

# **FACTORES ESTRUCTURALES Y DINÁMICOS QUE REGULAN LA DIVERSIDAD DE AVES EN AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias Agropecuarias*

**FEDERICO WEYLAND**

Licenciado en Ciencias Biológicas  
Universidad de Buenos Aires (2005)

Lugar de trabajo: IFEVA-FAUBA



**FAUBA**

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires





## **Comité consejero**

### **DIRECTOR DE TESIS**

Claudio Marco Ghera  
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

### **CO-DIRECTOR DE TESIS**

Jacques Baudry  
Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Agronomía, Rennes)  
Ph. D. (Universidad de Rennes)

### **CONSEJERO DE ESTUDIOS**

William Batista  
Ingeniero Agrónomo (UBA)  
Ph. D. (Louisiana State University)



**JURADO DE TESIS****DIRECTOR DE TESIS**

Claudio Marco Ghera  
Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

**JURADO**

Javier Simonetti  
Biólogo (Universidad de Chile)  
Ph. D. (University of Washington, USA)

**JURADO**

María Isabel Bellocq  
Licenciada en Ciencias Biológicas (UBA)  
Doctora en Ciencias Biológicas (UBA)

**JURADO**

Víctor Cueto  
Licenciado en Ciencias Biológicas (UBA)  
Doctor en Ciencias Biológicas (UBA)

Fecha de defensa de la Tesis: 29 de marzo de 2011



## **Declaración**

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.





## **Dedicatoria**

Hay mucha gente que, sin ser biólogos ni agrónomos, ha colaborado con su cariño, paciencia y constante apoyo para que esta tesis llegara a buen puerto. A ellos está dedicada.



## Agradecimientos

A mi director Claudio Ghera, por su paciencia, por ayudarme a ver las cosas siempre de otro modo, por darme la oportunidad de crecer.

A mi co-director Jacques Baudry, por el aporte de sus perspectivas.

A los miembros del SAD Paysage INRA de Rennes, que me recibieron con afecto en Francia.

A William Batista y Marcos Texeira que me ayudaron en los oscuros caminos de la estadística y Diego Ferraro en los de la lógica difusa.

El LART y sus integrantes cedieron algunas de las imágenes satelitales y me ayudaron en el uso de los programas asociados.

A Alexis Cerezo, Pablo Torreta, Santiago Poggio, Rolando León y todos los miembros del Grupo Malezas, por las productivas discusiones y el conocimiento que generosamente me transmitieron.

A Gabriel Rocha, Pedro Moreyra, Darío Rivero y Natalia Quarleri, que me asistieron en el trabajo de campo (o trabajaron más que yo).

A Jorge Cham, porque sus PHD Comics me hicieron ver con más humor la sufrida vida de un estudiante de posgrado.

A los compañeros y amigos que compartieron distintas etapas de este camino, quienes me apoyaron y me brindaron el afecto sin el cual nada de esto hubiera sido posible: Agustina, Alfonsina, Ana, Cynthia, Miguel, Nati.



## Indice General

Declaración	vii
Dedicatoria	ix
Agradecimientos	xi
Indice de Tablas	xv
Indice de Figuras	xvii
Resumen	xxi
Abstract	xxiii
<b>CAPÍTULO 1</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL</b>	<b>1</b>
1.1 AGRICULTURA Y BIODIVERSIDAD	3
1.2 ESQUEMAS AGROAMBIENTALES COMO HERRAMIENTAS ORIENTADAS A LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	4
1.3 AVES EN AGROECOSISTEMAS	4
1.4 AVIFAUNA DE LA REGIÓN PAMPEANA	5
1.5 DETERMINANTES DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN AGROECOSISTEMAS	5
1.6 DINÁMICA DEL PAISAJE	7
1.7 OBJETIVOS	9
1.8 ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS	9
<b>CAPÍTULO 2</b>	<b>11</b>
<b>MÉTODOS GENERALES</b>	
2.1 AREA DE ESTUDIO	13
2.2 CLASIFICACIÓN DEL PAISAJE	14
2.3 MUESTREOS DE AVES Y PAISAJE A CAMPO	15
<b>CAPÍTULO 3</b>	<b>19</b>
<b>CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO DE LÓGICA DIFUSA PARA LA DESCRIPCIÓN DEL PAISAJE</b>	
3.1 INTRODUCCIÓN	21
3.2 EJEMPLO DE UN PROCESO DE INFERENCIA POR LÓGICA DIFUSA	22
3.3 DESARROLLO DE UN MODELO DE LÓGICA DIFUSA PARA LA DESCRIPCIÓN DEL PAISAJE A DOS ESCALAS ESPACIALES	25
3.3.1 Escala local	25
3.3.2 Escala de Faceta	30
<b>CAPÍTULO 4</b>	<b>41</b>
<b>RELACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE AVES Y LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE EVALUADA MEDIANTE LÓGICA DIFUSA</b>	
4.1 INTRODUCCIÓN	43
4.2 MÉTODOS	44
4.3 RESULTADOS	45
4.3.1 Avifauna registrada	45

4.3.2 Comportamiento de la riqueza de aves en relación a las variables a distintas escalas	45
4.3.3 Asociaciones de los ensambles de aves con los atributos del paisaje	51
4.4 DISCUSIÓN	56
4.5 CONCLUSIONES	58

---

**CAPÍTULO 5** **61****VARIACIONES DE CORTO PLAZO EN LA COMPOSICIÓN DE LOS ENSAMBLES DE AVES**

5.1 INTRODUCCIÓN	63
5.2 MÉTODOS	64
5.3 RESULTADOS	65
5.4 DISCUSIÓN	68
5.5 CONCLUSIONES	70

---

**CAPÍTULO 6** **71****DISCUSIÓN GENERAL**

6.1. ALCANCES Y LIMITACIONES DE LA LÓGICA DIFUSA COMO MÉTODO PARA EVALUAR LAS RELACIONES ESPECIE-AMBIENTE	73
6.2 LA INFLUENCIA DE LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL PAISAJE AGRÍCOLA PAMPEANO SOBRE LA DIVERSIDAD DE AVES	74
6.3 LA ESCALA ESPACIAL	76
6.4 LA DINÁMICA DEL PAISAJE A CORTO PLAZO	77
6.5 SIGNIFICADO DE LA AVIFAUNA EN AGROECOSISTEMAS PAMPEANOS E IMPLICANCIAS PARA EL MANEJO	78
6.6 CONCLUSIONES FINALES	79

---

**BIBLIOGRAFÍA** **81**

---

**APÉNDICES** **99**

## Índice de Tablas

### Capítulo 2

**Tabla 2.1.** Promedio de las variables medidas sobre cada tipo de cobertura del suelo que distinguen las imágenes Landsat TM comparando los distintos tipos de facetas resultantes del análisis de cluster. El área no agrícola incluye solamente bajos inundables y pasturas. TMP: tamaño medio de parches. AER: área efectiva de red. Las unidades de área están en hectáreas y las de distancia en metros. 16

### Capítulo 3

**Tabla 3.1.** Reglas lógicas para la variable de entrada complejidad de banquinas. La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad), dependiendo de la presencia o no de un ecotopo similar y el contraste de la vegetación de la banquina con el uso principal de la matriz (paisaje en un radio de 350 mts). 27

**Tabla 3.2.** Reglas lógicas para la complejidad final de la banquina considerando su ancho. 28

**Tabla 3.3.** Categorías de complejidad según la presencia en el paisaje de distintas formaciones arbóreas (indicada con una X). La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad). 28

**Tabla 3.4.** Reglas lógicas para la función final del modelo de complejidad a escala local. 31

**Tabla 3.5.** Reglas lógicas con las variables de entrada para determinar la variable “complejidad” a escala de faceta. 38

### Capítulo 4

**Tabla 4.1.** Reglas lógicas de la variable complejidad a escala local modificadas para un mejor ajuste a la riqueza de aves observada. 47

**Tabla 4.2.** Reglas lógicas del modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad del paisaje y la cobertura de pastura a escala local. 48

**Tabla 4.3.** Reglas lógicas del modelo de lógica difusa que combina la complejidad y cobertura de pastura a escala local y la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta para predecir la riqueza de especies en el punto. 52

### Capítulo 5

**Tabla 5.1.** Valores de  $p$  para las pruebas de rangos pareados de Wilcoxon comparando la riqueza de especies entre los muestreos entre los dos años, a distintas coberturas de pastura. Las diferencias significativas se resaltan en negrita y con asterisco y todas corresponden a reducciones en el número de especies por punto. 67

**Tabla 5.2.** Variación en la abundancia total estimada para cada grupo tróficos entre los dos años de muestreo. Grupos tróficos: CAR: carnívoro, FIL: filtrador, GRA: granívoro, INS: insectívoro, INV: invertebradívoros, NEC: nectarívoro, OMN: omnívoro, PP: pequeñas presas. 67

**Tabla 5.3.** Valores de  $p$  para las pruebas de rangos pareados de Wilcoxon comparando la abundancia de individuos entre los muestreos de los dos años, a distintas coberturas de pastura. Las diferencias significativas en abundancia se resaltan en negrita y con asterisco. En todos los casos, salvo para los granívoros, las diferencias representan reducciones en la abundancia de individuos en el segundo año. Los valores faltantes corresponden a comparaciones que no fueron posibles por las restricciones del método de análisis estadístico. Grupos tróficos: CAR: carnívoro, FIL: filtrador, GRA: granívoro, INS: insectívoro, INV: invertebradívoros, OMN: omnívoro, PP: pequeñas presas. No se incluyen los grupos tróficos que no tuvieron variación entre años o cuya abundancia general fue muy baja. 68



## Índice de Figuras

### Capítulo 2

- Figura 2.1.** Extensión de los Pastizales del Río de la Plata y sus subunidades. Este estudio se desarrolló en la subregión de la Pampa Ondulada (4). 13
- Figura 2.2.** Ubicación del área de estudio en la región de la Pampa Ondulada. La grilla divide el área en celdas de 8x8 km. 14
- Figura 2.3.** Clasificación de facetas a partir de un análisis de cluster con variables de paisaje medidas en esta escala sobre imágenes satelitales Landsat TM. El análisis de cluster se hizo con los datos de los cuatro períodos analizados. La clasificación resultante se ordenó en un gradiente de intensidad de modificación antrópica del paisaje por uso agrícola y urbano (valores de 1 a 7). 15
- Figura 2.4.** Facetas seleccionadas para muestrear (n= 39) y ubicación de los puntos de muestreo relevados en 2007 y 2008 en las mismas. 17
- Figura 2.5.** Ejemplos de distintos estados de la vegetación en banquinas del área de estudio. Ordenadas según un gradiente de disturbio: A) Bañado, B) vegetación espontánea, C) vegetación cortada, D) pulverizada, E) sembrada, F) arada, G) zanja. 17
- Figura 2.6.** Ejemplos de distintos tipos de formaciones arbóreas. A) Cortina, en la entrada de una estancia; b) monte simple (monoespecífico); C) monte complejo (con varias especies de árboles y sucesión secundaria). 18
- Figura 2.7.** Un típico cuerpo de agua que se puede encontrar en la Pampa Ondulada, en una banquina de un camino secundario. 18

### Capítulo 3

- Figura 3.1.** Función de pertenencia para las variables de entrada “entretenimiento” (a) e “interés” (b) para describir el éxito de una presentación oral mediante una inferencia por lógica difusa. “Entretenida”, “aburrida”, “no interesante” e “interesante” representan los valores lingüísticos que toman las variables, es decir, los conjuntos difusos. 23
- Figura 3.2.** Función de pertenencia a la variable ancho de banquina. 27
- Figura 3.3.** Función de pertenencia para la variable complejidad de banquina. 28
- Figura 3.4.** Función de pertenencia a la variable formaciones arbóreas. 28
- Figura 3.5.** Función de pertenencia de la variable riqueza de usos de la tierra. 29
- Figura 3.6.** Ejemplos de puntos de muestreo, el círculo delimita el área de 350 mts. de radio considerado como la escala local. En los puntos clasificados como “simples” (de uso agrícola -A- y pastoril -C), la cobertura es de un solo tipo y no existen otros ecotopos que agreguen complejidad al paisaje. En los puntos “complejos” (de uso agrícola -B- y pastoril -D) la presencia de formaciones arbóreas, cuerpos de agua,

casas y diversidad de tipos de cobertura generan la complejidad del paisaje (Imágenes de Google Earth®). 30

**Figura 3.7.** Clasificación para la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta, sumando los valores de intensidad de cada año según el gradiente establecido en la Fig. 2.3. Valores altos representan altos niveles de transformación del paisaje. 32

**Figura 3.8.** Sistemas terrestres definidos a partir de un análisis de cluster espacialmente explícito (estadístico de Getis-Ord  $G_i^*$ ) sobre los valores de intensidad de transformación del paisaje de la Fig. 3.7. La zona definida como “Alto” contiene facetas con altos valores de transformación del paisaje, la zona “Bajo” contiene valores bajos y la zona “Mixto” no presenta un patrón definido. 33

**Figura 3.9.** Evolución de las áreas de cobertura de cada tipo de uso de suelo en los distintos sistemas terrestres a partir de información de las imágenes satelitales Landsat TM. Las líneas continuas representan la suma de todos los tipos de cobertura agrícola o no agrícola (sin incluir agua ni urbano). 34

**Figura 3.10.** Función de pertenencia a la variable riqueza de usos. 35

**Figura 3.11.** Riqueza de usos de cada faceta en el período analizado. El valor representa la cantidad de clasificaciones distintas que tuvo una faceta en los cuatro años considerados. 35

**Figura 3.12.** Función de pertenencia a la función variabilidad en el uso de la tierra. 36

**Figura 3.13.** Desvío estándar (DS) en la clasificación de las facetas. El DS fue calculado a partir de los valores en el gradiente de intensidad de transformación del paisaje en los cuatro años considerados. 36

**Figura 3.14.** Función de pertenencia a la variable suma de contrastes. 37

**Figura 3.15.** Suma de contrastes para cada faceta en los cuatro años analizados. El valor representa la cantidad de veces que una faceta fue clasificada como de alto contraste con las facetas vecinas. 38

**Figura 3.16.** Nivel de complejidad para cada faceta a partir de la aplicación del modelo de lógica difusa. La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad). 39

## Capítulo 4

**Figura 4.1.** Riqueza de especies según el tipo de paisaje (simple o complejo) y de manejo local (agricultura extensiva o intensiva). Agricultura intensiva representa manejos con aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas, mientras que la extensiva son manejos orgánicos (adaptado de Tscharrntke et al. (2005). 43

**Figura 4.2.** Correlación entre el porcentaje de cobertura de pastura a escala local y el número de especies de aves observado. 46

**Figura 4.3.** Correlación entre la complejidad del paisaje a escala local a partir del mejor modelo de lógica difusa hallado y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo. 46

- Figura 4.4.** Superficie de respuesta de la riqueza de aves predicha por el modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad y porcentaje de cobertura de pastura a escala local. 49
- Figura 4.5.** Valores predichos del número de especies de aves según modelo de lógica difusa que relaciona la cobertura de pastura y la complejidad a escala local en función de los valores observados. La línea indica una recta de pendiente igual a 1, en la cual los valores predichos coincidirían con los observados. 49
- Figura 4.6.** Correlación entre la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo. Para evitar la pseudorreplicación de las facetas, se promediaron los valores de riqueza para puntos de una misma faceta. 50
- Figura 4.7.** Correlación entre la complejidad del paisaje a escala de faceta según el mejor modelo de lógica difusa hallado y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo. Para evitar la pseudorreplicación de las facetas, se promediaron los valores de riqueza para puntos de una misma faceta. 50
- Figura 4.8.** Superficie de respuesta de la riqueza de aves predicha por el modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad y el porcentaje de cobertura de pastura del paisaje a escala local y la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta. Se grafica solamente la relación entre cobertura de pastura y la intensidad para evaluar las predicciones del modelo de Tschardt et al. (2005) (Fig. 4.1). 51
- Figura 4.9.** Valores predichos de número de especies de aves según modelo de lógica difusa que incorpora la intensidad de transformación del paisaje, graficados en función de los valores observados. La línea indica una recta de pendiente igual a 1, en la cual los valores predichos coincidirían con los observados. 51
- Figura 4.10.** Ordenamiento del análisis de correspondencia canónica entre las especies y las variables ambientales a la escala local. Las cruces representan los scores de las especies (en clave de seis letras). Se grafican sólo las variables más significativas de las 19 incluidas en el análisis. 53
- Figura 4.11.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables ambientales de la escala de faceta. Las cruces indican los scores de las especies (en claves de seis letras). 54
- Figura 4.12.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables de los modelos de lógica difusa a las dos escalas espaciales consideradas (local y faceta). Las cruces indican los scores de las especies (en claves de seis letras). 55
- Figura 4.13.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica de los grupos tróficos de aves con las variables ambientales de los modelos de lógica difusa a las dos escalas espaciales consideradas (local y faceta). Las cruces indican los scores de los grupos tróficos. INS: Insectívoro, GRA: Granívoro, CAR: Carnívoro, OMN: Omnívoro, FIL: Filtrador, PP: Pequeñas presas, INV: Invertebradívoro, NEC: Nectarívoro. 56
- Figura 4.14.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables ambientales a escala local. El ordenamiento es el mismo de la Fig. 4.10, pero se clasificaron las especies según sus hábitos de nidificación. 57

## Capítulo 5

**Figura 5.1.** Desvíos en el índice verde normalizado (IVN) durante la sequía de 2008/09 respecto al promedio de los últimos siete años. Las zonas más afectadas (en rojo) coinciden con las de producción ganadera. Las zonas agrícolas fueron menos afectadas o, incluso, mostraron algunas mejoras respecto al promedio (imagen elaborada por el LART, FAUBA). 64

**Figura 5.2.** Correlación entre el cambio en las comunidades de aves y el cambio en el paisaje a escala local (A) y porcentaje de cobertura de pasturas en 2007 (B). El cambio en las comunidades de aves fue medido en cada punto mediante la distancia de Sorensen entre los dos años de muestreo. El cambio en el paisaje es la distancia euclídea entre los dos años de muestreo utilizando los scores de los tres primeros ejes de un análisis de correspondencia (AC). 66

**Figura 5.3.** Correlación entre el cambio en las comunidades de aves, medida mediante la distancia de Sorensen, y el cambio en el paisaje a escala de faceta (A) y la suma de cobertura de bajos y pasturas en 2006 (B). El cambio en las comunidades de aves fue medido en cada punto mediante la distancia de Sorensen entre los dos años de muestreo. El cambio en el paisaje es la distancia euclídea entre los dos años de muestreo utilizando los scores de los tres primeros ejes de un análisis de correspondencia (AC). 66

## Resumen

La intensificación agrícola de la región pampeana puede tener efectos sobre la diversidad de aves que necesitan ser evaluados. Para hacerlo, se necesita conocer qué factores determinan la diversidad de aves y a qué escalas se dan. Las investigaciones recientes han estado orientadas a estudiar los factores estructurales del paisaje como determinantes de la biodiversidad. Los factores dinámicos, en cambio, han recibido menos interés. En este trabajo se evaluaron los factores estructurales y dinámicos del paisaje que determinan la diversidad de aves en la región pampeana.

El área de estudio se clasificó en zonas con condiciones ambientales contrastantes de estructura e historia agronómica y en ellas se muestreó la diversidad de aves. Utilizamos modelos de lógica difusa, los cuales permiten utilizar variables lingüísticas para caracterizar la complejidad espacio-temporal del paisaje y trabajarlas con otras cuantitativas y categóricas.

La riqueza de aves mostró una correlación positiva con la complejidad y el porcentaje de cobertura de pastura a escala local, aunque menor para esta última. A escala de faceta, la riqueza de aves se correlacionó positivamente con la complejidad del paisaje y negativamente con la intensidad de uso agrícola. La oferta de recursos de nidificación fue el factor que determinó más claramente la distribución de las especies.

La influencia de la dinámica del paisaje fue estudiada en el corto plazo a partir de una sequía que tuvo lugar durante el segundo año de muestreo. La sequía afectó la abundancia de las especies, pero en forma diferencial según sus hábitos tróficos. El efecto de la sequía también fue diferente según el uso principal de la tierra a escala local.

Los resultados mostraron que en agroecosistemas pampeanos la diversidad de aves está determinada principalmente por elementos antrópicos del paisaje ajenos al bioma original. Por lo tanto, se debería enfocar el manejo del paisaje sobre estos elementos más que sobre el uso del suelo para favorecer la biodiversidad en la región.

Palabras claves: agroecosistemas, biodiversidad, ecología de paisajes, lógica difusa



## Structural and dynamic factors controlling bird diversity in pampean agroecosystems

### **Abstract**

Agricultural intensification in pampean region could affect bird diversity in ways that have not been yet evaluated. In order to do that, we need to understand the factors that influence the local bird community at the scale at which they operate. Recent research was focused in understanding landscape structural factors as biodiversity drivers. Dynamic factors, on the contrary, have received less attention. In this study, I evaluated both the structural and dynamic factors that may influence the relationship between bird diversity and Pampean agricultural landscape.

The study area was classified in areas with contrasting structure and agronomic history, and bird diversity was surveyed. I built fuzzy logic models, which allowed me to use linguistic variables in order to characterize spatio-temporal landscape complexity and combine them with quantitative and categorical variables.

Bird species richness showed a positive correlation with complexity and % pasture cover at a local scale, though it was less pronounced with the latter. At the facet scale, bird species richness was positively correlated with landscape complexity and negatively with agricultural use intensity. Nesting resources offer was the factor that more clearly determined bird species distribution.

The influence of landscape dynamic was studied in the short term as the effect of a drought that took place during the second year of surveys. Drought affected bird abundance differently according to the species trophic habits. Also, land use influenced the effect on the different groups of species.

These results showed that in Pampas agroecosystems bird diversity was determined mainly by anthropogenic elements of the landscape, strange to the original biome. Thus, more focus should be put on the management of these elements rather than on land use type to favour biodiversity in the region.

Key words: agroecosystems, biodiversity, landscape ecology, fuzzy logic





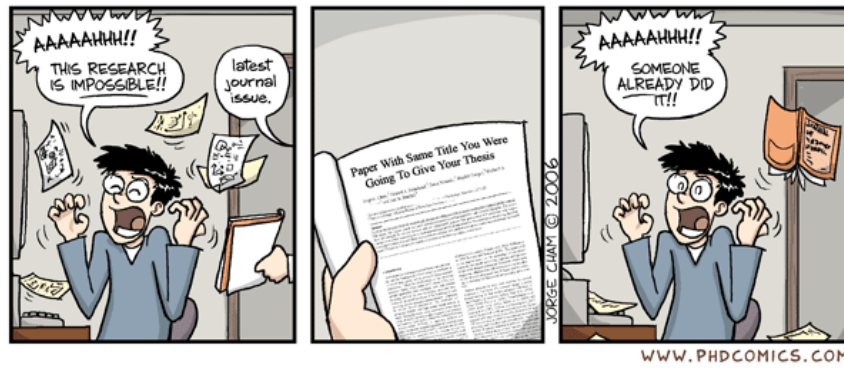
## Abreviaturas

AER: Area efectiva de red  
EAA: esquemas agroambientales  
EAM: error absoluto medio  
CAR: carnívoro  
FIL: filtrador  
GRA: granívoro  
INS: insectívoro  
INV: invertebradívoros  
OMN: omnívoro  
PP: pequeñas presas  
min: "mínimo valor de"  
NDVI: Normalized Difference Vegetation Index (Índice de vegetación normalizado)  
TMP: tamaño medio de parche



# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN GENERAL





## 1.1 Agricultura y biodiversidad

En las últimas décadas, la pérdida de biodiversidad ha captado la atención de los científicos. La biodiversidad, considerada en sus tres niveles -genético, de especies y ecosistemas-, proporciona bienes y servicios sociales (Lockwood 1999, Hietala-Koivu et al. 2004), económicos (Pimentel et al. 1997) y ecológicos (Altieri 1999). En el aspecto ecológico, la biodiversidad es considerada en torno a su influencia en procesos como el control de plagas, la resistencia a invasiones biológicas, la polinización de los cultivos, el ciclado de nutrientes y la productividad primaria (Pimentel et al. 1992, Vandermeer et al. 1998, Chapin et al. 2000). Sin embargo, la relación entre funcionamiento del ecosistema y biodiversidad no es sencilla ya que algunas relaciones pueden no ser lineales (Chapin et al. 2000). Algunas funciones ecosistémicas no son influenciadas por la biodiversidad debido a la redundancia en las funciones ecológicas de las especies (Swift et al. 2004). En ese caso, el valor de la biodiversidad es el de otorgar resiliencia al sistema, un “reaseguro” frente a perturbaciones externas de su equilibrio (Walker 1992, Loreau et al. 2001, Hooper et al. 2005).

Los ecosistemas naturales evolucionan por la acción del hombre hacia tecnoecosistemas de tipo rural y urbano con alto nivel de intervención antrópica. En ellos, las funciones naturales son reemplazadas por subsidios energéticos e información cultural (rotaciones de cultivos, diseño territorial, selección de cultivares, control de plagas y malezas, etc.). Esta pérdida de funciones naturales y la dependencia de subsidios externos afecta a los organismos vivos y la estabilidad y resiliencia del sistema (Naveh et al. 2001). En las últimas décadas, se han sumado nuevas tecnologías agrícolas que representan más riesgos para los ecosistemas y sus funciones. Los organismos genéticamente modificados (OGM) podrían afectar negativamente la diversidad de artrópodos, malezas y aves (Watkinson et al. 2000, Hilbeck 2001, Dale et al. 2002, Donald 2004, Snow et al. 2005). El sistema de siembra directa, por su parte, puede promover la biodiversidad de la fauna terrestre a escala local (Ríos De Saluso 1998, Zaccagnini 2001) pero también promueve la intensificación en el uso de la tierra (Satorre 2005) y la homogeneización y sincronización temporal de las prácticas agrícolas, disminuyendo la heterogeneidad ambiental a escalas mayores (Poggio, com. personal). En efecto, se considera a la intensificación agrícola como una de las mayores amenazas para la diversidad de especies y sus funciones (Sala et al. 2000, Flynn et al. 2009). Se pone de manifiesto por ello la necesidad de implementar políticas que mitiguen el impacto negativo de la actividad agrícola sobre la biodiversidad.

Se ha planteado en los últimos años la necesidad de conservación de biodiversidad en sistemas productivos (Pimentel et al. 1992). Existen distintos enfoques desde los cuales se aborda la valoración de la biodiversidad en agroecosistemas. Uno de ellos se concentra en los servicios ecosistémicos que provee la biodiversidad para la producción agrícola (Altieri 1999). La biodiversidad tiene un valor utilitario que se puede traducir en términos económicos por la reducción de los insumos necesarios por el reemplazo de esos servicios (Pimentel et al. 1997). Otros enfoques plantean que los agroecosistemas pueden ofrecer un servicio para la conservación de la biodiversidad, independientemente de su valor para la actividad agrícola (Firbank 2005, Swinton et al. 2006). Según esta perspectiva, los sistemas productivos ocupan la mayor parte de la superficie terrestre, por lo que los naturales ya no pueden ser vistos como la única opción para la conservación de la biodiversidad (Pimentel et al. 1992, Saunders 1994, Swift et al. 2004, Declerck et al. 2010). Por lo tanto, se plantea la necesidad del manejo del paisaje agrícola para proveer hábitat para distintas especies (De Snoo 1999, Di Giulio et al. 2001, Marshall et al. 2002, Perkins et al. 2002, Marshall et al. 2003, Vickery et al. 2009).

Si bien no son contradictorios, estos enfoques tienen implicancias distintas por sus costos y externalidades. El primero de ellos (llamado “biodiversidad para la

agricultura”, *sensu* Duelli 2006) provee beneficios directos para los agricultores a través de la reducción de costos en los insumos, por lo que su adopción voluntaria es facilitada. En el segundo, llamado “agricultura para la biodiversidad”, el beneficio se da sobre el conjunto de la sociedad y muchas veces se logra a través de una reducción en la rentabilidad de los agricultores. Esto genera la necesidad de establecer algún tipo de compensación económica, la que en la Comunidad Europea se da a través de esquemas agroambientales (EAA).

## **1.2 Esquemas agroambientales como herramientas orientadas a la conservación de la biodiversidad**

En los países de la Unión Europea se aplica desde 1992 la Política Común Agrícola (Common Agricultural Policy, CAP). Una de sus herramientas son los esquemas agroambientales (EAA), que intentan mitigar los efectos negativos de la agricultura, entre ellos la pérdida de biodiversidad. Estos esquemas consisten en manejos especiales del agroecosistema por los cuales los agricultores reciben compensaciones monetarias, las que pueden constituir una buena proporción de su ingreso total (Tscharntke et al. 2005). Entre las prácticas más comúnmente aplicadas se encuentran el manejo de los márgenes de cultivos, de cercos vivos, reducción en la aplicación de pesticidas y fertilizantes y abandono de tierras (Sotherton 1998, Marshall et al. 2002, Tscharntke et al. 2005, Concepción et al. 2008, Vickery et al. 2009). Muchas de estas políticas tienen falencias en su diseño que no permiten evaluar su efectividad real en la conservación de biodiversidad y los servicios ecosistémicos en agroecosistemas, por lo que en años recientes se ha abierto un debate en torno a este tema (Whittingham 2007). Recientes evaluaciones dan resultados tanto positivos (Peach et al. 2001, Critchley et al. 2004, Pywell et al. 2006) como neutros (Kleijn et al. 2004, Marshall et al. 2006). Se ha observado que la efectividad de los esquemas aplicados localmente depende en general del contexto a escala de paisaje (Roschewitz et al. 2005, Concepción et al. 2008, Batáry et al. 2010) por lo que el diseño de estas herramientas es complejo y debería incluir conceptos de la ecología de paisajes.

En la Argentina, políticas de este tipo no están suficientemente desarrolladas. Las iniciativas de programas de conservación de biodiversidad en establecimientos productivos han sido mayormente generadas por ONG's en base a convenios con los productores (Marino 2008, Roldán et al. 2010). Su participación es voluntaria y no obtienen por ello ningún tipo de compensación. La falta de una política oficial de incentivo para la conservación de biodiversidad en agroecosistemas de Argentina constituye una falencia, pero al mismo tiempo una oportunidad para considerar el diseño de herramientas con un método que permita hacer el seguimiento de su efectividad en el logro de sus objetivos.

## **1.3 Aves en agroecosistemas**

Las aves presentes en agroecosistemas han recibido particular atención por sus funciones de controladoras de insectos dañinos (Kirk et al. 1996) o por constituirse como plagas de cultivos (Canavelli et al. 2008), así como por el valor cultural y estético que poseen (Daily et al. 1997). Las aves también han sido usadas habitualmente como indicadores de sustentabilidad (Butler et al. 2007, Gottschalk et al. 2010) dado que la intensificación agrícola ha afectado negativamente sus poblaciones en distintas regiones del planeta (Matson et al. 1997, Gabelli et al. 2004, Tscharntke et al. 2005, Filloy y Bellocq 2007, Codesido et al. 2008). Algunos de los EAA europeos están especialmente diseñados para la conservación de la diversidad de aves o de especies de aves en particular (Askew et al. 2007, Perkins et al. 2008, Douglas et al. 2009).

#### 1.4 Avifauna de la región pampeana

La avifauna de la región pampeana estaba originalmente asociada a la vegetación de pastizal y no se reconocen muchas especies exclusivas (Cabrera et al. 1947). Con la introducción del árbol como nuevo elemento fisonómico la comunidad de aves sufrió los primeros cambios. Un conjunto de especies perchantes ingresaron desde la ecorregión del Espinal y colonizaron la Pampeana. Los árboles permitieron la expansión del área de distribución del aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*), las palomas, el pirincho (*Guira guira*), pájaros carpinteros (*Colaptes* spp.) y el benteveo (*Pitangus sulphuratus*), entre otras especies (Davis 1940, Comparatore et al. 1996, Sarasola y Negro 2006, Codesido et al., en prensa). Las especies asociadas al pastizal nativo, por el contrario, fueron afectadas negativamente por pérdida de hábitat. Entre ellas se encuentran el chajá (*Chauna torquata*), las cachirlas (*Anthus* spp), el verdón (*Embernagra platensis*) y varias especies del género *Sporophila* (Filloy y Bellocq 2006, 2007). Además de la pérdida de hábitat, otras actividades humanas, como la aplicación de plaguicidas de base fosforada o clorada, afectaron negativamente las poblaciones de aves (Goldstein et al. 1999). La introducción del ganado vacuno y equino, si bien menos que la agricultura, también afectó la diversidad de aves de la región. Las modificaciones en la estructura de la vegetación por efecto del pastoreo aumenta la tasa de depredación de nidos de algunas especies de aves, así como también favorece a otras que prefieren ambientes con pastos cortos, como el tero común *Vanellus chilensis* (Zalba y Cozzani 2004).

Actualmente, la avifauna registrada para la región, incluyendo las aves colonizadoras y exóticas introducidas, comprende más de 300 especies. Algunas de ellas tienen importancia económica en relación a la agricultura, actuando como plagas de cultivos (por ej. cotorras, palomas) o como controladoras de plagas (por ej. aguilucho langostero, búhos y lechuzas, tero, chimango) (Rizzo 1978).

La subregión de la Pampa Ondulada ha sido modificada para uso agrícola y ganadero en una intensidad de tal magnitud que hoy no se identifican grandes áreas de pastizal nativo prioritarias para su conservación (Miñarro et al. 2006). Los últimos relictos de pastizal, localizados en las banquinas de caminos y terrenos baldíos de las zonas peri urbanas, se encuentran amenazados por la expansión agrícola o por la invasión de especies leñosas. Es por estas razones que la conservación de las aves debe hacerse *in situ* en los agroecosistemas, incluyendo la actividad humana como un componente de la dinámica de la región y al mismo tiempo conservando los relictos de ambientes nativos. Para ello, es necesario comprender con más profundidad la relación de las especies con la estructura y dinámica de este ecosistema "novel". Este conocimiento podrá ser empleado para diseñar planes de manejo territorial de la región, en una forma similar a los EAA implementados en la Comunidad Europea.

#### 1.5 Determinantes de la diversidad biológica en agroecosistemas

En sistemas antrópicos el tipo y la intensidad de uso de suelo son uno de los factores de mayor importancia para determinar la biodiversidad (Matson et al. 1997, Bengtsson et al. 2005, Cingolani et al. 2008, Flynn et al. 2009). En agroecosistemas de Europa, los lotes en descanso son preferidos por las aves por tener un menor impacto por pesticidas y brindar mayor eficiencia de caza para especies depredadoras en ese tipo de ambientes (Henderson et al. 2000). En la región Pampeana, se postula que el uso pastoril está asociado a una mayor diversidad de aves que el uso agrícola (Filloy y Bellocq 2007, Codesido et al. 2008, Schrag et al. 2009) pero dentro de éste también existe una heterogeneidad entre distintos cultivos en su efecto sobre la biodiversidad. Leveau y Leveau (2004b), por ejemplo, hallaron una mayor riqueza de aves en cultivos de girasol y en campos arados de agroecosistemas pampeanos. Por el contrario, los rastrojos de trigo y soja fueron evitados con excepción de las rapaces, posiblemente

debido a una mejor visibilidad de sus presas en esos ambientes (Leveau y Leveau 2002).

Otro de los atributos de mayor influencia sobre la biodiversidad es la heterogeneidad del hábitat (Benton et al. 2002b, Dauber et al. 2003). En agroecosistemas, uno de los elementos más importantes para sumar heterogeneidad al paisaje son los bordes de cultivos y sus características: tamaño, presencia/ausencia de árboles y riqueza florística (Lakhani 1994, Hinsley y Bellamy 2000, Di Giacomo y López de Casenave 2010). Los bordes de cultivo pueden actuar como sitios de alimentación y nidificación para las aves (Hinsley y Bellamy 2000). Otros elementos del paisaje, como los cuerpos de agua temporarios, también generan heterogeneidad ambiental y ofrecen recursos para aves acuáticas y otros organismos (Shnack et al. 2000).

La fragmentación del hábitat tiene un efecto negativo al crear ambientes de borde, los cuales generan mayor exposición de las especies de interior a predadores y parásitos de cría (Andrén 1994, Donovan et al. 1997, Ewers y Didham 2006, pero ver Lahti 2001). Sin embargo, el efecto de la fragmentación depende del contraste entre los dos ambientes. La composición de las comunidades de aves en parches de bosque varía según el tipo de matriz (Saab 1999, Dunford y Freemark 2004) y las diferencias son mayores cuanto más contrastantes sean los dos ambientes (Rodewald y Yahner 2001, Lantschner y Rusch 2007). Estos estudios presentan la limitante conceptual de la aproximación clásica de la ecología de paisajes, la cual considera el paisaje en forma binaria con parches hábitat y una matriz hostil homogénea (Forman 1995). Sin embargo, existe una heterogeneidad intrínseca de los paisajes agrícolas y, en ciertas circunstancias, éstos son mejor vistos como variegados antes que fragmentados (McIntyre y Barret 1992). Esta aproximación es la más adecuada para el estudio de los agroecosistemas pampeanos, donde los contrastes, al menos en fisonomía, son menores y los procesos ecológicos que se dan en los bordes son diferentes a los antes mencionados. De hecho, los bordes en los agroecosistemas pampeanos generados por la red de alambrados y banquinas de caminos pueden constituir ambientes ecotonaes que funcionan como refugios para la vida silvestre (Szpeiner et al. 2007).

Los mecanismos que controlan la biodiversidad difieren según la escala espacial considerada (Wickham et al. 1997, Beever et al. 2006). En la escala de paisaje, la extensión de hábitat, la composición y la configuración son las características más importantes en relación a la diversidad. Algunos estudios muestran una correlación positiva entre el área de hábitat y la diversidad y abundancia de aves (Robinson et al. 2001, Horlent et al. 2003, Hamer et al. 2006, pero ver Flather y Sauer 1996). Los patrones regionales de biodiversidad están determinados por la energía disponible (Bailey et al. 2004, Haberl et al. 2005), las condiciones climáticas (Cueto y López de Casenave 1999), la estructura y composición del paisaje (Mazerolle y Villard 1999) y la tenencia de la tierra (Lovett-Doust et al. 2003, Ortega-Huerta y Kral 2007). Los atributos del paisaje pueden interactuar produciendo relaciones sinérgicas, antagónicas o de jerarquía. En ciertos casos, las características del paisaje a escalas amplias puede compensar las diferencias por uso local en el efecto sobre la biodiversidad (Tschardt et al. 2005).

