

**TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**INFLUENCIAS DEL TAMAÑO DE PARCHE Y  
CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL BOSQUE NATIVO  
SOBRE POBLACIONES DE AVES, EN ENTRE RÍOS**

por

**Lic. Noelia C. Calamari**

**Director: Ph. D. Francisco J. Vilella  
Co-Director: Ph. D. Pablo A. Mercuri**

**Lugar de Trabajo**



**EEA Paraná  
Instituto Nacional de  
Tecnología Agropecuaria**



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES  
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA**

**Córdoba, Argentina**

**2014**

## COMISIÓN ASESORA

**Ph. D. Francisco J. Vilella**, Departamento de Vida Silvestre, Pesquerías y Acuicultura de la Universidad del Estado de Mississippi, Estados Unidos

**Dra. Mirta M. M. Menghi**, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales-Universidad Nacional de Córdoba

**Dra. Mercedes Rouges**, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán

## DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

### TRIBUNAL

Firma: .....

Aclaración: .....

Firma: .....

Aclaración: .....

Firma: .....

Aclaración: .....

A mi esposo, Ariel, y a los tesoros más grandes que nos regaló la vida:  
nuestras hijas, Estefanía y Valentina  
A mis padres, Teresita y Erydeo

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco profundamente a mi director y co-director, Francisco Vilella y Pablo Mercuri, por su constante asistencia durante todas las instancias de este proceso de formación académica. Aprecio enormemente el tiempo y esfuerzo que ellos me dedicaron. Asimismo, agradezco a los demás integrantes de mi comité asesor del doctorado, Mirta Menghi y Mercedes Rouge, por sus consejos, sugerencias y estímulos para conducir y finalizar este trabajo.

Este trabajo no hubiera sido posible sin la ayuda de numerosas personas del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA): María Elena Zaccagnini quién me brindó la posibilidad de llevar a cabo este proyecto como parte de un proyecto institucional. Además, agradezco a Sonia Canavelli por ayudarme en la discusión de aspectos metodológicos de la investigación y poner a mi disposición su amplia experiencia; a Gregorio Gavier por su continuo soporte en la generación de modelos, procesamiento de imágenes, escenarios futuros, por vincularme con investigadores de alto nivel científico de Estados Unidos y Alemania y por su tiempo destinado a discutir y revisar los avances; a Gloria Pausich, Dante Bedendo y Guillermo Schulz por su predisposición y colaboración con información para la generación de modelos de cambios en el uso del suelo; a Sofía Havrylenko por brindarme su experiencia y acompañamiento durante la etapa de procesamiento de imágenes satelitales. Finalmente agradezco a Norma Formento, Hugo Tassi, Guillermo Vicente, Osvaldo Paparotti y Hugo Peltzer quienes me brindaron soporte institucional y estímulos para llevar adelante este proyecto.

Asimismo, agradezco enormemente a mis asistentes de campo Jeremías Mancini, Leandro Antoniazzi, Rodrigo Lorenzón, Pedro Cavallero, Leonardo Leiva, Natalia Bossel, Benito Jauberts y Gabriel Bonomi y a todos los productores agropecuarios que me permitieron el acceso a sus establecimientos para la toma de datos a campo. Adicionalmente, quisiera agradecer a colegas de otras instituciones, quienes me ayudaron fundamentalmente con aspectos metodológicos de la investigación, particularmente Tobías Kuemmerle y Daniel Müller (Humboldt Universität zu Berlin); Volker Radeloff y Anna Pidgeon (The University of Wisconsin); Robert Pontius (Clark University); Alexis Cerezo (Universidad de Buenos Aires) y Santiago Benítez Vieyra (Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Conicet-UNC).

Finalmente y por sobre todo, agradezco a mi esposo y compañero de la vida, Ariel Dalino y a nuestras hijas, Estefanía y Valentina; a mis padres, Teresita Pratviel y Erydeo Calamari; a mis hermanos, Aldana y Ronal y sus respectivas familias; a Lía Marelli y Patricia y Agustina Dalino por su constante ayuda a nivel familiar y a todos mis amigos, por su amor, comprensión, paciencia y acompañamiento continuo durante todo este proceso.

El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de proyectos nacionales y de una beca en el marco del Programa de Formación y Perfeccionamiento me brindó soporte económico para el programa del Doctorado en Ciencias Biológicas y el proyecto de tesis. Muchas gracias a todos.

## **Listado de publicaciones derivadas de la tesis**

**Calamari NC**, Vilella F, Mercuri P, Zaccagnini ME (2008) Fragmentación del bosque nativo entrerriano y su influencia sobre las aves: desafíos para la conservación y una agricultura sustentable. En: Caviglia OP, Sasal MC, Wilson MG, Papparotti OF (Eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Ediciones INTA, pp 68-75

Gavier-Pizarro G, **Calamari N**, Piquer-Rodríguez M, Kuemmerle T (2013) El método de construcción de escenarios aplicado al Ordenamiento Territorial. En: Paruelo J, Somma D, Jobbágy E, Lathera P, Maceira N (Eds.) El Ordenamiento Territorial Rural en Argentina. Bases conceptuales, herramientas y experiencias. Publicación FAO. En Prensa

## Índice

|   | <b>Página</b> |
|---|---------------|
| AGRADECIMIENTOS .....   | iii           |
| LISTA DE TABLAS .....   | 1             |
| LISTA DE FIGURAS .....  | 3             |
| SIGLAS Y ABREVIATURAS .....   | 5             |
| RESUMEN Y SUMMARY .....   | 7             |
| ÁREA DE ESTUDIO Y ESQUEMA DE MUESTREO DE AVES .....   | 11            |
| Área de estudio .....   | 11            |
| Esquema de muestreo de aves .....   | 12            |
| <br>  |               |
| <b>CAPÍTULOS</b>  |               |
| <b>1 INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCHES DE BOSQUE NATIVO SOBRE LA DENSIDAD DE POBLACIONES DE AVES DEL ESPINAL .....</b>                       | <b>17</b>     |
| Introducción .....  | 17            |
| Métodos.....  | 20            |
| Análisis de datos .....   | 20            |
| Estimación de la densidad de aves (variable dependiente) .....  | 20            |
| Tamaño de los parches de bosque nativo, tipo de mosaico y estación de muestreo (variables independientes).....                              | 22            |
| Modelos estadísticos .....  | 22            |
| Resultados .....  | 22            |
| Densidad de aves:.....  | 22            |
| Según los mosaicos.....   | 22            |
| Según las estaciones de muestreo.....   | 23            |
| Según las categorías de tamaño de parches.....  | 24            |
| Relación entre la densidad de aves y el tamaño de parches, mosaico y estación .....   | 24            |
| Discusión.....  | 24            |
| <br>  |               |
| <b>2 ABUNDANCIA DE AVES EN PARCHES DE BOSQUE NATIVO Y UMBRALES DE RESPUESTA EN RELACIÓN A VARIABLES LOCALES Y DE PAISAJE .....</b>          | <b>37</b>     |
| Introducción .....  | 37            |
| Métodos.....  | 41            |
| Abundancia de aves.....   | 41            |
| Variables dentro del parche y a nivel de parche .....   | 41            |
| Variables a nivel de paisaje .....  | 42            |
| Análisis estadísticos .....   | 45            |
| Resultados .....  | 47            |
| Abundancia de aves.....   | 47            |
| Atributos dentro del parche, a nivel de parche y paisaje .....  | 47            |
| Efectos del microhábitat (estructura de la vegetación), macrohábitat (nivel de parche) y nivel de paisaje sobre la abundancia de aves ..... | 48            |
| Evaluación de umbrales en la respuesta de aves a la densidad de árboles, cobertura de bosque y distancia entre parches .....                | 50            |
| Discusión.....  | 51            |
| Relación entre la abundancia de aves y variables ambientales a distintos niveles espaciales .....   | 51            |

