sin considerar las puestas de reemplazo, desde principios de octubre hasta principios de diciembre (ver Fig. 5.4).

En nuestro trabajo el periodo comprendido entre el inicio de la construcción del nido y la emancipación de los pichones fue de 61,1 días. Moreno et al. (2005) y Cornelius (2006) indicaron que el periodo comprendido entre la puesta del primer huevo y la emancipación de los pichones tuvo una duración de alrededor de 45 días. Esta diferencia puede deberse a que la puesta del primer huevo puede ocurrir en un nido sin material y la construcción del mismo puede llevarse a cabo mientras se completa la puesta (Moreno et al. 2005). En la totalidad de los nidos que se pudo seguir con detalle la puesta de los huevos (n=3, 2017), el inicio de la incubación tuvo lugar antes de ser completada la puesta. Esto es similar a lo reportado por Altamirano et al. (2012), quienes observaron que la incubación puede comenzar luego de la puesta del penúltimo huevo, aunque difiere de lo reportado por Moreno et al. (2005) y Quirici et al. (2014), quienes observaron que el Rayadito inicia la incubación cuando la puesta está completa. El periodo de cría se extendió desde la segunda quincena de octubre a la segunda de diciembre y la emancipación de los pichones desde la primera quincena de noviembre hasta la segunda quincena de enero, lo que coincide con lo reportado por Moreno et al. (2005).



5.4.2 Parámetros reproductivos

El tamaño medio de puesta (4,4 huevos) no varió entre temporadas ni entre sitios de muestreo, y fue similar o mayor a valores reportados en trabajos desarrollados en el centro-sur de Chile basados en cajas nido (Tabla 5.6). En relación a la variación en el tamaño de la puesta, en estudios desarrollados en Chile se observó en Chile que la cantidad de huevos por nido aumenta con la latitud (Quirici et al. 2016) y que disminuye con la altura (De la Maza 2013) (Tabla 5.6). Como ejemplo de la tenacidad del Rayadito en relación al esfuerzo de incubación, a principios de octubre de 2016 en el sitio parquizado Pq I una pareja reemplazó dos de los tres huevos de la puesta que habían desaparecido del nido entre observaciones. Posteriormente los huevos no eclosionaron y mostraban signos de putrefacción (cambio progresivo de color), siendo incubados durante cuarenta días hasta que el nido fue abandonado a principios de diciembre.

El éxito de eclosión y de emancipación, el esfuerzo de emancipación, el éxito reproductivo y el éxito reproductivo en cavidades reutilizadas (ver Cap. 4) no variaron significativamente entre temporadas ni entre sitios. Únicamente se observaron diferencias entre temporadas respecto al tamaño de nidada, siendo este significativamente mayor en 2017. Dado que en las tres temporadas se trabajó en las mismas áreas de búsqueda de nidos, y que las características generales del bosque no variaron, la única hipótesis posible para explicar esta diferencia es un cambio en la disponibilidad de alimento, hipótesis que no puede ser comprobada ya que esta variable se analizó solo en una temporada de muestreo (ver Cap.6). El tamaño de nidada observado en este estudio (3,6) fue similar a o menor al reportado para diversos bosques nativos de Chile, y mayor al observado en rayaditos nidificando también en Chile en plantaciones de pino (Tabla 5.6). Los estudios que reportaron un tamaño de nidada similar o mayor al registrado en este trabajo fueron realizados en caja nido lo que, quizás a través de la disminución de conflictos por acceso al nido, entre otras posibilidades, podría favorecer la performance reproductiva de Rayadito. El estudio en el que se reportó un tamaño de nidada menor al observado en este trabajo, si bien también se realizó en cajas nido, se desarrolló en una plantación de pino. En nuestra área de estudio observamos que las plantaciones de pinos no son ambientes apropiados para la reproducción del Rayadito (Anon. 2020). En relación a ello, a pesar de la facilitación de



sitios de nidificación, otras variables, quizás una inapropiada disponibilidad de alimento, impidan que rayaditos reproduciendo en bosques de pino alcancen performances similares a las observadas en ambientes naturales. Los éxitos de eclosión (76,0%) y de emancipación (63,9%) presentaron valores intermedios a los reportados en los diferentes estudios desarrollados en Chile (Tabla 5.6). A su vez, el éxito reproductivo en nuestro estudio fue de 2,3 pichones por nido, menor al reportado por Cornelius (2006) para ejemplares de Rayadito nidificando en cavidades naturales en bosques fragmentados de Chiloé (Tabla 5.6). En relación al esfuerzo de emancipación, los valores medios por temporada fluctuaron entre 17,5 días en la temporada 2016 y de 19,0 días en la temporada 2017, valores similares a los reportados para Chiloé por Moreno et al. (2005) (16-23 días). Como se observa en lo indicado previamente, los parámetros reproductivos del Rayadito se ven influenciados por múltiples variables. En función de ello, y de la alta heterogeneidad de los ambientes y sustratos en los que se desarrollaron los estudio comparados más arriba, no resulta posible evidenciar un patrón claro en relación a como el ambiente afecta la performance reproductiva de esta especie.

En las temporadas 2015, 2016 y 2017 se perdieron parcial o totalmente cuatro, seis y siete nidadas respectivamente, lo que correspondió a ocho, 16 y 21 pichones. La única causa de pérdida de pichones identificada fueron los conflictos con golondrinas, lo que evidencia como los procesos que favorezcan el acceso al bosque de esta especie pueden afectar las tendencias poblacionales del Rayadito (ver Cap. 7). En la temporada 2016 se observaron dos pichones muertos en nido cubiertos de ectoparásitos. Si bien los ectoparásitos son considerados como causa de muerte cuando se encuentran pichones muertos en nido (De la Maza 2013), con la información obtenida en este trabajo no podemos validar o descartar esa hipótesis.



Tabla 5.6 Comparación de parámetros reproductivos del Rayadito en poblaciones del centro-sur de Chile con respecto al Centro-oeste de Chubut según área de estudio, tipo de nido, y tipo de bosque predominante. Medias $\pm$ desvío estándar, “n” (entre paréntesis) y porcentajes según corresponda.

Área de estudio	Tipo de nido	Tipo de bosque predominante	Tamaño de puesta	Tamaño de nidada	Éxito de eclosión (%)	Éxito de emancipación (%)	Éxito reproductivo	Autores
Centro-Oeste de Chubut	Cavidad natural	<i>Nothofagus antarctica</i>	4,4 $\pm$ 0,8 (25)	3,6 $\pm$ 1,1 (52)	76,0 $\pm$ 39,9 (25)	63,9 $\pm$ 41,8 (26)	2,3 $\pm$ 1,6 (55)	Garcia Betoño 2020
Isla Chiloé	Caja nido	<i>Nothofagus nitida</i>	4,3 $\pm$ 0,1(46)	4,1 $\pm$ 0,2(19)	-	-	<cavidad natural	Cornelius 2006
Isla Chiloé	Cavidad natural	<i>Nothofagus nitida</i>	-	-	-	46,9 $\pm$ 10(38)	4,1 $\pm$ 0,21(19)	Cornelius 2006
Isla de Chiloé	Caja nido	<i>Nothofagus</i> sp.	4,1 $\pm$ 0,8(30)	4,2 $\pm$ 0,7(22)	95,2 $\pm$ 10,2(26)	76,7 $\pm$ 31(26)	-	Moreno et al. 2005
Región de Maule	Caja nido	Plantación de <i>Pinus radiata</i>	3,3 $\pm$ 0,7(22)	2,9 $\pm$ 0,8(19)	89,0 $\pm$ 16,0(19)	72,0 $\pm$ 44(19)	-	Quilodrán et al. 2012
Pucón (Bosque primario >700 m.)	Caja nido	<i>Nothofagus</i> sp.	3,9 $\pm$ 1,1	3,7 $\pm$ 1,1	<30	11	-	De la Maza 2013
Pucón (Bosque secundario <700 m.)	Caja nido	<i>Nothofagus</i> sp.	4,7 $\pm$ 0,7	4,4 $\pm$ 0,8	<50	53	-	De la Maza 2013
Parque Nacional Fray Jorge	Caja nido	<i>Aextoxicon punctatum</i>	2,4 $\pm$ 0,6	-	-	-	-	Quirici et al. 2016
Isla Navarino	Caja nido	<i>Nothofagus pumilio/antarctica</i>	4,6 $\pm$ 0,8	-	-	-	-	Quirici et al. 2016



5.4.3 Densidad de parejas nidificantes

Durante las tres temporadas de estudio la densidad de parejas nidificantes fue mayor en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I, y no se observaron diferencias significativas ni entre temporadas ni entre sitios. El número de nidos por hectárea se relacionó positivamente con la disponibilidad de cavidades ($r=0,59$) y con el DAP ($r=0,58$). Si bien el sitio con bosque Denso sin manejo posee una mayor cantidad de cavidades disponibles, el sitio Pq I concentra una mayor cantidad de variables estructurales (DAP, sanidad, cobertura arbórea, etc.) y de cavidades cuyas variables fueron seleccionadas por el Rayadito (ver Cap. 4), lo que resulta en la mayor densidad de parejas observada en este sitio.

Los resultados presentados en este capítulo sugieren que pueden existir estrategias de compensación en el Rayadito que permitirían mantener performances reproductivas similares entre sitios sujetos a diversos tipos de manejo. Sin embargo, las diferencias en las densidades de parejas nidificantes entre sitios nos alerta sobre como la falta de estrategias de manejo ecológicamente sustentable del bosque, fundamentalmente a través de la disminución en la disponibilidad de cavidades (ver también Cornelius 2006) o del aumento de la transitabilidad, pueden afectar negativamente la dinámica poblacional de la especie.



Capítulo VI

Estrategias de forrajeo del Rayadito y disponibilidad de presas en los ñirantales sujetos a diferentes tipos de manejo

6.1 Introducción

Las aves insectívoras son un componente destacado en muchos biomas dado que son el gremio más abundante, regulan redes tróficas y realizan una variedad de funciones ecosistémicas (Razeng y Watson 2014), entre ellas regular la abundancia de artrópodos consumidores de follaje (ver Gunnarsson 1996, De la Maza 2013). Sin embargo, varios autores (Willis 1979, Johns 1991, Thiollay 1992, Canaday 1996, Naranjo y Chacón de Ulloa 1997) indican que las actividades humanas impactan negativamente la abundancia de los representantes de este gremio a través de diferentes mecanismos, entre los que se pueden mencionar; generación de cambios micro-climáticos en el ambiente, los que alteran la disponibilidad de presas; incremento de la especialización ecológica de las especies, lo que incrementa su sensibilización a nuevos cambios en el ecosistema; mayor exposición a eventos de depredación o de competencia con otras aves, como por ejemplo especies omnívoras adaptadas a las perturbaciones; entre otros. A diferencia de lo que ocurre con especies frugívoras, nectarívoras o granívoras, las relaciones entre diferentes aspectos de la biología de especies insectívoras y la disponibilidad de alimento ha sido poco estudiada (Walters et al. 1999, Wilson et al. 1999, Razeng y Watson 2014). A pesar de ello, diversos autores reportan para la Región Neotropical la sensibilidad de los insectívoros al cambio de disponibilidad de presas (Canaday 1996, Naranjo y Chacón de Ulloa 1997).

En relación a los bosques andino-patagónicos, varios autores (Lantschner 2005, Lencinas et al. 2005, Grigera y Pavic 2007, Lantschner y Rusch 2007, Szulkin 2017) reportan que el gremio de aves predominante en estos bosques es el de los insectívoros, debido principalmente a que los artrópodos se encuentran presentes durante todo el año en todos los ambientes (Gonc 2014, Szulkin 2017), aunque presentando picos de actividad durante los meses más cálidos (Gonc 2014). A pesar de su abundancia, y como ocurre en otras regiones del mundo (ver arriba), estas aves están expuestas a los impactos de la actividad humana. A modo de ejemplo se puede indicar que en rodales



de Lengua (*Nothofagus pumilio*) intervenidos aumenta considerablemente el desarrollo de sotobosque, lo que resulta en el incremento de la oferta de semillas, flores y frutos y en la disminución de la abundancia de insectos, lo cual afecta negativamente a las especies insectívoras (Deferrari et al. 2001, Spagarino et al. 2001, citado de Szulkin 2017).

Con respecto a la problemática expuesta más arriba, Casaux y Tartara (2012) analizaron la disponibilidad de sitios de alimentación para dos especies insectívoras nidificantes de cavidades primarias en ñirantales, los carpinteros Gigante (*Campephilus magellanicus*) y Bataráz Grande (*Veniliornis lignarius*), y reportaron que las modificaciones generadas en el ambiente producen alteraciones en la dinámica de estas especies con requerimientos de hábitat específicos y, por lo tanto, son fuertemente susceptibles a ser afectados por las modificaciones en la estructura de los bosques. A pesar de dicha aproximación, hasta la fecha no se han realizado estudios similares en otras especies insectívoras nidificantes de cavidades del bosque de Ñire. En este capítulo se analizarán las estrategias de forrajeo del Rayadito, una especie considerada clave para los procesos de los bosques andino patagónicos (Lantschner y Rusch 2007), y la disponibilidad de presas potenciales en los diferentes sitios de muestreo considerados en esta tesis dado que los diferentes usos a los que fueron sometidos estos ñirantales producen un significativo y variado impacto sobre las comunidades vegetales, de artrópodos y de aves (Szulkin 2017).

Objetivo General:

- El Objetivo de este capítulo es analizar las estrategias de forrajeo del Rayadito y estimar la disponibilidad de presas potenciales en los diferentes sitios de muestreo.

Objetivos específicos:

- Determinar las estrategias de forrajeo del Rayadito.
- Determinar los sustratos de alimentación utilizados por el Rayadito.
- Estimar la disponibilidad de presas potenciales en los diferentes sitios de muestreo.
- Correlacionar la abundancia de los diferentes Órdenes de artrópodos con la cantidad de nidos activos en la temporada 2017.



Hipótesis:

- Dado que el Rayadito es una especie plástica, las estrategias de forrajeo y la utilización de los sustratos de alimentación variarán en función del ambiente.

Predicciones:

- El Rayadito utilizará estrategias de forrajeo y estratos de alimentación de acuerdo a la estructura del ambiente.
- La cantidad de nidos activos de Rayadito no se correlacionará con la abundancia de los diferentes órdenes de artrópodos.

6.2 Materiales y Métodos

6.2.1 Observación de estrategias de forrajeo

En las temporadas reproductivas 2016-17 y 2017-18 (en adelante 2016 y 2017 respectivamente) se realizaron observaciones *Ad-libitum* (ver Altmann 1974) de rayaditos forrajeando en los diferentes sitios de muestreo considerados en este estudio. Al observarse un individuo forrajeando se registró la conducta instantánea del individuo y se describió el tipo de sustrato donde se estaba alimentado (árbol, arbusto y suelo); la especie, el diámetro a la altura del pecho (DAP), la sanidad (ver Cap. 3), y la sección (follaje, tronco, rama seca y rama verde hasta 3 metros de altura) del árbol utilizado. Para lograr independencia de muestras, antes de registrar otra observación se recorrió al menos 50 metros (De La Maza 2013).

6.2.2 Disponibilidad de presas

En la temporada 2017 se realizaron muestreos de artrópodos asociados a dosel y tronco. Los sitios de muestreo de artrópodos se ubicaron en la intersección de las áreas de búsqueda de nidos (ver Cap. 2, ABN) de cada sitio. Los sitios convertidos a pastura (Pt I y Pt II) fueron desestimados de este análisis por no contar con la presencia de rayaditos.

Para el muestreo de artrópodos asociados al dosel, se seleccionaron ramas de las tres especies vegetales más abundantes del estrato arbóreo y/o arbustivo de cada sitio de muestreo, las que fueron rociadas con insecticida (Marca Raid – Casas y Jardines) a una altura de dos metros aproximadamente. Luego de 30 segundos de aplicado el insecticida las ramas fueron agitadas y los artrópodos que se desprendían de la mismas fueron recolectados en un bastidor de 3600 cm.² de superficie y de 1 mm.² de poro (Southwood



1989, News 1998). Los artrópodos recolectados en el bastidor fueron preservados en alcohol etílico al 70% hasta su análisis en el laboratorio donde fueron identificados y contados.

Para el muestreo de artrópodos asociados al tronco de árboles se colocaron trampas “Sticky-traps” en los tres ejemplares más próximos al punto de muestreo, teniendo cada una de ellas una orientación diferente. Cada trampa consistió en un plástico laminar de 10 micras de espesor y 900 cm.² de superficie (30 cm. x 30 cm.). Los plásticos fueron cubiertos con pegamento y permanecieron en el terreno por un período de 24 horas. En el laboratorio los invertebrados capturados fueron identificados y contados utilizando una lupa estereoscópica. Tanto los individuos capturados en dosel como en tronco fueron identificados hasta orden.

Se estimaron los siguientes índices para los diferentes órdenes de individuos capturados:

Riqueza específica (S)

La riqueza se define por el número de órdenes presentes (Moreno 2001, Magurran 2003).

Índice de Diversidad de Shannon – Weaver (H)

Se define por la cantidad de órdenes que existen en la muestra y la cantidad relativa de individuos que hay para cada uno de los órdenes y se expresa como:

$$H = -\sum (p_i * \ln p_i)$$

donde p_i es el número de individuos del orden “i” sobre número total de individuos para todas los órdenes en la comunidad (n_i/N). Cuando H es igual a cero la muestra contiene un solo orden.

Equitatividad de Pielou (1969) (E)

Este índice evalúa la proporción de diversidad observada en relación a la máxima diversidad esperable (Krebs 1985, Moreno 2001, Magurran 2003, citado de Szulkin 2017) y se expresa como:

$$E = H / \ln S$$



donde H es el Índice de Diversidad de Shannon-Weaver y S es la Riqueza de Órdenes. Si todos los órdenes presentan la misma abundancia la Equitatividad debería ser máxima y, por lo tanto, debería decrecer tendiendo a cero a medida que las abundancias relativas se hagan menos equitativas.

6.2.3 Análisis estadísticos

6.2.3.1 Estrategias de forrajeo

Las variables cualitativas sustrato de alimentación y sección del árbol, fueron transformadas y posteriormente fueron tratadas con un Test de Chi Cuadrado para determinar si existieron diferencias entre temporadas y entre sitios. Se realizaron test no paramétricos para determinar las diferencias en el DAP y sanidad de los árboles entre temporadas (U Mann-Whitney) y entre sitios (Kruskal-Wallis) de muestreo, ya que no se cumplieron con los supuestos para realizar pruebas paramétricas. Cuando las diferencias de las variables DAP y sanidad en los diferentes sitios de muestreo fueron significativas, se realizó la prueba U de Mann-Whitney (Wilcoxon) por pares para identificar las diferencias entre los grupos, y la corrección de Bonferroni para comparaciones múltiples (Zar 1984).

6.2.3.2 Disponibilidad de presas

Se realizó estadística descriptiva para determinar las medias y desvíos estándar del número de individuos por orden. A modo descriptivo, tanto en tablas como en figuras, se diferenciaron los individuos capturados por tipo de trampa (“dosel” y “Sticky-trap”), en tanto que en los análisis estadísticos que se detallan a continuación se consideró el total de individuos sin diferenciar el tipo de colecta para determinar la estructura de la comunidad de artrópodos en cada sitio y mes. Se realizaron test no paramétricos de Kruskal-Wallis para determinar si existían diferencias en el número de individuos y en los índices biológicos (S , H y E) entre los sitios de muestreo y los meses de la temporada 2017, y una matriz de correlación para estimar la posible asociación entre presas potenciales y nidos activos de Rayadito.



6.3 Resultados

6.3.1 Observación de estrategias de forrajeo

6.3.1.1 Sustrato de alimentación

En total se realizaron 288 observaciones de individuos alimentándose (146 y 142 en 2016 y 2017 respectivamente). Los árboles fueron marcadamente el sustrato más utilizado en ambas temporadas por el Rayadito para alimentarse (94,8 %; Tabla 6.1; Fig. 6.1), seguidos por arbustos (3,5%), de los cuales el 90% perteneció a la especie *Schinus patagonicus*, suelo (1,4%), y caza en vuelo (0,3%). Todos los árboles utilizados para alimentarse por el Rayadito fueron ñires, los que presentaron un DAP promedio de 33,71 centímetros (Fig. 6.2) y estuvieron predominantemente sanos (92% en promedio) (Fig. 6.3). No se observaron diferencias significativas entre temporadas en el tipo de sustrato utilizado ($X^2 = 7,67$; g.l. 3; $p > 0,05$), ni en el DAP ($U = 8,84$; $p > 0,05$) y estado sanitario ($U = 7,62$; $p > 0,05$) de los árboles utilizados.

Tabla 6.1 Número de observaciones (n) y porcentaje (%) de tipo de sustrato utilizado para alimentación por el Rayadito en las temporadas 2016, 2017 y el total.

	2016		2017		Total	
Sustrato	n	%	n	%	n	%
Árbol	139	95,2	134	94,4	273	94,8
Arbusto	7	4,8	3	2,1	10	3,5
Suelo	0	0	4	2,8	4	1,4
Vuelo	0	0	1	0,7	1	0,3



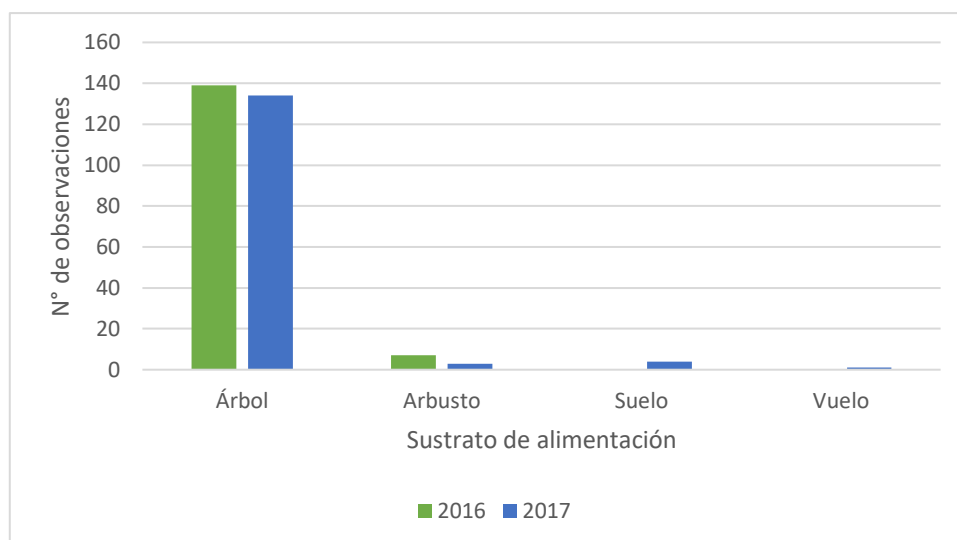


Fig.6.1 Número de observaciones de alimentación por tipo de sustrato y por temporada de muestreo (n=288).