La respuesta de las especies a los distintos controles de diversidad varía según su hábito migratorio (Flather y Sauer 1996, Fox 2004), su nicho ecológico (Saab 1999), historia de vida (Lee et al. 2002), asociación con el hábitat (Dunford y Freemark 2004, Filloy y Bellocq 2007) y tamaño corporal (Henle et al. 2004). En el Este de los Estados Unidos, las especies residentes son menos afectadas que las migratorias neotropicales por las características del paisaje (Flather y Sauer 1996). Algunas especies son afectadas negativamente por los disturbios antrópicos, mientras que otras –generalistas, especialistas de borde, parásitos de cría e introducidas- se ven beneficiadas (Saab 1999, Filloy y Bellocq 2007). Esto implica que la riqueza y composición de la comunidad de aves en un sistema agrícola perturbado no se pueda



predecir fácilmente. En agroecosistemas de Europa, por ejemplo, se ha visto que la intensificación agrícola produce cambios en la composición de la comunidad a través del recambio específico pero sin afectar la riqueza de aves (Burel et al. 1998). Es por esto que, a los fines de manejo de los ecosistemas agrícolas, es necesario determinar los distintos grupos biológicos de interés y estudiar su respuesta a las características del paisaje.

De igual manera, la respuesta de las aves a las distintas escalas varía entre especies y depende, entre otros factores, de su historia de vida, uso de hábitat y tamaño corporal (Pearson 1993, Saab 1999, Lee et al. 2002, Mitchell et al. 2006). Estas relaciones podrían deberse a mecanismos como la selección de hábitat, la cual se ha demostrado que opera a distintas escalas en forma jerárquica (Cueto 2006, Chalfoun y Martin 2007). Asimismo, With (1994) propuso que la estructura del paisaje no influiría en los organismos más allá de la escala a la que éstos pueden percibirlo. Sin embargo, es posible que la estructura del paisaje influya en la dinámica de las aves a escalas diferentes a la que lo perciben para sus actividades de forrajeo o selección de hábitat. Este efecto resultaría de las interacciones con las especies sensibles a otras escalas que podrían alterar las tasas de parasitismo de cría o predación, y a las interacciones entre distintos tipos de cobertura de la tierra y el manejo que se hace sobre ellas. Esto explicaría los resultados de estudios que muestran que las especies responden a características del paisaje a múltiples escalas a la vez (Cushman y McGarigal 2004a, Thogmartin y Knutson 2006).

Los determinantes de la biodiversidad en agroecosistemas antes descriptos (uso del suelo, heterogeneidad espacial, escalas) interactúan en forma compleja. En la región pampeana, el efecto de algunos de los componentes del paisaje agrícola sobre las aves, como la heterogeneidad aportada por árboles y bordes de camino, está poco explorado. Para desarrollar herramientas de manejo en la región, se necesitan estudios que evalúen el peso relativo de los atributos del paisaje y sus interacciones a distintas escalas espaciales para determinar la riqueza de especies.

## 1.6 Dinámica del paisaje

La influencia de la dinámica temporal de los agroecosistemas sobre la diversidad de aves es un aspecto menos explorado (Lunt y Spooner 2005). Un paisaje agrícola está conformado por elementos fijos, que conforman la matriz de caminos, parcelamiento y centros urbanos, y elementos con distinto nivel de permanencia, como los árboles, las banquetas de caminos, las pasturas y los cultivos anuales. La variación de estos elementos del agroecosistema se da a través de procesos cíclicos (rotación de cultivos) o direccionales (por cambios en los sistemas de manejo agrícola, erosión, etc.), los cuales son heterogéneos en el tiempo y en el espacio. Los cambios en el paisaje a través de su historia de disturbios antrópicos y tenencia de la tierra generan ecosistemas noveles que difieren en estructura, composición y función (Burel y Baudry 2002, Lunt y Spooner 2005). Pero procesos de diferentes tipos pueden conducir a paisajes presentes similares (Ernoul et al. 2006a). Por esta razón, la historia del paisaje conforma un paisaje "oculto", no visible a través de la cobertura actual.

El paisaje oculto podría tener influencia sobre los patrones de biodiversidad. Los procesos dinámicos a corto plazo afectan a las aves en la selección de hábitat. Las aves hacen un uso diferencial de la tierra en el tiempo según sus necesidades (Boutin et al. 1999, Chamberlain et al. 1999, Kirk et al. 2001). En agroecosistemas, los hábitats marginales constituyen un sitio de alimentación en invierno, mientras que en verano proporcionan refugio y sitios de nidificación (Hinsley y Bellamy 2000). Fernández et al. (2003) estudiaron la distribución de la loica pampeana (*Sturnella delfilippi*) en la provincia de Buenos Aires en relación a la disponibilidad de sitios de nidificación. La ausencia de individuos en sitios considerados aptos podría ser explicada por factores que se dan en otras estaciones, como la disponibilidad de alimento en invierno.

Resultados similares se observaron en paisajes de Escocia, donde la abundancia de aves en un año se correlaciona con la abundancia de insectos en el año anterior, la cual, a su vez, depende del tipo de manejo agrícola (Benton et al. 2002a). Por otro lado, los manejos pueden influir en forma diferencial según los hábitos migratorios de las especies. Las aves migratorias podrían estar poco influenciadas por la configuración del paisaje agrícola durante el invierno (Fox 2004). En las residentes, en cambio, se ha observado que las características del hábitat en invierno determinan la selección de territorios en verano (Whittingham et al. 2005).

Los procesos de largo plazo se manifiestan a través de cambios progresivos en las condiciones ambientales, en las comunidades de malezas e insectos, degradación del suelo, etc. La intensificación de sistemas agrícolas de Francia reduce la conectividad del paisaje en estudios de simulación, pudiendo tener fuertes influencias en la dinámica de las poblaciones y comunidades animales (Baudry et al. 2003). En Estados Unidos, la fragmentación de pastizales y la invasión de plantas leñosas cambió la composición de la comunidad de aves (Coppedge et al. 2001). En la Región Pampeana, por su parte, las comunidades de insectos y malezas varían de acuerdo a la sucesión de cultivos (de La Fuente et al. 2003) y eso podría trasladarse a niveles tróficos superiores como las aves.

Los procesos dinámicos antes descritos pueden interactuar con los atributos fijos del paisaje alterando la dinámica del ecosistema y sus comunidades bióticas. Tal es el caso de disturbios climáticos como sequías (Nitschke et al. 1994). Cueto y López de Casenave (1999) y Schrag et al. (2009) mostraron que para las regiones Pampeana y Espinal las condiciones climáticas (entre ellas la precipitación) determinan los patrones de riqueza de aves, aunque interactuando con otros factores como la estructura de la vegetación y el uso del suelo. Es muy probable que en años con condiciones extraordinarias el clima tome mayor importancia y las interacciones con otros factores del paisaje sean más fuertes y complejas. Como consecuencia, los resultados de estudios de relaciones especie ambiente y el monitoreo de efectividad de medidas de manejo tienen una mayor incertidumbre (Nitschke et al. 1994). Por lo tanto, es fundamental estudiar estos fenómenos para saber qué tipos de manejos o usos del agroecosistema los hacen más o menos resistentes frente a esta clase de perturbaciones.

La historia del paisaje puede tener influencia sobre los patrones de diversidad a través de dos mecanismos: a) tiempos de retardo (time lags), y b) heterogeneidad generada por el paisaje oculto. Muchas especies tienen un tiempo de retardo en su respuesta a los cambios de las condiciones ambientales, como la fragmentación de hábitat (Ewers y Didham 2006). Las poblaciones de aves de la región de Inglaterra y Gales comenzaron a declinar seis años después de comenzada la intensificación agrícola (Chamberlain et al. 2000). Es por esto que, en ciertos casos, la distribución actual de las aves es mejor explicada por las condiciones o estructura del paisaje en tiempos pasados (Ambrosini et al. 2002, Benton et al. 2002a, Ernoult et al. 2006b). Estas discrepancias podrían ser resueltas por la filopatría en la selección de hábitat (Knick y Rotenberry 2000) o por deudas de extinción (Hanski y Ovaskainen 2002). Por otro lado, la historia de manejo y disturbios de un paisaje genera una heterogeneidad que puede estar enmascarada por los patrones presentes. Dos sitios con la misma cobertura actual pero diferentes historias pueden diferir en sus comunidades de insectos y malezas, lo cual se verá reflejado en cambios de la comunidad en grupos tróficos superiores.

La heterogeneidad temporal podría considerarse análoga a la heterogeneidad espacial, en cuyo caso la biodiversidad será mayor en paisajes más dinámicos (Strayer et al. 2003). Por otro lado, paisajes más estables en el tiempo podrían permitir procesos de adaptación y evolución que aumenten la riqueza de especies en el tiempo (Ghersa y León 1999, Suárez et al. 2000). En cualquiera de los dos casos, la heterogeneidad o estabilidad no dirían mucho por sí mismas si no se toma en cuenta la naturaleza de los disturbios y los usos de la tierra que se realizan. Al igual que con

los otros factores estructurales, es esperable que la respuesta de las aves a la dinámica del paisaje sea especie específica y la de la comunidad será una composición de las respuestas individuales. Mac Nally y Horrocks (2002), por ejemplo, encontraron que especies de aves de bosques de eucaliptos australianos no están influenciadas por la reducción del tamaño del parche en el tiempo. Argumentan que las especies de climas templados recolonizan los parches con rapidez, por lo cual el efecto de la historia del paisaje no es significativo. Por el contrario, en especies altamente filopátricas el efecto de la historia del paisaje podría observarse hasta por siete años o más, dependiendo de la calidad del hábitat para la especie (Knick y Rotenberry 2000). Estas especies, junto con las grandes especialistas de hábitat, podrían estar influenciadas por la presencia de elementos fijos del sistema que favorezcan su persistencia en él. Las especies generalistas de hábitat, en cambio, estarían menos afectadas por una rápida dinámica del paisaje.

En el estudio de los determinantes de la biodiversidad en agroecosistemas quedan aún numerosas preguntas abiertas a discusión. El estudio de las relaciones de jerarquía entre los atributos del paisaje a distintas escalas espaciales y los procesos dinámicos no han sido abordados extensamente en la región pampeana. Esta tesis tiene el objetivo de mejorar la comprensión de esos determinantes en la región de la Pampa Ondulada y generar el conocimiento necesario para el desarrollo de herramientas de conservación y promoción de la biodiversidad.

## 1.7 Objetivos

### Objetivo general

Evaluar el efecto de las características del paisaje agrícola Pampeano a distintas escalas sobre la diversidad de aves.

### Objetivos particulares

- i) Establecer asociaciones entre las aves y la estructura e historia del paisaje, determinando qué tipo de factores estructurales o históricos y a qué escala explican mejor los patrones.
- ii) Identificar las vías y los posibles mecanismos mediante los cuales la estructura actual y la histórica del paisaje afectan la diversidad de los grupos funcionales de aves.
- iii) Utilizar los resultados para sugerir aspectos relevantes a tener en cuenta en escenarios de manejo del agroecosistema pampeano para favorecer la diversidad de aves.

## 1.8 Estructura general de la tesis

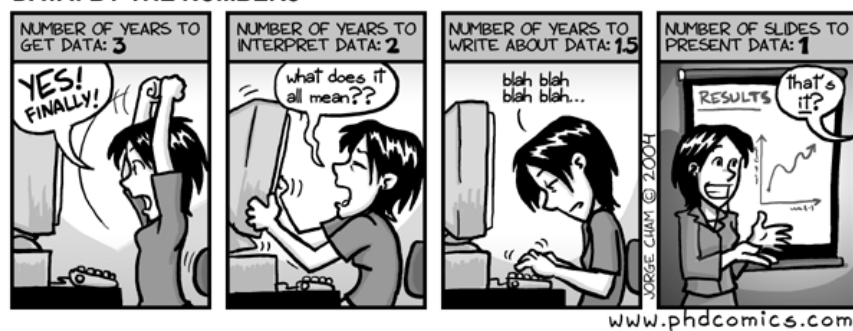
En el Capítulo 2 de esta tesis se describirán las características generales del área de estudio y los métodos de muestreo del paisaje a escala local y relevamientos de aves. Asimismo, se describirán los resultados de una clasificación del paisaje a una escala espacial más amplia a partir de imágenes satelitales y análisis multivariados. Esta clasificación y los muestreos a campo servirán a su vez para describir el paisaje mediante modelos de lógica difusa que se desarrollarán en el Capítulo 3. En un paso posterior, estos modelos serán vinculados con la diversidad y estructura de los ensambles de aves, lo cual permitirá explorar cuáles son las características más importantes para determinar los patrones observados (Capítulo 4). En el Capítulo 5 analizaré la influencia de los cambios en el paisaje a corto plazo sobre la estructura de los ensambles de aves, evaluando qué grupos son más afectados y si paisajes con

distinto tipo de uso principal afectan de manera diferencial a las aves. En el Capítulo 6 discutiré los resultados generales de la tesis en el marco del conocimiento existente. Evaluaré las ventajas e inconvenientes de los métodos analíticos aplicados y la incorporación de las escalas espaciales y temporales en el estudio de las relaciones especie ambiente. Finalmente, discutiré el valor de la avifauna en el contexto del agroecosistema pampeano y sus implicancias para el manejo del mismo.

## CAPÍTULO 2

### MÉTODOS GENERALES

#### DATA: BY THE NUMBERS

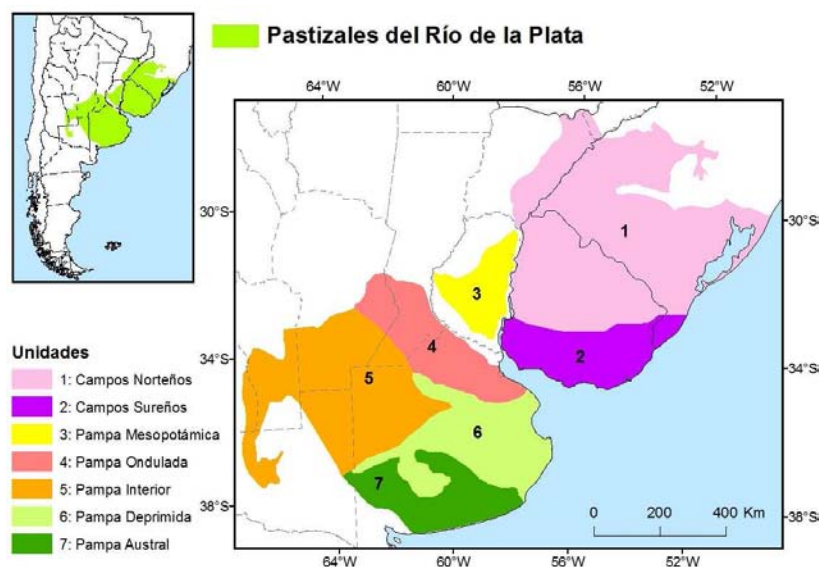




## 2.1 Area de estudio

El área de estudio se ubica en la región Pampa Ondulada, situada al noroeste de la provincia de Buenos Aires y sur de Santa Fe (Fig. 2.1). Originalmente, este bioma corresponde a un pastizal dominado por especies de los géneros *Stipa*, *Piptochaetium* y *Aristida* (Soriano 1991). Las especies arbustivas son menos abundantes y están representadas principalmente por los géneros *Baccharis*, *Eupatorium*, *Margycarpus* y *Vermonia*. La ausencia casi total de formas de vida arbóreas en esta región ha llamado la atención de los biogeógrafos, postulándose como las dos causas más probables la dominancia competitiva de las gramíneas cespitosas y la juventud geomorfológica de la región (Ghersa y León 2001).

La región pampeana tiene una larga historia de uso antrópico desde la llegada de los primeros colonos europeos. El ganado vacuno y los caballos fueron introducidos en el siglo XVI. El pastoreo y el manejo de los pastizales con fuego produjeron los primeros cambios en las comunidades vegetales, reduciendo la dominancia e incrementando la diversidad (Ghersa y León 2001). El árbol fue introducido por los colonos en esta misma época para delimitar las propiedades y proveer sombra. La agricultura no tuvo una presencia importante hasta fines del siglo XIX, cuando comenzó a extenderse con el cultivo de trigo, centeno, avena y lino. A mediados del siglo XX la mecanización del trabajo y los cambios demográficos del país impulsaron nuevos cambios en el paisaje pampeano. Para esta época ya eran raros los pastizales nativos y la actividad agrícola se intensificó. A fines del siglo XX se produjeron cambios tecnológicos y en el contexto económico y político que promovieron la expansión del sistema de siembra directa, el uso de organismos genéticamente modificados (OGM) y el monocultivo de soja (Satorre 2005). La expansión del cultivo de soja produjo una homogeneización del paisaje en términos de cobertura de cultivos (Aizen et al. 2009) promoviendo una disminución en la diversidad de malezas y artrópodos en los últimos años (de La Fuente 2010). La rotación de las actividades agrícola y ganadera disminuyó notablemente, quedando esta última actividad relegada a las zonas sin aptitud agrícola. Los pastizales naturales virtualmente desaparecieron, quedando relegados a las banquinas de los caminos y los terrenos baldíos de las áreas peri urbanas en un patrón muy fragmentado (Baldi et al. 2006). La tendencia



**Figura 2.1.** Extensión de los Pastizales del Río de la Plata y sus subunidades. Este estudio se desarrolló en la subregión de la Pampa Ondulada (4).

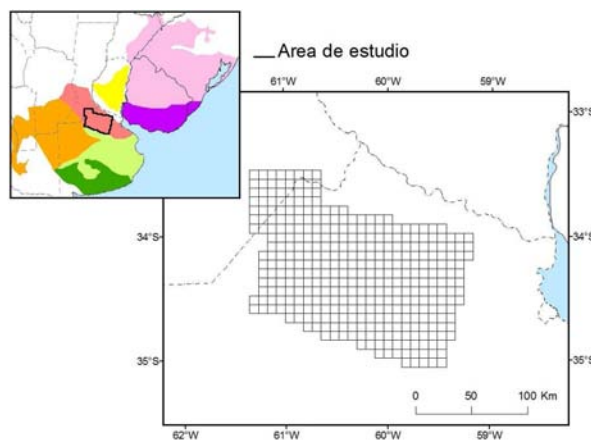
actual es cultivar estas banquinas, amenazando los últimos relictos de pastizal. En la actualidad, la comunidad potencial de la Pampa Ondulada corresponde a una pradera de mesófitas (Burkart et al. 2005). Las condiciones generadas por la siembra directa también favorecen la invasión de las especies leñosas naturalizadas, pudiendo llevar la vegetación de la zona a una fisonomía de bosque dominado por *Gleditsia triacanthos*, *Morus alba* y *Melia azerdarach* (Ghersa et al. 2002).

## 2.2 Clasificación del paisaje

Se realizó una caracterización del paisaje mediante el análisis de su estructura espacial a dos escalas espaciales: local y faceta.

Inicialmente, se realizó una clasificación del paisaje basándose en imágenes satelitales Landsat TM (escenas 226-84 y 227-83) de la campaña 2004/05 provistas por el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART, FAUBA). La clasificación supervisada de las imágenes fue realizada según el protocolo descrito por Guerschman et al. (2003) y distingue siete tipos de cobertura del suelo: agua, bajos inundables, maíz, recursos forrajeros, soja, trigo/soja y urbano. El área de estudio se dividió con una grilla de 8 x 8 km ( $n=364$ , 23.296 km<sup>2</sup>, Fig. 2.2) y en cada celda (de aquí en más faceta) se midieron variables descriptoras de la estructura del paisaje: área por tipo de cobertura, tamaño y número de parches, área efectiva de red, borde total. Con estas variables se realizó un análisis de cluster para clasificar el paisaje en la escala de faceta. Los grupos resultantes se ordenaron de acuerdo al nivel de modificación antrópica del paisaje, siguiendo el criterio de Naveh et al. (2001). Esta primera clasificación fue usada para análisis previos de la influencia de la estructura del paisaje a distintas escalas sobre la riqueza de aves (Weyland, datos no publicados).

Posteriormente, se realizó una clasificación siguiendo los mismos métodos y usando imágenes de cuatro campañas agrícolas: 2002/03, 2004/05, 2006/07 y 2008/09. El análisis de cluster se hizo con todas las facetas de los cuatro años ( $n=1.337$ ). Los grupos obtenidos fueron también ordenados de acuerdo a un gradiente de modificación antrópica del paisaje y se los nombró de acuerdo a su uso principal, yendo de pastizales semi-naturales a sistemas urbanos (Tabla 2.1, Fig. 2.3). Esta clasificación fue usada como la definitiva para los análisis a escala de faceta.



**Figura 2.2.** Ubicación del área de estudio en la región de la Pampa Ondulada. La grilla divide el área en celdas de 8x8 km.



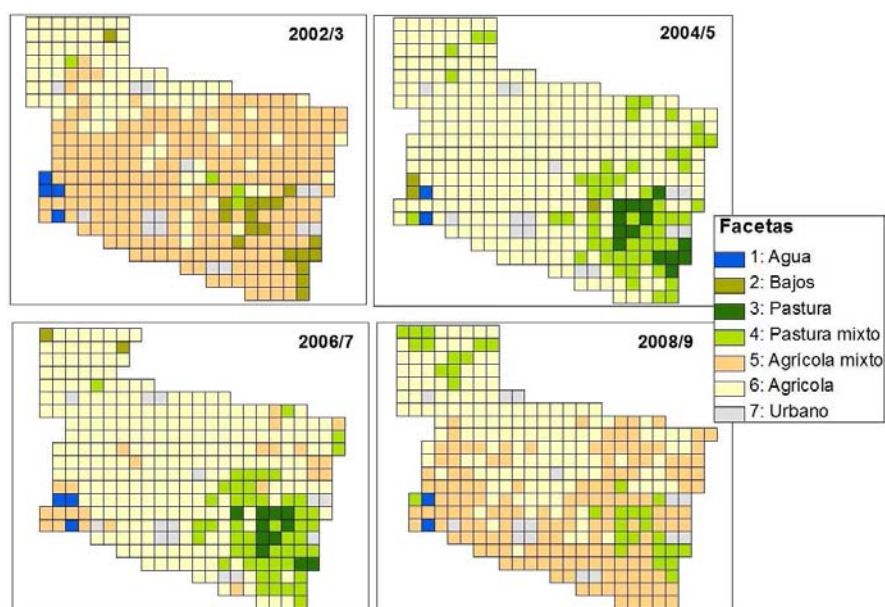
### 2.3 Muestreos de aves y paisaje a campo

Los muestreos de aves se realizaron en dos años consecutivos (2007 y 2008) durante la época reproductiva (Octubre a Diciembre). Se utilizó el método de conteo por puntos, descrito por Ralph et al. (1996). Durante las campañas de muestreo se contrató a un observador experto en reconocimiento de aves. Los muestreos se realizaron entre el amanecer y las 9:30-10:00 horas y se registraron todas las aves vistas y oídas durante 5 minutos en un radio de 350 metros, distancia definida por la eficiencia en identificación de aves por parte del observador (Rocha, com. personal). Dado que el método de conteo por puntos da una estimación sesgada de la abundancia de aves, se aplicó una corrección basada en el método de captura y recaptura para obtener valores estimados de abundancia por especie (Farnsworth et al. 2002).

Sobre la primera clasificación se seleccionaron 39 facetas para ser muestreadas (Fig. 2.4). Sobre cada una se ubicaron entre 3 y 8 puntos de muestreo (de acuerdo a las restricciones logísticas) sobre caminos secundarios de tierra (n=260, en el 2008 se agregaron 6 puntos más, n=266). Los puntos estuvieron separados por un kilómetro para asegurar la independencia en las observaciones de aves y alejados de rutas principales y centros urbanos para evitar el disturbio.

El paisaje fue descrito a la escala local registrando las siguientes variables dentro de un radio de 350 metros (38,5 hectáreas):

- *Porcentaje de cobertura por cada tipo de uso del suelo*
- *Presencia de árboles dispersos*
- *Estado de la vegetación de la banquina.* Se definieron 7 categorías: vegetación espontánea, vegetación espontánea cortada o pastoreada, pulverizada con herbicida, sembrada, rastrojo, arada, zanja (Fig. 2.5).



**Figura 2.3.** Clasificación de facetas a partir de un análisis de cluster con variables de paisaje medidas en esta escala sobre imágenes satelitales Landsat TM. El análisis de cluster se hizo con los datos de los cuatro períodos analizados. Las clasificación resultante se ordenó en un gradiente de intensidad de modificación antrópica del paisaje por uso agrícola y urbano (valores de 1 a 7).

**Tabla 2.1.** Promedio de las variables medidas sobre cada tipo de cobertura del suelo que distinguen las imágenes Landsat TM comparando los distintos tipos de facetas resultantes del análisis de cluster. El área no agrícola incluye solamente bajos inundables y pasturas. TMP: tamaño medio de parches. AER: área efectiva de red. Las unidades de área están en hectáreas y las de distancia en metros.

1: AGUA	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	2.163,4	13,3	523,19	6.995.592
Bajos inundables	1.330,6	227,0	6,75	926.240
Maiz	400,4	70,2	6,53	155.541
Pastura	1.095,4	288,5	4,55	332.220
Soja	865,3	145,8	7,46	283.017
Trigo/soja	417,3	74,0	7,07	147.157
Urbano	83,2	107,0	0,74	3.591
Agrícola	1.683,0			
No Agrícola	2.426,0			
Borde total	675.720			

2: BAJOS	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	110,5	1,0	34,08	184.507
Bajos inundables	3.647,8	154,2	25,76	16.909.754
Maiz	140,6	44,1	3,28	17.697
Pastura	1.483,7	433,4	3,62	717.834
Soja	574,4	135,7	4,90	289.541
Trigo/soja	346,6	135,1	3,95	37.570
Urbano	46,6	65,8	0,54	969
Agrícola	1.061,6			
No Agrícola	5.131,5			
Borde total	750.726			

3: PASTURA	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	1,9	0,5	0,77	48,03
Bajos inundables	795,8	324,1	2,33	111.888,24
Maiz	214,7	96,4	2,56	12.141,11
Pastura	4.611,0	79,8	68,99	32.827.171,60
Soja	494,3	91,4	5,65	63.728,82
Trigo/soja	220,8	65,0	3,12	46.614,50
Urbano	61,6	52,7	1,04	777,48
Agrícola	929,8			
No Agrícola	5.406,8			
Borde total	607.948			

4: PASTURA MIXTO	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	10,0	4,3	0,62	5.534
Bajos inundables	848,3	270,3	3,48	362.053
Maiz	514,4	120,9	5,42	3.389.308
Pastura	2.968,4	174,4	20,75	7.070.422
Soja	1.426,6	170,4	10,85	924.929
Trigo/soja	523,5	97,7	6,28	237.293
Urbano	87,4	62,3	14,73	11.970
Agrícola	2.464,6			
No Agrícola	3.816,7			
Borde total	720.944			

5: AGRICOLA MIXTO	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	23,9	4,5	3,61	11.510,29
Bajos inundables	1.121,7	504,0	2,61	780.620,72
Maiz	749,9	90,3	9,70	1.147.588,74
Pastura	1.405,4	512,2	3,55	286.577,38
Soja	2.015,9	284,0	7,79	1.959.403,49
Trigo/soja	1.023,3	158,2	7,85	243.541,20
Urbano	57,8	79,2	5,80	10.658,41
Agrícola	3.789,1			
No Agrícola	2.527,1			
Borde total	941.320			

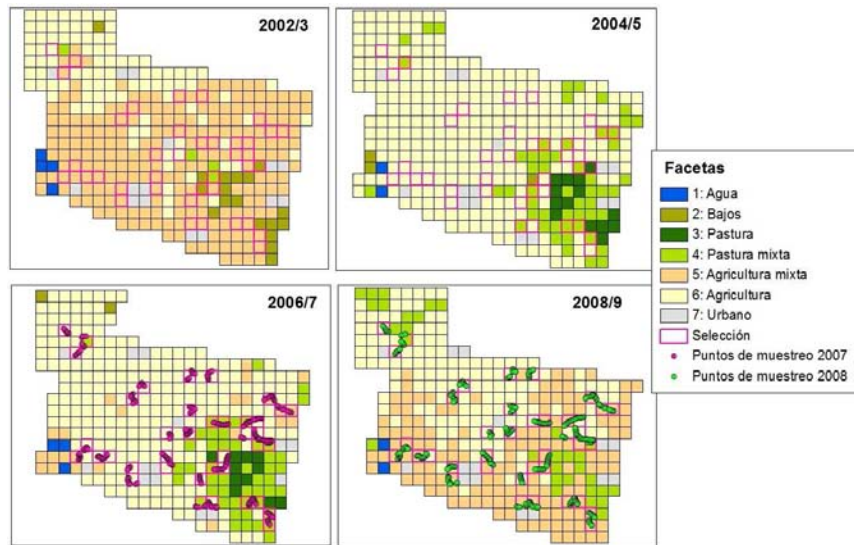
6: AGRICOLA	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	5,1	4,8	1,47	530
Bajos inundables	524,0	210,9	2,95	231.686
Maiz	956,3	108,1	11,19	258.910
Pastura	1.123,5	267,1	5,07	543.858
Soja	2.739,6	133,8	26,10	6.581.822
Trigo/soja	976,8	86,2	14,20	1.699.833
Urbano	72,7	59,9	5,07	8.084
Agrícola	4.672,8			
No Agrícola	1.647,5			
Borde total	653.337			

4: URBANO	Area	Nº parches	TMP	AER
Agua	1,9	4,4	0,54	11,80
Bajos inundables	960,6	470,3	2,13	348.131,01
Maiz	483,3	230,3	2,67	1.450.119,69
Pastura	1.602,6	478,2	5,12	424.292,08
Soja	1.911,3	298,0	9,01	2.059.764,67
Trigo/soja	699,9	197,3	3,84	618.738,55
Urbano	740,2	158,4	126,83	981.403,03
Agrícola	3.094,6			
No Agrícola	2.563,3			
Borde total	1.075.314			

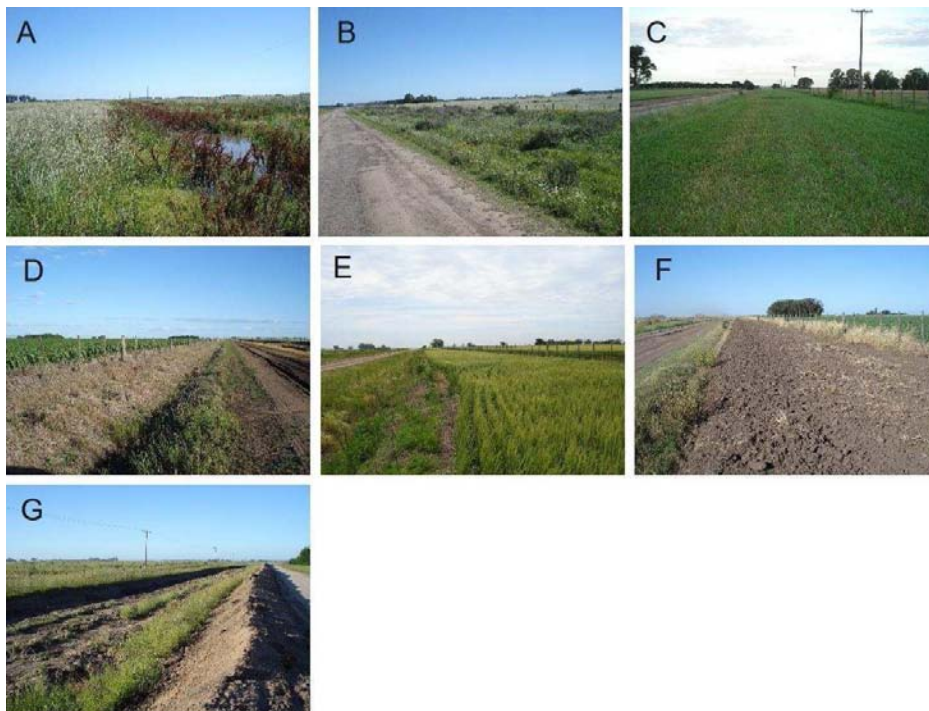
- *Presencia de formaciones arbóreas.* Se definieron las categorías cortina (árboles alineados, usualmente como entrada a las estancias o separación de lotes), arboleda simple (arboleda monoespecífica), arboleda compleja (arboleda con más de una especie, con signos de sucesión secundaria de la vegetación) (Fig. 2.6).

- *Presencia de cuerpos de agua.* Lagunas temporales o permanentes, arroyos (Fig. 2.7).

- *Presencia de casas.* Sólo se consideraron las casas habitadas.



**Figura 2.4.** Facetas seleccionadas para muestrear ( $n=39$ ) y ubicación de los puntos de muestreo relevados en 2007 y 2008 en las mismas.



**Figura 2.5.** Ejemplos de distintos estados de la vegetación en banquinas del área de estudio. Ordenadas según un gradiente de disturbio: A) Bañado, B) vegetación espontánea, C) vegetación cortada, D) pulverizada, E) sembrada, F) arada, G) zanja.



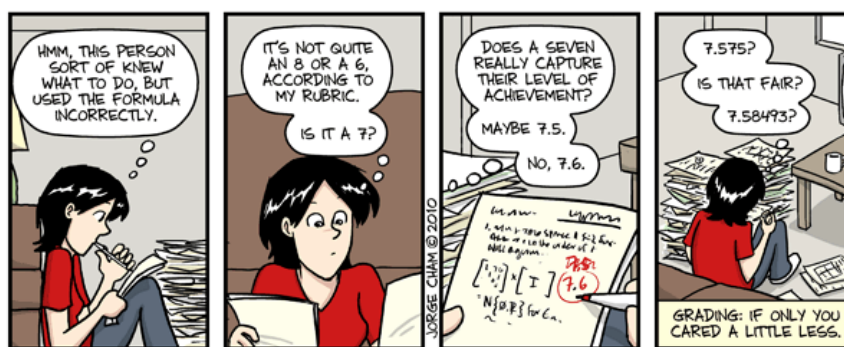
**Figura 2.6.** Ejemplos de distintos tipos de formaciones arbóreas. A) Cortina, en la entrada de una estancia; b) monte simple (monoespecífico); C) monte complejo (con varias especies de árboles y sucesión secundaria).



**Figura 2.7.** Un típico cuerpo de agua que se puede encontrar en la Pampa Ondulada, en una banquina de un camino secundario.

## CAPÍTULO 3

### CONSTRUCCIÓN DE UN MODELO DE LÓGICA DIFUSA PARA LA DESCRIPCIÓN DEL PAISAJE





### 3.1 Introducción

La información surgida a partir de estudios ecológicos (sustentabilidad, escalas de procesos, etc.) suele presentarse mediante una lógica binaria, donde existen estados mutuamente excluyentes: “sustentable” y “no sustentable”, “escala local” y “escala regional”. Sin embargo, la mayor parte de los conceptos manejados en ecología no sigue este tipo de lógica, mostrando, en cambio, un gradiente continuo entre esas distintas situaciones, dado por la ambigüedad y la incertidumbre en los parámetros definidos. Estos casos son mejor abordados por la lógica difusa (Zadeh 1965). La misma considera que los elementos pertenecen a un conjunto con alguna medida, de manera que, por ejemplo, un tipo de manejo agronómico puede tener mayor pertenencia a la categoría “sustentable” y menor pertenencia a la “no sustentable”. Asimismo, siguiendo el ejemplo, la sustentabilidad es una variable lingüística difícil de expresar en términos cuantitativos. La lógica difusa permite computar con variables lingüísticas mediante premisas y conclusiones expresadas en palabras. Es, por tanto, un modo de razonar más cercano al lenguaje natural usado por los seres humanos (Zadeh 1996). Este enfoque es particularmente apropiado para las ciencias humanas, pero también fue aplicado en las ciencias naturales en estudios de impacto ambiental (Chen y Mynett 2003, Lu et al. 2006, Peche y Rodríguez 2009), sustentabilidad (Ducey y Larson 1999, Phillis y Andriantiatsaholiniaina 2001, Ferraro et al. 2003, Prato 2005) y descripción del paisaje (Liu y Samal 2002, Rocchini y Ricotta 2007) entre otros. La lógica difusa permitió en estos estudios resolver la incertidumbre en los parámetros e integrar información experta difícilmente cuantificable o comparable.

La heterogeneidad o complejidad del paisaje se puede definir en base a muchos criterios distintos. Métricas del paisaje como diversidad de tipo cobertura, dimensión fractal, forma y tamaño de los parches y configuración espacial son comúnmente usadas como indicadores de complejidad (Forman y Godron 1981, O’neill et al. 1988, McGarigal et al. 2002, Moser et al. 2002, Bennett et al. 2006). La heterogeneidad de los paisajes es un continuo entre situaciones de baja o nula heterogeneidad (i.e. homogeneidad) y alta heterogeneidad (Li y Reynolds 1995). La heterogeneidad también se puede definir de acuerdo a la composición. Por ejemplo, en un paisaje agrícola concreto pueden existir lotes de distintos cultivos, casas, formaciones arbóreas, red de caminos, etc. La presencia o ausencia de cada uno de estos elementos determinarán una complejidad estructural del paisaje, de un tipo que podríamos llamar fisonómico. Estos elementos no representan por sí mismos una medida común de heterogeneidad. Más aún, es difícil determinar el peso relativo que tiene cada uno de ellos en el aporte a la complejidad total. Para hacerlo se debe establecer algún criterio, el cual tendrá que estar relacionado al proceso ecosistémico estudiado.

La intensidad de la transformación del paisaje también puede definirse de distintas maneras. El pasaje de un ecosistema natural de tipo pastizal a un sistema urbano-industrial es una transformación fisonómica pero también de tipo funcional. En esta transformación, la energía solar y la información biofísica son reemplazadas por energía fósil e información cultural (Naveh et al. 2001). La transformación desde un sistema natural a uno urbano-industrial puede ser caracterizada en distintos estadios (paisajes natural, agrícola, rural, suburbano y urbano) pero el pasaje entre ellos es gradual con límites borrosos.

La heterogeneidad o complejidad del paisaje y la intensidad de transformación son atributos factibles de ser abordados por lógica difusa. Representan variables lingüísticas que pueden ser definidas de acuerdo a estados de “simple” o “complejo” y “poco” o “muy intenso”, los límites entre una y otra situación no están claramente definidos y los descriptores de las variables se encuentran en distintos espacios físicos que no pueden ser combinados directamente. En este capítulo explicaré someramente un proceso de inferencia por medio de lógica difusa y aplicaré este método para la



descripción de la complejidad espacio-temporal de una porción del paisaje agrícola de la Pampa Ondulada.

### **3.2 Ejemplo de un proceso de inferencia por lógica difusa**

Mediante un ejemplo se describirán a continuación los elementos principales de un modelo de lógica difusa y el proceso de inferencia a través de ellos. Supongamos que deseamos evaluar el éxito en una presentación oral (defensa de tesis, seminario, conferencia, etc.). El éxito de una presentación es una variable lingüística que no puede ser cuantificada directamente sin ambigüedad. No es claro cuál es el límite entre una presentación “exitosa” y una “no exitosa”. Por lo tanto, es un caso apropiado para ser evaluado mediante una aproximación de lógica difusa.