|          |  |            |
|----------|--|------------|
|          | Umbrales a nivel de parche y paisaje .....   | 55         |
|          | Implicancias del uso de umbrales en el manejo y conservación.....  | 57         |
| <b>3</b> | <b>DINÁMICA DE CAMBIOS EN LA COBERTURA Y CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL BOSQUE NATIVO DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA (1986-2008) ...</b> | <b>73</b>  |
|          | Introducción .....   | 73         |
|          | Métodos.....   | 76         |
|          | Mapas de coberturas para 1986, 2000 y 2008 .....   | 76         |
|          | Expansión agrícola y deforestación .....   | 77         |
|          | Fragmentación.....   | 77         |
|          | Modelado del cambio en el uso de la tierra .....   | 78         |
|          | Variables explicativas .....   | 78         |
|          | Resultados .....   | 82         |
|          | Cambios en la cobertura de bosque nativo entre 1986 y 2008 .....   | 82         |
|          | Modelos de cambios en el uso de la tierra.....   | 82         |
|          | Discusión.....   | 83         |
| <b>4</b> | <b>ESCENARIOS FUTUROS DE CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA Y POSIBLES IMPACTOS SOBRE POBLACIONES DE AVES .....</b>                | <b>97</b>  |
|          | Introducción .....   | 97         |
|          | Métodos.....   | 100        |
|          | Marco conceptual y analítico .....   | 100        |
|          | Modelo de cambios en el uso de la tierra y definición de escenarios futuros.....   | 100        |
|          | Expansión agrícola.....  | 101        |
|          | Revalorización ganadera .....  | 102        |
|          | Conservación del bosque.....   | 102        |
|          | Evaluación de la precisión en la predicción de los modelos de cambios en el uso de la tierra.....                              | 104        |
|          | Cuantificación de los cambios en la cobertura del bosque nativo a nivel de paisaje.....  | 105        |
|          | Relación de la abundancia de aves con variables ambientales .....  | 105        |
|          | Distribución de la abundancia de aves en los escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra .....                        | 107        |
|          | Resultados .....   | 108        |
|          | Escenarios de cambios en el uso de la tierra al 2030 y comparación con las condiciones al 2008 .....                           | 108        |
|          | Abundancia de aves en relación a variables del paisaje .....   | 110        |
|          | Distribución de la abundancia de aves bajo los escenarios de cambios en el uso de la tierra.....                               | 110        |
|          | Discusión.....   | 112        |
|          | Escenarios de cambios en el uso de la tierra.....  | 112        |
|          | Abundancia de aves bajo los escenarios de cambios en el uso de la tierra .....   | 114        |
|          | Implicancias del uso de escenarios futuros en el ordenamiento territorial. ....  | 117        |
| <b>5</b> | <b>CONCLUSIONES.....</b>   | <b>135</b> |
|          | Influencia de variables locales y de paisaje en la abundancia de aves y umbrales de respuesta .....                            | 135        |



|  |     |
|--|-----|
| Pérdida y fragmentación del bosque nativo de Entre Ríos: impacto de futuros<br>escenarios de cambios en el uso de la tierra en las poblaciones de aves ..... | 138 |
| Implicancias de manejo .....   | 140 |
| BIBLIOGRAFÍA .....   | 145 |
| APÉNDICES .....  | 179 |
| RESULTADOS COMPLEMENTARIOS DEL CAPÍTULO 1 .....  | 179 |
| RESULTADOS COMPLEMENTARIOS DEL CAPÍTULO 2 .....  | 183 |



## LISTA DE TABLAS

| Tabla  | Página |
|--|--------|
| <b>1-1</b> Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según mosaicos (N); densidad estimada por mosaico con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha; $P_a$ es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo total de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en mosaico I (MI), mosaico II(MII) y mosaico III (MIII).....   | 33     |
| <b>1-2</b> Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según muestreos (N); densidad estimada por muestreo con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha; $P_a$ es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008..... | 34     |
| <b>1-3</b> Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según muestreos (N); densidad estimada por muestreo con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha; $P_a$ es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en parches pequeños (PI), medianos (PII) y grandes (PIII).....     | 35     |
| <b>1-4</b> Resultados de los modelos lineales generalizados para cada especie (incluyendo tipo de mosaico, estación y tamaño de parche). Se muestran solamente aquellas relaciones significativas a un valor de $p \leq 0,05$ .....  | 36     |
| <b>2-1</b> Listado de las especies de las 19 especies de aves muestreadas en los 45 parches de bosque nativo, en las estaciones de otoño-invierno y primavera-verano de 2007 y 2008 en Entre Ríos (Argentina).....   | 61     |
| <b>2-2</b> Correlaciones entre las métricas medidas sobre los 45 parches de bosque nativo muestreados a campo. En negrita se indican los coeficientes $\geq 0,70$ , $p < 0,05$ .....   | 62     |
| <b>2-3</b> Correlaciones entre las métricas de la clase de bosque nativo a nivel de paisaje. En negrita se indican los coeficientes $\geq 0,70$ , $p < 0,05$ .....   | 63     |
| <b>2-4</b> Errores de omisión y comisión resultantes del procesamiento de las imágenes Landsat TM5 de 2007 (A) y 2008 (B).....   | 64     |
| <b>2-5</b> Resumen de las métricas medidas sobre los 45 parches de bosque nativo muestreados a campo.....  | 65     |
| <b>2-6</b> Resumen de las métricas medidas a nivel de clase de bosque nativo.....  | 66     |
| <b>2-7</b> Resumen de las métricas medidas a nivel de paisaje.....   | 67     |
| <b>2-8</b> Modelos con mínimos valores AICc de la abundancia de aves en parches de   |        |

|            |  |     |
|------------|--|-----|
|            | bosque nativo en Entre Ríos (Argentina) durante las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008. Usé $\Delta AICc \leq 2$ para determinar el grupo de modelos plausibles .....  | 68  |
| <b>2-9</b> | Importancia relativa de las variables dentro de los parches, medida a través de la suma de los pesos de los modelos en los que estuvo presente (IV, sólo $\geq 20$ ) y a través del particionamiento jerárquico de la varianza (HP). Medidas estimadas a nivel de parche y de paisaje, usadas en los modelos de abundancia de aves en parches de bosque nativo en Entre Ríos (Argentina) en las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008 ..... | 70  |
| <b>3-1</b> | Métricas de composición y configuración espacial del bosque nativo .....   | 93  |
| <b>3-2</b> | Variables explicativas incluidas en los modelos BRT .....  | 94  |
| <b>3-3</b> | Medidas de la estructura del bosque y porcentajes de cambio entre los períodos analizados y totales para los tres mosaicos de Entre Ríos .....   | 95  |
| <b>3-4</b> | Superficie deforestada según los períodos analizados en los tres mosaicos de estudio (1986-2008) .....   | 96  |
| <b>4-1</b> | Correlaciones entre las variables de cantidad y configuración espacial del bosque nativo a escala de paisaje. En negrita se indican los coeficientes $\geq 0,70$ , $p < 0,05$ .....  | 131 |
| <b>4-2</b> | Modelo de mejor ajuste para cada especie, con su correspondiente error estándar y valor $p$ .....  | 132 |
| <b>4-3</b> | Pérdida y ganancia de hábitat potencial (% de píxeles comparado al 2008) para las especies de aves según los escenarios. Los valores con asteriscos indican píxeles de hábitat ganados .....   | 133 |
| <b>B-1</b> | Modelos candidatos de la abundancia de aves en parches de bosque nativo en Entre Ríos (Argentina) durante las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008. Use $\Delta AICc \leq 2$ para determinar el grupo de modelos plausibles.....   | 199 |

