UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

INFLUENCIA DE AMBIENTES AGRÍCOLAS COMO HÁBITAT DE AVES EN LA ZONA SUR DE LA REGIÓN METROPOLITANA, CHILE.

Tesis para optar al grado de
Magíster en Áreas Silvestres y
Conservación de la Naturaleza.

ANDRÉS SEBASTIÁN MUÑOZ SÁEZ
Ingeniero agrónomo

Santiago, Chile
2011

INFLUENCIA DE AMBIENTES AGRÍCOLAS COMO HÁBITAT DE AVES EN LA ZONA SUR DE LA REGIÓN METROPOLITANA, CHILE.

Agradecimientos

Me gustaría agradecer a toda la gente que ha participado directa o indirectamente de este nuevo paso en mi vida. Primero que nada quiero dar las gracias a la maravillosa familia, en especial a Nancy y César, los cuales siempre me ha apoyado en lograr todos los sueños y metas que me propongo, incluso en los que no tienen sentido.

Quiero agradecer a Cristián y Jorge, quienes han sido mis guías y maestros en esta investigación, con quienes diseñamos y planificamos esta idea y me han apoyado en todo el desarrollo de la tesis, potenciado mi gusto por la ecología aplicada. También quiero agradecer a los profesores Jaime y Pedro por los comentarios y correcciones a este trabajo.

Mis amigas y amigos “cordilleranos” han aportado la contraparte necesaria de esta investigación: solamente rock! En especial agradezco a nuestro equipo de los Vinos Garage Cordillera, a los Araya, a CDP y a Megan por su cariñosa compañía y ayuda.

Por último quiero agradecer a CONICYT por la Beca de Magíster y a la Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza por la Beca MASCN, en especial al profesor Horacio por sus consejos.

Tesis para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

Profesor Guía	Nombre	Cristián Estades M.
	Calificación	_7.0_____
	Firma	_____

Profesor Guía	Nombre	Jorge Pérez Q.
	Nota	_7.0_____
	Firma	_____

Profesor Consejero	Nombre	Jaime Hernández P.
	Nota	_7.0_____
	Firma	_____

Profesor Consejero	Nombre	Pedro Cattan A.
	Nota	_7.0_____
	Firma	_____

ÍNDICE

RESUMEN 1

SUMMARY 2

INTRODUCCIÓN 3

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA 5

- Heterogeneidad de hábitat y su influencia en aves 5
- Cultivos agrícolas como elementos del paisaje 6
- Aves en ambientes agrícolas 7

HIPÓTESIS 10

OBJETIVO 11

- Objetivo general 11
- Objetivos específicos 11

MATERIALES Y MÉTODOS 12

- Área de estudio 12
- Conteo de aves 12
- Clasificación de ambientes agrícolas como hábitat de aves 13
  - Escala local 14
  - Escala de paisaje 14
- Análisis estadístico 15
  - Modelo Lineal Generalizado (GLM) 15
  - Análisis de correspondencia canónica (CCA) 16

RESULTADOS 17

- Características de los ambientes agrícolas 17
- Comunidad de aves en ambientes agrícolas por temporada 19
- Relaciones de las aves en ambientes agrícolas 21

Abundancia de aves 21
Riqueza de aves 21
Resultados por especie 22
Comunidad de aves asociadas a ambientes agrícolas 31
Aves en invierno a escala local 31
Aves en invierno a escala de paisaje 33
Aves en primavera a escala local 35
Aves en primavera a escala de paisaje 37

DISCUSIÓN 39
Abundancia y riqueza de la comunidad de aves 39
Comunidad de aves asociadas a cultivos anuales, praderas y barbechos 41
Comunidad de aves asociadas a canales de regadío y tranques 44
Comunidad de aves asociadas a cultivos frutales 45
Comunidad de aves asociada a vegetación nativa 47
Comunidad de aves asociada a cercos vivos de árboles y arbustos 50
Comunidad de aves asociada a construcciones y jardines 52
Relaciones de las aves con las coberturas en conjunto 54

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN Y MANEJO DE HÁBITAT PARA AVES NATIVAS EN AMBIENTES AGRÍCOLAS. 55

CONCLUSIONES 59

BIBLIOGRAFÍA 61

ANEXO I 69

ANEXO II 71

ANEXO III 81

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar cómo los paisajes agrícolas influyen en la distribución (abundancia y riqueza) de aves. Los paisajes agrícolas fueron caracterizados como coberturas a través de observación directa y fotografías aéreas tanto a escala local, como a nivel de contexto (paisaje), considerando dos temporadas de estudio (invierno y primavera). Se evaluaron 111 sitios de conteo de aves en paisajes agrícolas con cultivos manejados de manera convencional. Se ajustaron modelos de predicción de características comunitarias de las aves (abundancia total, riqueza y la abundancia a nivel de especie) mediante modelos lineales generalizados para determinar las relaciones existentes entre las aves y los cultivos. Se utilizó el análisis de correspondencia canónica para determinar las relaciones de la comunidad de aves con los paisajes agrícolas. Los resultados muestran que un elevado porcentaje de aves utilizan los ambientes agrícolas como hábitat, encontrándose 42 especies en ambas temporadas (66,6% de las especies potenciales para el área de estudio). La riqueza de especies se relacionó positivamente con los cercos vivos arbustivos y los remanentes de vegetación nativa, mientras que la abundancia de aves se relacionó con las coberturas de cultivos de baja estratificación (cultivos anuales, barbechos y praderas). Cada ave utilizó hábitats agrícolas de manera diferente. Algunas aves que se asociaron de manera consistente en ambas temporadas a ciertos cultivos: queltehues (*Vanellus chilensis)* con praderas, golondrinas chilenas (*Tachycineta meyeni)* con cultivos anuales, gorriones (*Passer domesticus)* con jardines, y palomas (*Columba livia)* con árboles. A su vez tortolita cuyana (*Columbina picui)*, jilguero (*Carduelis barbata)*, chincol (*Zonotrichia capensis*) y zorzal (*Turdus falklandii*) se relacionaron positivamente con coberturas de cultivos frutales. Estos resultados sugieren que existe un gran potencial de conservación de aves en ambientes agrícolas. La similitud de coberturas a diferentes escalas de estudio en ciertas especies podría favorecer y en otros casos dificultar el movimiento de las aves en la zona. La mejora e incremento en calidad de los cercos vivos como hábitat para aves, y la conservación de los sectores con vegetación nativa podría incrementar la riqueza de especies y la mantención de una metapoblación de aves en ambientes agrícolas. Del mismo modo, la mantención de un mosaico de cultivos de baja estratificación podría incrementar la abundancia de algunas especies aumentando las probabilidades de uso de hábitat para estas aves.

Palabras clave: agroecosistema, aves, hábitat, ecología del paisaje, conservación.

SUMMARY

The goal of this study was to determine how agricultural landscapes affect bird distribution (abundance and richness). This study evaluated 111 bird survey points located at conventionally managed agricultural areas. The agricultural areas included in this study were characterized at a local and landscape scales through direct observation and aerial photographs for two seasons (winter and spring). The prediction of bird community characteristics (total abundance, richness, individual specie abundance) were evaluated using general lineal models. Canonical correspondence analysis was used to determine the effects of farmland habitat features on bird communities. The results of the study demonstrated that a great percentage of birds use agricultural landscapes as habitat, 42 species were found in the surveys during both seasons (66.6% of the total bird species previously registered in this area). The bird species richness was positively related with shrub hedgerows and native vegetation, whereas the abundance of birds was related to the low statured crops (annual crops, fallows and grasslands). Various bird species utilized the agricultural landscape differently with some species associating with the same habitat in both seasons: Southern lapwing (*Vanellus chilensis*) with grasslands, Chilean swallow (*Tachycineta meyeni*) with annual crops, House sparrow (*Passer domesticus*) with gardens and Rock pigeon (*Columba livia)* with trees. Picui ground dove (*Columbina picui*), Black chinned siskin (*Carduelis barbata*), Rufous collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) and Austral thrush (*Turdus falklandii*) were found to be positively related with orchards. These findings suggest that there exists great potential for bird conservation in agricultural environments. Habitat similarity at different scales could promote movement of birds in the area for some species and make it harder in other cases. The improvement and increased use of shrub hedgerows as habitat for birds and the conservation of native vegetation areas could increase the species richness as well as maintain a metapopulation of birds within in agricultural environments. In the same way, the mosaic of low lying crops could increase the abundance of targeted bird species and increase the likelihood of these birds using hedgerows as habitat.

Keywords: agroecosystem, birds, habitat, landscape ecology, conservation.

INTRODUCCIÓN

La transformación de los ambientes naturales a ambientes productivos, como los sistemas agrícolas, ha impactado la superficie del planeta causando la disminución de la biodiversidad a través de la pérdida, modificación y fragmentación de los hábitats (Foley *et al.,* 2005). Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio los sistemas cultivados (áreas donde al menos el 30% del paisaje se encuentra como tierras de cultivo, rotación de cultivos, producción de ganado confinado, o acuicultura de agua dulce) cubren una cuarta parte de la superficie terrestre. Se estima que para el año 2050 entre un 10 a 20% de los pastizales y paisajes forestales se convertirán a la agricultura (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esta expansión de la agricultura generará pérdida de hábitat, lo cual afectará directamente a las especies que habitan en sectores naturales no cultivados.

La intensificación de la agricultura, que incluye el uso de agroquímicos, drenaje de suelos, incremento en la densidad del ganado por superficie, mejoramiento de variedades, siembra y cosecha temprana, simplificación de los cultivos de rotación, especialización de la industria agrícola y modificación genética de los cultivos, busca aumentar la producción primaria neta para consumo humano (Krebs *et al.,* 1999). Sin embargo, se debe tener en cuenta que esto se relaciona de manera inversa con los índices de diversidad, rango y abundancia de vida silvestre en hábitats agrícolas (Wilson *et al.,* 2009). El avance de la agricultura intensiva moderna es una de las principales amenazas a la biodiversidad por el cambio de uso de suelo desde vegetación nativa a cultivos agrícolas y porque esta intensificación no considera una mejora en la calidad de hábitat para vida silvestre presente en estos agroecosistemas.

Los paisajes agrícolas otorgan beneficios para la sociedad más allá de la producción de alimentos, ya que existe determinada biodiversidad asociada a cultivos; en el mismo sentido los cultivos ayudan a mitigar la erosión de suelo y fomentan el turismo (Sutherland, 2004; Baudry, 2003). La zona central de Chile es una región con un elevado endemismo de especies y donde existe una gran presión sobre los ecosistemas nativos, siendo clasificado como *hotspot* a nivel mundial (Myers *et al.,* 2000). Por esto se considera prioritaria la conservación de la biodiversidad, tanto en los ecosistemas nativos como en los ambientes agrícolas. A nivel mundial la Convención para la Biodiversidad (2006) planteó como meta estratégica que el 30% de las áreas agrícolas se encontrarán bajo un manejo amigable con la biodiversidad para el año

2010. En Chile, acorde a la Estrategia Nacional de Biodiversidad (Conama, 2003) una de las prioridades a nivel de país es promover las “Prácticas productivas sustentables que permitan el mantenimiento de la biodiversidad”.

La modificación del paisaje y de la estructura de la vegetación afecta la riqueza y abundancia de aves (Heikkinen *et al.* 2004). La presencia de fauna en plantaciones comerciales está asociada comúnmente con la complejidad estructural, como la presencia de sotobosque o la múltiple estratificación de la vegetación (Nájera & Simonetti, 2010). La complejidad estructural de la vegetación influencia a las comunidades de aves, ya que incide en el número y diversidad de nichos, que condicionan la abundancia local de gremios o especies que utilicen recursos similares (De la Montaña *et al.,* 2006). Es por esta razón que al tener diferentes tipos de coberturas de cultivos existirían diferentes abundancias de especies.

Distintas especies de aves presentan diferentes grados de tolerancia a los ambientes agrícolas. Para algunas especies las zonas agrícolas son inhóspitas mientras que otras pueden utilizarlas como hábitat. Las aves se consideran cercanas a los depredadores tope de las redes tróficas de los paisajes agrícolas (Krebs *et al.,* 1999), por lo que su riqueza y abundancia está influida por factores que limitan o fomentan su presencia y la de otros organismos en el área.

Los ambientes agrícolas podrían influenciar la abundancia y riqueza de aves (Varela, 2003; Taft & Haig, 2006), por el tipo de cultivos y superficie a una escala local o por la superficie de cultivos a una escala mayor, a nivel de paisaje. La comprensión de estas interacciones es clave para establecer la toma de decisiones en cuanto al uso del suelo y manejo del agroecosistema. Esta realidad debe ser tomada como base en la planificación de sistemas agrícolas con fines productivos y a su vez útiles a la conservación de la vida silvestre.

La conservación de la naturaleza debe enfocarse desde un punto de vista más allá de las áreas destinadas a esta acción; es vital el desarrollo de investigación con el fin de poder comprender mejor la dinámica de determinadas especies en ambientes agrícolas y realizar los manejos necesarios para favorecer la conservación en dichos ambientes. Es por esto que es importante definir cuáles son las aves que utilizan ambientes agrícolas y si su presencia en estas áreas está influida por los atributos del hábitat a escala local o a nivel de paisaje. Así este estudio busca contribuir a la investigación para la conservación de aves en ambientes agrícolas.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Heterogeneidad del hábitat y su influencia en aves

Hábitat es el sitio donde el organismo vive o se espera que se encuentre, es decir es su "domicilio", e incluye a otros organismos y al entorno abiótico (Odum & Barrett, 2006). Un paisaje agrícola, se puede considerar un hábitat para algunas aves nativas y corresponde a un conjunto complejo de áreas de cultivos (de características semi-naturales) y zonas rurales, que constituyen un mosaico de elementos. Los ambientes agrícolas en general presentan una mayor conectividad, concentración de recursos (por ej.: monocultivos) e interface entre diversas estructuras del paisaje, que los ambientes urbanos. Sin embargo, presentan una menor conectividad y diversidad de recursos que un ambiente natural (Forman & Godron, 1986).

Existen diferentes estudios que relacionan la importancia de la heterogeneidad del paisaje como hábitat y su influencia en las aves. Haila *et al.* (1996) encontraron que a pequeña escala (cuadrículas de 0,25 ha) las aves de bosque boreales preferían ambientes heterogéneos en vez de homogéneos. En el mismo sentido, Atauri & de Lucio (2001) observaron a mayor escala que la cobertura de un tipo de paisaje es menos importante que la heterogeneidad del paisaje para aves en paisajes mediterráneos. Herzon *et al.* (2006) concluyeron que existieron diferencias en la abundancia de aves en diferentes zonas cultivadas, atribuyéndoselo a la presencia de praderas, zonas arables y patrones de desarrollo de vegetación natural.

En el estudio de manipulación de la estructura del hábitat realizado por De la Montaña *et al.* (2006) se observó que el raleo de bosque influyó positivamente en la diversidad de especies, mientras que no tuvo un efecto significativo en la densidad de aves por temporada. Los espacios raleados fueron importantes para las especies de aves en especial para los granívoros, mientras que las aves frugívoras e insectívoras fueron más abundantes en el bosque no raleado. Por otro lado, se ha resaltado y comprobado la importancia de sotobosque en la presencia y riqueza de aves en monocultivos (Estades & Temple, 1999; Nájera & Simonetti, 2010).

Los patrones del paisaje modelan la estructura de las comunidades de aves. Comprender las relaciones de las aves con la vegetación (natural y antropizada) permitiría desarrollar

estrategias para la conservación de aves. Existen estudios que indican que aves nativas pueden habitar ambientes agrícolas (Sutherland, 2004). Sin embargo, se ha prestado escasa atención al análisis de cómo los sistemas agrícolas modelan los patrones de biodiversidad (Baudry, 2003).

Cultivos agrícolas como elementos del paisaje

Desde hace diez mil años que la humanidad ha ejercido una constante modificación del paisaje a través de la implementación de la agricultura. Durante este periodo algunas especies de fauna han colonizado este tipo de ambientes (Wolf *et al.,* 2001). En Europa, donde la agricultura ha sido una actividad que ha tenido una influencia en el paisaje por un tiempo prolongado, se ha encontrado que el manejo agrícola influye en la abundancia de algunas especies de aves que dependen de los estados sucesionales tempranos, siendo la estrategia de conservación lograr tener un mosaico de especies cultivadas y manejos agrícolas (Sutherland, 2004). Esto ha generado políticas intergubernamentales a nivel de Unión Europea en las que se norman y bonifica el cultivo de determinadas especies a favor de la conservación de la vida silvestre (De la Montaña *et al.* 2006). Por otro lado en países que han tenido una historia agrícola intensiva reciente, las aves estarían asociadas principalmente a la vegetación nativa remanente, siendo la principal estrategia de conservación de aves la mantención de estos sectores (Haslem & Bennett, 2008).

La diversidad de cambios en las prácticas agrícolas condiciona de diferente forma el paisaje, ya sea la estructura y composición de la vegetación, y/o la fenología de las especies, lo que determina de diferente forma la cantidad de recursos (dieta, espacio, presencia de artrópodos, etc.) para la fauna silvestre. Por esto es difícil identificar los mecanismos que afectan a las poblaciones de aves naturales, en particular cuando no se conoce cómo las diferentes especies ocupan este hábitat (Wolf *et al.* 2001).

Aves en ambientes agrícolas

Los cultivos agrícolas pueden afectar de distintas maneras a las aves, beneficiando a algunas, como es el caso del sisón (*Tetrax tetrax*), ave granívora que es beneficiada por cultivos extensivos los cuales le aportan recursos que en condiciones naturales serían escasos. Sin embargo, se sugiere que esta misma especie requiere de un mínimo de diversidad de hábitat nativo, en los que se pueda complementar o suplementar los recursos (Wolf *et al.* 2001). De la misma manera, Moorcroft *et al.* (2002) encontraron que los campos inmediatamente después de cosechados albergan a gran cantidad de aves granívoras, pudiendo influir en la disponibilidad de alimento momentáneo.

En Europa las aves asociadas a los cultivos agrícolas se encuentran en declinación poblacional. Se estima que en Gran Bretaña en los últimos veinte años han desaparecido diez millones de individuos de diez especies de aves asociadas a la agricultura (Wilson *et al.,* 2009). Esta baja se ve reflejada en la disminución de las plantas e insectos de las que dependen (fuentes de alimento) (Douglas *et al.,* 2009), las cuales han sido afectadas por la industrialización e intensificación de la agricultura (Krebs *et al*., 1999). También se ha observado que las aplicaciones de insecticida pueden disminuir la capacidad reproductiva de algunas aves (Hart *et al.,* 2006).

Los márgenes no cultivados de los campos son lugares de forrajeo de numerosas especies de aves. Para aumentar el valor de estos hábitats es necesario conocer los factores que afectan la disponibilidad de alimento y qué gatilla la selección de estos lugares por las aves. En el estudio realizado por Douglas *et al.* (2009) se sugiere que el incremento en la altura de la vegetación de los márgenes no cultivados dificulta la accesibilidad de algunas aves para el forrajeo. Siendo en este caso la poda de vegetación (manejo del hábitat) beneficiosa para algunas especies, aunque no en todos los casos (Perkins *et al.,* 2002).

En el estudio realizado por Whittingham *et al.* (2009) se destaca positivamente la importancia de setos vivos en la abundancia de aves. En este estudio se observó que un conjunto de aves ocupó los límites de los cultivos, donde la presencia y tamaño de los setos vivos y árboles o bosque en los bordes de zonas cultivadas es positivamente correlacionada con la probabilidad de presencia de la mayoría de las aves. Mientras que otras especies se asocian positivamente con la existencia de brasicáceas o canales de regadío. El estudio de Foster (2007) indica el

potencial positivo de los cercos vivos con plantas nativas, colindantes a cultivos frutales, como hábitat para aves migratorias.

Las malezas o una cobertura vegetal en la entrehilera de árboles frutales también es relevante para la mantención de aves granívoras. Hancock & Wilson (2003) determinaron que los campos de forraje con mayor presencia de brasicáceas (malezas) y rastrojos tenían seis veces más aves granívoras que los que estaban sin o con muy pocas malezas. Por otro lado, la presencia de malezas condiciona la presencia de invertebrados que son el alimento de algunas aves. Los invertebrados son sensibles a una variedad de prácticas agrícolas como la aplicación de insecticidas (muerte directa), aplicación de fertilizantes y herbicidas (remoción de las plantas hospederas), aradura y cosecha (remoción de plantas hospederas y hábitat de huevos y larvas) (Wilson *et al.,* 1999). Moorcroft *et al*. (2002) examinaron las correlaciones entre ocho especies de aves y diferentes tipos de manejo de rastrojos (de trigo, trigo orgánico y cebada), destacando la influencia del manejo agrícola en la abundancia y distribución de aves granívoras invernales. En esta relación son de importancia las malezas que proveen de semillas invernales y su regeneración natural, al igual que la cantidad de herbicidas e insecticidas aplicados en el campo.

Algunas aves son consideradas plagas agrícolas, ya que provocan daños en la fruta y pérdida de la producción. Herrmann & Anderson (2007) caracterizaron el comportamiento de las aves que se alimentaron de uva de mesa en Sudáfrica, dando cuenta del cambio en la dieta de las aves a lo largo de la temporada agrícola (acorde a la disponibilidad de alimento y los requerimientos de las aves) y de la frecuencia de forrajeo que cambia durante el día. En el mismo sentido, Somers & Morris (2002) caracterizaron el forrajeo de aves sobre uvas viníferas, indicando que el daño fue mayor en: los bordes de la plantación en comparación con el centro de la plantación, en la parte superior de la espaldera (lejos del suelo) y que el daño se incrementa en determinados momentos de la maduración de la uva. En plantaciones de girasoles se ha determinado que el consumo (pérdida económica) de semillas por parte de aves (Icteridae) se asocia a la cercanía a tranques, sin embargo la implementación de sectores de manejo (los cuales consisten en plantaciones de girasol utilizadas como distractores para las aves) disminuyen el consumo en las plantaciones comerciales (Hagy *et al.,* 2008). Sin embargo, algunos estudios indican que las aves pueden reducir el daño provocado por larvas de lepidópteros en la fruta, al consumir las larvas, como es el caso de *Parus major*, al compararlo en los huertos de manzano donde anidó y se reprodujo, con los huertos en que no anidó (Mols

& Visser, 2007), o que algunas aves disminuyen los niveles poblacionales de plagas de insectos (Tremblay *et al.,* 2001).