Un proceso de inferencia de lógica difusa comprende seis etapas secuenciales: 1) determinación de las variables de entrada, 2) definición de los valores lingüísticos, 3) construcción de funciones de pertenencia, 4) cálculo de grado de pertenencia, 5) construcción de reglas lógicas, y 6) “desdifusificación” o evaluación numérica.

#### ***1) Determinación de variables de entrada***

Las variables de entrada representan el espacio físico en el cual se obtienen datos cuantitativos y determinan el grado de pertenencia a la variable final (éxito de la presentación).

El éxito de una presentación oral puede ser evaluado a través de la reacción que genera en el público asistente. Postularemos que el éxito se basa entonces en que el público encuentre la presentación entretenida (capacidad de oratoria del expositor) y que genere interés por su contenido conceptual (calidad de los resultados mostrados).

#### ***2) Definición de valores lingüísticos***

Algunas variables se pueden definir tanto en forma cuantitativa (por ej., edad: 21, 22, 23 años) como en forma cualitativa (joven, viejo, muy viejo). La lógica difusa permite una aproximación a variables por medio de operadores lingüísticos cuando la incertidumbre en su definición dificulta su tratamiento cuantitativo (Zadeh 1975). El siguiente paso, por lo tanto, es definir los valores lingüísticos de las variables.

En nuestro ejemplo, la variable “entretenimiento” toma los valores “entretenida” y “aburrida”. Como correlato cuantitativo se considerará la cantidad de bostezos que se producen durante la presentación, siendo el entretenimiento inversamente proporcional a dicha cantidad.

La variable “interés” tomará los valores lingüísticos “interesante” y “no interesante”. Si el público está interesado en los conceptos volcados en la presentación, se producen gestos espontáneos de aprobación, como asentir con la cabeza. La medida de interés será, por lo tanto, la cantidad de gestos de aprobación.

#### ***3) Construcción de funciones de pertenencia***

Las funciones de pertenencia determinan el grado con el que un elemento (definido por un valor de la variable de entrada) pertenece a un subconjunto (definido por un valor lingüístico) de un grupo (definido por la variable lingüística). Para determinar esta pertenencia se utiliza un criterio diferente al de la lógica binaria aristotélica. Esta última es una lógica basada en el “principio del tercero excluido”: un elemento es A o B, si es A entonces no es B (no existe una situación intermedia entre ambos). En cambio, en la lógica difusa la pertenencia a los conjuntos A y B es un pasaje gradual, por lo que un elemento puede ser al mismo tiempo A y B pero con distinto grado.



Las funciones de pertenencia pueden tomar cualquier forma: lineal, sigmoidea o de saturación. La forma elegida, así como el umbral para los valores de pertenencia total a cada subconjunto de la variable de entrada, dependerá del conocimiento sobre el sistema. Es por esta razón que esta etapa es la más sensible en todo el proceso de inferencia por lógica difusa. Para construir las funciones se puede recurrir a información existente, el conocimiento empírico o a la evaluación subjetiva de expertos.

Para construir las funciones de pertenencia en el ejemplo que estamos desarrollando, recurriremos al criterio establecido por el emperador José II de Austria (1741-1790) según cuenta la anécdota de la película “Amadeus” (1984, director: Milos Forman). En ocasión del estreno de la ópera “Las bodas de Fígaro” de Wolfgang Amadeus Mozart el emperador se aburría y bostezó una vez. El compositor Antonio Salieri explica que eso significaría que la obra no tendría éxito. En efecto, la obra se presentó sólo en nueve funciones. Con dos bostezos se presentaría por una semana como máximo y con tres la ópera hubiera sido suspendida en esa misma noche. En el ejemplo de la presentación oral tomaremos tres bostezos entre el público como valor de pertenencia total al grupo “aburrido”. Ningún bostezo indicará la situación de pertenencia total al grupo “entretenido” (Fig. 3.1.a).

En el caso de la variable “interesante” aplicaremos un criterio más estricto por lo que el valor de pertenencia total al grupo “interesante” será de cinco asentimientos. El valor de pertenencia al grupo “no interesante” será cuando no se produzca ningún asentimiento por parte del público (Fig. 3.1.b).

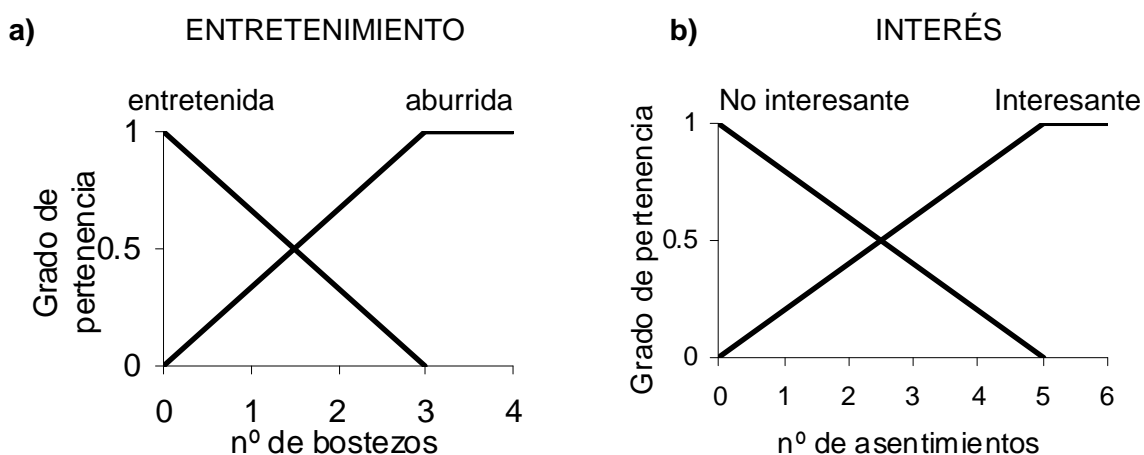
#### 4) Cálculo del grado de pertenencia

A partir de la definición de las funciones de pertenencia se puede calcular el grado de pertenencia para cada una en un caso particular.

Supongamos que una presentación produce las siguientes reacciones en el público:

Cantidad de bostezos: 1

Cantidad de asentimientos: 4



**Figura 3.1.** Función de pertenencia para las variables de entrada “entretenimiento” (a) e “interés” (b) para describir el éxito de una presentación oral mediante una inferencia por lógica difusa. “Entretenida”, “aburrida”, “no interesante” e “interesante” representan los valores lingüísticos que toman las variables, es decir, los conjuntos difusos.

Con estos valores, los grados de pertenencia a cada grupo son:

Entretimiento: 0,33 Aburrido 0,66 Entretenido

Interés: 0,2 No interesante 0,8 Interesante

### 5) *Determinación de reglas lógicas*

Las variables de entrada son combinadas con reglas en la forma “Si... entonces...”. Estas reglas representan formas de razonamiento en un lenguaje natural que combinan las variables de entrada para relacionarlas con la variable final. De esta manera, las reglas son un modo de formular hipótesis sobre el sistema estudiado. Las reglas lógicas se construyen con todas las combinaciones posibles de valores lingüísticos de las variables de entrada. Así, en el ejemplo tendremos:

- a) Si entretenimiento es “entretenido” e interés es “interesante” entonces éxito es Éxito
- b) Si entretenimiento es “aburrido” e interés es “interesante” entonces éxito es Aceptable
- c) Si entretenimiento es “entretenido” e interés es “no interesante” entonces éxito es Insuficiente
- d) Si entretenimiento es “aburrido” e interés es “no interesante” entonces éxito es Fracaso

La parte “si... y...” se denomina el antecedente de una regla y la parte “entonces...” el consecuente. Los valores de los consecuentes de las reglas son determinados según criterio de quien desarrolla el modelo. En este caso, considero que es más importante la calidad de los resultados (interés) que el entretenimiento por lo que se le dio más peso a la primera variable.

Los valores lingüísticos del consecuente deben ser expresados en forma numérica. Normalmente, la variable es normalizada y cubre todo el espacio 0 a 1 (Dubois y Prade 1996). Daremos los siguientes valores en este ejemplo, que expresan el criterio antes explicado:

Éxito: 1

Aceptable: 0,8

Insuficiente: 0,2

Fracaso: 0

### 6) *Evaluación numérica (“desdifusificación”)*

El último paso consiste en aplicar las reglas lógicas a un caso particular. De esa manera, se obtiene un valor de la variable que puede estar en cualquier punto del espacio 0-1. Este proceso se hace mediante una inferencia y se denomina “desdifusificación” (Zadeh 1965). Existen distintos métodos de inferencia, los principales son el método Mamdani y el de Sugeno (Van Leekwijck y Kerre 1999). El método Sugeno es un promedio ponderado de los valores para cada regla:

$$VR = \frac{\sum_i (conclusión\ i) * [valor\ de\ verdad\ (regla\ i)]}{\sum_i [valor\ de\ verdad\ (regla\ i)]} \quad (3.1)$$

donde  $i$  es el número de reglas,  $VR$  el valor final de la variable respuesta. Aplicando esta fórmula al ejemplo que estamos desarrollando obtenemos:

$$VR = \frac{1 * \min(0,66; 0,8) + 0,8 * \min(0,33; 0,8) + 0,2 * \min(0,66; 0,2) + 0 * \min(0,33; 0,2)}{\min(0,66; 0,8) + \min(0,33; 0,8) + \min(0,66; 0,2) + \min(0,33; 0,2)} \quad (3.2)$$

$$VR = 0,693$$

Este valor representa una situación en que el resultado de la presentación se encuentra más cercano al éxito que al fracaso. En determinados casos, el proceso de inferencia puede completarse con una evaluación y ajuste del modelo. Si se desea usarlo con fines predictivos, se lo puede ajustar mediante un proceso iterativo para que los valores predichos por el modelo correlacionen con los observados (Kampichler et al. 2000, Azadi et al. 2009). También existen herramientas informáticas que utilizan redes neuronales para automatizar el proceso de ajuste (Jang 1993).

La lógica difusa ofrece una formalización matemática de evaluaciones subjetivas en una forma clara y repetible. Al mismo tiempo, tiene una flexibilidad suficiente para permitir la modificación de las reglas y funciones para ajustarse a la incorporación de nuevo conocimiento y criterios.

### **3.3 Desarrollo de un modelo de lógica difusa para la descripción del paisaje a dos escalas espaciales**

Los modelos de lógica difusa para describir la estructura del paisaje agrícola pampeano fueron desarrollados para cada escala espacial: local (radio de 350 metros) y faceta (celda de 8x8 km). En esta primera instancia, se describió el paisaje a través de atributos hipotetizados como relevantes para la diversidad de aves, pero sin tomar en consideración los datos de los muestreos. De esta manera, el modelo final presentado en este capítulo funcionará como un modelo neutro que será ajustado con los datos empíricos en el Capítulo 4. Se utilizó la herramienta Fuzzy Logic Toolbox de Matlab 2006a (The MathWorks, Inc.) para la construcción de los modelos y el cálculo de los valores de salida.

#### **3.3.1 Escala local**

En la escala local se consideraron como variables el uso principal de la tierra y la complejidad.

##### **3.3.1.1 Uso de la tierra**

Se acepta en general que el uso pastoril de la tierra favorece más la biodiversidad y las poblaciones de aves que el uso agrícola (Fillo y Bellocq 2007, Cingolani et al. 2008, Codesido et al. 2008). El uso de la tierra fue definido de acuerdo al porcentaje de uso agrícola y uso no agrícola.

##### **3.3.1.2 Complejidad**

La complejidad a escala local está dada por la integración de 6 variables de entrada: vegetación de la banquina, formaciones arbóreas, riqueza de cobertura, presencia de cuerpos de agua, de árboles dispersos y de casas. Cada una de ellas, excepto los árboles dispersos, constituye ecotopos, definido por Zonneveld (1989) como las unidades homogéneas del ecosistema concreto más pequeñas dentro del paisaje. La presencia de cada ecotopo agrega complejidad al paisaje. Por lo tanto, la

combinación de los ecotopos dará como resultado paisajes a escala local con distinto grado de complejidad.

### Vegetación de la banquina

En agroecosistemas, los bordes de cultivos son uno de los elementos más valorados en relación a su función de conservación de biodiversidad por proveer sitios de nidificación, alimentación y refugio (Dennis 1992, Fry 1994, Grashof-Bokdam y Langevelde 2004, Harvey et al. 2005, Zaccagnini et al. 2007, Di Giacomo y López de Casenave 2010). Para la construcción de esta variable se tuvo en cuenta el aporte de la vegetación de la banquina según el contexto. De esta manera, la complejidad aportada por la banquina es mayor cuanto más se diferencie del uso principal de la tierra en el punto considerado. También dependerá si en el paisaje se encuentra un ecotopo análogo a la vegetación de la banquina, siendo menor el aporte si hay un ecotopo de similares características. Los criterios fueron aplicados mediante una serie de reglas lógicas (Tabla 3.1). Se considera que la complejidad de la banquina es también una función del ancho de la misma (Fig. 3.2, Tabla 3.2). Las banquinas y bordes de cultivo tienen anchos muy variables en el área de estudio, desde unos pocos centímetros, en el caso de las que sólo contienen un alambrado, hasta cerca de 50 metros en los caminos más importantes. Las banquinas angostas (menos de dos metros de ancho) están sometidas a un alto disturbio por deriva de los pesticidas aplicados en los campos adyacentes, circulación de automóviles, etc. La aplicación directa de herbicidas en las banquinas favorece su colonización por malezas de cultivos (Poggio 2007). Es por eso que este tipo de banquinas probablemente no constituyan buenos hábitats para especies de aves. Las banquinas de un ancho intermedio (6-8 metros) tienen menos disturbio y permiten el asentamiento de una vegetación más desarrollada, en algunos casos con plantas leñosas. Estas banquinas pueden constituir hábitat de mejor calidad al ofrecer más recursos de alimentación, nidificación y refugio. Las banquinas anchas (más de 10 metros) son en general las más plausibles de contener relictos de vegetación del pastizal original, cuerpos de agua temporarios y menor nivel de disturbio, por lo que serían las de mejor calidad como hábitat de aves. Al mismo tiempo, su ancho las hace más vulnerables a la remoción y cultivo, debido a que las tareas agrícolas se ven facilitadas en esta situación.

En la función de complejidad se consideraron dos estados de la variable: "simple" y "complejo" (Fig. 3.3). Los valores del consecuente de las reglas lógicas que vinculan la complejidad de la banquina con el ancho son:

Simple: 0

Complejo: 1

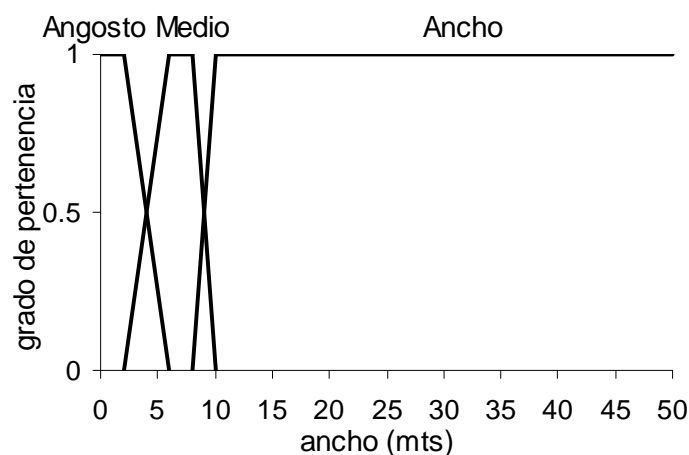
De esta manera, la salida cubre todo el espacio 0-1.

### Formaciones arbóreas

Los árboles son elementos que agregan complejidad fisonómica al paisaje y son de gran importancia en la determinación de las comunidades en agroecosistemas (Haslem y Bennett 2008b, Grashof-Bokdam et al. 2009). Formaciones arbóreas más complejas ofrecen mayor diversidad de hábitat que puede ser explotado por distintas especies. Se consideraron tres tipos de formaciones arbóreas: líneas de árboles, montes simples y montes complejos. Se hipotetiza que el aporte a la complejidad espacial es mínimo para las líneas de árboles y máximo para los montes complejos. Se ordenaron todas las combinaciones posibles de presencia de las distintas formaciones arbóreas en un ranking de menor a mayor complejidad (Tabla 3.3, Fig. 3.4). La función de complejidad es lineal (sin interacciones) y no tiene en cuenta la cantidad de formaciones de cada tipo ya que no se tiene información sobre su efecto en la complejidad.

**Tabla 3.1.** Reglas lógicas para la variable de entrada complejidad de banquinas. La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad), dependiendo de la presencia o no de un ecotopo similar y el contraste de la vegetación de la banquina con el uso principal de la matriz (paisaje en un radio de 350 mts).

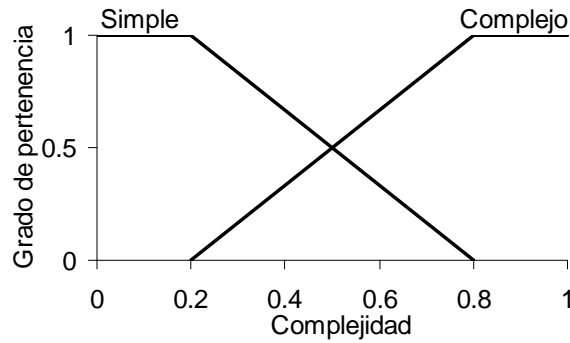
si	y	y	entonces
BANQUINA (B)	COMPOSICIÓN TIENE B	MATRIZ	COMPLEJIDAD
bañado	sí	pastura	0,2
bañado	sí	agrícola	0,3
bañado	no	pastura	0,5
bañado	no	agrícola	1
espontanea	sí	pastura	0,1
espontanea	sí	agrícola	0,3
espontanea	no	pastura	0,2
espontanea	no	agrícola	1
cortada	sí	pastura	0,2
cortada	sí	agrícola	0,3
cortada	no	pastura	0,3
cortada	no	agrícola	1
pulverizada	sí	pastura	-
pulverizada	sí	agrícola	-
pulverizada	no	pastura	0,3
pulverizada	no	agrícola	0,5
rastrojo	sí	pastura	0,3
rastrojo	sí	agrícola	0,1
rastrojo	no	pastura	1
rastrojo	no	agrícola	0,5
sembrada	sí	pastura	0,3
sembrada	sí	agrícola	0,1
sembrada	no	pastura	1
sembrada	no	agrícola	-
arada	sí	pastura	0,3
arada	sí	agrícola	0,2
arada	no	pastura	1
arada	no	agrícola	0,6
zanja	sí	pastura	-
zanja	sí	agrícola	-
zanja	no	pastura	0,9
zanja	no	agrícola	1



**Figura 3.2.** Función de pertenencia a la variable ancho de banquina.

**Tabla 3.2.** Reglas lógicas para la complejidad final de la banquina considerando su ancho.

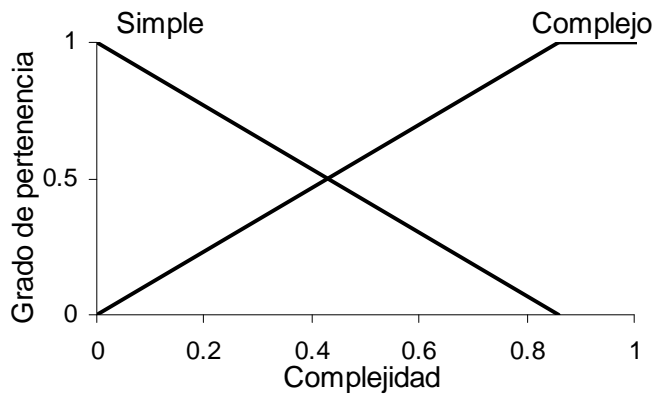
si	y	entonces
BANQUINA	ANCHO	COMPLEJIDAD
Simple	Angosto	Bajo
Simple	Medio	Bajo
Simple	Ancho	Bajo
Complejo	Angosto	Bajo
Complejo	Medio	Alto
Complejo	Ancho	Alto



**Figura 3.3.** Función de pertenencia para la variable complejidad de banquina.

**Tabla 3.3.** Categorías de complejidad según la presencia en el paisaje de distintas formaciones arbóreas (indicada con una X). La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad).

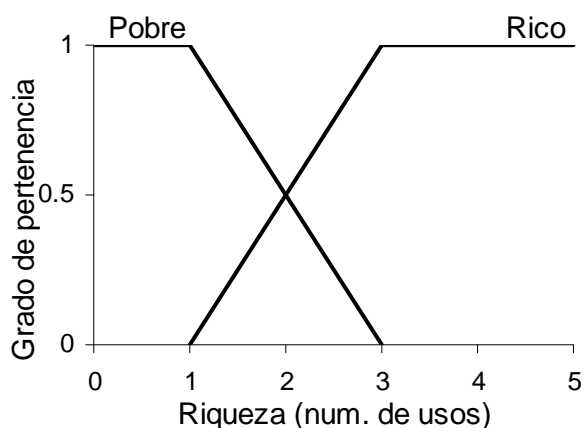
si	y	y	entonces
AVENIDA	MONTE SIMPLE	MONTE COMPLEJO	COMPLEJIDAD
			0
X			0,142
	X		0,285
		X	0,4277
X	X		0,5697
X		X	0,7117
	X	X	0,8577
X	X	X	1



**Figura 3.4.** Función de pertenencia a la variable formaciones arbóreas.

### Riqueza de cobertura

La diversidad en tipos de uso de la tierra se considera como una característica que favorece la riqueza de especies (Honnay et al. 2003, Haslem y Bennett 2008a, Gaba et al. 2010, Gottschalk et al. 2010, pero ver Guerrero et al. 2010). Para esta variable se consideró que una riqueza en usos de la tierra mayor a 3 pertenece al grupo “rico” (Fig. 3.5). Es espacio de la variable cubre hasta 5 usos diferentes, que es el máximo que se registró en los muestreos.



**Figura 3.5.** Función de pertenencia de la variable riqueza de usos de la tierra.

### Árboles dispersos, cuerpos de agua y casas habitadas

Este conjunto de variables fueron registradas como presencia/ausencia, por lo que no constituyen variables que puedan ser abordadas con un enfoque difuso. Sin embargo, la inferencia por lógica difusa permite la combinación de variables difusas y categóricas en el análisis (Dubois y Prade 1996, Kampichler y Platen 2004).

Los árboles dispersos, así como las formaciones arbóreas más complejas, proveen sitios de nidificación, alimentación y perchado que favorecen la presencia de especies en agroecosistemas (Haslem y Bennett 2008b).

Los cuerpos de agua pueden constituir sitios importantes para las aves en agroecosistemas al proveer alimento para especies migrantes o residentes (Taft y Haig 2005). En la región Pampa Ondulada, los cuerpos de agua de origen antrópico (por canalizaciones o préstamos para la construcción de caminos) han enriquecido la fauna de aves (Shnack et al. 2000).

La urbanización tiene un efecto negativo sobre la biodiversidad (Luck 2007). Sin embargo, la relación entre diversidad y urbanización no es lineal, sino que en gradientes urbano-rurales, los mayores números de especies de aves se observan generalmente en niveles intermedios de urbanización (Garaffa et al. 2009). La urbanización beneficia especies que anidan en árboles y construcciones humanas, mientras que perjudica a las que anidan en el suelo (Leveau y Leveau 2004a). En el área de estudio considerada, nos encontramos en uno de los extremos de un gradiente urbano-rural, por lo que consideramos que en estos ambientes la presencia de casas habitadas tendría un efecto positivo sobre la riqueza de aves al brindar recursos de nidificación y alimentación sin perjudicar a las especies por pérdida de hábitat.

### Función final de complejidad a escala local

Las variables de entrada fueron combinadas mediante reglas lógicas para dar una función final de complejidad a escala local. Debido a que no se cuenta con información sobre las relaciones de sinergia o antagonismo entre las variables, se

construyó un modelo neutro en el que cada una contribuye igualmente a la complejidad final. Se estableció como criterio que entre si 4 y 6 variables activan la regla “simple”, la complejidad final es “simple”. Con 3 variables, la complejidad final es “media” y con 4 a 6 variables “complejo” la complejidad final es “alta” (Tabla 3.4).

Se siguió un modelo de inferencia de tipo Sugeno para la función final de complejidad, donde la variable toma los valores:

Simple: 0

Complejo: 1

La figura 3.6 muestra ejemplos de puntos en con mayor pertenencia a las funciones simple o complejo y con distinto uso principal del suelo (agrícola o pastoril).

### 3.3.2 Escala de Faceta

La descripción del paisaje se realizó considerando como variables de entrada la intensidad de transformación del paisaje y la complejidad. Ambas variables fueron integradas en el tiempo.

#### 3.3.2.1 Intensidad de transformación del paisaje

El nivel de transformación del paisaje, dado por la clasificación de los distintos tipos de facetas, fue integrado temporalmente. En cada faceta se sumó el valor de la clasificación en los cuatro años estudiados. De esta manera, un valor de 28 indica que la faceta fue clasificada como urbana en los cuatro años (valor de la faceta urbana: 7) y representa un valor máximo de intensidad de transformación del paisaje. Siguiendo el mismo criterio, un valor de 4 indica que la faceta fue clasificada siempre como agua y el nivel de transformación resulta mínimo.



**Figura 3.6.** Ejemplos de puntos de muestreo, el círculo delimita el área de 350 mts. de radio considerado como la escala local. En los puntos clasificados como “simples” (de uso agrícola -A- y pastoril -C), la cobertura es de un solo tipo y no existen otros ecotopos que agreguen complejidad al paisaje. En los puntos “complejos” (de uso agrícola -B- y pastoril -D) la presencia de formaciones arbóreas, cuerpos de agua, casas y diversidad de tipos de cobertura generan la complejidad del paisaje (Imágenes de Google Earth®).

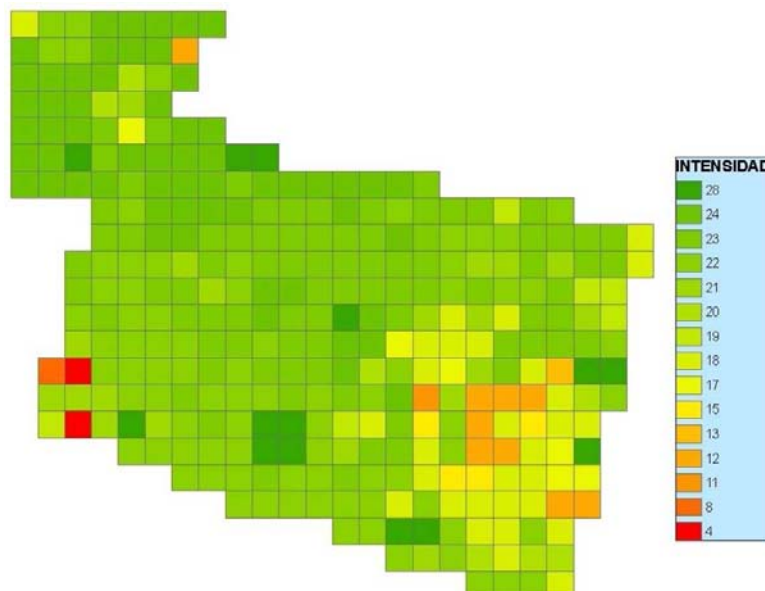




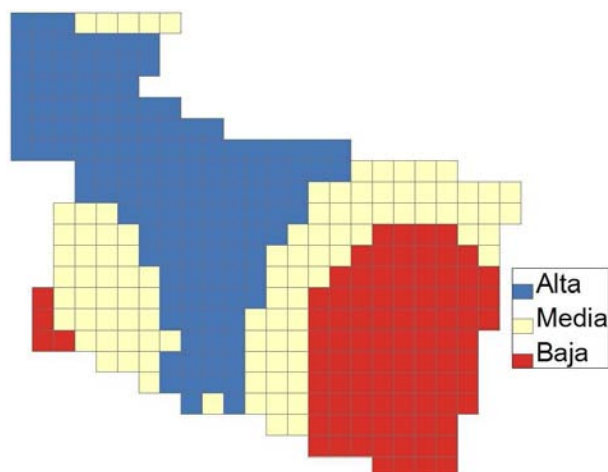
La representación espacial de esta variable muestra que en la región sudeste del área de estudio el nivel de transformación es menor, siendo mayor en la región noroeste (Fig. 3.7). Para delimitar las áreas con distinta intensidad de transformación y definir sistemas terrestres mayores (*sensu* Zonneveld 1989) se realizó un análisis de cluster espacialmente explícito usando el estadístico Getis-Ord  $G^*$  (Getis y Ord 1992) con la herramienta Hotspot Analysis de ArcView 9.3 (ESRI, Inc.). Este estadístico estima el grado de agrupamiento de una muestra local y qué tan diferente es respecto de la media para el paisaje principal. El estadístico  $G^*$  tiene una distribución z, con valores positivos altos mostrando agrupamientos de valores altos para la variable y valores bajos mostrando agrupamientos de valores bajos. Valores del estadístico no distintos a cero muestran zonas sin un patrón de agrupamiento definido. Se definieron tres sistemas terrestres que se denominaron Alto, Medio y Bajo por su nivel de transformación del paisaje original (Fig. 3.8). Para evaluar los cambios en la cobertura de distintos usos del suelo a nivel de píxel entre las fechas analizadas se construyeron matrices de transición a partir de las imágenes satelitales.

Se observa una tendencia a la intensificación del uso agrícola en los tres sistemas coincidiendo con otros estudios realizados en la región (Baldi y Paruelo 2008), pero la presión es mayor en el Bajo. El crecimiento en el área agrícola fue generado principalmente por la soja. La dinámica de este cultivo varió en los tres sistemas. Mientras que en el Alto y Medio su aumento fue moderado (3,4% y 3,2% respectivamente, Fig. 3.9) y la ganancia fue principalmente a partir de trigo/soja, en el sistema Bajo el aumento de la superficie de soja fue mayor (8,2%, Fig. 3.9) y se da principalmente a expensas de pasturas (Apéndice I). La superficie de maíz disminuyó en todos los sistemas y la de trigo/soja sigue un patrón irregular, probablemente debido a las rotaciones de los cultivos.

En la campaña 2002/03 hay una gran cobertura de bajos inundables que cae abruptamente en la campaña 2004/05 (Fig. 3.9). Durante el año 2001 se produjeron importantes inundaciones en la Región Pampeana (Scarpati et al. 2008), por lo que los suelos de las áreas de pastura habrían estado saturados de agua. La mayor parte de



**Figura 3.7.** Clasificación para la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta, sumando los valores de intensidad de cada año según el gradiente establecido en la Fig. 2.3. Valores altos representan altos niveles de transformación del paisaje.



**Figura 3.8.** Sistemas terrestres definidos a partir de un análisis de cluster espacialmente explícito (estadístico de Getis-Ord  $G^*$ ) sobre los valores de intensidad de transformación del paisaje de la Fig. 3.7. La zona definida como “Alto” contiene facetas con altos valores de transformación del paisaje, la zona “Bajo” contiene valores bajos y la zona “Mixto” no presenta un patrón definido.

la superficie ocupada por bajos en el primer año se deriva a pasturas en el segundo. El área de pasturas sufrió un retroceso constante en el sistema Bajo (Fig. 3.9). En los otros sistemas el patrón fue irregular, mostrando incluso un aumento en el último período. Este fenómeno también podría estar relacionado a un evento climático extraordinario en lugar de un cambio en el uso del suelo. Durante el año 2008 se produjo una severa sequía en la Región Pampeana (SMN 2009) lo que pudo generar campos fueron luego incluidos en la clase “pastura” en la clasificación supervisada de las imágenes satelitales.

### 3.3.2.2 Complejidad

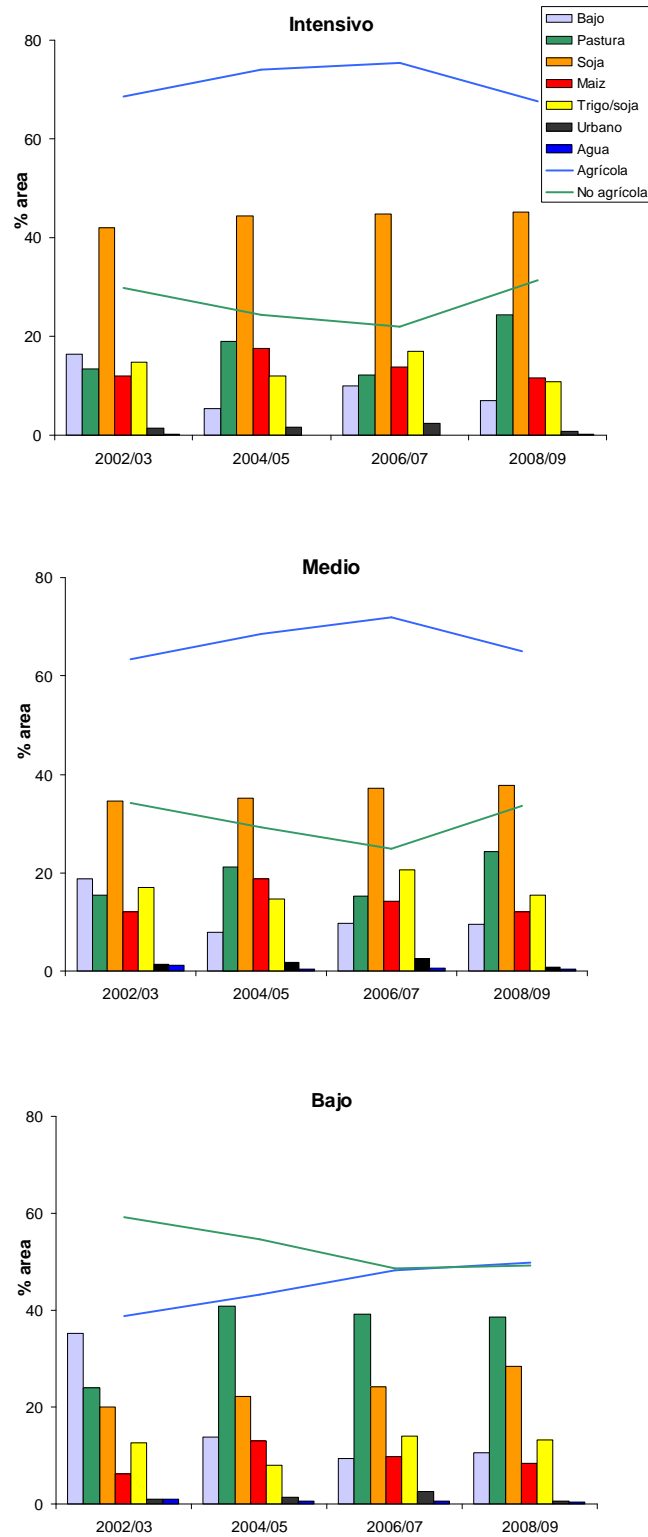
La complejidad del paisaje a escala de faceta tendría los mismos efectos positivos sobre la biodiversidad que la complejidad a escala local. Sin embargo, los procesos ecológicos afectados deberían ser distintos, por lo que aunque los atributos componentes de la complejidad a cada escala pueden diferir. A escalas locales los procesos más afectados son la selección de hábitat, mientras que a escalas mayores se verían afectados procesos como colonización y dispersión, con influencia en la dinámica de metapoblaciones.

Se consideraron tres variables de entrada para definir la complejidad espacio-temporal del paisaje: riqueza de usos, variabilidad en el uso y contraste.

#### Riqueza de usos

La variabilidad temporal puede ser descripta por la cantidad de tipos diferentes de clasificaciones de una faceta en las cuatro campañas consideradas, por lo que la variable toma valores numéricos entre 1 y 4. Se definieron como valores lingüísticos los estados de “pobre” y “rico”. Se consideró que una riqueza mayor a tres es suficientemente alta como para considerarla rica (Fig. 3.10).

La distribución espacial de los valores de la variable muestra una zona de alta riqueza en el sudeste del área de estudio y otra zona de menor riqueza en el noroeste (Fig. 3.11) sugiriendo diferencias en la dinámica del paisaje a esta escala en distintas áreas de la Pampa Ondulada. La mayor dinámica en la zona sudeste se corresponde

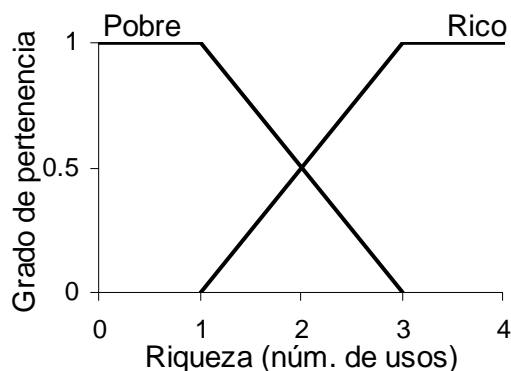


**Figura 3.9.** Evolución de las áreas de cobertura de cada tipo de uso de suelo en los distintos sistemas terrestres a partir de información de las imágenes satelitales Landsat TM. Las líneas continuas representan la suma de todos los tipos de cobertura agrícola o no agrícola (sin incluir agua ni urbano).

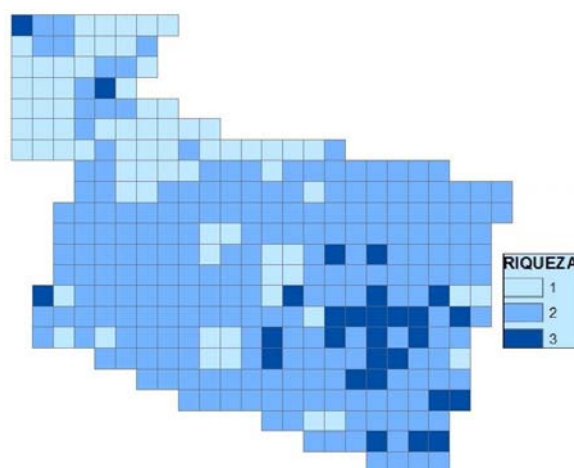
a un proceso de agriculturización. Las facetas clasificadas en 2002/03 como “Bajos” se transforman en “Pasturas mixtas” en el último año. Este patrón también puede estar relacionado a los eventos climáticos extraordinarios antes descritos que tuvieron lugar en el período considerado, desde un evento húmedo hasta uno de sequía.