## LISTA DE FIGURAS

| Figura | Página   |
|--------|--|
| 1      | Localización de los mosaicos de estudio según un gradiente en la proporción de cobertura de bosque nativo en el paisaje (provincia de Entre Ríos, Argentina) y esquema de muestreo en cada mosaico de estudio. Se muestra un ejemplo de la disposición de las transectas y puntos de muestreo (Adaptado de Magrath <i>et al.</i> 2011)..... 14 |
| 2      | Parches de bosque nativo seleccionados para los muestreos de aves: <b>A</b> mosaico I; <b>B</b> mosaico II y <b>C</b> mosaico III..... 15  |
| 1-1    | Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según mosaico (I en negro, II en gris claro y III en gris oscuro) ..... 30  |
| 1-2    | Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según la estación (otoño-invierno en negro y primavera-verano en gris)..... 31  |
| 1-3    | Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según la categoría de tamaño de parches (pequeños en negro, mediados en gris oscuros y grandes en gris claro)..... 32   |
| 2-1    | Abundancia relativa (#individuos/punto/parche) de la aves en parches de bosque nativo muestreados en tres mosaicos (Entre Ríos, Argentina) en otoño-invierno (barras negras) y primavera-verano (barras grises) ..... 60   |
| 3-1    | Cambios en la cobertura de bosque nativo entre 1986 y 2008. En <b>A</b> se muestra el bosque perdido y en <b>B</b> se muestra el bosque regenerado..... 88   |
| 3-2    | Resumen de la contribución relativa de las variables predictoras para el modelo BRT..... 89  |
| 3-3    | Dependencia parcial para las cuatro variables más influyentes en el modelo de deforestación (distancia a localidades, distancia a rutas, dimensión fractal y tamaño de parche). Las marcas de graduación en la línea superior de los gráficos indican los decilos de distribución de datos..... 90   |
| 3-4    | Interacciones entre la distancia a los cursos de agua y dimensión fractal de los parches de bosque ( <b>A</b> ) y entre la distancia a rutas y la densidad de bordes de los parches de bosque nativo ( <b>B</b> ) ..... 91   |
| 3-5    | Mapas de adecuación mostrando la probabilidad de transición de las coberturas de bosque hacia agricultura ( <b>A</b> ) y de agricultura a bosque ( <b>B</b> )..... 92  |
| 4-1    | Marco conceptual de la metodología de análisis (adaptado de Bolliger <i>et al.</i> 2007)..... 120  |
| 4-2    | Evolución de la superficie (ha) sembrada en la provincia de Entre Ríos. Basado en datos obtenidos del informe SIBER (Sistema Integrado para el seguimiento y estimación de la producción de cereales y oleaginosas en el   |

|            |   |     |
|------------|---|-----|
|            | territorio entrerriano) de la Bolsa de Cereales de la provincia de Entre Ríos (www.bolsacer.org.ar) .....   | 121 |
| <b>4-3</b> | Áreas de bosque en cada mosaico de estudio, clasificadas como pertenecientes a la categoría de conservación III (verde, que presentaría bajo valor de conservación y podría deforestarte, Sabattini <i>et al.</i> 2009 a, b).....   | 122 |
| <b>4-4</b> | Curvas de mejor ajuste (lineal) para la pérdida del bosque en los mosaicos I ( $y = -343,14x + 738622$ , $r^2 = 0,962$ ), II ( $y = -170,09x - 357803$ , $r^2 = 0,969$ ) y III ( $y = -20,535x + 43676$ , $r^2 = 0,9097$ ). Los datos corresponden a valores de 1986, 2000, 2007 y 2008 y 2030 (para este año se consideraron los valores predichos según la tendencia actual de cambio)..... | 123 |
| <b>4-5</b> | Tres escenarios proyectados al 2030: 1) Expansión agrícola, 2) Revalorización de la actividad ganadera bajo bosque y, 3) Conservación del bosque nativo.....  | 124 |
| <b>4-6</b> | Cuantificación de los cambios en el uso de la tierra con métricas del paisaje.....  | 125 |
| <b>4-7</b> | Distribución de la abundancia relativa de las especies de aves estudiadas según 2008 y los escenarios futuros al 2030.....  | 126 |
| <b>4-8</b> | Distribución de frecuencia de los valores de abundancia por pixel de las 4 especies de aves en cada mosaico y para 2008 y 2030 (escenario de expansión agrícola, revalorización ganadera y de conservación del bosque).....   | 130 |
| <b>A-1</b> | Distribución de los valores de densidad (#ind/ha) de las especies focales en función del tipo de mosaico (MI, MII, MIII), estación de muestreo (OI, PV) y categoría de tamaño de parche (PI, PII, PIII).....  | 180 |
| <b>B-1</b> | Especies de aves muestreadas en los 45 parches de bosque nativo de Entre Ríos (Argentina); Fotos: Jeremías Mancini.....   | 184 |
| <b>B-2</b> | Métricas que describen la estructura del bosque nativo a nivel de paisaje, para 2007 (negro) y 2008 (gris) .....  | 188 |
| <b>B-3</b> | Modelos de abundancia de aves versus densidad de árboles en los parches de bosque, porcentaje de cobertura de bosque y distancia media al parche más próximo, para otoño-invierno y primavera-verano. Se presenta la suma del cuadrado de los errores (SSres) y Criterio de Información Akaike (AIC) para cada modelo; el texto en negrita indica el modelo con el mejor ajuste.....          | 190 |

## SIGLAS Y ABREVIATURAS

**A\_Arb:** Altura de árboles  
**AB:** Área total de bosque  
**AI:** Índice de agregación de parches  
**AIC:** Criterio de Información Akaike  
**AICc:** AIC ajustado por el tamaño de la muestra  
**AP:** Tamaño medio de los parches en hectáreas  
**ASBA:** *Asthenes baeri*  
**BRT:** Técnica de modelado Boosted Regression Trees  
**BT:** Borde total de bosque  
**C:** Agua  
**C°:** Grados centígrados  
**CA:** Área de cada clase en el paisaje  
**CBo:** Escenario de conservación del bosque  
**COH:** Índice de cohesión de parches  
**COPI:** *Columbina picui*  
**CvM:** Prueba Cramer von Mises  
**D:** densidad (número de aves/ha)  
**D\_Arb:** Densidad de árboles  
**D\_arb:** Densidad de arbustos  
**DBH:** Ancho medio del tronco de árboles medido a la altura del pecho del observador  
**DF:** Índice de dimensión fractal  
**DistLoc:** Distancia longitudinal media a la localidad más próxima  
**DIV\_LAND:** Índice de división del paisaje  
**DRBR:** *Drymornis bridgesii*  
**EAg:** Escenario de expansión agrícola  
**EDR:** radio (m) de detección efectivo  
**ENN:** Distancia euclideana media al parche vecino más cercano  
**FAO:** Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación  
**G:** Girasol  
**GLM:** Modelo Lineal Generalizado  
**GPS:** Sistema de posicionamiento global  
**ha:** hectárea  
**HP:** Particionamiento jerárquico de la varianza  
**IF:** Índice de forma de los parches  
**IJI:** Intersperción y yuxtaposición  
**IV:** Importancia relativa de las variables  
**km:** kilómetro  
**KS:** prueba de Kolmogorov-Smirnov  
**LEAN:** *Lepidocolaptes angustirostris*  
**lr:** parámetro de contracción. Determina la contribución de cada árbol de regresión al modelo  
**M:** Maíz  
**m:** metro  
**Mi:** Bosque introducido  
**MI:** mosaico I  
**MII:** mosaico II  
**MIII:** mosaico III  
**Mn:** Bosque nativo

**AGBA:** *Agelaioides badius*  
**MYMO:** *Myiopsitta monachus*  
**N:** número de observaciones  
**n:** número de la muestra  
**NP:** Número de parches  
**Oc:** Otros cultivos  
**OI:** Estación otoño-invierno  
**P<sub>a</sub>:** probabilidad de detección incondicional  
**PACO:** *Paroaria coronata*  
**PARA:** Proporción perímetro-área  
**PCA:** Análisis de componentes principales  
**PI:** Categoría de parches menores a 7 ha  
**PII:** Categoría de parches de 8 a 20 ha  
**PIII:** Categoría de parches mayores a 21 ha  
**PODU:** *Polioptila dumicola*  
**POME:** *Pospiza melanoleuca*  
**PR:** Riqueza de clases  
**PSLO:** *Pseudoseisura lophotes*  
**PV:** Estación primavera-verano  
**r:** Tasa de deforestación  
**RGa:** Escenario de revalorización ganadera  
**RMS:** Error cuadrático medio  
**ROC:** Relative Operating Characteristic Analysis  
**S:** Soja  
**SAAU:** *Saltator aurantiirostris*  
**SACO:** *Saltator coerulescens*  
**SD:** Desvío estándar  
**SE:** Error estándar  
**SESU:** *Serpophaga subcristata*  
**SIFL:** *Sicalis flaveola*  
**SIG:** Sistema de información geográfico  
**So:** Sorgo  
**SSres:** error residual del modelo  
**SUSU:** *Suiriri suiriri*  
**SVM:** Algoritmo de clasificación supervisada ImageSVM  
**SYFR:** *Synallaxis frontalis*  
**TAMA:** *Taraba major*  
**TAN:** tangente  
**tc:** complejidad de los árboles de regresión  
**TUAM:** *Turdus amaurochalinus*  
**TURU:** *Turdus rufiventris*  
**URS:** Urbano-suelo desnudo-rastrajo  
**UTM:** Sistema de coordenadas Universal Transversal de Mercator  
**Vi:** Vegetación inundable  
**WGS 84:** Sistema Geodésico Mundial 1984  
**x:** Latitud  
**X:** media aritmética  
**Y:** Longitud  
**Y1:** Primer eje en el análisis de componentes principales  
**Y2:** Segundo eje en el análisis de componentes principales



## RESUMEN

Las especies de aves son sensibles a los cambios en la estructura del paisaje producidos por la pérdida y fragmentación del hábitat dado que el paisaje resultante podría no sustentar las necesidades básicas para su supervivencia. Para el presente estudio seleccioné tres mosaicos de paisaje agropecuario (30x30 km) con distinta proporción de bosque nativo en la provincia de Entre Ríos y exploré las características del hábitat que influyen sobre la abundancia de poblaciones de aves asociadas al bosque nativo a distintos niveles espaciales. Además, examiné la existencia de umbrales de respuesta de las aves a la fragmentación del paisaje, exploré los cambios en el uso de la tierra entre 1986 y 2008, generé escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra y evalué el potencial impacto de los mismos sobre poblaciones de aves.