Los análisis realizados a diferentes escalas de estudio contribuyen a predecir la abundancia de aves en ambientes agrícolas. En el estudio de Dallimer *et al.* (2010) se postula que la calidad del hábitat tanto en los mismos predios agrícolas como en el contexto que se insertan, contribuyen a incrementar la abundancia de algunas aves en cultivos agrícolas de pradera. En este estudio se clasificaron las coberturas a nivel local como praderas de cultivo intensivo y de uso semi-intensivo, mientras que a nivel paisaje (buffer de 500 m) como intensivas (zonas cultivadas y zonas urbanas) y seminaturales (arbustos, paramos, praderas y bosques). Las coberturas seminaturales incrementarían la abundancia de aves, en conjunto con el manejo bajo esquemas agroambientales, que buscan incrementar la biodiversidad en ambientes agrícolas. El estudio de Padoa-Schioppa *et al.,* (2006) indica la importancia de realizar estudios a escala local y a nivel de paisaje para poder planificar acciones de conservación regional e identificar de forma óptima los elementos estructurales y de paisaje que inciden en un plan de acción para un área.

Finalmente, las aves son uno de los mayores indicadores del cambio de los ambientes agrícolas e incluso son consideradas como indicadores de “calidad de vida para la sociedad” en algunos países de Europa (Ormerod & Watkinson, 2000; Gaston 2010). La diversidad de aves asociadas a un paisaje agrícola contribuye en el valor estético de éste. Esta función estética crea un sentimiento de identidad para los residentes, y un objeto de recreación para los turistas. También posee un valor funcional ya que las aves depredan a artrópodos presentes en los cultivos y vegetación aledaña (Jeanneret *et al*. 2003, Hart *et al*. 2006).

HIPÓTESIS

- La abundancia y riqueza de aves está influida por las coberturas agrícolas y esta influencia es diferente a escala local y a nivel de paisaje, variando a su vez con la estacionalidad.

Las predicciones que se desprenden de esta hipótesis son:

- Las distintas especies de aves se asocian de manera diferente a las coberturas agrícolas.
- Existe un efecto de las escalas del paisaje (local y contexto) en la utilización de hábitat por las diferentes aves.
- Hay cambios estacionales que influyen en la utilización del hábitat agrícola por las aves.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar si la abundancia y riqueza de especies de aves está influida por las coberturas agrícolas evaluadas a escala local, a nivel del paisaje o por la interacción entre ambas escalas, en las temporadas de invierno y primavera.

Objetivos específicos

Determinar cuáles son las coberturas agrícolas que influyen (positiva y negativamente) en la abundancia de aves según la temporada.

Establecer las relaciones entre las características ecológicas y biológicas de las aves con las características de las coberturas agrícolas a nivel local y de paisaje.

Generar propuestas de conservación y manejo de hábitat para aves nativas en ambientes agrícolas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la zona sur de la Región Metropolitana de Chile la cual presenta diferentes ambientes agrícolas, asociados a las diferentes tipos de coberturas (clasificadas más adelante). La zona de estudio se ubica aproximadamente entre los paralelos 33º35' S y 33º52' S y entre los meridianos 70º54' W y 70º37' W, abarcando una zona total de 75.000 há (aproximadamente 25 $\times$ 30 km) (Figura 1). La temperatura promedio histórica de la zona fluctúa entre 17,3 ºC máxima normal a 4,9 ºC mínima normal, con una precipitación promedio de 340 mm al año, correspondiendo a un clima tipo mediterráneo (Santibañez & Uribe, 1993).

Conteo de aves

Se establecieron 111 sitos de conteo seleccionados por accesibilidad a los caminos colindantes a las zonas cultivadas, los cuales fueron referenciados mediante un GPS modelo Garmin Vista HCx. Se realizaron conteos estandarizados visuales (mediante binoculares 8x40) y auditivos en una circunferencia imaginaria de 50 m de radio (Ralph *et al*., 1995, Merenlender *et al*., 2009) durante la temporada invernal (entre el 25 de junio y el 31 de julio) y primaveral (entre el 14 de octubre y el 7 de noviembre) del año 2009, todos realizados en días hábiles. Los conteos se efectuaron por un período de cinco minutos, y en cada sitio se realizaron dos conteos espaciados por cinco minutos, obteniéndose el promedio de densidad de aves por sitio (Bibby *et al*., 1993).

Los conteos de aves fueron realizados desde caminos colindantes a cultivos agrícolas. En cada sitio de conteo se clasificaron las coberturas espaciales (agrícolas y otras), según las dos escalas de estudio (circunferencias de radio de 50 m y de 500 m).

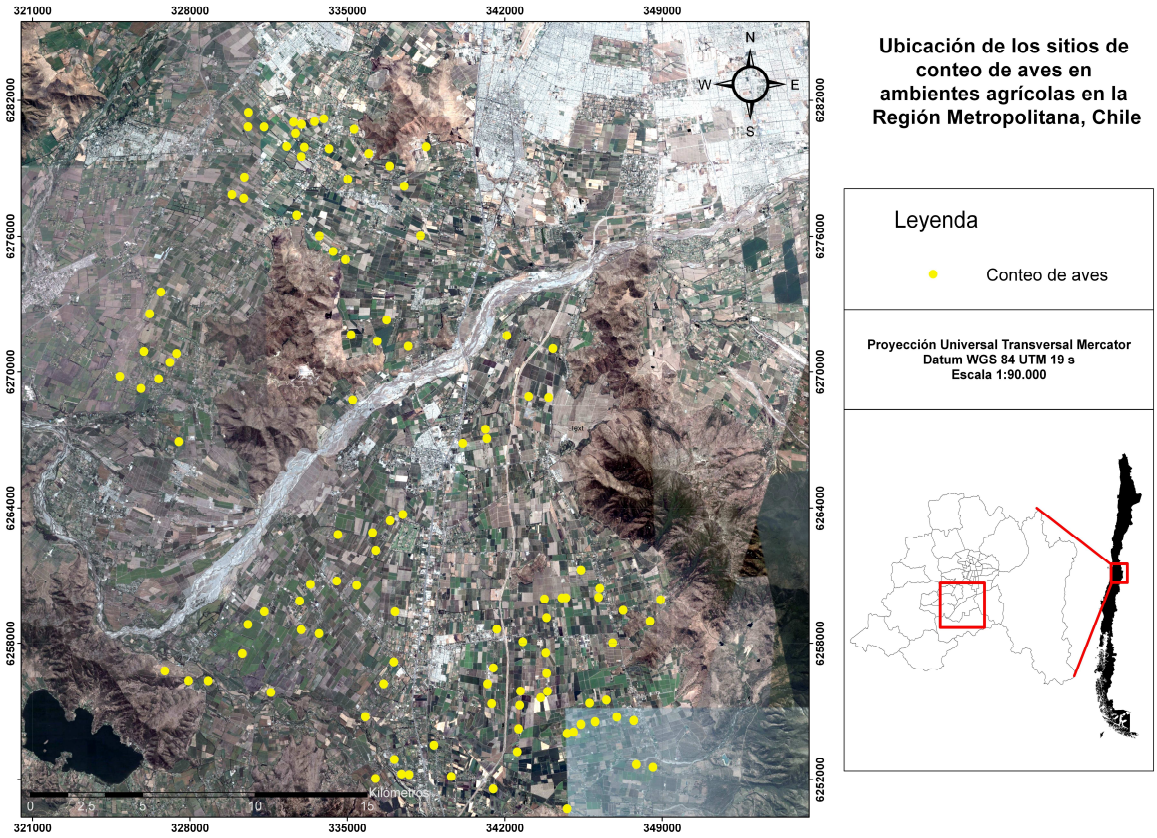


Figura 1. Sitios de conteo de aves (n=111) en la zona sur de la Región Metropolitana (Chile).

Clasificación de ambientes agrícolas como hábitat de aves

Las categorías de clasificación de los ambientes agrícolas (coberturas) se realizaron mediante observación directa y fotointerpretación. Las imágenes de cada sitio de conteo (n=111) fueron descargadas del programa *Google Earth* con la misma resolución (tamaño de pixel de 0,43 x 0,43 m) las cuales cubren una superficie aproximada de 1400 x 2100 m. Las imágenes fueron ajustadas espacialmente cuando fue necesario (agregando puntos de control mediante una transformación de polinomios de primer orden mediante el programa *ArcGis 9.2* (ESRI, 2006). Se realizó una fotointerpretación de las coberturas según su uso (para la escala local 1:1000 y para la escala a nivel de paisaje 1:10000) y el cálculo de la cobertura (m^2) mediante la utilización del programa *ArcGis 9.2.*

Escala local

A escala local las categorías de coberturas agrícolas fueron diez:

- **Agua**: corresponde a acequias y canales de regadío con agua intermitente.
- **Árbol**: cercos vivos de árboles sin fines agrícolas productivos, mayores a 1,5 m, generalmente dispuestos colindante a caminos y separando cultivos de diferentes especies.
- **Arbusto**: cercos vivos de arbustos sin fines agrícolas productivos, menores a 1,5 m, generalmente dispuestos colindante a caminos, separando cultivos.
- **Anual**: cultivos anuales de cereales y hortalizas.
- **Barbecho**: zonas agrícolas asociadas a cultivos anuales en las cuales por efectos de manejo agrícola no se cultivan por una temporada. Pueden ser de suelo arado o suelo con rastrojos del cultivo anterior y malezas.
- **Pradera**: sectores con poáceas cultivadas y no cultivadas (asociadas a acequias y presencia de agua).
- **Frutales**: árboles con fines productivos agrícolas.
- **Construcción**: viviendas, galpones e invernaderos agrícolas.
- **Jardín**: lugares con prados, arbustos y árboles, sin fines agrícolas y asociados a las construcciones.
- **Nativo**: vegetación autóctona de la zona con diferentes grados de intervención, principalmente matorral esclerófilo en cerros.

Escala de paisaje

Las categorías de coberturas utilizadas a escala de paisaje fueron nueve, las cuales se clasificaron mediante fotointerpretación y a partir de la fusión de categorías a escala local:

- **Tranque**: corresponde a tranques de acopio de agua de regadío.
- **Anual+barbecho+pradera (an+bar+pra)**: coberturas de cereales, hortalizas, praderas y terrenos en barbecho. Fusión de anual, barbecho y pradera.
- **Frutales**: árboles con fines productivos agrícolas.

- **Jardín+construcción (jar+const)**: zonas habitadas con jardines; fusión de jardín y construcción.
- **Río**: ribera y flujo de agua constante.
- **Nativo**: vegetación autóctona de la zona con diferentes grados de intervención, principalmente matorral esclerófilo en cerros.
- **Cercanía a la vegetación nativa**: cercanía (m) de cada uno de los sitios de conteo a la vegetación nativa (cerro) más cercano.
- **Caminos**: se cuantificaron y sumaron los caminos lineales (m) dentro de cada circunferencia de 500 m de radio.

Análisis estadístico

Modelo Lineal Generalizado (GLM)

Se ajustaron modelos de predicción de abundancia total, riqueza total de aves y la abundancia a nivel de especie mediante Modelos Lineales Generalizados (Poisson) a través del programa *R* (Ihaka & Gentleman, 1996) a escala local, de paisaje y ambas en conjunto mediante la utilización de las coberturas de usos (m^2) de los diferentes ambientes agrícolas (variables predictoras). Cada modelo simple fue comparado acorde al criterio de Akaike (AIC). El modelo múltiple fue seleccionado según el criterio de Akaike y la selección paso a paso (*stepwise*) descendente. Se analizaron solamente las aves registradas por lo menos 5 veces por temporada en sitios de conteo diferentes (Tomasevic, 2002), con el fin de acotar el estudio sólo a las aves que mejor representan los ambientes agrícolas, evitando los avistamientos ocasionales y probables correlaciones sin base biológica en los modelos. Los modelos utilizados fueron los siguientes:

AVE=f*(coberturas escala local) + Error

AVE=f*(coberturas escala paisaje) + Error

AVE=f*(coberturas escala local + coberturas escala paisaje) + Error

Donde AVE= conteo (abundancia) de una especie de ave en cada sitio (n=111).

Análisis de correspondencia canónica (CCA)

El análisis de correspondencia canónica (CCA) permite relacionar la abundancia de las especies con las variables ambientales (Ter Braak & Verdonschot, 1995), obteniéndose una ordenación integrada de las especies y los datos ambientales asociados (Fernández-Gómez et al., 1996). El análisis de correspondencia canónica presenta una componente de inercia. La inercia puede ser interpretada análogamente con la varianza de un conjunto de datos, en modelos lineales la inercia representa la varianza en abundancia de especies (Titeux *et al.,* 2004). La inercia total puede ser dividida en inercia restringida y la inercia no restringida. La inercia restringida relaciona las variables de manera lineal al grupo de frecuencias (aves) con el grupo de variables continuas (coberturas agrícolas) (Vertel, 2010). Se realizó una prueba de permutaciones (con 1000 permutaciones al azar y un nivel de significación del 5%) con el fin de saber si las variables de coberturas a escala local influyeron significativamente en la abundancia de aves. El análisis canónico de correspondencia se utilizó la versión demo del programa XLSTAT, de la compañía Addinsoft (www.xlstat.com).

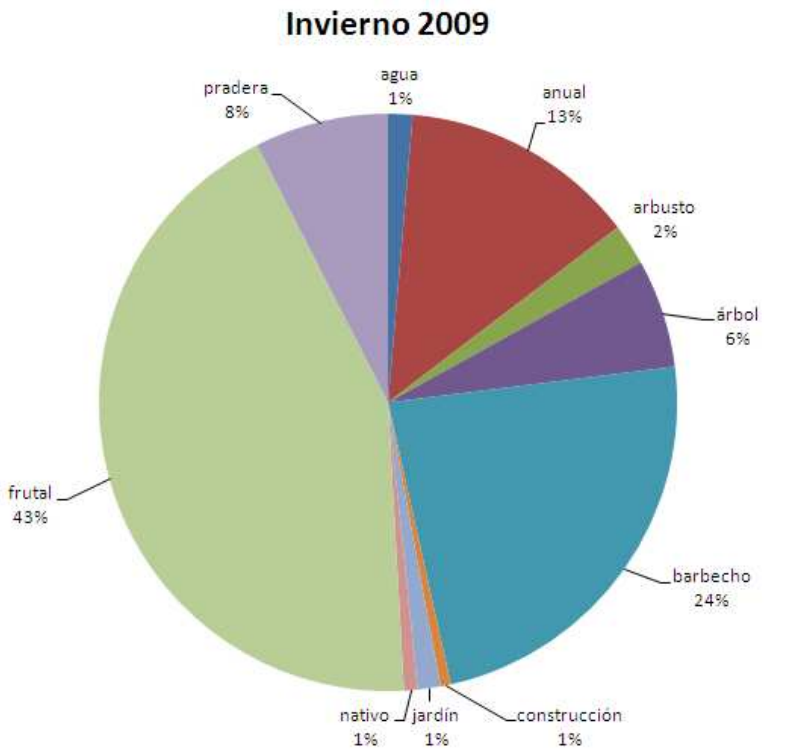
El CCA permite describir y visualizar las asociaciones y preferencias hábitat entre diferentes taxa (nichos) en un diagrama de ordenación. Las relaciones se establecen mediante métodos lineales multivariados entre dos conjuntos de datos (Ter Braak and Verdonschot, 1995). Este método maximiza la separación de los nichos de las especies a través de combinaciones lineales de las variables ambientales. La distancia entre la cobertura ambiental y el punto de origen del gráfico (0,0) indica el nivel de importancia de la cobertura en la abundancia de aves y es proporcional al tamaño del efecto. Las diferentes especies de aves se distribuyeron de acuerdo a las coberturas agrícolas medidas en ambas escalas y temporadas.

RESULTADOS

Características de los ambientes agrícolas

A escala local el ambiente agrícola más abundante en la zona de estudio correspondió a los cultivos frutales seguido por barbechos y cultivos anuales (Figura 2). La mayor variación entre ambas temporadas corresponde a la cobertura de anual de invierno (13%) que aumentó en un 8% en primavera, lo cual se debió al aumento de los cultivos anuales primaveral en sitios de barbecho invernal, actividad común en el manejo agrícola. El resto de las coberturas mantiene su contribución espacial entre ambas temporadas.

En la Figura 3 se observan los ambientes agrícolas a escala de paisaje, las cuales se mantuvieron constantes para ambas temporadas. A pesar de que se observaron y clasificaron los cambios observados en ambas temporadas en los sitios de conteo, estos no afectaron la proporción global de las coberturas. Cabe destacar que a esta escala de estudio algunas coberturas se sobrepusieron en algunos sitios a escala de paisaje (r=500 m), por lo que no existe absoluta independencia en estos datos.



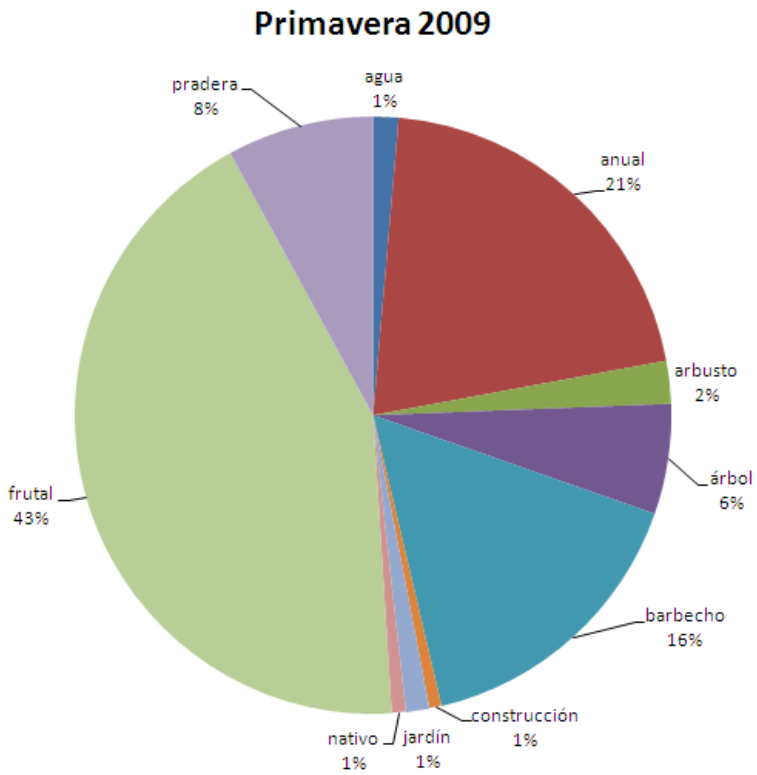


Figura 2. Coberturas presentes a escala local en ambas temporadas (circunferencia radio 50 m)

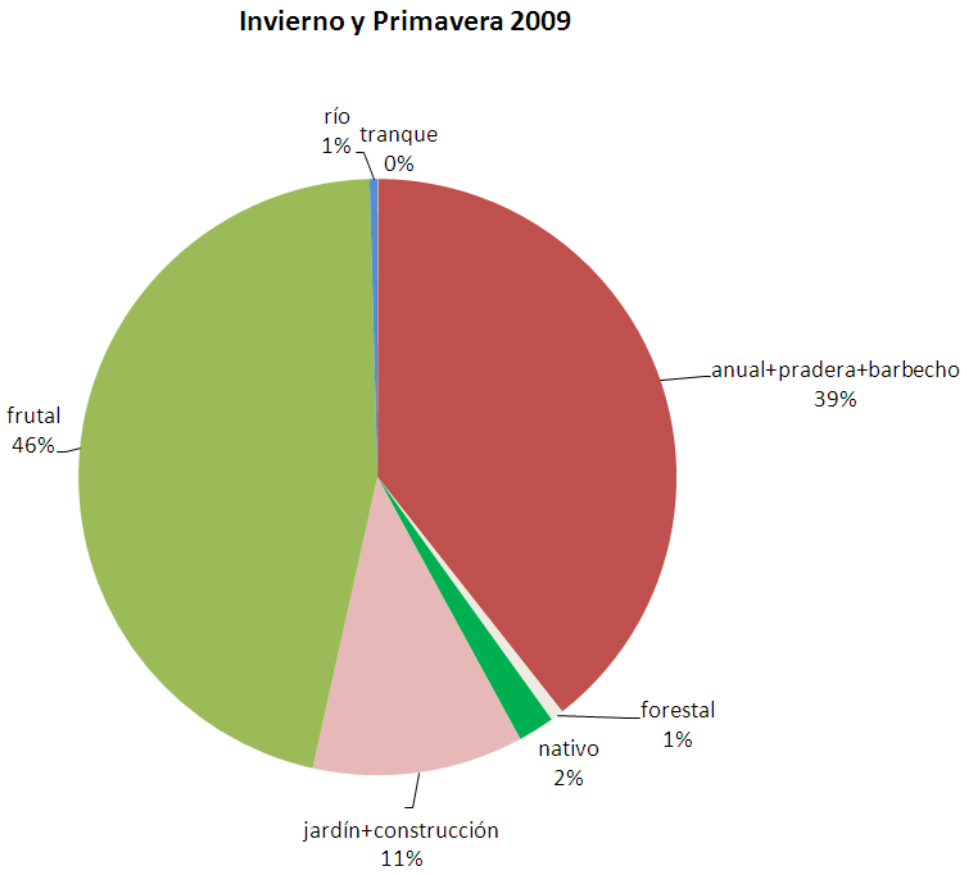


Figura 3. Coberturas presentes a escala de paisaje (circunferencia radio 500 m) en ambas temporadas

Comunidad de aves en ambientes agrícolas por temporada

La abundancia promedio de aves en invierno fue mayor, observándose 18,1±0,77 (promedio ± desviación estándar) aves por sitio en invierno; 12,6±0,51 aves por sitio en primavera. El número de especies fue mayor en invierno (38 especies en invierno; 32 especies en primavera). Ambos resultados sugieren una mayor abundancia y riqueza de especies en invierno. Basado en el estudio de Estades & Vukasovic (2006) y en Araya *et al.* (1996), se estimó que serían 63 las especies de aves potenciales para los ambientes agrícolas mediterráneos de la zona central de Chile, sin considerar la especies costeras, de humedales y de bosques. El número total de especies en ambas temporadas fue 42, correspondiendo aproximadamente al 66,6% de las especies potenciales, mientras que el número de especies compartidas en ambas temporadas fue 28 correspondiendo aproximadamente al 44,4% de las especies potenciales. Las aves

contabilizadas sólo en invierno fueron: aguilucho, cometocino de Gay, dormilona tontita, garza boyera, garza chica, picaflor, rara, viudita, churrete acanelado y tenca. Las aves contabilizadas sólo en primavera fueron: fio-fío, turca, águila y halcón peregrino. Cabe mencionar que existen cinco especies que realizan migraciones, las cuales se esperaba encontrar sólo en una temporada (picaflor, viudita, dormilona tontita, cometocino de Gay en invierno y fio-fío en primavera). Es probable que para las aves residentes que aparecieron pocas veces en los conteos se deba a la probabilidad de encuentro (por ej.: diuca, rara, garzas). De la misma manera, aves que fueron contabilizadas pocas veces son propias de vegetación nativa y responderían a un efecto estacional (tenca, turca, aguilucho, churrete acanelado). Las aves registradas en ambas temporadas pertenecen a 22 familias de las 35 que utilizan ambientes terrestres en Chile (Vilina & Cofré, 2008). La familias que presentaron mayor representación de especies fueron los Tyránidos (diucón, dormilona tontita, fio-fío, cachudito y viudita) y los Emberízidos (chirihue, chincol, cometocino de Gay, platero y diuca).