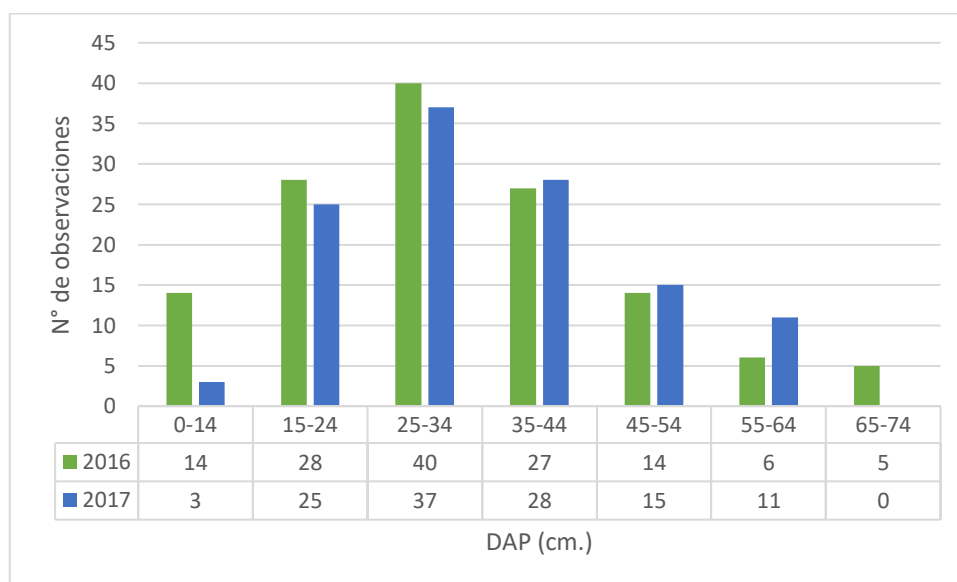


Fig.6.2 Número de observaciones de alimentación por DAP y por temporada de muestreo (n=253).



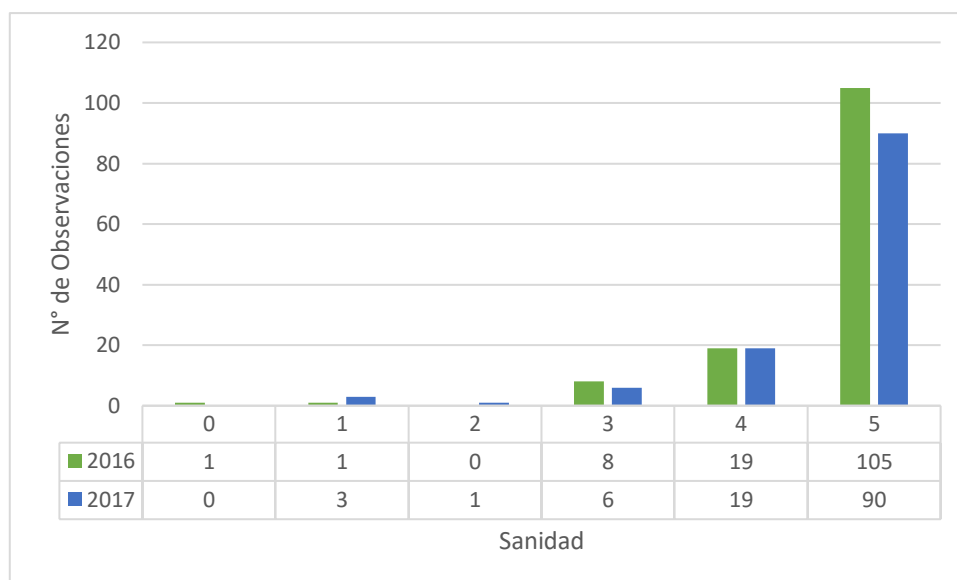


Fig.6.3 Número de observaciones de alimentación por temporada según categoría de sanidad del árbol utilizado (n=253).

En todos los sitios de muestreo se observó el mismo patrón de uso de sustratos de alimentación descrito previamente ($\chi^2 = 10,46$; g.l.=12; $p > 0,05$), siendo los árboles largamente el sustrato más utilizado (Tabla 6.2, Fig. 6.4). El DAP de los árboles utilizados para alimentación difirió entre sitios (KW- $\chi^2 = 111,9$; g.l.=4; $p < 0,001$; Fig.6.5), observándose que en los sitios con extracción de leña por parquizado el tamaño de los árboles fue significativamente mayor que en el resto de los sitios (Bonferroni, $p < 0,001$). La sanidad de los árboles utilizados también difirió entre sitios (KW- $\chi^2 = 28,35$; g.l.=4; $p < 0,001$; Fig.6.6) dado que en los sitios Pq I y Denso los rayaditos utilizaron árboles de peor estado sanitario que en el resto de los sitios (Bonferroni, $p < 0,05$).

Tabla 6.2 Número de observaciones (n) y porcentaje (%) de tipo de sustrato utilizado para alimentación por el Rayadito en los diferentes sitios de muestreo.

Sustrato	Árbol		Arbusto		Suelo		Vuelo	
	n	%	n	%	n	%	n	%
Denso	24	96	1	4	0	0	0	0
Pq I	82	93,2	3	3,4	3	3,4	0	0
Pq II	46	97,9	0	0	1	2,1	0	0
Mn I	64	95,5	3	4,5	0	0	0	0
Mn II	57	93,4	3	4,9	0	0	1	1,6



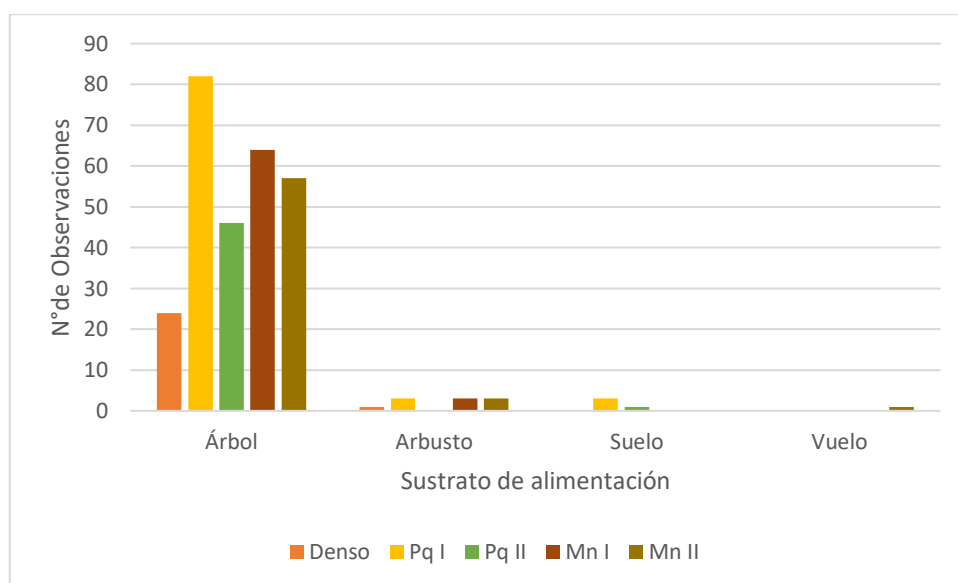


Fig.6.4 Número de observaciones de alimentación por tipo de sustrato y por sitio de muestreo (n=288).

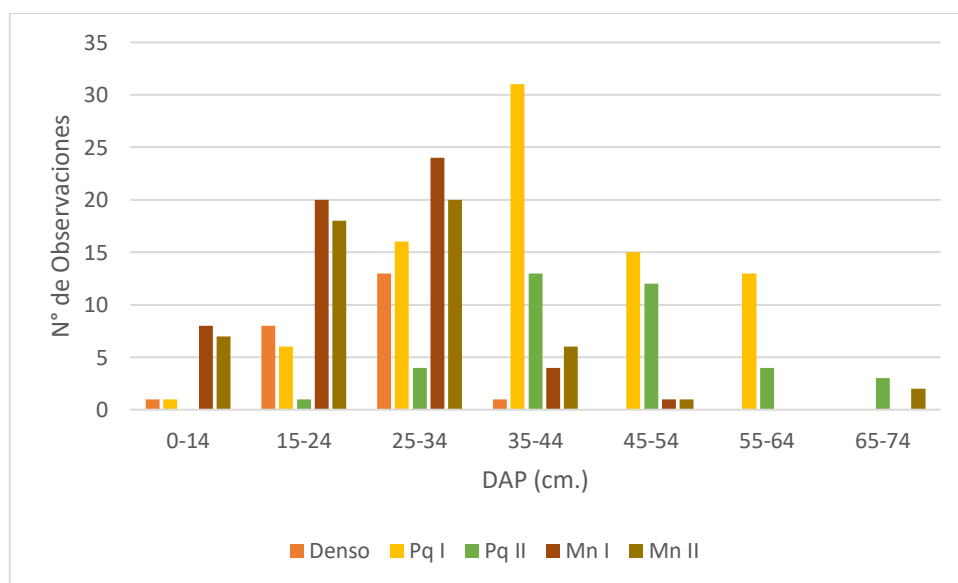


Fig.6.5 Número de observaciones de alimentación por DAP por sitio de muestreo (n=253).



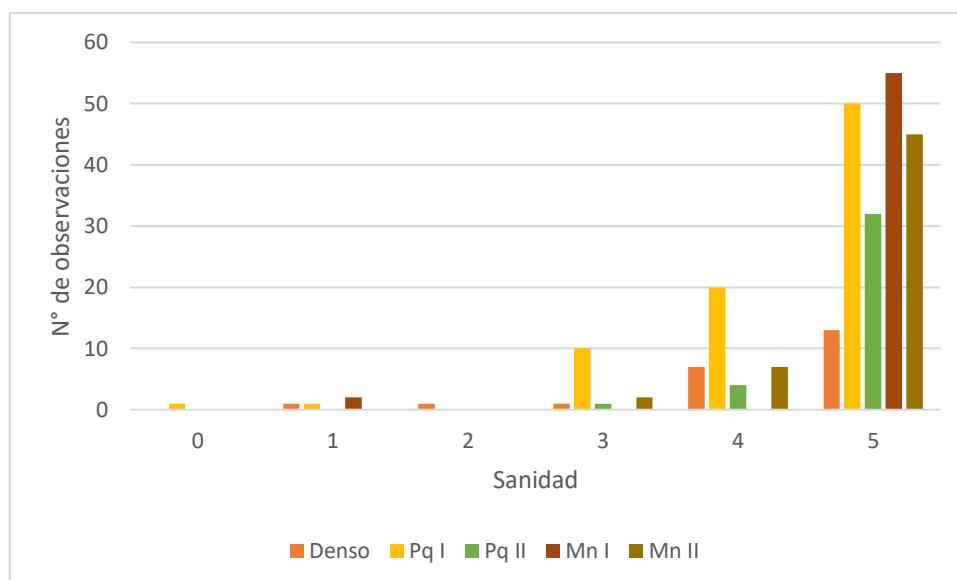


Fig.6.6 Número de observaciones de alimentación por categoría de sanidad del árbol y por sitio de muestreo (n=253).

6.3.1.2 Secciones del árbol

La sección del árbol más y menos utilizadas para alimentación en ambas temporadas fueron el follaje (57,7%) y las ramas secas (4,0%) respectivamente (Tabla 6.3, Fig. 6.7). No se observaron diferencias significativas entre temporadas en la sección del árbol utilizada para alimentación ($X^2=1,68$; g.l.=3; $p>0,05$). Al igual que entre temporadas, la sección del árbol más utilizada en los diferentes sitios fue el follaje (47,4-67,6%) y las menos utilizadas fueron las ramas secas (0,0-8,7%) (Tabla 6.4, Fig.6.8) y no se observaron diferencias significativas entre sitios el uso de la sección del árbol ($X^2=16,46$; g.l.=12; $p>0,05$).

Tabla 6.3 Número de observaciones (n) y porcentaje (%) de sección del árbol utilizada para alimentación por el Rayadito en las temporadas 2016 y 2017.

Sección	2016		2017		Total	
	n	%	n	%	n	%
Tronco	40	29,9	40	33,6	80	31,6
Follaje	77	57,5	69	58	146	57,7
Rama seca	7	5,2	3	2,5	10	4,0
Rama verde	10	7,5	7	5,9	17	6,7



Tabla 6.4 Número de observaciones (n) y porcentaje (%) de sección del árbol utilizada para alimentación por el Rayadito en los diferentes sitios de muestreo

	Denso		Pq I		Pq II		Mn I		Mn II	
Sección	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Tronco	4	17,4	24	29,3	11	29,7	23	40,4	18	33,3
Follaje	13	56,5	48	58,5	25	67,6	27	47,4	33	61,1
Rama seca	2	8,7	4	4,9	0	0	4	7,0	0	0,0
Rama verde	4	17,4	6	7,3	1	2,7	3	5,3	3	5,6

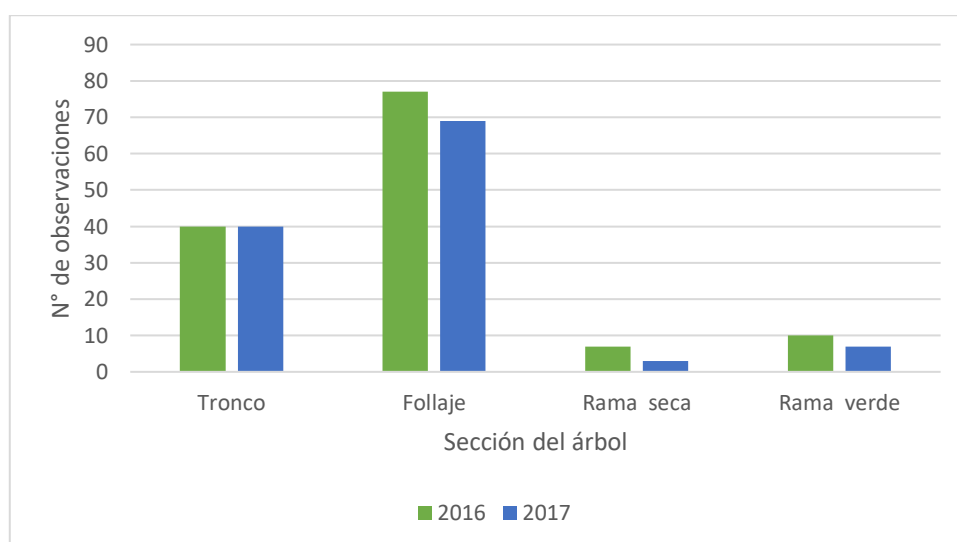


Fig.6.7 Número de observaciones de alimentación por sección del árbol utilizada por temporada (n=253).

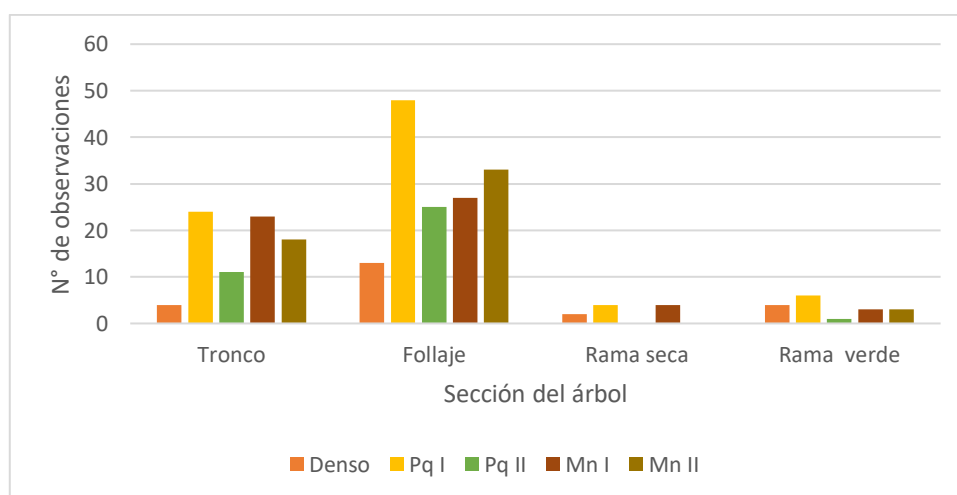


Fig.6.8 Número de observaciones de alimentación por sección del árbol utilizada y por sitio de muestreo (n=253).



6.3.2 Disponibilidad de presas

El total de individuos capturados en los diferentes sitios de muestreo en la temporada 2017 fue 1570, los cuales pertenecieron a 10 órdenes, predominando el orden Diptera en todos los sitios (Tabla 6.5, Fig.6.9). No se observaron diferencias significativas entre sitios en la abundancia de los individuos de cada Orden ($KW-X^2=0,44$; g.l.=10; $p>0,05$; Fig. 6.10 y 6.11). La riqueza (S), la diversidad (H) y la equitatividad (E) de los órdenes no difirieron entre los sitios de muestreo ($KW-X^2=0,4$; g.l.=4; $p>0,05$) (Tabla 6.6).

Tabla 6.5 Número de individuos de los Órdenes muestreados en 2017 por sitio de muestreo.

2017	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II	Total
Indeterminado	9	3	5	10	7	34
Coleoptera	4	12	15	9	11	51
Larva Lepidoptera	1	2	0	3	0	6
Lepidoptera	13	4	3	1	15	36
Colembola	1	3	3	4	0	11
Psocoptera	1	0	1	0	1	3
Araneae	4	4	5	3	4	20
Hemiptera	3	1	6	6	4	20
Himenoptera	11	7	17	5	5	45
Diptera	284	210	206	237	406	1343
Neuroptera	1	0	0	0	0	1

Tabla 6.6 Media, ($\pm$) desvío estándar, número total e índices biológicos (S, riqueza; H, Shannon-Wiener; y E, equitatividad) de individuos por sitio de muestreo.

2017	Denso	Pq I	Pq II	Mn I	Mn II
Media	30,2 $\pm$ 84,3	22,4 $\pm$ 62,3	23,7 $\pm$ 60,7	25,3 $\pm$ 70,3	41,2 $\pm$ 121,1
Total	332	246	261	278	453
S	10	8	9	8	7
H	0,68	0,70	0,89	0,69	0,50
E	0,30	0,34	0,40	0,33	0,26



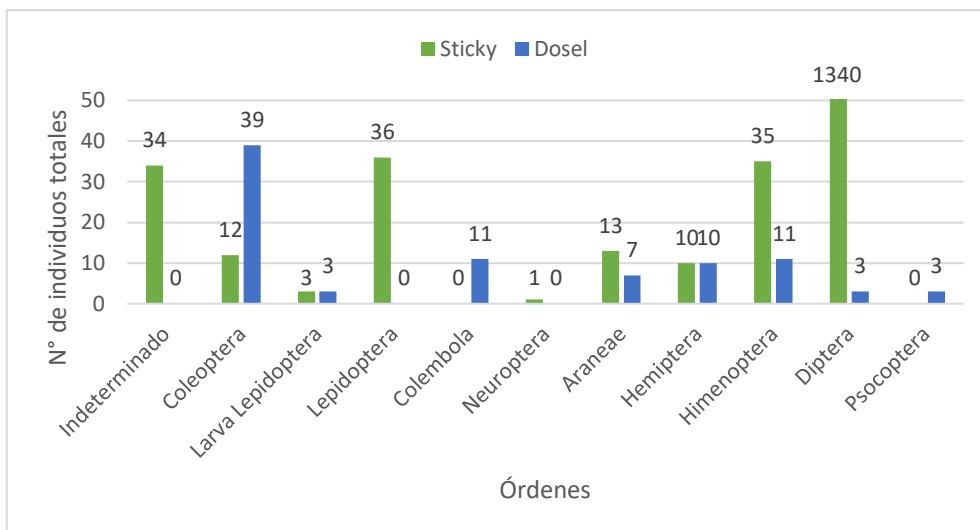


Fig. 6.9 Número de individuos por Orden y por tipo de trampa (Sticky-trap y Dosel) para todos los sitios de muestreo en la temporada 2017.

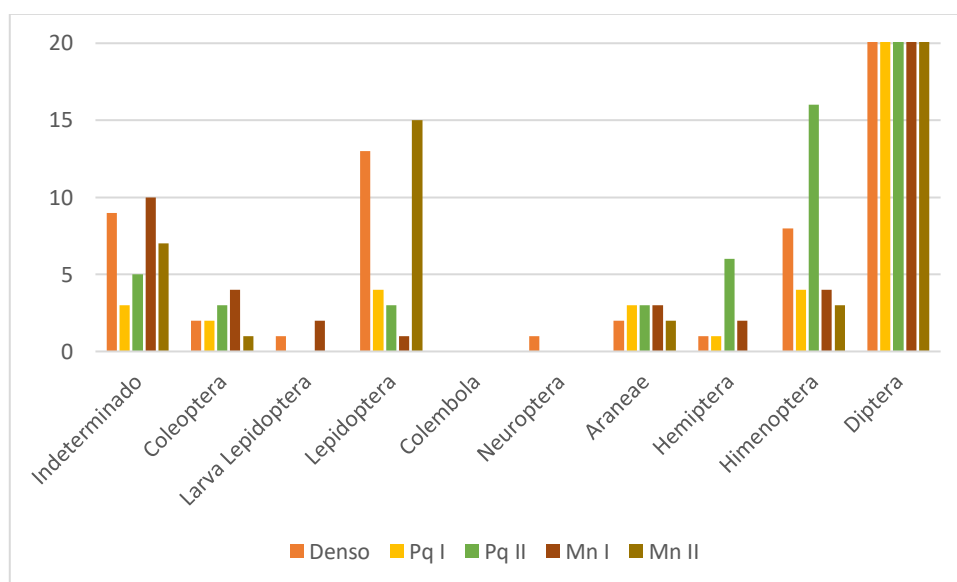


Fig. 6.10 Número de individuos por Orden capturados con "Sticky-trap" para todos los sitios de muestreo en la temporada 2017; "n" del Orden Díptera (ver Anexo 4, Tabla 5).