#### Variabilidad en el uso de la tierra

La variable riqueza de usos sólo tiene en cuenta la cantidad de clasificaciones distintas para una faceta a través del tiempo. Sin embargo, no dice nada de cuán grande es la diferencia entre esas clasificaciones en términos de uso del suelo. Para tener en cuenta esto, se consideró una medida de variación en la clasificación de las facetas. Para ello, se asignó un número a cada tipo de faceta, siguiendo el gradiente de modificación antrópica antes definido. Como medida de variabilidad se calculó el desvío estándar (DE) sobre los cuatro años considerados. Un DE de 0,5 representa una situación en la que la faceta cambió una sola vez y la diferencia en la clasificación de las facetas es mínima. Por ejemplo, una faceta que se mantuvo tres años clasificada como “agricultura” y en un año fue clasificada como “agricultura mixta”. Un DE de 2,31 representa la máxima variabilidad posible en las clasificaciones en una situación realista. Esta sería el caso de una faceta clasificada como “bajos” en dos

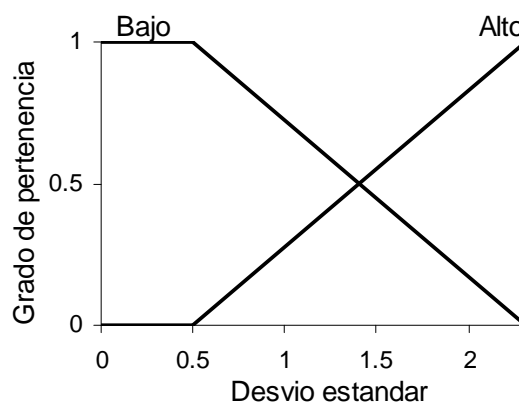


**Figura 3.10.** Función de pertenencia a la variable riqueza de usos.

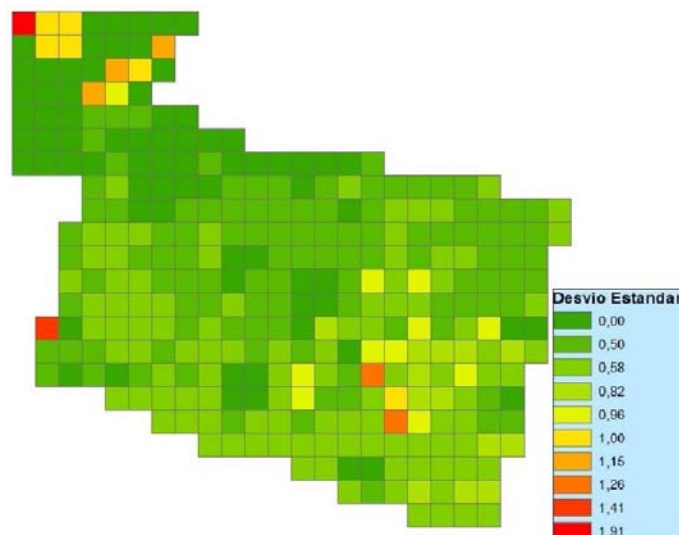


**Figura 3.11.** Riqueza de usos de cada faceta en el período analizado. El valor representa la cantidad de clasificaciones distintas que tuvo una faceta en los cuatro años considerados.

años y como “agricultura” en los otros dos. Este rango (0 – 2,31) representa el universo de la variable. No se tuvieron en cuenta situaciones de cambios en la clasificación de las facetas que no fueran factibles de ser observados en el área de estudio, por ejemplo, el cambio entre “pastura” y “urbano”. Para esta variable se definieron dos estados: “baja” y “alta” variabilidad en el uso de la tierra (Fig. 3.12). El patrón espacial de los valores de DE muestra una zona de más variabilidad al sudeste y una zona de menor variabilidad al noroeste, aunque no es tan marcado como el patrón de riqueza de usos (Fig. 3.13). Mientras que en la zona noroeste el cambio en el paisaje es principalmente debido a una alternancia entre facetas de tipo “agrícola” y “agrícola mixto”, en la zona sudeste el cambio es más direccional desde “bajos” hasta “pastura mixto”. Este patrón coincide con el observado a partir de las imágenes satelitales en el cual se observa una mayor tasa de agriculturización en los sistemas terrestres de nivel de transformación “Bajo”.



**Figura 3.12.** Función de pertenencia a la función variabilidad en el uso de la tierra.



**Figura 3.13.** Desvío estándar (DS) en la clasificación de las facetas. El DS fue calculado a partir de los valores en el gradiente de intensidad de transformación del paisaje en los cuatro años considerados.

### Contraste

El contraste en el uso del suelo de dos facetas vecinas puede generar procesos de dispersión y efectos de masa aumentando la riqueza local (Schimda y Wilson 1985).

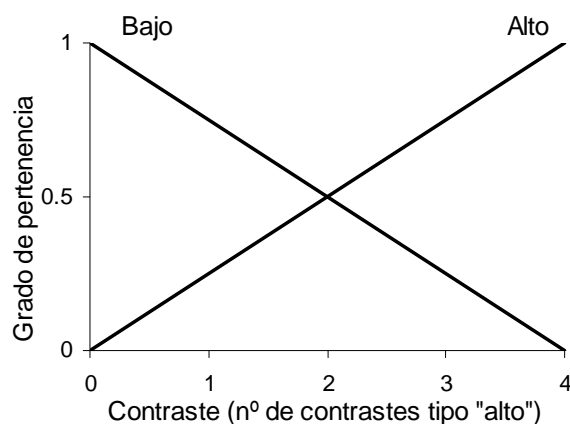
La tercera medida de complejidad toma en cuenta el contraste en la clasificación de una faceta con respecto a sus 8 facetas vecinas. Las facetas con alto nivel de contraste verían su avifauna enriquecida a través de efectos de masa desde facetas del entorno.

El contraste (C) fue calculado sólo en los casos en que la faceta tuviera 8 vecinos y se definió como

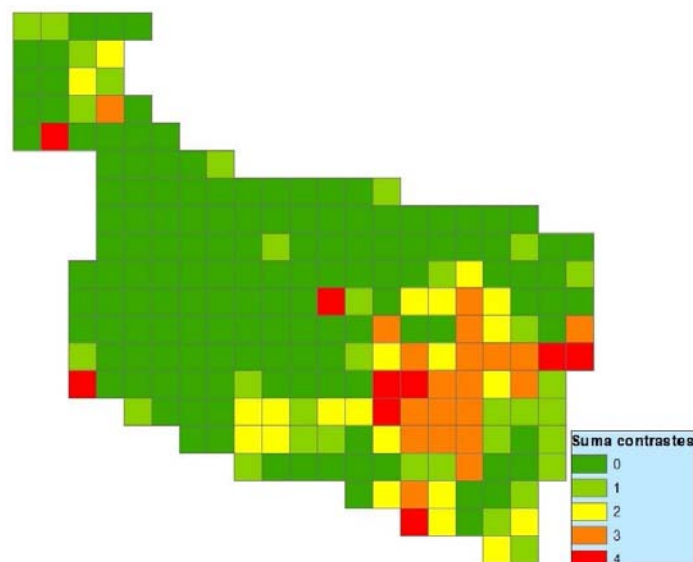
$$C = \sum_{n=1}^8 (n_i * c) \quad (3.3)$$

donde  $n$  es la faceta vecina y  $c$  es el peso de contraste, que aumenta a medida que las facetas centro y vecina son más diferentes en el gradiente de modificación antrópica del paisaje establecido. Cuando  $C$  es mayor a 8 el contraste con su entorno se consideró "alto" y se definió como una faceta heterogénea, de otro modo se consideró "bajo" y la faceta se definió como homogénea. En los casos en que  $C=7$ , se tuvo en cuenta si la riqueza de tipos de facetas vecinas es mayor a uno, en cuyo caso se redefinió esas facetas como de alto contraste. La variable integró los cuatro años considerados. Para la construcción de la función de pertenencia se consideró que un valor mayor a 3 es suficientemente alto como para considerar el contraste como "alto" (Fig. 3.14).

El contraste en la Fig. 3.15 representa la cantidad de veces que la faceta fue clasificada como de alto contraste en los cuatro años considerados. El patrón espacial es coincidente con las dos variables anteriores en la estratificación de dos zonas diferenciadas. Las facetas de la zona noroeste presentaron poco contraste, mientras que las facetas de la zona sudeste mostraron un gran contraste con las facetas vecinas. Esto indica que la zona noroeste, correspondiente al sistema terrestre de Alta intensidad de transformación del paisaje, es más homogénea que la sudeste. Este patrón puede deberse a que en el sudeste las restricciones ambientales (i.e. suelo) hacen que la presión por la agriculturización no se de en forma homogénea y expandida sino sólo en las áreas en la que los suelos lo permiten. Esto genera un patrón más moisaicoso del paisaje.



**Figura 3.14.** Función de pertenencia a la variable suma de contrastes.



**Figura 3.15.** Suma de contrastes para cada faceta en los cuatro años analizados. El valor representa la cantidad de veces que una faceta fue clasificada como de alto contraste con las facetas vecinas.

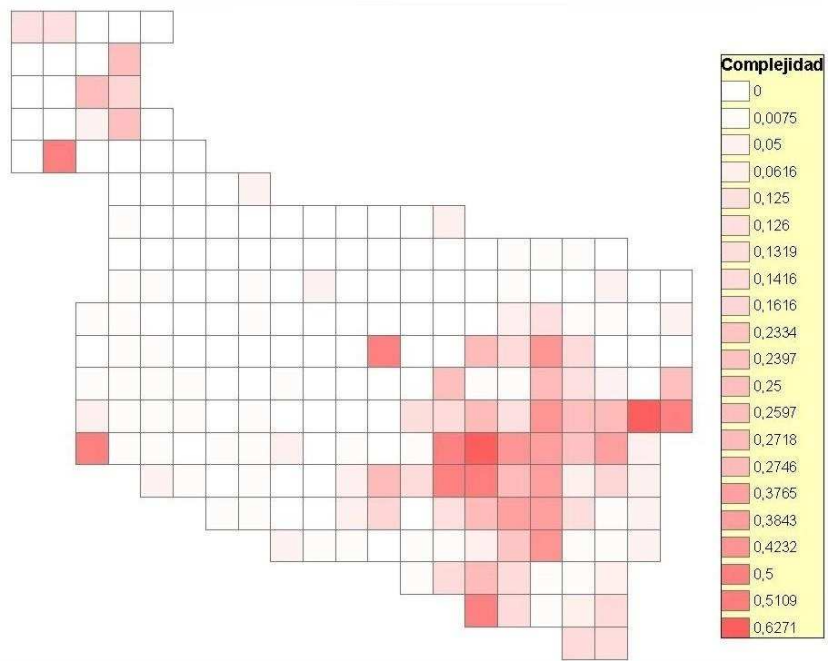
#### Función final de complejidad a escala de faceta

Las tres variables de entrada fueron integradas mediante reglas lógicas (Tabla 3.5). Debido a que *a priori* no se sabe si alguna variable es más relevante que otra para determinar la complejidad se le asignó el mismo peso a todas. El patrón espacial de esta variable muestra una zona de alta complejidad espacio-temporal en el sudeste del área de estudio y una de baja a media complejidad en el noroeste (Fig. 3.16). Las tres variables de entrada están correlacionadas espacialmente, demostrando que el patrón final es robusto frente a distintas formas de evaluar la complejidad. Asimismo, se ve una coincidencia espacial con la intensidad de transformación del paisaje, mostrando que las distintas actividades agropecuarias generan distintos patrones espaciales y temporales en el paisaje, la actividad pastoril promoviendo un paisaje más heterogéneo que la agrícola.

**Tabla 3.5.** Reglas lógicas con las variables de entrada para determinar la variable “complejidad” a escala de faceta.

si	y	y	entonces
RIQUEZA DE USOS	DS	CONTRASTE	COMPLEJIDAD
Simple	Simple	Simple	Bajo
Simple	Simple	Complejo	Bajo
Complejo	Simple	Simple	Bajo
Complejo	Simple	Complejo	Medio
Simple	Complejo	Simple	Bajo
Simple	Complejo	Complejo	Medio
Complejo	Complejo	Simple	Medio
Complejo	Complejo	Complejo	Alto



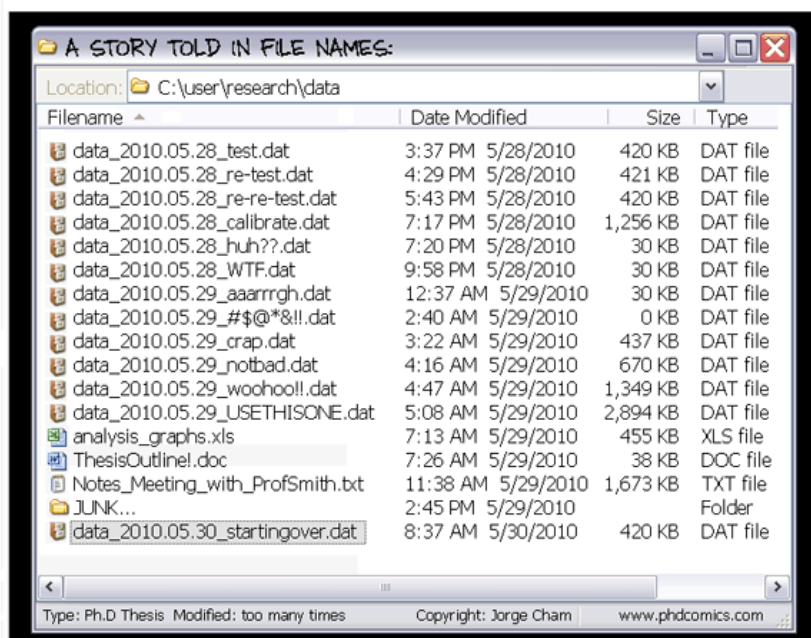


**Figura 3.16.** Nivel de complejidad para cada faceta a partir de la aplicación del modelo de lógica difusa. La complejidad toma valores entre 0 (mínima complejidad) y 1 (máxima complejidad).



## CAPÍTULO 4

### RELACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE AVES Y LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE EVALUADA MEDIANTE LÓGICA DIFUSA





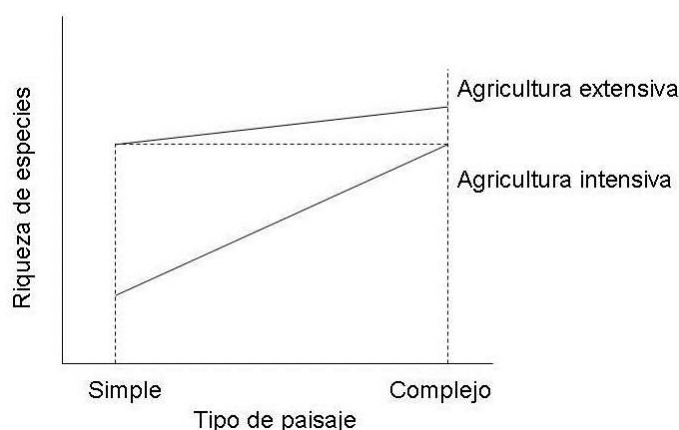
## 4.1 Introducción

Los esquemas agroambientales (EAA) aplicados en los países de la Unión Europea son medidas diseñadas principalmente para la escala local (lote o establecimiento). Sin embargo, es sabido que los atributos del paisaje a escalas espaciales mayores influye en procesos ecológicos importantes para los agroecosistemas como ser la percepción del paisaje por las especies (With 1994), el control biológico (Östman et al. 2001) y la dinámica de metapoblaciones (Johnson et al. 1992), entre otros.

Estudios recientes han explorado la influencia del paisaje a distintas escalas como determinantes de la biodiversidad local. Algunos de ellos sostienen que usos de la tierra menos intensivos, como la agricultura orgánica, favorecen la diversidad de especies a escala local (Bengtsson et al. 2005, Kragten y Snoo 2008). Sin embargo, este efecto se hace evidente sólo en ciertas condiciones del paisaje. Roschewitz et al. (2005) compararon la diversidad de especies de malezas en granjas orgánicas y con manejo tradicional en paisajes con distinto grado de heterogeneidad ambiental. El aumento en la riqueza de especies al pasar a un manejo orgánico de las granjas se produjo sólo cuando el paisaje era de baja heterogeneidad. En el caso que el paisaje era de alta heterogeneidad la diversidad fue alta en los dos tipos de manejo (Fig. 4.1).

Un patrón similar fue encontrado por Weibull et al. (2003) estudiando plantas, mariposas y carábidos. Este fenómeno puede deberse a que en los paisajes complejos el pool regional de especies compensa los efectos del manejo local, manteniendo alta la riqueza de especies en todos los sitios y se daría especialmente en organismos con alta capacidad de dispersión como las aves (Tscharntke et al. 2005). Wretenberg et al. (2010) también observaron que el aumento en la riqueza de aves sólo se da cuando el hábitat incorporado es distinto al del ambiente circundante. La interacción entre escalas espaciales tiene como consecuencia que la efectividad de los EAA aplicados localmente dependa del contexto del paisaje. Concepción et al. (2008) muestran que el aumento del número de especies por aplicación de EAA se maximiza a niveles intermedios de complejidad del paisaje. En paisajes simples el pool regional de especies es demasiado pobre para colonizar los sitios y en paisajes complejos la biodiversidad es alta en todos lados.

El modelo de Tscharntke et al. (2005) puede ser una guía para la evaluación del manejo agrícola en la Argentina y sus consecuencias sobre la diversidad de aves



**Figura 4.1.** Riqueza de especies según el tipo de paisaje (simple o complejo) y de manejo local (agricultura extensiva o intensiva). Agricultura intensiva representa manejos con aplicaciones de fertilizantes y plaguicidas, mientras que la extensiva son manejos orgánicos (adaptado de Tscharntke et al. (2005).

pampeanas. El modelo considera el tipo de manejo a escala local (orgánico vs. convencional) y el nivel de complejidad a escala de paisaje. En la región pampeana la agricultura orgánica no es una práctica muy difundida. Aun así, las diferencias de manejo se podrían analogar con la del uso principal del suelo ya que la actividad agrícola también se diferencia de la pastoril por una mayor carga de pesticidas y fertilizantes. Por otro lado, el modelo de Tschardt et al. (2005) no incluye el efecto del uso del suelo a escala de paisaje ni la complejidad a escala local. Lo primero se debe a que Roschewitz et al. (2005) encuentran que en su área de estudio el uso pastoril está asociado a una mayor complejidad paisajística. En la nuestra encontramos un patrón similar, con una cierta correlación espacial entre la complejidad del paisaje a escala de faceta y su intensidad de transformación (Fig. 3.8 y 3.17). La no inclusión de la complejidad a escala local posiblemente se deba a que los EAA son aplicados a escala de lote y la heterogeneidad dentro de los mismos no es tenida en cuenta. Es esperable que la diversidad de aves aumente con la heterogeneidad del paisaje local y con la menor intensidad de uso del paisaje a escalas mayores (faceta). En una situación de paisaje complejo a todas las escalas y de baja intensidad de transformación a escala de faceta, el uso local tendría poco efecto sobre el número de especies.

La riqueza es sólo uno de los descriptores de las comunidades bióticas que puede ser afectado por las características del paisaje. De igual manera, la composición de especies puede variar en paisajes con distinto grado de intensificación agrícola (Burel et al. 1998, Weibull y Östman 2003, Aviron et al. 2007) o complejidad, al alterar la oferta de recursos necesaria para su establecimiento (principalmente recursos tróficos y de nidificación).

En este capítulo se utilizarán los modelos de complejidad del paisaje desarrollados en el Capítulo 3 para poner a prueba la siguiente hipótesis:

Hipótesis: La riqueza de aves está asociada al uso y complejidad del paisaje.

Predicción 1: la riqueza será mayor con un uso de baja intensidad (pastoril) y con mayor complejidad estructural del paisaje.

Predicción 2: los atributos del paisaje a distintas escalas interactúan para determinar la riqueza local. La avifauna de paisajes con uso local agrícola se ve enriquecida a través de efectos de masa cuando el paisaje a escalas más amplias es de baja intensidad de transformación.

Predicción 3: los atributos del paisaje determinan la composición de los ensambles de aves al ofrecer distintos recursos de alimentación y nidificación.

## 4.2 Métodos

En este capítulo, se correlacionaron los valores de salida de los modelos con la riqueza observada de especies. Los modelos de lógica difusa desarrollados en el Capítulo 3 le dan el mismo peso a todas las variables de entrada para la determinación final de la complejidad del paisaje. Los parámetros de los modelos fueron modificados para maximizar el ajuste en la correlación y de esta forma hallar las relaciones entre variables que mejor expliquen los patrones de riqueza. Para ajustar la forma y número de funciones de pertenencia de las variables de entrada de los modelos se hicieron análisis de varianza comparando la riqueza de especies para los distintos valores de entrada de las variables (por ejemplo, de 1 a 5 en el caso de riqueza de uso de suelo). Estos análisis permitieron sugerir formas de las funciones de pertenencia y hallar umbrales de respuesta.

Se construyeron otros dos modelos de lógica difusa para predecir el número de especies. Uno de ellos relacionó el uso del suelo y la complejidad del paisaje a escala local. El otro exploró la interacción de estas variables con el contexto del paisaje a escala de faceta, por lo que se incluyó la variable intensidad de nivel de transformación del paisaje. En ambos modelos la variable de salida fue riqueza de especies. Para evaluar el ajuste de estos modelos se utilizó el error absoluto medio (EAM) que es el promedio de las diferencias absolutas entre los valores predichos y observados. Los parámetros de los modelos fueron modificados para minimizar el EAM. Este método es recomendado por Mayer y Butler (1993) y se ha utilizado para validar modelos de lógica difusa (Kampichler et al. 2000).

Dado que la ubicación de los puntos de muestreo fue hecha en base a una clasificación preliminar del paisaje, algunos puntos de muestreo quedaron fuera del área de estudio a escala de faceta. Esos puntos no fueron tenidos en cuenta para los análisis de la relación de diversidad con el paisaje a escala de faceta.

Para estudiar los cambios composicionales en los distintos tipos de paisajes se realizaron análisis de correspondencia canónica (ACC) con el paquete estadístico PCOrd. En la escala local se incluyeron, además de las variables de los modelos de lógica difusa, el área de cobertura estimada a campo para cada tipo de uso de suelo. En la escala de faceta se incluyó igualmente el área de cobertura por cada tipo de uso de suelo definido en la clasificación de las imágenes satelitales, para los dos años de los muestreos. Asimismo, se estimó para las facetas seleccionadas el número y área de formaciones arbóreas (montes, incluyendo los asociados a casas y riveras de ríos) y número y largo de cortinas de árboles. La estimación se realizó por medio de fotointerpretación de las fotos aéreas e imágenes satelitales publicadas por Google Earth©.

## 4.3 Resultados

### 4.3.1 Avifauna registrada

En los dos años de muestreo se registró un total de 107 especies pertenecientes a 32 familias (Apéndice II), lo que representa cerca de un 50% de las especies registradas para el área de estudio. Las especies detectadas se encuentran entre las comúnmente citadas para la región, considerándose registros pocos habituales los del benteveo rayado (*Myiodynastes maculatus*), aguilucho común (*Buteo polysoma*), piojito silbón (*Camptostoma obsoletum*) y la ratona aperdizada (*Cistothorus platensis*) (Narosky y Digiacomo 1993). No se han registrado especies con problemas de conservación con excepción del tachurí canela (*Polystictus pectoralis*), un ave de pastizal clasificada como “casi amenazada” a causa de la pérdida de hábitat (Collar y Wege 1995).

### 4.3.2 Comportamiento de la riqueza de aves en relación a las variables a distintas escalas

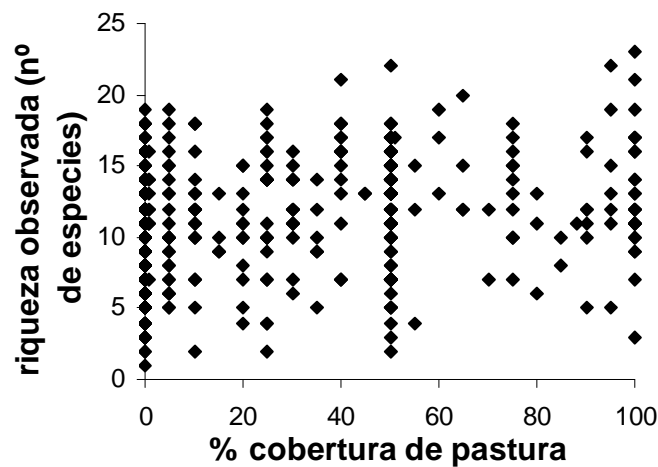
#### 4.3.2.1 Escala local

El número de especies de aves se correlacionó positivamente con la cobertura de pastura, pero con una asociación débil ( $r$  de correlación Spearman = 0,36;  $p < 0,001$ , Fig. 4.2).

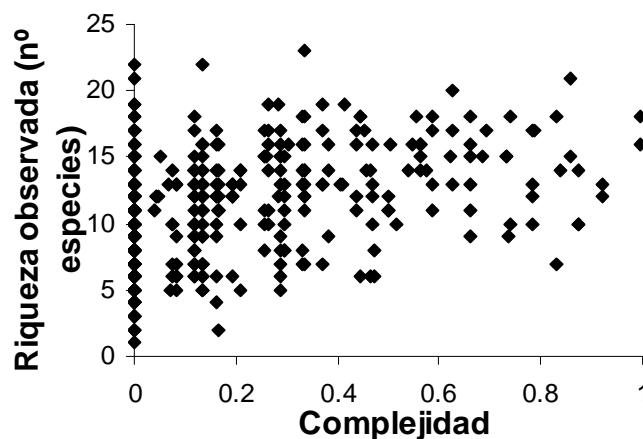
La riqueza se asoció positivamente a la presencia de árboles, tanto en forma dispersa ( $t_{1,414} = 2.665$ ,  $p < 0,001$ ) como montes y cortinas ( $r$  de correlación de Spearman = 0,282,  $p < 0,001$ ), a la riqueza de tipos de cobertura ( $t_{1,411} = 1.006$ ,  $p =$

0,038), a la presencia de cuerpos de agua ( $t_{1,414} = 1.447$ ,  $p < 0,001$ ) y de casas habitadas ( $t_{1,414} = 2.293$ ,  $p < 0,001$ ). Por el contrario, no hubo relación con la complejidad aportada por la vegetación de la banquina ( $r$  de correlación de Spearman  $< 0,001$ ,  $p = 0,98$ ). Esto podría deberse a que sólo ciertos tipos de vegetación de las banquinas beneficiarían a las aves y no su aporte a la complejidad según el contexto del paisaje. Aún así, se incluyó esta variable en el modelo de complejidad a escala local, ya que las banquinas podrían aumentar la riqueza de aves al interactuar con las otras variables.

La función final de complejidad se correlaciona positivamente con la riqueza de aves ( $r$  de correlación Spearman = 0,433;  $p < 0,001$ , Fig. 4.3) en el mejor modelo que se pudo ajustar. En el mismo, las reglas lógicas le dan mayor peso a los árboles (tanto en formaciones arbóreas como en dispersos) y cuerpos de agua (Tabla 4.1). Los árboles proveen sitios de nidificación y perchado para gran cantidad de las especies que actualmente se registran en el área de estudio. Los cuerpos de agua, por su parte,



**Figura 4.2.** Correlación entre el porcentaje de cobertura de pastura a escala local y el número de especies de aves observado.



**Figura 4.3.** Correlación entre la complejidad del paisaje a escala local a partir del mejor modelo de lógica difusa hallado y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo.





**Tabla 4.2.** Reglas lógicas del modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad del paisaje y la cobertura de pastura a escala local.

si	y	entonces
COMPLEJIDAD	COBERTURA	RIQUEZA
Muy baja	Agrícola	Muy baja
Muy baja	Mixta	Media baja
Muy baja	Pastura	Media baja
Baja	Agrícola	Media baja
Baja	Mixta	Media baja
Baja	Pastura	Media
Media baja	Agrícola	Baja
Media baja	Mixta	Media
Media baja	Pastura	Media
Media alta	Agrícola	Media alta
Media alta	Mixta	Media alta
Media alta	Pastura	Media alta
Alta	Agrícola	Media baja
Alta	Mixta	Media
Alta	Pastura	Media alta
Muy alta	Agrícola	Media alta
Muy alta	Mixta	Media alta
Muy alta	Pastura	Alta

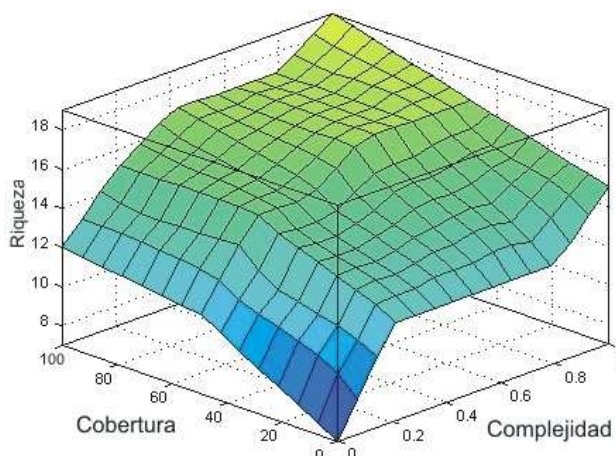
proveen un hábitat para un conjunto de especies que dependen exclusivamente de estos elementos con poca influencia de las demás características del paisaje. Es por esto que el número de especies aumentaría en forma aditiva con la presencia de cuerpos de agua en el paisaje. El ajuste de la complejidad del paisaje a la riqueza es mejor que para el caso de cobertura de pastura, indicando que es un atributo con mayor peso en la determinación del número de especies de aves.

### **3.3.2.2 Modelo de interacción entre cobertura y complejidad a escala local**

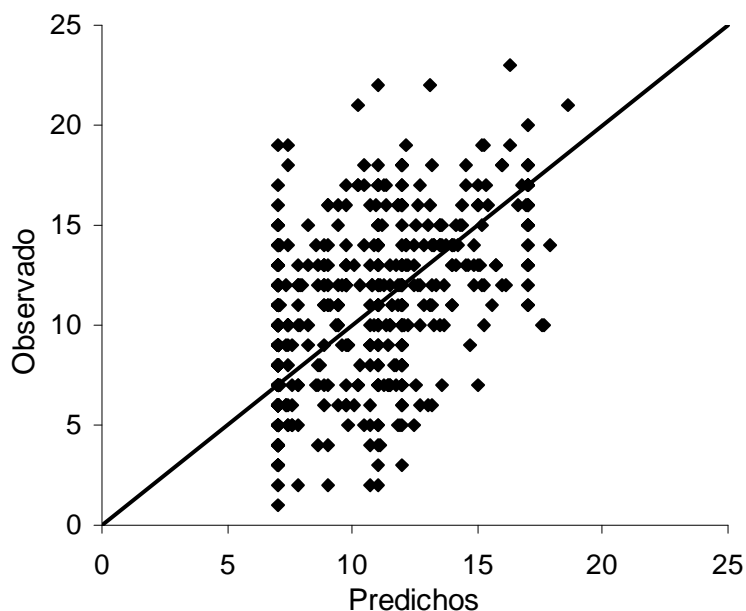
Las correlaciones entre cobertura de pastura y complejidad con la riqueza de aves, si bien significativas, no son muy fuertes y muestran una gran dispersión de los datos. Esta incertidumbre podría ser reducida generando modelos que integren las distintas características del paisaje, resolviendo posibles interacciones entre las dos variables.

Se construyó un modelo de lógica difusa vinculando la cobertura y la complejidad del paisaje a la riqueza de especies. El modelo con menor error hallado relaciona las dos variables sin interacciones fuertes entre ellas (Fig. 4.4, Tabla 4.2). Un incremento inicial en la complejidad del paisaje produce un aumento en la riqueza de aves, la cual se mantiene luego constante hasta producirse un nuevo aumento a altos niveles de complejidad. Este aumento final no se produce a niveles medios de cobertura de pastura, hallándose una saturación en el número de especies a niveles medios de complejidad. A niveles constantes de complejidad la cobertura de pastura aumenta la riqueza de aves. Este aumento es lineal a valores altos de complejidad del paisaje, pero a niveles bajos no aumenta más allá de valores medios de cobertura de pastura. Esto sugiere que hay una limitación de las pasturas en su capacidad de proveer hábitat para aves, que sólo puede ser superada si el paisaje contiene elementos que aumentan su complejidad.

La correlación entre los valores predichos por el modelo y los observados tiene un EAM de 2,92. El modelo tiende a subestimar el número de especies a valores



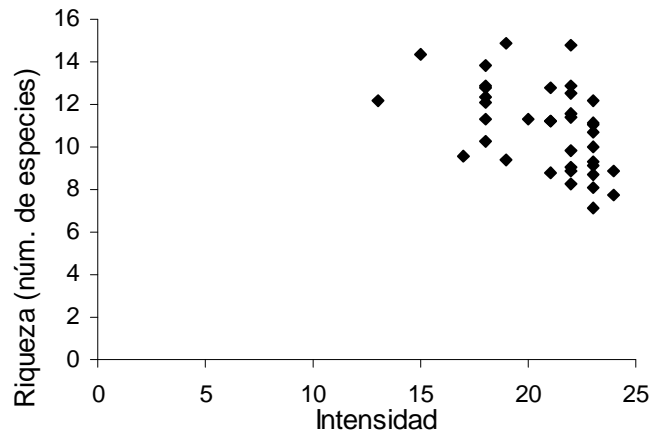
**Figura 4.4.** Superficie de respuesta de la riqueza de aves predicha por el modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad y porcentaje de cobertura de pastura a escala local.



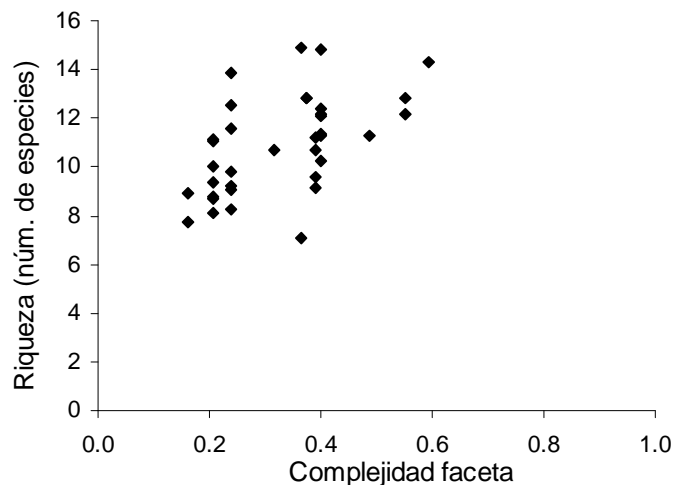
**Figura 4.5.** Valores predichos del número de especies de aves según modelo de lógica difusa que relaciona la cobertura de pastura y la complejidad a escala local en función de los valores observados. La línea indica una recta de pendiente igual a 1, en la cual los valores predichos coincidirían con los observados.

predichos bajos (Fig. 4.5). En todo el rango de valores predichos se encuentran valores de alta riqueza de especies.

Los atributos del paisaje a escalas mayores podrían estar condicionando y modificando la respuesta a los atributos del paisaje de escala local. En la escala de faceta, la riqueza se correlaciona negativamente con la intensidad de uso agrícola ( $r = -0,55$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 4.6) y positivamente con la complejidad del paisaje ( $r = 0,59$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 4.7). Siguiendo el modelo de Tschardt et al. (2005) (Fig. 4.1) incluimos esta escala considerando la variable intensidad de transformación del paisaje. El mejor modelo predice que el efecto del contexto del paisaje se da sólo a valores bajos de

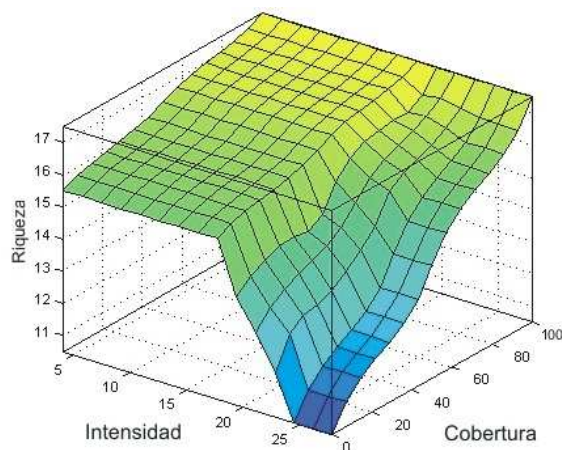


**Figura 4.6.** Correlación entre la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo. Para evitar la pseudorreplicación de las facetas, se promediaron los valores de riqueza para puntos de una misma faceta.

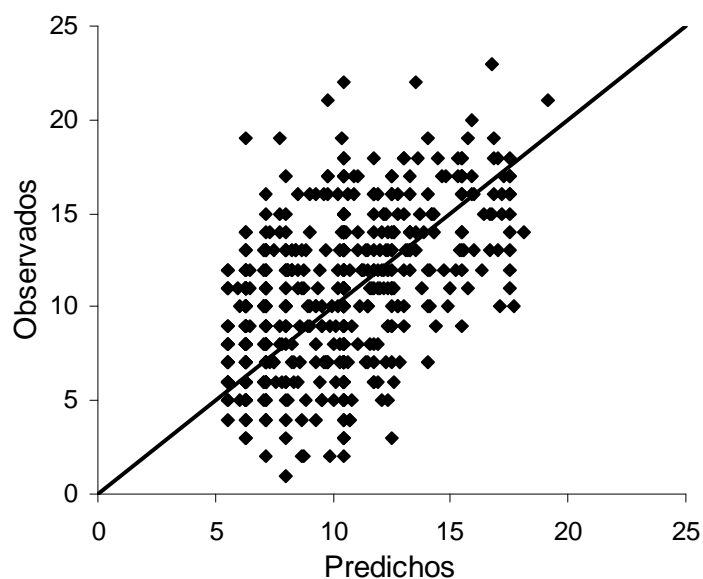


**Figura 4.7.** Correlación entre la complejidad del paisaje a escala de faceta según el mejor modelo de lógica difusa hallado y el número de especies de aves observado en el punto de muestreo. Para evitar la pseudorreplicación de las facetas, se promediaron los valores de riqueza para puntos de una misma faceta.

cobertura de pastura a la escala local, reduciendo el número de especies cuando el paisaje tiene altos niveles de transformación (Fig. 4.8, Tabla 4.3). En el gradiente considerado, este efecto se produce sólo a valores muy altos de intensidad de transformación. El EAM de este modelo es de 2,95, es decir, no hay una mejora en la predicción del número de especies respecto al modelo que no incluye esta escala, aunque se reduce levemente el error a valores bajos de riqueza observada (Fig. 4.9).



**Figura 4.8.** Superficie de respuesta de la riqueza de aves predicha por el modelo de lógica difusa que relaciona la complejidad y el porcentaje de cobertura de pastura del paisaje a escala local y la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta. Se grafica solamente la relación entre cobertura de pastura y la intensidad para evaluar las predicciones del modelo de Tschardt et al. (2005) (Fig. 4.1).



**Figura 4.9.** Valores predichos de número de especies de aves según modelo de lógica difusa que incorpora la intensidad de transformación del paisaje, graficados en función de los valores observados. La línea indica una recta de pendiente igual a 1, en la cual los valores predichos coincidirían con los observados.