En la Figura 4 se observa que las especies más abundantes en invierno correspondieron a queltehue, jilguero, tortolita cuyana, zorzal y tiuque, mientras que en primavera las especies más abundantes fueron queltehue, jilguero, chercán y tórtola, paloma y zorzal. Acorde con el análisis de muestras pareadas (t-test, $p<0,01$) se observaron diferencias estadísticas significativas entre las abundancias de aves de ambas temporadas para algunas especies, siendo mayores en invierno: garza chica, tiuque, tortolita cuyana, picaflor, tijeral, diucón, dormilona tontita, cachudito, zorzal, loica, y jilguero; mientras que las mayores en primavera fueron: codorniz, fio-fío, chirihue, chincol, trile y platero.

Se registraron tres especies endémicas durante el estudio (turca, tenca y perdiz). Solamente una de las especies registradas en este estudio presentó alguna categoría de amenaza, el halcón peregrino. Sin embargo, no se logró determinar la subespecie ya que Halcón Peregrino Boreal (*Falco peregrinus anatum*) se encuentra en peligro de extinción, mientras que *Falco peregrinus cassini* se encuentra inadecuadamente conocida (Glade, 1993). La especies bajo categoría CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres) se mencionan en el Anexo I.

Sin contar los avistamientos ocasionales (abundancia menor a cinco individuos por temporada) y las especies migratorias, se observa en la Figura 4 que la mayoría de las especies disminuye su población en primavera, sin embargo, existen algunas aves en que la población aumenta en

la época reproductiva en ambientes agrícolas: gorrión, paloma, tórtola, chercán, entre los cuales codorniz, chirihue, chincol, platero y trile aumentan de manera significativa ($p<0,01$) en primavera, correspondiendo a emberízidos principalmente.

Relaciones de las aves en ambientes agrícolas

Se encontraron diversas relaciones entre las aves y los ambientes agrícolas. En las tablas 1-6 se presenta el GLM para cada ave en relación las coberturas agrícolas a diferente escala y temporada.

Abundancia de aves

En las tablas 1-3 se observa que la abundancia total de aves se relaciona con cultivos de baja estratificación como praderas, en ambas temporadas, mientras que en primavera la abundancia de aves sigue siendo significativa en los cultivos de baja estratificación como barbechos y cultivos anuales, al igual que a escala de paisaje con la cobertura de anules+barbecho+pradera. Se observa que la abundancia está influida también por las zonas de jardines y construcciones, los cuales a escala local y de paisaje son positivos en la época de reproducción (Tabla 1 y 2). También cabe destacar a escala de paisaje la influencia positiva de la cercanía de la vegetación nativa en invierno sobre la abundancia de aves, debido a la mayor diversidad de recursos y los tranques de agua en primavera, cuando este recurso se hace más escaso (Tabla 2).

Riqueza de aves

En las Tablas 1 y 3 se observa que la mayor riqueza de especies está condicionada principalmente por dos factores: los cercos vivos de arbustos y la presencia de vegetación nativa a escala local. Esto puede deberse a que la vegetación nativa presentaría una mayor cantidad de nichos que podrían ser utilizados por diferentes especies. Cabe destacar que entre ambas coberturas representan el 3% de la proporción total de coberturas evaluadas a escala local.

Resultados por especie

Los resultados de los análisis a nivel de especie de ave (Tablas 4-6) se observan relaciones diferentes para cada especie con los hábitats agrícolas. De manera general se observa que:

Las coberturas de baja estratificación, como los cultivos anuales, praderas y barbechos favorecieron la presencia de queltehues, golondrinas chilenas, chirihues, palomas, tórtolas, dormilonas tontitas, chercanes, plateros, triles y loicas. Existieron aves que se relacionaron negativamente con estas mismas coberturas de baja estratificación entre las que se encuentran zorzales (barbechos), jilgueros y gorriones (praderas), y tordos (anuales y praderas). Además algunas aves se relacionaron positivamente con los canales de regadío (agua) y tranques entre las que se encuentran los triles y tiuques.

Las aves que prefirieron los cultivos frutales fueron: tortolitas cuyanas, diucones, fio fíos, zorzales, chicoles, diucas y jilgueros. Sin embargo, existieron aves que se relacionaron negativamente con los frutales tales como: queltehues, palomas, chirihues, triles y gorriones.

La vegetación nativa y/o la cercanía a ésta se relacionó de manera positiva con: codornices, jilgueros, tordos, tijerales, diucones, cachudito, zorzales, chincoles y diucas. Mientras que los tiuques se relacionó de manera contraria.

Los cercos vivos de arbustos y árboles fueron preferidos por: codornices, palomas, tortolitas cuyanas, picaflores, cachuditos, chercanes, zorzales, chirihues, tordos y jilgueros.

Las construcciones y jardines se relacionaron con la abundancia de algunas aves, entre las que se encuentran: palomas, picaflores, cachuditos, golondrinas chilenas, chercanes, mirlos y gorriones.

El resultado comentado de cada especie en relación a las coberturas agrícolas relevantes desde el punto de vista biológico, junto con su nombre científico se encuentra en el Anéxo II.

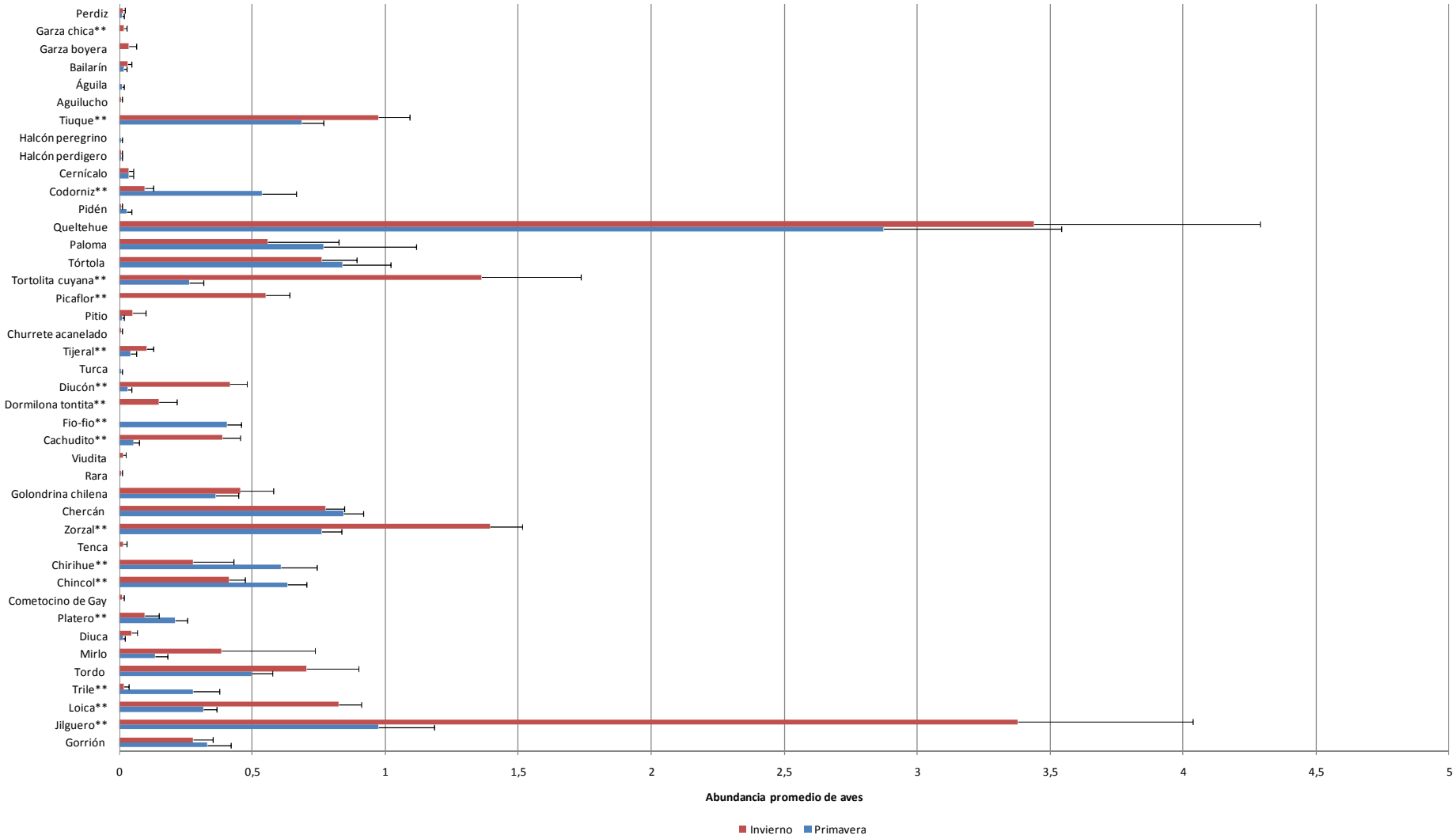


Figura 4. Abundancia promedio de aves en dos temporadas en cada sitio de conteo (n=111). Barras de error estándar. ** Diferencia estadística significativa (p>0.01) de la prueba t de medias pareadas.

Tabla 1. GLM coberturas a escala local (50 m) en relación a la abundancia y riqueza de aves en invierno y primavera.
Modelo simple: ave=F(cobertura local)+ E

	temp.	agua	AIC	anual	AIC	arbusto	AIC	arbol	AIC	barbecho	AIC	construccion	AIC	jardin	AIC	nativo	AIC	frutal	AIC	pradera	AIC
Abundancia	**inv.**	**+**	**2017,7**	**--**	**2015,4**	**++**	**1973,2**													**+++**	**1974,2**
	pri.	**(+)**	**1769,7**	**++**	**1765,1**			**+**	**1766,5**	**+++**	**1742,2**	**+++**	**1710,6**	**++**	**1765,8**			**---**	**1644,5**	**+++**	**1714,2**
Riqueza	**inv.**															**(+)**	**499,6**				
	pri.					**++**	**522,5**									**(+)**	**526,0**				

Tabla 2. GLM coberturas a escala de paisaje (500 m) en relación a la abundancia y riqueza de aves en invierno y primavera.
Modelo simple: ave=F(cobertura local)+ E

	temp.	tranque	AIC	an+bar+pra	AIC	forestal	AIC	nativo	AIC	jar+const	AIC	frutal	AIC	rio	AIC	sum cam	AIC	cerc veg nat	AIC		
Abundancia	inv.			**++**	**2012,9**	**---**	**2005,5**			**---**	**2011,2**			**---**	**2002,2**			**++**	**2015,7**		
	pri.	**++**	**1766,4**	**+++**	**1623,4**					**+++**	**1755,7**	**---**	**1601,6**	**(+)**	**1770,0**	**---**					**Intercepto**
Riqueza	inv.																		**500,5**	~1	2,092
	pri.																		**526,9**	~1	2,011

Tabla 3. GLM coberturas a escala local (50 m) y de paisaje (500 m) en relación a la abundancia y riqueza de aves en invierno y primavera.
Modelo múltiple: ave=F ((cobertura local)+ (cobertura paisaje))+ E.

		coberturas escala local										coberturas escala paisaje									
	temp.	agua	anual	arbusto	arbol	barbecho	construccion	jardin	nativo	frutal	pradera	tranque	an+bar+pra	forestal	nativo	jar+const	frutal	rio	sum cam	cerc veg nat	AIC
Abundancia	inv.	**++**		**+++**	**+++**		**+**	**+++**	**+++**		**+++**		**+++**	**---**	**--**		**+++**	**(-)**	**+++**	**+++**	1781,50
	pri.	**++**	**--**	**+**		**-**	**+++**	**--**	**-**	**--**	*****	**++**	**+++**		**++**			**+**			1492,4
Riqueza	inv.			*****																	484,09
	pri.			**++**													*****				522,36

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada). *: Coberturas seleccionadas en el modelo pero que no fueron significativas. an+bar+pra: anual + barbecho + pradera. jar+const: jardín+construcción. sum cam: suma de caminos. cerc veg nat: cercanía a vegetación nativa.

Tabla 4. GLM coberturas a escala local (50 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo simple: ave=F(cobertura local)+ E

Ave	temp.	agua	AIC	anual	AIC	arbusto	AIC	árbol	AIC	barbecho	AIC	construcción	AIC	jardín	AIC	nativo	AIC	frutal	AIC	pradera	AIC
Tiuque	inv.	+++	485,9																		
	pri.	+++	381,5	-	401,0																
Codorniz	inv.											+	133,5			+++	127,8				
	pri.	+++	440,5			+++	352,4	+++	436,4	(-)	449,1	-	443,7							-	443,9
Queltehue	inv.	---	1894,5	++	1950,0	---	1811,4	+	1954,4	+++	1872,3	(+)	1956,2			(-)	1926,0	---	1474,8	+++	1416,0
	pri.			+++	1496,7	---	1484,5	---	1488,4	+++	1475,8	+	1514,1	+	1513,6			---	1262,9	+++	1282,0
Paloma	inv.	+++	753,4	---	746,4	---	707,3	+++	738,0	+++	633,1			+	773,7			---	737,8	---	716,2
	pri.	(+)	969,2	+++	954,0	-	965,4	+++	927,4	+++	919,1	+++	937,2					---	802,9	(-)	968,9
Tórtola	inv.	(+)	552,2			(-)	514,6					(-)	549,8	-	546,3			(+)	552,5		
	pri.									---	625,4					(+)	636,2	(+)	635,3	++	631,1
Tortolita cuy.	inv.			---	1198,3	+++	1193,0	---	1222,8	--	1234,4	--	1231,4					+++	1171,7	---	1219,0
	pri.	(-)	251,8									+	252,5								
Picaflor	inv.							+++	364,0			+++	391,9	+++	378,4			-	398,3		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Fio fio	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.	(+)	285,6			+	283,4											+	283,0		
Tijeral	inv.																	(+)	127,3		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Diucón	inv.							(-)	312,1	---	301,2					+++	301,9	+++	298,7		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dormilona ton	inv.	+++	210,8	-	217,1	+	218,2	+	220,0	+++	206,7							-	220,3		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Cachudito	inv.	(-)	311,8					+++	291,8					+++	307,2	++	308,8			--	300,2
	pri.																				

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada).

Tabla 4. GLM coberturas a escala local (50 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo simple: ave=F(cobertura local)+ E. (continuación)

Ave	temp.	agua	AIC	anual	AIC	arbusto	AIC	árbol	AIC	barbecho	AIC	construcción	AIC	jardín	AIC	nativo	AIC	frutal	AIC	pradera	AIC
Golondrina chi	inv.	+++	423,6	+++	436,6			---	438,0	(-)	451,0	(-)	440,2					(-)	451,5	+++	441,0
	pri.	-	344,6	++	342,5					---	333,0									+++	336,3
Chercán	inv.			+	373,8					-	373,6	(+)	376,4								
	pri.							+	393,4	+	395,5	+++	388,7	+	395,2					-	393,5
Zorzal	inv.	(-)	537,4			++	514,5	++	532,8	---	524,9					++	535,1	+++	524,8	---	525,0
	pri.	+	387,9	---	378,7					-	386,2							+++	378,8		
Chirihue	inv.	+++	411,1	++	422,3	---	399,5	+	426,0	+	424,8							--	421,2		
	pri.			+++	474,0			---	499,3	---	515,5	-	508,2	-	512,7			---	518,5	++	521,3
Chincol	inv.							(+)	310,5									(+)	309,6		
	pri.			--	371,9			--	370,0	-	376.35			-	369,2			+++	359,1		
Platero	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.			+++	214,7			-	217,6												
Diuca	inv.					(+)	76,7									+	77,4	+	74,4		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Mirlo	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.											++	176,0	+++	164,6					(-)	171,8
Tordo	inv.	+++	650,5	--	652,8	+++	613,5	+++	648,7			++	658,8			+	662,2			--	654,2
	pri.			--	366,4	+	370,7					+	370,1			+++	341,8	(+)	371,8	--	362,1
Trile	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.	+++	339,6	+++	308,3			+	348,7	--	337,9							---	320,6	+++	326,7
Loica	inv.													(-)	418,6						
	pri.			+++	255,2													-	261,6		
Jilguero	inv.	+++	1737,3	(-)	1746,3	+++	1706,4	---	1672,3	---	1606,4	---	1729,7	-	1741,8		1742,5	+++	1554,9	---	1736,0
	pri.			--	687,2			(-)	692,8	(+)	693,1	(-)	691,5					(+)	692,5	-	690,4
Gorrión	inv.	---	287,6	+++	293,3	--	275,1	+	303,2			+++	286,9	+++	271,7			---	289,9	-	294,4
	pri.	---	333,6	-	351,9	--	344,6	+	354,0	+++	305,3	+++	334,9	+++	307,0			---	339,7	--	339,9

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada).

Tabla 5. GLM coberturas a escala de paisaje (500 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo: ave=F(cobertura paisaje)+ E

Ave	temp.	tranque	AIC	an+bar+pra	AIC	forestal	AIC	nativo	AIC	jar+const	AIC	frutal	AIC	rio	AIC	sum cam	AIC	cerc veg nat	AIC
Tiuque	inv.					-	496,5			-	500,7					---	495,7	(-)	504,8
	pri.	(+)	403,7			-	397,9			-	401,1			(-)	402,2	-	402,3	---	395,0
Codorniz	inv.			--	127,8	+++	125,6	+	133,1					++	132,0	+++	125,5	++	123,2
	pri.	(-)	446,0			(+)	450,5							+	449,5				
Queltehue	inv.			+++	1583,6	--	1949,5	---	1943,3			---	1690,1	-	1951,5	---	1889,9	---	1936,2
	pri.	+++	1425,9	+++	1231,0	--	1502,1			-	1513,1	---	1314,1	--	1501,4	---	1431,2	---	1487,1
Paloma	inv.			+	771,3					+	772,6	--	768,1	-	765,6	--	768,3	+++	729,8
	pri.			+++	871,4			+++	947,6	+++	899,6	---	731,1			---	939,9	+++	851,9
Tórtola	inv.									++	547,2					(+)	552,3		
	pri.													-	623,9	(+)	635,4	(-)	635,5
Tortolita cuy.	inv.	--	1211,9					--	1226,2	--	1229,7	+++	1229,6			+++	1179,2		
	pri.							(-)	249,0										
Picaflor	inv.									+	398,6								
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Fio fío	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.			--	279,5							+++	274,2	(-)	283,0				
Tijeral	inv.			(-)	127,5													(+)	127,5
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Diucón	inv.			--	304,5	(+)	312,7	+++	301,6	-	310,4	+	310,9			+++	299,6		
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Dormilona ton.	inv.			+++	189,9					---	189,5	--	215,6					-	218,8
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Cachudito	inv.							(+)	312,8										
	pri.																		

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada). an+bar+pra: anual + barbecho + pradera. jar+const: jardín+construcción. sum cam: suma de caminos. cerc veg nat: cercanía a vegetación nativa.

Tabla 5. GLM coberturas a escala de paisaje (500 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo: ave=F (cobertura paisaje) + E. (continuación)

Ave	temp.	tranque	AIC	an+bar+pra	AIC	forestal	AIC	nativo	AIC	jar+const	AIC	frutal	AIC	rio	AIC	sum cam	AIC	cerc veg nat	AIC
Golondrina chi.	inv.			+++	439,2	(-)	444,7	(-)	449,4	---	431,3					---	432,9		
	pri.			+++	340,3					+	346,9	--	342,3			---	337,4		
Chercán	inv.			(+)	376,4									(-)	375,2	-	373,9		
	pri.															--	391,4		
Zorzal	inv.	+	537,6	---	517,9	--	527,7	++	534,7			+++	524,8			+	536,2		
	pri.			--	381,4	++	385,3			+	386,9								
Chirihue	inv.			+++	413,9					---	395,5					(-)	431,4	---	382,0
	pri.			+++	497,7	(-)	520,3	--	514,7	--	517,0	--	520,7	-	512,4	--	522,8	---	514,8
Chincol	inv.	++	307,5													++	304,4	+++	300,2
	pri.			---	363,9			(+)	376,9	--	365,8	+++	362,5	(+)	376,9	+	373,7	+++	357,5
Platero	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.																		
Diuca	inv.							(+)	78,2										
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Mirlo	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.									++	174,9					+	176,3		
Tordo	inv.	(-)	660,4	---	649,2	+++	640,9	+	661,7			+	662,0			(+)	662,4		
	pri.			-	368,4	+++	366,0	+++	340,1					+++	362,5	++	365,0	(+)	371,5
Trile	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
	pri.			+++	289,2					(+)	349,8	---	301,6			---	323,4	---	312,0
Loica	inv.			++	416,3							--	413,4			(-)	420,8	+	417,5
	pri.			++	256,6	+	262,9					---	253,9						
Jilguero	inv.			---	1659,4	---	1709,3	---	1724,7	-	1742,3	+++	1627,7			++	1738,7	+++	1738,1
	pri.	-	690,0					(-)	691,3							+++	661,0		
Gorrión	inv.			+++	257,4					+	303,5	---	252,0			---	266,4		
	pri.			+++	330,8			-	346,4	++	351,6	---	328,0			---	330,7		

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada). an+bar+pra: anual + barbecho + pradera. jar+const: jardín+construcción. sum cam: suma de caminos. cerc veg nat: cercanía a vegetación nativa.