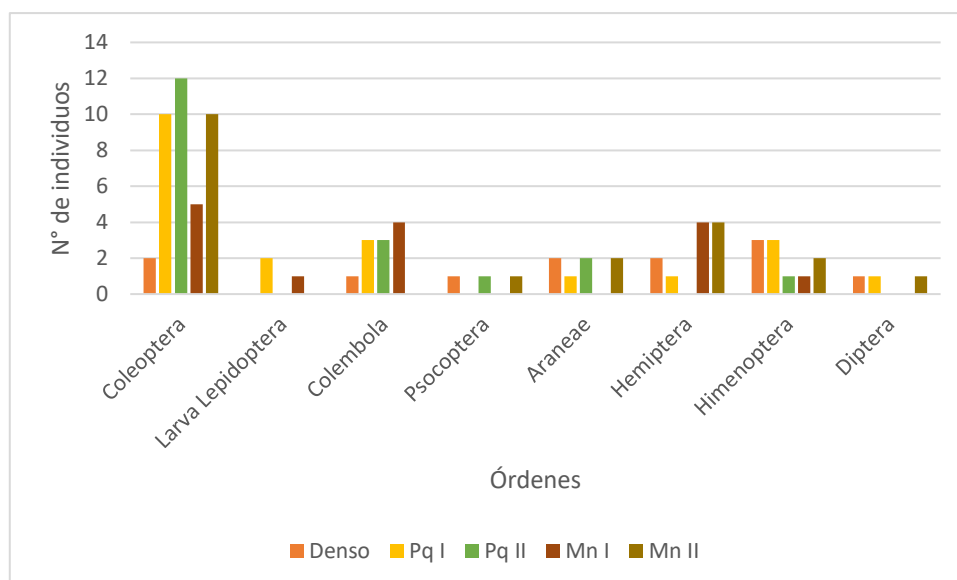


Fig.6.11 Número de individuos por Orden capturados en “Dose” para todos los sitios de muestreo en la temporada 2017.

No se observaron diferencias significativas entre los diferentes meses de muestreo en el número de individuos capturados de cada Orden (Tabla 6.7, Fig. 6.13) ($KW-X^2=0,43$; g.l.=4 $p>0,05$; Fig.6.12), ni en la riqueza (S), diversidad (H) y la equitatividad (E) de órdenes ($KW-X^2=0,4-1,0$; g.l.=4; $p>0,05$) (Tabla 6.8). Respecto a la disponibilidad de presas, en general estas aumentaron en cantidad entre septiembre y diciembre y luego disminuyeron en enero (Tabla 6.7), observándose también un aumento progresivo en la riqueza (S) a lo largo del muestreo, llegando a sus máximos en la etapa de emancipación de pichones (diciembre, Tabla 6.8, Fig. 6.13). Para identificar la posible asociación entre las presas potenciales y el período reproductivo del Rayadito, se realizó una matriz de correlación entre los nidos activos y la cantidad de individuos de cada orden de artrópodos por mes y por sitio. El orden Colembola fue el que presentó el mayor grado de correlación positiva ($r=0,84$) con el número de nidos activos en cada uno de los meses del período reproductivo, en tanto que el orden Himenoptera tuvo la menor correlación ($r=0,36$) (Tabla 6.9). A su vez, las larvas de Lepidoptera fueron las que presentaron el mayor grado de correlación positiva ($r=0,45$) con el número de nidos activos en cada sitio de muestreo y el orden Hemiptera fue el menos correlacionado ($r=-0,85$) (Tabla 6.10). El total de individuos de artrópodos correlacionó negativamente ($r=-0,53$) con el número de nidos activos en los sitios de muestreo.



Tabla 6.7 Número por mes y total de los individuos por órdenes en la temporada 2017.

Orden	Sept	Oct	Nov	Dic	Ene
Indeterminado	0	1	20	11	2
Coleoptera	0	4	9	29	7
Larva Lepidoptera	0	0	3	3	0
Lepidoptera	2	1	6	27	0
Colembola	0	5	4	2	0
Psocoptera	0	0	0	3	0
Araneae	3	1	9	4	2
Hemiptera	1	1	9	24	9
Himenoptera	1	3	7	23	11
Neuroptera	0	0	1	0	0
Diptera	123	63	470	594	92
Total	130	79	538	720	123

Tabla 6.8 Media, desvío estándar, número total e índices biológicos (S, riqueza; H, Shannon-Wiener; y E, equitatividad) de individuos capturados durante la temporada 2017.

	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene
Media	11,8±36,8	7,10±18,50	48,9±139,7	65,4±175,6	11,1±27,1
Total	130	79	538	720	123
S	5	7	9	9	9
H	0,3	0,5	0,3	0,4	0,5
E	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2



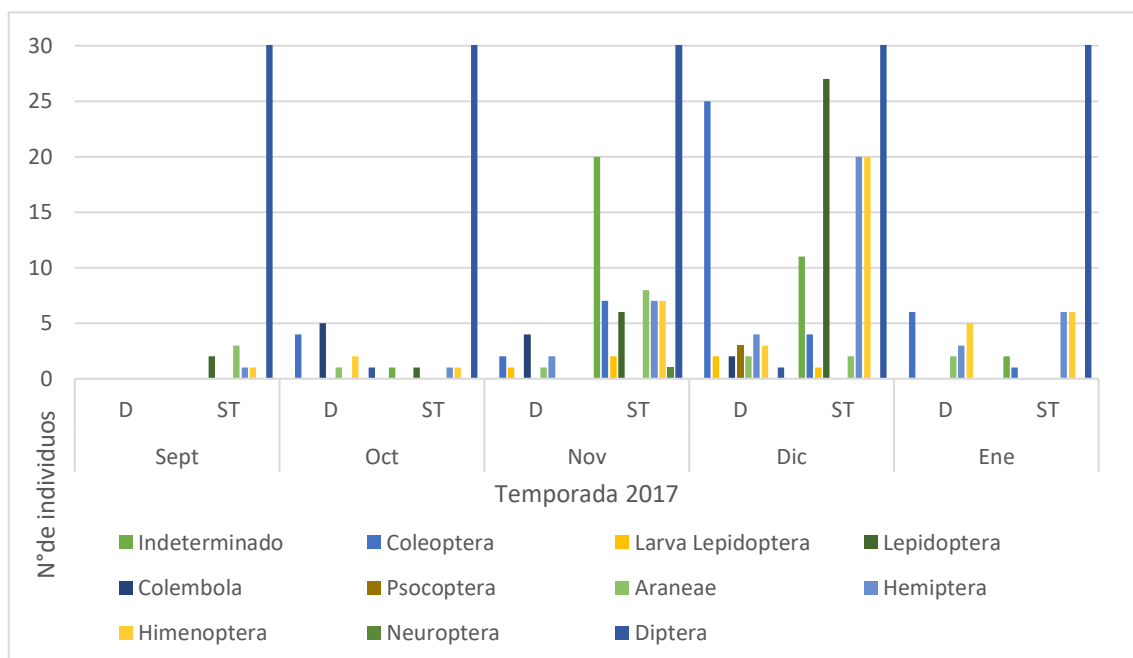


Fig.6.12 Número de individuos por Orden capturados en "Dose" (D) y "Sticky-trap" (ST) en los diferentes meses de muestreo de la temporada 2017. "n" del Orden Diptera (ver Anexo 4, Tabla 6).

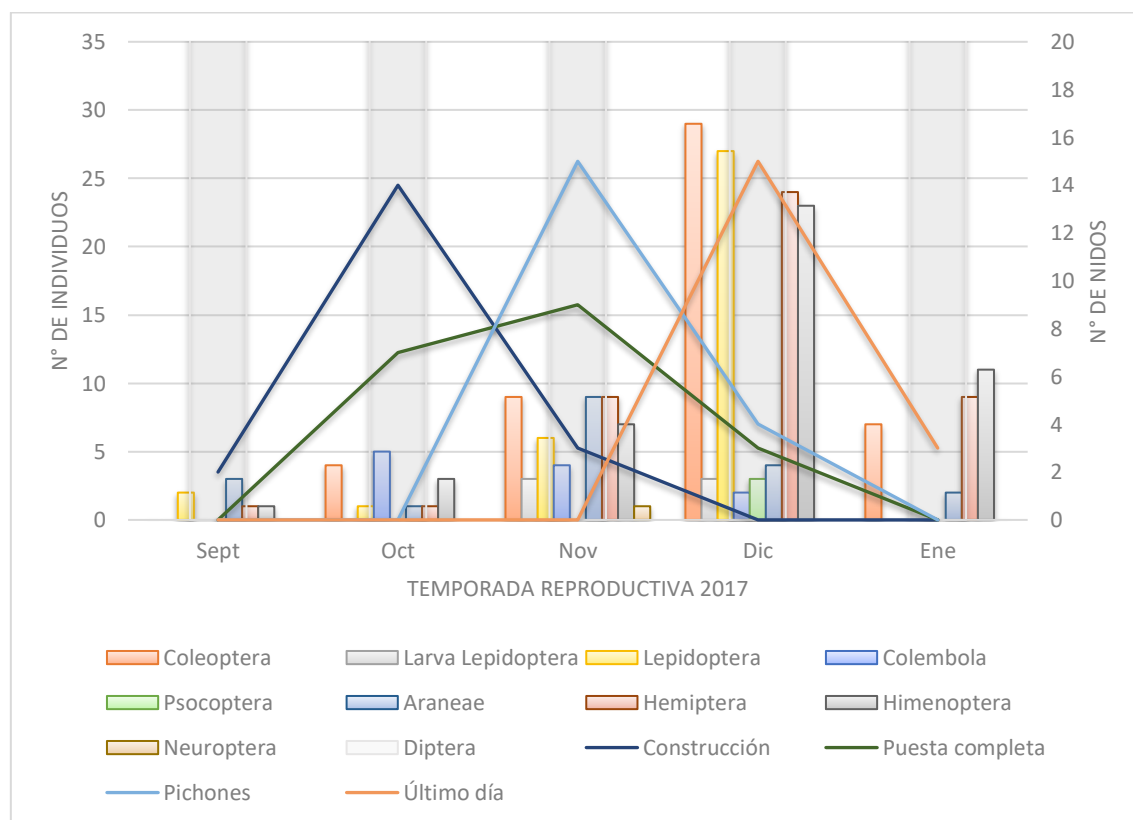


Fig.6.13 Número total de individuos por Orden (eje izquierdo) y número de nidos activos (eje derecho, ver Cap. 5) por etapa del período reproductivo en la temporada 2017. "n" del Orden Diptera (ver Anexo 4, Tabla 6).



Tabla 6.9 Resultados de la matriz de correlación entre los nidos activos y la abundancia de individuos de los diversos órdenes de artrópodos en la temporada reproductiva 2017.

Órdenes	Nidos activos
Colembola	0,84
Larva Lepidoptera	0,76
Diptera	0,69
Coleoptera	0,55
Lepidoptera	0,53
Araneae	0,51
Neuroptera	0,51
Hemiptera	0,43
Psocoptera	0,42
Himenoptera	0,36

Tabla 6.10 Resultados de la matriz de correlación entre los nidos activos y la abundancia de individuos de los diversos órdenes y total de individuos de artrópodos por sitios de muestreo.

Órdenes	Nidos activos
Colembola	0,24
Larva Lepidoptera	0,45
Diptera	-0,47
Coleoptera	-0,16
Lepidoptera	-0,19
Araneae	-0,09
Neuroptera	0,19
Hemiptera	-0,85
Psocoptera	-0,54
Himenoptera	-0,12

6.4 Discusión

Las estrategias de forrajeo utilizadas en mayor y menor medida por el Rayadito fueron la alimentación en el follaje de árboles y la caza en vuelo respectivamente. No se observaron diferencias significativas entre temporadas respecto al tipo de sustrato utilizado para alimentación, ni en el DAP (promedio 33,7 cm.) y estado sanitario (predominantemente sanos) de los árboles en los que se alimentaron, lo que sugiere una alta preferencia del Rayadito de árboles con tales características. Respecto a los diferentes sitios de muestro se observaron diferencias en el tamaño y sanidad de los árboles utilizados para alimentación, siendo mayor el DAP en los sitios con extracción de leña por parquizado y menor la sanidad en los sitios Pq I y Denso. Estas diferencias se deben a la estructura particular del bosque de cada sitio (ver Cap. 3). En relación al



uso de los árboles, los rayaditos utilizaron preferentemente el follaje y en segunda medida los troncos para alimentarse. Estos resultados son coincidentes con lo observado por De la Maza (2013) y Vuilleumier (1967) en Chile. A diferencia de ello, Jaksic y Feinsinger (1991) reportan que el Rayadito se alimenta principalmente en troncos de árboles y en segunda instancia en su follaje. Sin embargo, De la Maza (2013) observó que el uso del tronco como sustrato de alimentación difirió entre bosque primarios de altura y secundarios, por lo que la intensidad de uso del tronco como sustrato de alimentación dependerá de la estructura del bosque, las especies de árboles que lo conformen, y la disponibilidad de presas asociadas a dichos ambientes.

En relación a la caza en vuelo, este es el primer registro de esa estrategia de forrajeo para la especie. El 3 de diciembre de 2017 en el sitio con extracción de leña por manchones Mn II, cuando se intentaba identificar un sitio de nidificación, se observó que un individuo capturó en vuelo un lepidóptero mientras se desplazaba entre dos manchones de árboles.

En el inicio de las temporadas reproductivas (agosto-septiembre) se observó a los rayaditos alimentándose sobre yemas de Ñire. Si bien el Rayadito es considerado como netamente insectívoro (Vuilleumier 1967, De la Maza 2013, Espíndola-Hernández 2017), recientemente se lo ha reportado alimentándose de semillas de *Pinus radiata* (Estades 2001) y de *Mytenus magellanica* (McGehee 2007) y frutos de *Berberis* sp., *Ribes* sp. y *Gunnera* sp. (del Hoyo et al. 2010, Povedano y Bisheimer 2016), por lo que debería ser considerado como una especie insectívora y secundariamente frugívora (ver también Jaksic y Feinsinger 1991, Estades 1997, Gonzalez -Gómez et al. 2006).

Respecto a la disponibilidad de artrópodos, no se observaron diferencias significativas en la abundancia de individuos, órdenes e índices biológicos entre los diferentes meses ni entre los sitios de muestreo. Esto se condice con lo reportado por Szulkin (2017) para los mismos sitios de muestreo, quien indica que la temperatura es la principal variable que afecta y determina los patrones de distribución y abundancia de artrópodos en bosques de Ñire, independientemente del tipo de impacto al que fueron sometidos. A su vez, se observó que la abundancia de individuos de todos los órdenes muestreados se correlacionó positivamente con la cantidad de nidos activos en cada mes del período reproductivo, siendo esta relación mayor para los colémbolos ($r=0,84$) y larvas de



lepidópteros ($r=0,76$). También se observó un aumento de la Riqueza (S) y de la abundancia de la comunidad de artrópodos en la etapa de emancipación de pichones, especialmente de lepidópteros, coincidiendo el pico de lepidópteros con el pico de emancipación de pichones (Fig. 6.13). A su vez, se observó que la cantidad de nidos activos en los diferentes sitios de muestreo se correlacionó positivamente solo con las larvas de Lepidoptera ($r=0,45$) y los colémbolos ($r=0,24$). En relación a todas estas observaciones, las larvas de lepidópteros parecen tener un rol fundamental en la determinación de la densidad de parejas nidificantes de Rayadito y en el éxito de emancipación de sus pichones en bosques de Ñire del centro-oeste de Chubut. En coincidencia con ello, Lack (1950, citado de Rack la Maza 2013) postuló que la época reproductiva de varias especies de aves insectívoras está adaptada y sincronizada con la abundancia de larvas de Lepidoptera, particularmente en las fechas de puesta, incubación y desarrollo de polluelos (Lack 1968, Daan et al. 1988, De la Maza 2013). En relación al Rayadito en particular, diversos autores (Hahn et al. 2010, De la Maza 2013, Espíndola-Hernández et al. 2017) también resaltaron la importancia de las larvas y adultos de lepidópteros en la dieta de los pichones en el centro-sur de Chile. Como se observa en este trabajo y en los desarrollados en Chile, existe una fuerte asociación del Rayadito con adultos y larvas de lepidópteros.



Capítulo VII

Distribución espacial de nidos de Rayadito y descripción de conflictos inter-específicos asociados a los sitios de nidificación

7.1 Introducción

En la mayoría de los paisajes modificados por la actividad humana, la degradación y la fragmentación del hábitat ocurren simultáneamente (Armstrong 2005, Harrison y Bruna 1999, citado de Cornelius 2006). El cambio en la estructura del bosque altera la disponibilidad, variedad y cantidad de alimento y de sitios de nidificación y la transitabilidad dentro del mismo, lo que una su vez altera la estructura primaria de la comunidad de aves y las dinámicas poblacionales de las aves asociadas (Lantschner y Rusch 2007, Szulkin 2017). Los efectos negativos del clareo del bosque sobre la avifauna asociada fueron reportados por diversos autores en el hemisferio norte (Norton y Hannon 1997, Hobson y Schieck 1999, Rodelwald y Yahner 2000), donde se observa una disminución de las especies netamente de bosque y un ingreso de aves originalmente asociadas a espacios abiertos, dinámica que está determinada en función de la superficie de bosque afectada y de la intensidad de la intervención (Campodron 2005). A su vez, la intensidad de la competencia por los recursos disponibles se encuentra positivamente correlacionada con la densidad poblacional de las especies competidoras (Newton 1998, citado de Ibañez 2015). Cornelius et al. (2008) resaltan el vacío de información que existe en la Región Neotropical sobre las interacciones y dinámicas de la comunidad de aves nidificantes de cavidades, e indican que se debería investigar el rol de la competencia y la predación en los procesos de selección de sitios de nidificación, en las dinámicas poblacionales de las especies involucradas y, en última instancia, la variación en la estructura de la comunidad.

La mayoría de las aves restringen sus actividades a un territorio que defienden contra otros individuos de la misma o de otra especie en algún momento del ciclo anual (Odum y Kuenzler 1955). La defensa territorial del Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) ha sido estudiada en la Isla de Chiloe, en la Isla Navarino y en Manquehue, Chile, (Ippi 2009) a través de sus despliegues y vocalizaciones. Ippi (2009) indica que el Rayadito muestra una marcada territorialidad tanto intra- como inter-específica, y que el “acoso”,



descripto como llamadas de alarma, es su único comportamiento de defensa. Además, diversos autores (Tomasevic y Estados 2006, Cornelius et al. 2008, Ippi 2009) indican que la agresividad en la defensa territorial en conflictos intra-específicos responde a la escasez de sitios de nidificación, lo que se ve acentuado en ambientes con intervención antrópica (Cornelius 2008, Ippi 2009).

En relación a lo antes mencionado, a través de análisis espaciales se estimó la distancia mínima de no solapamiento entre territorios de Rayadito en los diferentes sitios de muestreo. En este capítulo también se describen eventos de competencia inter-específica y, como caso de estudio, esto se analiza espacialmente en el sitio Pq I.

Objetivo General:

- Analizar los patrones de distribución espacial de nidos de Rayadito y describir los eventos de competencia inter-específica por los sitios de nidificación.

Objetivos específicos:

- Realizar análisis espaciales de la distribución de los nidos de Rayadito en los diferentes sitios de muestreo.
- Describir los conflictos inter-específicos observados entre Rayadito y otros nidificantes de oquedades.
- Identificar las características de los árboles y oquedades utilizados por las especies para las que se observaron conflictos.

Hipótesis:

- Dado que el Rayadito es una especie plástica, el patrón de nidificación no variará en función de la estructura del bosque.

Predicciones:

- La distribución de los nidos de Rayadito no se verá afectada ante la modificación de la estructura del bosque.

7.2 Materiales y Métodos

Las tareas de campo se desarrollaron entre los meses de agosto y enero de las temporadas reproductivas 2015-16, 2016-17 y 2017-18 (en adelante 2015, 2016 y 2017 respectivamente). Con respecto a los nidos, estos fueron geo-referenciados mediante GPS y se utilizó el software QGIS para analizar los datos de las tres temporadas. En



primer lugar, se realizó la imagen aumentando en 30 puntos el contraste, posteriormente se re-proyectaron las coordenadas geográficas a UTM para poder establecer las distancias en metros. Se realizó una Matriz de Distancia Lineal ($N \times k3$, $k=1$) entre los nidos de Rayadito más próximos entre sí, en base a la cual se estimó la distancia mínima y la distancia media entre nidos en cada temporada para todos los sitios. Luego de ello se compararon las distancias mínimas y medias de cada sitio entre sí, a posteriori se realizó un análisis de Kruskal-Wallis con corrección Bonferroni (Zar 1984) de las distancias de la matriz de distancia del total de árboles-nido para cada sitio considerando las tres temporadas.

Además, y a modo de caso de estudio, en el sitio de muestreo con extracción de leña por parquizado Pq I, el cual presentó mayor densidad de parejas nidificantes (1,7 nidos/Ha., ver Cap.5), se corrió un análisis de “Vecino Más Próximo” para ver si existían agrupamientos de nidificación. Posteriormente, en todos los nidos de Rayadito identificados en el sitio Pq I en cada temporada de muestreo se realizaron dos buffers concéntricos con la distancia mínima de no solapamiento de territorio y la distancia media correspondiente a cada temporada, y se graficó la distribución de nidos de las otras especies nidificantes de cavidades. Además, se realizó un mapeo de los nidos por cada temporada para el sitio sobre la imagen satelital y se aumentó en un punto el tamaño de los nidos de las diversas especies para poder analizar visualmente la ubicación de los mismos en zonas de mayor densidad arbórea y en zonas de claros, ya que esto aporta información complementaria para comprender conflictos inter-específicos entre el Rayadito y/u otros nidificantes de oquedades.