La respuesta de las aves a la fragmentación varió según la escala y estación del año. A nivel de parche, la densidad de árboles dentro de los parches de bosque fue el predictor de mayor importancia relativa para la abundancia de la mayoría de las especies de aves analizadas. A nivel de paisaje la respuesta de las aves fue mejor explicada por la cantidad y configuración espacial del bosque nativo. La abundancia relativa de la mayoría de las especies fue mayor en parches que presentaron mayor densidad de árboles y en paisajes con mayor superficie ocupada por bosque nativo, parches de gran tamaño, próximos entre sí y de formas simples.

La abundancia de especies de aves sensibles a la fragmentación mostró cambios abruptos y no lineales en relación a: densidad de árboles, porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje y distancia media entre parches. Esto sugiere la existencia de umbrales críticos por debajo de los cuales la abundancia declina drásticamente. A nivel de parche, la abundancia declinó marcadamente en parches que presentaron menos de 200-300 árboles/ha, mientras que a nivel de paisaje, la abundancia declinó drásticamente cuando el porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje fue menor a 20-25% y cuando la distancia media al parche más próximo resultó mayor a 50-300 m.

El análisis de cambio en el uso de la tierra entre 1986 y 2008 resalto que la cobertura del bosque nativo cambió considerablemente, tanto en la cantidad como en la configuración espacial. La superficie del bosque disminuyó un 30%, el número de parches incrementó un 22% y el tamaño medio de los parches remanentes se redujo un 30%. La

tasa de deforestación fue explicada principalmente por la distancia a localidades, rutas y dimensión fractal.

Los escenarios modelados evidenciaron una tendencia hacia la simplificación del paisaje, con una continua expansión de la cobertura agrícola sobre bosque nativo, resultando en paisajes con bajo porcentaje de bosque, parches cada vez menores y aislados entre sí. Las poblaciones de especies de aves más sensibles a la fragmentación (i.e. *Lepidocolaptes angustirostris*, *Pseudoseisura lophotes*) tienden a restringirse solamente a los parches de bosque más grandes y conectados, mientras que especies más tolerantes no se verían afectadas (i.e. *Columbina picui*, *Polioptila dumicola*). El hábitat potencial para las aves continuará disminuyendo hacia el 2030 bajo todas las alternativas productivas analizadas, con la consecuente reducción en la abundancia de especies de aves sensibles a la fragmentación. No obstante, la aplicación de políticas de desarrollo y planificación territorial diseñadas para mitigar los impactos negativos sobre el bosque nativo y sus poblaciones de aves, tendría un efecto sustancial sobre las tasas de deforestación y las poblaciones de aves. Entre estos se destaca el escenario de conservación del bosque, el cual mantendría dichos procesos en niveles similares a los registrados en 2008 y ayudaría a conservar las poblaciones de aquellas especies más sensibles a la fragmentación del bosque.

Basados en los resultados de este estudio, los tomadores de decisiones deberían considerar tanto factores locales como a nivel de paisaje cuando planifican políticas de manejo y conservación del bosque nativo y su biodiversidad. Adicionalmente, estos resultados destacan la importancia del modelado de escenarios futuros sobre cambios en el uso de la tierra para la toma de decisiones y políticas proactivas de conservación y/o implementación de estrategias de restauración de hábitat, especies o servicios ecosistémicos.

## SUMMARY

Bird species are sensitive to changes in landscape structure caused by habitat loss and fragmentation, with the resulting landscape unable to provide sustain the basic needs for survival. For this study I selected three agricultural landscape mosaics (30x30 km) with different ratio of native forest in the province of Entre Rios, Argentina, to assess landscape and habitat characteristics that influence forest bird populations at different spatial levels. Additionally, I developed models to examine threshold responses by forest birds to landscape fragmentation, explored changes of land use (1986-2008) and generated future scenarios of land use changes. I used these results to evaluate the potential impact of these changes on forest bird populations.

Bird response to forest fragmentation varied according to spatial level and season. At the patch level, tree density within forest fragments best explained abundance of most bird species. At the landscape level, amount of and spatial configuration of native forest patches were important. Relative abundance of forest bird species was greater in patches characterized by greater tree density and landscapes with greater native forest cover ratio with patches near each other and of a simple shape.

Abundance of forest bird species sensitive to fragmentation exhibited abrupt and nonlinear changes in relation to tree density, percentage of forest cover in the landscape and mean distance between patches. This suggests critical thresholds may exist below which the bird abundance declines dramatically. At the patch level, abundance declined significantly in patches with less than 200-300 trees/ha, while at the landscape level, abundance declined when percentage of forest cover was less than 20-25% and mean patch distance was greater than 50-300 m.

A multi-decadal analysis (1986-2008) of land cover change indicated amount of native forest had changed significantly, both in composition and spatial configuration. Forest area decreased 30% while patch number increased 22% and the mean size of remaining patches decreased 30%. Rate of deforestation was best explained by distance to towns and roads, and fractal dimension.

Modeled scenarios showed an overall trend towards landscape simplification with a continuous transition from native forest to agriculture. These changes resulted in landscape characterized by low percentage of native forest cover, smaller patch size and greater

isolation of remaining forest patches. Consequently, populations of sensitive bird species (i.e. *Lepidocolaptes angustirostris*, *Pseudoseisura lophotes*) would be mainly restricted to large, connected patches, while more generalist species would be unaffected (i.e. *Columbina picui*, *Polioptila dumicola*). By 2030 potential bird habitat will continue to decline under all production alternatives, with a consequent decline in abundance of sensitive bird species. However, implementing development policies and territorial planning that mitigates negative impacts on forest habitats would have a substantial positive effect in reducing deforestation rates and protecting forest bird communities. Additionally, the forest conservation scenario would maintain landscape processes at 2008 levels, allowing for retention of sensitive forest bird species.

Based on the results of this study, decision makers and planners should consider both local and landscape level factors when developing land management plans and conservation policies of native forests and biodiversity. Additionally, my results highlight the importance of modeling land cover use scenarios as proactive conservation tools guiding policies and/or restoration strategies applied to habitat, species or ecosystem services.

## ÁREA DE ESTUDIO Y ESQUEMA DE MUESTREO DE AVES

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres mosaicos de paisaje agropecuario de 30x30 km en los departamentos Paraná, Diamante, Nogoyá y La Paz de la provincia de Entre Ríos, Argentina. El área de estudio se caracteriza por un gradiente en las actividades productivas y por lo tanto, en los patrones del paisaje desde noreste hacia suroeste. El mosaico I (ubicado al noreste, 31° 20' 31,5'' S, 59° 26' 43,2'' W) consta de una matriz agrícola con un alto porcentaje del paisaje ocupado por parches de bosque nativo interspersos con la agricultura. El mosaico II (31° 34' 52,2'' S, 60° 04' 29,3'' W) está caracterizado por una matriz agrícola con remanentes de bosque nativo y dotado de conectividad aportada por bosques en galería, lo que en conjunto le brindan una importante heterogeneidad espacial. Finalmente, el mosaico III (suroeste, 32° 02' 2,6'' S, 60° 18' 29,9'' W) se caracteriza por gran simplificación espacial, con escasos parches de bosque nativo interspersos en cultivos anuales que dominan el paisaje (Figura 1).