Tabla 6. GLM coberturas a escala local (50 m) y de paisaje (500 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo múltiple: ave=F ((cobertura local)+ (cobertura paisaje))+ E.

		coberturas escala local										coberturas escala paisaje									
Ave	temp.	agua	anual	arbusto	arbol	barbecho	construccion	jardin	nativo	frutal	pradera	tranque	an+bar+pra	forestal	nativo	jar+const	frutal	rio	sum cam	cerc veg nat	AIC
Tiuque	inv.	+	--	--		-		-		-	-			--		-			---		448,4
	pri.	+++	+		+	+	++			+	+	+++	---	(-)		---	--		-	---	365,5
Codorniz	inv.		+			++	++	-	(+)				+	+	+	+	+	+	+++	+	96,9
	pri.	+++	+	+++	+++	--			--					+++	++		.		+	---	292,3
Queltehue	inv.	-		(-)	+++		+++			---	+++		+++				+++		+++	+++	998,9
	pri.		+++		+++	+++	+++	(-)			+++	+++		-	+++	---	---	+++	--	---	965,9
Paloma	inv.	+++	+++		+++	+++	*	+++	*	+++	*		+++		+	+++	+++		*	++	357,5
	pri.		---		---	---	+++	---		---	---	--	+++		+++	+++	+++		---	+++	412,6
Tórtola	inv.	(+)	--	-			-	(-)			--			+++	(+)	+++			(-)		474,4
	pri.	(-)	(+)	-			(+)		+	+	+++		+	(+)	+	+	+		(+)		604,5
Tortolita cuy.	inv.	--	---	++	---	---	-	++		-	---	--				---	---		+++		769,6
	pri.						(+)		+		(-)		-	-	(-)	--	--				233,1
Picaflor	inv.		---	-		---				---	---	*	*	*	*	*	*	*		+	327,3
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Fio fio	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
	pri.			*													++	*			271,3
Tijeral	inv.						*	*	*		*	*	(-)	*		*	*	*			128,86
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Diucón	inv.			-					+++	++		*		(-)		(-)	*		+		271,45
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Dormilona ton.	inv.	+++		++	++	+++				+++			+++						+++		131,3
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Cachudito	inv.				+++			*	+	*	-	+	--	*	--	--	--	*			279,2
	pri.						*					*						*			82,5

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada). *: Coberturas seleccionadas en el modelo pero que no fueron significativas. an+bar+pra: anual + barbecho + pradera. jar+const: jardín+construcción. sum cam: suma de caminos. cerc veg nat: cercanía a vegetación nativa.

Tabla 6. GLM coberturas a escala local (50 m) y de paisaje (500 m) por especie en invierno y primavera.
Modelo múltiple: ave=F((cobertura local)+(cobertura paisaje))+E (continuación)

		coberturas escala local										coberturas escala paisaje									
Ave	temp.	agua	anual	arbusto	arbol	barbecho	construccion	jardin	nativo	frutal	pradera	tranque	an+bar+pra	forestal	nativo	jar+const	frutal	rio	sum cam	cerc veg nat	AIC
Golondrina chi.	inv.	+++	+++	+++	+++	+++				+++	+++	*	*	*	*	*	*		-	+++	284,9
	pri.	-	++				*	*		++	+++		*	*		*	*	*	-	+	278,0
Chercán	inv.	*	*		*	--	+++	*	*		*		++				+	*	*	*	366,3
	pri.	+			+		+++				*					-			(-)		375,8
Zorzal	inv.	*	*		(+)	*	+	-	*	*	*	+	*	*	*	*	*	*	*	*	486,8
	pri.	+	---			---			--					+++	++	+++		*	-	-	354,6
Chirihue	inv.	+	+++		+++	+++				+++	+++		*			*	*			---	197,9
	pri.		++		-	*	*			+	+	*	(-)	-	--	---	--			(-)	397,7
Chincol	inv.			(-)								+		*	-	(-)			++	+++	277,6
	pri.							*		++				(-)		(-)				+++	336,3
Platero	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
	pri.	(-)	+++	(+)	-	+	*					(+)							(+)		192,5
Diuca	inv.				*	*	*		*	*	*		*	*	*	*	*		*	*	41,9
	pri.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
Mirlo	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
	pri.				-	-		+++		*	*	*	*			*	*		+++	+	108,8
Tordo	inv.	+++	++	+++	+++	+++	+++		--	++	+++		---	+++	+++	*	+++	---		---	438,1
	pri.		--			-	+		-		--		--		*	---	---		(+)	--	311,9
Trile	inv.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
	pri.	+++	+++	+++	+++	+++				+++	+++			*					(-)	---	159,0
Loica	inv.	(+)	+++	++	+++	+++				+++	+++	(+)	---	*		--	---				393,6
	pri.		++	(+)			-	++		+					*		---		+++		230,9
Jilguero	inv.	+	+++		---		--	+++	+++	+++		*		---	---			+		+++	1412,3
	pri.		---	--	---	-	---		++	--	---	--	+++	---	---	++			+++	+++	575,4
Gorrión	inv.			(-)	-			+++		+	--	*				--	---	--			168,4
	pri.	-		--	-	+++		+++		++	(-)	*			--	-	--	(-)		+++	216,5

Relación positiva :(+) =p<0,1, + =p<0,05, ++ =p<0,01, +++ =p<0,001. Relación negativa: (-) =p<0,1, - =p<0,05, -- =p<0,01, --- =p<0,001. Sin relación estadística significativa: =p>0,1. n.a.: no analizado (menos de 5 individuos por temporada). *: Coberturas seleccionadas en el modelo pero que no fueron significativas. an+bar+pra: anual + barbecho + pradera. jar+const: jardín+construcción. sum cam: suma de caminos. cerc veg nat: cercanía a vegetación nativa.

Comunidad de aves asociadas a ambientes agrícolas

A través del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) se asoció de manera conjunta las diferentes especies de aves acorde a las diferentes escalas de estudio y temporadas.

Aves en invierno a escala local

En la Figura 5 se observa que las abundancias invernales de aves en coberturas a escala local, golondrina chilena y queltehue se asociaron a los cultivos anuales y de pradera, mientras que tortolita cuyana y jilguero se relacionaron principalmente con cultivos frutales y arbustos. Chercanes y chincoles se asociaron a arbustos y cultivos anuales. Gorriones se asociaron a coberturas de construcción, jardines y praderas. Loicas, tiuques, cachuditos y picaflores se asociaron a sectores con sectores de agua y árboles. Dormilonas, chirihues y palomas se asociaron coberturas de barbecho y árboles. Zorzales, tórtola, diucones, diucas, y tijerales se asociaron a arbustos y vegetación nativa, mientras que tordos y codornices se asociaron a sectores con vegetación nativa y acequias (agua).

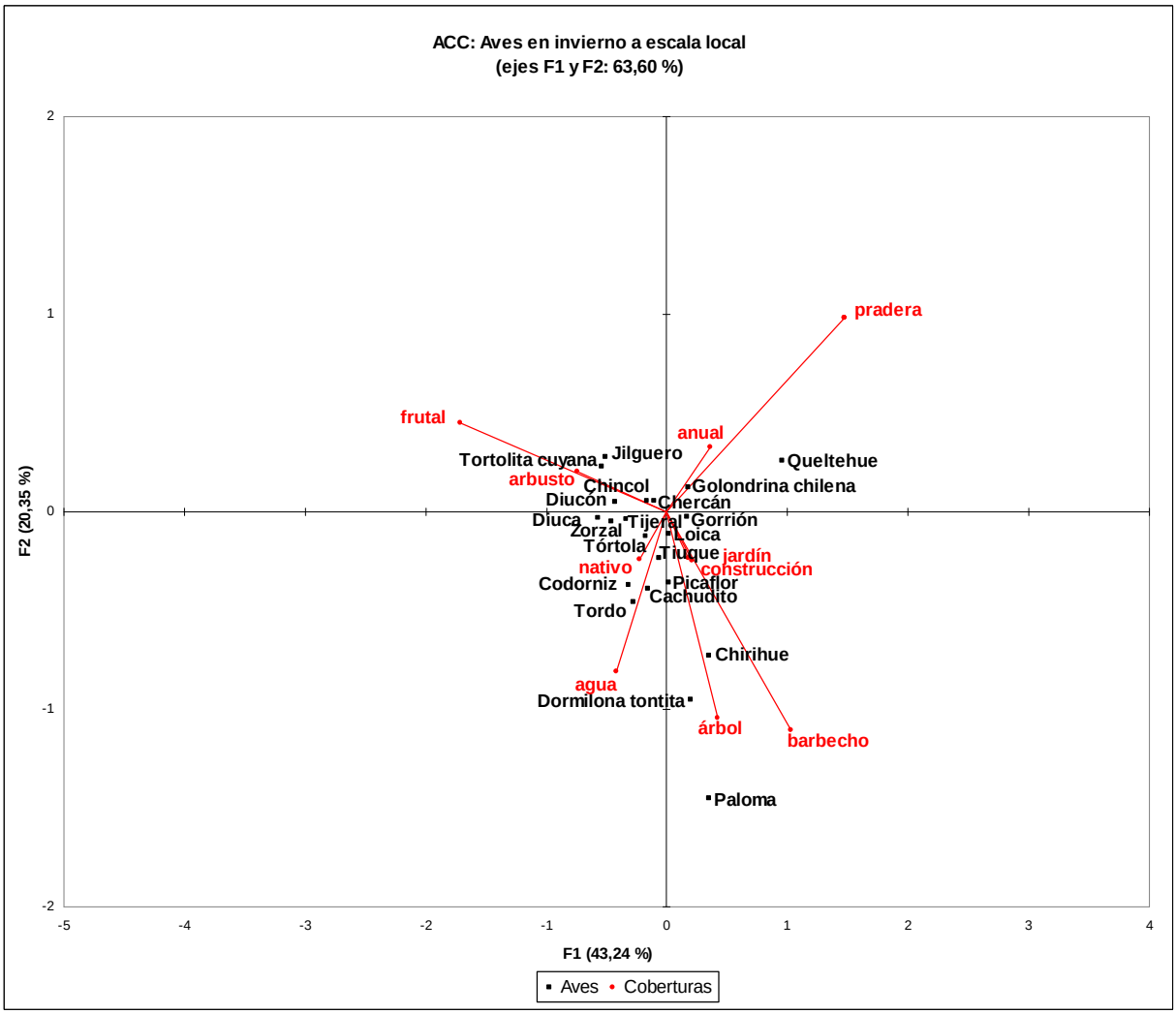


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica de las aves de invierno y las coberturas a escala local. Ejes F1 y F2:63,03%.

El resultado de la prueba de permutación indica que las aves en invierno se relacionan linealmente con las coberturas a escala local (p-valor 0,002).

El en el cuadro 1 (Anexo III) se indica que los valores de inercia restringida representan el 19,02% de la inercia total. En el análisis de valores propios se observa que la mayor parte de la inercia es explicada por los dos primeros ejes (F1 y F2) los que explican el 63,03% de la inercia restringida. Esto indica que con un gráfico de CCA de dos variables se explican las relaciones entre las aves y las coberturas.

Aves en invierno a escala de paisaje

En la Figura 6 se observa que las abundancias invernales de aves en coberturas a escala de paisaje. Queltehue, chirihue, tiuques, chercanes, golondrina chilena, dormilonas y palomas se encontraron asociados a coberturas de cultivos anuales + barbechos + praderas y tranques. Tordos y codornices se relacionaron positivamente con cultivos forestales y vegetación nativa. Picaflores, cachuditos, tijerales, tórtolas y diucones se relacionaron con vegetación nativa y río. Loicas y gorriones se encuentran relacionadas con coberturas de jardín + construcciones y cultivos anuales + barbechos + praderas. Zorzales y diucas se relacionaron con la suma de los caminos y cercanía a la vegetación nativa. Tortolita cuyana, jilguero y chincol se asociaron a coberturas de frutales y la cercanía de la vegetación nativa y tranques.

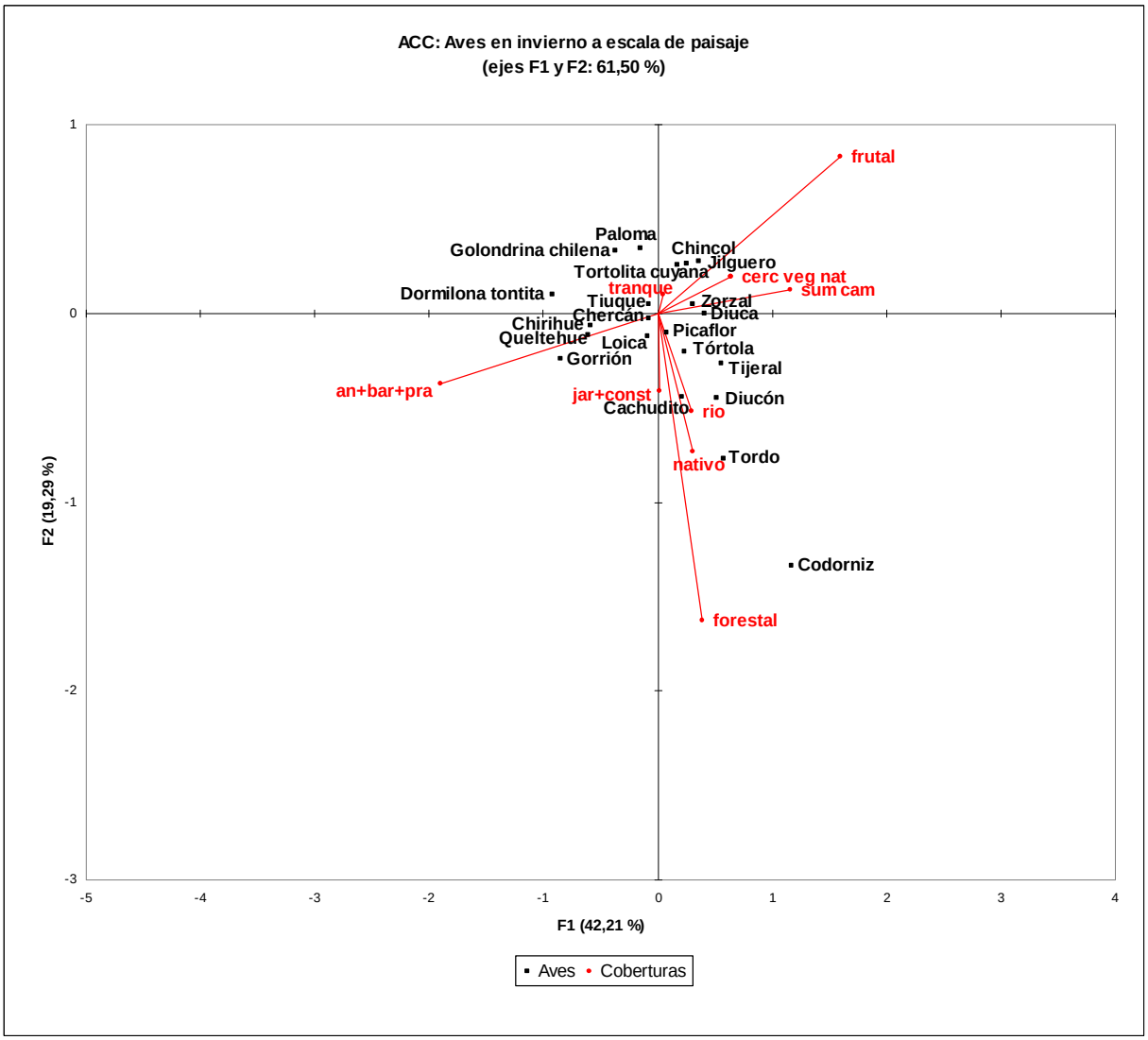


Figura 6. Análisis de correspondencia canónica de las aves de invierno y las coberturas a escala de paisaje. Ejes F1 y F2: 61,50 %.

El resultado de la prueba de permutación, indica que no existe una relación lineal entre la abundancia de las especies y las coberturas analizadas (p-valor=0,32).

En el cuadro 2 (Anexo III) se observa que la inercia restringida representa el 11,76% de la inercia total. En el análisis de valores propios de la inercia restringida se determinó que con los dos primeros ejes se puede determinar el 61,50% de la inercia restringida, es decir, el gráfico representa las relaciones entre las aves y las coberturas en un 61,50%.

Aves en primavera a escala local

En la Figura 7 se muestra la asociación entre aves y coberturas a escala local en primavera. Se observa que queltehues se asocian a las coberturas de barbecho y pradera. Gorriones se asocian con jardines. Palomas se relacionan con coberturas de árbol y cultivos anuales. Triles se asocian a coberturas de cultivos anuales y agua. Cordonices prefieren coberturas de agua y arbustos. Loicas, plateros, chirihues se asocian a coberturas de arbusto, cultivos anuales y agua. Cachuditos, fio-fíos y chercanes a frutales y arbustos. Tordos, mirlos, zorzales, jilgueros, chincoles, tórtolas, tortolitas y tiuques se asocian a coberturas de frutales y de vegetación nativa. La golondrina chilena se asoció a todas las coberturas no presentando una preferencia marcada por un hábitat.

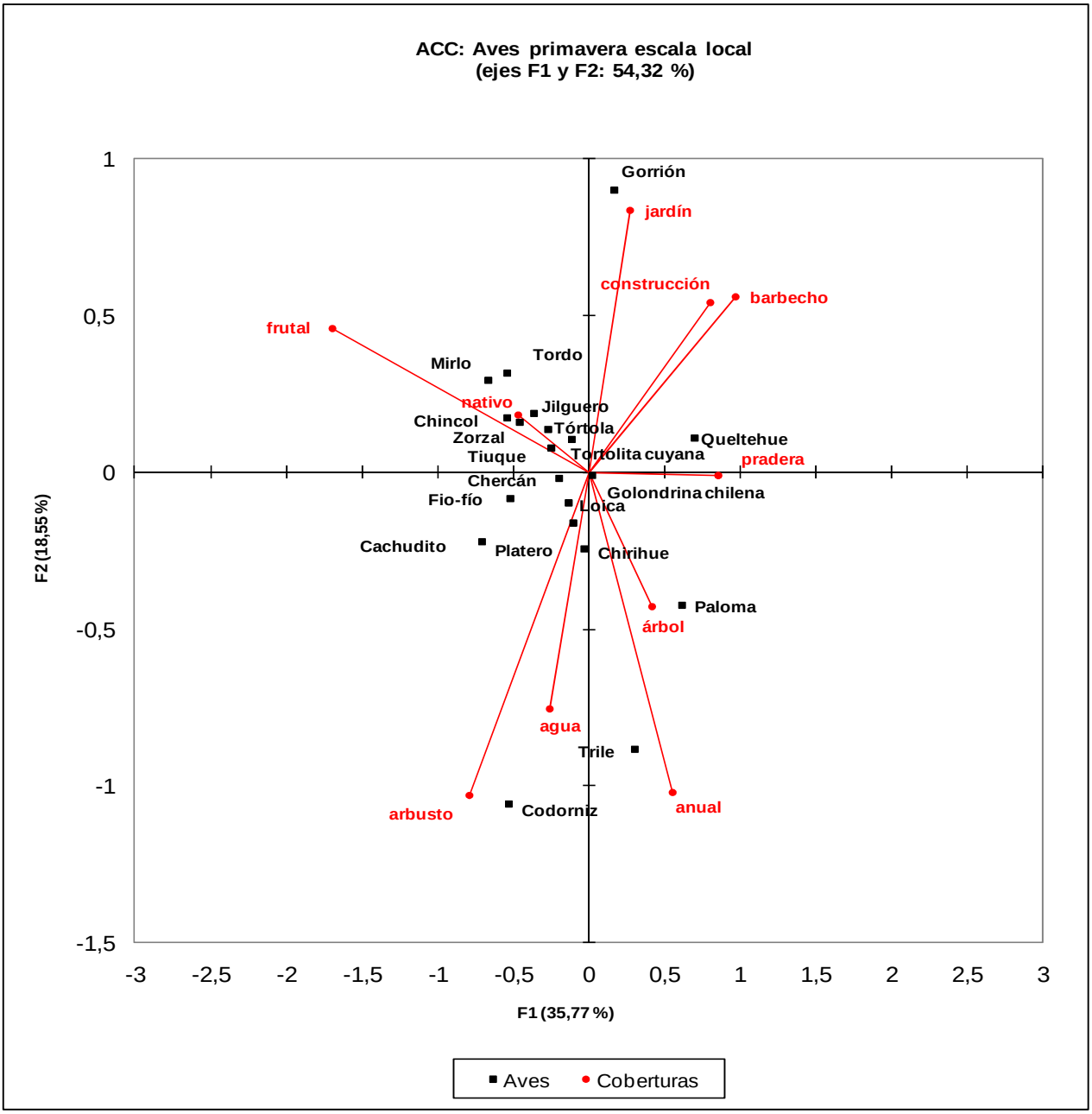


Figura 7. Análisis de correspondencia canónica de las aves de primavera y las coberturas a escala local. Eje F1 y F2: 54,32%.

En la prueba de permutación se observa que existe una relación lineal entre la abundancia de aves y las coberturas analizadas (p-valor=0,003). Esta relación puede deberse a que en primavera, donde los recursos tróficos son más abundante, las comunidades de aves se encuentren más definidos y asociados a determinadas coberturas, de manera contraria al invierno.

En el cuadro 3 (Anexo III) se observa que la inercia restringida representa el 19,97% de la inercia total. La inercia restringida puede ser representada gráficamente a través de los dos primeros ejes, los cuales representan el 54,32% de la inercia, permitiendo relacionar las aves con las coberturas agrícolas.

Aves en primavera a escala de paisaje

En la Figura 8 se muestra las relaciones entre las aves y las coberturas a escala de paisaje en primavera. Se observa que queltehues, triles, chirihues se asocian a tranques, río y a los cultivos anuales + praderas + barbechos. Además la golondrina chilena, loica y el gorrión se asocian a coberturas de jardines + construcciones. La paloma se asoció a jardines + construcciones y vegetación nativa. Tortolita cuyana, zorzales y tordos se asociaron a coberturas forestales y suma de caminos. Chincol, jilguero y mirlo se asocian a la suma total de caminos y a la cercanía a la vegetación nativa. Tórtolas, chercanes, fio-fíos, codornices, plateros, cachuditos y tiuques se asocian a coberturas de frutales.