Mediante observación directa *ad libitum* (ver Altmann 1974) se registraron los eventos asociados a la usurpación de cavidades y/o defensa territorial inter-específica. A su vez, con datos de uso de árboles para nidificación de la temporada 2015, mediante el índice de Ivlev (1961) en el sitio Pq I se estimó el grado de selectividad para las variables diámetro a la altura de pecho (DAP) y sanidad de los árboles (de acuerdo a la metodología descrita en el Capítulo 3), y altura, origen, área de abertura, orientación y profundidad de las cavidades de nidos de Rayadito y Golondrina para ver si una o varias de estas características del ambiente son explicativas respecto a los eventos de competencia inter-específica entre estas dos especies. El índice de Ivlev se define como:



$$IS = (U_{ix} - D_{ix}) / (U_{ix} + D_{ix})$$

siendo U_{ix} la proporción de uso de la categoría i de la variable x y D_{ix} la disponibilidad proporcional de la categoría i en relación al total de las categorías de la variable x . Los valores arrojados por el índice de Ivlev varían entre -1 y 1, indicando los valores mayores a 0 una selección positiva de la categoría de la variable en cuestión y los menores a 0 que dicha categoría no fue seleccionada de acuerdo a su disponibilidad.

7.3 Resultados

7.3.1 Análisis espaciales de la distribución de nidos de Rayadito

El Análisis de “Vecino Mas Próximo” en el sitio Pq I indicó para las tres temporadas un valor de Z superior a uno (Tabla. 7.1), por lo que se considera que los nidos estuvieron dispersos. La “Matriz de Distancia” reflejó que la distancia mínima entre nidos sin solapamiento fluctuó entre 27,7 y 36,1 metros entre temporadas y las distancias medias entre nidos variaron entre 41,8 y 62,2 metros entre temporadas (Tabla 7.1, Fig. 7.1-3). Las distancias resultantes de la matriz de distancia entre nidos difirieron significativamente entre sitios ($KW-X^2 = 37,87$ g.l.=4 $p < 0,001$), observándose los menores y los mayores valores en los sitios Pq I y Pq II respectivamente (tablas 7.2 y 7.3 y Fig. 7.4).

Tabla 7.1 Cantidad de nidos de Rayadito, índice de vecino más cercano, distancia mínima, media y desvío estándar en el sitio de extracción de leña por parquizado Pq I para las tres temporadas.

	2015	2016	2017
Nidos totales	11	11	11
Índice de vecino más cercano	1,0	1,1	1,6
Distancia mínima entre nidos sin solapamiento (m.)	27,7	32,0	36,1
Media (m.)	41,8	52,6	62,2
Desvío estándar	13,4	17,6	15,6



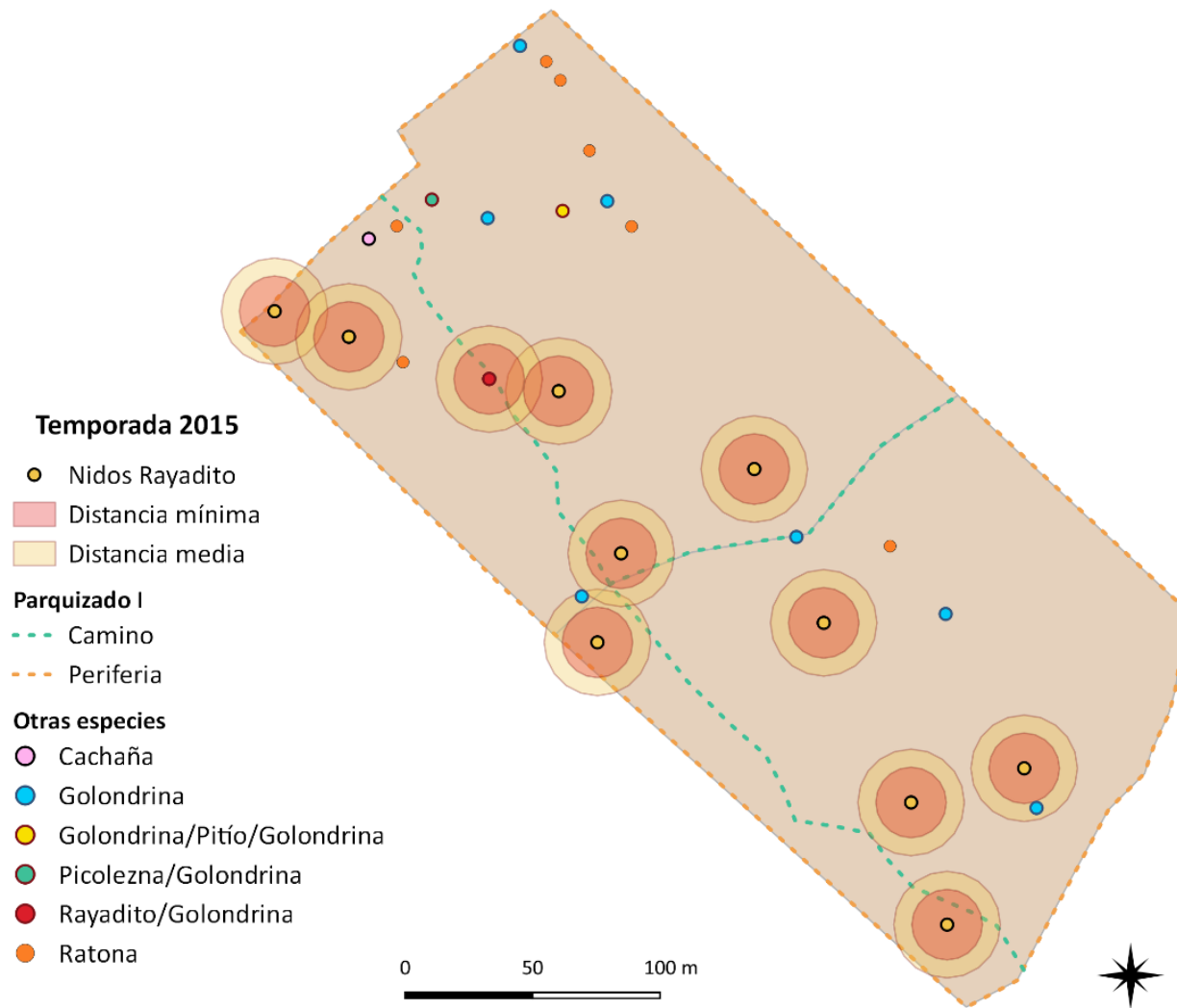


Fig.7.1 Nidos de Rayadito, distancia mínima de no solapamiento de territorios, distancia media entre nidos, y nidos de otras especies nidificantes de cavidades hallados en la temporada 2015 en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I. Las barras indican la secuencia de uso de la cavidad por parte de las diferentes especies.

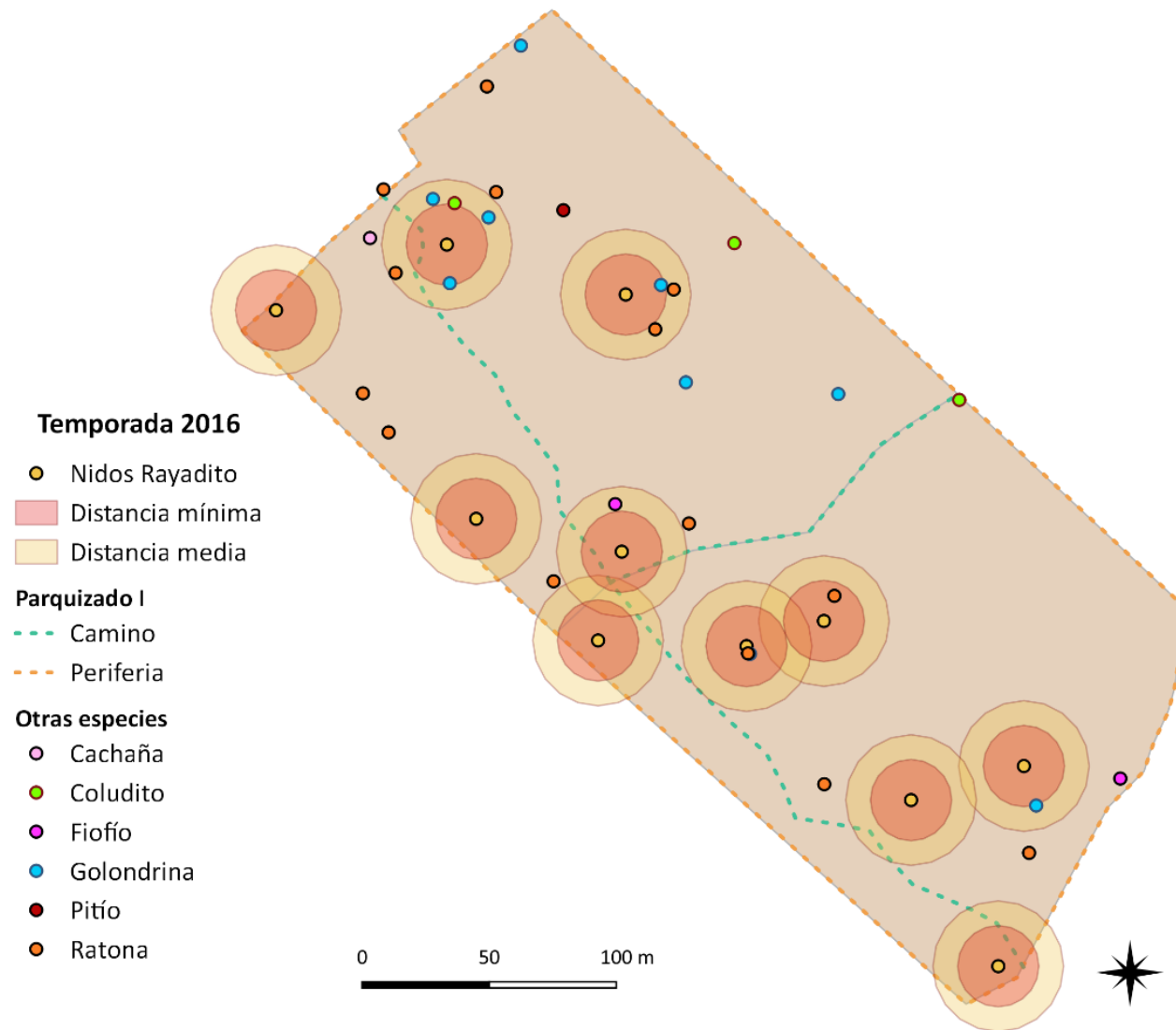


Fig.7.2 Nidos de Rayadito, distancia mínima de no solapamiento de territorios, distancia media entre nidos, y nidos de otras especies nidificantes de cavidades hallados en la temporada 2016 en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I.



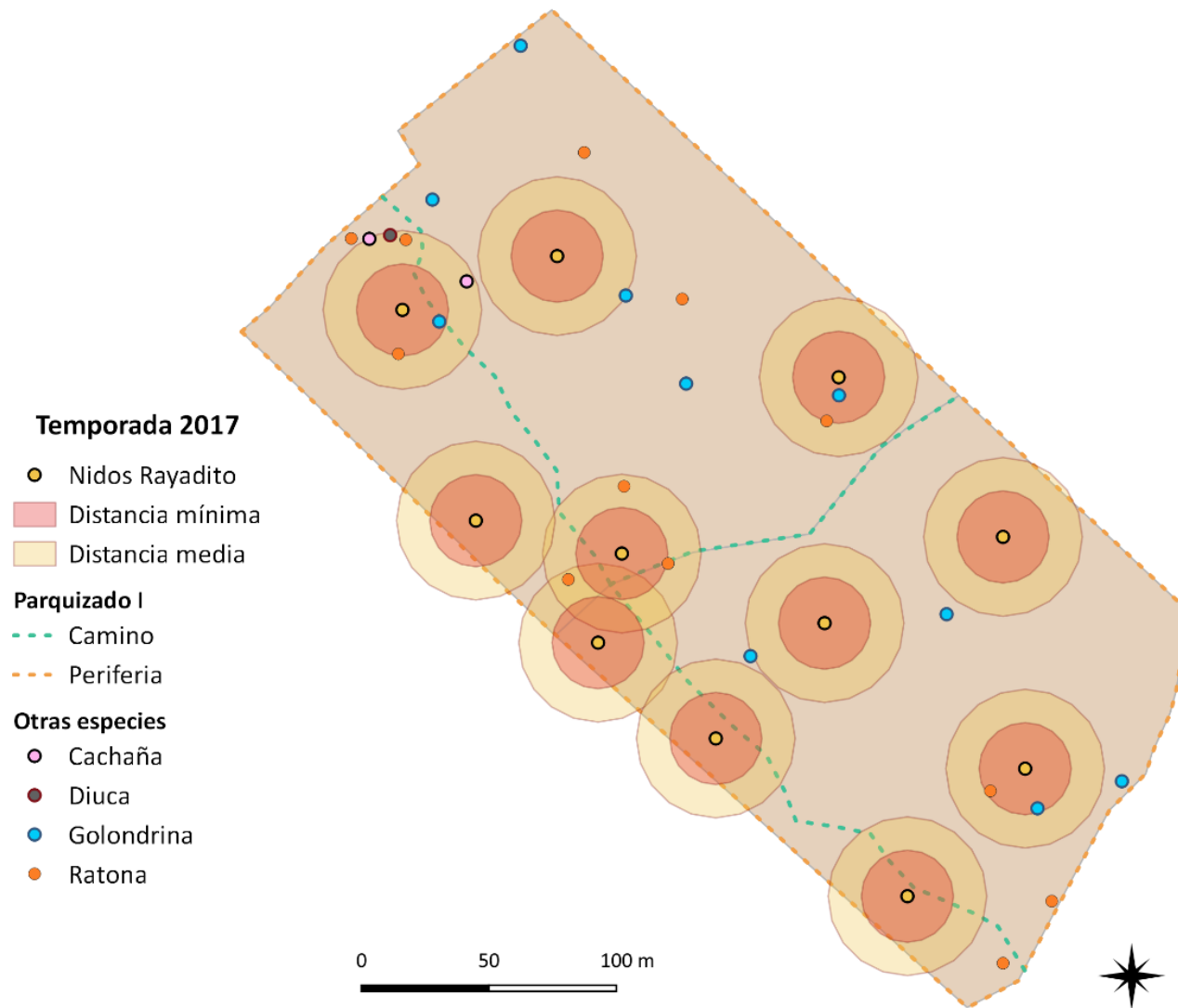


Fig.7.3 Nidos de Rayadito, distancia mínima de no solapamiento de territorios, distancia media entre nidos, y nidos de otras especies nidificantes de cavidades hallados en la temporada 2017 en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I.

Tabla 7.2 Cantidad de nidos de Rayadito (entre paréntesis), y distancias mínimas (m.) y medias (m. $\pm$ desvío estándar) entre nidos para todos los sitios y temporadas de muestreo.

	2015		2016		2017	
	Distancia Mínima	Distancia Media	Distancia Mínima	Distancia Media	Distancia Mínima	Distancia Media
Denso	36,1	49,0 $\pm$ 22,4(3)	68,0	76,8 $\pm$ 15,4(4)	27,0	46,9 $\pm$ 24,4(6)
Pq I	27,7	41,8 $\pm$ 13,45(11)	32,0	52,6 $\pm$ 17,6(11)	36,2	64,2 $\pm$ 15,6(11)
Pq II	109,7	157,1 $\pm$ 82,2(3)	148,9	156,2 $\pm$ 12,7(3)	146,2	154,6 $\pm$ 213,4(3)
Mn I	-	-(1)	88,9	124,3 $\pm$ 32,4(5)	100,8	138,2 $\pm$ 43,29(4)
Mn II	-	-(1)	37,6	61,7 $\pm$ 41,8(3)	37,6	37,6 $\pm$ 37,6(2)
Pt I	-	-	-	-	-	-
Pt II	-	-	-	-	-	-

Tabla 7.3 Cantidad de nidos total de Rayadito, nidos por hectárea, distancias mínimas (m.) y distancias medias promedio (m.) para los diferentes sitios de muestreo.

	N total	Nidos/Ha.	Distancia Mínima	Distancia Promedio
Denso	13	0,7	43,7	57,6
Pq I	33	1,7	32,0	52,3
Pq II	9	0,2	134,9	156,0
Mn I	10	0,3	63,2	87,5
Mn II	6	0,3	37,6	49,7
Pt I	0	0	-	-
Pt II	0	0	-	-

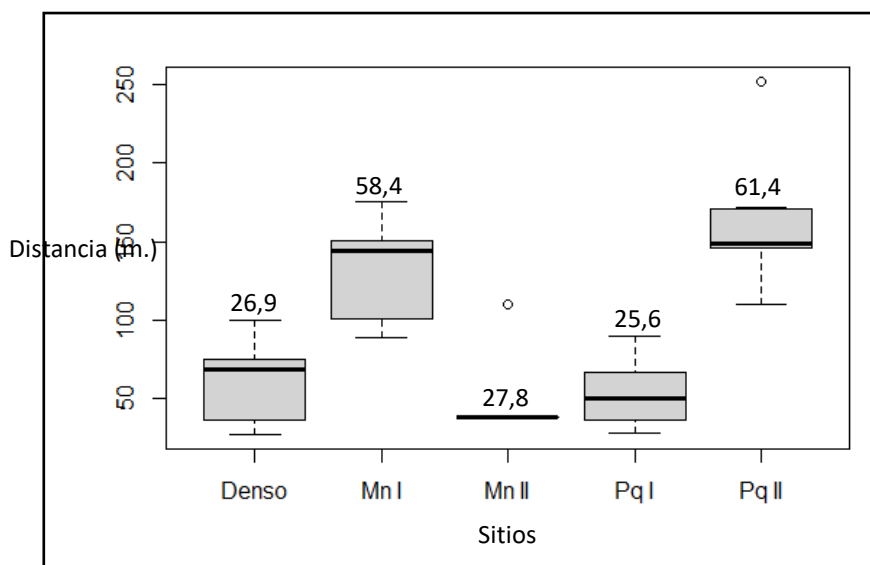


Fig.7.4 Valores de los rangos medios de la Prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes de las distancias medias de los nidos para todos los sitios. Corrección de Bonferroni: diferencias significativas entre Pq I-Mn I (<0,0001); Pq I-Pq II (<0,0001); Denso-Mn I (<0,01); Denso-Pq II (=0,001) y Mn II-Pq II (<0,05).



7.3.2 Análisis espaciales y observaciones de conflictos inter-específicos

Se registraron cuatro eventos de usurpación o pérdida de nidada en nidos de Rayadito por consecuencia de la Golondrina. La primera observación de este comportamiento fue en septiembre de 2015 (Pq I, Fig.7.6 punto A.), cuando una cavidad seleccionada por Rayadito fue usurpada entre visitas y utilizada con éxito por una pareja de Golondrina. La segunda observación, fue en octubre del mismo año (Pq I), cuando una violenta pelea dio como resultado la muerte de los pichones de Rayadito con posterior uso y éxito de nidada por parte de la pareja de Golondrina (Fig.7.5, Fig.7.6 punto B).



Fig.7.5 Pichón de Rayadito muerto en el nido. Ambas fotografías fueron tomadas posteriormente al evento de usurpación, con dos días de diferencia entre ellas. Se pudo observar que las golondrinas no retiraron los pichones muertos y los utilizaron como sustrato del nido.

En 2016 se registró otro evento de competencia (Pq I, Fig.7.6 punto C) cuando una pareja de Golondrina que se encontraba comenzando la construcción del nido atacó intensamente a una pareja de Rayadito con pichones en un árbol a 3 metros de distancia. En la visita siguiente se observó que los rayaditos habían perdido a sus pichones, en tanto la pareja de Golondrina se reprodujo con éxito en su propio nido. Es interesante mencionar que en el mismo árbol en que nidificó la pareja de Golondrina, en una cavidad ubicada a menor altura se reprodujo sincrónica y exitosamente una pareja de Ratona Común (*Troglodytes aedon*). El ultimo evento de conflicto inter-específico ocurrió en noviembre de 2016 (Pq II) cuando se observó que una pareja de Golondrina permanecía posada junto a la entrada de un nido de Rayadito con pichones. En la visita posterior se observó que la pareja de Rayadito ya no ocupaba el nido, que sus pichones no se encontraban en el mismo, y que en la cavidad había plumas de Golondrina.



Con respecto al ambiente circundante a los nidos, se observa que los rayaditos prefieren zonas con mayor cobertura arbórea o con acceso directo a las mismas, en tanto que las golondrinas se encuentran en zonas aledañas a claros (figs.7.6-8). Cabe resaltar que todos los conflictos inter-específicos comentados previamente fueron en sitios lindantes o con proximidad a zonas clareadas del bosque (Fig. 7.6 puntos A y B, 7.7 punto C).