Los mosaicos se ubican en la región ecológica del Espinal donde el relieve es de llanura plana a suavemente ondulado. El Espinal está caracterizado por remanentes de bosque xerófilo, dominado por especies tales como *Prosopis* spp., *Acacia* spp., *Geoffroea decorticans* y *Celtis ehrenbergiana*, inmersos en una matriz agrícola (Lewis *et al.* 2009; Matteucci 2012 a)

El área de estudio actualmente se caracteriza por diversas actividades productivas, con predominancia de agricultura y en menor medida, ganadería y producción lechera (Engler y Vicente 2009). En las últimas décadas esta zona ha sufrido importantes cambios en la estructura del paisaje, dado por el avance de la frontera agrícola (Matteucci 2012 b). El clima es templado, con una temperatura media anual de 19°C (12°C en invierno y 25°C en verano) y una precipitación media anual de 1000 mm (Brescia *et al.* 1998; Messina *et al.* 1999).

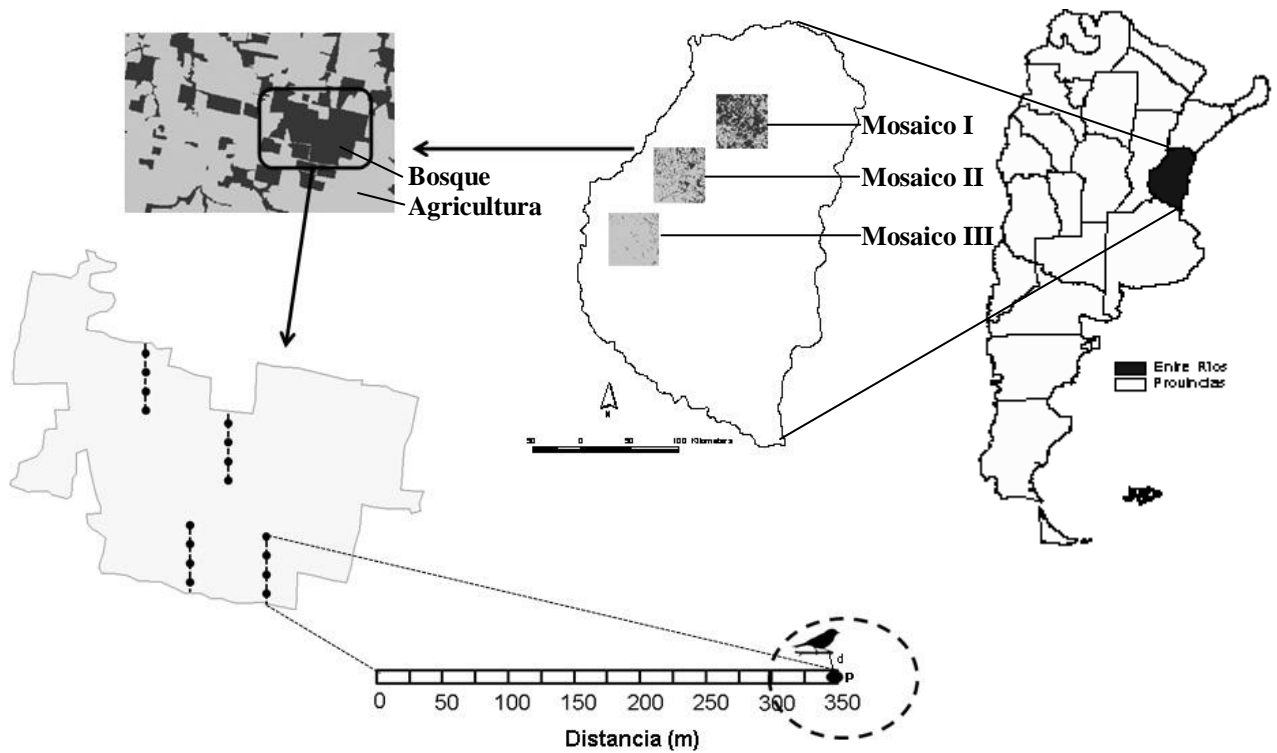
## Esquema de muestreo de aves

El trabajo a campo fue conducido durante las estaciones de otoño-invierno 2007 y primavera-verano 2007-2008 y en otoño-invierno 2008 y primavera-verano de 2008-2009. Los mosaicos fueron divididos en 9 celdas o subpaisajes (no yuxtapuestos) de 10x10 km usando un sistema de información geográfico (ArcGIS v. 10, Esri 2010), de las cuales seleccioné aleatoriamente 6 en cada mosaico. En estas unidades, seleccioné aleatoriamente 15 parches de bosque nativo según tres categorías de tamaño: < 7 ha, entre 8 a 20 ha y > 21 ha (Figura 2). Luego de una visita preliminar a cada parche (febrero de 2007), planifiqué el número de puntos de observación según la categoría de tamaño de parche, con un máximo de 16 puntos separados por  $\geq 100$  m para disminuir las posibilidades de dobles conteos y obtener una muestra representativa de la variabilidad ambiental dentro de cada parche (Savard y Hooper 1995). La ubicación exacta de los puntos de muestreo se obtuvo a través del trazado de 4 transectas, cuando el tamaño y la forma del parche lo permitieron, con 4 puntos de observación cada una. Las transectas se trazaron perpendicularmente a los bordes, sobre dos lados del parche seleccionados aleatoriamente y la separación entre las mismas fue también aleatoria. A través de un receptor GPS obtuve y registré las coordenadas geográficas del inicio de cada transecta, así como de los puntos a fin de repetir los muestreos exactamente en los mismos sitios.

Las aves muestreadas correspondieron a 19 especies terrestres diurnas asociadas a bosques, comunes o bastantes comunes de observar y representativas de la región biogeográfica del Espinal (Narosky y Yzurieta 2010) (APÉNDICE B, Figura B-1). De igual manera, las especies muestreadas pertenecen a distintos grupos tróficos y utilizan los distintos estratos del bosque para su alimentación (terrestre, sotobosque, estrato medio y dosel). Las escasas observaciones registradas para dos especies (*Saltator coerulescens* y *Asthenes baeri*) determinaron que no fueran consideradas en los análisis.

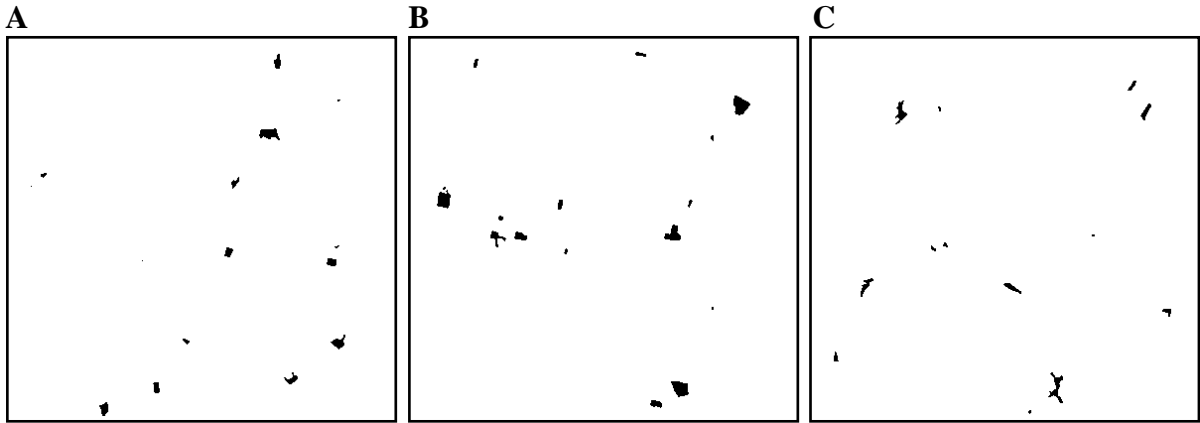
Las aves fueron muestreadas por un grupo de dos observadores experimentados y previamente entrenados. Para ello se utilizaron conteos en puntos de 50 m de radio. Inicialmente se había previsto obtener estimaciones precisas de la densidad de todas las especies de aves en cada parche de bosque utilizando el método de muestreo de distancia (transectas de puntos, Buckland *et al.* 2001) y usando distanciómetros laser para obtener distancias exactas de las observaciones visuales, tratando de asegurar que todas las aves próximas a los observadores fueron registradas en su localización inicial. El método de