#### 4.3.3 Asociaciones de los ensambles de aves con los atributos del paisaje

Así como la complejidad y uso del paisaje puede influir sobre el número de especies de aves, también puede modificar la composición de la comunidad (Burel et al. 1998). Se analizó la asociación de las especies de aves con las variables ambientales a distintas escalas mediante análisis de correspondencia canónica (ACC).

Dado que no se pueden extraer conclusiones sobre la asociación con el ambiente para especies raras (Batista 1991), se eliminaron aquéllas con menor constancia en los muestreos (<2%), conservando 54 para los análisis (Apéndice II). Algunos puntos de muestreo quedaron fuera del área de estudio cuando se calculó la complejidad a escala de faceta. Para los ACC se usaron sólo los puntos de muestreo que podían ser analizados a las dos escalas espaciales estudiadas los dos años (n=474).

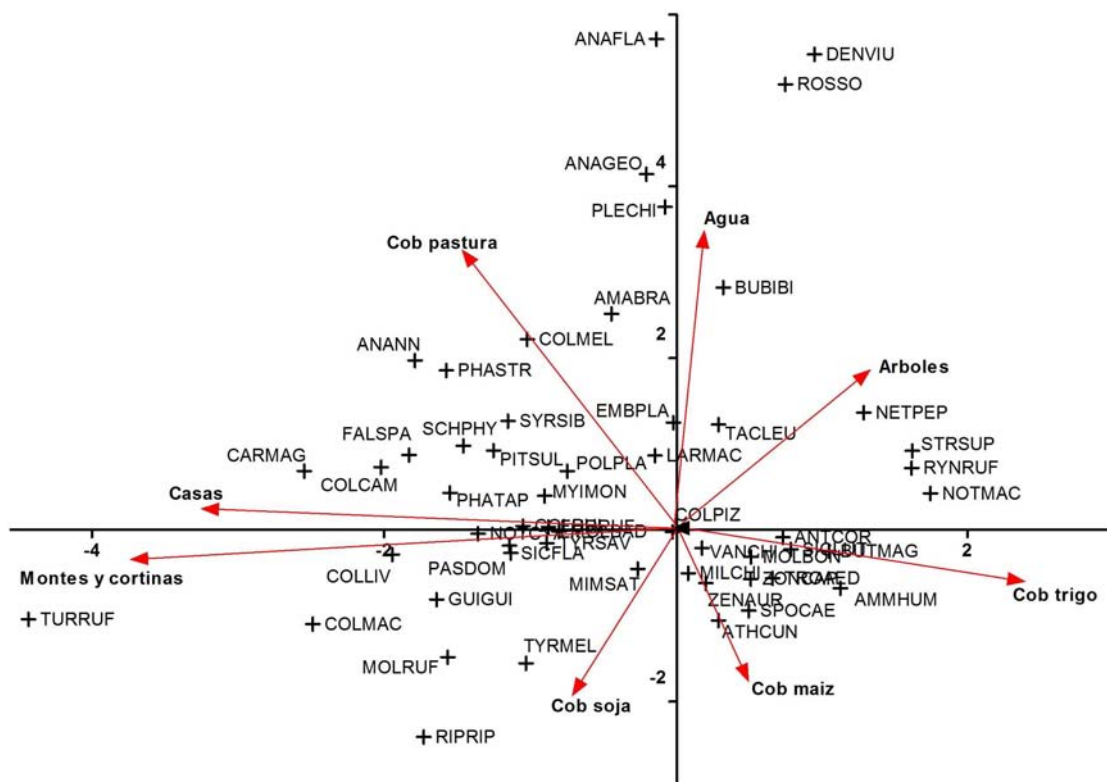
En la escala local, se consideraron las variables de complejidad así como la cobertura detallada por cultivo, para brindar más información que la que sólo distingue entre cobertura agrícola y no agrícola. El ordenamiento explicó una muy baja proporción de la variabilidad de los datos (3,4% de varianza acumulada para los dos

**Tabla 4.3.** Reglas lógicas del modelo de lógica difusa que combina la complejidad y cobertura de pastura a escala local y la intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta para predecir la riqueza de especies en el punto.

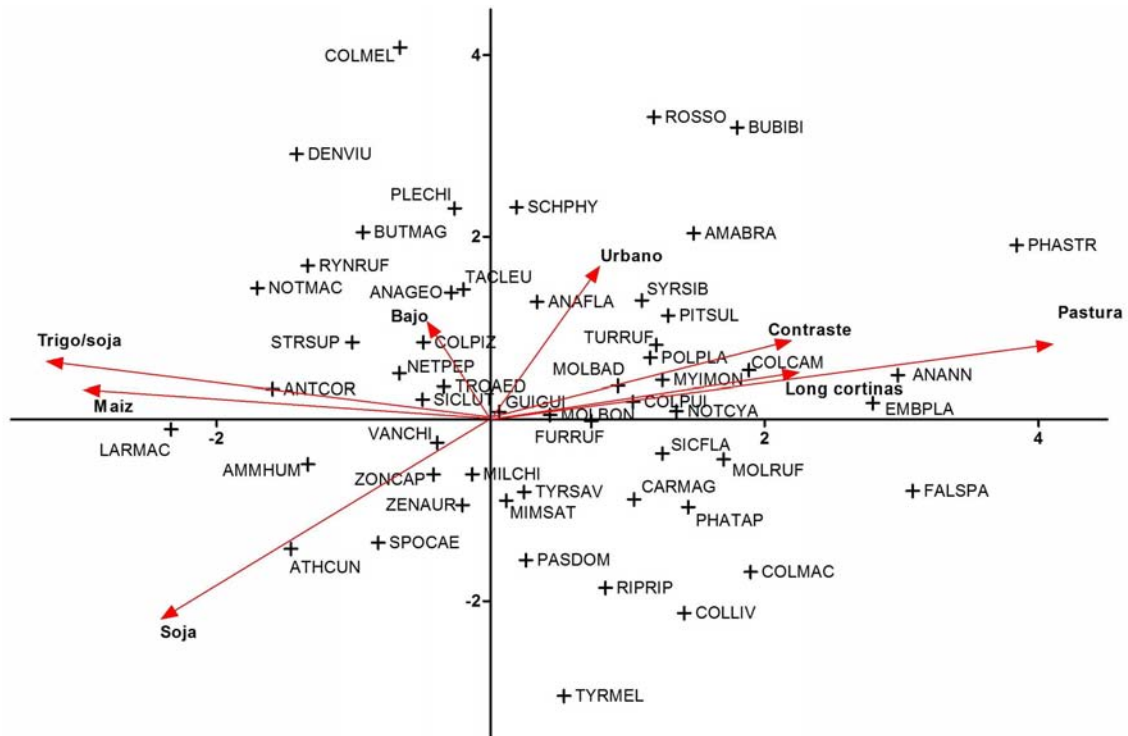
si	y	e	entonces
COMPLEJIDAD	COBERTURA	INTENSIDAD	RIQUEZA
Muy baja	Agrícola	Baja	Baja
Muy baja	Agrícola	Alta	Muy muy baja
Muy baja	Mixta	Baja	Baja
Muy baja	Mixta	Alta	Baja
Muy baja	Pastura	Baja	Media baja
Muy baja	Pastura	Alta	Media baja
Baja	Agrícola	Baja	Media
Baja	Agrícola	Alta	Baja
Baja	Mixta	Baja	Media
Baja	Mixta	Alta	Media baja
Baja	Pastura	Baja	Media
Baja	Pastura	Alta	Media
Media baja	Agrícola	Baja	Media
Media baja	Agrícola	Alta	Baja
Media baja	Mixta	Baja	Media
Media baja	Mixta	Alta	Media baja
Media baja	Pastura	Baja	Media alta
Media baja	Pastura	Alta	Media alta
Media alta	Agrícola	Baja	Media
Media alta	Agrícola	Alta	Baja
Media alta	Mixta	Baja	Media alta
Media alta	Mixta	Alta	Media
Media alta	Pastura	Baja	Media alta
Media alta	Pastura	Alta	Media alta
Alta	Agrícola	Baja	Media
Alta	Agrícola	Alta	Baja
Alta	Mixta	Baja	Media alta
Alta	Mixta	Alta	Media
Alta	Pastura	Baja	Media alta
Alta	Pastura	Alta	Media alta
Muy alta	Agrícola	Baja	Media alta
Muy alta	Agrícola	Alta	Media alta
Muy alta	Mixta	Baja	Media alta
Muy alta	Mixta	Alta	Media
Muy alta	Pastura	Baja	Alta
Muy alta	Pastura	Alta	Alta

primeros ejes) mostrando que la comunidad de aves está poco estructurada en función de las características del paisaje consideradas. El primer eje de ordenamiento separa las especies asociadas a trigo y presencia de árboles dispersos de las asociadas a formaciones arbóreas, casas y pasturas (Fig. 4.10). Estos últimos elementos del paisaje están usualmente asociados espacialmente en cascos de estancias y sus caminos de entrada. Estos ambientes proveen un hábitat propicio para las especies que nidifican en árboles y que también suelen hallarse en ambientes peri-urbanos. El segundo eje de ordenamiento separa especies asociadas a dos tipos de paisajes muy contrastantes: aquéllos donde se encuentran bajos inundables, cuerpos de agua y pasturas de otros con cobertura principalmente agrícola. A los primeros se asocian las anátidas y otras especies de humedales, como *Plegadis chii*, *Rostrhamus sociabilis* y *Embernagra platensis*. Asociadas a cultivos se hallaron las especies *Riparia riparia*, *Athene cunicularia*, *Tyrannus melancholicus*, *Patagioenas maculosa* y *Molothrus rufoaxillaris*.

En la escala de faceta el ACC explica un 2,5% de la varianza y separa en su primer eje las especies asociadas a pasturas, con mayor longitud total de cortinas y contraste, de aquellos ambientes con mayor cobertura agrícola (Fig. 4.11). El segundo eje distingue especies asociadas a cultivos de soja del resto de los paisajes. La mayor parte de las especies coincide en su asociación a paisajes de similares características tanto a escala local como a escala de faceta, fundamentalmente en los gradientes que separan especies asociadas a pasturas y ambientes acuáticos de especies asociadas a cultivos.



**Figura 4.10.** Ordenamiento del análisis de correspondencia canónica entre las especies y las variables ambientales a la escala local. Las cruces representan los scores de las especies (en clave de seis letras). Se grafican sólo las variables más significativas de las 19 incluidas en el análisis.

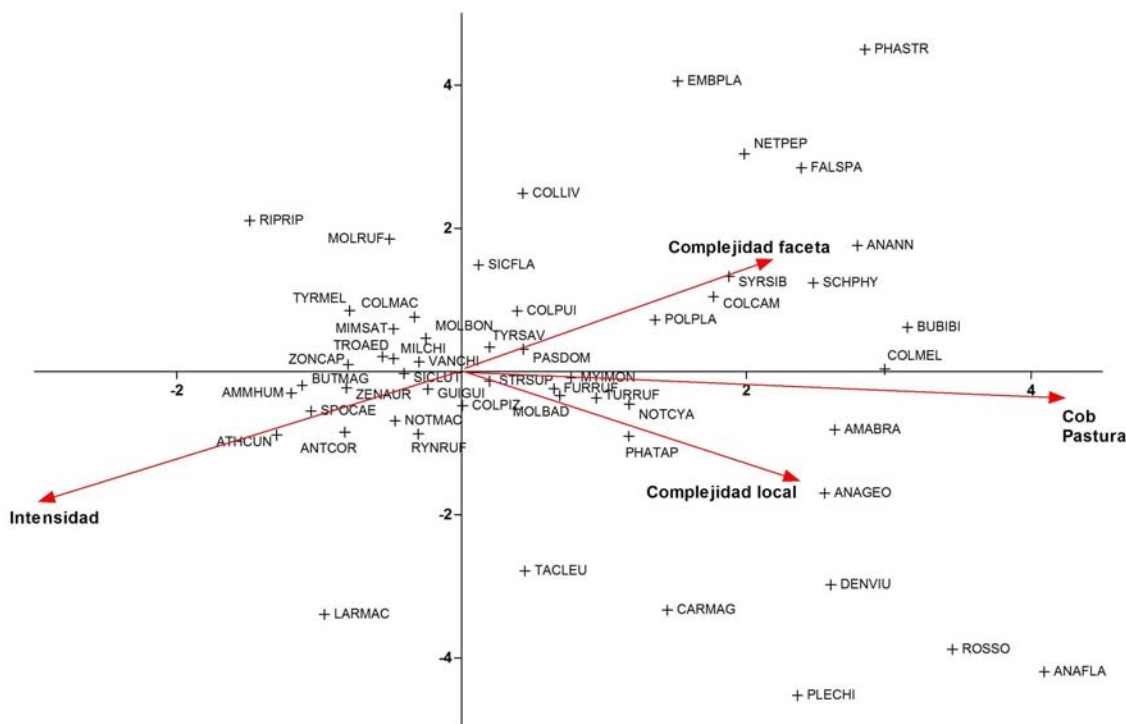


**Figura 4.11.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables ambientales de la escala de faceta. Las cruces indican los scores de las especies (en claves de seis letras).

Se realizó un ACC con las variables de los modelos de lógica difusa a las dos escalas espaciales (cobertura de pastura, intensidad de transformación, complejidad a escala local y de faceta). El ordenamiento explica un 2% de la variabilidad total y el primer eje separa las especies asociadas a paisajes con mayor intensidad de transformación agrícola (Fig. 4.12). Se ha reportado que *Ammodramus humeralis* y *Athene cunicularia* se asocian con paisajes agriculturizados y *Larus maculipennis* puede estar asociada a basurales, presentes en las cercanías de las ciudades (Leveau y Leveau 2004b, Filloy y Bellocq 2007, Schrag et al. 2009). El segundo eje separa especies asociadas a la complejidad espacio-temporal en la escala de faceta. Resulta de alguna manera sorprendente la asociación de especies a paisajes con niveles altos de intensidad de transformación y al mismo tiempo complejidad a escala local. Es posible que la asociación con esta parte del eje esté dada principalmente por la presencia de cuerpos de agua, que es una de las variables que más aporta a la complejidad del paisaje a escala local.

Se exploró si la distribución de las especies de aves en el paisaje está determinada por recursos de alimentación o nidificación. Los análisis de correspondencia sólo mostraron una asociación significativa entre la abundancia de individuos por grupo trófico y las variables de los modelos difusos a las dos escalas. El ordenamiento explica un 3,4% de la variabilidad total. Asociados a paisajes con alta intensidad de transformación agrícola se encuentran las especies granívoras, mientras que las insectívoras y carnívoras se asocian a los paisajes con mayor cobertura de pastura a escala local y complejidad a escala de faceta (con excepción de las clasificadas como insectívoras/carnívoras, cuyo único representante es el taguató *Buteo magnirostris*) (Fig. 4.13). Los filtradores se encuentran asociados a paisajes complejos localmente y con cobertura de pastura, evidentemente a causa de la presencia de cuerpos de agua en este tipo de paisajes. Los individuos pertenecientes

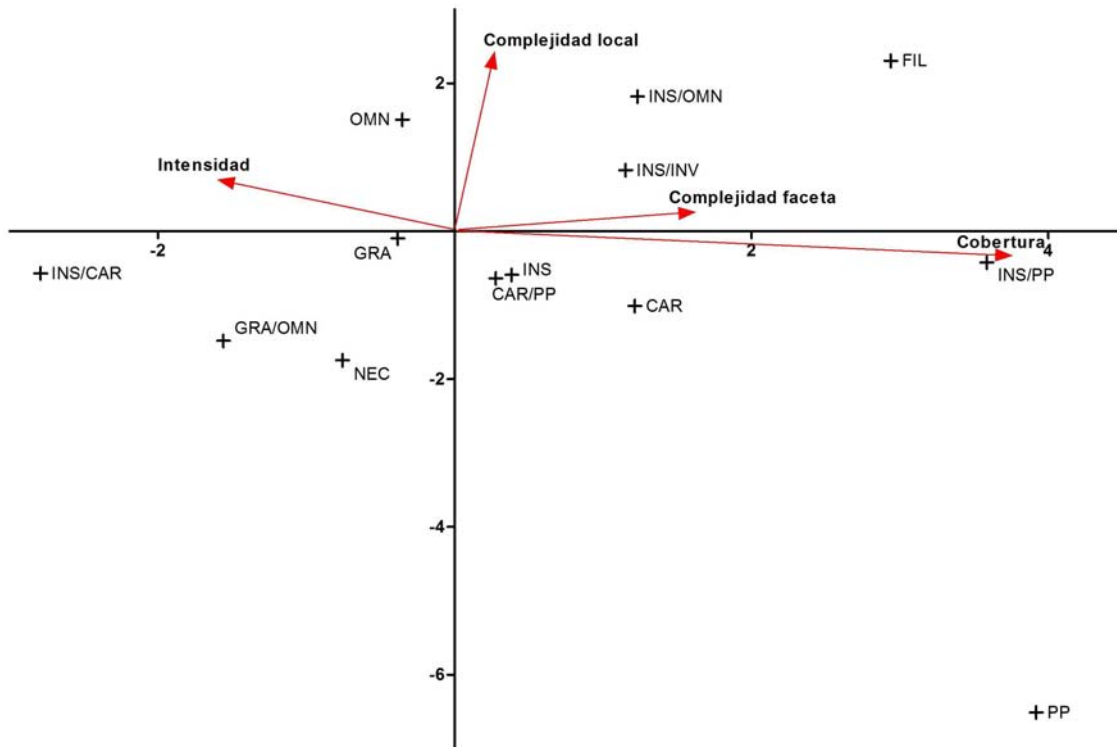




**Figura 4.12.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables de los modelos de lógica difusa a las dos escalas espaciales consideradas (local y faceta). Las cruces indican los scores de las especies (en claves de seis letras).

al grupo trófico Pequeñas Presas (PP) corresponden solamente a una especie con baja abundancia, la cigüeña americana (*Ciconia maguari*), y es seguramente debido a ello su ubicación extrema en el gradiente del ordenamiento. Esta especie aparece asociada a pasturas, pero en paisajes simples, contrariamente a las filtradoras, a las cuales se podría suponer debería estar asociada. Los sitios donde se detectaron cigüeñas eran bajos inundables de una estructura simple, dada por la ausencia de árboles, casas habitadas y pocos tipos diferentes de cobertura. El ordenamiento muestra, por lo tanto, que los paisajes con distinto tipo de uso ofrecen distintos recursos alimenticios, alterando la estructura trófica de la comunidad de aves en los agroecosistemas estudiados.

Los paisajes también podrían modificar la composición de especies al ofrecer distintos recursos de nidificación. El ordenamiento de acuerdo a esta característica se realizó sólo para las variables de paisaje a escala local ya que es a esta escala donde los atributos del paisaje son más importantes para determinar los sitios de nidificación (Cueto 2006). La distribución de las especies se corresponde claramente con la oferta en el paisaje de sitios de nidificación. Las especies nidificantes en árboles, cavidades y construcciones se asocian a montes, cortinas y casas habitadas (Fig. 4.14). Las de vegetación palustre a la presencia de cuerpos de agua. Las especies que nidifican en el suelo o en vegetación herbácea baja se asocian a pasturas pero también a cultivos como trigo y maíz. Esto muestra que algunos cultivos pueden ofrecer el mismo recurso de nidificación que una pastura (más parecida fisonómicamente y en manejo a un pastizal natural) o que en el paisaje se encuentran elementos que ofrecen sitios de nidificación y permiten el establecimiento de las especies (como ser banquinas de caminos).

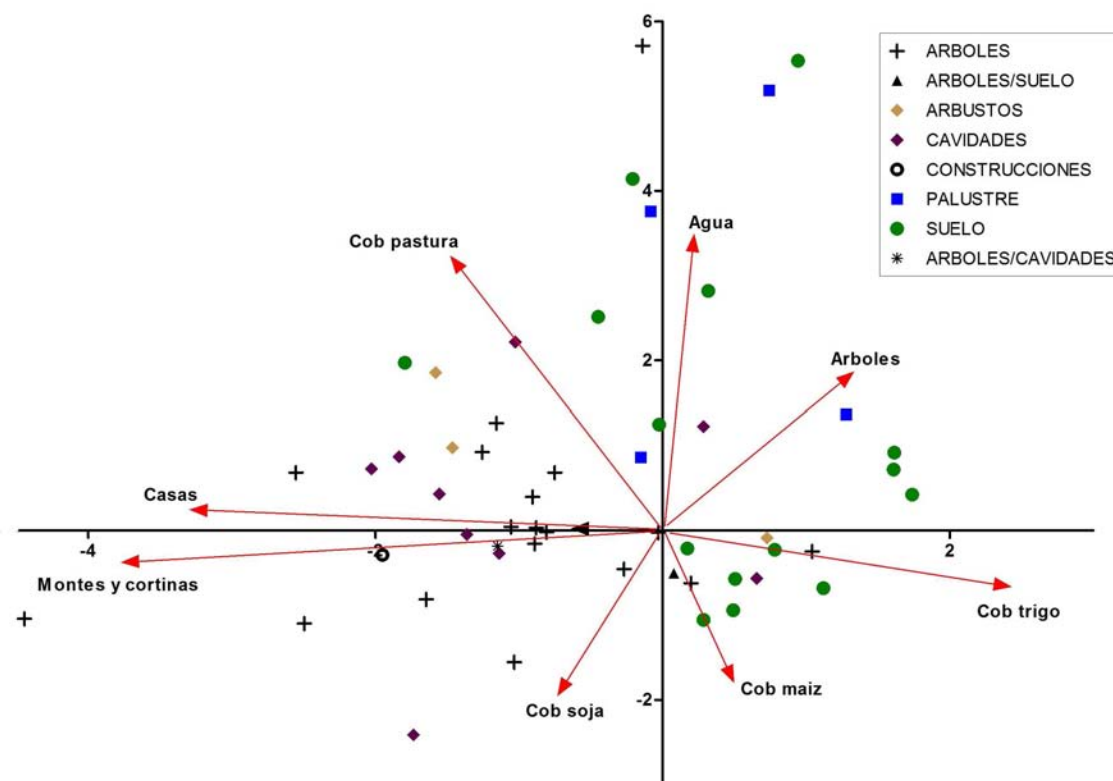


**Figura 4.13.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica de los grupos tróficos de aves con las variables ambientales de los modelos de lógica difusa a las dos escalas espaciales consideradas (local y faceta). Las cruces indican los scores de los grupos tróficos. INS: Insectívoro, GRA: Granívoro, CAR: Carnívoro, OMN: Omnívoro, FIL: Filtrador, PP: Pequeñas presas, INV: Invertebradívoro, NEC: Nectarívoro.

#### 4.4 Discusión

La riqueza de aves se correlacionó positivamente a la cobertura de pastura, pero en una forma más débil de lo esperado según otros estudios para la misma región (Leveau y Leveau 2004b, Codesido et al. 2008). Es posible que la diferencia se halle en que estos estudios comparan zonas agriculturizadas de la Pampa Ondulada con zonas de mayor cobertura de pasturas en la Pampa Deprimida. Las pasturas de esta última subregión son más parecidas a los pastizales nativos y su manejo posiblemente difiera de las pasturas de la Pampa Ondulada, de tal manera que podrían ser un mejor hábitat para las aves. En efecto, Schrag et al. (2009) analizaron la riqueza de aves en función de la cobertura de pasturas implantadas y no hallaron una relación positiva. Se puede concluir que en los agroecosistemas de la Pampa Ondulada, el tipo de uso del suelo distinguiendo uso agrícola de pastoril no es por sí mismo un atributo suficiente para determinar el número de especies de aves.

Por el contrario, la complejidad del paisaje a escala local se correlacionó en forma más fuerte con la riqueza de aves. Numerosos estudios coinciden en que los elementos que aportan heterogeneidad al paisaje favorecen la biodiversidad (Benton et al. 2002b, Marshall et al. 2002, Poggio 2007, de La Fuente 2010). En algunos casos, las relaciones entre estos elementos actúan en forma sinérgica; por ejemplo, las formaciones arbóreas lineales aumentan el efecto positivo de los bosques sobre la riqueza de especies de agroecosistemas de los Países Bajos (Grashof-Bokdam et al. 2009). Cunningham et al. (2008), por su parte, muestran que las plantaciones tienen un efecto aditivo o complementario a los remanentes de vegetación nativa de bosques



**Figura 4.14.** Ordenamiento por análisis de correspondencia canónica con las variables ambientales a escala local. El ordenamiento es el mismo de la Fig. 4.10, pero se clasificaron las especies según sus hábitos de nidificación.

de Australia. En este estudio, intenté contemplar esta situación asignando mayor peso a algunos de los elementos del paisaje en las reglas lógicas de los modelos difusos. De esta manera, se pudo observar que los árboles y cuerpos de agua contribuyen con mayor medida a una heterogeneidad que puede ser explotada por mayor número de especies, coincidiendo con estudios previos en la misma región (Shnack et al. 2000, Sarasola y Negro 2006). El tipo de cobertura y la complejidad del paisaje pueden interactuar en forma no lineal y ciertas combinaciones de estas dos variables ofrecer hábitats más propicios para el establecimiento de un mayor número de especies. El modelo de lógica difusa que vincula el tipo de cobertura y la complejidad muestra que las variables se relacionan sin interacciones fuertes. Se puede observar una tendencia a una limitación en la capacidad de las pasturas de proveer hábitat para especies, la que sólo puede ser superada si se agregan elementos que provean nuevos recursos. El número de especies predicho por el modelo se relaciona positivamente con el observado, con un error medio absoluto que se halla dentro del orden de magnitud considerado como aceptable por otros estudios (Kampichler et al. 2000). Las mayores diferencias se encuentran por subestimación en valores bajos de riqueza predicha. Esto indica que aun en paisajes donde se hipotetiza que deberían haber pocas especies se encuentran los máximos valores de riqueza observada.

De acuerdo a los resultados del modelo de escala local, las características del paisaje determinarían un mínimo en el número de especies presentes, pero es más incierto al determinar el máximo posible. La variabilidad no explicada podría ser reducida al considerar el contexto del paisaje a escalas mayores. Si el paisaje a escala de faceta es más favorable la avifauna local se enriquecería a través de efectos de masa (Schmida y Wilson 1985). Se construyó otro modelo que incluye el efecto del paisaje a escala de faceta, según lo propuesto por Tscharrntke et al. (2005). La

predicción de los valores de riqueza no mejoró, por lo que los procesos hipotetizados por los autores podrían no estar actuando en este sistema. Es posible que el gradiente de intensidad de transformación del paisaje analizado en este estudio no sea suficiente para reflejar esos procesos. En el modelo, sólo valores muy altos de intensidad de transformación (correspondientes a facetas clasificadas como “agrícolas” en los cuatro años) ejercen un efecto sobre la riqueza local de especies. Los mínimos valores de intensidad corresponden a facetas que se clasificaron como bajas en el primer año pero siguieron un proceso de agriculturización en el período estudiado. Probablemente se debería haber muestreado facetas con menor intensidad de disturbio para observar un aumento significativo en el número de especies de paisajes desfavorables localmente.

La riqueza no fue el único atributo de la comunidad afectado por el uso y complejidad del paisaje. La composición de especies varió en todas las escalas y las respuestas de las especies fueron en general constantes entre escalas. Los gradientes más fuertes separaron un grupo de especies asociadas a una mayor cobertura de pastura, aunque también hubo diferencias entre distintos cultivos. Otro grupo de especies estuvo asociado a la presencia de cuerpos de agua, y un tercero a casas habitadas y formaciones arbóreas. La distribución de las especies en los distintos paisajes refleja sus hábitos de nidificación y, en menor medida, sus hábitos tróficos. Se esperaba encontrar una diferencia en la estructura trófica de la comunidad entre distintos cultivos, ya que sus diferentes estados fenológicos al momento de realizarse el muestreo ofrecerían distinta calidad y cantidad de recursos. Sin embargo, la asociación fue con un gradiente de cobertura de pastura a escala local e intensidad de transformación del paisaje a escala de faceta y en menor medida a la complejidad a escala local. Los insectívoros estuvieron asociados principalmente a paisajes pastoriles, donde la oferta de insectos sería mayor por una menor perturbación por insecticidas, presencia de bosta de vaca, etc. Los granívoros en general se asociaron a facetas de alta intensidad de transformación del paisaje, donde los cultivos serían una parte importante de su dieta.

En forma general, los ordenamientos explican una baja proporción de la variabilidad ( $\approx 3\%$ ), lo que indica que en nuestro sistema de estudio existe una alta incertidumbre tanto en la riqueza de aves presentes como en la composición de los ensambles. La ausencia de asociaciones fuertes entre las especies y el paisaje sugiere que la avifauna de la Pampa Ondulada es de carácter en su mayoría generalista en el uso de hábitat, que soporta distintos niveles de transformación del paisaje original. Es por tanto una fauna que ha resistido los cambios o, incluso, se ha beneficiado de ellos y colonizado desde ecorregiones adyacentes. Las especies más vinculadas al pastizal nativo según la bibliografía no fueron halladas en el relevamiento o lo fueron en una constancia tan baja que no se incluyeron en los análisis multivariados.

Para el ajuste de los parámetros de los modelos de lógica difusa se usaron los mismos datos con los cuales se evaluó su desempeño. Esto representa una limitación en el poder de extrapolación de los resultados. Para hacer una correcta validación de los modelos deberá contarse con datos independientes de nuevos muestreos de aves.

## 4.5 Conclusiones

En este capítulo intenté evaluar los patrones de riqueza de aves en la Pampa Ondulada mediante procesos de inferencia por lógica difusa. Estos patrones fueron analizados en función de las características biológicas de las especies y los posibles procesos que ocurren en el paisaje.

El proceso de inferencia por lógica difusa, combinado con técnicas de análisis uni y multivariado, permitieron describir algunos patrones de la diversidad de aves en la Pampa Ondulada. El tipo de uso del suelo tuvo un efecto menor al esperado según los

estudios previos en agroecosistemas de distintas partes del mundo, incluyendo la región Pampeana. En cambio, se pudo comprobar que los elementos que introducen heterogeneidad, muchas veces de origen antrópico, juegan un rol más importante en la cantidad de especies y su identidad.

La consideración de distintas escalas espaciales no mejoró la predicción de los patrones de riqueza como en otros estudios (Mazerolle y Villard 1999, Cushman y McGarigal 2002, Steffan-Dewenter et al. 2002, Cushman y McGarigal 2004b, Holland et al. 2004, Aviron et al. 2005, Cunningham y Johnson 2006). Es posible que la relación entre las variables consideradas fuera demasiado compleja para modelarlas con los métodos utilizados.

La estructura de la comunidad de aves en relación a las características del paisaje muestra que las especies hacen un uso generalista del hábitat. La ausencia o baja frecuencia de especies representativas del pastizal nativo muestra que los agroecosistemas de la Pampa Ondulada, si bien de historia reciente por comparación a otras regiones, tiene un nivel de transformación alto en su avifauna, tanto por retracción como por expansión en la distribución de las especies (Bilenca et al. 2008, Codesido et al. en prensa). La comunidad actual es de hábitos mayormente generalistas y la estructura de la comunidad está determinada por aquellas especies con necesidades muy particulares de nidificación y/o alimentación.



## CAPÍTULO 5

### VARIACIONES DE CORTO PLAZO EN LA COMPOSICIÓN DE LOS ENSAMBLES DE AVES







## 5.1 Introducción

Los estudios de la relación entre las especies y los atributos del paisaje suelen hacerse mediante una aproximación “fotográfica” que considera esa relación como invariante en el tiempo y en cualquier otra condición ambiental no contemplada. Sin embargo, existe una serie de factores que hacen variar las distribuciones de la especies, tales como cambios en la oferta de recursos, en las condiciones climáticas y relaciones interespecíficas, entre otros (Maron et al. 2005). Eso produce que las relaciones especies ambiente sean más dinámicas de lo que habitualmente se asume y muestren variabilidad tanto en el corto como en el largo plazo (Collins 2001, Holmes y Sherry 2001).

Los agroecosistemas son ambientes naturalmente dinámicos a distintas escalas, en los cuales las condiciones ambientales varían en forma muy marcada en el tiempo y en el espacio. Las rotaciones anuales proveen cobertura de cultivos con distinta calidad como hábitat para las especies, además de producir un régimen de disturbios más frecuentes que los sistemas naturales, asemejándolos a ecosistemas de una etapa sucesional temprana (Ghersa y León 1999). Asimismo, desarrollos tecnológicos y cambios en el contexto económico y político promueven cambios en el uso de la tierra y la estructura del paisaje en el mediano a largo plazo, como se ha visto en el Capítulo 2 de esta tesis para la Pampa Ondulada. Es por esto que la dinámica temporal debería ser especialmente tenida en cuenta en agroecosistemas para mejorar la comprensión de la asociación de las especies con el ambiente.

De igual manera, eventos climáticos extraordinarios generan disturbios de gran escala que afectan la biota de los ecosistemas, a veces actuando en forma sinérgica con otros factores de disturbio como la fragmentación de hábitat (Mac Nally et al. 2009). Este tipo de fenómenos suelen afectar negativamente las poblaciones de aves en diversas regiones del mundo por disminuir la oferta de recursos (Rotenberry y Wiens 1980, Desante y Geupel 1987, George et al. 1992). Frente a un evento de sequía la productividad de las pasturas así como de la vegetación de las banquinas disminuye. Además, son sometidas a una mayor presión de pastoreo del ganado doméstico. Esto genera una disminución en la altura de la vegetación, exponiendo a las aves nidificadoras del suelo a mayores riesgos de predación (Zalba y Cozzani 2004), una disminución en los recursos para aves que forrajean en esos sustratos (Martin y Possingham 2005) y posiblemente mayor disturbio por pisoteo. Además, durante años secos la abundancia de insectos se ve disminuida y, naturalmente, los cuerpos de agua temporarios son más escasos. Los paisajes agrícolas también se ven afectados por la sequía, al disminuir el rendimiento de los cultivos, pero es posible que el manejo varíe en menor medida que en las pasturas. Si el paisaje es más estable, los ensambles de aves asociados a ese tipo de paisaje deberían permanecer más o menos estables también, es decir, se debería observar una correlación positiva entre la variación en el paisaje y la de los ensambles de aves.

La presión de pastoreo ha sido estudiada en relación a su efecto sobre la diversidad y abundancia de aves. Los resultados son mixtos encontrándose tanto efectos positivos como negativos y neutros (Rotenberry y Wiens 1980, Gonnet 2001, Söderström et al. 2001, Tichit et al. 2005, Kim et al. 2009, Reino et al. 2010). Esto sugiere que la respuesta de las comunidades bióticas es altamente idiosincrática o interactúa con otros factores ambientales. Por ejemplo, George et al. (1992) muestran que la riqueza de aves en pastizales de Estados Unidos se vio más afectada en sitios de condición regular que en aquellos de condición buena. El mismo efecto podría observarse comparando paisajes con distinto uso del suelo y en forma diferencial según los hábitos tróficos de las especies. Como se ha visto en el Capítulo 3 de esta tesis, las aves insectívoras se asocian a paisajes pastoriles, probablemente porque en paisajes agrícolas los recursos para este grupo son menos abundantes y de distribución más fragmentada. En un año seco, la disminución de la calidad como hábitat para este grupo trófico sería proporcionalmente mayor en paisajes agrícolas;

en paisajes pastoriles, en cambio, la oferta de recursos sería aún suficiente para mantener las poblaciones de insectívoros.

Durante los relevamientos de aves realizados para esta tesis se produjo un evento climático de características extraordinarias. En el año 2008, la Argentina fue afectada por una de las mayores sequías de los últimos 50 años, con reducciones en las precipitaciones del 40 al 60% en las zonas Centro y Noreste del país (SMN 2009). La productividad primaria neta también disminuyó significativamente, aunque con variaciones, siendo más marcada en zonas pastoriles, con disminuciones del más del 40% respecto al promedio de los últimos años (LART, 2009, Fig. 5.1). Este evento particular permitió estudiar el efecto a corto plazo sobre los ensambles de aves, poniendo a prueba la siguiente hipótesis:

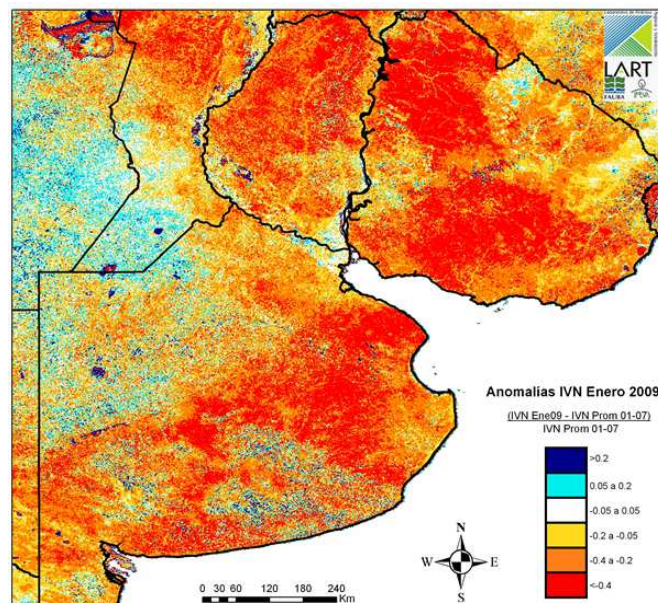
**Hipótesis:** el efecto de la sequía sobre las aves depende del uso del suelo del paisaje y del grupo trófico de las especies.

**Predicción 1:** Los ensambles de aves asociados a pasturas varían más en su composición debido a que las condiciones ambientales cambian más que en paisajes agrícolas.

**Predicción 2:** Los insectívoros se verán más afectados en paisajes agrícolas donde la oferta de recursos, aun en años normales, es más limitada.

## 5.2 Métodos

Las observaciones en el campo permiten estimar que la presión de pastoreo fue mayor en 2008 que en 2007. La altura de las pasturas fue menor en el segundo año y se observó ganado pastando en banquinas de caminos, cuya vegetación se veía también afectada por la sequía. En los puntos comparados entre los dos años, en



**Figura 5.1.** Desvíos en el índice verde normalizado (IVN) durante la sequía de 2008/09 respecto al promedio de los últimos siete años. Las zonas más afectadas (en rojo) coinciden con las de producción ganadera. Las zonas agrícolas fueron menos afectadas o, incluso, mostraron algunas mejoras respecto al promedio (imagen elaborada por el LART, FAUBA).

2007 un 15,6% de ellos había cuerpos de agua, mientras que en el 2008 se redujo a un 5,5%.