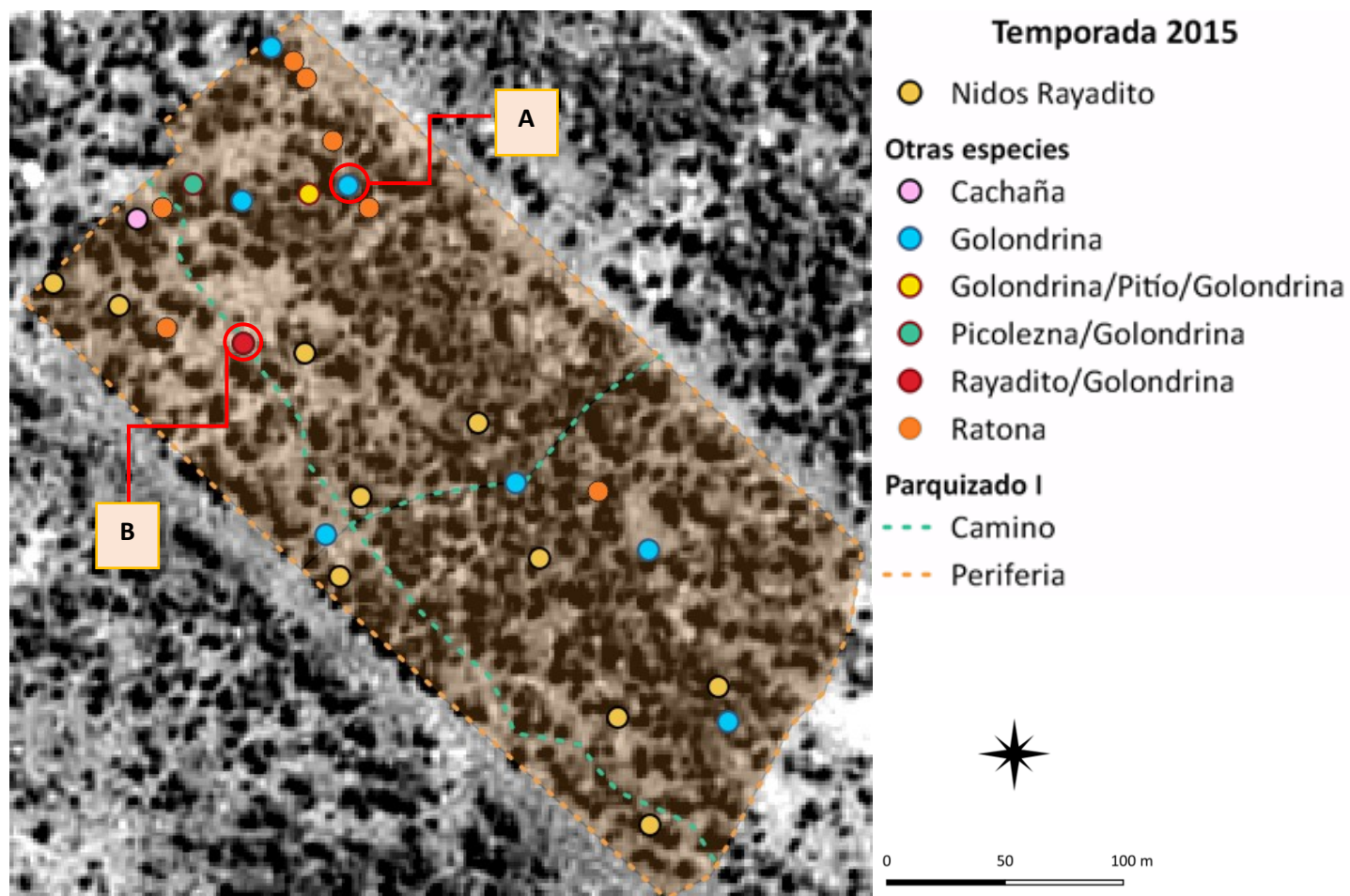


Fig.7.6 Nidos de especies nidificantes de cavidades en el sitio por extracción a leña por parquizado Pq I en la temporada 2015. A y B: Conflictos inter-específicos registrados entre Rayadito y Golondrina. Las barras indican la secuencia de uso de la cavidad por parte de las diferentes especies. ©CNES 2015, reproducida por CONAE bajo licencia de Spot Image/AIRBUS.

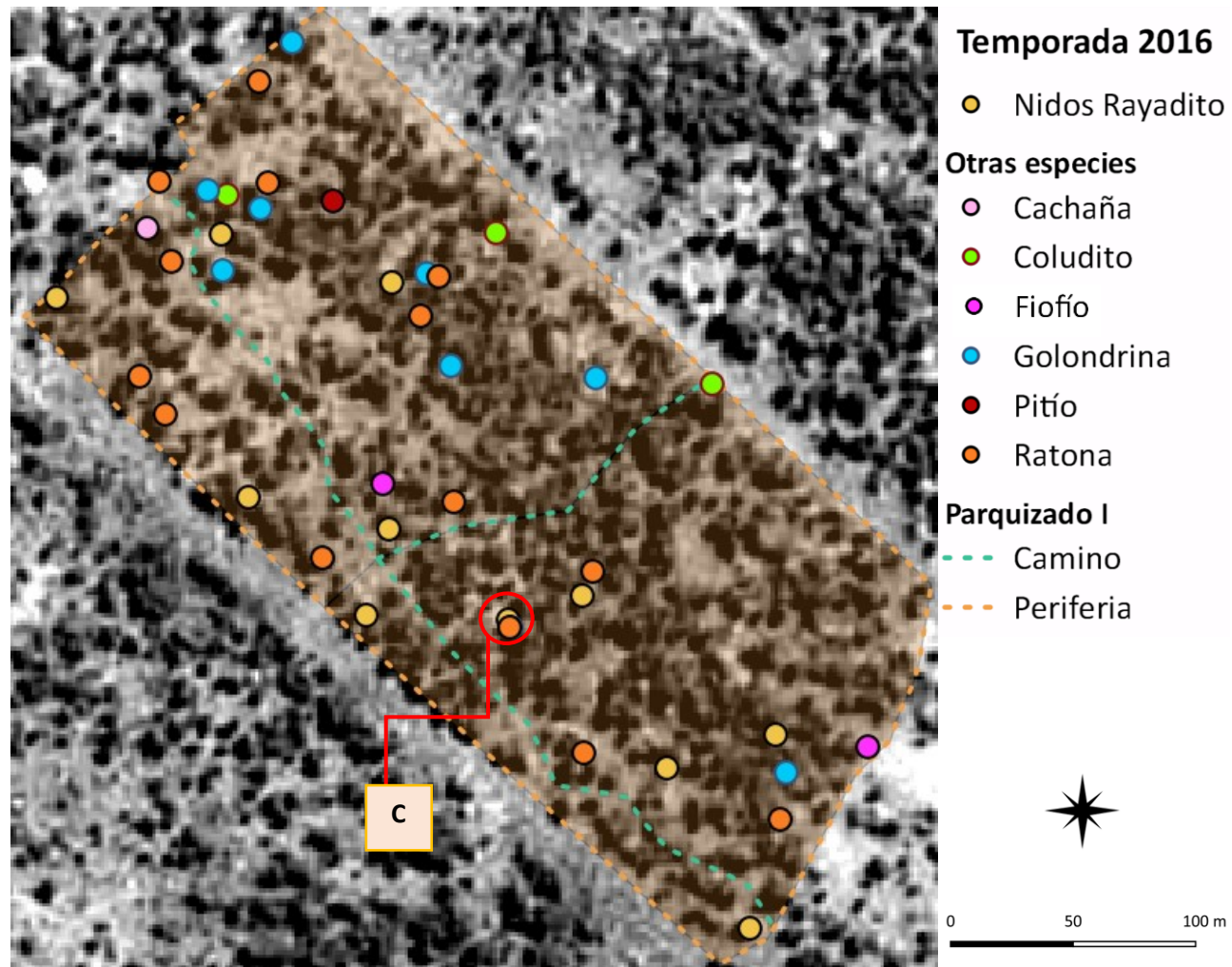


Fig.7.7 Nidos de especies nidificantes de cavidades en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I en la temporada 2016. C: Conflictos inter-específicos registrados entre Rayadito y Golondrina. ©CNES 2015, reproducida por CONAE bajo licencia de Spot Image/AIRBUS.



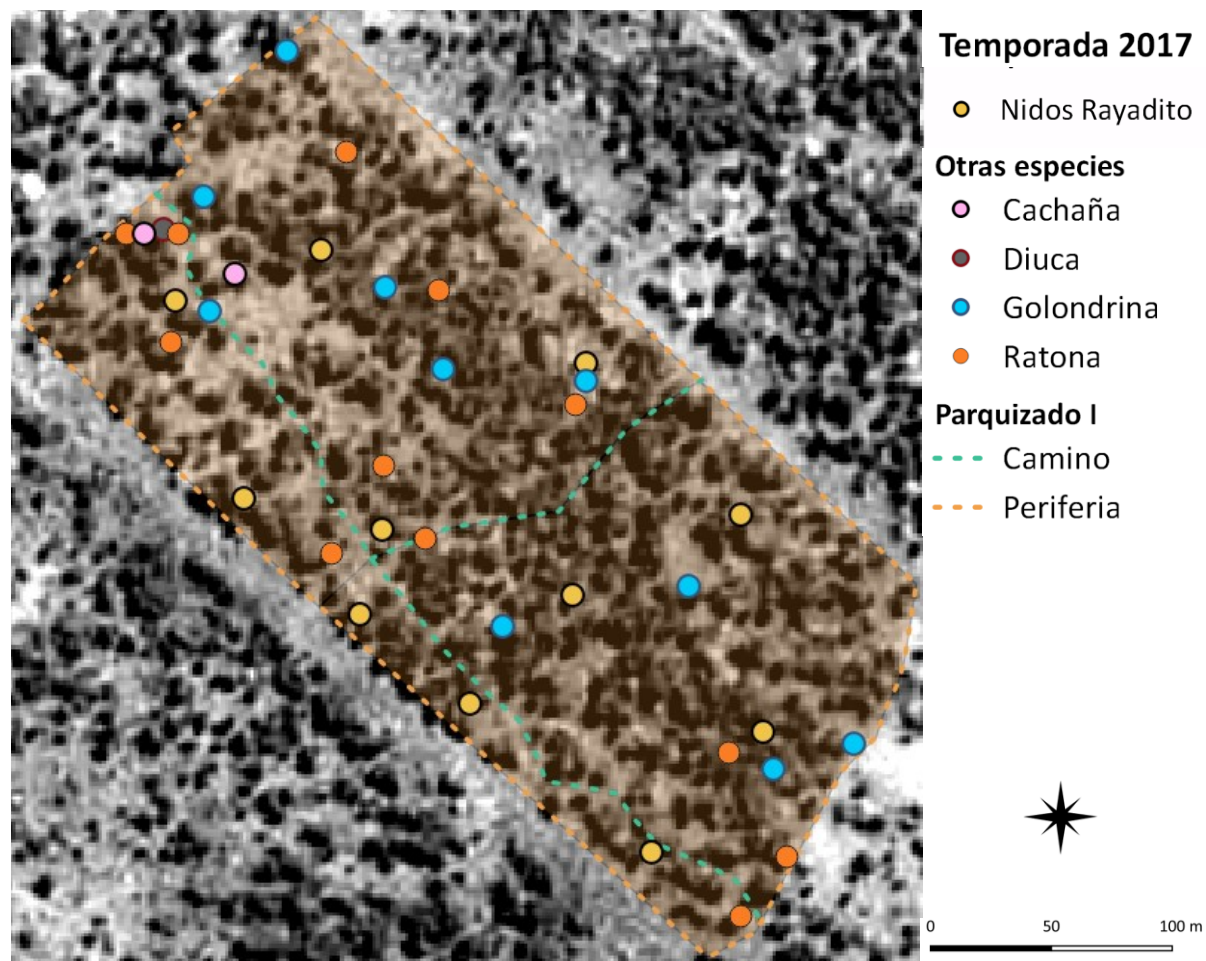


Fig.7.8 Nidos de especies nidificantes de cavidades en el sitio por extracción de leña por parquizado Pq I en la temporada 2017. ©CNES 2015, reproducida por CONAE bajo licencia de Spot Image/AIRBUS.



7.3.3 Selección de árboles-nido y cavidades-nido por Rayadito y Golondrina en la temporada 2015

En general, ambas especies seleccionaron positivamente arboles-nido con DAP mayor a 48 centímetros (Fig.7.9). En relación a la sanidad de los árboles-nido, si bien ambas especies seleccionaron positivamente árboles totalmente sanos, la Golondrina tendió a seleccionar árboles con peor estado sanitario que el Rayadito (Fig.7.9). Si bien solo la Golondrina seleccionó nidos a baja altura, ambas especies seleccionaron fuertemente cavidades a 1,8 y 4,2 metros de altura (Fig. 7.10).

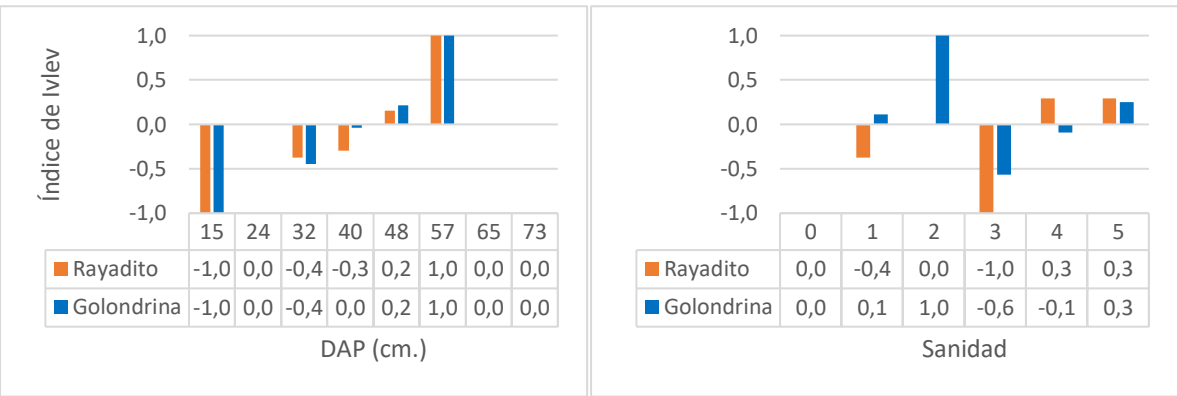


Fig.7.9 Índice de selectividad de Ivlev para los árboles-nido utilizado por parejas de Rayadito y de Golondrina en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I en la temporada 2015 según DAP y Sanidad.

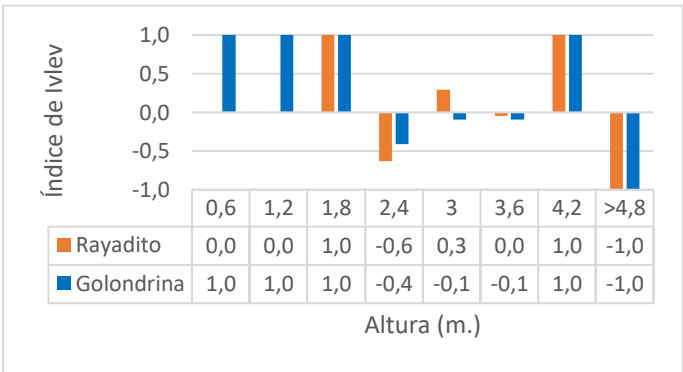


Fig.7.10 Índice de selectividad de Ivlev para los nidos de Rayadito y Golondrina utilizados en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I en la temporada 2015 según altura de la cavidad en metros.



Tanto el Rayadito como la Golondrina evitaron cavidades construidas por nidificantes de oquedades primarios (Fig. 7.11), seleccionaron fuertemente cavidades con orientación Sureste (Fig.7.11), no mostraron un patrón definido de selección con respecto al área de entrada de las cavidades, y seleccionaron cavidades con 20 centímetros de profundidad (Fig. 7.11).

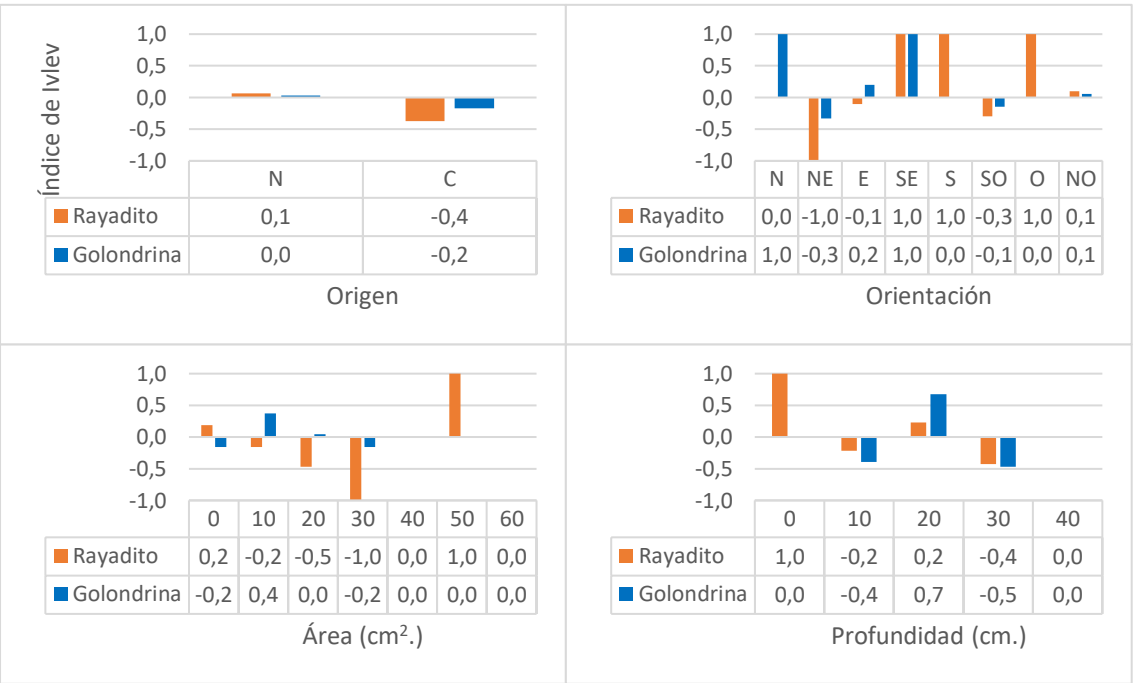


Fig.7.11 Índice de selectividad de Ivlev para los nidos utilizados por parejas de Rayadito y Golondrina en el sitio con extracción de leña por parquizado Pq I en la temporada 2015 según origen (N natural y C construida, orientación, área de entrada y profundidad de la cavidad.

7.4 Discusión

El Rayadito establece territorios de nidificación, los que son protegidos agresivamente tanto contra intrusiones intra- como inter-específicas (Ippi 2009, Ippi et al. 2011, Quilodrán et al. 2014). Las variables que moldean estas interacciones son multidimensionales (competencia, selectividad de hábitat, disponibilidad de cavidades y alimento, entre otros) y suelen tener una dinámica compleja. En relación a ello, los análisis espaciales pueden resultar una herramienta de utilidad para contribuir a la comprensión de la dinámica de la competencia intra- e inter-específica del Rayadito. Además, las imágenes generadas en Q-GIS pueden resultar una apoyatura visual interesante para comprender esos procesos. Sin embargo, y a pesar de su potencial



utilidad, hasta el momento esta metodología no ha sido utilizada en estudios de comunidades de nidificantes de cavidades en general, ni del Rayadito en particular.

El sitio con extracción de leña por parqueizado Pq I fue el que presentó la mayor densidad de parejas nidificantes de Rayadito (1,7 nidos/Ha.), y la menor distancia mínima (32,0 m.) y media promedio (52,3 m.) entre nidos en las tres temporadas de estudio (Tabla 7.3), valores que pueden ser utilizados como proxy para futuros estudios que requieran de la ubicación de sitios de nidificación de estas aves en bosques de Ñire. Se desestimaron las distancias medias promedio entre nidos registradas para el sitio con extracción de leña por manchones Mn II ya que por la baja densidad de nidos la matriz de distancia fue redundante. En relación a la distribución de los nidos de Rayadito, la mayoría estuvieron ubicados en sectores con gran cobertura arbórea (figs. 7.6-8).

Las densidades de parejas nidificantes y las distancias entre nidos variaron según los diferentes tipos de manejo (Tabla 7.3). En relación a ello, el sitio Pq I, seguido del bosque Denso sin manejo, presentó las mejores condiciones para el Rayadito (ver arriba). Los sitios con extracción de leña por manchones Mn I y Mn II presentaron valores intermedios, en tanto que en el sitio con extracción de leña por parqueizado Pq II se observaron densidades de nidos muy bajas y distancias entre nidos muy amplias. Esto se debe a la degradación del sitio Pq II que está en vías de convertirse en un pastizal, ambiente donde no se observan nidos de Rayadito. Esta información refleja el modo en que la modificación del bosque determina la densidad de parejas nidificantes de Rayadito en el ambiente y, consecuentemente, su tendencia poblacional. En parcelas con intervención moderada la densidad de nidos aumenta con respecto a las zonas no intervenidas, en tanto que a medida que las intervenciones aumentan la cantidad de parejas nidificantes disminuye, quedando el Rayadito totalmente excluido del ambiente cuando el bosque es transformado en pastizal. En relación a ello, Szulkin (2017) señala que las diferentes condiciones ambientales generadas por las modificaciones en la estructura del bosque de Ñire debido a los diferentes usos a los que están sometidos producen un impacto significativo en las comunidades vegetales, de artrópodos y de aves. En dicho trabajo Szulkin observó que en parches de Ñire con disturbio intermedio (extracción de leña por parqueizado y por manchones) la abundancia, riqueza específica, diversidad y equitatividad de aves es mayor que en sitios sin manejo o altamente impactados. Sin embargo, Szulkin (2017) también indica que especies con alta



dependencia del bosque como el Carpintero Gigante *Campephilus magellanicus* y representantes de la familia Rhinocryptidae estuvieron ausentes de esos ambientes y que solo estuvieron representados en parches de Ñire denso sin manejo. Esto evidencia que para avanzar en un manejo ecológicamente sustentable de los bosques o para evaluar el impacto de la actividad forestal sobre las comunidades de aves, parámetros tales como riqueza específica, diversidad y equitatividad no son suficientes, siendo necesaria una visión integral de la problemática.