muestreo a distancias permite obtener estimaciones precisas de la densidad aun cuando los observadores detectan el 20% de la población (Buckland *et al.* 2001). Sin embargo, debido a que, según el muestreo piloto, se registró un bajo número de observaciones de algunas especies, en los 4 muestreos definitivos se estimó también la abundancia relativa (número de aves observadas/punto/parche) para cada estación-año (Bibby *et al.* 2000). Por lo tanto, en cada punto un observador estimó la abundancia y distancias mientras que el otro registró los datos durante un período de 10 minutos (tiempo determinado a partir del muestreo piloto). Las observaciones fueron realizadas en dos bloques horarios, uno comenzando a las 06:00 hs para los muestreos de primavera-verano y otro comenzando a las 07:00 en otoño-invierno. El segundo bloque comenzó a las 15:00 durante primavera-verano y a las 1400 en otoño-invierno. Dado que el número de observaciones del primer muestreo fue superior en el bloque de la mañana ( $X=253$ ,  $SE=69,30$ ) respecto al de la tarde ( $X=181$ ,  $SE=29,79$ ), mantuve el mismo bloque de observación en los dos primeros muestreos e invertí el bloque horario en los dos últimos muestreos.



**Figura 1.** Localización de los mosaicos de estudio según un gradiente en la proporción de cobertura de bosque nativo en el paisaje (provincia de Entre Ríos, Argentina) y esquema de muestreo en cada mosaico de estudio. Se muestra un ejemplo de la disposición de las transectas y puntos de muestreo (Adaptado de Magrach *et al.* 2011).





**Figura 2.** Parches de bosque nativo seleccionados para los muestreos de aves: **A** mosaico I; **B** mosaico II y **C** mosaico III.



## CAPÍTULO 1

### INFLUENCIA DEL TAMAÑO DE PARCHES DE BOSQUE NATIVO SOBRE LA DENSIDAD DE POBLACIONES DE AVES DEL ESPINAL

#### Introducción

La fragmentación y pérdida del bosque nativo a nivel global afecta a las comunidades de aves, a través de la pérdida de sitios de alimentación, refugio, nidificación, entre otros, e influye sobre su distribución espacial en el paisaje (Wilcove 1985; Freemark y Merriam 1986; Harris 1988; Verboom *et al.* 1991; Villard *et al.* 1993). Uno de los efectos primarios de ese proceso de fragmentación y pérdida es el aislamiento de los parches remanentes en el paisaje, lo cual genera reducción en el área total de hábitat disponible para la biodiversidad y además, división de ese hábitat (Saunders *et al.* 1991). El tiempo pos- fragmentación, la distancia entre parches remanentes y el grado de conectividad determinan la respuesta de la biodiversidad a la fragmentación (Saunders *et al.* 1991) y su efecto sobre la comunidad de aves depende de características particulares de la historia de vida de las especies (Wegner y Merriam 1979; Hansen y Urban 1992; Hansen *et al.* 1992; Hinsley *et al.* 1996; Kurtis Trzcinski *et al.* 1999; Donovan y Lamberson 2001; Lindenmayer *et al.* 2002 a; Knik y Rotenberry 2002; Morrison y Caldwell Hahn 2002). Por lo tanto, el arreglo espacial de la distribución de recursos esenciales como alimento, refugio, y sitios de nidificación, puede ser un factor clave en el uso que las aves hagan de los mismos (Estades 2001; Morrison *et al.* 2006).

Aunque la expansión agrícola sobre bosque nativo ha ocurrido más dramáticamente en la región Chaqueña Argentina (Zak *et al.* 2004; Grau *et al.* 2005; Grau y Aide 2008; Gasparri y Grau 2009), el proceso también ha sido evidente en las regiones Pampeana y Espinal, donde pastizales y bosques naturales históricamente utilizados para ganadería han sido convertidos a cultivos extensivos y los remanentes naturales quedaron altamente fragmentados (Viglizzo *et al.* 1997; Paruelo *et al.* 2005; Baldi y Paruelo 2008). En estas regiones, la abundancia relativa de numerosas especies de aves y la riqueza disminuyó en paisajes dominados por cultivos anuales (Fillo y Bellocq 2007; Schrag *et al.* 2009). En otras partes del mundo, algunos autores encontraron que las especies de aves del interior de parches de bosque son las más afectadas y sensibles al tamaño de los parches (Blake y Karr 1984; Askins *et al.* 1987; Wenny *et al.* 1993; Beier *et al.* 2002).

La abundancia, distribución y uso de hábitat de una especie en un área determinada están condicionados por múltiples factores, principalmente de carácter autoecológico que maximizan sobrevivencia y reproducción (Clergeau 1995; Martinez *et al.* 1999). Otros factores que pueden determinar la presencia de un organismo, incluyen la estructura de la vegetación dentro de parches de hábitat, la topografía, la composición y configuración del paisaje que rodea un parche (definiendo parche como un área de cobertura relativamente homogénea y que difiere de sus alrededores), y la presencia de congéneres u organismos de otras especies (Hildén 1965; Sallabanks *et al.* 2000; Estades 2001; Luck 2002; Crozier y Niemi 2003; Brennan y Schenel 2005; Morrison *et al.* 2006). Para las aves, estos factores que operan a múltiples escalas, influyen en mayor o menor medida en procesos tales como nidificación, alimentación o dispersión, los que a su vez, determinan la selección del hábitat (Block y Brennan 1993; Mazerolle y Villard 1999; Hostetler y Holling 2001; Watling y Donnelly 2006; Renfrew y Ribic 2008; Prugh *et al.* 2008).

El nicho ecológico en las aves es frecuentemente definido por las condiciones ecológicas que proveen la estructura y composición de la vegetación a distintas escalas (Forman y Godron 1981; Wiens *et al.* 1993; Sallabanks *et al.* 2000; Luck 2002; Crozier y Niemi 2003; Davis 2004; Brennan y Schnell 2005; Renfrew y Ribic 2008). A nivel de parche, el tamaño de los remanentes de hábitat en paisajes fragmentados puede ser esencial en determinar la persistencia de poblaciones (Bollinger y Gavin 1992; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Settele *et al.* 1996; Johnson y Igl 2001; Estades 2001; Shanahan *et al.* 2011). Además, es necesario considerar la escala de paisaje, definiendo como tal, al mosaico de parches de diferentes coberturas del suelo. En dicha escala, tanto la composición (cantidad y diversidad de tipos de coberturas) como la configuración (arreglo espacial de las coberturas) podrían explicar la ocupación que una determinada especie de ave hace sobre un hábitat en particular (Saab 1999; Crozier y Niemi 2003; Davis 2004; Brennan y Schnell 2005; Surmacki 2005; Calamari y Zaccagnini 2007). Por lo tanto, la respuesta de las aves a la fragmentación del paisaje tiende a ser especie-específica y dependiente de la escala (Renfrew y Ribic 2008).

La aptitud del hábitat define su calidad y determina su uso por parte de las especies, y los mismos podrían variar, entre otros factores, con el área, por lo que el tamaño del parche se considera una variable crítica (Hall *et al.* 1997; Estades 2001). Sin embargo, mientras que algunas especies presentan una alta densidad poblacional en parches pequeños (Andrén 1994; Estades y Temple 1999; Vergara y Simonetti 2004), otras

aumentan la densidad con el tamaño del parche (Bollinger y Gavin 1992; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Johnson y Igl 2001; Davis 2004) debido a que encontrarían continuidad en la disponibilidad y calidad de los recursos (Robinson 1992; Robinson y Wilcove 1994), y otras especies no muestran un patrón definido (Freemark y Collins 1989; Robinson 1989; Bollinger y Gavin 1992; Andrén 1994; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Estades y Temple 1999).