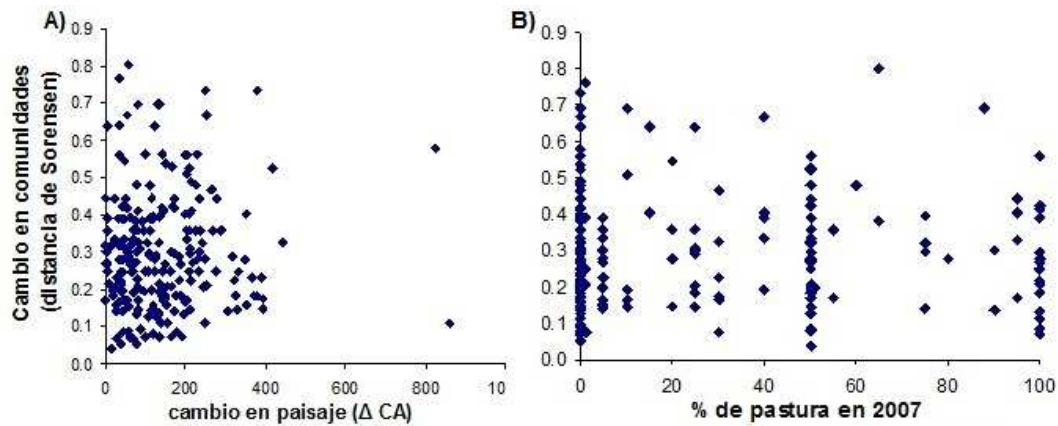
Para evaluar el cambio en los ensamblajes de aves de los puntos de muestreo entre los dos años se midió la distancia de Sorensen entre ellos usando datos de presencia/ausencia para todas las especies registradas (incluyendo las de baja constancia). La distancia de Sorensen calcula una diferencia porcentual en la composición de especies y toma valores entre 0 y 1 (Beals 1984). La magnitud de cambio del paisaje se calculó para cada punto midiendo la distancia euclídea entre los dos años en el hiperespacio de un ordenamiento por análisis de correspondencia (CA). Cuanto mayor es la distancia, mayor la variación interanual de las características ambientales de los puntos.

Se realizaron correlaciones entre la distancia de Sorensen y el cambio en el paisaje y cobertura de pastura a escala local y de faceta. También se realizaron regresiones múltiples con el cambio en cada variable en cada escala para evaluar el peso relativo de cada una. Para evaluar el efecto del uso de la tierra sobre los cambios en riqueza de especies y de abundancia de individuos para cada grupo se realizaron pruebas pareadas de Wilcoxon. El porcentaje de cobertura de pastura se dividió en cinco categorías (0-20%, 20-40, 40-60, 60-80 y 80-100), dado que no se pudo construir un modelo de regresión.

### 5.3 Resultados

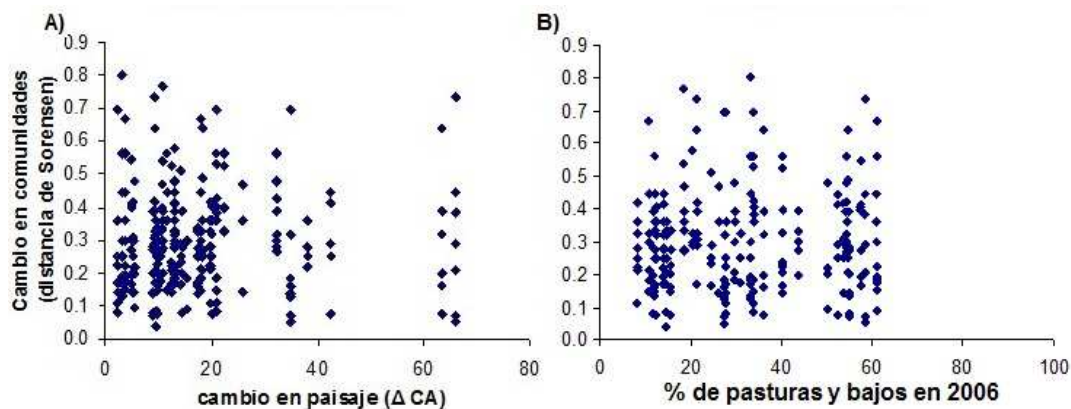
La magnitud de cambio en los ensamblajes de aves no estuvo correlacionada a la del cambio del paisaje ni a escala local ( $r$  de correlación de Spearman = 0,072,  $p=0,26$ , Fig. 5.2.a) ni a escala de faceta ( $r$  de correlación de Spearman = 0,072,  $p=0,26$ , Fig. 5.3.b). Esto muestra que la variabilidad a corto plazo de los ensamblajes de aves es independiente del cambio en las condiciones del paisaje, sea por el uso de la tierra o por la dinámica de otros elementos. Este análisis no es muy informativo por sí mismo, ya que no contiene información explícita de la manera en la que cambiaron los paisajes. Por tal motivo, se exploró el efecto de distintas variables descriptoras del paisaje en forma independiente.

Se hipotetizó que los ensamblajes de aves asociados a pasturas variarían en mayor proporción en un año de sequía. Sin embargo, la magnitud de cambio en los ensamblajes no estuvo correlacionado a la cobertura de pastura ni a escala local ( $r$  de correlación de Spearman = 0,07,  $p=0,27$ , Fig. 5.2.b) ni a escala de faceta ( $r$  de correlación de Spearman = 0,027,  $p=0,67$ , Fig. 5.3.b). El número de especies total no varió mucho entre años (89 especies en 2007 y 93 en 2008, índice de similitud Sorensen (diversidad  $\beta$ ) = 0,824). En cambio, hubo una disminución significativa de la riqueza por punto, pero sin estar asociada al uso del suelo del paisaje (Tabla 5.1). Se exploró la relación del cambio en los ensamblajes de aves con las variables medidas a escala local mediante una regresión múltiple stepwise. La regresión conservó sólo las variables de diferencia en % de cobertura de avena, arboledas y maíz, y sólo las dos primeras variables se correlacionaron significativamente con el cambio en los ensamblajes de aves (coeficientes: avena = 0,003,  $p = 0,03$ ; arboleda = -0,007,  $p = 0,03$ ; maíz = -0,004,  $p = 0,07$ ). Sin embargo, el cultivo de avena y la presencia de arboledas cuya superficie fue estimada fueron muy poco frecuentes en los sitios muestreados, por lo que es posible que estas asociaciones, aunque estadísticamente significativas, sean un artefacto y no se interpretarán en su sentido biológico. A escala de faceta la regresión múltiple descartó todas las variables, por lo que la magnitud de cambio de los ensamblajes de aves no se asocia al cambio de ninguna combinación de variables a esta escala ni de ninguna en particular. La abundancia de la mayoría de los grupos tróficos fue afectada negativamente por la sequía, aunque en forma diferencial (Tabla 5.2). Las mayores reducciones se observaron para las especies omnívoras, insectívoras/pequeñas presas, filtradoras y granívoras. Estas reducciones estuvieron



**Figura 5.2.** Correlación entre el cambio en las comunidades de aves y el cambio en el paisaje a escala local (A) y porcentaje de cobertura de pasturas en 2007 (B). El cambio en las comunidades de aves fue medido en cada punto mediante la distancia de Sorensen entre los dos años de muestreo. El cambio en el paisaje es la distancia euclídea entre los dos años de muestreo utilizando los scores de los tres primeros ejes de un análisis de correspondencia (AC).

determinadas por el conjunto de especies de cada grupo asociadas a ambientes acuáticos, excepto en el caso de las granívoras. Por el contrario, los carnívoros aumentaron su abundancia, principalmente las especies *Cacacara plancus*, *Athene cunicularia*, y *Falco sparverius*. El grupo de los granívoros/omnívoros, que también aumentó su abundancia, está representado únicamente por la especie *Zonotrichia capensis*. Otras variaciones, aunque de gran magnitud proporcional, no representan cambios significativos ya que corresponden a grupos muy poco abundantes. El grupo trófico de los insectívoros tendió a decrecer en abundancia en paisajes con mayor cobertura de pastura a escala local, contradiciendo nuestra hipótesis (Tabla 5.3). Los otros grupos tróficos muestran respuestas variables. Los granívoros



**Figura 5.3.** Correlación entre el cambio en las comunidades de aves, medida mediante la distancia de Sorensen, y el cambio en el paisaje a escala de faceta (A) y la suma de cobertura de bajos y pasturas en 2006 (B). El cambio en las comunidades de aves fue medido en cada punto mediante la distancia de Sorensen entre los dos años de muestreo. El cambio en el paisaje es la distancia euclídea entre los dos años de muestreo utilizando los scores de los tres primeros ejes de un análisis de correspondencia (AC).

**Tabla 5.1.** Valores de  $p$  para las pruebas de rangos pareados de Wilcoxon comparando la riqueza de especies entre los muestreos entre los dos años, a distintas coberturas de pastura. Las diferencias significativas se resaltan en negrita y con asterisco y todas corresponden a reducciones en el número de especies por punto.

% pastura	LOCAL	FACETA
0-20	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>
20-40	<b>0,001*</b>	<b>0,000*</b>
40-60	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>
60-80	<b>0,042*</b>	
80-100	<b>0,000*</b>	

**Tabla 5.2.** Variación en la abundancia total estimada para cada grupo tróficos entre los dos años de muestreo. Grupos tróficos: CAR: carnívoro, FIL: filtrador, GRA: granívoro, INS: insectívoro, INV: invertebradívoros, NEC: nectarívoro, OMN: omnívoro, PP: pequeñas presas.

Grupo trófico	2007	2008	% Cambio
CAR	364	512	40,7
CAR/PP	1.024	835	-18,4
FIL	424	85	-79,9
GRA	7.800	5.279	-32,3
GRA/OMN	1.441	1.946	35,0
INS	4.795	4.518	-5,8
INS/CAR	21	21	0,0
INS/INV	520	576	10,9
INS/OMN	5	2	-62,5
INS/PP	1.279	174	-86,4
NEC	9	24	150,7
OMN	6.664	2.071	-68,9
PP	101	0	-100,0
<b>Total</b>	<b>26.453</b>	<b>18.051</b>	<b>-31,8</b>

tendieron a aumentar con coberturas de pastura baja a media. La abundancia de insectívoros/invertebradívoros e insectívoros/pequeñas presas decreció más en paisajes agrícolas y los carnívoros/pequeñas presas en paisajes pastoriles. El resto de los grupos no mostraron un patrón claro en relación al porcentaje de cobertura de pastura a escala local (Tabla 5.3). En la escala de faceta, la reducción de individuos no estuvo relacionada a la cobertura de pastura (Tabla 5.3).

En la escala de faceta, los insectívoros redujeron sus abundancias en paisajes con mayor cobertura agrícola (Tabla 5.3) pero, dado que los paisajes muestreados no cubren todo el rango de coberturas posibles, no se puede afirmar que esto sustente la hipótesis. La respuesta de la mayoría de los otros grupos tróficos no fue consistente a través de las escalas espaciales, presentando respuestas inversas en relación a la cobertura de pastura local y a escala de faceta. La excepción la constituyen los omnívoros y granívoros/omnívoros, que tuvieron reducciones en abundancia a bajas

coberturas de pastura en las dos escalas. De igual manera que con los insectívoros, la interpretación de estos resultados es limitada ya que no se puede ver el patrón en todo el rango de coberturas de pastura a escala de faceta.

#### 5.4 Discusión

Los resultados obtenidos contradicen las dos hipótesis que se plantearon en la introducción de este Capítulo. La magnitud de variación en los ensambles de aves no estuvo correlacionada con la del paisaje. Existen cuatro tipos de respuestas frente a la dinámica del paisaje. Si las especies están asociadas fuertemente a las características del paisaje la magnitud de cambio en los ensambles de aves debería ser proporcional al cambio en el paisaje. Si el paisaje cambia y los ensambles de aves se mantienen constantes, éstos estarían compuestos por especies filopátricas o con poca capacidad de dispersión, por lo que su respuesta estaría atrasada en el tiempo (time lags). Este tipo de respuesta se ha observado incluso frente a eventos climáticos extraordinarios (Rotenberry y Wiens 1980, Knopf y Sedgwick 1987). Un cuarto tipo de respuesta se da cuando el paisaje no varía pero los ensambles cambian. En este caso, las especies se vinculan en forma laxa al paisaje, haciendo un uso generalista del mismo. La dispersión de los datos en los resultados de este estudio sugiere que existen los cuatro tipos de respuesta posibles para combinaciones entre cambio en el paisaje y en los ensambles de aves. Esto es coherente con los resultados del Capítulo 3, en el cual se ha visto que las asociaciones entre aves y paisajes no son muy fuertes para la mayoría de las especies, con excepción de aquéllas con requerimientos de hábitat muy particulares (especies acuáticas).

La variación en los ensambles de aves frente a un evento climático extremo podría estar asociada más al tipo de uso del paisaje que a su cambio *per se*. De tal modo, se hipotetizó que los ensambles asociados a pasturas serían más afectados que los de paisajes agrícolas. Los paisajes pastoriles estarían más afectados por una mayor reducción en su productividad y cambios en la presión de pastoreo, lo cual lleva

**Tabla 5.3.** Valores de *p* para las pruebas de rangos pareados de Wilcoxon comparando la abundancia de individuos entre los muestreos de los dos años, a distintas coberturas de pastura. Las diferencias significativas en abundancia se resaltan en negrita y con asterisco. En todos los casos, salvo para los granívoros, las diferencias representan reducciones en la abundancia de individuos en el segundo año. Los valores faltantes corresponden a comparaciones que no fueron posibles por las restricciones del método de análisis estadístico. Grupos tróficos: CAR: carnívoro, FIL: filtrador, GRA: granívoro, INS: insectívoro, INV: invertebradívoros, OMN: omnívoro, PP: pequeñas presas. No se incluyen los grupos tróficos que no tuvieron variación entre años o cuya abundancia general fue muy baja.

% pastura	LOCAL					FACETA		
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-20	20-40	40-60
CAR	0,051	0,209	0,113	0,735	0,326	0,121	0,386	0,856
CAR/PP	0,812	0,605	0,351	0,310	<b>0,022*</b>	0,836	0,323	0,259
FIL	<b>0,002*</b>		<b>0,006*</b>	0,109	<b>0,018*</b>	0,121	0,386	0,856
GRA	<b>0,001*</b>	<b>0,035*</b>	<b>0,004*</b>	0,401	0,244	0,122	<b>0,002*</b>	<b>0,000*</b>
GRA/OMN	<b>0,004*</b>	0,913	<b>0,034*</b>	<b>0,028*</b>	0,267	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>
INS	0,239	0,446	<b>0,007*</b>	0,327	<b>0,023*</b>	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>	<b>0,000*</b>
INS/INV	<b>0,000*</b>	0,754	0,549	0,735	0,722	0,383	0,393	0,144
INS/PP	<b>0,001*</b>		0,062	0,593	0,203	0,086	0,124	0,204
OMN	<b>0,000*</b>	<b>0,039*</b>	0,190	0,327	<b>0,023*</b>	0,173	<b>0,004*</b>	<b>0,021*</b>

a pasturas con menor altura y cobertura de la vegetación. Estudios previos muestran que un cambio en la presión de pastoreo genera cambios significativos en los ensambles de aves, en general disminuyendo la abundancia y el éxito reproductivo de las aves (Rotenberry y Wiens 1980, Dale 1984, Bock y Bock 1999, pero ver Söderström et al. 2001). En este estudio, los resultados no sustentan la hipótesis planteada. Esto resulta llamativo dado que, considerando la respuesta individual de las especies, las más afectadas fueron las vinculadas a cuerpos de agua, los que a su vez se asocian a paisajes de uso pastoril. Es posible que la respuesta de estas especies haya quedado enmascarada por las que no sufrieron cambios.

La interacción entre la magnitud de cambio en el paisaje y su uso principal podría explicar mejor los cambios en los ensambles de aves. Sin embargo, no fue posible usar el mismo enfoque de lógica difusa del Capítulo 3. La interacción entre las dos variables resultó muy compleja y sin un patrón claro que permitiera explicarla por algún mecanismo ecológico.

La riqueza de especies puede ser un atributo más estable de la comunidad de aves frente a una sequía, dado que es probable que las poblaciones disminuyan en número de individuos antes de producirse extinciones locales (Albright et al. 2010). Aun así, George et al. (1992) muestran que el número de especies puede reducirse significativamente a corto plazo durante una sequía, dependiendo de la condición de las pasturas. En este estudio, por el contrario, las variaciones en el número de especies no estuvieron asociadas a la cobertura de pastura. La sequía afectó por igual todos los tipos de paisajes, disminuyendo la riqueza promedio por punto, pero sin verse afectado el número total de especies durante el muestreo. En el sistema estudiado, las pasturas, a pesar de ser ambientes que sustentan una mayor riqueza, no fueron más resistentes frente a una sequía que los paisajes de uso agrícola.

Los resultados analizados hasta aquí exploran la respuesta del conjunto total de especies frente a variaciones en las condiciones ambientales. Sin embargo, diversos estudios muestran que las respuestas a variaciones en condiciones climáticas o de intensidad de pastoreo son variables según la especie y sus características biológicas (Wallis De Vries et al. 2007, Kim et al. 2009, Rahmig et al. 2009, Reino et al. 2010). El hábito trófico es una de tales características que puede condicionar la respuesta. En efecto, el patrón global de variación en la abundancia de los grupos tróficos mostró que la sequía afectó a cada grupo en forma diferencial. Naturalmente, los más afectados fueron aquellos asociados a cuerpos de agua (filtradores e insectívoros/pequeñas presas). El grupo de los carnívoros, por el contrario, aumentó su abundancia respecto al primer año de muestreo. Es posible que las condiciones de sequía beneficiaran indirectamente a estas especies al reducir la cobertura del suelo y aumentar la detectabilidad de las presas. En efecto, Leveau y Leveau (2002) encuentran que algunas especies rapaces hacen un uso preferencial de paisajes con baja cobertura vegetal. Otras especies del grupo, como el carancho *Caracara plancus* también podría verse beneficiada durante las sequías por una mayor presencia de animales muertos.

Se hipotetizó que la respuesta de los grupos tróficos variaría según el uso principal de la tierra. De esta manera, los insectívoros, asociados a las pasturas, se verían más afectados en paisajes agrícolas, que aun en condiciones normales son hábitats de menor calidad para este grupo trófico. En paisajes pastoriles, en cambio, algunas especies insectívoras podrían ser incluso beneficiadas ya que la disminución en la altura del pasto aumentaría la detectabilidad de las presas (Söderström et al. 2001, Whittingham y Devereux 2008). Sin embargo, los resultados contradicen esta hipótesis en la escala local, mostrando que los insectívoros tienden a disminuir en paisajes pastoriles. En cambio, en la escala de faceta los insectívoros fueron menos abundantes en paisajes de bajas coberturas de pastura, sugiriendo que el efecto hipotetizado se daría a mayores escalas espaciales. Esto es razonable si se tiene en cuenta que es a escalas espaciales grandes (en relación al organismo estudiado) donde tiene sentido considerar los efectos de la fragmentación del hábitat y

disponibilidad de recursos. Aun así, no es posible asegurar la existencia de estos mecanismos en el sistema estudiado ya que el rango de paisajes muestreados no incluye aquéllos con mayores coberturas de pastura. En futuros muestreos debería incluirse un rango más amplio de uso del paisaje a escala de faceta.

Los otros grupos insectívoros fueron más afectados en paisajes agrícolas que en paisajes pastoriles, lo cual sustenta la hipótesis planteada. Es posible que como estos grupos se asocian más fuertemente a pasturas, el cambio en las condiciones en un ambiente no favorable tenga un efecto relativo mayor que en uno favorable. La abundancia de granívoros, por su parte, disminuyó más en paisajes agrícolas, a los cuales están asociados. Por lo tanto, tampoco para este grupo se cumple la hipótesis que los paisajes menos favorables afectan en mayor proporción, pero podría deberse de igual manera a una asociación más laxa de los granívoros con los paisajes agrícolas.

Los cambios en abundancia de los grupos según el tipo de paisaje tiene importantes implicancias en dos aspectos: monitoreo y conservación. Las relaciones especies ambiente pueden ser muy distintas en años con distintas condiciones ambientales. De hecho, algunos autores han cuestionado recientemente la idea de la existencia de asociaciones especie-ambiente fuertes y estables y le dan más importancia a la estocasticidad de las mismas (Haila et al. 1996, Campbell et al. 2010). Las conclusiones extraídas a partir de muestreos en ciertas condiciones ambientales podrían no sostenerse en otras. Esto, a su vez, tiene implicancias en la conservación de la biodiversidad en agroecosistemas. Si los paisajes son más resistentes al cambio en determinados grupos de especies, se debería tener en cuenta su identidad y su valor de conservación o función ecológica. Estas implicancias cobrarán importancia en la medida en que el cambio climático aumente la frecuencia de fenómenos extraordinarios en la región (como la Corriente de El Niño).

## 5.5 Conclusiones

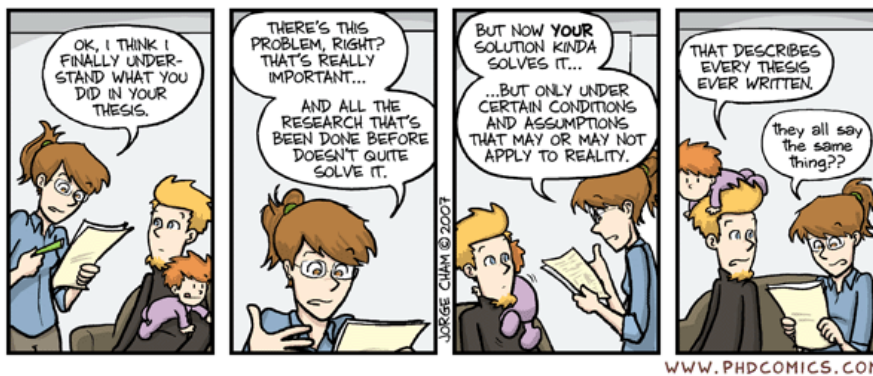
En este Capítulo se estudiaron los efectos a corto plazo de una sequía extraordinaria que abarcó el área de estudio. Este fenómeno tuvo efectos sobre la abundancia de las aves en forma diferencial según el hábito trófico, de tal manera que la estructura de la comunidad de aves se vio alterada.

El uso del suelo afectó en forma diferencial a los grupos tróficos, si bien no en la forma que se hipotetizó en un principio. La alteración de la estructura de la comunidad en los agroecosistemas es un efecto que debería ser estudiado en profundidad para evaluar las consecuencias que esto puede tener sobre la conservación de determinadas especies o el funcionamiento del agroecosistema.



## CAPÍTULO 6

### DISCUSIÓN GENERAL





La pérdida de la biodiversidad y sus funciones es un tema que se ha instalado en la agenda política y científica mundial en los últimos veinte años (Donald 2004, Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2008, Flynn et al. 2009). La declinación de las especies y sus funciones que se ha observado en ecosistemas productivos alerta sobre las posibilidades de una producción sustentable de alimentos y fibras para satisfacer a una población humana en crecimiento (Sekercioglu et al. 2004, Donald et al. 2006). Por lo tanto, la valorización, conservación y promoción de la biodiversidad en sistemas productivos son consideradas entre los temas prioritarios de investigación y manejo para los próximos años (Lockwood 1999).

Existen aún numerosos vacíos en el conocimiento para poder desarrollar herramientas de manejo del agroecosistema que conserven la biodiversidad (Tschardt et al. 2005). En esta tesis me planteé el objetivo de aportar al conocimiento sobre la relación entre la diversidad de aves y las características del agroecosistema pampeano a distintas escalas espaciales de análisis, así como también de su dinámica en el corto plazo. En este capítulo, discutiré los métodos empleada y los resultados poniéndolos en el contexto del conocimiento existente para la misma región de estudio y otras del mundo y evaluaré sus implicancias para el manejo de la biodiversidad en agroecosistemas pampeanos.

### **6.1. Alcances y limitaciones de la lógica difusa como método para evaluar las relaciones especie-ambiente**

La descripción de la estructura del paisaje se aborda con numerosos métodos e índices, lo cual dificulta la comunicación y comparación de resultados (Liebhold y Gurevitch 2002, Turner 2005). Más aún, la escala espacial a la que se miden esos índices puede alterar los patrones del paisaje y, consecuentemente, sus efectos sobre procesos ecosistémicos (Dungan et al. 2002, Suárez-Seoane y Baudry 2002, Wu et al. 2002, Li y Wu 2004). Por lo tanto, la temática abordada en esta tesis presenta todavía numerosos aspectos metodológicos que se deben desarrollar, discutir y mejorar.

La descripción del paisaje por medio de índices matemáticos se dificulta por tener que integrar en una misma métrica atributos difícilmente comparables, por ejemplo uso y estructura, y de difícil interpretación en relación a los procesos ecológicos de interés. En esta tesis intenté superar este problema aplicando un enfoque de lógica difusa, que permitió integrar la información mediante razonamientos lógicos formulados en un lenguaje natural (Zadeh 1965, 1996). Este enfoque constituye uno de los aportes originales de esta tesis. Sólo se conocen antecedentes de su aplicación en la región pampeana en la evaluación de indicadores de sustentabilidad (Ferraro et al. 2003). La lógica difusa es un método que se adapta muy bien a sistemas de control y recientemente se ha estudiado su potencial aplicación a "sistemas blandos" como la psicología, sociología, agricultura y biología (Center y Verma 1998).

En esta tesis desarrollé modelos de lógica difusa para la descripción de la complejidad del paisaje (Capítulo 3). Mediante este método se pudieron integrar variables disímiles y de difícil cuantificación para darles un tratamiento matemático. La lógica difusa también permitió un tratamiento adaptativo de las reglas que vinculan las variables. De tal manera pude ajustar los modelos para describir mejor la influencia de la complejidad del paisaje sobre la riqueza de especies (Capítulo 4). Los modelos desarrollados constituyen una base sobre la cual se puede aún mejorar el poder de predicción sumando conocimiento experto y modificando las reglas construidas, atendiendo también a las limitaciones del método que han surgido durante su desarrollo.

En los modelos de lógica difusa el número de reglas lógicas crece exponencialmente con el agregado de variables y funciones de pertenencia (Kampichler et al. 2000). En esta tesis, los modelos desarrollados sumaron un total de

110 reglas lógicas. Esto dificultó el rastreo de las variables más sensibles que debían ser modificadas para mejorar su ajuste. Existen métodos automatizados para ajustar las funciones de pertenencia y las reglas lógicas mediante redes neuronales (ANFIS) (Jang 1993, Salski y Holsten 2006). Sin embargo, el software disponible para aplicar estos métodos (Fuzzy Logic Toolbox, Matlab R2009b) no está suficientemente desarrollado para generar modelos con parámetros realistas. En este caso, por ejemplo, en los modelos resultantes la variable “ancho de la banquina” abarcaba un espacio físico con valores negativos. Es por esto que la posibilidad de explorar relaciones complejas entre las distintas variables se vio notablemente limitada. Si la lógica difusa se extiende como aproximación al estudio de sistemas biológicos, el desafío para los próximos años será mejorar estas herramientas. De esa manera, los modelos podrán ser más complejos e incluir más variables sin perder capacidad de análisis.

## **6.2 La influencia de la estructura y composición del paisaje agrícola pampeano sobre la diversidad de aves**

La literatura coincide en general en que la agricultura es una actividad con mayor impacto negativo sobre la biodiversidad que otras actividades como la ganadería extensiva (Filloy y Bellocq 2007, Cingolani et al. 2008, Codesido et al. 2008). Aun así, no todas las especies son afectadas negativamente y dado que la agricultura es indispensable para asegurar la provisión de alimentos, el desafío es integrar la producción agrícola con la conservación de la biodiversidad (Saunders 1994, Firbank 2005). Con el fin de lograr este objetivo, los estudios de los últimos años estuvieron orientados a evaluar qué elementos del paisaje agrícola proveen refugio para las especies o cuáles son las prácticas agronómicas menos agresivas.

Los agroecosistemas consisten en tres subsistemas interrelacionados: los campos cultivados, los hábitats naturales o seminaturales que los rodean y los asentamientos humanos e infraestructura (Moonen y Bàrberi 2008). Los estudios en la región pampeana, en especial a raíz de los recientes cambios tecnológicos, se focalizan principalmente en los efectos del primer subsistema sobre la biodiversidad. En general, comparan paisajes agrícolas de la Pampa Ondulada con pasturas de la Pampa Deprimida (ver por ej. Filloy y Bellocq 2007, Codesido et al. 2008, Codesido et al. en prensa). Esta aproximación experimental presenta algunos problemas que deberían ser atendidos. La Pampa Deprimida es una región de relieve plano con tendencia a inundarse durante el invierno mientras que la Pampa Ondulada tiene un buen drenaje y mayor tendencia a sequías durante el verano (Ghersa y León 2001). Estas y otras diferencias geomorfológicas condicionan el uso de la tierra pero también las comunidades vegetales potenciales: mientras que en la Pampa Deprimida la comunidad potencial puede seguir siendo un pastizal, en la Pampa Ondulada la invasión de leñosas la lleva a un bioma de tipo sabana o boscoso (Ghersa y León 1999, Ghersa et al. 2002, Burkart et al. 2005). La historia de uso también determinó diferencias en la matriz del paisaje: parcelas de mayor tamaño en la Pampa Deprimida, mayor densidad de población y caminos en la Pampa Ondulada, etc. Todas estas diferencias hacen difícilmente comparables los paisajes de las dos subregiones aun en zonas con el mismo uso del suelo.

En consecuencia, las comunidades de aves podrían ser distintas en las dos subregiones no a causa del uso principal sino de los atributos del paisaje asociados a esos usos, como ser la presencia de lagunas temporales. En esta tesis mostré que el incremento en la riqueza de aves en paisajes pastoriles se produce en muchos casos por especies asociadas a cuerpos de agua. De la misma manera, Filloy y Bellocq (2007) y Codesido et al. (2008, en prensa) muestran que algunas de las especies asociadas a paisajes pastoriles y que determinan las diferencias entre sistemas con distinto uso son especies de humedales como *Hymenops perspicillata*, *Pseudoleistes*

*virescens*, *Embernagra platensis* y *Chauna torquata*. Por lo tanto, un incremento en el uso pastoril en la Pampa Ondulada podría no enriquecer la avifauna en la magnitud esperada ya que los paisajes seguirían teniendo diferencias sustanciales. En efecto, en esta tesis también mostré que las pasturas de la Pampa Ondulada favorecen la riqueza de especies, pero llegando a un límite que sólo puede superarse si se modifican otros atributos del paisaje (ver más abajo).

El rol de los hábitats semi naturales para las aves en la Pampa Ondulada es menos atendido. El problema es particularmente sensible en esta región ya que actualmente los elementos de este subsistema son mayormente exóticos al pastizal original. El agroecosistema pampeano constituye un ecosistema novel, compuesto de nuevas combinaciones de especies y condiciones abióticas. La aproximación al estudio y manejo de los ecosistemas noveles requiere nuevos enfoques adaptativos ya que la idea de retornar a las condiciones originales ha probado no ser efectiva (Hobbs et al. 2006, Seastedt et al. 2008). De hecho, en la región Pampeana esto es inviable, ya que como se ha mencionado la sucesión post agrícola vuelve a un pastizal pero dominado por especies exóticas (Tognetti 2010) o incluso a un bioma invadido por especies leñosas (Ghersa et al. 2002). En este contexto donde los pastizales naturales de la Pampa Ondulada han desaparecido y las especies leñosas (plantadas o naturalizadas) no pueden ser eliminadas, se requiere un reordenamiento de los valores desde los cuales se enfoca el estudio del agroecosistema pampeano. Deberíamos comenzar a preguntarnos sobre el valor de las formaciones arbóreas como refugio y fuente de especies de aves. Los árboles, aunque exóticos al bioma de pastizal, mantienen poblaciones de especies con importantes roles en la agricultura, como el aguilucho langostero *Buteo Swainsoni* (Sarasola y Negro 2006).

En esta tesis mostré que la riqueza de aves estuvo más claramente vinculada a la complejidad del paisaje que al uso del suelo. Y en efecto, la complejidad fue aportada en muchos casos por elementos extraños al pastizal original y asociados a los paisajes culturales rurales: formaciones arbóreas y cuerpos de agua. Asimismo, la distribución de las especies estuvo determinada principalmente por su asociación a estos elementos y en forma secundaria al uso. La oferta de recursos de nidificación (árboles o construcciones) parece ser el mayor condicionante para la distribución de las especies en la Pampa Ondulada.

Resultó en alguna medida sorprendente que la complejidad aportada por las banquinas no tuviera efecto sobre la diversidad. Estudios hechos en la región sobre mamíferos (Bilenca et al. 2007), malezas (Poggio 2007) e insectos (de La Fuente 2010) muestran un efecto positivo de las banquinas. Estudios realizados con aves en otras regiones también muestran un efecto positivo de la vegetación de banquinas y otros elementos lineales (Goijman y Zaccagnini 2008, Di Giacomo y López de Casenave 2010). Es posible que el valor de las banquinas no sea a través del agregado de complejidad según el contexto sino de acuerdo al estado de la vegetación *per se* (espontánea, pulverizada, sembrada, etc.). Estudios futuros deberían explorar en mayor profundidad las condiciones en las que las banquinas aportan refugios para las especies de aves.

El tercer subsistema de los agroecosistemas (asentamientos e infraestructura) es habitualmente estudiado en relación a los gradientes urbano-rurales encontrando un efecto negativo de la urbanización y una posible homogeneización biológica en la avifauna de la región (Leveau y Leveau 2004a, Faggi et al. 2006, Garaffa et al. 2009). En los gradientes urbano-rurales, la riqueza de especies tiene un comportamiento unimodal, con mayores valores a niveles intermedios de urbanización (Jokimäki y Suhonen 1993, Blair 1996). En esta tesis sólo consideré la presencia de casas habitadas, que se encontraban en general en forma aislada, por lo que hipotetizó que este nivel de urbanización genera un efecto positivo sobre la riqueza de aves. Si bien la presencia de casas no tuvo mucho peso en el número de especies, fue una de las variables más importantes para determinar su distribución a escala local. Las construcciones proveyeron sitios de nidificación a distintas especies de palomas y

golondrinas, entre otras. Asimismo, la presencia humana puede proveer recursos forrajeros a especies omnívoras como la calandria, el zorzal y los tordos. Al mismo tiempo puede ser un factor de disturbio por caza o predación por parte de animales domésticos, pero en esta tesis no evalué la interacción entre estos factores que deberían ser explorados con mayor profundidad en otros estudios.

En vista de lo expuesto en los párrafos anteriores, el aporte de esta tesis consistió en evaluar la biodiversidad en una misma subregión con condiciones ambientales y geomorfológicas suficientemente homogéneas. De esa forma, pude evaluar el efecto del uso de la tierra y de los elementos del ecosistema actual y potencial sin los inconvenientes que surgen de comparar subregiones distintas. Asimismo, la evaluación del efecto de elementos del ecosistema generalmente obviados aporta un enfoque original desde el cual discutir el manejo del agroecosistema pampeano.

### 6.3 La escala espacial

En el marco de los estudios sobre los factores determinantes de la biodiversidad el tema de la escala espacial será de importancia durante los próximos años. La evaluación de los EAA ha mostrado que su efectividad depende de las características del contexto del paisaje (Concepción et al. 2008). Por ello, un debate intenso se desarrolla en torno a este tema en la literatura reciente (ver por ejemplo Kleijn et al. 2004, Roschewitz et al. 2005).

Los resultados de esta tesis muestran que, en el caso de las aves pampeanas, los atributos del paisaje a escala local fueron los de mayor importancia para determinar la riqueza y la composición de los ensambles. En general, se halló una coherencia entre escalas en las variables explicatorias, con excepción de las formaciones arbóreas, que tuvieron más influencia en la escala local que en la de faceta. El carácter principalmente generalista de las especies encontradas puede ser la causa del mayor peso de la escala local (Pearson 1993, McDermott et al. en prensa). En esta investigación, es posible que las facetas no hayan abarcado un gradiente ambiental muy amplio y hayan incluido una heterogeneidad en el paisaje que pudo haber cubierto las necesidades de hábitat de las especies generalistas.

En esta tesis, el objetivo fue encontrar una escala espacial que tuviera mayor influencia en la diversidad total de especies de aves. Sin duda, esta aproximación integra respuestas de diferente magnitud, por lo que respuestas fuertes de ciertas especies pueden estar enmascaradas por respuestas débiles de otras. Una clasificación por hábitos tróficos no sugirió efectos diferenciales en la escala espacial. Estudios futuros deberían explorar la influencia de otros rasgos ecológicos o de historia de vida en la respuesta al manejo del paisaje a distintas escalas.

Las distintas escalas espaciales podrían estar interactuando en forma compleja, de manera que ciertas combinaciones de paisajes a distintas escalas son más importantes que una escala en particular. Sin embargo, la inclusión de la interacción con la escala de faceta no mejoró las predicciones de riqueza de los modelos de lógica difusa a escala local. Se esperaba que facetas con un uso del suelo menos intensivo enriquecieran paisajes locales de uso intensivo a través de efectos de masa, pero no se encontraron evidencias de estos procesos.

Esta tesis no estuvo diseñada para probar directamente la existencia de efectos de masa, pero a partir de los resultados se pueden hipotetizar razones por las que, aun siendo posible corroborarlo, no existiera este mecanismo. Para que existan efectos de masa los paisajes deben ser de distinta calidad como hábitat para las especies. En paisajes con calidad similar la distribución de los individuos no sigue patrones marcados (Aberg et al. 2000). Es posible que el gradiente de intensidad de uso a escala de faceta no haya sido suficientemente amplio y se deberían haber incluido facetas con mayor uso pastoril. Por otro lado, también es posible que el efecto

del contexto no sea a través de un enriquecimiento neto en el número de especies sino en un cambio en la composición de los ensamblajes (Burel et al. 1998, Saab 1999). Las especies adaptadas y asociadas a paisajes agrícolas ven su hábitat fragmentado cuando el contexto a escalas mayores es un paisaje pastoril. Por lo tanto, la colonización de especies de pastura se vería en alguna medida compensada por extinciones locales de especies agrícolas. Este balance no es en ninguna medida simple de predecir y para evaluarlo se deberían enfocar los análisis en especies particulares. Finalmente, los resultados de esta investigación mostraron que los ensamblajes de aves no están fuertemente estructurados, por lo que es probable que tampoco surjan interacciones fuertes entre escalas a través de mecanismos como los efectos de masa.

#### **6.4 La dinámica del paisaje a corto plazo**

Si bien no es nueva, en los últimos años ha tomado fuerza la idea de que los ecosistemas están sujetos a cambios constantes y el estado de equilibrio no es la regla sino la excepción (Wallington et al. 2005). Como consecuencia, las relaciones especie-ambiente podrían ser más variables de lo que se asumía y estar sometidas a variaciones estocásticas (Haila et al. 1993, Campbell et al. 2010). En ecosistemas antrópicos, el régimen de disturbio es un componente sustancial de cambio y debería ser incorporado en los planes de monitoreo y manejo de la biodiversidad.