La modificación de la estructura del bosque influye en la densidad de parejas nidificantes de Rayadito no solo a través de procesos intra-específicos, sino también porque incrementa la probabilidad de conflictos inter-específicos. En relación a ello, la extracción de árboles resulta en una disminución de la disponibilidad de cavidades, lo que lleva a conflictos intra- o inter-específicos por el acceso al sitio de nidificación, y en el aumento de la transitabilidad en el bosque, lo que posibilita el acceso al bosque de especies típicas de ambientes abiertos y que también nidifican en cavidades como la Golondrina. Llamativamente, todos los conflictos inter-específicos del Rayadito por el acceso al sitio de nidificación ocurrieron con la Golondrina. Durante las tres temporadas de muestreo se observaron cuatro conflictos (tres en Pq I y uno en Pq II), los cuales siempre tuvieron lugar en sitios donde había un claro aledaño (figs. 7.4-7 puntos A, B y C) y resultaron favorables a las golondrinas. Ello se debe a que la Golondrina tiene una estrategia de forrajeo aérea en áreas abiertas, por lo que establece sus nidos en proximidades de sectores con baja densidad de árboles, y a su mayor agresividad para defender los territorios en proximidades a esas zonas. En los casos observados, las nidadas de Rayadito no pudieron prosperar, sea por usurpación de la cavidad y/o matanza de la nidada. Los conflictos por los sitios de nidificación entre estas dos especies se ven acentuados porque ambas coinciden en el DAP y la sanidad del árbol-nido seleccionado, y en la altura, origen, orientación y profundidad de la cavidad utilizada. Comportamientos similares han sido reportados para la Isla Navarino, Chile, donde Botero-Delgadillo et al. (2015) reportaron un caso de mortalidad de nidada de Rayadito en caja-nido por parte de la Golondrina Chilena (*Tachycineta meyeni*), y para diversas localidades del hemisferio norte, donde la usurpación de nidos de Passeriformes por especies de la Familia Hirundinidae es un hecho frecuente (Botero-Delgadillo et al. 2015).



En el sitio Pq I también se observaron conflictos por sitios de nidificación entre la Golondrina y otras aves características del bosque, como el Picolezna y el Carpintero Pitío. En relación a ello, en la temporada 2015 un nido de Picolezna fue usurpado y utilizado durante las dos temporadas siguientes de forma exitosa por golondrinas. También en 2015, una pareja de Carpintero Pitío desplazó a golondrinas que intentaron usurpar su nido. Sin embargo, luego de que la pareja de Carpintero Pitío se reprodujera exitosamente, una pareja de golondrinas ocupó el nido también reproduciéndose exitosamente (ver Fig.7.1). La diferencia de agresividad entre las especies explicaría el resultado de los conflictos, donde el Rayadito y el Picolezna se encuentran en clara desventaja ante la Golondrina. A diferencia de lo observado en los sitios con extracción de leña por parquizado, no se observaron conflictos inter-específicos por acceso al sitio de nidificación entre golondrinas y otras especies nidificantes de cavidades en los sitios con extracción de leña por manchones o en el bosque nativo sin manejo, lo que se debería a que, salvo alguna excepción, esta especie no utiliza esos sitios para reproducirse, sea por la baja disponibilidad de oquedades y/o por la escasa transitabilidad de los ambientes. En este sentido, en la medida en que los parches de bosque sean clareados el acceso de las golondrinas a los mismos se incrementará, lo que probablemente resulte en la exclusión del Rayadito de dichos ambientes (ver arriba, ver Caps. 4 y 5).

Vergara (2007) observó frecuentemente en bosques esclerófilos de los alrededores de Santiago de Chile la usurpación de cajas nidos utilizadas por el Rayadito por la Ratona Común. Sin embargo, en este trabajo no hemos observado eventos de usurpación de nidos de Rayadito en cavidades naturales por parte de la Ratona Común, lo que podría deberse a la mayor plasticidad de esta especie en cuanto a las características micro-ambientales de los sitios de nidificación, a la facilitación de sitios para nidificar debido a los desechos resultantes de la explotación de los ambientes (Szulkin 2017), y a que, según lo observado en las tres temporadas de estudio, la Ratona Común comienza a nidificar más tardíamente que el Rayadito.

En relación al manejo ecológicamente sustentable de los bosques, los resultados de este capítulo también resaltan la importancia de profundizar el conocimiento sobre las relaciones de competencia inter-específicas entre especies nidificantes de cavidades, y sobre cómo la alteración del ambiente moldea dichas relaciones.



Capítulo VIII

Consideraciones finales

- Aunque según el Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo el área de muestreo se encuentra en la Categoría II (uso sustentable), los planes de manejo se basan en la estimación arbitraria de la cantidad de metros cúbicos de madera de Ñire que se pueden extraer, sin considerar cual sería la estrategia silvícola más sustentable de modo de mitigar las consecuencias de la apertura del bosque sobre las comunidades asociadas, en particular de nidificantes secundarios de cavidades.
- La pérdida en la rentabilidad de la actividad ganadera resulta en un acelerado proceso de deterioro de los bosques utilizados en las veranadas (en las que están incluidos los sitios de muestreo), ya sea con la intención de aumentar la producción de pasturas o de incrementar los ingresos a través de la comercialización de leña de Ñire.
- Debido a los atributos de los bosques de Ñire (estructura heterogénea, plasticidad ecológica, colonización de ambientes extremos, altos índices de biodiversidad, protección de cabeceras de cuencas, barrera ecotonal entre la estepa y los valles y bosques de cordillera, etc.) es necesario identificar estrategias de manejo sustentable que preserven sus características y propiedades estructurales y así conservar estos sistemas boscosos únicos y los servicios ecosistémicos que ellos ofrecen, ya que las estrategias de manejo actualmente implementadas modifican sustancialmente sus atributos.
- Los parches de bosque convertidos en pastizales están seriamente comprometidos ya que allí la posibilidad de recuperación de la masa boscosa es nula. Es por ello que resulta imperativo generar planes de manejo ecológicamente sustentables en los sitios impactados por extracción de leña de modo de mitigar el deterioro de estos sistemas.



- Dada su alta dependencia de características estructurales particulares del bosque, a través del estudio de la biología de integrantes del gremio de nidificantes de cavidades, tanto primarios como secundarios, se puede generar información sobre procesos vinculados a calidad del ambiente, lo que es fundamental para elaborar estrategias de manejo forestal ecológicamente sustentables.
- Este trabajo es una primera aproximación para comprender cuáles son las variables que inciden en la ecología del Rayadito en bosques de Ñire sujetos a diferentes manejos silvo-pastoriles en una zona ecotonal del centro-oeste de Chubut. Hasta la fecha los únicos trabajos focales en esta especie se han realizado en el centro-sur de Chile, la mayoría de ellos utilizando cajas nido.
- A escala de micro-hábitat, la disponibilidad de árboles de gran porte, sanos y con una alta cobertura, y las características de las cavidades (origen, altura, área de entrada, orientación y profundidad) determinan fuertemente los sitios de nidificación del Rayadito. Es por ello que esos requerimientos ambientales deben tomarse en cuenta en futuros planes de manejo forestal no solo para proteger a esta especie, la que si bien no se encuentra amenazada a nivel general si lo está a nivel local, sino también para preservar la heterogeneidad del bosque y a las especies que habitan allí y requieren diferentes microambientes para poder mantener estables sus poblaciones.
- En general, la cronología y los parámetros reproductivos no variaron significativamente entre temporadas ni entre sitios de muestreo, lo que podría estar reflejando la existencia de una estrategia que le permite al Rayadito compensar, hasta cierto punto, los efectos de presiones ambientales.
- Las diferencias en el número de parejas nidificantes en los diferentes sitios de muestreo indican que la disponibilidad de cavidades y el grado de apertura del bosque, a través de la modificación de la transitabilidad y de la disponibilidad de



cavidades, son dos factores que determinan fuertemente la dinámica poblacional del Rayadito.

- El Rayadito utilizó principalmente para alimentarse la copa de los árboles, siendo la totalidad de ellos ejemplares de Ñire.
- Se obtuvo el primer registro de caza en vuelo para la especie.
- No se observaron diferencias significativas ni entre sitios de muestreo ni a lo largo de la temporada reproductiva en el número y tipo de presas potenciales disponibles, las cuales pertenecieron a diez órdenes, predominando el orden Diptera en todos los sitios.
- La disponibilidad de presas potenciales y la cantidad de nidos activos de Rayadito en cada uno de los meses en los que se extendió el período reproductivo estuvieron positivamente correlacionados.
- La disponibilidad de lepidópteros y colémbolos en los diferentes sitios de muestreo estuvo positivamente correlacionada con la cantidad de nidos activos de Rayadito en los diferentes sitios de muestreo.
- Se observó una fuerte asociación del Rayadito con la disponibilidad de adultos y larvas de lepidópteros.
- Hasta el momento no se habían utilizado análisis espaciales y visuales en estudios de comunidades de nidificantes de cavidades en general, ni del Rayadito en particular.
- Los valores de los análisis espaciales de distancias mínimas y medias entre nidos pueden ser utilizados como proxy para futuros estudios que requieran de la ubicación de sitios de nidificación de estas aves en bosques de Ñire, y la



metodología propuesta en esta tesis puede ser de utilidad en estudios que requieran análisis similares.

- Las densidades de parejas nidificantes y las distancias entre nidos variaron significativamente según los diferentes tipos de manejo forestal.
- En los sitios de muestreo con intervención moderada la densidad de parejas nidificantes aumenta con respecto a las zonas no intervenidas. Sin embargo, cuando a partir de ese escenario las intervenciones se intensifican la cantidad de parejas nidificantes disminuye, quedando el Rayadito totalmente excluido del ambiente cuando el bosque es transformado a pastizal.
- La modificación de la estructura del bosque influye en la densidad de parejas nidificantes de Rayadito no solo a través de procesos intra-específicos, sino también porque incrementa la probabilidad de conflictos inter-específicos.
- Tal como se observó en ñirantales del noroeste de Patagonia (Lantscher 2005), el clareo del bosque facilita el acceso al mismo de especies ecotonales, tal como la Golondrina Patagónica. Dada la agresividad de esta especie al competir por los sitios de nidificación, es probable que ello resulte en la exclusión del Rayadito del ambiente.
- Se requiere profundizar en el conocimiento sobre las relaciones de competencia inter-específicas entre especies nidificantes de cavidades, y sobre cómo la alteración del ambiente moldea dichas relaciones.
- Para avanzar en un manejo ecológicamente sustentable de los bosques, o para evaluar el impacto de la actividad forestal sobre el Rayadito y las diferentes especies de aves, es necesaria una visión integral de la problemática.



A modo de recomendación basada en los resultados obtenidos en esta tesis y en los reportados por Szulkin (2017) para la misma área de muestreo, en términos de preservar la biodiversidad en general, y la de aves en particular, es necesario preservar la heterogeneidad natural del bosque de Ñire considerando también el desarrollo en el mismo de las actividades productivas. Dado que a medida que se clarea el bosque comienzan a ser excluidos del ambiente los Rhinocrítidos y en instancias posteriores las especies nidificantes de cavidades, se recomienda que en las parcelas productivas se conserven sectores de bosques densos, lo que a su vez protege del ganado la regeneración natural del bosque a través de renovales. Además, he observado que las diferentes estrategias de extracción de leña resultan en diferentes impactos sobre las aves. En relación a ello, en los sectores intervenidos se recomienda preservar árboles de gran porte con diferentes estados de sanidad. Para que ello sea posible, no solo es necesario generar información sobre esta temática y bajarla a modo de extensión a los productores, sino también optimizar los modelos de producción silvo-pastoriles de modo que se aumente la rentabilidad ganadera y que a través de ello disminuya el raleo de bosque debido a la producción de leña.



Bibliografía general

Aitken K., Wiebe K. y Martin K. 2002. Nest-site reuse patterns for a cavity-nesting bird community in interior British Columbia. *The Auk*, 119(2):391-402.

Aitken K. y Martin K. 2007. The importance of excavators in hole-nesting communities: availability and use of natural tree holes in old mixed forests of western Canada. *J. Ornithol* 148 (S2): 25–34.

Aitken K. y Martin K. 2008. Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. *Ecology* 89: 971-980.

Ajbilou R., Marañón T. y Arroyo J. 2003. Distribución de clases diamétricas y conservación de bosques en el norte de Marruecos. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 12(2): 111-123.

Alberdi M. 1987. Ecofisiología de especies chilenas del género *Nothofagus*. *Bosque* 8:77-84.

Altamirano T.A., Ibarra J.T., Hernández F., Rojas I., Laker J. y Bonacic C. 2012. Hábitos de nidificación de las aves del bosque templado andino de Chile. *Fauna Australis*. Santiago, Chile. 116 pp.

Altamirano T., Ibarra T., De la Maza M., Navarrete S. y Bonacic C. 2014. Historias de vida en la cordillera: el rayadito (*Aphrastura spinicauda*) cambia su estrategia reproductiva en un gradiente altitudinal en el bosque templado andino. Comunicación de Congreso.

Altamirano T., Ibarra T., De la Maza M. y Navarrete SA. 2014. Reproductive life-history variation in a secondary cavity-nester across an elevational gradient in Andean temperate ecosystem. *The Auk* 132: 826-835.

Altmann J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49(3): 227-266.

Anónimo. 1994. Especies de vertebrados de valor especial de los parques nacionales patagónicos argentinos. Administración de Parques Nacionales, Delegación Técnica Regional Patagonia, San Carlos de Bariloche. 10 pp.



Anónimo. 1999. Análisis de la Biodiversidad y Conservación de la Ecoregión Valdiviana, 2º Etapa. Fundación Vida Silvestre Argentina. Memoria del taller. San Carlos de Bariloche, Argentina. 43 pp.

Anónimo. 2005. Informe PIARFON. Proyecto de Investigación Aplicada a los Bosques Nativos. INTA, UNPA y CADIC. San Carlos de Bariloche, Provincia de Río Negro. Argentina.

Anónimo. 2007. Informe Regional Bosque Andino Patagónico. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Nación, S. de M. A. y D. S. de la. 84 pp.

Anónimo. 2016. Informe Regional Bosque Andino Patagónico. Segundo Inventario Nacional de Bosques Nativos. Nación, S. de M. A. y D. S. de la. 84 pp.

Anónimo. 2020. Monitoreo de la biodiversidad en paisajes forestales y ecosistemas asociados. Informe semestral. CONICET-CIEFAP. 111 pp.

Antón C. y Santos T. 1985. Orientación y emplazamiento de los nidos del Avión Común (*Delichon urbica*), en la ciudad de Madrid. Ardeola 32 (2): 385-391.

Arana M., Martínez G., Oggero A., Natala E. y Morrone J. 2017. Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. Zootaxa 4341(3): 420-422.

Ardia D., Pérez J. y Clotfelter E. 2006. Nest box orientation affects internal temperatura and nest site selection by Tree Swallows. Field Ornithol. 77(3): 339-344.

Armstrong D.P. 2005. Integrating the metapopulation and habitat paradigms for understanding broad-scale declines of species. Conservation Biology 19: 1402-1410

Barclay R., Faure P. y Farr D. 1988. Roosting behavior and roost-selection by migrating silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*). J. Mamm. 69: 821-825.

Blanc L. y Walters J.R. 2008. Cavity-nest webs in a longleaf pine ecosystem. Condor 110: 80-92.

Begon M., Townsend C. R. y Harper J. L. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. Blackwell Publishing, Oxford. 752 pp.



Bernadzky E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajaczowski J., Zyruba H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Bialowieza National Park, northeastern Poland. *J. Veg. Sci.* 9: 229-238.

Bertonatti C. y Corcuera J. 2000. Situación Ambiental Argentina 2000. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires, Argentina. 440 pp.

Botero-Delgadillo E., Poblete Y. y Vásquez R. A. 2015. Nestling Mortality as a Consequence of Interspecific Competition between Secondary Cavity Nesters in the Sub-Antarctic Forests of Chile. *The Wilson Journal of Ornithology* 127(1): 131–134.

Botero-Delgadillo E., Quirici V., Poblete Y., Cuevas E., Kuhn S., Ging A., Teltscher K., Poulin E., Kempenaers B. y Vásquez R.A. 2017. Variation in fine-scale genetic structure and local dispersal patterns between peripheral populations of a South American passerine bird. *Ecology and Evolution* 7: 8363-8378.

Bran D. 1991. Caracterización de la Estructura y Dinámica de los Ñirantales y Comunidades de Contacto en el Ecotono Bosque – Estepa en el Noroeste de la Patagonia. INTA, Informe Anual Plan I. San Carlos de Bariloche, Argentina. 16 pp.

Bran D., López C., Ayesa J. y Moraga H. 1994. Caracterización de la Estructura y Dinámica de los Ñirantales y Comunidades de Contacto en el Ecotono Bosque-Estepa en el Noroeste de la Patagonia. INTA, Informe Anual Plan I. San Carlos de Bariloche, Argentina. 10 pp.

Bran D., Rusak S., Ayesa J. y Moraga H. 1998. Los matorrales de *Nothofagus antarctica* (Ñire) en el contacto Bosque-Estepa. Estructura y regeneración después de una tala. Comunicación técnica N° 47. INTA. EEA. Bariloche.

Braun-Blanquet J. 1932. Plant sociology, the study of plant communities. Hafner Pub. Co, NY. 439 pp.

Brooks T., Tobias J. y Balmford, A. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* 2: 211–222.

Brown A., Martínez Ortiz U., Acerbi M. y Corcuera J. 2006. La Situación Ambiental Argentina 2005, Vida Silvestre Argentina. 587 pp.



Cabrera A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14:1-42.

Camprodón J. 2005. Efecto de la estructura y la gestión forestal sobre la biodiversidad utilizando las aves como indicadoras. Congresos Forestales.

Canaday C. 1996. Loss of insectivorous birds along a gradient of human impact in Amazonia. Biological Conservation 77 (1): 63-77.

Carranza C.A. y Ledesma M. 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial. 9 pp.

Caritat A., Molinas M.L, Oliva M. 1991. Estructura y crecimiento del alcornal gerundense. Studia Oecologica 8: 159-170.

Carrascal L. y Tellería J. 1985. Estudio multidimensional del uso del espacio en un grupo de aves insectívoras forestales durante el invierno. Ardeola 32: 95-113.

Casaux, R. y Tartara, M. 2012. Requerimientos de hábitat en carpinteros asociados a ñirantales con uso forestal del oeste de Chubut. Ecosociedad 2012: Bosque, ruralidad y urbanismo, Esquel, 3-5 de noviembre de 2012.

Casaux, R., Miserendino, L., Archangelsky, M., Kutschker, A., Di Prinzio, C., Brand, C. y Masi, C. 2008. Los efectos del uso de la tierra sobre los ambientes lóticos de la cordillera patagónica. Proyecto PIP 5733, CONICET, Informe Final.

Cockle K.L., Martin K., y Drever M.C. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. Biol. Conserv. 143: 2851-57.

Cockle K., Martin K., y Wesolowsky T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. Front. Ecol. Environ. 9(7): 377-382.

Cockle K., Martin K. y Wiebe K. 2011. Selection of Nest Trees by Cavity-nesting Birds in the Neotropical Atlantic Forest. Biotropica 43: 228-236.

Collier K.J., Rutherford, J.C., Quinn, J.M. y Davies-Colley, R.J. 2001. Forecasting rehabilitation outcomes for degraded New Zealand pastoral streams. Water Science and Technology 43: 175–184.



Colombani E. N. y Arbuniés R. 2008. Distribución de las precipitaciones en la provincia de Chubut. INTA (Tabla 1) 9-10.

Conticello L., Gandullo R., Bustamante A. y Tartaglia C. 1996. Fitosociología de los bosques caducifolios del norte del Departamento Lácar y sur de Huiliches de la provincia de Neuquén (Argentina). Bosque 17: 27-43.

Cornelius C., Cofre H. y Marquet P. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. Conservation Biology 14: 534-543.

Cornelius C. 2006. Genetic and Demographic Consequences of Human-Driven Landscape Changes on Bird Populations: the Case of *Aphrastura spinicauda* (Furnariidae) in the Temperate Rainforest of South America. Tesis de posgrado. Universidad Católica de Chile. 134 pp.

Cornelius C., Cockle K., Politi N., Berkunsky I., Sandoval L., Ojeda V., Rivera L., Hunter M. Jr. y Martin K. 2008. Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. Ornitología Neotropical 19: 253–268.

Cueto V. y López de Casenave J. 2001. Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del Monte. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. 110 pp.

Daan S. C., Dijkstra R. Drent y Meijer T. 1988. Food supply and the annual timing of avian reproduction. Acta XIX International Ornithological Congress I: 392-407.

Daily G.C., Ehrlich P.R., y Haddad NM. 1993. Double keystone bird in a keystone species complex. P. Natl. Acad. Sci. USA 90: 592–94.

Deferrari, G. 2001. Change in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: birds. Biodiversity and Conservation 10(12):165-174.

Del Hoyo J., Elliott A. y Christie D. 2010. Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills and Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona. 262-263.

De la Maza M. 2013. Ecología trófica, conducta de forrajeo y éxito reproductivo del rayadito (*Aphrastura spinicauda*) en el bosque templado andino de Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile. Tesis de Magister. 74 pp.



Di Prinzio C.Y. y Pascual M.A. 2008 The establishment of exotic Chinook salmon. Ann. Limnol. Int. J. Lim. 44: 25-32.

Dirección General de Bosques y Parques. 1996. Inventario del Bosque Nativo de la provincia de Chubut.

Dirección General de Bosques y Parques (DGBYP). 2010. Plan de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Chubut - Ley XVII. Honorable Legislatura del Chubut. Rawson, Chubut. 3 pp.

Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo N°38. Investigación y Desarrollo Forestal CONAF-FAO. 70 pp.

Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ed. Universitaria. Santiago de Chile. 484 pp.

Donoso C. 2006. Las especies arbóreas de los bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. 3rd ed. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile. 678 pp.

Drever M.C. y Martin K. 2010. Response of woodpeckers to changes in forest health and harvest: implications for conservation of avian biodiversity. Forest Ecol. Manag. 259: 958-66.

Dunn P. 2004. Breeding dates and reproductive performance. Advances in Ecological Research 35: 67-86.

EEA INTA ESQUEL. Registro de datos meteorológicos. Campo Experimental INTA Trevelin.

Ellum D.S. 2009. Floristic Diversity in Managed Forest: Demography and Physiology of Understory Plants Following Disturbance in Southern New England Forests. Journal Sust. For. 28: 132-151.

Espíndola-Hernández P., Castaño-Villa G.J., Vásquez R.A., Quirici V. 2017. Sex-specific provisioning of nutritious food items in relation to brood sex ratios in a non-dimorphic bird. Behav. Ecol. Sociobiol. 71: 65.

Estades C. F. 2001. Consumo de semillas de pino (*Pinus radiata*) por rayaditos (*Aphrastura spinicauda*). Boletín Chileno de Ornitología 8: 30 - 31.



Fertig M. 2003. Producción Forrajera en Ñirantales del Noroeste del Chubut. Carpeta Técnica. INTA. 31-34.