En este estudio se consideraron diversas especies de aves que presentan una variedad de hábitos para alimentarse y reproducirse. En algunas especies la alimentación es terrestre, mientras que otras lo hacen a nivel de sotobosque, del dosel o inclusive en áreas abiertas fuera del parche. Algunas de estas especies son altamente generalistas con una dieta muy variada. Por ejemplo, *Agelaioides badius* se alimenta de semillas, larvas, insectos, arácnidos y moluscos (Marelli 1919; Aravena 1927; Beltzer 1988) mientras que *Paroaria coronata* se alimenta fundamentalmente de semillas (Marelli 1919; Aravena 1927; Zotta 1936) y diversos frutos (De la Peña y Pensiero 2003). Otras especies se alimentan de semillas que recogen en el suelo como *Columbina picui* (De la Peña y Pensiero 2003) o se alimentan de semillas y frutos como en el caso de *Myiopsitta monachus* (De la Peña 2011). *Drymornis bridgesii* y *Lepidocolaptes angustirostris* recogen insectos e invertebrados en los troncos de los árboles mientras que *Taraba major* se alimenta de insectos e invertebrados en el suelo o follaje (De la Peña 2011).

Todas las especies de aves incluidas en este estudio utilizan los parches de bosque nativo como sitios de nidificación (Fraga y Narosky 1985; De la Peña 1987, 1997; Narosky y Salvador 1998; Dardanelli *com pers.*), ya sea construyendo sus nidos en cavidades de troncos que fueron abandonadas por otras especies o en huecos naturales (*Drymornis bridgesii* y *Lepidocolaptes angustirostris*), mientras que otras (*Paroaria coronata*, *Taraba major* y *Agelaioides badius*) también pueden utilizar parches de especies introducidas (ej., eucalipto), parches de bosques mixtos o (en el caso de *Myiopsitta monachus*) estructuras artificiales como molinos de viento, antenas de telefonía, torres geodésicas, carteles publicitarios y postes de líneas eléctricas y telefónicas (Navarro *et al.* 1992; Eberhard 1998; Spreyer y Bucher 1998).

En este trabajo examiné la influencia del tamaño de los parches de bosque nativo del Espinal (provincia de Entre Ríos) sobre la densidad de las especies de aves aplicando una aproximación de modelos lineales generalizados. Según modelos de simulación

basados en la ubicación espacial relativa de sitios de alimentación y nidificación de aves, Estades (2001) predijo que la densidad de las especies de aves que nidifican y se alimentan dentro de los parches está positivamente correlacionada con el tamaño del parche (patrón evidenciado por otros investigadores, Bengtson y Bloch 1983; Robinson *et al.* 1997; Johnson y Igl 2001; Davis 2004), mientras que cuando el alimento comienza a ser provisto por la matriz el efecto ventajoso de parches más grandes disminuye y, finalmente, se invierte la tendencia, y pequeños parches presentan densidades poblacionales mayores (Erwin *et al.* 1995; Estades y Temple 1999; Vergara y Simonetti 2004) y, finalmente, aquellas especies que nidifican dentro de los parches y se alimentan tanto en el parche como en la matriz no mostrarían una relación clara. Entender los mecanismos que determinan la abundancia de las aves en un paisaje fragmentado en relación a la localización relativa de las fuentes de alimento y sitios de nidificación, contribuirá a orientar estrategias de manejo y conservación del bosque y sus poblaciones de aves.

## Métodos

### Análisis de datos

#### *Estimación de la densidad de aves (variable dependiente)*

En este capítulo utilicé estimaciones de densidad (número de individuos/ha) modelando la detectabilidad imperfecta de las estimaciones, debido a que para las especies seleccionadas fue posible estratificar la estimación de densidad a nivel de parche (es decir, número de individuos/ha/parche). Para ello se consideró solamente las observaciones visuales, ya que el método de muestreo a distancia permite obtener estimaciones precisas de la densidad aun detectando el 20% de la población (Buckland *et al.* 2001). Las aves muestreadas correspondieron a 7 especies: *Columbina picui* (de ahora en más COPI), *Agelaioides badius* (AGBA), *Lepidocolaptes angustirostris* (LEAN), *Taraba major* (TAMA), *Paroaria coronata* (PACO), *Myiopsitta monachus* (MYMO) y *Drymornis bridgesii* (DRBR). Estas especies son diurnas, asociadas a bosques, comunes o bastantes comunes de observar y representativas de la región biogeográfica del Espinal (Narosky y Yzurieta 2010). De igual manera, las especies muestreadas pertenecen a distintos grupos tróficos y son representantes de los distintos estratos del bosque para su alimentación (terrestre, sotobosque, estrato medio y dosel). La densidad de las especies fue estimada para cada mosaico y estación a través del software Distance (v. 5.0, Buckland *et al.* 2001; Thomas *et al.* 2002). En primer lugar hice análisis exploratorios para detectar y

corregir la presencia de agrupamientos, movimientos evasivos y valores extremos (Buckland *et al.* 2001; Thomas *et al.* 2002). Posteriormente, trunqué y eliminé datos para todas las especies más allá de 30 m de observación (90% de las detecciones estuvieron dentro de esa distancia). Adicionalmente, manualmente definí 6 intervalos de distancia (0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30) para mejorar la organización de los datos y el ajuste del modelo a los datos.

La densidad de las especies fue estimada usando una combinación de 3 modelos: uniforme (uniform), semi-normal (half-norm) y función de riesgo (hazard rate) y 2 términos de ajustes (coseno y polinomial). El ajuste de los modelos fue evaluado usando gráficos q-q y pruebas Kolmogorov-Smirnov (KS) y Cramer-von Mises (CvM), así como análisis visual de la función de probabilidad de detección. Los modelos más parsimoniosos fueron seleccionados según el Criterio de Información Akaike (AIC, Akaike 1974; Buckland *et al.* 2001; Burnham y Anderson 2002). Este criterio de selección considera el ajuste así como la complejidad del modelo y permite la comparación de diversos modelos simultáneamente (Johnson y Omland 2004). El valor AIC refleja la cantidad de “información” perdida cuando un modelo es usado para aproximarse a la realidad conceptual y, de este modo, el modelo con el menor valor AIC es seleccionado como el mejor modelo (Burnham y Anderson 1998). Las diferencias en la densidad de las especies según los mosaicos, estaciones de muestreo y categoría de tamaño de parches se evaluaron gráficamente y utilizando la prueba de Kruskal-Wallis (Buckland *et al.* 2001).

El radio de detección efectivo (dada por la distancia en la que se detecta la mayor cantidad de las observaciones de cada especie) y la función de probabilidad de detección ( $P_a$ ) fueron estimadas para cada especie, usando el muestreo convencional (conventional distance sampling, Buckland *et al.* 2001). Dado el relativo bajo número de detecciones de algunas especies, y a fin de obtener un valor de densidad por parche, calculé la función global de detección (es decir, todos las estaciones y mosaicos combinados) para cada especie, y estimé la densidad para cada estación en cada mosaico usando estratificación por estación y mosaico y post-estratificación (parche).

### *Tamaño de los parches de bosque nativo, tipo de mosaico y estación de muestreo (variables independientes)*

El tamaño de los parches se consideró como factor central en este capítulo. No obstante, debido a que la proporción de bosque en el paisaje así como la configuración espacial resultó diferente en cada mosaico, también se incluyó el tipo de mosaico en los análisis. Adicionalmente, también se consideró la estación de muestreo debido a que los factores que influyen en la detección de las aves pueden variar según las estaciones del año (Bibby *et al.* 2000).

Los 45 parches de bosque nativo seleccionados fueron digitalizados usando imágenes Quickbird (disponibles en GoogleEarthTM, <http://earth.google.com>) y las coordenadas geográficas de los bordes de los parches fueron registradas a campo. Posteriormente, convertí los polígonos a archivos de vector y fueron importados en ArcGIS (v. 10, Esri 2010). Usando la extensión Patch Analyst de ArcGIS (Rempel 2010), estimé el área de los parches de bosque, siendo el rango de tamaño de los mismos entre 2 y 130 ha.

### **Modelos estadísticos**

La densidad de las 7 especies de aves focales (variable dependiente) fue modelada en función del tipo de mosaico, estación de muestreo y del tamaño de los parches de bosque nativo (variables independientes) de manera conjunta. La distribución de la variable respuesta de cada especie fue examinada gráfica y analíticamente para desvíos de la normalidad usando Infostat (Di Rienzo *et al.* 2010). Debido a que la densidad de todas las especies no estuvo normalmente distribuida, ni tampoco las transformaciones de esas variables (raíz cuadrada o logarítmica), formulé un modelo lineal generalizado (GLM) usando glm (R v. 2.14.1) por máxima verosimilitud, con una estructura de error Poisson. La autocorrelación espacial en los residuos de los modelos fue evaluada con un análisis de aleatorización de semi-variograma (Isaaks y Srivastava 1989).