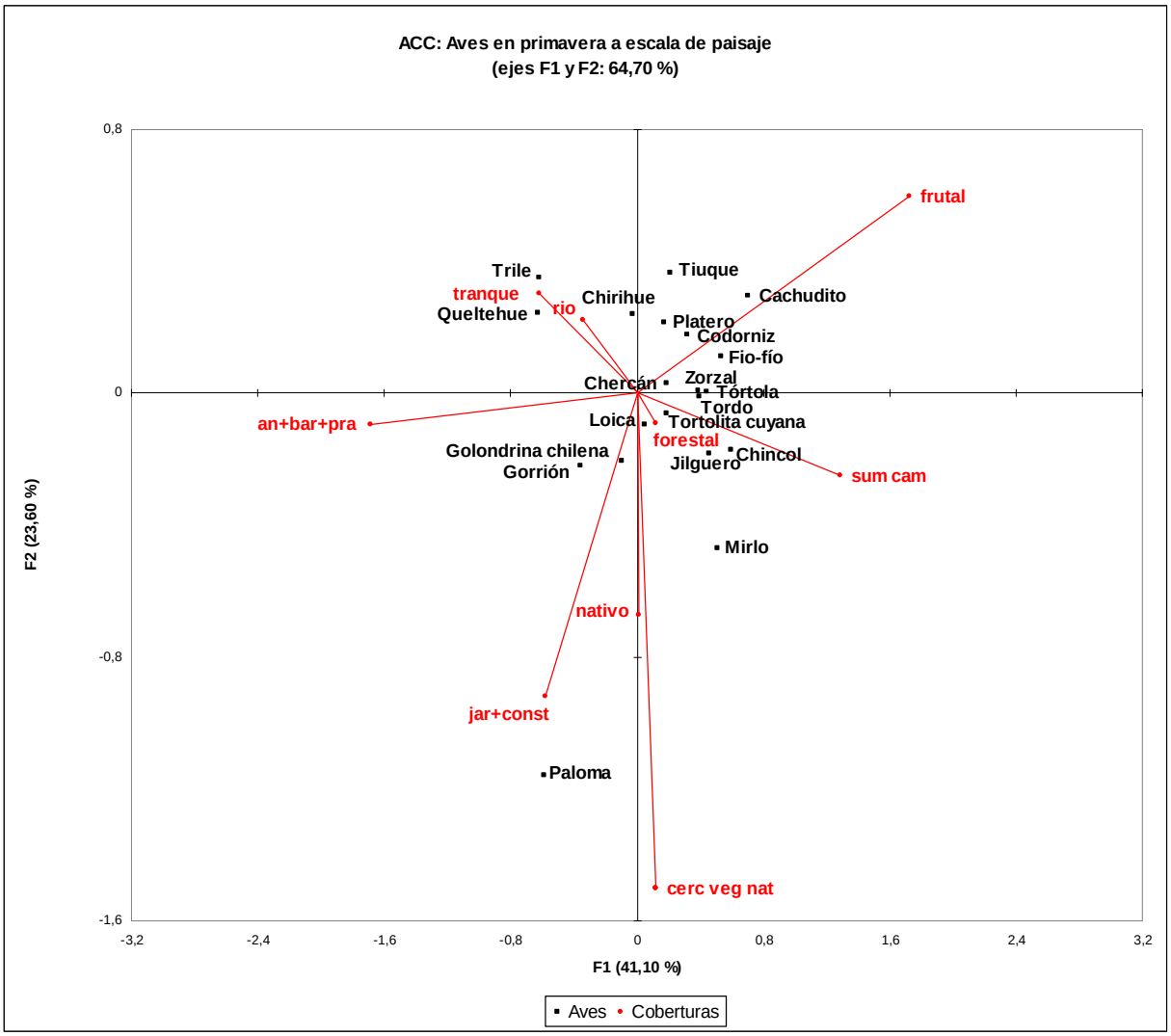


Figura 8. Análisis de correspondencia canónica de las aves de primavera y las coberturas a escala de paisaje. Ejes F1 y F2: 64,7%.

El resultado de la prueba de permutación indica que las aves se relacionaron de manera lineal con las coberturas agrícolas (p-valor= 0,03), lo que coincide con el análisis realizado a escala local, en el que también se relacionaron de manera lineal. Esto podría indicar que en primavera las asociación entre aves y los diferentes hábitat son más definidas que en invierno.

En el cuadro 4 (Anexo III) indica que la varianza restringida corresponde al 16,30 % de la varianza total. La varianza restringida puede ser representada por los dos primeros ejes que reflejan el 64,70% de la inercia total, lo que permite establecer las relaciones entre las aves y las coberturas agrícolas.

DISCUSIÓN

Abundancia y riqueza de la comunidad de aves

El número total de especies en ambas temporadas fue 42, correspondiendo aproximadamente al 66.6% de las especies potenciales para la zona, dónde sólo se encontraron 3 especies introducidas (codorniz, paloma y gorrión). Esto contrasta con el estudio de MacLeod *et al.* (2008) quienes determinaron mayor riqueza por similar por sitios de aves introducidas (n=17) y nativas (n=16), aunque se indica que aún se desconoce si esta tendencia es generalizada en toda Nueva Zelanda. La mayor proporción de aves nativas encontradas en Chile indica que los ambientes agrícolas son utilizados como hábitat por algunas aves nativas.

La mayor abundancia y riqueza de aves en invierno puede deberse tanto al aumento en la población de algunas aves como al ingreso de nuevas especies. La mayoría de las especies de aves observadas solamente en invierno fueron detectadas pocas veces, y las especies migratorias son pocas (picaflor, viudita, dormilona tontita, cometocino de Gay y fio fío) por lo que es más probable que ingresen aves desde otros sectores (cordilleranos, agrícolas o urbanos). En el estudio de Lazo & Anabalón (1992) se encontró que las especies que nidificaron en una sabana de espinos en Chile Central fueron: tórtola, diucón, cachudito, tenca, mirlo, diuca, chincol y yal, por lo que algunas de estas especies podrían ingresar en invierno a zonas cultivadas en busca de alimento.

El efecto de mayor abundancia y riqueza de especies en invierno podría deberse a que los sectores agrícolas del Valle Central presentan una mayor concentración de algunos recursos (por ej. cultivos anuales, barbechos y praderas) que pueden ser utilizados por aves que se agrupan en bandadas invernales (queltehues, palomas, chirihues, entre otros). Por otro lado es común en invierno el manejo del barbecho a través de rastrajes, el cual consiste en voltear la primera cama de suelo, dejando expuesto a los invertebrados que viven en el suelo siendo esto aprovechado por diversas aves (queltehues, tiuques, plateros, chirihues, garzas boyeras, entre otras). También se debe considerar la presencia en sectores con agua, malezas en los campos agrícolas y cercos vivos lo que condiciona una disponibilidad de alimentos relativamente constante. Por último, es probable que las condiciones climáticas de la zona de estudio sean más propicias para algunas aves en invierno, como por ejemplo las menores precipitaciones y

la menor oscilación térmica (en comparación a las aves migratorias provenientes del sur y la cordillera, respectivamente).

En el modelo general lineal se observó que la abundancia total de aves fue influida principalmente por los cultivos de baja estratificación, que fue donde frecuentemente se observó a bandadas de aves, como queltehues, palomas, chirihues y tórtolas; aves que se alimentan del suelo principalmente (semillas, larvas, moluscos). Las coberturas de frutales en primavera no albergaron a grandes bandadas, aunque en invierno se observaron a bandadas de jilgueros, tortolitas cuyanas y mirlos. Los cultivos de baja estratificación permitirían un menor gasto de energía en encontrar los recursos alimenticios (López-Calleja, 1995) lo que favorecería la utilización de estos ambientes por bandadas, aunque es probable que la diversidad de estos recursos sea menor que en ambientes más estratificados. Por otro lado se estima que los ambientes menos estratificados son capaces de mantener a aves de mayor tamaño en comparación con ambientes más estratificados (De la Montaña *et al*., 2006), lo que coincidió con las observaciones de campo con los queltehues y palomas. Esto podría deberse a la mayor maniobrabilidad de vuelo para las aves en ambientes menos estratificados. La relación positiva de la abundancia total con construcciones y jardines en primavera puede deberse a que existe un éxodo de algunas de las especies invernales, mientras otras se mantuvieron durante la época primaveral, y que ocupan estos ambientes como el gorrión y el chincol. De la misma manera existen aves que necesitan de cavidades para formar los nidos, los cuales se podrían ver favorecidos por construcciones como palomas, chercanes y golondrinas. También podría asociarse la presencia del mirlo parasitando nidos de otras aves y el zorzal, el cual se beneficia de jardines.

Al analizar la riqueza de aves en el modelo general lineal, solamente las coberturas de cercos vivos de arbustos fue significativa para la riqueza de aves y no así la de árboles. Esto podría deberse a que los arbustos más comunes utilizados como cercos vivos correspondieron a especies exóticas como ligustrina (*Ligustrum sp.*) y la mora (*Rubus ulmifolius*), en ambos sus frutos son bayas y pluribayas, las cuales podrían ser suplemento alimenticio para aves, en cambio los árboles más comunes utilizados (*Eucalyptus sp., Acacia sp, Robinia pseudoacacia, Quillaja saponaria*), no presentaban este tipo de frutos. Por otro lado, la presencia arbustos permite que crezcan plantas bajo su dosel en primavera como son brasicáceas (*Raphanus sativus, Brassica sp., Rapistrum rugosum*) apiáceas (*Conium maculatum*), asteráceas (*Carduus sp., Cynara cardunculus*) y poáceas (*Bromus sp*.), entre otras, las cuales permiten que estos

sectores presenten una oferta más variada de hábitat que los monocultivos agrícolas. El resultado de mayor riqueza de especies en los cercos vivos coincide con lo encontrado por Silva-Rodríguez *et al*. (2008) en un agroecosistema del sur de Chile. Sin embargo, estos autores indican que se debe tener en cuenta que estos cercos vivos no sean potenciales trampas ecológicas, en las cuales aumente la depredación y parasitación de las aves. Acorde a Padoa-Schioppa *et al.* (2006) la presencia de cercos vivos incrementa de manera importante la calidad del hábitat para las aves, coincidiendo con lo encontrado en este estudio.

Los resultados de riqueza y abundancia de especies en este estudio indican que la riqueza se relaciona con la vegetación nativa, mientras que la abundancia se relaciona con los cultivos de baja estratificación. Nájera & Simonetti (2010) determinaron que los cultivos forestales (palma aceitera, café, pino, eucalipto, entre otros) con mayor complejidad estructural (como la presencia de sotobosque) presentarían una mayor riqueza y abundancia de especies indicando que la riqueza de especies podría relacionarse con la complejidad estructural de la vegetación; sin embargo, la mayor abundancia asociada a cultivos de baja estructuración determinada en el presente estudio (ambientes agrícolas), podría deberse tanto a la utilización de estos ambientes por bandadas, como por la mayor facilidad para observarlos.

Comunidad de aves asociadas a cultivos anuales, praderas y barbechos

Existen relaciones entre las diferentes aves y las coberturas agrícolas que permiten determinar las asociaciones de las especies con hábitats agrícolas. Las coberturas de baja estratificación, como los cultivos anuales, praderas y barbechos favorecieron de manera distinta a las especies. Algunas como el queltehue, chirihues y golondrinas chilenas, se relacionaron positivamente con coberturas de baja estratificación, tanto a escala local como a escala de paisaje, lo que indicaría su preferencia por estos hábitats y facilitaría el movimiento de estas especies en la misma temporada o en migraciones.

El queltehue fue la especie más abundante en hábitats agrícolas relacionándose positivamente con los cultivos de baja estratificación en ambas temporadas y en ambas escalas de estudio, pudiendo esto deberse a un efecto a la agrupación en bandadas y/o a la mayor probabilidad de detección en cultivos bajos, donde el campo visual es mayor. En invierno se observó una gran concentración de queltehues en la zona norte del área de estudio, mientras que en primavera

apareció otra área en la zona sur que presentó gran abundancia de queltehues, lo cual podría corresponder al desplazamiento por recursos similares (barbechos y pradera) desde la zona norte en invierno al sur en primavera (cuando las zonas de barbecho disminuyen y se incrementan los cultivos anuales, Figura 2), y/o por la conducta territorial en época reproductiva (Milléo, 2002).

Las loicas utilizarían en primavera cultivos anuales y anuales+barbechos+praderas donde forrajean invertebrados y semillas, cuando su abundancia disminuye significativamente. La loica habita preferentemente campos abiertos, con arbustos y sectores húmedos (Araya *et al*., 1996), lo que coincide con este estudio al relacionarse con las coberturas de baja estratificación. Según Goodall *et al.* (1946) la loica se alimenta principalmente en el suelo, donde también nidifica, lo que corrobora la preferencia por hábitat menos estratificados, probablemente por su dieta omnívora, consumiendo frutos, semillas, insectos y larvas (Egli & Aguirre, 2000).

El chirihue presentó una relación positiva con los cultivos anuales a ambas escalas de paisaje, lo que podría relacionarse con la dieta granívora de esta ave (Egli & Aguirre, 2000), que se alimenta en el suelo y es propio de pastizales y áreas abiertas (Araya *et al.,* 1996; Martínez & González, 2004), nidificando en el suelo (Goodall *et al.,* 1946), por lo que también explicaría su preferencia por las praderas en la época reproductiva. En ambas temporadas el chirihue se relacionó negativamente con los frutales (a escala de paisaje) y con la cercanía a la vegetación nativa y en primavera se relacionó negativamente con la vegetación nativa, por lo que se corrobora que esta especie prefiere habitar ambientes abiertos y de baja estructura vertical. Probablemente el significativo aumento poblacional primaveral del chirihue se deba al ingreso de individuos desde la zona sur. Según el estudio de López-Calleja (1995) se considera al chirihue como un visitante invernal, mientras que Goodall *et al*., (1946) indican que es residente de la zona durante todo el año, por lo que se requieren mayores estudios para determinar si el chirihue migra o reside en la zona.

La dormilona tontita presentó relaciones positivas con algunos cultivos de baja estructuración lo que facilitaría el movimiento en su migración invernal desde la zona sur a la zona central del país (Goodall *et al.,* 1946), aunque Vilina & Cofré (2008) plantean que la migración se produce desde la zona cordillerana central en la época reproductiva a los valles centrales y costeros en invierno. Estos cultivos de baja estructuración en ambas escalas podrían ser claves para el

desplazamiento de las dormilonas tontitas; por lo tanto se requeriría un estudio específico para corroborar esta hipótesis.

El platero se relacionó positivamente con los cultivos anuales a escala local, lo que podría deberse a su dieta granívora (Goodall *et al.,* 1946; López-Calleja, 1995), en la cual se favorecería por ambientes abiertos con vegetación baja. Acorde con Martínez & González (2004) el platero habita en sectores con vegetación, terrenos bajos, campos de cultivo y sectores semiáridos. La abundancia de plateros es mayor en primavera lo que se debería a una baja probabilidad de encuentro ya que Goodall *et al.* (1946) indica que esta especie es residente de la zona central, mientras que López-Calleja (1995) lo clasifica como visitante invernal.

El trile se relacionó positivamente a ambas escalas con los cultivos de baja estratificación lo que indicaría que esta especie en primavera se mueve a través de los cultivos anuales y praderas los cuales permitirían el ingreso de esta especie en la época reproductiva, donde la abundancia fue estadísticamente mayor. Dentro de estos cultivos, se observó con mayor frecuencia fue en trigales, los cuales asemejarían a los pajonales donde habita naturalmente. Acorde con Goodall *et al.* (1946) esta ave es propia de los pajonales, por lo que su presencia en cultivos agrícolas en la época reproductiva es interesante.

Los cultivos anuales se relacionaron positivamente con la abundancia de chercanes en invierno los cuales podrían mantener una mayor diversidad de insectos, viéndose favorecido debido a su dieta insectívora (Egli & Aguirre, 2000), pudiendo controlar potenciales plagas agrícolas, por lo que se los considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria (SAG, 2008). Los barbechos invernales a escala local afectaron negativamente la abundancia de chercanes, mientras que los primaverales lo hicieron de manera contraria. Esto podría deberse a que la cantidad de barbechos en primavera presentan una mayor cantidad de malezas, las cuales pueden ser utilizadas como lugares de forrajeo de insectos.

La golondrina chilena se relacionó positivamente con cultivos anuales y praderas y negativamente con barbechos pudiendo deberse a que los cultivos anuales y praderas presentarían una cobertura vegetal capaz de sostener una mayor abundancia de insectos voladores de los cuales se alimenta la golondrina chilena (Egli & Aguirre, 2000), en

comparación con los barbechos. Por otro lado la relación positiva con cultivos de baja estratificación en ambas escalas de estudio indicaría su amplia movilidad en paisajes agrícolas.

La Paloma se relacionó tanto a escala local como a nivel de paisaje con barbechos por lo que esta especie podría moverse en ambas temporadas a ambas escalas de estudio, evitando sectores con frutales. Este movimiento independiente de la escala de estudio pudiendo deberse a sus hábitos dietarios omnívoros, que corroboran la amplia dispersión geográfica de esta especie introducida.

La Tórtola se relacionó positivamente en primavera con la pradera, lo que puede deberse a que los sectores con vegetación abierta se facilitaría la depredación sobre semillas en comparación a sectores cubiertos (López-Calleja, 1995). Esta relación primaveral también podría relacionarse con la relación inversa que tienen las palomas con las praderas (negativa) y barbechos (positiva), por lo que podría existir un fraccionamiento del hábitat entre estos dos columbiformes (palomas y tórtolas).

Existieron aves que se relacionaron negativamente con las coberturas de baja estratificación entre las que se encuentran zorzales, jilgueros, gorriones y tordos. Estas aves presentaron otras preferencias de hábitat asociadas a cultivos de mayor estructuración e incluso a construcciones.

Comunidad de aves asociadas a canales de regadío y tranques

Triles y tiuques se relacionaron positivamente con canales de regadío (agua) y tranques. El trile en primavera se asoció a canales de regadío y a cultivos anuales y praderas los que generalmente se riegan por inundación, siendo semejante a su hábitat natural (humedales, pajonales y lagunas con juncáceas (Goodall *et al.,* 1946, Martínez & González, 2004)). Probablemente los barbechos no presentaron los recursos de refugio y forraje necesarios para la utilización de trile como hábitat, por lo cual se relacionaron negativamente.

El tiuque se relacionó positiva y significativamente con las coberturas de agua (canales de regadío) tanto en invierno como en primavera (Tabla 4), lo que puede relacionar con los cultivos anuales y barbechos los cuales son regados comúnmente con riego por tendido, provocando

inundaciones las que generan un ambiente propicio para la emergencia de invertebrados que habitan en el suelo, como por ej.: *Lumbricus sp.* (Wilson *et al.,* 2009).

Comunidad de aves asociadas a cultivos frutales

Varias aves prefirieron los cultivos frutales como hábitat. Las tortolitas cuyanas se relacionaron positivamente con los frutales en invierno, lo cual no coincidiría con las observaciones de Martínez & González (2004) que indican que las tortolitas presenta marcada preferencia por lugares abiertos y secos con matorrales, evitando sectores con vegetación densa, aunque se debe considerar que los cultivos frutales no presentan una densidad comparable al bosque esclerófilo. Esta relación positiva con frutales puede deberse a la vegetación existente en la entrehilera de los frutales la cual podría estar aportando en invierno principalmente con semillas, ya que la tortolita cuyana es una especie granívora (Egli & Aguirre, 2000). La condición de vegetación en la entrehilera no se generaría en los cercos vivos de árboles con los que se relacionó negativamente. Es probable que su mayor abundancia invernal se deba a las semillas presentes en la entrehilera de frutales y una probable migración hacia zonas con vegetación nativa o hacia el sur en primavera. Esto debe ser estudiado a mayor profundidad para poder establecer una relación certera. Acorde con Goodall *et al.* (1946) la tortolita cuyana nidifica en cultivos frutales y viñas; esto no fue observado en este estudio en la época reproductiva.

Los diucones se relacionaron positivamente con los frutales a ambas escalas, lo que podría relacionarse con su dieta insectívora (Egli & Aguirre, 2000), considerándose beneficioso para la actividad silvoagropecuaria (SAG, 2008). La relación positiva de los diucones con la suma de caminos puede deberse la relación lineal existente entre la suma de caminos y los cultivos frutales la cual fue significativa y positiva para ambas escalas (a escala local $p< 0,001$, a escala de paisaje $p< 0,001$). La fragmentación por caminos es mayor en cultivos frutales que en anuales, debido a que en las labores de cosecha se utilizan vehículos de transporte, relacionados a caminos permanentes.

El fio fío prefirió hábitats de mayor estratificación vertical, lo que coincide con Goodall *et al.* (1946) y Martínez & González (2004) quienes lo asocian a la presencia de árboles, ya sea bosque esclerófilo, templados, parques y jardines, de la misma forma se mueve entre ambas

escalas de paisaje estudiadas, lo que facilitaría su migración primaveral hacia el sur donde se ha encontrado que también utiliza plantaciones forestales donde nidifica en Chile Central (Escobar, 2004). El fio fío es una especie migratoria, la cual se presume viaja desde el sur de Brasil en la época estival (Egli & Aguirre 2000).

Los zorzales se relacionaron con los frutales a escala local, en ambas temporadas, mientras que a escala de paisaje se relacionó solo en invierno, lo que puede deberse a que se le describe como un ave de bosque, aunque habita diversos ambientes con preferencia por árboles y arbustos con áreas sombrías y húmedas, también se adapta a las ciudades (Egli & Aguirre, 2000; Martínez & González, 2004). El zorzal es un ave frugívora e insectívora, pudiendo beneficiarse de la vegetación existente en la entrehilera de los frutales, consumiendo moluscos y larvas dañinos para la agricultura (Goodall *et al.,* 1946). En las observaciones de campo se vio utilizando los frutales como percha.

El chincol prefirió los frutales a escala local y a escala de paisaje en primavera, lo cual se corrobora al observar la relación negativa con las coberturas menos estructuradas (anual + barbecho + pradera y jardines + construcciones), lo que indicaría el movimiento de individuos desde los cultivos menos estructurados hacia estas hacia los más estructurados (frutales, vegetación nativa) en la época reproductiva. El chincol es una especie granívora facultativa (López Calleja, 1995), la cual logra variar su dieta acorde a la cantidad de recursos presentes en el ambiente en las diferentes estaciones del año, incrementando el consumo de insectos en primavera y verano, por lo que esta conducta puede favorecer su establecimiento en ambientes agrícolas. Sin embargo, esta especie puede vivir en zonas urbanas, plazas y jardines (Araya *et al.,* 1996; Martínez & González, 2004).

Según Goodall *et al*. (1946) la diuca sería la especie más abundante de la zona centro-sur de Chile (entre el sur de Coquimbo y Aysén) donde habitaba una gran diversidad de ambientes (agrícolas, forestales, bosques praderas y ciudades) en todas las temporadas. Esto difiere de la abundancia determinada en este estudio, donde no fue observada frecuentemente. Es probable que esta especie utilice principalmente las áreas de vegetación nativa remanente y sólo en invierno ingrese a la zona de cultivo, debido al ingreso de nuevas especies con las cuales competiría al ser una especie granívora estricta (López-Calleja, 1995), provocando su probable desplazamiento desde las zonas con vegetación nativa hacia las zonas con frutales en invierno.

Los jilgueros prefirieron los cultivos frutales ambas temporadas, coincidiendo con lo observado en campo, donde se vio principalmente asociado a frutales, forrajeando en sus ramas. Aunque la dieta del jilguero es principalmente granívora, en primavera alimenta a sus crías con invertebrados (Egli & Aguirre, 2000). Se estima que su asociación con frutales se puede deber al uso como percha, el forrajeo de insectos en sus ramas y en la entrehilera donde crecen plantas (malezas) que permitirían una mantención de un banco de semillas en las temporadas. A escala de paisaje se relacionó positivamente con los frutales los cuales a su vez se relacionan de manera positiva con la suma de caminos ($p< 0,001$) y de manera negativa con la vegetación nativa, lo que indica que esta especie se adapta de buena manera a los ambientes agrícolas, siendo la segunda especie más abundante en este estudio. En invierno los jilgueros fueron vistos en bandadas coincidiendo con lo descrito por Goodall *et al.* (1946).