Fertig M. 2004. Producción Forrajera en ñirantales del Noroeste del Chubut. Carpeta Técnica. INTA. 4 pp.

Fertig M., Hansen N. y Tejera L. 2007. Producción forrajera en bosques de *Nothofagus antarctica* (Ñire). IV Congreso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales. San Luis, Argentina.

Gallo E. G., Lencinas M.V. y Peri P. 2004. PIAFORN BAP. Modulo 2: Desarrollo de sistemas pastoriles en bosques de *Nothofagus antarctica*: C a p í t u l o 2 Biodiversidad en los Ñirantales. 1-25.

Gallo M., Lencinas M. y Peri P. 2004. Modificación de la biodiversidad por el manejo forestal: plantas, aves e insectos. Informe del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos. Región Bosques Andino- Patagónicos. 25 pp.

Gargaglione V., Peri P., Sosa Lovato S., Bahamonde H., Mayo J. P. y Christiansen R. 2015. Mejora del estrato herbáceo en sistemas silvopastoriles de *Nothofagus antarctica*: Evaluación de especies forrajeras. 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles: VII Congreso Internacional Sistemas Agroforestales. 1a ed. Santa Cruz: Ediciones INTA. 716 pp.

Gibbons P. y Lindenmayer D. 2002. Tree hollows and wildlife conservation in Australia. Collingwood, Australia: CSIRO Publishing. 217 pp.

Gjerdrum C., Elphick C. S. y Rubega M. 2005. Nest site selection and nesting success in saltmarsh breeding sparrows: the importance of nest habitat, timing, and study site differences. The Condor 107: 849-862.

Godoy Guinao J.A. 2013. ¿Pueden los bosques secundarios conservar la biodiversidad de aves del sur de Chile? Tesis de Licenciatura. Universidad Austral de Chile. 29 pp.

Gonc R. 2013. Estudio de la estructura de las comunidades de artrópodos asociados a ñirantales (*Nothofagus antarctica*) del centro-oeste de la provincia de Chubut Patagonia



Argentina, sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental'. Tesis Doctoral. UNLP, Argentina. 170 pp.

González Gómez P.L., Estades C.F. y Simonetti, J.A. 2006. Strengthened insectivory in a temperate fragmented forest. *Oecologia* 148: 137–143.

Grigera D. y Pavic C. 2007. Ensamblajes de aves de un sitio quemado y en un sitio no alterado en un área forestal del noroeste de la Patagonia Argentina. *Hornero* 223 (1): 29-37.

Gunnarsson, B. 1996. Bird predation and vegetation structure affecting spruce- living arthropods in a temperate forest. *Journal of Animal Ecology* 65: 389-397.

Hahn I.J., Römer U. y Vergara P.M. 2010. Conserving Chile's most critically endangered bird species: First data on foraging, feeding, and food items of the Másafuera Rayadito (Aves: Furnariidae). *Vertebrate Zoology* 69(3): 233-242.

Haller M., Lech R.,Martínez O.,Meister C., Poma S. y Viera R. 2010. Hoja Geológica 4372-III/IV Trevelin Provincia de Chubut. UNPSJB-SEGEMAR, Instituto de Geología y Recursos Minerales. Boletín N°322.

Hansen N., Tejera L. y Fertig M. 2004. Módulo II: Alternativas de manejo sustentable para el manejo forestal integral de los bosques de la Patagonia. Capítulo 3: Sistemas silvopastoriles en Chubut. *Proyectos de Investigación Aplicada a los Bosques Nativos (PIARFON)*. Esquel-Argentina.

Hansen N., Fertig M. y Tejera L. 2005. Sistemas silvopastoriles en Chubut. Informe del Proyecto de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos. Región bosques andino-patagónicos. 8 pp.

Hansen N., Fertig M., Escalona M., Tejera L. y Opazo W. 2008. Ramoneo en regeneración de Ñire y disponibilidad forrajera. En: Libro de actas II Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Esquel, Chubut.

Harrison S. y Bruna E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.



Hobson K. A. y Schiek J. 1999. Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildlife effects over 30 years. *Ecological Applications* 9(3): 849-863.

Hooge P., Stanback M.; y Koenig W. 1999. Nest-site selection in the Acorn Woodpecker. *Auk* 116: 45-54.

Holmgren M., Scheffer M. y Huston M. A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78: 1966-1975.

Honorable Legislatura de Chubut. 2010. Ley XVII N°92. Documento Técnico "Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos de la Provincia de Chubut".

Ibañez L. 2015. Invasión del Estornino Pinto, *Sturnus vulgaris*, en el Noreste de la provincia de Buenos Aires: análisis de la competencia con aves nativas y potencialidad como transmisor de parásitos. Tesis Doctoral. UNLP, Argentina. 169 pp.

Iglesias G. 1988. Diversidad de aves y su relación con los tipos de vegetación (natural y perturbada) en la cuenca del Río Manso Superior. Informe final beca de iniciación. CONICET.

Iglesias G. 1989. Explotación de recursos tróficos y espaciales por las aves de cuenca del Río Manso Superior. Informe final de proyectos anuales. Proyecto Anual E 1578/86.

Ippi S. 2009. Conducta antidepredatoria y territorial en el Rayadito (*Aphrastura spinicauda*): comparaciones interpoblacionales en conducta vocal y de defensa. Tesis Doctoral. Universidad de Chile, Santiago. 152 pp.

Ippi S., Vasquez R. A., Van Dongen W. F. D. y Lazzoni I. 2011. Geographic variation in the vocalizations of the suboscine Thorn-tailed Rayadito *Aphrastura spinicauda*. *Ibis* 153: 789 – 805.

Ivancich H. 2013. Relaciones entre la estructura forestal y el crecimiento del bosque de *Nothofagus antarctica* en gradientes de edad y calidad de sitio. UNLP. Tesis Doctoral. 118 pp.

Jaksic F. y Feinsinger P. 1991 Bird assemblages in temperate forests of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 491-510.



Johns A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. J. Trop. Ecol. 7:417-37.

Johnston R.F. 1954. Variation in Breeding Season and Clutch Size in Song Sparrows of the Pacific Coast. The Condor 56(5): 268-273.

Jones C.G., Lawton J.H. y Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-86.

Klinka K., Chen H., Wang Q. y Montigny L. 1996. Forest canopies and their influence on understory vegetation in early-seral stands on West Vancouver land. Northwest Science 70: 193-200.

Krebs C.J. 1985. Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia. 2° Edición. Editorial Harla, México D.F. 753 pp.

Lack D. 1950. The breeding seasons of European birds. Ibis 92: 288-316.

Lack D. 1968. Ecological adaptations for breeding in birds. Methuen & Co. London. 422 pp.

Laclau P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Chile y Argentina. Fundación Silvestre Argentina (FSA) y Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). Boletín Técnico N° 34: 1-121.

Lantschner M. 2005. Estructura de las Comunidades de Aves de Fondos de valle y Laderas de la Cuenca del Río Foyel (Prov. Río Negro) en Relación a los Disturbios Antrópicos. Tesis para opción del grado de Licenciatura en Cs. Biológicas. Universidad Nacional del Comahue. 116 pp.

Lantschner M. y Rusch V. 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. Ecología Austral 17 (1): 99-112.

Lehner C. 1979. Handbook of Ethological Methods. Garland STPM Press, New York, USA. 694 pp.



Lencinas M.V., Martínez Pastur G., Medina M. y Busso C. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity Conservation* 14: 2299-2320.

Lencinas M.V., Martínez Pastur G., Rivero P. y Busso C. 2008. Conservation value of timber quality versus associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. *Biodiversity Conservation* 17: 2579-2597.

León R.J.C., Bran D., Collantes M.B., Paruelo J.M. y Soriano A. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8(2): 125–144.

Li P. y Martin T. 1991. Nest-Site Selection and Nesting Success of Cavity-Nesting Birds in High Elevation. *The Auk* 108: 405-418.

Loiselle B.A. y Blake J.G. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72: 180-193.

López D.R. 2011. Una aproximación estructural-funcional del Modelo de Estados y Transiciones para el estudio de la dinámica de la vegetación en Estepas de Patagonia norte. Tesis, D Biol. UNCOMA. 97 pp.

Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princenton University Press, New Jersey. 179 pp.

Magurran A. 2013. *Measuring Biological Diversity*. John Wiley & Sons. 264 pp.

Manacorda M., Somlo R., Pelliza Sbriller A. y Williams P. 1995. Dietas de Ovinos y Bovinos en la Región de los Bosques de Ñire (*Nothofagus antarctica*) de Río Negro y Neuquén. *RIA* 26 (1): 137-146.

Mariotinni Y., Lencinas M.V., Massaccesi G., Gallo E., Gamondés I., Larralde L. y Martínez Pastur G. 2002. Cambios en la diversidad del sotobosque de *Nothofagus pumilio* debido a la aplicación de una corta de protección a lo largo del gradiente de calidades de sitio. Primer Congreso Chileno de Ciencias Forestales.

Marone L. 1992. Seasonal and year-to-year fluctuations of bird populations and guilds in the monte desert, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 63: 294-308.



Martella B., Trumper E., Bellis L., Renison D., Giordano P., Bazzano G. y Gleiser R. 2012. Manual de Ecología. Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. Cátedra de Ecología. Fac. de Cs. Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Reduca (Biología). Serie Ecología 5(1): 1-31.

Martin T. E. 1988. Nest placement: implications for selected life-history traits, with special reference to clutch size. *American Naturalist* 132: 900-910.

Martin K., Aitken K.E.H. y Wiebe K.L. 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *Condor* 106: 5–19.

Martínez Pastur G., Peri P., Fernández C. y Staffier G. 1999. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20(2): 39-46.

Martínez Pastur G., Peri P. L., Fernandez M.C., Staffieri G. y Lencinas M. V. 2001. Change in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research*. 7(3): 165-174.

McGehee S. 2007. Consumo de semillas de Leñadura (*Maytenus magellanica*) por tres especies de ave principalmente insectívoras. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 35 (1): 71-73.

McGehee S., Eitniear J. y Glickman B. 2010. Unusual nesting in the Thorn-tailed Rayadito (*Aphrastrura spinicauda*). *Boletín SAO Vol.* 20(1): 12-17.

McQueen A. R. 1976. The ecology of *Nothofagus* and associated vegetation in South America. *Tuatara* 22: 36-38.

Ministerio de la Producción del Chubut (MdIPCh). (2016). Apéndice de implementación: Plan de Manejo de Bosques con Ganadería Integrada – Provincia de Chubut. Gobierno de la Provincia de Chubut. 23 pp.

Miserendino M.L., Casaux R.J., Archangelsky M., Di Prinzio C.Y., Brand C. y Kutschker A.M. 2010. Assessing land- use effects on water quality, in-stream habitat, riparian



ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409: 612-624.

Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Brooks T.M., Pilgrim J.D., Konstant W.R., Da Fonseca G.A.B. y Kormos C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation proceedings of the National Academy of Science 100: 10309-10313.

Moed A. y Dawson G. 1979. Breeding of starlings in nest boxes of various types. *New Zealand Journal of Zoology* 6: 613-618.

Mostacedo B. y Fredericksen T. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz. 92 pp.

Moreno C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales & Tesis SEA. Vol 1. Zaragoza. 84 pp.

Moreno J., Merino S., Vásquez R. A. y Armesto J. 2005. Breeding biology of the Thorn-tailed Rayadito (Furnariidae) in south-temperate rainforest of Chile. *The Condor* 107: 69-77.

Moreno J. S., Merino E., Lobato M.A., Rodrigues-Gironés y Vásquez R.A. 2007. Sexual dimorphism and parental roles in the thorn-tailed Rayadito (Furnariidae). *The Condor* 109: 312-320.

Morello J. y Mateucci S. 1999. Biodiversidad y uso de la tierra en la Argentina. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. Eudeba, Bs. As. 463-498.

Mikusinski G., Gromadzki M. y Chylarecki P. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv. Biol.* 15: 208-215.

Naranjo L.G. y Chacón de Ulloa P. 1997. Diversidad de insectos y aves insectívoras de sotobosque en hábitats perturbados de la selva lluviosa. *Caldasia* 19(3): 507-520.

Narosky T. e Izurieta D. 2004. Aves de Argentina y Uruguay. 15ª Edición. Editorial Vázquez Manzini. Buenos Aires, Argentina. 348 pp.

News T. 1998. Invertebrate Surveys for Conservations. 1ª Editions. Oxford, University Press. Oxford, England. 240 pp.



Newton I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biol. Conserv.* 70: 265–276.

Newton I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, San Diego, California, USA. 597 pp.

Nilsson S. G. 1984. The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica*: 167-175.

Norton M. R. y Hannon S. J. 1997. Songbirds response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Can. J. For. Res.* 27: 44-53.

Odum E. y Kuenzler E. 1955. Measurement of Territory and Home Range Size in Birds. *The Auk* 72(2): 128-137.

Ojeda V., Altamirano T., Bonaparte B., Bragagnolo L., Chazarreta L., Cockle K., Dias R., Di Sallo F., Ibarra T., Ippi S., Jauregui A., Jiménez J., Lammertink M., López F., Núñez G., de la Peña M., Politi N., Rivera L., Vivanco C., Santillán M., Soto G., Vergara P., Wynia A. y Schaaf A. 2017. Ornithological Congress of Americas. Cardinal orientation of cavities excavated by birds in the neotropics: relationship with macro-environmental attributes. Puerto Iguazú, Argentina

Ormaechea S., Peri P.L., Molina R., Mayo J.P. 2009. Situación y manejo actual del sector ganadero en establecimientos con bosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia sur. *Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles*, Ediciones INTA. Posadas, Misiones, 14 al 16 de mayo 2009. 385-393.

Pavic C. 2000. Análisis de la abundancia y diversidad de aves en dos ambientes andino-patagónicos y su relación con disturbios antrópicos. Trabajo para optar al grado de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Centro Regional Universitario Bariloche. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina. 299 pp.

Peri P.L., Sturzenbaum M.V., Monelos L., Livraghi E., Christiansen R., Moreto A. y Mayo J.P. 2005. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de Ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. En *Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano*. Corrientes, Argentina. Septiembre de 2005.



Peri P.L. 2005. Sistemas silvopastoriles en ñirantales. Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario INTA, IDIA XXI: 255-261.

Peri P. L. 2009. Sistemas Silvopastoriles en Patagonia: revisión del conocimiento actual. Actas del 1º Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 14-16 mayo, Misiones, Argentina. 10-26.

Peri P. y Ormaechea S. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ediciones INTA. 89 pp.

Perry D.A. 1994. Ecosystem stability II: the role of ecosystems. In Perry, DA. (ed.). Forest Ecosystems. London, United Kingdom, The John Hopkins University Press: 509-532.

Peterson B. y G. Gauthier 1985. Nest site use by cavity-nesting birds of the Cariboo Parkland, British Columbia. Wilson Bulletin 97: 319–331.

Pielou E.C. 1969. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience John Wiley & Sons. 285 pp.

Pisano E. 1977. Los bosques de Patagonia Austral y Tierra del Fuego chilenas. Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales 25: 9-19.

Povedano H.E. y Bisheimer M.V. 2016. Aves terrestres de la Patagonia. ISBN 978-987-33-9557-4. 567 pp.

Quilodrán C., Vásquez R. y Estades C. 2012. Nesting of the Thorn-Tailed Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) in a Pine Plantation in Southcentral Chile. The Wilson Journal of Ornithology 124(4): 737-742.

Quilodrán C., Estades C. F. y Vasquez R.A. 2014. Conspecific effect on habitat selection of a territorial cavity nesting bird. The Wilson Journal of Ornithology 126(3): 534-543.

Quinn J. M., Cooper B. A., Davies-Colley R. J., Rutherford J. C. y Williamson R. B. 1997. Land-use effect on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31: 579-598.



Quintanilla Pérez V., Meaza Rodríguez G. y Cuesta Aguilar M. J. 2008. Perturbaciones actuales del bosque norpatagónico chileno derivadas de los efectos de grandes fuegos de medio siglo atrás. Estudio preliminar en la cuenca andina del Río Figueroa. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles 47: 109-124.

Quinteros P. 2007. Caracterización de la Vegetación del Sotobosque de Ñire (*Nothofagus antarctica*) en un Área del Noroeste del Chubut. Tesis de Licenciatura. Facultad de Cs. Naturales-UNPat-Sede Esquel. 87 pp.

Quinteros P., Hansen N. y Kutschker A. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de Ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. Ecología Austral 20: 225-234.

Quirici V., Venegas C.I., González-Gomez P.L., Castano-Villa G.J., Wingfield J.C. y Vásquez R.A. 2014. Baseline corticosterone and stress response in the Thorn-tailed Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) along a latitudinal gradient. General and Comparative Endocrinology 198: 39-46

Quirici V., Guerrero J., Krause J., Wingfield J.C. y Vásquez RA. 2016. The relationship of telomere length to baseline corticosterone levels in nestlings of an altricial passerine bird in natural populations. Frontiers in Zoology 13: 1.

Raitt R. y Pimm S. 1976. Dynamics of bird communities in the Chihuahuan Desert, New México. Condor 78: 427-442.

Ralph C. 1985. Habitat associations patterns of forest and steppe birds of northern Patagonia, Argentina. The Condor 87: 471-483.

Ralph J., Geupel R., Pyle P., Martin T., De Sante D. y Milá B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 pp.

Ramírez C., Correa M., Figueroa H. y San Martín J. 1985. Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur del Chile. Bosque 6 (2): 55-73.



Ramos V.A. 1978. El vulcanismo del Cretácico inferior de la Cordillera Patagónica. 7° Congreso Geológico Argentino, Buenos Aires. 1: 423-435.

Razeng E. y Watson D. 2014. Nutritional composition of the preferred prey of insectivorous birds: Popularity reflects quality. *Journal of Avian Biology* 46(1): 89-96.

Remsen J. V. 2003. Family Furnariidae (Ovenbirds). In J. del Hoyo, A. Elliott, and D. Christie [EDS.], *Handbook of the birds of the world*. Vol. 8. Lynx Ediciones, Barcelona, Spain. 162-357.

Reque J., Sarasola J., Gyenge M.E. y Fernández ME. 2007. Caracterización Silvícola de ñirantales del Norte de la Patagonia para la Gestión Forestal Sostenible. *Bosque* 28(1): 33-45.

Ringuelet R. 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina. *Physis* 22: 151-170.

Richter L. y Frangi J. 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. *Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Plata* 68: 35-52.

Rodelwald A. D. y Yahner R. H. 2000. Bird communities associated with harvested hardwood stands containing residual trees. *J. Wildl. Manage* 64(4): 924-932.

Rubí Bianchi A. y Cravero S.A. 2010. Atlas climático digital de la República Argentina, Salta: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 56 pp.

Rusch V. y Sarasola M. 1999. Empleo de criterios e indicadores en el Manejo Forestal Sustentable. Biodiversidad. Segundas Jornadas Iberoamericanas sobre Biodiversidad Biológica, San Luis. Parte I - Propuesta metodológica. 2:15-24.

Rusch V., Roveta R., Peralta C., Márques B., Vila A., Sarasola M., Barrios D., Todaro C., Hansen N., Tejera L., Claverí H., Postler V., Gallardo C., Lantschner V., Rizzuto S., Cremona M.V., Corley J., Ferting M. 2004. Informe PIARFON. Indicadores de sustentabilidad en sistemas silvopastoriles. Argentina. 10 pp.



Rusch V., Roveta R., Peralta C., Márques B., Vila A., Sarasola M., Todara C. y Barrios D. 2004. Criterios indicadores de manejo sustentable. PIARFON-BAP Informe 2004-2005. 10 pp.

Rusch V., Sarasola M. y Schlichter T. 2005. Indicadores de biodiversidad en bosques de *Nothofagus*. IDIA XXI 8: 8- 14.

Rusch V.E., López D.R., Cavallero M.L., Rusch G.M., Peri P.L, Cardozo A., Hansen N., von Müller A., Garibaldi L.A y Sarasola M.M. 2015. Un marco ecológico para establecer márgenes de manejo de sistemas silvopastoriles. 1- El caso de ñirantales del norte de la Patagonia, Argentina. 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles: VII Congreso Internacional Sistemas Agroforestales, 1a ed. -Santa Cruz: Ediciones INTA. 716 pp.

Rusch V., Goijman A., Peri P. y Lopez D. 2015. Herramienta para el analizar la relación entre la toma de decisiones y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos: estudio de caso en el bosque nativo de Ñire de Patagonia Norte. Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos: de la investigación a la acción. Mar del Plata. Septiembre de 2015.

Sarasola M., López D., Gaitán J. y Siffredi G. 2008. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques de Ñire en la cuenca del río Foyel. Libro de actas II° Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Esquel, Chubut.

Schlichter T. y Laclau P. 1998. Ecotono estepa-bosque y plantaciones en la Patagonia norte. Ecología Austral 8: 285-296.

Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos: Informe Regional Bosque Andino Patagónico. 115 pp.

Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2014. Guía para la confección de Planes de Manejo de Bosques con Ganadería. Ley Nacional N°26331 – Resolución N° 826/14. Buenos Aires, Argentina.

Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2019. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Región Forestal Bosque Andino Patagónico. 86 pp.



Shannon C.E. y Weaver W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University Illinois Press, Urbana, IL. 144 pp.

Simanonok M.P., Anderson CB., Martinez Pastur G., Lencinas JH. y Kennedy MV. 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego. Forest Ecology and Management 262(2): 263-269.

Simpson E. H. 1949. Measurement of Diversity. Nature 163(1946): 688.

Skutch A. 1976. Parent birds and their young. Univ. of Texas Press, Austin and London. 503 pp.

Slagsvold T. 1982. Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. Oecologia 54: 159–169.

Solomon D.S. y Gove J.H. 1999. Effects of uneven-age management intensity on structural diversity in two major forest types in New England. Forest Ecol. Manag. 114: 265-274.

Somlo R., Bonvisutto, G., Schlichter T., Laclau P., Peri P. y Allogia M. 1997. Silvopastoral use of Argentine Patagonian Forests. In Gordon A, S Newman (eds.). Temperate agroforestry systems. CAB Internacional (UK). 237-250.

Spagarino C., Martínez Pastur G. y Peri P. L. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects, Biodiversity and Conservation 10 (12): 2077-2092.