Las variaciones climáticas son un factor de disturbio importante que afectan a las especies según las condiciones del paisaje y las características de las especies (Knopf y Sedgwick 1987, George et al. 1992, Rahmig et al. 2009, Albright et al. 2010, pero ver Mac Nally et al. 2009). Durante el segundo año de muestreos de esta tesis se produjo una sequía extraordinaria en la región y se analizaron sus efectos a corto plazo sobre la riqueza y abundancia de aves. Dado que este evento no fue previsto, el diseño de muestreo presentó limitaciones para poder explorar sus consecuencias sobre la avifauna. Aun así, los resultados son una primera aproximación al tema y de ellos se pueden extraer conclusiones importantes sobre sus implicancias y sugerencias para futuros estudios en la región.

Los resultados mostraron que la resistencia frente a la sequía no estuvo relacionada al uso del suelo, ya que los ensamblajes de aves variaron independientemente de la cobertura de pastura y la riqueza disminuyó en todo el gradiente. Por el contrario, el uso de suelo influyó en el efecto de la sequía sobre la abundancia de los distintos grupos tróficos, aunque no en la forma en que se hipotetizó. Los efectos tan inmediatos en la abundancia seguramente se debieron a redistribuciones de los individuos en el paisaje hacia zonas con condiciones menos desfavorables, como se ha visto en otros casos similares en Australia (Maron et al. 2005, Mac Nally et al. 2009) e Inglaterra a partir del abandono de tierras (Henderson et al. 2000). En otras regiones de la provincia de Buenos Aires donde la sequía no fue tan intensa se observaron mayores abundancias de algunas especies que en años anteriores (Torretta, obs. personal), aunque no hay evidencias de que sean los mismos individuos que se movieron entre regiones. En el mediano plazo también se podrían observar efectos en las tendencias poblacionales como consecuencia de la disminución en el éxito reproductivo. Queda como una pregunta pendiente si la resiliencia de las poblaciones de aves en paisajes agrícolas depende del uso del suelo, tema de discusión actual (ver por ejemplo Knopf y Sedgwick 1987, George et al. 1992, Coreau y Martin 2007). Esta tesis no estuvo planificada para contestarla, pero estudios de más largo plazo que se estén llevando a cabo en la región deberían considerar el efecto residual de la sequía de 2008 sobre las poblaciones de aves como una dimensión del paisaje oculto que explique los patrones de riqueza.

Las marcadas variaciones en la abundancia de los distintos grupos tróficos como consecuencia de la sequía ponen una vez más en evidencia la necesidad de estudios

de largo plazo sobre las tendencias poblacionales de aves en la región. Así como en la dimensión espacial, las tendencias temporales pueden no tener una coherencia entre escalas, de manera que variaciones en el corto plazo no reflejan tendencias en el largo plazo (Collins 2001). Las perturbaciones climáticas tomarán relevancia si se hacen más frecuentes y/o severas en el futuro. De ser así, los resultados de esta tesis también plantean desafíos para los planes de conservación y manejo de la avifauna, dependiendo de los criterios y prioridades que se adopten. Según se vio, si el objetivo es maximizar el número de especies, el tipo de uso de suelo no tiene influencia frente a una sequía. Si, por el contrario, se desea beneficiar grupos de especies particulares, el efecto sí es diferencial, de modo que es necesario determinar el valor de esos grupos en el contexto de la actividad productiva que se realiza en el paisaje. En la siguiente sección se discuten posibles criterios de valorización de la avifauna en agroecosistemas que podrían orientar respuestas a estos planteos.

### **6.5 Significado de la avifauna en agroecosistemas pampeanos e implicancias para el manejo**

La valoración de la biodiversidad en agroecosistemas suele hacerse desde una perspectiva antropocéntrica considerando el efecto de las especies sobre la productividad agrícola. La clasificación se reduce a especies benéficas o perjudiciales para la agricultura (Rizzo 1978). Enfoques más recientes clasifican las especies en biodiversidad planeada y biodiversidad asociada (Vandermeer et al. 1998). La primera refiere a todas las plantas y animales incorporados deliberadamente por el productor. La biodiversidad asociada incluye toda la otra biota que influencia la productividad local. Otros enfoques incluyen también la biodiversidad que no tiene efecto sobre la productividad o biodiversidad extra agrícola (Clergue et al. 2005). Es importante definir la forma de valorar la biodiversidad ya que en función de ello se determinarán las prioridades de conservación y las políticas de manejo del paisaje. Por ejemplo, para optar por un enfoque de agricultura para biodiversidad o de biodiversidad para agricultura.

En los relevamientos realizados para esta tesis la avifauna estuvo compuesta por especies sin problemas de conservación y mayormente generalistas en el uso del hábitat. Se encontraron tanto especies del pastizal original como colonizadoras de ecorregiones vecinas. Incluso, algunas especies características de pastizal, como la Colorada, el Inambú y el Cachilo de ceja amarilla, se las halló más asociadas a coberturas de cultivos que de pasturas. El rol ecológico vinculado a la agricultura de las especies relevadas es variable, incluyendo algunas pocas perjudiciales (entre las que se encuentran la cotorra, palomas y tordos) y otras usualmente definidas como de carácter benéfico, como las insectívoras. Por otro lado, los mismos elementos del paisaje que favorecieron a especies perjudiciales favorecieron a otras potencialmente benéficas o sin influencia sobre la producción, en coincidencia con otros estudios para la región (Montaldo 1984, Di Giacomo 1988, Codesido et al. 2006, Sarasola y Negro 2006). Estudios futuros deberían concentrarse en dilucidar las características de las formaciones arbóreas que pueden ser manejadas para favorecer la fauna benéfica y controlar a las perjudiciales.

Las especies asociadas a agroecosistemas, en especial aquellos de origen relativamente reciente como el caso de la región pampeana, están adaptadas a regímenes de disturbio intensos. Las especies suelen ser comunes y por lo tanto su estado de conservación no genera preocupación. Incluso se las llega a denominar avifauna "basura" (Stotz et al. 1996). A pesar del carácter generalista de la avifauna relevada en este estudio es arriesgado valorar estas especies como "basura" o sin interés de conservación. En agroecosistemas, las especies cumplen roles ecológicos importantes independientemente de su estatus de conservación. Más aún, son las especies más abundantes las que tienen mayor peso en el funcionamiento del



ecosistema (Loreau et al. 2001, Smith y Knapp 2003). Pero teniendo en cuenta que el funcionamiento del ecosistema mejora con la riqueza de especies (Hooper et al. 2005) no sería muy desacertado adoptar un enfoque valorativo de “más es mejor”, es decir, los manejos en el agroecosistema deberían maximizar el número de especies en principio independientemente de su estatus de conservación, características de historia de vida o rol ecológico.

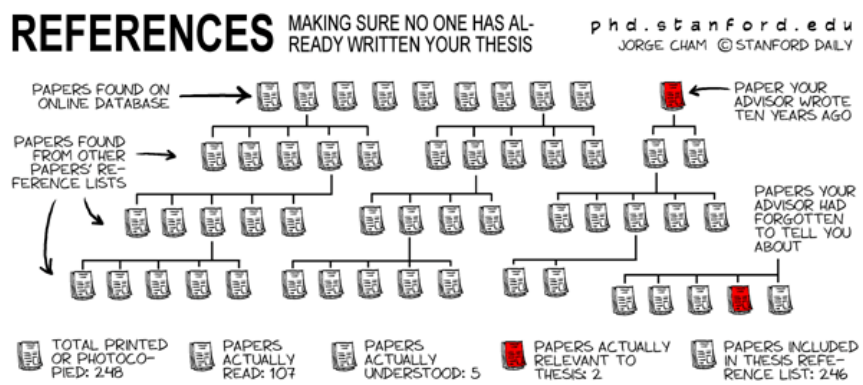
También existen valores “blandos” aportados por la avifauna de agroecosistemas. Especies como el tero, el hornero y el carancho, entre muchas otras están incorporadas al valor cultural de los paisajes agrícolas pampeanos. Este valor también puede traducirse en valor económico. El turismo rural (en ocasiones asociado al avistaje de fauna silvestre) es una actividad creciente en los últimos años proporcionando ingresos extra a los productores (Barrera 2006). Estos ingresos incluso podrían disminuir la presión de intensificación agrícola derivada del contexto económico, de tal manera que el valor de recreación actuaría en forma sinérgica con el de conservación. Bajo esta perspectiva ninguna especie carece de interés, aun aquellas sin un rol ecológico relevante o muy abundantes.

## **6.6 Conclusiones finales**

El foco sobre las áreas prístinas para conservación de la biodiversidad (Mittermeier et al. 2003) ya no parece ser la única ni probablemente la mejor opción. En cambio, la atención es cada vez más creciente sobre los ecosistemas manejados, que cubren la mayor parte de la superficie terrestre y donde se encuentra el mayor número de especies (Pimentel et al. 1992). La función de los agroecosistemas debería dejar de ser únicamente la provisión de alimentos, fibras y combustibles y los manejos deberían tener en cuenta la provisión de múltiples servicios ecosistémicos, entre ellos la conservación de biodiversidad (Gimona y Horst 2007, Groot et al. 2007). En este sentido, esta tesis constituye un aporte para entender cuáles son las formas posibles de aumentar la biodiversidad en una región poco estudiada en este aspecto. La profundización sobre aspectos que todavía quedan abiertos y nuevas incógnitas surgidas a partir de esta tesis permitirán el desarrollo de medidas concretas para la conservación de la avifauna pampeana.



# BIBLIOGRAFÍA





- Aberg, J, G Jansson, J E Swenson, y G Mikusinski, 2000. Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable habitats. *Wildlife Biology* 6, 89-99.
- Aizen, M A , L A Garibaldi, y M Dondo, 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecologia Austral* 19, 45-54.
- Albright, T P, A M Pidgeon, C D Rittenhouse, M K Clayton, C H Flather, P D Culbert, B D Wardlow, y V C Radeloff, 2010. Effects of drought on avian community structure. *Global Change Biology* 16, 2158-2170.
- Altieri, M A, 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 19-31.
- Ambrosini, R, A M Bolzern, L Canova, y N Saino, 2002. Latency in response of barn swallow *Hirundo rustica* populations to changes in breeding habitat conditions. *Ecology Letters* 5, 640-647.
- Andrén, H, 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Askew, N P, J B Searle, y N P Moore, 2007. Agri-environment schemes and foraging of barn owls *Tyto alba*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 109-114.
- Aviron, S, F Burel, J Baudry, y N Schermann, 2005. Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108, 205-217.
- Aviron, S, P Jeanneret, B Schüpbach, y F Herzog, 2007. Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122, 295-304.
- Azadi, H, J van den Berg, M Shahvali, y G Hosseininia, 2009. Sustainable rangeland management using fuzzy logic: A case study in Southwest Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131, 193-200.
- Bailey, S A, M C Horner-Devine, G Luck, L A Moore, K M Carney, S Anderson, C Betrus, y E Fleishman, 2004. Primary productivity and species richness: relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography* 27, 207-217.
- Baldi, G, J P Guerschman, y J M Paruelo, 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 197-208.
- Baldi, G, y J M Paruelo, 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13, 6. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss12/art16>.
- Barrera, E. 2006. Turismo rural en Argentina y el potencial de México. Instituto Nacional de Turismo Rural A.C., Mexico. 32 pp.
- Batáry, P, T Matthiesen, y T Tscharrntke, 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143, 2020-2027.
- Batista, W, 1991. Correspondencia entre comunidades vegetales y factores edáficos en el pastizal de la Pampa Deprimida (Argentina). Tesis de Maestría, Universidad de Buenos Aires.
- Baudry, J, F Burel, S Aviron, M Martin, A Ouin, G Pain, y C Thenail, 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? *Landscape Ecology* 18, 303-314.
- Beals, E W, 1984. Bray-Curtis ordination: and effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14, 1-55.
- Beever, E A, R K Swihart, y B T Bestelmeyer, 2006. Linking the concept of scale to studies of biological diversity: evolving approaches and tools. *Diversity and Distributions* 12, 229-235.

- Beltzer, A H, 1990a. Biología alimentaria del gavilán común *Buteo magnirostris saturatus* (Aves:Accipitridae) en el valle aluvial del Río Paraná Medio, Argentina. *Ornitología Neotropical* 1, 3-8.
- Beltzer, A H, 1990b. Biología alimentaria del Verdón Común *Embernagra platensis* (Aves: Emberizidae) en el valle aluvial del Río Paraná medio, Argentina. *Ornitología Neotropical* 1, 25-30.
- Bengtsson, J, J Ahnström, y A C Weibull, 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
- Bennett, A B, J Q Radford, y A Haslem, 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133, 250-264.
- Benton, T G, D M Bryant, L Cole, y H Q P Crick, 2002a. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.
- Benton, T G, J A Vickery, y J D Wilson, 2002b. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Bilenca, D N, M Codesido, y C M González Fischer, 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy* 18, 8-17.
- Bilenca, D N, C M Gonzalez Fischer, P Teta, y M Zamero, 2007. Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 371-375.
- Biondi, L M, M S Bó, y M Favero, 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16, 31-42.
- Blair, R B, 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6, 506-519.
- Bó, M S, 1999. Dieta del halcón plumizo (*Falco femoralis*) en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 10, 95-99.
- Bock, C E, y J H Bock, 1999. Response of winter birds to drought and short-duration grazing in southeastern Arizona. *Conservation Biology* 13, 1117-1123.
- Boutin, C, K E Freemark, y D A Kirk, 1999. Spatial and temporal patterns of bird use of farmland in southern Ontario. *The Canadian Field-Naturalist* 113, 430-460.
- Burel, F, y J Baudry. 2002. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones.* Mundi-Prensa. 353 pp.
- Burel, F, J Baudry, A Butet, P Clergeau, Y Delettre, D Le Coeur, F Dubs, N Morvan, G Paillat, S Petit, C Thenail, E Brunel, y J C Lefeuvre, 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* 19, 47-60.
- Burkart, S E, M F Garbulsky, C M Ghersa, J P Guerschman, R J C León, M Oesterheld, J M Paruelo, y S B Perelman, 2005. Las comunidades potenciales del pastizal pampeano bonaerense. En M. Oesterheld, M. R. Aguiar, C. M. Ghersa, and J. M. Paruelo (ed) *La heterogeneidad de la vegetación en los agroecosistemas.* Buenos Aires, Editorial Facultad de Agronomía 379-399.
- Butler, S J, J A Vickery, y K Norris, 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315, 381-384.
- Cabrera, A, J Yepes, y M Doello Jurado, 1947. Zoogeografía de la Argentina. En *Geografía de la República Argentina Tomo VIII.* Buenos Aires, Coni 347-553.
- Campbell, S P, J W Witham, y M L Hunter, 2010. Stochasticity as an alternative to deterministic explanations for patterns of habitat use by birds. *Ecological Monographs* 80, 287-302.
- Camperi, A R, V Ferreti, A C Cicchino, G Soave, y C A Darrieu, 2004. Diet composition of the white-browed blackbird (*Sturnella superciliaris*) at Buenos Aires province, Argentina. *Ornitología Neotropical* 15, 299-306.

- Canavelli S B, C González, P Cavallero, y M E Zaccagnini, 2008. Daño relativo por aves en cultivos de maíz y girasol del departamento Paraná y zonas aledañas. En: pág. 68-75. Caviglia, O P, M C Sasal, M G Wilson, y O F Papparotti (Eds) 2008 "Agricultura Sustentable en Entre Ríos". Ediciones INTA. Paraná 92p.
- Center, B, y B P Verma, 1998. Fuzzy logic for biological and agricultural systems. *Artificial Intelligence Review* 12, 213-225.
- Cingolani, A M, I Noy-Meir, D D Renison, y M Cabido, 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y los suelos? *Ecología Austral* 18, 253-271.
- Clergue, B, B Amiaud, F Pervanchon, F Lasserre-Joulin, y S Plantureux, 2005. Biodiversity: function and assesment in agricultural areas- a review. *Agron. Sustain. Dev.* 25, 1-15.
- Codesido, M, C González Fischer, y D Bilenca, 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19, 575-585.
- Codesido, M, C González-Ficher, y D Bilenca, en prensa. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *The Condor*.
- Collar, N J, y D C Wege, 1995. The distribution and conservation status of the bearded tachuri *Polystictus pectoralis*. *Bird Conservation International* 5, 367-390.
- Collins, S L, 2001. Long-term research and the dynamics of bird populations and communities. *The Auk* 118, 583-588.
- Comparatore, V M, M M Martínez, A I Vassallo, M M Barg, y J P Isacch, 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia* 21, 228-237.
- Concepción, E D, M Díaz, y R A Baquero, 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135-148.
- Coppedge, B R, D M Engle, R E Masters, y M S Gregory, 2001. Avian response to landscape change in fragmented southern great plains grasslands. *Ecological Applications* 11, 47-59.
- Coreau, A, y J-L Martin, 2007. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: a Mediterranean example. *Landscape Ecology* 22, 747-764.
- Critchley, C N R, D S Allen, J A Fowbert, A C Mole, y A L Gundrey, 2004. Habitat establishment on arable land: Assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119, 429-442.
- Cueto, V R, 2006. Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *Hornero* 21, 1-13.
- Cueto, V R, y J López de Casenave, 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography* 26, 487-492.
- Cunningham, M A, y D H Johnson, 2006. Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecological Applications* 16, 1062-1075.
- Cunningham, R B, D B Lindenmayer, M Crane, D Michael, C MacGregor, R Montague-Drake, y J Fischer, 2008. The combined effects of remnant vegetation and tree planting on farmland birds. *Conservation Biology* 22, 742-752.
- Cushman, S A, y K McGarigal, 2002. Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17, 637-646.
- Cushman, S A, y K McGarigal, 2004a. Hierarchical analysis of forest bird species-environment relationships in the Oregon range. *Ecological Applications* 14, 1090-1105.
- Cushman, S A, y K McGarigal, 2004b. Patterns in the species environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105, 117-124.

- Chalfoun, A, y T E Martin, 2007. Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology* 44, 983-992.
- Chamberlain, D E, R J Fuller, R G H Bunce, J C Duckworth, y M Shrubbs, 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771-788.
- Chamberlain, D E, A M Wilson, S J Browne, y J A Vickery, 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology* 36, 856-870.
- Chapin, F S, E S Zavaleta, V T Eviner, R L Naylor, P M Vitousek, H L Reynolds, D U Hooper, S Lavorel, O E Sala, S E Hobbie, M C Mack, y S Díaz, 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- Chen, Q, y A E Mynett, 2003. Integration of data mining techniques and heuristic knowledge in fuzzy logic modelling of eutrophication in Taihu Lake. *Ecological Modelling* 162, 55-67.
- Daily, G C, S Alexander, P R Ehrlich, L Goulder, J Lubchenco, P A Matson, H A Mooney, S Postel, S H Schneider, D Tilman, y G M Woodwell, 1997. Servicios de los ecosistemas: beneficios que la sociedad recibe de los ecosistemas naturales. *Tópicos en Ecología* 2, 1-18.
- Dale, B C, 1984. Birds of grazed and ungrazed grasslands in Saskatchewan. *Blue Jay* 42, 102-105.
- Dale, P J, B Clarke, y E M G Fontes, 2002. Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology* 20, 567-574.
- Darrieu, C A, A R Camperi, G E Soave, y A C Cicchino, 2001. Ecología alimentaria del varillero ala amarilla (*Agelaius thilius*) en ambientes ribereños del nordeste de la provincia de Buenos Aires. *Ornitología Neotropical* 12, 205-214.
- Dauber, J, M Hirsch, D Simmering, R Waldhardt, A Otte, y V Wolters, 2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 321-329.
- Davis, D E, 1940. Social nesting habits of *Guira guira*. *The Auk* 57, 472-484.
- de la Fuente, E. 2010. Impacto de la heterogeneidad del paisaje sobre la red trófica y la estabilidad del rendimiento del cultivo de soja en agroecosistemas de la Pampa Ondulada. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- de la Fuente, E, A Gil, A E Lenardis, M Pereira, S A Suarez, C M Ghera, y M Yaber Grass, 2003. Response of winter crops differing in grain yield and essential oil production to some agronomic practices and environmental gradient in the Rolling Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99, 159-169.
- de la Peña, M R, 1992. Guía de aves argentinas. Segunda Edición (Tomos I al V). L.O.L.A., Buenos Aires.
- de Snoo, G R, 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning* 46, 151-160.
- De Clerck, F A J, R Chazdon, Karen D Holl, J C Milder, B Finegan, A Martinez-Salinas, P Imbach, L Canet, y Z Ramos, 2010. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological Conservation* 143, 2301-2313.
- Dennis, P & G L A Fry, 1992. Field margins: can they enhance natural enemy population densities and general arthropod diversity on farmland? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40, 95-115.
- De Sante, D F, y G R Geupel, 1987. Landbird productivity in central coastal California: the relationship to annual rainfall, and a reproductive failure in 1986. *The Condor* 89, 636-653.
- Di Giacomo, A G, 1988. Nidificación del chiflón (*Syrigma sibilatrix*) en Salto, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 13, 1-7.



- Di Giacomo, A S, y J López de Casenave, 2010. Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a neotropical agricultural ecosystem. *The Condor* 112, 283-293.
- Di Giulio, M, P J Edwards, y & E Meister, 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38, 310-319.
- Donald, P F, 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology* 18, 17-37.
- Donald, P F, F J Sanderson, I J Burfield, y F P J van Bommel, 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 189-196.
- Donovan, T M, P W Jones, E M Annand, y F R Thompson, 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78, 2064-2075.
- Douglas, D J T, J A Vickery, y T G Benton, 2009. Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 46, 353-362.
- Dubois, D, y H Prade, 1996. What are fuzzy rules and how to use them. *Fuzzy Sets and Systems* 84, 169-185.
- Ducey, M J, y B C Larson, 1999. A fuzzy set approach to the problem of sustainability. *Forest Ecology and Management* 115, 29-40.
- Duelli, P, 2006. Concepts of multifunctional agriculture and functional biodiversity. En K. Baila, M. L. Parrachini, J. M. Terres, P. Pointereau, and J. Pezet (ed) *Biodiversity Serving Agriculture*. RNCE, Italy, Institute for Environment and Sustainability 44 pp.
- Dunford, W, y K Freemark, 2004. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology* 20, 497-511.
- Dungan, J L, J N Perry, M R T Dale, P Legendre, S Citron-Pousty, M-J Fortin, A Jakomulska, M Miriti, y M S Rosenberg, 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25, 626–640.
- Ernault, A, S Freiré-Díaz, E Langlois, y D Alard, 2006a. Are similar landscapes the result of similar histories? *Landscape Ecology* 21, 631-639.
- Ernault, A, Y Tremauville, D Cellier, P Margerie, E Langlois, y D Alard, 2006b. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: Past or present patterns? *Biological Conservation* 127, 1-17.
- Ewers, R M, y R K Didham, 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81, 117-142.
- Faggi, A M, K Krellenberg, R Castro, M Arriaga, y W Endlicher, 2006. Biodiversity in the argentinean Rolling Pampa Ecoregion: changes caused by agriculture and urbanisation. *Erdkunde* 60, 127-138.
- Farnsworth, G L, K H Pollock, J D Nichols, T R Simons, J E Hines, y J R Sauer, 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count methods. *The Auk* 119, 414-425.
- Fernández, G, J G Posse, V Ferretti, y F Gabelli, 2003. Bird –habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biological Conservation* 115, 139-148.
- Ferraro, D O, C M Ghersa, y G A Sznaider, 2003. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 96, 1-18.
- Filloy, J, y M I Bellocq, 2006. Spatial variations in the abundance of *Sporophila* seedeaters in the southern Neotropics: contrasting the effects of agricultural development and geographical position. *Biodiversity and Conservation* 15, 3329-3340.
- Filloy, J, y M I Bellocq, 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120, 291-298.
- Firbank, L B, 2005. Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology* 146, 163-175.

- Flather, C H, y J R Sauer, 1996. Using landscape ecology to test hypotheses about large-scale abundance patterns in migratory birds. *Ecology* 77, 28-35.
- Flynn, D F B, M Gogol-Prokurat, T Noeire, N Molinari, B Trautman Richers, B B Lin, N Simpson, M M Mayfield, y F DeClerck, 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
- Foody, G M, 1996. Fuzzy modelling of vegetation from remotely sensed imagery. *Ecological Modelling* 85, 3-12.
- Forman, R T T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. 632 pp.
- Forman, R T T, y M Godron, 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience*, 733-740.
- Fox, A D, 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *Journal of Applied Ecology* 41, 427-439.
- Fraga, R M, 1983. Notas sobre la conducta y nidificación de la mosqueta *Myiophobus fasciatus* en Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 12, 96-106.
- Fraga, R M, 1984. Aspectos de la biología reproductiva del picaflor verde común. *Hornero* 12, 156-158.
- Fry, G L A, 1994. The role of field margins in the landscape. En N. Boatman (ed) *Field margins: integrating agriculture and conservation*. Surrey, BCPC 31-40.
- Gaba, S, B Chauvel, F Dessaint, V Bretagnolle, y S Petit, 2010. Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 318-323.
- Gabelli, F B, G J Fernández, V Ferretti, G Posse, E Coconier, H J Gavieiro, P E Llambías, P I Peláez, M L Vallés, y P L Tubaro, 2004. Range contraction of the pampas meadowlark *Sturnella defilippii* in the southern pampas grasslands of Argentina. *Oryx* 38, 1-7.
- Garaffa, P I, J Filloy, y M I Bellocq, 2009. Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90, 33-41.
- George, T L, A C Fowler, R L Knight, y L C McEwen, 1992. Impacts of a severe drought on grassland birds in Western North Dakota. *Ecological Applications* 2, 275-284.
- Getis, A, y J K Ord, 1992. The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis* 24, 189-206.
- Ghersa, C M, E de la Fuente, S Suarez, y R J C Leon, 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 88, 271-278.
- Ghersa, C M, y R J C León, 1999. Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampa. En L R Walker (ed) *Ecosystems of the World 16. Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier 487-502.
- Ghersa, C M, y R J C León, 2001. Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. En Z Naveh and A S Lieberman (ed) *Ecología de Paisajes*. Buenos Aires, Editorial Facultad de Agronomía 471-512.
- Gimona, A, y D van der Horst, 2007. Mapping hotspots of multiple landscape functions: a case study on farmland afforestation in Scotland. *Landscape Ecology* 22, 1255-1264.
- Goijman, A, y M E Zaccagnini, 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 23, 67-76.
- Goldstein, M I, T E Lacher, B Woodbridge, M J Bechard, S B Canavelli, M E Zaccagnini, G P Cobb, E J Scollon, R Tribolet, y M J Hooper, 1999. Monocotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8, 201-214.

- Gonnet, J M, 2001. Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments* 48, 569-579.
- Gottschalk, T K, R Dittrich, T Diekötter, P Sheridan, V Wolters, y K Ekschmitt, 2010. Modelling land-use sustainability using farmland birds as indicators. *Ecological Indicators* 10, 15-23.
- Grashof-Bokdam, C J, J P Chardon, C C Vos, R P B Foppen, M W DeVries, M Van der Veen, y H A M Meeuwssen, 2009. The synergistic effect of combining woodlands and green veining for biodiversity. *Landscape Ecology* 24, 1105-1121.
- Grashof-Bokdam, C J, y F van Langevelde, 2004. Green veining: landscape determinants of biodiversity en European agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 20, 417-439.
- Groot, J C J, W A H Rossing, A Jellema, D J Stobbelaar, H Renting, y M K Van Ittersum, 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality—A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120, 58-69.
- Guerrero, I, P Martínez, M B Morales, y J J Oñate, 2010. Influence of agricultural factors on weed, carabid and bird richness in a Mediterranean cereal cropping system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 103-108.
- Guerschman, J P, J M Paruelo, C Di Bella, M C Giallorenzi, y F Pacin, 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing* 24, 3381-3402.
- Haberl, H, C Plutzer, K Erb, V Gaube, M Pollheimer, y N B Schulz, 2005. Human appropriation of net primary production as determinant of avifauna diversity in Austria. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 119-131.
- Haila, Y, I K Hanski, y S Raivio, 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the "sampling" colonization hypothesis corroborated. *Ecology* 74, 714-725.
- Haila, Y, A O Nicholls, I K Hanski, y S Raivio, 1996. Stochasticity in Bird Habitat Selection: Year-to-Year Changes in Territory Locations in a Boreal Forest Bird Assemblage. *Oikos* 76, 536-552
- Hamer, T L, C H Flather, y B R Noon, 2006. Factors associated with grassland bird species richness: the relative roles of grassland area, landscape structure, and prey. *Landscape Ecology* 21, 569-583.
- Hanski, I, y O Ovaskainen, 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16, 666-973.
- Harvey, C A, C Villanueva, J Villacís, M Chacón, D Muñoz, M López, M Ibrahim, R Gómez, R Taylor, J Martinez, A Navas, J Saenz, D Sánchez, A Medina, S Vilchez, B Hernández, A Perez, F Ruiz, F López, I Lang, y F L Sinclair, 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111, 200-230.
- Haslem, A, y A F Bennett, 2008a. Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 18, 185-196.
- Haslem, A, y A F Bennett, 2008b. Countryside elements and the conservation of birds in agricultural environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125, 191-203.
- Henderson, I G, J Cooper, R J Fuller, y J Vickery, 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37, 335-347.
- Henle, K, K F Davies, M Kleyer, C Margules, y J Settle, 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13, 207-251.
- Hietala-Koivu, R, J Lankoski, y S Tarmi, 2004. Loss of biodiversity and its social cost in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103, 75-83.

- Hilbeck, A, 2001. Implications of transgenic, insecticidal plants for insect and plant biodiversity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 4, 43-61.
- Hinsley, S A, y P E Bellamy, 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.
- Hobbs, R J, S Arico, J Aronson, J S Baron, P Bridgewater, V A Cramer, P R Epstein, J J Ewel, C A Klink, A E Lugo, D Norton, D Ojima, D M Richardson, E W Sanderson, F Valladares, M Vilà, R Zamora, y M Zobel, 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15, 1-7.
- Holmes, R, y T W Sherry, 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *The Auk* 118, 589-609.
- Holland, J D, D G Bert, y L Fahrig, 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *Bioscience* 54, 227-233.
- Honnay, O, K Piessens, W Van Landuyt, M Hermy, y H Gulinck, 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning* 63, 241-250.
- Hooper, D U, F S Chapin III, J J Ewel, A Hector, P Inchausti, S Lavorel, J H Lawton, D M Lodge, M Loreau, S Naeem, B Schmid, H Setälä, A J Symstad, J Vandermeer, y D A Wardle, 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3-35.
- Horlent, N, M C Juárez, y M Arturi, 2003. Incidencia de la estructura del paisaje sobre la composición de especies de aves de los talaes del noreste de la provincia de Buenos Aires. *Ecología Austral* 13, 173-182.
- Jang, J S R, 1993. ANFIS: adaptive-network-based fuzzy inference system. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on* 23, 665-685.
- Johnson, A R, J A Wiens, B T Milne, y T O Crist, 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology* 7, 63-75.
- Jiménez, J E, 1995. Historia natural del aguilucho *Buteo polyosoma*: una revisión. *Hornero* 14, 1-9.
- Jokimäki, J, y J Suhonen, 1993. Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70, 71-77.
- Kampichler, C, J Barthel, y R Wieland, 2000. Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model. *Ecological Modelling* 129, 87-99.
- Kampichler, C, y R Platen, 2004. Ground beetle occurrence and moor degradation: modelling a bioindication system by automated decision-tree induction and fuzzy logic. *Ecological Indicators* 4, 99-109.
- Kim, D H, W E Newton, G R Lingle, y F Chavez-Ramirez, 2009. Influence of grazing and available moisture on breeding densities of grassland birds in the central Platte River Valley, Nebraska. *The Wilson Journal of Ornithology* 120, 820-829.
- Kirk, D A, C Boutin, y K E Freemark, 2001. A multivariate analysis of bird species composition and abundance between crop types and seasons in southern Ontario, Canada. *Ecoscience* 8, 173-184.
- Kirk, D A, M D Eveden, y P Mineau, 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. En V Nolan y E D Ketterson (ed) *Current Ornithology*. New York, Plenum Press 175-269.
- Kleijn, D, F Berendse, R Smit, N Gilissen, J Smit, B Brak, y R Groeneveld, 2004. Ecological Effectiveness of Agri-Environment Schemes in Different Agricultural Landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18, 775-786.
- Knick, S T, y J T Rotenberry, 2000. Ghosts of Habitats past: Contribution of Landscape Change to Current Habitats Used by Shrubland Birds. *Ecology* 81, 220-227.
- Knopf, F L, y J A Sedgwick, 1987. Latent population responses of summer birds to a catastrophic, climatological event. *The Condor* 89, 869-873.

- Kragten, S, y G R de Snoo, 2008. Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126, 270-274.
- Lahti, D C, 2001. The "edge effect on nest predation" hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99, 365-374.
- Lakhani, K H, 1994. The importance of field margin attributes to birds. En *Field margins: integrating agriculture and conservation*. Monograph 58. Surrey, BCPC 77-84.
- Lantschner, M V, y V E Rusch, 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral* 17, 99-112.
- Lee, M, L Fahrig, K Freemark, y D Currie, 2002. Importance of patch scale vs landscape scale for selected forest birds. *Oikos* 96, 110-118.
- Leveau, L M, y C M Leveau, 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *Hornero* 17, 9-15.
- Leveau, L M, C M Leveau, y U F J Pardiñas, 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus Leucurus*) en Argentina. *Ornitología Neotropical* 13, 307-311.
- Leveau, L M, y C M Leveau, 2004a. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19, 13-21.
- Leveau, L M, y C M Leveau, 2004b. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15, 371-380.
- Li, H, y J F Reynolds, 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73, 280-284.
- Li, H, y J Wu, 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19, 389-399.
- Liebhold, A M, y J Gurevitch, 2002. Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography* 25, 553-557.
- Liu, M, y S Samal, 2002. A fuzzy clustering approach to delineate agroecozones. *Ecological Modelling* 149, 215-228.
- Lockwood, J A, 1999. Agriculture and biodiversity: finding our place in this world. *Agriculture and Human Values* 16, 365-379.
- Loreau, M, S Naeem, P Inchausti, J Bengtsson, J P Grime, A Hector, D U Hooper, M A Huston, D Raffaelli, B Schmid, D Tilman, y D A Wardle, 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- Lovett-Doust, J, M Biernacki, R Page, M Chan, R Natgunarajah, y G Timis, 2003. Effects of land ownership and landscape-level factors on rare-species richness in natural areas of southern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 18, 621-633.
- Lu, Y, B Fu, L Chen, Z Ouyang, y J Xu, 2006. Resolving the conflicts between biodiversity conservation and socioeconomic development in China: fuzzy clustering approach. *Biodiversity and Conservation* 15, 2813-2827.
- Luck, G W, 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82, 607-645.
- Lunt, I D, y P G Spooner, 2005. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. *Journal of Biogeography* 32, 1859-1873.
- Luque, D G, 1984. Aspectos de la biología reproductiva del tero común *Vanellus chilensis* (Gmelin) I: Comportamiento y territorialidad. *El Hornero* 12, 150-115.
- Mac Nally, R, A F Bennett, J R Thomson, J Q Radford, G Unmack, G Horrocks, y P A Vesk, 2009. Collapse of an avifauna: climate change appears to exacerbate habitat loss and degradation. *Diversity and Distributions* 15, 720-730.
- Mac Nally, R, y G Horrocks, 2002. Relative influences of patch, landscape and historical factors on birds in an Australian fragmented landscape. *Journal of Biogeography* 29, 395-410.

- Marcondes-Machado, L O, 1988. Biología y conducta reproductiva de *Ammodramus humeralis*. Hornero 13, 71-74.
- Marino, G D. 2008. Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas: una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón. Aves Argentinas AOP, Buenos Aires. 104 pp.
- Maron, M, A Lill, D M Watson, y R Mac Nally, 2005. Temporal variation in bird assemblages: How representative is a one-year snapshot? Austral Ecology 30, 383-394.
- Marshall, E J P, V K Brown, N D Boatman, P J W Lutman, G R Squire, y L K Ward, 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research 43, 77-89.
- Marshall, E J P, T M West, y D Kleijn, 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 113, 36-44.
- Marshall, J, J Baudry, F Burel, W Joenje, B Gerowitt, M Paoletti, G Thomas, D Kleijn, D Le Coeur, y C Moonen, 2002. Field boundary habitats for wildlife. En L Ryszkowski (ed) Landscape ecology in agroecosystems management. CRC Press 219-247.
- Martin, T G, y H P Possingham, 2005. Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. Journal of Applied Ecology 42, 400-408.
- Massoni, V, F Bulit, y J C Rebores, 2007. Breeding biology of the White-rumped Swallow *Tachycineta leucorrhoa* in Buenos Aires Province, Argentina. Ibis 149, 10-17.
- Matson, P A, W J Parton, A G Power, y M J Swift, 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277, 504-509.
- Mayer, D G, y D G Butler, 1993. Statistical validation. Ecological Modelling 68, 21-32.
- Mazerolle, M J, y M A Villard, 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. Ecoscience 6, 117-124.
- McDermott, M E, P B Wood, G W Miller, y B T Simpson, en prensa. Predicting breeding bird occurrence by stand- and microhabitat-scale features in even-aged stands in the Central Appalachians. Forest Ecology and Management.
- McGarigal, K, S A Cushman, M C Neel, y E Ene, 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McIntyre, S, y G W Barret, 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. Conservation Biology 6, 146-147.
- Miñarro, F, M Beade, y D Bilenca, 2006. Las áreas valiosas de pastizal, un paso hacia una visión ecorregional de la conservación de los pastizales pampeanos. En A Brown, U M Ortiz, M Acerbi, y J Corcuera (ed) La situación ambiental argentina 2005. Buenos Aires, Fundación Vida Silvestre Argentina 269-273.
- Mitchell, M S, S H Rutzmoser, B Wigley, C Loehle, J A Gerwin, P D Keyser, R A Lancia, R W Perry, C J Reynolds, R E Thill, R Weih, D White, y P B Wood, 2006. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. Forest Ecology and Management 221, 155-169.
- Mittermeier, R A, C G Mittermeier, T M Brooks, J D Pilgrim, W R Konstant, G A B da Fonseca, y C Kormos, 2003. Wilderness and biodiversity conservation. PNAS 100, 10309-10313.
- Montaldo, N H, 1984. Asociación de dos especies de picaflores con árboles del género *Eucalyptus* (Myrtaceae) en la provincia de Buenos Aires. Hornero 1984, 159-162.
- Montalti, D, L M Ferman, A R Camperi, G E Soave, A M Arambarri, y C A Darrieu, 2005. Winter diet of Great Pampa-finches *Emberagra platensis* in Guaminí Lagoon, Argentina. Acta Ornithologica 40, 79-82.
- Moonen, A C, y P Bàrberi, 2008. Functional biodiversity: An agroecosystem approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 127, 7-21.