Existieron aves que se relacionaron negativamente con los frutales, tales como queltehues, palomas, chirihues, triles y gorriones. La mayoría de estas especies se relacionaron positivamente con coberturas de baja estratificación (anuales, barbechos y praderas), señalando su preferencia por esos hábitat, aunque gorriones y palomas se relacionaron principalmente con coberturas de jardines y construcciones.

Comunidad de aves asociada a vegetación nativa

Algunas de las aves que se relacionaron de manera positiva con la vegetación nativa y/o la cercanía a ésta. Las codornices a escala local y de paisaje en invierno se relacionaron positivamente con la vegetación nativa, al igual que con la cercanía a la vegetación nativa, lo que indicaría una preferencia por hábitats nativo de la codorniz, la cual aunque es una especie introducida, se ha adaptado de gran manera al matorral mediterráneo de Chile Central (Goodall *et al.,* 1951). En primavera se observó un aumento significativo en la población de codornices, lo cual coincide con el cambio en las preferencias de hábitat mostradas a escala local. A escala de paisaje y en el modelo aditivo múltiple se relaciona negativamente con la distancia a la vegetación nativa, lo que indicaría que esta especie desciende desde las zonas cordilleranas con vegetación nativa hasta los sectores agrícolas durante la época reproductiva.

Los jilgueros en el modelo múltiple se relacionaron positivamente con la vegetación nativa a escala local, mientras que a escala de paisaje se relacionó negativamente con la vegetación

nativa y positivamente con la cercanía a la vegetación nativa. Esto puede deberse a que a pesar de que en los modelos simple la vegetación nativa no es relevante, sí lo es en el conjunto de mosaicos de hábitat en el paisaje utilizando los sectores de vegetación nativa para desplazarse, lo cual podría explicar la mayor abundancia de jilgueros en invierno corresponde a las migraciones en la zona centrosur del país (Egli & Aguirre, 2000) y un éxodo en la época reproductiva, en la cual la abundancia disminuyó significativamente, lo que concordaría con lo observado en campo. Durante el invierno se observaron grandes bandadas de hasta 50 individuos, mientras que en primavera se le observó en pequeños grupos o parejas, coincidiendo con Simeone *et al*. (1997).

Los Tordos prefirieron hábitats estratificados verticalmente en ambas temporadas (entre ellos la vegetación nativa), lo que puede indicar que la preferencia de hábitat entre ambas temporadas no varía mayormente, moviéndose los tordos entre ambas escalas a través de la vegetación nativa y arbustos. La disminución de la abundancia de tordos en primavera puede deberse a la migración de estas aves a sectores con vegetación nativa (cordillera) o a zonas urbanas, como se observa por sus relaciones positivas con los niveles de urbanización (suma de caminos y construcciones). Aunque Goodall *et al.* (1946) indican que los tordos nidifican en la parte baja de matorrales densos, por lo que es más probable que seleccionen sectores con vegetación nativa. Los tordos son considerados omnívoros, consumiendo frutos, insectos, larvas e incluso huevos de otras aves (Egli y Aguirre, 2000), por lo que una gran cantidad de ambientes agrícolas pueden ser utilizados por ellos como hábitat en invierno. Los tordos en invierno forman numerosas bandadas, las cuales se arman en su época reproductiva y luego se reagrupan siguiendo una vida gregaria (Martínez & González, 2004).

El Diucón prefirió sectores con vegetación nativa y frutales a ambas escalas de estudio, lo que indica que esta especie utiliza ambas escalas de estudio en estas coberturas, favoreciendo el ingreso de esta ave desde sectores de vegetación nativa en invierno, mientras que en primavera su abundancia disminuye significativamente, probablemente debido a su regreso a sectores con mayor cantidad de vegetación nativa, como los cerros y la cordillera, donde se reproduciría. Según Goodall *et al.* (1946) el diucón migra desde la zona sur hasta la zona central en invierno, lo que coincidiría con el aumento de abundancia observada en campo.

El Cachudito es otra de las aves que podrían estar utilizando la vegetación nativa presente en los sectores agrícolas en invierno debido a su preferencia por estos sectores. La abundancia de

cachuditos disminuyó significativamente en la época reproductiva lo cual también se relacionaría con su migración primaveral a zonas cordilleranas, con vegetación nativa abundante, y permitirían su reproducción. Acorde con Goodall *et al.* (1946) el cachudito prefiere zonas boscosas y precordilleranas, mientras que en invierno es común verlo en jardines de la Zona Central, lo que coincidiría con la abundancia relativa observada.

El aumento significativo de chincoles en primavera puede deberse a la mayor disponibilidad de insectos (López Calleja, 1995) presentes tanto en cultivos frutales como en sectores cercanos a la vegetación nativa. Su relación negativa con las construcciones y jardines + construcciones podrían indicar que existe una preferencia por ambientes con menor artificialidad. Sin embargo, esta especie puede vivir en zonas urbanas, plazas y jardines (Araya *et al.,* 1996; Martínez & González, 2004).

Las diucas utilizarían principalmente las áreas de vegetación nativa remanente y sólo en invierno ingresaría a zonas de frutales, esto coincidiría con los resultados de López-Calleja (1995) que propone que al cambiar la diuca la dieta en invierno estaría maximizando su ganancia neta de energía al dejar de competir con aves visitantes invernales, debido las cuales competiría al ser una especie granívora estricta (López-Calleja, 1995). La diuca es residente de la zona central (Egli y Aguirre, 2000) por lo que es probable que retorne a sectores con mayor vegetación nativa durante la época reproductiva. Según Martínez & González (2004) habita matorrales, bosque esclerófilo, zonas agrícolas e interior de ciudades.

También existieron aves que se relacionaron de manera negativa con la vegetación nativa, tales como los tiuques. Los tiuques en primavera tuvieron una relación negativa con la cercanía a la vegetación nativa, por lo que es probable que no utilice zonas con vegetación nativa y tal vez se desplace a áreas urbanas. Este éxodo primaveral probablemente a zonas urbanas y construcciones fuera del área de estudio, puede deberse a que coloca sus nidos en árboles a veces a gran altura (Goodall *et al.,* 1951; Egli & Aguirre, 2000), pudiendo ser éste un recurso limitante en la zona.

Comunidad de aves asociada a cercos vivos de árboles y arbustos

Varias especies de aves que prefirieron los cercos vivos de arbustos y árboles. La codorniz en primavera aumento significativamente su abundancia, lo cual coincide con el cambio en las preferencias de hábitat mostradas a escala local, donde influyen positivamente las coberturas de árboles y arbustos, los cuales podrían ser utilizados para desplazarse desde sectores con vegetación nativa, principalmente cerros, coincidiendo con la relación negativa con la distancia a la vegetación nativa a escala de paisaje. La codorniz se presenta en variados ambientes secos con presencia de arbustos (Araya *et al.,* 1996; Martínez & González, 2004) lo que se confirmaría su relación positiva con árboles y arbustos en primavera. Acorde con Goodall *et al.* (1951) la codorniz prefiere los matorrales y bordes de potreros, sin internarse propiamente tal en cultivos agrícolas, lo que coincidió con los modelos de abundancia, aunque también fueron vistas en cultivos anuales.

La paloma se relacionó negativamente con los arbustos, lo que puede deberse a que es un ave que dificultaría su movimiento en coberturas de arbustivas; por el contrario prefirieron los árboles, los cuales pueden ser utilizados como perchas.

La tortolita cuyana presenta una preferencia por los arbustos en primavera, lo que puede relacionarse al menor tamaño que posee en relación a las palomas, y una relación negativa con los árboles (en primavera). Esta relación inversa entre columbiformes podría indicar un fraccionamiento en el uso del hábitat entre ambos.

Se observó que la abundancia de picaflores asociado a cercos vivos de eucaliptus se alimentaron de néctar, corroborándose lo observado por Martínez & González (2004), probablemente estos cercos vivos árboles productores de néctar sirven como hábitat invernal de los picaflores y facilitan su migración desde la zona sur en invierno.

El cachudito utilizó los árboles en invierno en los cuales forrajearía invertebrados, debido a su dieta insectívora generalista (Egli & Aguirre, 2000) lo que indicaría que esta especie se beneficiaría principalmente de los cercos vivos de arboles, que presentan una estratificación vertical mayor, al igual que con jardines y vegetación nativa. En terreno se observó principalmente a cachuditos forrajeando insectos en árboles con fines de cercos vivos (coincidiendo con lo observado por Egli & Aguirre, 2000) y en menor manera en frutales

propiamente tal; esta observación se corrobora con el modelo aditivo invernal, donde los árboles y jardines son relevantes para determinar su abundancia, al igual que la vegetación nativa, aunque también se adaptaría a jardines y plazas en ciudades (Martínez & González, 2004).

El zorzal se relacionó con cultivos de mayor estratificación vertical con preferencia en invierno por árboles y arbustos, lo que coincide con Martínez & González (2004), aunque también se adapta a las ciudades, lo que podría estar relacionado con la mayor diversidad de recursos que pueden entregar los jardines, en comparación con los monocultivos agrícolas. Durante la primavera la abundancia de zorzales disminuyó significativamente, lo que podría estar relacionado con una migración a zonas urbanas y de vegetación nativa, como lo muestra el modelo aditivo en primavera. Acorde con Goodall *et al.* (1946) el zorzal nidifica en árboles y arbustos, por lo que la migración hacia sectores con jardines podría deberse a su relación positiva con jardines y construcciones en primavera.

Los chirihues se relacionaron principalmente con coberturas de baja estratificación. Sin embargo su relación con árboles positiva en invierno y negativa en primavera pueda estar dada por la relación negativa existente entre los árboles y las praderas ($p < 0,03$), ya que esta especie utilizaría las praderas como sitio de nidificación en la época reproductiva (Goodall *et al.,* 1946).

Los tordos prefirieron principalmente arbustos y árboles en invierno. Cabe destacar que los tordos utilizaron los principalmente las coberturas no cultivadas (árboles, arbustos, vegetación nativa, forestal y construcciones) en este estudio, aunque en el modelo aditivo invernal indicaría que los cultivos también serían utilizados como hábitat.

Los jilgueros se relacionaron positivamente en invierno con los arbustos y negativamente con cercos vivos de árboles. Esto podría deberse a un fraccionamiento del hábitat entre fringílidos, ya que los gorriones presentaron la relación inversa, es decir, se relacionaron negativamente con los arbustos y positivamente con los árboles.

Comunidad de aves asociada a construcciones y jardines

Las construcciones y jardines relacionaron con la preferencia de hábitat de algunas aves. La paloma prefirió a escala de paisaje los sectores habitacionales (jardines y construcciones) principalmente en la época reproductiva lo que podría estar condicionando a estos lugares como sitios de nidificación, cercanos a vegetación nativa, aunque evitaría sectores con caminos. La paloma es una especie introducida, la cual se ha adaptado de buena forma a los ambientes urbanos (Martínez & González, 2004), siendo una de las aves más abundantes en Santiago (Varela, 2003). Es un reconocido vector de zoonosis (González-Acuña *et al.,* 2007) y es considerada perjudicial (SAG, 2008).

El picaflor habita diversos ambientes desde bosques a ciudades y zonas cultivadas. En las observaciones de campo se advirtió que la abundancia de picaflores respondía en parte a los árboles, eucaliptus principalmente, donde se alimentaron de néctar corroborándose lo observado por Martínez & González (2004). Por otro lado se observó al picaflor en jardines, asociados a construcciones, los cuales probablemente presentaban flores con producción de néctar (Egli & Aguirre, 2000) y en sectores con vegetación nativa. Se considera que la abundancia de picaflores responde tanto a las coberturas de árboles, jardines y construcciones a escala local como a escala de paisaje, lo cual en conjunto con la cercanía a la vegetación nativa facilitaría el movimiento y migraciones de esta especie.

Los cachuditos prefirieron los sectores con jardines a escala local. Esto podría relacionarse con el uso de árboles y arbustos en jardines, en los cuales forrajearía en invierno, coincidiendo con su relación positiva con árboles en el modelo simple. Posteriormente en la época reproductiva los cachuditos migrarían a zonas precordilleranas y cordilleranas.

La golondrina chilena tuvo una relación inversa con sectores con agua (a escala local) y jardines + construcciones (a escala de paisaje) entre ambas temporadas podría indicar que durante la primavera, cuando disminuye la abundancia, las golondrinas se moverían a sectores con menor cantidad de sectores regados como son los con mayor proporción de construcciones + jardines (relación positiva a escala de paisaje) los cuales podrían utilizar como lugares de nidificación, como los aleros de las casas (Goodall *et al.,* 1946). Acorde con Martínez & González (2004) esta especie prefiere áreas abiertas y con construcciones, lo que coincide con este estudio.

Las construcciones pueden ser útiles para los chercanes debido a que pueden utilizar las oquedades para hacer sus nidos, o como lugares de protección (Goodall *et al.,* 1946; Egli & Aguirre, 2000), de la misma forma los chercanes prefirieron las coberturas de jardines en primavera, corroborando la utilización de jardines y construcciones en ambas temporadas. Al ser territoriales pueden mantener los lugares año a año, así mismo como se observó que los sitios de avistamiento de chercanes son casi los mismos para ambas temporadas.

La preferencia de los mirlos por jardines y construcciones en primavera puede deberse a que esta especie parasita a otras aves (por ej.: chercanes, Martínez & González, 2004) poniendo huevos en los nidos de éstos, por lo que las zonas de jardines y construcciones podrían facilitar el encuentro entre los mirlos y su hospedero en la época reproductiva. Por lo mismo, es probable que la diminución de la población de mirlos durante la época reproductiva se deba a la migración a zonas urbanas.

Los gorriones prefirieron jardines y construcciones, debido a la gran adaptabilidad a ambientes urbanos de esta especie y su marcada preferencia por estos hábitats (Goodall *et al.,* 1946), lo que afirmaría su preferencia por hábitats con mayor grado de urbanización, pudiendo deberse a los recursos disponibles en estos ambientes (alimentos, menor fluctuación térmica en invierno, entre otros) (Varela, 2003; Martínez & González, 2004) y su relación negativa con las otras coberturas agrícolas. El gorrión es considerado perjudicial para la agricultura (SAG, 2008). En el modelo múltiple se relacionó positivamente con las coberturas a escala local de frutales y jardines, mientras que a escala de paisaje se relacionó negativamente con las coberturas de frutales y jardines + construcciones, lo que indicaría un probable movimiento desde la escala local a la escala de paisaje a través de estas coberturas. La mantención de las zonas de abundancia en ambas temporadas podría indicar que los gorriones se asocian principalmente a sectores de jardín y construcciones, los cuales en general, no cambian de temporada a temporada como los cultivos agrícolas.

El chirihue se relaciona negativamente con las zonas de mayor artificialidad (jardines, construcciones y suma de caminos). También se relaciona negativamente con la cercanía con los cerros con vegetación nativa, por lo que se podría presumir que esta es un ave típica del Valle Central, donde se encuentran ubicados la mayoría de los cultivos agrícolas. De la misma forma el chirihue aumenta su población de manera significativa en la época reproductiva lo cual pueda deberse al ingreso de individuos desde la zona sur.

Relaciones de las aves con las coberturas en conjunto

A escala local (Figura 5 y 6) se observaron que algunas especies se asocian de manera consistente con algunas coberturas en ambas temporadas, por lo que sería posible sugerir que utilizan ambientes agrícolas como hábitat. Queltehues se asociaron a praderas, mientras que gorriones se asociaron a coberturas de jardín. Palomas se relacionaron positivamente con coberturas de árbol. Las coberturas de vegetación nativa se relacionaron con varias especies (zorzales, chicoles, tórtolas y tiuques), de la misma forma las coberturas de cultivos frutales (tortolita cuyana, jilguero, chincol y zorzal).

Las asociaciones entre aves y coberturas observadas a escala local también fueron diferentes en ambas temporadas (Figura 5 y 7). Las coberturas de agua (canales de regadío), arbusto y árbol (ambas cercos vivos) fueron las que tuvieron mayor recambio de especies entre invierno y primavera, es decir son las que servirían de hábitat para especies diferentes de aves entre invierno y primavera. Un manejo de coberturas no agrícolas como por ej: la elección de especies nativas de árboles y arbustos como cercos vivos, el mantenimiento de una riqueza de plantas en distintos estados fenológicos (floración, fructificación y producción de semillas, entre otros) durante todas las temporadas y el mantenimiento de árboles muertos o casas anideras para las especies que nidifican en oquedades podría incrementar el número de hábitats para aves en las diferentes temporadas. Whittingham *et al.* (2009) encontraron que la abundancia de aves en ambientes agrícolas eran consistentemente correlacionadas con coberturas que no eran propiamente agrícolas (bosques, márgenes de bosques, cercos vivos, árboles en márgenes de campos de cultivo y tranques de agua).

A escala de paisaje las relaciones entre las aves asociadas no fueron similares entre ambas temporadas (Figura 6 y 8), a excepción de queltehue se asoció a coberturas anuales + barbechos + praderas. En general en el resto de las aves se relacionó de manera diferente con las coberturas en invierno y primavera, probablemente porque los requerimientos de hábitat cambian durante la época reproductiva (sectores para nidificación, alimentación, entre otros). Las coberturas de vegetación nativa y la cercanía a la vegetación nativa fueron las que menos aves coincidían entre invierno y primavera. Este resultado indica la relevancia de la vegetación nativa para algunas aves entre ambas temporadas, lo que podría indicar la importancia de conservar estos sectores para influir positivamente en la abundancia de algunas aves.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN Y MANEJO DE HÁBITAT PARA AVES NATIVAS EN AMBIENTES AGRÍCOLAS.

Acorde a los resultados de este estudio, las propuestas de conservación de aves, con el fin de aumentar la riqueza de especies en la zona, a corto plazo serían dos: i) conservación de la vegetación nativa presente en ambientes agrícolas y cerros colindantes (a través del mantenimiento de los sectores con vegetación nativa remanente) y ii) el manejo de los cercos vivos, en especial los arbustivos, a través del incremento en la estratificación y la mantención de recursos (semillas, néctar, frutos, protección, lugares de nidificación, entre otros) durante todo el año.

A mediano plazo se propone potenciar los manejos de hábitat para aves en específico. Si bien no existen aves con problemas de conservación que habiten en el ambiente agrícola, existen especies que pueden ser seleccionadas por criterios de singularidad, como por ejemplo las especies endémicas (turca, perdiz y tenca) las cuales fueron observadas en este estudio en baja abundancia, o especies migratorias que utilizan estos ambientes sólo en algunas temporadas (dormilonas tontitas, diucones, picaflores, fio fíos, entre otros).

En relación a la abundancia de aves, se observa en los resultados que está influida principalmente por los cultivos de baja estratificación, por lo que la mantención de éstos y su manejo agrícola (por ej.: riego por tendido, barbechos, entre otros) fomentaría la utilización de las aves por este tipo de hábitat, para esto es de importancia la presencia de pequeños y medianos agricultores que son los que en general cultivan estas especies anuales y generan este mosaico de cultivos a escala de paisaje, pudiendo ser el incentivo a la mantención de la pequeña agricultura un objetivo a largo plazo. De la misma forma, un mosaico de cultivos beneficiaría a un mayor número de especies en comparación a un monocultivo, debido a las relaciones diferentes entre aves y cultivos.

Considerando que la vegetación nativa incrementa el número de nichos ecológicos y proporciona los recursos (alimenticios, refugio, lugares de nidificación, etc.) con los que las aves nativas han evolucionado biogeográficamente, la utilización de cercos vivos con flora nativa incrementaría la cantidad de nichos en ambientes agrícola. En la zona de estudio existen zonas con remanentes de vegetación nativa y de protección de vida silvestre (zonas de prohibición de

caza: Laguna de Aculeo, Altos de Cantillana, Tantehue, cerros de Chena y Lonquén (Decreto exento Nº 382 de 1997 y decreto exento nº780 del año 2005 (SAG, 2009)), por lo que un sistema de “stepping stones” en esta matriz agrícola de baja resistencia al movimiento de algunas aves, podría ser benéfico para algunas especies (Baum *et al.,* 2004), podría ser útil sin un fin propiamente tal de conectividad (ya que no estaría diseñado para una especie en particular) pero aumentaría la riqueza de especies en zonas agrícolas y a su vez, aumentaría la conectividad para aves entre los cerros y la cordillera, la cual actuaría como fuente de especies potenciales a poblar sectores agrícolas, con el fin de obtener un paisaje más resiliente (al incrementar los hábitat potenciales para aves, se incrementaría la riqueza de aves y a su vez la cantidad de interacciones de aves con su entorno) y saludable.

Los cercos vivos de arbustos potenciales que se podrían utilizar por su producción de bayas son: *Aristotelia chilensis*, *Berberis chilensis, B. actinacantha, Solanum ligustrinum, Escallonia illinita*, *E. revoluta, Azara petiolaris*; por su producción de flores: *Fuchsia magellanica, Lobelia tupa, L. excelsa*; por su presencia de espinas o firmeza (útil como barrera): *Trevoa trinervis, Porlieria chilensis, Acacia caven*, *Maytenus boaria* entre otras. Acorde con Wilson *et al.* (2009), los márgenes no cultivados, tranques de regadío y cercos vivos son de gran relevancia para la conservación de algunas aves en ambientes agrícolas. Las principales características dadas por estos autores para los cercos vivos para ser asociadas como hábitat de aves son: i) Cercos vivos altos y anchos permiten una mayor riqueza de especies y deberían proveer mejor protección como lugares de nidificación, ii) Presencia de árboles (disponibilidad de frutos, semillas e invertebrados) incluso árboles muertos, en los cuales pueden habitar aves que nidifican en cavidades, iii) Vegetación herbácea densa alrededor del cerco vivo, con el fin de aumentar los recursos alimenticios potenciales y lugares de nidificación, iv) Presencia de tranques y acequias que proveen de recursos alimenticios como los invertebrados acuáticos.

Este estudio se realizó en zonas de producción convencional. Los estudios basados en la comparación entre agricultura convencional y agricultura orgánica indican que esta última es comparativamente más benéfica para aves que la convencional (Hole *et al.,* 2005; Wilson *et al.,* 2009). Esto puede ser explicado porque las abundancias de la aves responden a la abundancia de invertebrados, plantas y lugares de nidificación más que a la diversidad de presas presente (Wilson *et al.,* 2009). Acorde con Hole *et al.* (2005) los principales manejos orgánicos que benefician a la biodiversidad son tres: i) la prohibición - reducción del uso de pesticidas y fertilizantes, ii) el manejo de los hábitat no cultivados y márgenes del campo y iii) la utilización

de una variedad de cultivos (evitar el monocultivo). Basados en estos antecedentes se recomienda realizar futuras investigaciones en ambientes agrícolas utilizando estudios comparativos de ambas formas de producción (orgánica y convencional), con el fin de estudiar cómo pueden ser útiles a la conservación de vida silvestre presente en Chile.