Soriano A. y Aguiar M.R. 1998. Estructura y Funcionamiento de los Agroecosistemas. Ciencia e Investigación 50: 63– 73.

Southwood T. 1989. Ecological Methods: With particular reference to the study of insect populations. 2ª Editions. Cambridge, University Press. Cambridge, England. 524 pp.

Szulkin D. 2017. Estudio de las estructuras de las comunidades de aves asociadas a ñirantales (*Nothofagus antártica*) del centro-oeste de la Provincia de Chubut,



Patagonia Argentina, sometidos a diferentes tipos de impacto ambiental. Tesis Doctoral. UNLP, Argentina. 299 pp.

Temple S.A. y Cary J.R. 1988. Modeling Dynamics of Habitat-Interior Bird Populations in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 2(4): 340–347.

Thiollay J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conserv. Biol.* 6: 47-63.

Thomas S. C., Halpern C. B., Falk D. A., Liguori D. A. y Austin K. A. 1999. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9(3): 864-879.

Tomasevic J. y Estades C. 2006. Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in southern beech (*Nothofagus*) forest in south central Chile. *Ornitologia Neotropical* 17: 1-14.

Valladares F., Aranda I. y Sánchez-Gómez D. 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En: Valladares, F, *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid-España. 335-369.

Vasquéz R. e Ippi S. 2018. *Aphrastura spinicauda*. En: Medrano F, Barros R, Norambuena H V, Matus R y Schmitt F. *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile. 488 pp.

Veblen T. T., Ashton D. H., Schlegel F. M. y Veblen A.T. 1977. Plant succession in a timberline depressed by volcanism in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 4: 275-294.

Veblen T.T. 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *Journal of Biogeography* 9: 11-28.

Veblen T., Hill R. y Read J. 1996. *The Ecology and Biogeography of Nothofagus forest*. Yale University press, New Haven and London. 414 pp.

Veblen T. T., Kitzberger T., Raffaele E. y Lorenz D. C. 2003. Fire History and Vegetation Changes in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen, T.T., W. L. Baker, G. Montenegro,



T.W. Swetnam (eds): Fire and Climatic Change in Temperate Ecosystems of the Western Americas. Springer-Verlag, New York. 265-293.

Vergara P. 2006. Estructura espacial de la población de rayaditos (*Aphrastura spinicauda*) del bosque fragmentado de Fray Jorge. Tesis doctoral. Pontificia Universidad Católica de Chile. 143 pp.

Vergara P. 2007. El efecto del tamaño de la caja nido sobre el patrón de anidación y reanidación de *Aphrastura spinicauda* y *Troglodytes aedon*. Ecología Austral 17(1): 133-141.

Vuilleumier F. 1967. Mixed Species Flocks in Patagonian Forests, with Remarks on interspecies Flock Formation. The Condor 69(4): 400-404.

Walters J. R., Ford H. A. y Cooper C. B. 1999. The ecological basis of sensitivity of brown treecreepers to habitat fragmentation: a preliminary assessment. Biol. Conserv. 90: 13-20.

Vuilleumier, F. 1985. Forest birds of Patagonia: ecological geography, speciation, endemism and faunal history. Ornithological Monographs 36: 255-304.

Wesołowski T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Ornithologica 25: 321-351.

Wesolowski T. 2003. Bird community dynamics in a primaeval forest is interspecific competition important? Ornis Hung. 1213: 51-62.

Westoby M., Walker B. y Noy -Meir I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. Jour. Range Manag. 42 (4): 266-274.

Wiebe K.L., Koenig W.D. y Martin K. 2007. Costs and benefits of nest reuse versus excavation in cavity-nesting birds. Annales Zoologici Fennici 44: 209-217.

Wilcove D. y Whitcomb R. F. 1983. Gone with the trees. Natural History 41:82-91.

Willis E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. Pap. Avulsos Zool. 33 (1): 1-25.



Wilson J. D., Morris A. J., Arroyo B. E., Clark S. C. y Bradbury R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75: 13-30.

Zar J. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall Englewood Cliffs, NJ. 663 pp.

Zhu X., Srivastava D.S., Smith J.N.M. y Martin K. 2012. Habitat selection and reproductive success of Lewis's Woodpecker (*Melanerpes lewis*) at its northern limit. *PLOS ONE* 7(9): e44346.



Anexo

1.

Extraído de “Un marco ecológico para establecer márgenes de manejo de sistemas silvo-pastoriles. 1- El caso de ñirantales del norte de la Patagonia, Argentina.” Rusch et al. 2015. 3° Congreso Nacional de Sistemas Silvo-pastoriles - VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales.

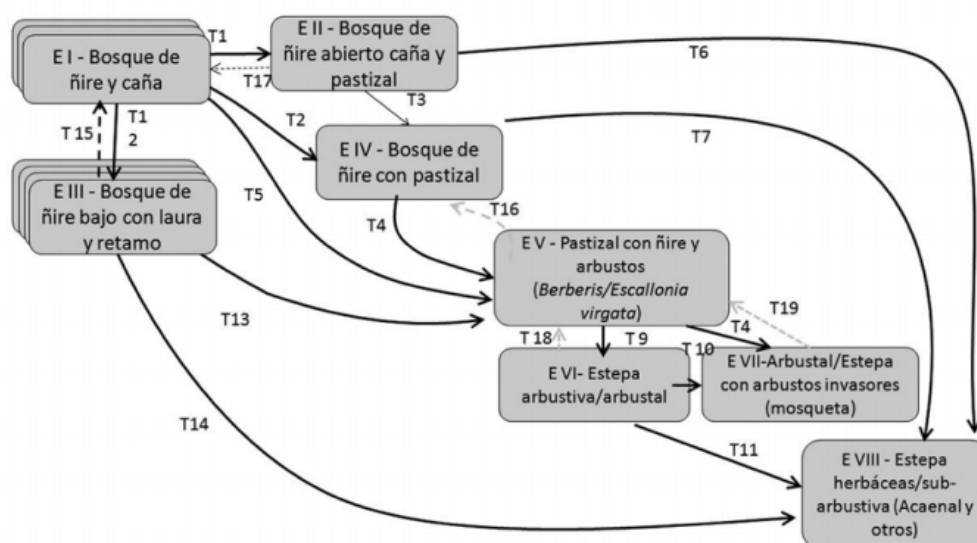


Figura 1: Modelo de Estados y Transiciones para ñirantales del NO de la Patagonia. Las cajas representan estados, los estados (E) se describen en la Tabla 1; las transiciones negativas (T con líneas llenas), en la Tabla 3 y las positivas (T líneas punteadas), en el texto.



Tabla 1. Descripción de los estados del Modelos para los Ecosistemas de Ñirantales de Patagonia Norte.

Estado	Descripción
E I Bosque de ñire con caña	Bosque puro de ñire, cerrado o semicerrado, -con sotobosque de caña (<i>Chusquea culeou</i>) dominante. Especies acompañantes principales: <i>Ribes cucullatum</i>, <i>Berberis buxifolia</i>, <i>Maytenus chilubensis</i>, <i>Acaena ovalifolia</i>, <i>Osmorrhiza chilensis</i> y <i>Alstroemeria aurea</i>. Incluye diversas fases, dadas por un lado por el ciclo natural del ñire (fases de desmoronamiento, regeneración, fustal, oquedal), y por intervenciones (corta y pastoreo) leves, produciendo fases semicerradas o semiabiertas, que permiten mantener el sistema dentro de fases reversibles. Incluye las fases de: - rodales jóvenes coetáneos de semilla o por rebrote de cepa, de ñire y caña - rodales maduros coetáneos, de ñire y caña - rodales sobremaduros de ñire y caña - rodales sobremaduros con regeneración, de ñire y caña - bosques semiabiertos de ñire y caña - bosques de ñire con presencia esporádica de gramíneas exóticas y reducción parcial de caña Son bosques que solo han recibido presiones bajas de corta y pastoreo, que han podido sufrir incendios, pero desde hace más de 50-60 años, habiéndose evitado el pastoreo en las primeras fases pos-fuego (10-15 años). El fuego permite el rebrote de la caña y del ñire (Tortorelli, 1947).
E II Bosque de ñire abierto con caña y pastizal	Bosque de ñire mono-específico en el dosel arbóreo, con sotobosque de herbáceas exóticas y caña Presenta baja cobertura de caña y mayor cobertura de herbáceas <i>Holcus lanatus</i>, <i>Trifolium repens</i>, <i>Taraxacum officinale</i>, <i>Trisetum spp.</i>, <i>Poa pratensis</i> y <i>Agropyron patagonicum</i>; <i>Taraxacum. gilesii</i>; <i>Osmorrhiza. chilensis</i>, <i>Rumex acetosella</i>, <i>Fragaria chiloensis</i> y <i>Elymus gayanus</i>. La corta de árboles y el pastoreo reduce la cobertura arbórea, aumenta la cobertura de herbáceas ingresando spp exóticas ruderales primero y adaptadas al pastoreo después, y reduciendo la cobertura de caña (por ser una especie consumida como forraje en invierno e intensamente ramoneada (Arqueros 1999, Raffaele et al. 2011).
E III Bosque de ñire con laura y retamo	Bosque mixto de ñire, con retamo y laura que incluye diferentes fases. Las más importantes son las que suceden inmediatamente a los incendios. Estas presentan legados (troncos en pie, raíces de especies rebrotantes, nutrientes en la superficie de suelo) de gran valor para la recuperación del sistema, por lo que resultan fases críticas, y susceptibles al tipo de manejo que se realice (Cavallero 2012): 1-Matorral (< 2 m altura), 2-Bosque mixto de ñire joven, con retamo y laura 3-Bosque de ñire cerrado que supera el dosel de las especies acompañantes, con laura co-dominante y retamo muerto 4-Bosque mixto de ñire semi-abierto o abierto, con co-dominancia de alguna o ambas de las otras especies. Este bosque mixto es fundamentalmente producto de incendios en ambientes de ñire. Se cree que el pastoreo en fases tempranas reduce sustancialmente o elimina la especie más palatable para el ganado, la caña, y puede también reducir la densidad relativa de ñire que rebrota. Esto permite la co-dominancia de arbustos o árboles bajos de las primeras etapas sucesionales posfuego, como son laura y retamo. Existen hipótesis sobre este estado, como primario en algunas situaciones, posiblemente menos húmedas que las del bosque de ñire y caña.
E IV Bosques de ñire con pastizal	Bosques de ñire monoespecíficos cerrados o semicerrados sin caña. El sotobosque es preferentemente de herbáceas exóticas <i>Holcus lanatus</i>, <i>Trifolium repens</i>, <i>T. officinale</i>, <i>Poa spp</i>, <i>Osmorrhiza chilensis</i>, otras gramíneas, <i>Acaena ovalifolia</i>. Incluye fases de bosques cerrados y semicerrados, y sus fases de reproducción. Son bosques cerrados o semicerrados que, como resultado de una larga historia de pastoreo, han perdido la caña y el sotobosque se ha repoblado con especies introducidas adaptadas al pastoreo (mayormente gramíneas).
E V Pastizal con ñire y arbustos	Pastizal dominado por <i>Holcus lanatus</i>, <i>Trifolium repens</i>, <i>Taraxacum. officinale</i>, <i>Poa spp</i>, otras gramíneas. Con presencia de ñires aislados O en ambientes más anegadizos <i>Escallonia virgata</i>. Estrato herbáceo con <i>Holcus lanatus</i>, <i>T. officinale</i>, <i>Veronica serpyrifolia</i>; <i>Fragaria chiloensis</i>, <i>Geum valdivianum</i> Estrato arbustivo con <i>Escallonia virgata</i> dominante, <i>Pernettya pumila</i>, <i>Berberis buxifolia</i> acompañantes en ciertos casos. Se produce la mortandad de ñires por tiempo o corta, estando impedida la regeneración natural por efecto de la competencia de los pastos.
E VI Estepa arbustiva (arbustal)	Similar a la anterior, pero con valores de mayor cobertura de arbustos. En ambientes más húmedos, la cobertura es de <i>Berberis buxifolia</i>, <i>B. darwinii</i> y acompañados por el subarbolito <i>Acaena splendens</i>. En ambientes más húmedos, con mayor cobertura de <i>Escallonia. virgata</i> (chapel). Similar a E V pero el mantenimiento de presiones altas de pastoreo, reduce la competencia de pastos sobre arbustos y la presencia de suelo desnudo facilita la reproducción por semilla de estos.
E VII Arbustal/ Estepa con arbustos invasores (rosa mosqueta)	Pastizales ralos degradados dominados por <i>Hipochaeris radicata</i>, <i>Holcus lanatus</i>, <i>Acaena pinnatifida</i>, con estrato arbustivo de <i>Rosa rubiginosa</i>. (rosa mosqueta) y <i>Discaria spp</i>, Son pastizales derivados de bosques de ñire que han sido sobrepastoreados y ha habido acceso de ganado que ha ingerido <i>Rosa spp</i> trasladándola en su tracto digestivo. Incluye también fases de pastizales de mayor calidad (Estado V) con presencia de Rosa spp.
E VIII Estepa herbácea/ sub-arbustiva (Acaenal)	Estepas subarborescentes con <i>Acaena splendens</i> (dominante), <i>Stipa spp</i> y <i>Mulinum spinosum</i>. La eliminación de la vegetación por corta, sobrepastoreo o fuego mas pastoreo, lleva al sistema a este estado, en el que la erosión, hídrica o eólica a modificado la calidad del estrato superior de suelo y posiblemente removido legados (bancos de semillas) que impiden el restablecimiento de las especies herbáceas del sistema original. La eliminación total del estrato arbóreo puede darse por fuegos intensos o fuegos/cortas, con pastoreos intensos que impiden la recuperación por rebrote de cepa.



Tabla N° 3- Descripción de los Factores y niveles que definen las transiciones en el ME&T de ñirantales de Patagonia Norte

Nombre	Transición	Factores y niveles determinantes
T1	E I- E II	Cortas medias, presión pastoreo medio y tiempo alto. O Fuego bajo o medio con tiempo alto y presión de pastoreo medio.
T2	E I - E IV	Presión pastoreo media o alta, >10 años de pastoreo
T3	E II- E IV	Presión de pastoreo media o alta, > 30 años de pastoreo. (conduce a una fase abierta del BÑ c/pastizal)
T4	E IV- E V	Extracción de madera muy alta y pastoreo alto
T5	E I- E V	Extracción de madera muy alta y pastoreo alto, Tiempo > 30 - o Pastoreo medio tiempo > 120 años - o Pastoreo medio, cortas medias, tiempo > 70
T6	E II- E VIII	Pastoreo intenso, tiempo >120. O pastoreo intenso y tala alta (se promueve la erosión de suelo)
T7	E IV- E VIII	Extracción muy alta, pastoreo alto, erosión. O fuego con pastoreo intenso mas de 10 años y después del disturbio, erosión.
T8	E V- E VII	Disponibilidad de propágulos alta, y pastoreo alto. O erosión alta y disponibilidad de propágulos alta.
T 9	E V- E VI	Pastoreo medio o alto y tiempo > 30 años
T 10	E VI- E VII	Disponibilidad de propágulos alta.
T 11	E VI- E VIII	Tiempo alto, pastoreo alto, erosión
T 12	E I- E III	Fuego bajo o medio con pastoreo
T 13	E II- E V	Extracción de madera alta y Pastoreo medio o alto. O fuego alto y pastoreo medio o alto.
T 14	E III- E VIII	Extracción de madera alta o muy alta, pastoreo medio alto y tiempo alto. O fuego medio, pastoreo medio y extracción de madera alta, tiempo alto

2.

Para establecer las diferencias entre sitios se intentó realizar un test de ANOVA. Se realizó el Test de Shapiro-Wilks de Normalidad de Errores para el DAP ($W = 0,9$; $p < 0,0001$) y estado sanitario ($W = 0,9277$; $p < 0,0001$) y Test de Homogeneidad de Barlett para el DAP (Bartlett $K^2 = 179,2$; g.l. = 4; $p < 0,0001$) y estado sanitario (Bartlett $K^2 = 52,7$; g.l.= 4; $p < 0,0001$) dando ambos como resultado que se rechaza la normalidad y la hipótesis de homogeneidad de varianzas, por lo cual a posteriori se realizó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis (ver Resultados).

Tabla 1. Ponderación de grupos por diferencias significativas por DAP.

Sitio	Grupos	Mediana
Denso	B	25,78
Pq I	A	35,97
Pq II	A	41,06
Mn I	C	18,46
Mn II	D	19,74

Tabla 2. Comparaciones por pares utilizando la prueba de suma de rango de Wilcoxon por DAP. Método de ajuste del valor $p = \text{Holm}$.

	Denso	Mn I	Mn II	Pq I
Mn I	7,4e-11	-	-	-
Mn II	0,00079	0,31620	-	-
Pq I	5,7e-08	5,1-e11	2,8e-09	-
Pq II	7,0e-06	6,0e-06	8,0e-06	0,19514



Tabla 3. Distribución en grupos según Test de Kruskal-Wallis por Sanidad.

Sitio	Grupos	Mediana
Denso	C	2
Pq I	B	5
Pq II	AB	4
Mn I	A	5
Mn II	B	5

Tabla 4. Comparaciones por pares utilizando la prueba de suma de rango de Wilcoxon para Sanidad. Método de ajuste del valor p = Holm.

	Denso	Mn I	Mn II	Pq I
Mn I	<2e-16	-	-	-
Mn II	3,5e-09	0,0081	-	-
Pq I	0,0023	3,8e-07	0.0454	-
Pq II	0,0081	0,0331	0,9387	0,3468

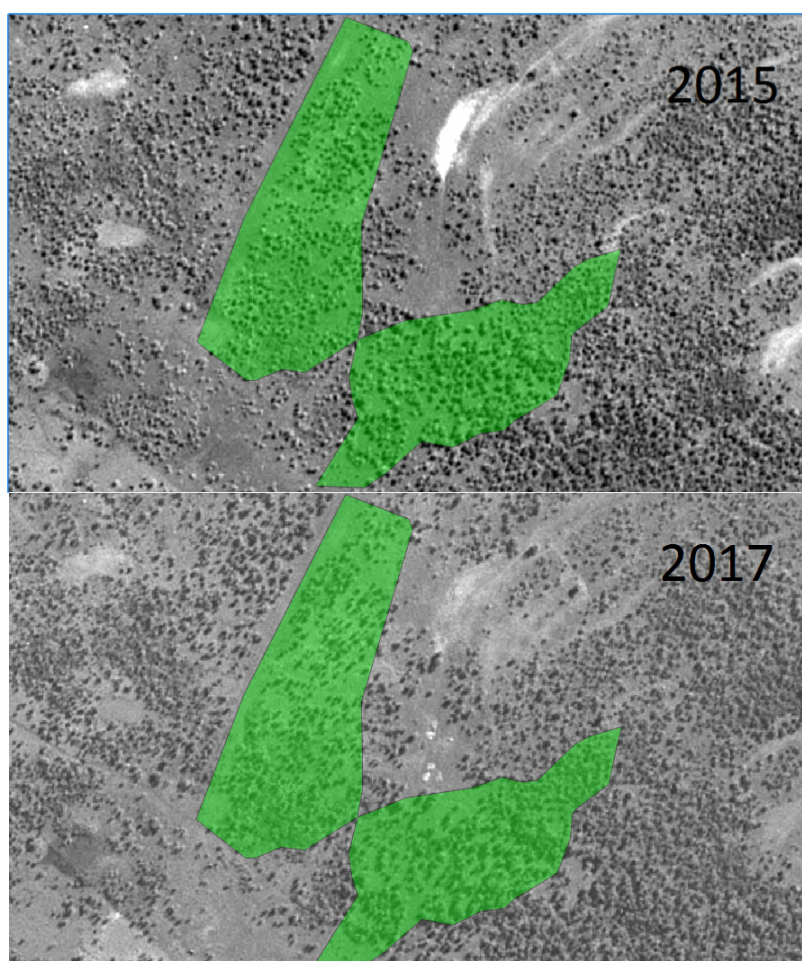


Fig.1 Cambio en la densidad de árboles en el sitio de muestreo Pq II por tala. Imagen pancromática de 5 metros de resolución. CONAE 2015.



3. [Videos endoscopio](#) o acceder a los mismos escaneando el siguiente código QR.



4.

Tabla 5. Número de individuos por Orden capturados en “Dosel” (D) y “Sticky-trap” (ST) por sitio de muestreo en la temporada 2017.

Orden	Denso		Pq I		Pq II		Mn I		Mn II	
	D	ST	D	ST	D	ST	D	ST	D	ST
Indeterminado	0	9	0	3	0	5	0	10	0	7
Coleoptera	2	2	10	2	12	3	5	4	10	1
Larva Lepidoptera	0	1	2	0	0	0	1	2	0	0
Lepidoptera	0	13	0	4	0	3	0	1	0	15
Colembola	1	0	3	0	3	0	4	0	0	0
Psocoptera	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Araneae	2	2	1	3	2	3	0	3	2	2
Hemiptera	2	1	1	1	0	6	4	2	4	0
Himenoptera	3	8	3	4	1	16	1	4	2	3
Neuroptera	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	1	283	1	209	0	206	0	237	1	405
Total	12	320	21	226	19	242	15	263	20	433

Tabla 6. Número de individuos por Orden capturados en “Dosel” (D) y “Sticky-trap” (ST) por cronología en la temporada 2017.

Orden	Sept		Oct		Nov		Dic		Ene	
	D	ST	D	ST	D	ST	D	ST	D	ST
Indeterminado	0	0	0	1	0	20	0	11	0	2
Coleoptera	0	0	4	0	2	7	25	4	6	1
Larva Lepidóptera	0	0	0	0	1	2	2	1	0	0
Lepidóptera	0	2	0	1	0	6	0	27	0	0
Colembola	0	0	5	0	4	0	2	0	0	0
Psocoptera	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Araneae	0	3	1	0	1	8	2	2	2	0
Hemíptera	0	1	0	1	2	7	4	20	3	6
Himenoptera	0	1	2	1	0	7	3	20	5	6
Neuroptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Diptera	0	123	1	62	0	470	1	593	0	92
Total	0	130	13	66	10	528	42	678	16	107