- Moser, D, H G Zechmeister, C Plutzer, N Sauberer, T Wrbka, y G Grabherr, 2002. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17, 657-669.
- Narosky, T, y A G DiGiacomo. 1993. Las aves de la Provincia de Buenos Aires: distribución y estatus. *Asoc. Ornitológica del Plata*, Vázquez Mazzini Ed. y L.O.L.A., Buenos Aires. 128 pp.
- Naveh, Z, A S Lieberman, F O Sarmiento, C M Ghersa, y R J C León. 2001. *Ecología de Paisajes*. Facultad de Agronomía, Buenos Aires. 571 pp.
- Nitschke, C R, G M Hickey, y J L Innes, 2007. Effectiveness monitoring of biodiversity in dynamic environments: is it possible? Paper presented at the "Monitoring the effectiveness of biological conservation" conference, 2-4 November 2004. Richmond, B C.
- O'Neill, R V, J R Krumme, R H Gardner, G Sugihara, B Jackson, D L DeAngelis, B T Milne, M G Turner, B Zygmunt, S W Christensen, V H Dale, y R L Graham, 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 153-162.
- Ortega-Huerta, M A, y K K Kral, 2007. Relating Biodiversity and Landscape Spatial Patterning to Land Ownership Regimes in Northeastern Mexico. *Ecology and Society* 12, online.
- Östman, O, B Ekblom, y J Bengtsson, 2001. Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology* 2, 365-371.
- Peach, W J, L J Lovett, S R Wotton, y C Jeffs, 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101, 361-373.
- Pearson, S M, 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecology* 8, 3-18.
- Peche, R, y E Rodríguez, 2009. Environmental impact assesment procedure: a new approach based on fuzzy logic. *Environmental Impact Assesment Review* 29, 275-283.
- Perkins, A J, H E Maggs, y J D Wilson, 2008. Winter bird use of seed-rich habitats in agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126, 189-194.
- Perkins, A J, M J Whittingham, A J Morris, y R B Bradbury, 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93, 413-420.
- Phillis, Y A, y L A Andriantiatsaholiniaina, 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics* 37, 435-456.
- Pimentel, D, U Stachow, D A Takacs, H W Brubaker, A R Dumas, J J Meaney, J A S O'Neil, D E Onsi, y D B Corzilius, 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 42, 354-362.
- Pimentel, D, C Wilson, C McCullum, R Huang, P Dwen, J Flack, Q Tran, Y T Saltman, y B Cliff, 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bioscience* 47, 747-757.
- Poggio, S. 2007. Relaciones entre la diversidad de especies vegetales y la heterogeneidad espacial del paisaje agrícola pampeano. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Prato, T, 2005. A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. *Ecological Modelling* 187, 361-368.
- Pywell, R F, E A Warman, L Hulmes, S Hulmes, P Nuttall, T H Sparks, C N R Critchley, y A Sherwood, 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 129, 192-206.
- Rahmig, C J, W E Jensen, y K A With, 2009. Grassland bird responses to land management in the largest remaining tallgrass prairie. *Conservation Biology* 23, 420-432.

- Ralph, C J, G R Geupel, P Pyle, T E Martin, D F DeSante, y B Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves silvestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany,CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 46 pp.
- Reino, L, M Porto, R Morgado, F Moreira, A Fabião, J Santana, A Delgado, L Gordinho, J Cal, y P Beja, 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138, 27–34.
- Ríos de Saluso, M L A & J E Frana, 1998. Entomofauna en relación a la siembra directa. En J. L. Panigatti and D. B. H. Marelli(ed) *Siembra Directa*. Buenos Aires, Hemisferio Sur 319-324.
- Rizzo, H F. 1978. Aves útiles y perjudiciales para la agricultura. Editorial hemisferio sur, Buenos Aires. 58 pp pp.
- Robinson, R A, J D Wilson, y H Q P Crick, 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38.
- Rocchini, D, y C Ricotta, 2007. Are landscapes as crisp as we may think? *Ecological Modelling* 204, 535-539.
- Rodewald, A D, y R H Yahner, 2001. Influence of Landscape Composition on Avian Community Structure and Associated Mechanisms. *Ecology* 82, 3493-3504.
- Roldán, M, A Carminati, F Biganzoli, y J M Paruelo, 2010. Las reservas privadas, ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas? *Ecología Austral* 20, 185-199.
- Roschewitz, I, D Gabriel, T Tschardt, y C Thies, 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42, 873–882.
- Rotenberry, J T , y J A Wiens, 1980. Temporal variation in habitat structure and shrubsteppe bird dynamics. *Oecologia* 47, 1-9.
- Saab, V, 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9, 135-151.
- Sala, O E, F S Chapin, J J Armesto, E Berlow, J Bloomfield, R Dirzo, E Huber-Sanwald, L F Huenneke, R B Jackson, A Kinzig, R Leemans, D M Lodge, H A Mooney, M Oesterheld, N LeRoy Poff, M T Sykes, B H Walker, M Walker, y D H Wall, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Nature* 287, 1170-1174.
- Salski, A, y B Holsten, 2006. A fuzzy and neuro-fuzzy approach to modelling cattle grazing on pastures with low stocking rates in Central Europe. *Ecological Informatics* 1, 269-276.
- Sarasola, H, y J J Negro, 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography* 33, 1096-1101.
- Satorre, E H, 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 87, 24-31.
- Saunders, D, 1994. Can we integrate nature conservation with agricultural production? *Landscape and Urban Planning* 28, 63-71.
- Scarpati, O E, J A Forte Lay, y A D Capriolo, 2008. La inundación del año 2001 en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Mundo Agrario* 17, online: <http://www.mundoagrario.unlp.edu.ar/numeros/no-17-12do-sem-2008/la-inundacion-del-ano-2001-en-la-provincia-de-buenos-aires-argentina/>.
- Schmida, A, y M V Wilson, 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12, 1-20.
- Schrag, A M, M E Zaccagnini, N Calamari, y S Canavelli, 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132, 135-142.



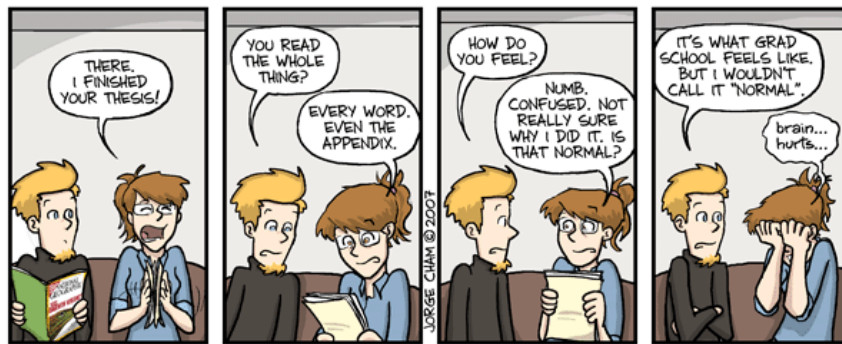
- Seastedt, T R, R J Hobbs, y K N Suding, 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Frontiers in Ecology and Environment* 6, 547-553.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008. Biodiversity and agriculture: safeguarding biodiversity and securing food for the world, Montreal. 56 pp.
- Sekercioglu, C H, G C Daily, y P R Ehrlich, 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *PNAS* 101, 18042–18047.
- Shnack, J A, F O de Francesco, U R Colado, M L Novoa, y E J Schnack, 2000. Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecologia Austral* 10, 63-80.
- Smith, M D, y A K Knapp, 2003. Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecology Letters* 6, 509–517.
- SMN, 2009. Informe sobre precipitaciones deficitarias en Zona húmeda y semi húmeda durante el 2008 (Servicio Meteorológico Nacional) <http://www.smn.gov.ar/?mod=clima&id=74>.
- Snow, A A, D A Andow, P G Epts, E M Hallerman, A Power, J M Tiedje, y L L Wolfenbarger, 2005. Genetically engineered organisms and the environment: current status and recomendations. *Ecological Applications* 2, 377–404.
- Söderström, B, T Pärt, y E Linnarsson, 2001. Grazing effects on between-year variation of farmland bird communities. *Ecological Applications* 11, 1141-1150.
- Soriano, A, 1991. Rio de la Plata grasslands. En R. T. Coupland(ed) *Ecosystems of the world- Natural Grasslands. Introduction and western hemisphere*. 367-407.
- Sotherton, N; & R Page. 1998. Hedgerow and field margin management. Game Conservancy Limited, Fordingbridge, Hampshire. 41 pp.
- Steffan-Dewenter, I, U Münzenberg, C Bürger, C Thies, y T Tscharnktke, 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83, 1421-1432.
- Stotz, D F, J W Fitzpatrick, T A Parker, y D K Moskovits. 1996. Neotropical birds. Ecology and conservation. The University of Chicago Press, Chicago and London. 481 pp.
- Strayer, D L, H A Ewing, y S Bigelow, 2003. What kind of spatial and temporal details are required in models of heterogeneous systems? *Oikos* 102, 654-662.
- Suárez-Seoane, S, y J Baudry, 2002. Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception. *Ecography* 25, 499-511.
- Suárez, S A, C M Ghersa, E B de la Fuente, y R J C León, 2000. Shifts of floristic groups in cropland communities of the Pampas during 1926 to 1999. *Actas del Third International Weed Science Congress*. Foz do Iguassu.
- Swift, M J, A M N Izac, y M van Noordwijk, 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes-are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 113-134.
- Swinton, S M, F Lupi, G P Robertson, y D A Landis, 2006. Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. *American Journal of Agricultural Economics* 88, 1160-1166.
- Szpeiner, A, M A Martínez-Ghersa, y C M Ghersa, 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia Hoy* 17, 38-46.
- Taft, O W, y S M Haig, 2005. The value of agricultural wetlands as invertebrate resources for wintering shorebirds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 249-256.
- Thogmartin, W E, y M G Knutson, 2006. Scaling local species-habitat relations to the larger landscape with a hierarchical spatial count model. *Landscape Ecology*.
- Tichit, M, O Renault, y T Potter, 2005. Grazing regime as a tool to assess positive side effects of livestock farming systems on wading birds. *Livestock Production Science* 96, 109-117.

- Tognetti, P. 2010. Mecanismos de sucesión en pastizales: dispersión, disponibilidad de recursos y competencia. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Tscharntke, T, A M Klein, A Kruess, I Steffan-Dewenter, y C Thies, 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857-874.
- Turner, M G, 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36, 319–344.
- Van Leekwijck, W, y E E Kerre, 1999. Defuzzication: criteria and classification. *Fuzzy Sets and Systems* 108, 159-178.
- Vandermeer, J, M van Noordwijk, J Anderson, C Ong, y I Perfecto, 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67, 1-22.
- Vickery, J A, R E Feber, y R J Fuller, 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 1-13.
- Villaseñor, J F, 1993. Swainson's Hawk predation on dragonflies in Argentina. *The Wilson Bulletin* 105, 365-366.
- Walker, B H, 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6, 18-23.
- Wallington, T J, R J Hobbs, y S A Moore, 2005. Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: a review of the salient issues. *Ecology and Society* 10, 15 [online] <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss11/art15/>.
- Wallis De Vries, M F, A E Parkinson, J P Dulphy, M Sayer, y E Diana, 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* 62, 185-197.
- Watkinson, A R, R P Freckleton, R A Robinson, y W J Sutherland, 2000. Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. *Science* 289, 1554-1557.
- Weibull, A C, y O Östman, 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4, 349-361.
- Weibull, A C, O Östman, y A Granqvist, 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation* 12, 1335-1355.
- Whittingham, M J, 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44, 1-5.
- Whittingham, M J, y C L Devereux, 2008. Changing grass height alters foraging site selection by wintering farmland birds. *Basic and Applied Ecology* 9, 779-788.
- Whittingham, M J, R D Swetnam, J D Wilson, D E Chamberlain, y R P Freckleton, 2005. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology* 42, 270-280.
- Wickham, J D, J Wu, y D F Bradford, 1997. A Conceptual Framework for Selecting and Analyzing Stressor Data to Study Species Richness at Large Spatial Scales. *Environmental Management* 21, 247-257.
- Wiley, J W, 1998. Breeding-season food habits of burrowing owls (*Athene cunicularia*) in Southwestern Dominican Republic. *Journal of Raptor Research* 32, 241-245.
- With, K A, 1994. Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. *Landscape Ecology* 9, 25-36.
- Wretenberg, J, T Pärt, y Å Berg, 2010. Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biological Conservation* 143, 375-381.
- Wu, J, W Shen, W Sun, y P T Tueller, 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17, 761–782.

- Zaccagnini, M E & N C Calamari, 2001. Labranzas conservacionistas, siembra directa y biodiversidad. En J. L. Panigatti and H. M. D Buschiazso (ed) Siembra Directa II. Buenos Aires, INTA 29-68.
- Zaccagnini, M E, J Decarre, A Goijman, L Solari, R Suárez, y F Weyland, 2007. Efecto de la heterogeneidad ambiental de terrazas y bordes vegetados sobre la biodiversidad animal en campos de soja de Entre Ríos. En O P Caviglia, O F Papparotti, y M C Sasal (ed) Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Buenos Aires, Ediciones INTA 159-171.
- Zadeh, L A, 1965. Fuzzy sets. Information and Control 8, 338-353.
- Zadeh, L A, 1975. The concept of a linguistic variable and its application to approximate reasoning - I. Information Sciences 8, 199-249.
- Zadeh, L A, 1996. Fuzzy Logic = Computing with Words. IEEE Transactions on Fuzzy Systems 4, 103-111.
- Zalba, S M, y N C Cozzani, 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. Animal Conservation 7, 35-44.
- Zonneveld, I S, 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications Landscape Ecology 3, 67-86.



# APÉNDICES





**Apéndice I.** Matrices de transición de los sistemas terrestres (Alta, Media y Baja intensidad de transformación del paisaje) basadas en las imágenes satelitales. a) Los valores de las matrices representan la proporción de área de un tipo de cobertura en el tiempo  $t_0$  que se transformó en otro tipo de cobertura en el tiempo  $t_1$ . b) Los valores representan qué proporción del área de un tipo de cobertura en el tiempo  $t_1$  proviene del tipo de cobertura en el  $t_0$ .

A)

ALTA	2004/5						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,257</b>	0	0,088	0,351	0,217	0,064	0,022
Agua	0,668	<b>0,104</b>	0,025	0,063	0,065	0,029	0,046
Maiz	0,004	0	<b>0,249</b>	0,070	0,350	0,323	0,003
2002/3 Pastura	0,045	0	0,082	<b>0,531</b>	0,263	0,066	0,012
Soja	0,006	0	0,233	0,084	<b>0,573</b>	0,098	0,006
Trigo/soja	0,005	0	0,150	0,106	0,588	<b>0,146</b>	0,005
Urbano	0,063	0	0,069	0,147	0,205	0,073	<b>0,442</b>
	2006/7						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,487</b>	0,007	0,034	0,259	0,119	0,054	0,039
Agua	0,135	<b>0,820</b>	0,011	0,008	0,004	0,000	0,023
Maiz	0,052	0	<b>0,149</b>	0,057	0,419	0,314	0,009
2004/5 Pastura	0,188	0	0,064	<b>0,316</b>	0,292	0,105	0,034
Soja	0,047	0	0,183	0,064	<b>0,542</b>	0,151	0,013
Trigo/soja	0,050	0	0,124	0,057	0,552	<b>0,207</b>	0,009
Urbano	0,116	0,002	0,048	0,101	0,218	0,077	<b>0,437</b>
	2008/9						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,256</b>	0,007	0,061	0,416	0,207	0,049	0,005
Agua	0,286	<b>0,347</b>	0,009	0,294	0,058	0,006	0
Maiz	0,031	0,001	<b>0,151</b>	0,173	0,383	0,258	0,002
2006/7 Pastura	0,146	0,001	0,048	<b>0,480</b>	0,267	0,050	0,007
Soja	0,033	0,001	0,148	0,179	<b>0,552</b>	0,085	0,002
Trigo/soja	0,037	0,001	0,088	0,196	0,547	<b>0,130</b>	0,001
Urbano	0,066	0,004	0,044	0,372	0,209	0,039	<b>0,266</b>

## Apéndice I. Continuación.

MEDIA	2004/5						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,300</b>	0	0,103	0,331	0,169	0,074	0,023
Agua	0,480	<b>0,425</b>	0,015	0,015	0,027	0,010	0,028
Maiz	0,009	0	<b>0,275</b>	0,075	0,290	0,346	0,005
2002/3 Pastura	0,068	0	0,103	<b>0,542</b>	0,196	0,078	0,014
Soja	0,012	0	0,260	0,104	<b>0,480</b>	0,135	0,009
Trigo/soja	0,013	0	0,178	0,115	0,516	<b>0,171</b>	0,007
Urbano	0,087	0	0,091	0,131	0,135	0,063	<b>0,493</b>

	2006/7						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,398</b>	0,024	0,053	0,291	0,115	0,073	0,046
Agua	0,072	<b>0,896</b>	0,000	0,006	0,002	0,001	0,021
Maiz	0,061	0	<b>0,162</b>	0,071	0,339	0,355	0,012
2004/5 Pastura	0,129	0,001	0,080	<b>0,375</b>	0,254	0,128	0,032
Soja	0,047	0	0,204	0,071	<b>0,474</b>	0,193	0,012
Trigo/soja	0,045	0	0,129	0,068	0,494	<b>0,252</b>	0,012
Urbano	0,118	0,011	0,068	0,108	0,169	0,112	<b>0,414</b>

	2008/9						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,252</b>	0,004	0,075	0,395	0,192	0,077	0,005
Agua	0,118	<b>0,568</b>	0,015	0,276	0,018	0,005	0
Maiz	0,055	0	<b>0,158</b>	0,162	0,314	0,310	0,001
2006/7 Pastura	0,174	0,001	0,061	<b>0,461</b>	0,220	0,081	0,003
Soja	0,056	0	0,162	0,161	<b>0,486</b>	0,134	0,002
Trigo/soja	0,058	0	0,103	0,185	0,466	<b>0,187</b>	0,001
Urbano	0,085	0,004	0,049	0,391	0,161	0,067	<b>0,243</b>

BAJA	2004/5						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,292</b>	0	0,058	0,515	0,091	0,032	0,012
Agua	0,364	<b>0,583</b>	0,005	0,011	0,005	0,001	0,031
Maiz	0,012	0	<b>0,339</b>	0,089	0,289	0,264	0,007
2002/3 Pastura	0,091	0	0,068	<b>0,661</b>	0,131	0,039	0,010
Soja	0,026	0	0,251	0,167	<b>0,430</b>	0,115	0,011
Trigo/soja	0,028	0	0,166	0,213	0,427	<b>0,157</b>	0,008
Urbano	0,154	0	0,073	0,194	0,106	0,037	<b>0,435</b>

	2006/7						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,203</b>	0,010	0,033	0,560	0,088	0,061	0,044
Agua	0,077	<b>0,885</b>	0,004	0,014	0,007	0,003	0,009
Maiz	0,075	0	<b>0,162</b>	0,164	0,284	0,301	0,014
2004/5 Pastura	0,088	0	0,044	<b>0,601</b>	0,152	0,089	0,025
Soja	0,060	0	0,197	0,151	<b>0,413</b>	0,167	0,012
Trigo/soja	0,058	0,001	0,119	0,130	0,455	<b>0,225</b>	0,014
Urbano	0,109	0,008	0,068	0,237	0,168	0,103	<b>0,307</b>

	2008/9						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano
Bajo	<b>0,207</b>	0,003	0,062	0,439	0,196	0,089	0,004
Agua	0,065	<b>0,592</b>	0,005	0,316	0,011	0,009	0,002
Maiz	0,061	0	<b>0,128</b>	0,175	0,282	0,353	0,001
2006/7 Pastura	0,129	0	0,029	<b>0,585</b>	0,185	0,071	0,002
Soja	0,069	0	0,168	0,201	<b>0,424</b>	0,137	0,002
Trigo/soja	0,073	0	0,089	0,238	0,414	<b>0,185</b>	0,001
Urbano	0,093	0,001	0,033	0,505	0,143	0,068	<b>0,157</b>



## Apéndice I. Continuación.

B)

ALTA		2004/5						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2002/3	Bajo	<b>0,771</b>	0	0,082	0,302	0,080	0,087	0,238
	Agua	0,032	<b>0,983</b>	0,000	0,001	0,000	0,001	0,008
	Maiz	0,009	0	<b>0,170</b>	0,044	0,095	0,318	0,023
	Pastura	0,112	0	0,063	<b>0,374</b>	0,080	0,073	0,104
	Soja	0,045	0	0,553	0,185	<b>0,540</b>	0,334	0,172
	Trigo/soja	0,015	0	0,127	0,083	0,198	<b>0,178</b>	0,047
	Urbano	0,017	0	0,006	0,011	0,007	0,009	<b>0,409</b>
		2006/7						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2004/5	Bajo	<b>0,265</b>	0,548	0,013	0,116	0,015	0,017	0,090
	Agua	0,000	<b>0,302</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Maiz	0,091	0	<b>0,191</b>	0,083	0,165	0,322	0,069
	Pastura	0,356	0	0,090	<b>0,497</b>	0,125	0,117	0,267
	Soja	0,208	0	0,591	0,233	<b>0,538</b>	0,390	0,243
	Trigo/soja	0,061	0	0,110	0,058	0,151	<b>0,147</b>	0,048
	Urbano	0,018	0,046	0,005	0,013	0,008	0,007	<b>0,282</b>
		2008/9						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2006/7	Bajo	<b>0,364</b>	0,382	0,053	0,169	0,046	0,045	0,052
	Agua	0,003	<b>0,134</b>	0,000	0,001	0,000	0,000	0
	Maiz	0,060	0,082	<b>0,180</b>	0,097	0,117	0,329	0,032
	Pastura	0,250	0,081	0,051	<b>0,237</b>	0,072	0,057	0,090
	Soja	0,211	0,188	0,576	0,324	<b>0,546</b>	0,353	0,087
	Trigo/soja	0,090	0,080	0,132	0,136	0,208	<b>0,207</b>	0,026
	Urbano	0,022	0,053	0,009	0,036	0,011	0,009	<b>0,714</b>
MEDIA		2004/5						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2002/3	Bajo	<b>0,696</b>	0	0,101	0,291	0,090	0,096	0,232
	Agua	0,068	<b>0,993</b>	0,001	0,001	0,001	0,001	0,018
	Maiz	0,014	0	<b>0,175</b>	0,043	0,100	0,290	0,033
	Pastura	0,131	0	0,085	<b>0,397</b>	0,087	0,084	0,118
	Soja	0,050	0	0,473	0,169	<b>0,471</b>	0,323	0,166
	Trigo/soja	0,027	0	0,158	0,091	0,248	<b>0,201</b>	0,066
	Urbano	0,015	0	0,006	0,008	0,005	0,006	<b>0,367</b>
		2006/7						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2004/5	Bajo	<b>0,331</b>	0,280	0,030	0,153	0,025	0,029	0,141
	Agua	0,004	<b>0,640</b>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004
	Maiz	0,119	0	<b>0,213</b>	0,087	0,175	0,326	0,087
	Pastura	0,284	0,031	0,119	<b>0,520</b>	0,147	0,132	0,259
	Soja	0,172	0	0,499	0,163	<b>0,452</b>	0,328	0,158
	Trigo/soja	0,067	0	0,130	0,064	0,193	<b>0,176</b>	0,064
	Urbano	0,022	0,029	0,009	0,013	0,008	0,010	<b>0,287</b>
		2008/9						
	Bajo	Agua	Maiz	Pastura	Soja	Trigo/soja	Urbano	
2006/7	Bajo	<b>0,258</b>	0,081	0,059	0,158	0,049	0,049	0,059
	Agua	0,009	<b>0,829</b>	0,001	0,008	0,000	0,000	0
	Maiz	0,083	0	<b>0,187</b>	0,096	0,119	0,289	0,014
	Pastura	0,283	0,021	0,077	<b>0,292</b>	0,089	0,081	0,056
	Soja	0,217	0	0,491	0,245	<b>0,475</b>	0,320	0,073
	Trigo/soja	0,127	0	0,175	0,158	0,255	<b>0,250</b>	0,028
	Urbano	0,024	0,022	0,011	0,042	0,011	0,011	<b>0,769</b>



**Apéndice II.** Especies identificadas durante los muestreos a campo y sus hábitos alimenticios y de nidificación (\*). Grupos tróficos: CAR: carnívoro, FIL: filtrador, GRA: granívoro, INS: insectívoro, INV: invertebradívoro, NEC: nectarívoro, OMN: omnívoro, PP: pequeñas presas (\*\*). Las especies marcadas con un asterisco fueron incluidas en el análisis de correspondencia canónica. Nidificación: Árboles: incluye árboles a distintas alturas, generalmente en el canopeo. Arbustos: incluye arbustos y árboles a baja altura. Cavidades: incluye cavidades naturales, en árboles, nidos abandonados y en construcciones. Suelo: incluye directamente sobre el suelo o vegetación herbácea a poca altura. Palustre: incluye vegetación de ribera. La abundancia está estimada como número de individuos estimados usando la corrección de Farnsworth et al. (2002). La constancia está expresada en % de puntos de muestreo en los que fue detectada la especie.

Nombre vulgar	Especie	Abundancia		Constancia		Grupo trófico	Nidificación
		2007	2008	2007	2008		
ORDEN: TINAMIFORMES							
FAMILIA: TINAMIDAE							
Colorada	<i>Rhynchotus rufescens</i>	242	94	35,38	12,41	OMN	Suelo
Inambú	<i>Nothura maculosa</i>	442	58	51,54	10,53	OMN	Suelo
ORDEN: ANSERIFORMES							
FAMILIA: ANHIMIDAE							
Chajá	<i>Chauna torquata</i>	6	16	0,77	1,13	GRA	Suelo
FAMILIA: ANATIDAE							
Pato siriri pampa	<i>Dendrocygna viudata</i>	195	22	6,92	0,75	FIL	Suelo
Cisne coscoroba	<i>Coscoroba coscoroba</i>	4		0,38		FIL	Palustre
Cisne cuello negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>	2		0,38		FIL	Palustre
Pato cutirí	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	34	14	3,46	1,13	FIL	Suelo
Pato de collar	<i>Callonetta leucophrys</i>	9	5	0,38	0,38	FIL	Cavidades
Pato colorado	<i>Anas cyanoptera</i>	13	8	1,15	0,38	FIL	Suelo
Pato cuchara	<i>Anas platalea</i>	3	13	0,38	0,38	FIL	Suelo
Pato gargantilla	<i>Anas bahamensis</i>	51		3,46		FIL	Suelo
Pato barcino	<i>Anas flavirostris</i>	47	3	5,00	0,38	FIL	Arboles
Pato maicero	<i>Anas georgica</i>	31	23	4,23	2,26	FIL	Suelo
Pato capuchino	<i>Anas versicolor</i>	15	5	1,15	0,38	FIL	Suelo
Pato picazo	<i>Netta peposaca</i>	41	1	3,85	0,38	FIL	Palustre
ORDEN: CICONIIFORMES							
FAMILIA: CICONIDAE							
Cigüeña americana	<i>Ciconia maguari</i>	101		2,31		PP	Suelo
FAMILIA: THRESKIORNITHIDAE							
Cuervillo de cañada	<i>Plegadis chihui</i>	2.777	88	12,31	0,75	OMN	Palustre
Espátula rosada	<i>Platalea ajaja</i>		5		0,38	FIL	Palustre
FAMILIA: ARDEIDAE							
Garza bruja	<i>Nycticorax nycticorax</i>	7		0,77		INS/PP	Palustre
Garcita bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>	1.167	142	10,38	2,63	INS/PP	Palustre/Arboles
Garza blanca	<i>Ardea alba</i>	22	2	1,54	0,38	INS/PP	Palustre
Garza mora	<i>Ardea cocoi</i>	4		1,15		INS/PP	Palustre
Chifón	<i>Syrigma sibilatrix</i>	58	82	7,69	6,39	CAR	Arboles
Garcita blanca	<i>Egretta thula</i>	104	29	2,31	1,13	INS/PP	Palustre/Arboles
ORDEN: PELECANIFORMES							
FAMILIA: PHALACROCORACIDAE							
Biguá	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>		14		0,75	CAR	Arboles/Arbustos
ORDEN: FALCONIFORMES							
FAMILIA: FALCONIDAE							
Carancho	<i>Caracara plancus</i>	173	298	22,31	15,79	CAR	Arboles
Chimango	<i>Milvago chimango</i>	1.130	1.027	73,08	59,02	CAR/PP	Arboles/Suelo
Halconcito colorado	<i>Falco sparverius</i>	27	53	3,46	9,02	CAR	Cavidades
Halcón plomizo	<i>Falco femoralis</i>	3	4	0,38	0,38	CAR	Arboles

## Apéndice II. Continuación.

Nombre vulgar	Especie	Abundancia		Constancia		Grupo trófico	Nidificación
		2007	2008	2007	2008		
FAMILIA: ACCIPITRIDAE							
Milano blanco	<i>Elanus leucurus</i>	12	13	1,54	2,26	CAR	Arboles
Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	124	25	12,69	0,75	CAR	Palustre
Gavilán planeador	<i>Circus buffonii</i>		6		1,13	CAR	Suelo
Taguató	<i>Buteo magnirostris</i>	27	32	5,00	3,01	INS/CAR	Arboles
Aguilucho langostero	<i>Buteo swainsoni</i>	4	56	0,38	1,88	CAR	
Aguilucho común	<i>Buteo polyzona</i>		7		0,38	CAR	Arboles
ORDEN: GRUIFORMES							
FAMILIA: RALLIDAE							
Ipacaá	<i>Aramides ypecaha</i>	5		0,38		OMN	Arbustos
Gallareta chica	<i>Fulica leucoptera</i>		5		0,38	INS/PP	Palustre
FAMILIA: RECURVIROSTIDAE							
Tero real	<i>Himantopus melanurus</i>	8		1,15		FIL	Suelo
ORDEN: CHARADRIIFORMES							
FAMILIA: CHARADRIIDAE							
Tero común	<i>Vanellus chilensis</i>	2.117	2.250	82,69	62,41	INS	Suelo
FAMILIA: SCOLOPAGIDAE							
Pitotoy chico	<i>Tringa flavipes</i>		14		0,38	INS/INV	Suelo
FAMILIA: LARIDAE							
Gaviota capucho café	<i>Larus maculipennis</i>	36	275	3,46	4,51	INS/INV	Palustre
ORDEN: COLUMBIFORMES							
FAMILIA: COLUMBIDAE							
Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>	160	88	4,62	3,76	OMN	Construcciones
Paloma picazuro	<i>Patagioenas picazuro</i>	1.546	232	58,08	21,80	GRA	Arboles
Paloma manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>	27	91	4,23	9,40	GRA	Arboles
Paloma Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	2.971	1.326	56,92	59,77	GRA	Arboles
Paloma Torcacita	<i>Columbina picui</i>	181	111	9,23	9,77	GRA	Arboles
ORDEN: PSITTACIFORMES							
FAMILIA: PSITTACIDAE							
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	1.168	1.413	36,92	35,71	GRA	Arboles
ORDEN: CUCULIFORMES							
FAMILIA: CUCULIDAE							
Cuculillo canela	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	84	11		0,75	INS/PP	Arboles
Pirincho	<i>Guira guira</i>		69	8,85	10,90	INS	Arboles
ORDEN: STRIGIFORMES							
FAMILIA: STRIGIDAE							
Lechucita vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	66	83	8,46	10,90	CAR	Suelo

## Apéndice II. Continuación.

Nombre vulgar	Especie	Abundancia		Constancia		Grupo trófico	Nidificación
		2007	2008	2007	2008		
ORDEN: APODIFORMES							
FAMILIA: TROCHILIDAE							
Picaflor bronceado	<i>Hylocharis chrysura</i>	4		0,77		NEC	Arboles
Picaflor común	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	11	26	2,31	2,63	NEC	Arboles
ORDEN: PICIFORMES							
FAMILIA: PICIDAE							
Carpintero real común	<i>Colaptes melanochloros</i>	46	18	6,54	1,13	INS	Cavidades *
Carpintero campestre	<i>Colaptes campestris</i>	189	358	20,38	22,56	INS	Cavidades *
ORDEN: PASSERIFORMES							
FAMILIA: TYRANIDAE							
Piojito silbón	<i>Camptostoma obsoletum</i>		1		0,38	INS	Arboles
Piojito común	<i>Serpophaga subcristata</i>		4		1,13	INS	Arbustos
Tachurí canela	<i>Polystictus pectoralis</i>	4	7	0,38	0,38	INS	Suelo
Mosqueta estriada	<i>Myiophobus fasciatus</i>	1	5	0,38	0,75	INS	Arbustos
Churrinche	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	8	8	1,15	0,75	INS	Arboles
Pico de plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>	12	24	1,92	2,63	INS	Suelo
Monjita blanca	<i>Xolmis irupero</i>	3		0,38		INS	Cavidades
Picabuey	<i>Machetornis rixosa</i>	27	2	2,31	0,38	INS	Cavidades
Benteveo	<i>Pitangus sulphuratus</i>	284	371	27,69	15,41	INS	Arboles *
Benteveo rayado	<i>Myiodynastes maculatus</i>		7		0,38	INS	Arboles
Suirirí real	<i>Tyrannus melancholicus</i>	21	195	5,00	15,79	INS	Arboles *
Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>	302	803	31,54	35,71	INS	Arboles *
FAMILIA: FURNARIDAE							
Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	520	336	40,77	31,95	INS/INV	Arboles/Constr *
Coludito copetón	<i>Leptasthenura platensis</i>		3		0,38	INS	Cavidades
Chotoy	<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	55	24	3,46	2,63	INS	Arbustos *
Pijú cola parda	<i>Synallaxis albescens</i>		6		1,88	INS	Arbustos
Pijú plomizo	<i>Synallaxis spixi</i>	6		1,15		INS	Arbustos
Espinero pecho manchado	<i>Phacelodomus striatocolis</i>	30	37	1,92	3,76	INS	Arbustos *
Leñatero	<i>Anumbius annumbi</i>	34	36	5,00	4,51	INS	Arbustos *
FAMILIA: DENDROCOLAPTIDAE							
Chincherito chico	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	5	2	0,38	0,38	INS	Cavidades
FAMILIA: HIRUNDINIDAE							
Golondrina zapadora	<i>Riparia riparia</i>		30		4,14	INS	Cavidades *
Golondrina ceja blanca	<i>Tachycineta leucorroha</i>	209	93	12,69	6,39	INS	Cavidades *
Golondrina patagónica	<i>Tachycineta meyeri</i>		7		1,13	INS	Cavidades
Golondrina parda	<i>Progne tapera</i>	104	165	9,62	14,29	INS	Cavidades *

## Apéndice II. Continuación.

Nombre vulgar	Especie	Abundancia		Constancia		Grupo trófico	Nidificación
		2007	2008	2007	2008		
Golondrina doméstica	<i>Progne chalybea</i>	16		0,77	0,00	INS	Cavidades
Golondrina barranquera	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	52	2	4,62	0,38	INS	Cavidades
Golondrina rabadilla canela	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>		4		0,38	INS	Cavidades
FAMILIA: TROGLODITIDAE							
Ratona aperizada	<i>Cistothorus platensis</i>	168	9	1,13	18,80	INS	Palustre
Ratona común	<i>Troglodytes aedon</i>		92	31,92		INS	Cavidades
FAMILIA: MIMIDAE							
Calandria	<i>Mimus saturninus</i>	202	454	21,54	25,19	OMN	Arboles
FAMILIA: TURDIDAE							
Zorzal colorado	<i>Turdus ruiventris</i>	28		4,62	4,89	OMN	Arboles
Zorzal chachalero	<i>Turdus amaurochalinus</i>	32		4,23	0,38	OMN	Arboles
FAMILIA: PASSERIDAE							
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	65	158	6,92	8,65	OMN	Cavidades
FAMILIA: MOTACILLIDAE							
Cachiría común	<i>Anthus correndera</i>	34	25	5,38	2,26	INS	Suelo
Cachiría chica	<i>Anthus lutescens</i>		21		2,26	INS	Suelo
FAMILIA: FRINGILLIDAE							
Cabecita negra	<i>Carduelis magellanica</i>	8	48	1,54	3,76	GRA	Arboles
FAMILIA: PARULIDAE							
Arañero cara negra	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	5	7	0,38	0,38	INS	Arbustos
FAMILIA: ICTERIDAE							
Boyerito	<i>Icterus cayanensis</i>	5	2	0,77	0,38	INS/OMN	Arboles
Varillero congo	<i>Chrysornis ruficapillus</i>	71	20	0,77		INS	Palustre
Pecho amarillo	<i>Pseudoleistes virescens</i>	11	2	0,38	0,38	INS	Suelo
Tordo músico	<i>Agelaioides badius</i>	1.004	531	13,46	17,67	OMN	Arboles
Tordo pico corto	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	247	400	3,46	20,68	OMN	
Tordo renegrido	<i>Molothrus bonariensis</i>	1.824	397	38,46	30,08	OMN	
Varillero ala amarilla	<i>Agelasticus thilius</i>	4	87	0,38		INS	Palustre
Pecho colorado	<i>Sturnella supercilialis</i>	1.303	301	47,69	16,92	INS	Suelo
FAMILIA: EMBERIZIDAE							
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	1.562	2.219	96,15	86,09	GRA/OMN	Suelo
Cachilo ceja amarilla	<i>Ammodramus humeralis</i>	499	362	64,62	40,98	GRA	Suelo
Sietevestidos	<i>Pooecetes nigrorufa</i>		4		0,38	GRA	Arbustos
Jilguero dorado	<i>Sicalis flaveola</i>	67	203	9,62	24,44	GRA	Arboles/Cav
Misto	<i>Sicalis luteola</i>	2.555	1.714	81,15	56,77	GRA	Suelo
Verdón	<i>Embernagra platensis</i>	40	2	4,62	10,15	OMN	Suelo
Volatinero	<i>Volatinia jacarina</i>	2	39	0,38	0,75	GRA	Suelo
Corbatita común	<i>Sporophila caerulescens</i>	108	773	18,46	31,95	GRA	Suelo

(\*) La taxonomía sigue la nomenclatura establecida por BirdLife International (2010) The BirdLife checklist of the birds of the world, with conservation status and taxonomic sources. Version 3.

[http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife\\_Checklist\\_Version\\_3.zip](http://www.birdlife.org/datazone/species/downloads/BirdLife_Checklist_Version_3.zip)

(\*\*) La información sobre hábitos alimenticios y de nidificación fue extraída de consultas a expertos y de la bibliografía publicada (Fraga 1983, 1984, Luque 1984, Marcondes-Machado 1988, Beltzer 1990a, 1990b, de la Peña 1992, Villaseñor 1993, Jiménez 1995, Wiley 1998, Bó 1999, Darrieu et al. 2001, Leveau et al. 2002, Camperi et al. 2004, Biondi et al. 2005, Montalti et al. 2005, Massoni et al. 2007).