Es difícil dilucidar un manejo óptimo para la conservación de una comunidad de aves en ambientes agrícolas, debido a que éste debe ser dirigido a especies de interés particular elegidas ya sea como control biológico, nivel de endemismo, categoría de amenaza, etc., con el fin de establecer metas de conservación medibles y evaluables en el tiempo mediante manejo adaptativo (Margules & Pressey, 2000). Esto se debe en parte a que las prácticas agrícolas varían acorde al cultivo (por ej: sistema de riego y drenaje, manejo de rastrojos y malezas, aplicaciones de agroquímicos o productos orgánicos, etc.). Esto a su vez está influido por otras variables (por ej: cambio climático, nivel contaminación, nivel de artificialidad, variables de mercado, etc.). Sin embargo, la presencia de comunidades de aves en ambientes agrícolas pueden ser utilizadas como bioindicadores de calidad ambiental (Padoa-Schioppa et al., 2006) e indicadores de certificación ambiental, por ejemplo, las normativas Eurepgap (Europa) que incorpora un plan de conservación y manejo conducente a incrementar la biodiversidad en campos agrícolas o Tesco Nature's Choice (Gran Bretaña) que exige un plan de conservación para la vida silvestre y paisajes o la normativa voluntaria del Departamento de Agricultura de EEUU (Wildlife Habitat Incentive Program) que busca desarrollar y mejorar el hábitat para vida silvestre en ambientes agrícolas. En Chile no existe una normativa especial para la conservación de la biodiversidad en ambientes agrícolas por lo que el manejo y cultivos se rigen por las reglas de mercado y la voluntad de los particulares, sin embargo existen instrumentos de instituciones gubernamentales (CONAF, SAG, CORFO)[1,] que podrían favorecer el establecimiento de cercos vivos con vegetación nativa en ambientes agrícolas y la agricultura sustentable con objetivos de conservación de biodiversidad o en investigación en esta área, por ejemplo: "Bonificación a la Forestación y Trabajos de Recuperación de Suelos Degradados (CONAF)" como incentivo a la formación de cercos vivos de flora nativa; "Fomento al mejoramiento del patrimonio (SAG)", con fines de manejo sustentable de los recursos naturales y fomento de prácticas agropecuarias de producción limpia y "Programa de Preinversión en Medio Ambiente (CORFO)" en el que se financia un estudio para minimizar impactos

[1] CONAF: Corporación Nacional Forestal; SAG: Servicio Agrícola y Ganadero, CORFO: Corporación de Fomento de la Producción.

ambientales y mejorar la productividad. Se debe tener en cuenta los nuevos desafíos para la conservación de la vida silvestre en un escenario de cambio climático, globalización e incremento de la población humana, donde las necesidades por alimentos se incrementarán y se deberán generar estrategias que permitan satisfacer esta necesidad y conservar la vida silvestre (Wilson *et al.,* 2009).

Se estima que en el futuro la conservación de vida silvestre en ambientes agrícolas tendrá un rol más activo debido a las exigencias ambientales de los tratados de libre comercio y los acuerdos suscritos por Chile, como la Convención para la Diversidad Biológica, y a que conservación de vida silvestre es parte de los objetivos de la Estrategia Nacional de Biodiversidad (Conama, 2003). La conservación de aves (y vida silvestre en general) en ambientes productivos podría ser útil a la certificación ambiental de zonas agrícolas, pudiendo diferenciarse en el mercado de los alimentos a sectores con mayor conciencia ambiental y obtener mejores retornos para los agricultores que promuevan la conservación. Para esto es posible establecer especies indicadoras de calidad ambiental, pudiendo basarse en información de la comunidad de aves con las diferentes coberturas agrícolas, siendo una especie indicadora la que indica un cambio en la composición de otras especies en dentro de un hábitat seleccionado (Gregory *et al.,* 2005).

CONCLUSIONES

Si bien las áreas silvestres protegidas son las áreas más adecuadas para realizar conservación, estas no siempre se presentan una adecuada representación y extensión, por lo que la biodiversidad que puede sustentar los agroecosistemas puede ser un buen indicador de las perspectivas de conservación a nivel regional. El número total de especies registradas en ambas temporadas fue 42, correspondiendo aproximadamente al 66.6% de las especies potenciales para esta zona, de las cuales solamente 3 correspondieron a especies exóticas, por lo que existe un gran potencial de conservación de aves en ambientes agrícolas. De la misma forma, la integración de ecosistemas agrícolas a los planes de conservación de vida silvestre será seguramente una de las exigencias de los mercados importadores de productos agrícolas en el futuro cercano.

Los ambientes agrícolas sirven como hábitat para diferentes especies de aves. Las preferencias de hábitat documentadas en este trabajo aportan nueva información al conocimiento de las aves en ambientes agrícolas. Estas preferencias varían acorde a las diferentes especies, escalas de estudio y cambios estacionales.

La mayor abundancia y riqueza invernal se debió principalmente al ingreso de especies que ya habitaban estas zonas en primavera, que migrarían a la cordillera y a otras zonas en la época reproductiva, por lo que un aumento en la calidad del hábitat en zonas agrícolas podría disminuir el éxodo primaveral. También se debe considerar que durante el invierno ingresaron nuevas especies (dormilona tontita, viudita, picaflor, cometocino de Gay), mientras que en primavera sólo arribó el fio fío.

La similitud de coberturas a diferentes escalas (local y de paisaje) podría favorecer el ingreso de algunas aves que utilizaron ambas escalas de estudio, por ejemplo el queltehue en hábitat de baja estructuración o el ingreso de aves migratorias que utilizarían determinados cultivos y que facilitaría su movimiento en las diferentes temporadas (por ejemplo: picaflores y eucaliptus (cercos vivos)). De manera inversa, algunas aves se relacionaron negativamente en diferentes coberturas y escalas (local y de paisaje), por ejemplo en la relación negativa de queltehues con frutales, donde esta cobertura a ambas escalas de estudio dificultaría el movimiento de esta ave en la zona.

Existieron aves que se asociaron de manera consistente en ambas temporadas a algunos cultivos: queltehues con praderas, golondrinas con cultivos anuales, gorriones con jardines, y palomas con árboles. De la misma forma las coberturas de cultivos frutales (tortolita cuyana, jilguero, chincol y zorzal). Estas aves se encontrarían utilizando estas coberturas de manera homogénea. Sin embargo, existen otras aves como las palomas que cambia su relación con un mismo tipo de hábitat (cultivos anuales) en invierno y primavera a escala local o los chirihues con árboles y barbechos. Esto indica que dependiendo de la especie existe un comportamiento particular con hábitats y escalas de estudio, acorde a los requerimientos biológicos (dieta, conducta reproductiva, etc.) y ecológicos (hábitat, cavidades, régimen climático, etc).

La riqueza de especies se relacionó positivamente con los cercos vivos arbustivos y los remanentes de vegetación nativa. Cabe destacar que estas coberturas representan menos del 3% de las coberturas, por lo que su influencia sería relevante para potenciar la conservación de aves en agroecosistemas. La abundancia de aves se relacionó con las coberturas de cultivos de baja estratificación (anuales, barbechos y pradera).

La mejora e incremento en calidad como hábitat para aves de los cercos vivos, así como la conservación de los sectores con vegetación nativa podría incrementar la riqueza de especies y la mantención de una metapoblación de aves en ambientes agrícolas. De la misma manera, la mantención de un mosaico de cultivos de baja estratificación podría incrementar la abundancia de algunas aves.

BIBLIOGRAFÍA

ARAYA B. & G. MILLIE & M. BERNAL. 1996. Guía de campo de las aves de chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 404 pp.

ATAURI J. & J. DE LUCIO. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. Landscape Ecology 16, 147–159.

BAUDRY, J. 2003. Agricultura, paisaje y conectividad. En: García Mora, M.R. (Coord.). Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la Cuenca Mediterránea. Junta de Andalucía, Sevilla, España, 71-82.

BAUM K.A., K.J. HAYNES, F.P. DILLEMUTH, & J.T. CRONIN. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. Ecology 85, 2671–2676.

BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL. 1993. Bird census techniques. 2ª ed. Academic Press, Nueva York. 302 pp.

CITES. 2010. Lista de especies para Chile. Consultado en agosto 2010. http://www.cites.org/eng/resources/species.html

COMISIÓN NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE (CONAMA). 2003. Estrategia Nacional de Biodiversidad. 21 pp. [en linea] <http://bibliotecadigital.ciren.cl/gsdlexterna/collect/textoshu/index/assoc/HASH9117.dir/CONAMA-HUM0005.pdf> [Consulta: 9 de marzo 2011]

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2006. Decision VI/9: global strategy for plant conservation [En línea]. http://www.biodiv.org/decisions/default.asp?decZVI/9 [Consulta: 10 septiembre 2010].

DALLIMER, M., K. J. GASTON, A.M. J. SKINNER, N. HANLEY, S. ACS & P. R. ARMSWORTH. 2010. Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agrienvironment scheme uptake. Biology Letters, 6, 643–646

DE LA MONTAÑA, E., J. M. REY-BENAYAS & L. M. CARRASCAL. 2006. Response of bird communities to silvicultural thinning of Mediterranean maquis. Journal of Applied Ecology 43, 651–659.

DOUGLAS D. J. T., J. A. VICKERY & T. G. BENTON. 2009. Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. Journal of Applied Ecology 46, 353–362.

EGLI G. & J. AGUIRRE. 2000. Aves de Santiago. Unión de ornitólogos de Chile (Unorch). 130 pp.

ESCOBAR, M. 2004. Nidificación del migrador austral *Elaenia albiceps* en remanentes de bosque maulino y plantaciones de *Pinus radiata* en Chile Central. Boletín Chileno de Ornitología 10:34-36 Unión de Ornitólogos de Chile.

ESRI. 2006. ArcGis v9.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. California, USA.

ESTADES, C. F. & S. A. TEMPLE. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. Ecological Applications 9, 573-585.

ESTADES C & M. A. VUKASOVIC. 2006. Estado de Conservación de las Aves de la Región de O'Higgins. En: Serey, I., M. Ricci & C. Smith-Ramírez (Eds.) 2007. Libro Rojo de la Región de O'Higgins. Corporación Nacional Forestal – Universidad de Chile, Rancagua, Chile. 222 pp.

FERNÁNDEZ-GÓMEZ M. J., M.P. GALINDO, I. BARRERA, J.L. VICENTE-VILLARDÓN & A. MARTIN. 1996. Alternativa al análisis canónico de correspondencias basada en los métodos Biblot. Mediterránea. Serie de estudios biológicos. 63-71 pp.

FIGUEROA R., S. CORALES, J., CERDA & H. SALDIVIA. 2001. Roedores rapaces y carnívoros de Aysen. Servicio Agrícola y Ganadero. Gobierno regional de Aysen. Ministerio de Agricultura. Chile. 197 pp.

FOLEY J. A., R. DEFRIES, G. P. ASNER, C. BARFORD, G. BONAN, S. R. CARPENTER, F. S. CHAPIN, M. T. COE, G. C. DAILY, H. K. GIBBS, J. H. HELKOWSKI, T. HOLLOWAY, E. A. HOWARD, C. J. KUCHARIK, C. MONFREDA, J. A. PATZ, I. C. PRENTICE, N. RAMANKUTTY & P. K. SNYDER. 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309, 570-574.

FORMAN, R. T. T. & M. GODRON. 1986. Landscape Ecology. John Wiley, New York. 619 pp.

FOSTER M. 2007. The potential of fruit trees to enhance converted habitats for migrating birds in southern Mexico. Bird Conservation International 17, 45–6.

GASTON K. J. 2010. Valuing Common Species. Science 327, 154-155.

GLADE A. 1993. Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile. Conaf, Santiago, Chile. 68 pp.

GOODALL J.D., A.W. JOHNSON & R.A. PHILIPPI. 1946. Las Aves de Chile su conocimiento y sus costumbres. Tomo primero. Platt establecimientos gráfico S.A. Buenos Aires. 358 pp.

GOODALL J.D., A.W. JOHNSON & R.A. PHILIPPI. 1951. Las Aves de Chile su conocimiento y sus costumbres. Tomo segundo. Platt establecimientos gráfico S.A. Buenos Aires. 442 pp.

GONZÁLEZ-ACUÑA D., F. SILVA, L. MORENO, F. CERDA, S. DONOSO, J. CABELLO & J. LÓPEZ. 2007. Detección de algunos agentes zoonóticos en la paloma doméstica (*Columba livia*) en la ciudad de Chillán, Chile. Revista Chilena de Infectología 24, 199-203.

HAGY H. M., G. M. LINZ, W. J. BLEIER. 2008. Optimizing the use of decoy plots for blackbird control in commercial sunflower. Crop protection. 27, 1442-1447.

HAILA, Y., NICHOLLS, A.O., HANSKI, I.K. & RAIVIO, S. 1996. Stochasticity in bird habitat selection: year-to-year changes in territory locations in a boreal forest bird assemblage. Oikos 76, 536–552.

HART, J. D., T. P. MILSOM, G. FISHER,V. WILKINS, S. J. MOREBY, A. W. A. MURRAY & P. A. ROBERTSON. 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance,

arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. Journal of Applied Ecology 43, 81–91.

HASLEM, A. & A. BENNETT. 2008. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. Agriculture, Ecosystems and Environment 125, 191–203.

HEIKKINEN R.K, M. LUOTO, R. VIRKKALA & K. RAINIO. 2004. Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural–forest mosaic. Journal of Applied Ecology 41, 824–835.

HERRMANN E. & M. D. ANDERSON. 2007. Foraging Behaviour of Damage-causing Birds in Table Grape Vineyards in the Orange River Valley, South Africa. South African Journal of Enology and Viticulture. 28, 150-154.

HERZON, I., A. AUNINŠ, J. ELTS & Ž. PREIKŠA. 2006. Habitat associations of farmland birds across the East Baltic region. Acta Zoologica Lituanica 16, 249-260.

HINSLEY, S.A. & BELLAMY, P.E. 2000. The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. Journal of Environmental Management 60, 33–49.

HOLE, D.G., A.J. PERKINS, J.D. WILSON, I.H. ALEXANDER, P.V. GRICE & A.D. EVANS. 2005. Does organic farming benefit biodiversity?. Biological Conservation 122, 113–130.

IHAKA, R. & R. GENTLEMAN. 1996. R: A language for data analysis and graphics. Journal of computational and Graphical Statistics 5, 299-314.

JEANNERET P., SCHUPBACH B. & LUKA H. 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated andscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 311–320.

KREBS, J.R., WILSON, J.D., BRADBURY, R.B. & SIRIWARDENA, G.M. 1999. The second Silent Spring. Nature 400, 611–612.

LAZO I. & J. ANABALÓN. 1992. Dinámica reproductiva de un conjunto de aves paseriformes de la sabana de espinos de Chile Central. Ornitologia Neotropical 3,57-64.

LÓPEZ-CALLEJA M.V. 1995. Dieta de *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) y *Diuca diuca* (Fringillidae): efecto de la variación estacional de los recursos tróficos y la riqueza de aves granívoras en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 68, 321-331.

MACLEOD C. J., G.BLACKWELL, H. MOLLER, J. INNES & R. POWLESLAND. 2008. The forgotten 60%: bird ecology and management in New Zealand's agricultural landscape. New Zealand Journal of Ecology 32, 240-255.

MARGULES C. R. & R. L. PRESSEY. 2000. Systematic conservation planning. Nature 405, 243–253.

MARTÍNEZ D. & G. GONZÁLEZ. 2004. Las aves de Chile. Nueva guía de campo. Ediciones del Naturalista, Santiago Chile. 620 pp.

MERENLENDER A. M., S.E. REED & K. L. HEISE. 2009. Exurban development influences woodland bird composition. Landscape and Urban Planning 92, 255–263.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC [en línea] http://www.eoearth.org/article/Ecosystems_and_Human_Well-Being:_Biodiversity_Synthesis_(full_report) [Consulta: 25 de abril 2011].

MILLÉO L. 2002. O comportamento interespecífico de defesa do quero-quero, Vanellus chilensis (Molina, 1782) (Charadriiformes, Charadriidae). Revista de Etologia 4, 95-108.

MOLS C. M & M. E. VISSER. 2007. Great Tits (*Parus major*) Reduce Caterpillar Damage in Commercial Apple Orchards. PLoS ONE 2(2): e202.

MOORCROFT D., M. J. WHITTINGHAM, R. B. BRADBURY & J. D. WILSON. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. Journal of Applied Ecology 39, 535–547.

MYERS N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853-858.

NÁJERA A. & J. SIMONETTI. 2010. Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. Conservation Biology 24, 319–324.

ODUM, E.P. & G.W. BARRETT. 2006. Fundamentos de ecología. 5a Edición. Thomson International. 616 pp.

ORMEROD S. & A. WATKINSON. 2000. Editors' Introduction: Birds and Agriculture. Journal of Applied Ecology 37, 699-705.

PADOA-SCHIOPPA, E., M. BAIETTO, R. MASSA & L. BOTTONI. 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. Ecological Indicators 6, 83-93.

PERKINS, A.J., WHITTINGHAM, M.J., MORRIS, A.J. & BRADBURY, R.B. 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers. Agriculture, Ecosystems and Environment 93, 413–420.

RALPH, C.J., S. DROEGE & J.R. SAUER. 1995. Managing and monitoring birds using point counts: standards and application. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-149.

SANTIBÁÑEZ, F. & URIBE, J.M. 1993. Atlas Agroclimático de Chile: Regiones VI y VII.Universidad de Chile, Fac. de Cs. Agrarias y Forestales, Laboratorio de Agroclimatología. Santiago, Chile. 66 pp.

SERVICIO AGRÍCOLA & GANADERO (SAG). 2008. La ley de caza y su reglamento. Ministerio de Agricultura y SAG, División de protección de los recursos naturales renovables. 98 pp.

SERVICIO AGRÍCOLA & GANADERO (SAG). 2009. Cartilla para cazadores. [En línea] <http://www.sag.cl/common/asp/pagAtachadorVisualizador.asp?argCryptedData=GP1TkTXdhRJAS2Wp3v88hD3E1h7AcuDt&argModo=&argOrigen=BD&argFlagYaGrabados=&argArchivoId=3640> [Consulta: 10 noviembre 2010].

SIMEONE A., J. VALENCIA, R. SCHLATTER, D. LANFRANCO & D. IDE. 1997. Depredación de aves sobre larvas de *Rhyacionia buoliana* (Schiff.) (Lepidoptera: Tortricidae) en plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* D. Don en el sur de Chile. Bosque 18, 67-75.

SILVA-RODRÍGUEZ E., G. ORTEGA-SOLÍS & J. JIMÉNEZ. 2008. Descripción del ensamble de aves en un agroecosistema del sur de Chile. Boletín Chileno de Ornitología 14, 81-91.

SOMERS C. M. & R. D. MORRIS. 2002. Birds and wine grapes: foraging activity causes small-scale damage patterns in single vineyards. Journal of Applied Ecology 39, 511–523.

SUTHERLAND, W. 2004. A blueprint for the countryside. Ibis, 146, 230–238.

TAFT O. & S. HAIG, 2006. Landscape context mediates influence of local food abundance on wetland use by wintering shorebirds in an agricultural valley. Biological Conservation 128, 298–307.

TER BRAAK C.J. & P.F. VERDONSCHOT. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. Aquatic Sciences 57, 255-289.

TITEUX, N., M. DUFRÊNE, J.P.JACOB, M. PAQUAY & P. DEFOURNY. 2004. Multivariate analysis of a fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. Journal of Biogeography 31, 1841–1856.

TOMASEVIC J. 2002. Calidad de renovales de Hualo (*Nothofagus glauca* (Phill.) Krasser) como hábitat para aves silvestres. Memoria para optar al título profesional de Ingeniero Forestal. Fac. de Cs. Forestales Universidad de Chile. 41 pp.

TREMBLAY A., P. MINEAU, R.K. STEWART. 2001. Effects of bird predation on some pest insect populations in corn. Agriculture, Ecosystems and Environment 83,143–152.

VARELA S. 2003. Calidad de la vegetación urbana como hábitat para aves. El caso de Santiago de Chile. Memoria de título para optar al título de ingeniero forestal. Fac. Cs. Forestales. Universidad de Chile. 48 pp.

VERTEL M.L. 2010. Comparación entre el análisis canónico de correspondencias y el análisis factorial múltiple en tablas de frecuencias-variables continúas. Tesis para optar al título de Maestría en Ciencia Estadística. Universidad Nacional de Colombia. [En línea]. <http://www.bdigital.unal.edu.co/2674/1/832126.2010.pdf> [Consulta 23 noviembre 2010].

VILINA Y. & H. COFRÉ. 2008. Diversidad de especies: aves terrestres. En: Biodiversidad de chile patrimonio y desafíos. 2da Edición. CONAMA. Ocho libros ediciones 640 pp. [En línea]. <http://www.conama.cl/librobiodiversidad/1308/articles-45204_recurso_1.pdf > [Consulta 19 Junio 2010].

WHITTINGHAM M. J., J. R. KREBS, R. D. SWETNAM, R. M. THEWLIS, J. D. WILSON & R. P. FRECKLETON. 2009. Habitat associations of British breeding farmland birds. Bird Study 56, 43–52.

WILSON J.D., A.D. EVANS & P.V. GRICE. 2009. Bird conservation and Agriculture. Series: Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge University Press, UK. 394 pp.

WILSON J.D., A.J. MORRIS, B. E. ARROYO, S.C. CLARK & R. B. BRADBURY. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. Agriculture, Ecosystems & Environment 75, 13-30.

WOLF A., J. PAUL, J. MARTIN & V. BRETAGNOLLE. 2001. The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the little bustard. Journal of Applied Ecology 38, 963–975.

ANEXO I

Especies presentes en este estudio y que se encuentran en categoría Cites

Las rapaces fueron las únicas especies que se encontraron bajo una categoría Cites (Cites, 2010). El **halcón peregrino** (*Falco peregrinus*), el cual fue observado una vez durante la primavera, donde los cultivos anuales fueron dominantes. Este halcón se alimenta estrictamente de aves, por lo que se considera indicador de la abundancia y diversidad de aves (Figueroa *et al.,* 2001), siendo considerado beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008), esta especie se encuentra en el apendice I de Cites (Cites, 2010). Esta especie fue observada acompañada por un águila juvenil, los cuales sobrevolaron un sector frutales, donde había una gran cantidad de tórtolas (n=19) y colindaba con una pradera, en la que abundaban queltehues (n=29).

Águila (juvenil) (*Geranoaetus melanoleucus*) fue observada en dos ocasiones (donde los cultivos anuales fueron dominantes) solamente en primavera, los sitios eran relativamente cercanos por lo que se supone que era el mismo individuo, lo cual podría estar influenciado por los amplios rangos de hogar descritos en ambientes andino-patagónicos de entre 13 a 23 km^2/pareja (Figueroa *et al.,* 2001). Según Figueroa *et al.* (2001) en la zona central de Chile los roedores constituyen el 74 al 82% de las presas en época primaveral, aunque también se alimenta de aves. Es considerada beneficiosa para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en el apéndice Cites II (Cites, 2010).

Aguilucho (*Buteo polyosoma*), fue observado solo una vez en invierno, el cual correspondió a un lugar de vegetación nativa (matorral esclerófilo) de cerro el cual colindaba con cultivos frutales. Se considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en Cites II (Cites, 2010).

Bailarín (*Elanus leucurus*) fue visto 3,5 veces en invierno y 2 veces en primavera, en diferentes ambientes tanto cultivos anuales y praderas como frutales. Se considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en Cites II (Cites, 2010).

Halcón perdiguero (*Falco femoralis*) fue visto una vez cada temporada en sitios cercanos lo que podría sugerir un territorio estable, sin embargo no existe una base de datos suficiente para confirmarlo. Estos sitios tuvieron coberturas dominantes de cultivos frutales. El halcón perdiguero tiene una dieta especializada en aves que se encuentra desde el 56% en invierno al 97% en primavera (Figueroa *et al.,* 2001). Durante el conteo en invierno se registraron en el mismo sitio 5,5 golondrinas, 3,5 jilgueros y 7,5 tortolitas cuyanas entre otros, mientras que en primavera en el mismo sitio de avistamiento se registraron 4 chirihues, 2,5 mirlos y 2 codornices, entre otros. Se considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en Cites II (Cites, 2010).

Cernícalo (*Falco sparverius*) se observó en ambas temporadas de manera constante (4 veces por temporada) en una amplia variedad de cultivos agrícolas (frutales, barberchos, praderas y anuales). Se observó en primavera una pareja en cortejo y apareamiento. Nidifica en cuevas naturales, huecos en árboles e incluso en construcciones (Egli & Aguirre, 2000), por lo que esta podría ser un factor limitante para su establecimiento en la zona. Se considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en Cites II (Cites, 2010).

Tiuque (*Milvago chimango*) corresponde a la especie de rapaz más abundante en el área de estudio, el cual se analizó posteriormente. Se considera beneficioso para la actividad silvoagropecuaria el mantenimiento del equilibrio ecológico (SAG, 2008). Se encuentra catalogada en Cites II (Cites, 2010).

ANEXO II

Resultados comentados del GLM para cada ave

Tiuque *(Milvago chimango)*

El tiuque es una de las especies más abundantes en la área de estudio, siendo su abundancia significativamente mayor en invierno en comparación a primavera (Figura 4), desde 0,97 individuos por sitio en invierno a 0,68 individuos por sitio en primavera, pudiendo existir desplazamiento de individuos a otras zonas para la época reproductiva. El tiuque se relacionó significativamente con las coberturas de agua (canales de regadío) tanto en invierno como en primavera (Tabla 4). En las coberturas a escala de paisaje (Tabla 5) y en el modelo aditivo múltiple (Tabla 6) se observa que se relaciona negativamente en invierno con el grado de urbanización (suma de caminos y jardines+construcciones) y en primavera con la cercanía a la vegetación nativa.

Codorniz *(Callipepla californica)*

A escala local (Tabla 4) y de paisaje (Tabla 5) en invierno se relacionó positivamente con la vegetación nativa, al igual que con la cercanía a ésta. En primavera se observa que las preferencias de hábitat cambian, aumentando significativamente su abundancia en zonas agrícolas (Figura 4). A escala local en primavera se relacionó positivamente con arbustos y árboles reafirmando su preferencia por hábitats estratificados verticalmente (Tabla 4). En el modelo aditivo (Tabla 6) se destaca el cambio de preferencia de hábitat entre temporadas en relación a la vegetación nativa.

Queltehue *(Vanellus chilensis)*

El queltehue corresponde a la especie más abundante dentro de las zonas agrícolas analizadas en este estudio (3,44 individuos por sitio en invierno y 2,87 individuos por sitio en primavera). El queltehue prefirió hábitat de baja estructuración (cultivos anuales, praderas y barbechos) a escala local y a escala de paisaje (Tabla 4 y 5), mientras se relacionó negativamente con los frutales a escala local y de paisaje (Tabla 4 y 5). Su relación negativa con la suma de caminos y

con la cercanía a la vegetación nativa a escala de paisaje, indican que es una especie que se adapta de buena manera a niveles de mayor artificialidad y con baja cantidad de vegetación nativa, mientras existan cultivos bajos y abiertos. En el modelo múltiple (Tabla 6) se observó una relación positiva con las praderas en ambas temporadas, corroborando lo observado en los modelos simples. También se corroboró la relación positiva con tranques en primavera a escala de paisaje y en el modelo múltiple.

Paloma *(Columba livia)*

Las palomas mantuvieron una población similar tanto en primavera como en invierno (Figura 1) (0,76 individuos/primavera, 0,55 invidividuos/invierno). La paloma a escala local se relaciona positivamente con árboles (Tabla 4) y con barbechos. Esta relación con ambas coberturas puede estar condicionada por la relación lineal entre ambas coberturas árbol~barbecho es positiva aunque no estadísticamente significativa (p=0,651). A su vez se relacionó negativamente con frutales y arbustos, por lo que evitaría lugares con mayor estratificación vertical. La paloma se relacionó negativamente con cultivos anuales y praderas y positiva en primavera a escala de paisaje (Tabla 5). Cabe destacar la relación positiva a escala de paisaje con sectores habitacionales (jardines y construcciones) principalmente en la época reproductiva. En el modelo múltiple (Tabla 6) se destaca que las coberturas a escala de paisaje relacionadas positivamente coinciden con el modelo simple a la misma escala (anual+barbecho+pradera y jardines+construcciones).

Tórtola *(Zenaida auriculata)*

Las tórtolas mantuvieron una población similar en ambas temporadas (Figura 4), (0,76 individuos por sitio en invierno, 0,84 individuos por sitio en primavera). A escala local se destaca la relación parcialmente significativa y positiva con los frutales, en los cuales fue común verla utilizando como percha y forrajeando en la entrehilera del cultivo. Cabe destacar que a escala local se relacionó negativamente con jardines y construcciones, mientras que a escala de paisaje se relacionó positivamente con la escala homóloga (jardines + construcciones). En primavera se relacionó positivamente con las praderas, a escala local y en el modelo múltiple aditivo.

Tortolita cuyana *(Columbina picui)*

Es una de las especies más abundantes en invierno (1,36 individuos por sitio de conteo), con una disminución significativa de la población en primavera (0,26 individuos por sitio de conteo) (Figura 4). En el modelo a escala local (Tabla 4) en invierno se relacionó positivamente con frutales y arbustos, y negativamente con cultivos anuales, barbechos y praderas, por lo que se asociaría principalmente a una mayor estratificación vertical del hábitat. Por otro lado, se relacionó de manera significativa con la suma de caminos a escala de paisaje los cuales también presentan una relación positiva con los cultivos frutales ($p<0,001$), por lo que se estima que la relación está dada principalmente por los cultivos frutales. Cabe destacar que se relacionó negativamente con los árboles a escala local, sin embargo la correlación entre los árboles y los frutales es negativa ($p= 0,03$), por lo que esta relación con árboles puede ser incorrecta, debida a relaciones de covarianza entre estas coberturas. En primavera la abundancia de tortolitas cuyanas disminuyó significativamente. A escala local se relacionó positivamente con construcciones, mientras que en el modelo múltiple se relacionó negativamente con las coberturas de jardín + construcción.

Picaflor *(Sephanoides sephaniodes)*

El picaflor se registró sólo en la temporada de invierno, debido a que realiza migraciones desde la zona sur hasta el centro en invierno, regresando en primavera al sur. Durante el invierno se contabilizaron 0,55 individuos por sitio. El picaflor se relacionó positivamente a escala local con árboles, construcciones y jardines (Tabla 4), lo cual coincide con lo observado en campo, donde se vió utilizando los cercos vivos de eucaliptus. De la misma forma a escala de paisaje (Tabla 5), se relacionó positivamente con jardines + construcciones. En el modelo aditivo (Tabla 6) se relacionó positivamente con la cercanía a la vegetación nativa.

Tijeral *(Leptasthenura aegithaloides)*

La población de tijeral disminuyó de manera significativa en primavera (Figura 4), en la temporada de invierno se detectaron 0,1 individuos por sitio de conteo, mientras en primavera sólo se detectaron 0,04 individuos por sitio de conteo. Por lo que los modelos de abundancia en relación a las coberturas solo se corrieron para invierno. En el análisis mediante el modelo a escala local en invierno la especie se relaciona únicamente con frutales de manera positiva y

parcialmente significativa, mientras que a escala de paisaje se relacionó positivamente con la cercanía a la vegetación nativa.

Diucón *(Xolmis pyrope)*

El diucón presentó una disminución significativa en su población desde invierno (0,41 individuos/sitio de conteo) a primavera (0,03 individuos/sitio de conteo). En invierno los modelos indicaron que el diucón se relacionó positivamente con los remanentes de vegetación nativa y los frutales, tanto a escala local como de paisaje (Tablas 4 y 5). También se relacionó de manera negativa con los hábitat de baja estratificación (barbecho a escala local y anual + barbecho + pradera) a escala de paisaje. Su relación positiva con la suma de caminos a escala de paisaje puede deberse a la relación positiva entre la suma de caminos y los cultivos frutales ($p < 0,001$). El modelo múltiple (Tabla 6) indica una relación positiva con la vegetación nativa y frutales a escala local y la suma de caminos a escala de paisaje, reafirmando lo visto en los modelos simples.

Dormilona tontita *(Muscisaxicola maculirostris)*

La dormilona tontita sólo fue observada en la temporada de invierno, en un total de 0,15 individuos/sitio de conteo. En invierno esta dormilona se relacionó positivamente a escala local con barbechos, agua (canales de regadío), arbustos y árboles. Mientras que lo hizo negativamente con cultivos anuales y frutales (Tabla 4). En el modelo a escala de paisaje se relacionó positivamente con cultivos anuales + barbechos + praderas, y negativamente con jardines + construcciones, frutales y la cercanía a la vegetación nativa (Tabla 5). En el modelo múltiple se mantienen las relaciones positivas antes mencionadas (positivamente con barbechos, agua, anuales + barbechos + praderas, árboles y arbustos) (Tabla 6).

Fio fío *(Elaenia albiceps)*

Esta especie fue registrada sólo en primavera con una abundancia de 0,41 individuos/ sitio de conteo. El fio fío se relacionó positivamente con los cultivos frutales y arbustos a escala local (Tabla 4). A escala de paisaje se relacionó positivamente con los frutales y negativamente con los cultivos anual + barbecho + pradera (Tabla 5). En el modelo conjunto se destaca la relación positiva con frutales a escala de paisaje (Tabla 6).

Cachudito *(Anairetes palurus)*

La población de cachudito disminuyó de manera significativa en primavera (Figura 4), durante el invierno se observaron en total 0,39 individuos/sitio, mientras que en primavera fueron vistos sólo 0,05 individuos/sitio. En invierno el cachudito se relacionó principalmente con los árboles (cercos vivos), la vegetación nativa y los jardines, relacionándose negativamente con sectores de vegetación abierta y baja (praderas) (Tabla 4). A escala de paisaje se relacionó solamente de manera positiva y parcialmente significativa con la vegetación nativa (Tabla 5). En primavera no se relacionó con ninguna de las coberturas en ninguno de los tres modelos evaluados (a escala local, paisaje y la suma de ambos (Tablas 4-6)), lo que puede deberse al bajo número de observaciones (6 individuos/primavera).

Golondrina chilena *(Tachycineta meyeni)*

La golondrina chilena en el modelo a escala local (Tabla 4) se relacionó de manera positiva con cultivos anuales y praderas en ambas temporadas, sin embargo, se relacionó negativamente con sectores de barbecho. El agua (canales de regadío) se relaciona positivamente en invierno y negativamente en primavera, al igual que jardines + construcciones a escala de paisaje. En el modelo a escala de paisaje (Tabla 5) se observa que la relación positiva sigue siendo con los cultivos de baja estratificación (anual + barbecho + pradera), lo que podría indicar un movimiento de individuos independiente de la escala de estudio. Aunque en ambas temporadas se influenciarían negativamente por la cantidad de caminos. Al analizar el modelo aditivo se mantienen las relaciones antes mencionadas y se adiciona la relación positiva de los frutales a escala local (Tabla 6), lo cual se podría relacionar con la utilización del espacio sobre los frutales, donde también es posible observar a esta especie.

Chercán *(Troglodytes aedon)*

A escala local el chercán se relacionó positivamente con construcciones en ambas temporadas (Tabla 4). En invierno se relacionó positivamente con los cultivos anuales, mientras que con los barbechos se relacionó negativamente en invierno y positivamente en primavera. El chercán a escala local se relacionó positivamente con las construcciones, principalmente en primavera. Las coberturas de árboles, donde se observó comúnmente forrajeando a los chercanes, fue positiva en primavera. A escala de paisaje se relacionó negativamente con la suma de caminos

en ambas temporadas (Tabla 6), por lo que se relaciona principalmente con las coberturas a escala local. En el modelo aditivo se observa la relación positiva con las construcciones en ambas temporadas y a escala local, lo que podría destacar la utilización de construcciones como hábitat para esta especie (Tabla 6).

Zorzal *(Turdus falklandii)*

La abundancia de zorzales por sitio disminuyó significativamente en primavera (1,39 individuos/invierno, 0,76 individuos/primavera) (Figura 4). A escala local el zorzal se relacionó positivamente con los frutales y negativamente con los barbechos en ambas temporadas (Tabla 4). A escala de paisaje sigue relacionándose negativamente con las coberturas de baja estratificación vertical (anuales + barbechos + praderas) y positivamente con las coberturas de mayor estratificación vertical frutales (invierno), forestal (primavera), a la que se agregó los jardines y construcciones en primavera (Tabla 5). El modelo aditivo en primavera muestra una relación positiva, con jardines + construcciones, vegetación nativa y forestales (Tabla 6).

Chirihue *(Sicalis luteola)*

La población de chirihues aumentó significativamente en primavera (Figura 4). En invierno fueron avistados 0,27 individuos/sitio, lo que puede deberse a una baja probabilidad de encuentro más que a una baja abundancia. En primavera (0,61 individuos/sitio) esta zona de concentración se mantuvo a la cual se le adicionó una zona en la parte noroeste de la zona de estudio, donde fueron abundantes los cultivos anuales y en menor medida los frutales. El chirihue se relacionó a escala local positivamente con los cultivos anuales en ambas temporadas. En invierno se relacionó positivamente con barbechos, mientras que en primavera se relacionó negativamente. En ambas temporadas se relacionó negativamente con frutales. A escala de paisaje se relacionó positivamente con los cultivos anuales + barbechos + praderas, mientras que lo hizo negativamente con la cercanía a la vegetación nativa. En el modelo aditivo múltiple se observa la relación positiva, principalmente a escala local entre cultivos anuales y praderas, mientras que también se adicionan los frutales en ambas temporadas. A escala de paisaje sólo existieron relaciones negativas, dentro de las que se destacan la cercanía a la vegetación nativa. El chirihue se relacionó positivamente con los cultivos anuales en ambas temporadas a escala local (algunos de los cuales son productores de granos por ej: trigo). En invierno se relacionó positivamente con barbechos, mientras que en primavera esta relación

cambió a negativa. La relación con árboles positiva en invierno y negativa en primavera puede estar dada por la relación negativa existente entre los árboles y las praderas ($p < 0,03$). En ambas temporadas se relacionó negativamente con los frutales. A escala de paisaje se observa que se relaciona con la suma de coberturas de baja estratificación vertical (anual + barbecho + pradera). Con las zonas de mayor artificialidad se relacionan negativamente (jardines, construcciones y suma de caminos). También se relaciona negativamente con la cercanía los cerros con vegetación nativa el chirihue aumenta su población de manera significativa en la época reproductiva.

Chincol *(Zonotrichia capensis)*

La abundancia de chicoles por sitio aumentó significativamente en primavera (0,41 individuos/invierno a 0,63 individuos/ primavera) (Figura 4). Los chincoles se relacionaron positivamente a escala local con los cultivos frutales, parcialmente en invierno y significativamente en primavera. En primavera se relacionó negativamente con las coberturas menos estructuradas (anual, barbecho). La relación positiva y significativa entre los frutales y la suma de caminos ($p<0,001$), lo que podría atribuirse a los frutales como hábitat para chincoles.
A escala de paisaje se relacionaron positivamente con los frutales y la cercanía a la vegetación nativa y negativamente con los cultivos menos estratificados (anual + barbecho + pradera) y con jardines + construcciones. En el modelo múltiple se observa la relación positiva con la cercanía con la vegetación nativa y parcialmente negativa con los jardines + construcciones, lo que podría indicar este ingreso de chincoles desde sectores con mayor cantidad de vegetación nativa.

Platero *(Phrygilus alaudinus)*

La abundancia de plateros por sitio aumenta significativamente en primavera 0,09 individuos/invierno a 0,21 individuos/primavera) (Figura 4). En primavera se relacionó positivamente con las coberturas de cultivos anuales a escala local, mientras que se relacionó negativamente con la cobertura de árboles. En el modelo múltiple también se relacionó positivamente con los cultivos anuales y barbecho a escala local y negativamente con árboles.

Diuca *(Diuca diuca)*

La diuca presentó una baja abundancia en ambas temporadas (0,05 individuos/sitio en invierno, 0,01 individuos/sitio en primavera). El modelo a escala local en invierno indica una relación positiva y significativa con la vegetación nativa y los frutales a escala local.

Mirlo *(Molothrus bonariensis)*

El mirlo en la época reproductiva se relacionó con jardines y construcciones a escala local. A escala de paisaje en primavera se relacionó positivamente con las coberturas de jardines + construcciones y la suma de caminos. En el modelo múltiple la relación positiva con jardines y negativa con árboles y barbechos, mientras que a escala de paisaje se relacionó positivamente con la suma de caminos y la cercanía a la vegetación nativa.

Tordo *(Curaeus curaeus)*

El tordo a escala local se relacionó positivamente con la vegetación nativa, los arbustos y las construcciones y negativamente con los cultivos anuales y praderas. A escala de paisaje se mantuvo esta relación positiva con la vegetación nativa, forestal y suma de caminos. Mientras que se relacionó negativamente con el conjunto de coberturas de baja estratificación (anual + barbecho + pradera). El modelo múltiple indica una relación positiva con la mayoría de las coberturas a escala local en invierno, coincidiendo en primavera con las construcciones.

Trile *(Chrysomus thilius)*

La población de triles aumentó de manera significativa en primavera (Figura 4) de 0,02 individuos/sitio en invierno a 0,27 individuos/sitio en primavera, siempre en bandadas.

El trile en primavera se relacionó positivamente con las coberturas de cultivos anuales, praderas, agua (canales de regadío) y árboles. Los barbechos (los cuales no presentan siempre una cobertura vegetal) se relacionaron de manera negativa, al igual que frutales que tienen un mayor grado de estratificación vertical. A escala de paisaje se relacionaron de manera positiva con la suma de coberturas de baja estratificación (anuales + barbechos + praderas), mientras que se relacionó de manera negativa con los frutales, la cercanía a la vegetación nativa y la

suma de caminos. En el modelo múltiple las coberturas de baja estratificación se relacionaron positivamente, al igual que el agua.

Loica *(Sturnella loyca)*

La abundancia de loicas en invierno (0,82 individuos/sitio en invierno) es significativamente mayor que en la época reproductiva (0,32 individuos/sitio en primavera). A escala local la loica se relacionó en primavera de manera significativa y positiva con los cultivos anuales y negativamente con los frutales. A escala de paisaje se relacionó positivamente en ambas temporadas con las coberturas de baja estratificación vegetal (anuales + barbechos + praderas) y negativamente con los frutales. En el modelo múltiple se relaciona positivamente con los cultivos anuales y arbustos a escala local, al igual que con los frutales, mientras que con los frutales a escala de paisaje se relaciona de manera negativa.

Jilguero *(Carduelis barbata)*

Su abundancia por sitio en invierno (3,38 individuos) fue significativamente mayor que en primavera (0,97 individuos). El jilguero a escala local se relacionó negativamente con las coberturas de baja estratificación (praderas, cultivos anuales), mientras que lo hace de manera positiva con las coberturas de mayor estratificación vertical como los frutales. También se relacionó de manera negativa con los árboles y construcciones. A escala de paisaje se relacionó positivamente con los frutales los cuales a su vez se relacionan de manera positiva con la suma de caminos ($p < 0,001$) y de manera negativa con la vegetación nativa. También se relacionó de manera positiva con la cercanía de la vegetación nativa en invierno. En el modelo múltiple se relacionó positivamente con la vegetación nativa a escala local, mientras que a escala de paisaje se relaciona negativamente con la vegetación nativa y positivamente con la cercanía a la vegetación nativa. Esto se puede indicar que a pesar de que en los modelos simple la vegetación nativa no es relevante, si lo es en el ensamble de mosaicos de hábitat en el paisaje.

Gorrión *(Passer domesticus)*

La población de gorriones se mantuvo relativamente constante entre ambas temporadas (0,27 individuos/sitio en invierno, 0,33 individuos/sitio en primavera). A escala local el gorrión se relacionó positiva y significativamente con jardines y construcciones. De manera opuesta se relacionó negativamente con frutales, praderas y arbustos. Durante el invierno se relacionó positivamente con los cultivos anuales, mientras que en primavera lo hizo de manera negativa con anuales y positiva con barbechos. A escala de paisaje se relacionó positivamente con jardines + construcciones. Esto reafirma lo observado a escala local donde existe una marcada preferencia por los hábitats con mayor presencia de humanos. También se relacionó positivamente con la suma de cultivos de baja estratificación (anuales + barbechos + praderas), lo que indicaría un movimiento entre ambas escalas a través de estas coberturas. Se relacionó negativamente con frutales (al igual que a escala local) y con la suma de caminos. En el modelo múltiple se relacionó positivamente con las coberturas a escala local de frutales y jardines, mientras que a escala de paisaje se relacionó negativamente con las coberturas de frutales y jardines + construcciones.

ANEXO III

Cuadro 1. Inercia CCA Aves y sitios en invierno a escala local.

	Valor	%
Total	3,48	100
Restringida	0,66	19,02
No-restringida	2,81	80,79

Cuadro 2. Inercia CCA Aves y sitios en invierno a escala local.

	Valor	%
Total	3,45	100
Restringida	0,40	11,76
No-restringida	3,04	88,23

Cuadro 3. Inercia CCA Aves y sitios en primavera a escala local.

	Valor	%
Total	3,18	100,00
Restringida	0,63	19,97
No-restringida	2,54	80,02

Cuadro 4. Inercia CCA Aves y sitios en primavera a escala local.

	Valor	%
Total	3,18	100
Restringida	0,51	16,30
No-restringida	2,66	83,70