## **Resultados**

### **Densidad de aves:**

- *Según los mosaicos*

Los modelos de estimación de densidad (número de aves por hectárea) variaron en sus ajustes de modo diferencial para las distintas especies. El modelo semi-normal con



ajuste coseno se seleccionó para la mayoría de las especies. Sin embargo, el modelo uniforme con ajuste coseno presentó mejor ajuste para *C. picui*, mientras que el modelo uniforme con ajuste polinomial se seleccionó para *D. bridgesii* y para *P. coronata* el modelo semi-normal con ajuste polinomial presentó el mejor ajuste.

La densidad media de las distintas especies focales varió según el mosaico, mostrando diferencias significativas entre los mismos ( $p \leq 0,05$ ) (Figura 1-3). *D. bridgesii* presentó significativamente mayor densidad en el mosaico I, mientras que la densidad de *M. monachus* fue mayor en el mosaico II y, *C. picui* y *A. badius* lo fueron en el mosaico III (Tabla 1-1, Figura 1-1 y APÉNDICE A, Figura A-1 ). Adicionalmente, la densidad de algunas especies no mostró diferencias significativas entre los mosaicos I y II (*L. angustirostris* y *P. coronata*), mientras que *T. major* no mostró diferencias significativas entre los mosaicos II y III y *M. monachus* entre los mosaicos I y III.

La probabilidad de detección ( $P_a$ ) fue variable entre especies y mosaicos (Tabla 1-1), aunque generalmente fue baja para la mayoría de las especies. No obstante, estimé para *A. badius*, *D. bridgesii* y *M. monachus* una mayor probabilidad de detección en el mosaico I, con valores que varían entre 40 y 87%, mientras que para *T. major*, *L. angustirostris* y *P. coronata* estimé una probabilidad de detección levemente mayor en el mosaico II (con valores que variaron entre 11 y 29%) y *C. picui* en el mosaico III. El radio de detección efectivo varió entre 13 y 47 m para *T. major* y *M. monachus*, respectivamente (Tabla 1-1).

- *Según las estaciones de muestreo*

Las detecciones de individuos o grupos de individuos variaron según la especie y estación y con excepción de *C. picui* y *D. bridgesii*, la densidad del resto de las especies mostró diferencias significativas entre estaciones ( $p \leq 0,05$ , Tabla 1-2, Figura 1-2). Se documentó más del doble de detecciones de *C. picui*, respecto a las especies más cercanas (*T. major* y *M. monachus*). *T. major* y *L. angustirostris* presentaron más detecciones en la estación otoño-invierno, mientras que *P. coronata*, *A. badius* y *M. monachus* lo hicieron en la estación primavera-verano (Tabla 1-2, Figura 1-2).

La probabilidad de detección ( $P_a$ ) fue variable entre especies y estaciones (Tabla 1-2). Mientras que para *C. picui*, *L. angustirostris*, *T. major* y *P. coronata* estimé

valores de probabilidad de detección menores al 29%, para el resto de las especies, dicho valor varió entre 29 y 84%. El radio de detección efectivo (EDR), varió entre 13 y 46 m para *T. major* y *A. badius*, respectivamente (Tabla 1-2).

- *Según las categorías de tamaño de parches*

El área media de los 45 parches no presentó diferencias significativas ( $p=0,47$ ) entre los mosaicos ( $X= 33,73$  ha,  $SD= 27,89$  en mosaico I;  $X= 48,55$  ha,  $SD= 45,51$  en mosaico II y  $X= 29,21$  ha,  $SD= 28,69$  en mosaico III). El número total de detecciones de individuos o grupos de individuos varió para cada especie y categoría de tamaño de los parches de bosque nativo y excepto *C. picui*, *A. badius* y *M. monachus*, la densidad del resto de las especies no mostró diferencias significativas entre categorías de tamaños de parches ( $p \leq 0,05$ ) (Tabla 1-3, Figura 1-3). Existió más del doble de detecciones de *C. picui*, que las especies más cercanas (*L. angustirostris* y *T. major*). Todas las especies estudiadas presentaron más detecciones en los parches medianos y grandes, respecto a los parches pequeños (Tabla 1-3).

La probabilidad de detección ( $P_a$ ) fue variable entre especies y tamaños de los parches (Tabla 1-3). Mientras que para *C. picui*, *A. badius*, *L. angustirostris*, *T. major* y *P. coronata* estimé valores de probabilidad de detección menores al 36%, para el resto de las especies, dicho valor varió entre 42 y 60%. El radio de detección efectivo (EDR), varió entre 15 y 39 m para *T. major* y *D. bridgesii*, respectivamente (Tabla 1-3).

### **Relación entre la densidad de aves y el tamaño de parches, mosaico y estación**

Los modelos (incluyendo los 3 factores), ajustados por la función de autocorrelación espacial, mostraron diferentes respuestas de las aves al tamaño de los parches, tipo de mosaico y estación de muestreo (Tabla 1-4). La densidad de numerosas especies varió según el mosaico y estación de muestreo, mientras que solamente la densidad de *C. picui* lo hizo con el tamaño de los parches de bosque nativo, evidenciando un incremento significativo ( $p > 0,0001$ ) en parches de menor tamaño (Tabla 1-4).

### **Discusión**

La densidad de 6 de las 7 especies de aves analizadas en el presente trabajo mostró diferencias significativas entre los distintos mosaicos estudiados. No obstante, la respuesta varió según la especie. La distribución espacio-temporal de los organismos es un resultado

directo de su nicho ecológico (Odum y Barrett 2006). De igual manera, las aves no se distribuyen al azar a través del hábitat disponible (Hildén 1965). En el caso de *C. picui* (especie que resultó ser la más abundante, con una densidad media de 3,88 ind/ha) y *A. badius* fueron más abundantes en paisajes más simplificados, con menor proporción de bosque y parches más aislados, características comunes de observar en el mosaico III. Estos resultados concuerdan con la respuesta de especies generalistas y que por ello serían menos sensibles a los procesos de pérdida de recursos asociados a la fragmentación del paisaje. Por otro lado, *D. bridgesii*, *P. coronata* y *L. angustirostris* fueron más abundantes en paisajes caracterizados por una mayor proporción de cobertura de bosque nativo, parches de mayor tamaño y próximos entre sí, patrón observado en el mosaico I. Esta variación en la respuesta de las aves puede ser atribuible a la escala a la cual las distintas especies perciben la estructura espacial del paisaje (With 1994), así como a la historia de vida que puede limitar las escalas espacio-temporales en que las aves aprovechan los recursos (Hansen y Urban 1992; Hansen *et al.* 1992), a los patrones de movimiento (Forman 2006), entre otros diversos factores que operan a múltiples escalas (Clergeau 1995; Renfrew y Ribic 2008).

La probabilidad de detección de las aves puede ser afectada por la estación de muestreo (Bibby *et al.* 2000). En este estudio, tres de las siete especies presentaron una probabilidad de detección por debajo de la cual (< 20%) las estimaciones de densidad podrían no ser precisas (Buckland *et al.* 2001, Tabla 1-2). No obstante, sólo *A. badius* mostró una probabilidad de detección significativamente menor en primavera-verano, respecto a otoño-invierno. Las otras dos especies (*C. picui* y *T. major*) presentaron baja probabilidad en ambas estaciones.

Entre las especies de aves analizadas en este estudio, solamente *C. picui* mostró una respuesta negativa y significativa al tamaño de los parches de bosque nativo, mientras que el resto de las especies no manifestó ninguna tendencia. Este resultado se condice con la teoría propuesta por Estades (2001) desarrollada en base a resultados encontrados en parches de bosque templado de Chile (Estades y Temple 1999) y por otros autores en los mismos sitios y en paisajes simulados (Andrén 1994; Vergara y Simonetti 2004). Los resultados encontrados para el resto de las especies serían contrarios a los obtenidos en investigaciones previas realizadas con aves, donde se ha observado una relación (positiva o negativa) entre la abundancia de aves y el tamaño del parche (Ambuel y Temple 1983; Freemark y Merriam 1986; Robbins *et al.* 1989; Herkert 1994 a; Robinson *et al.* 1995;

Estades 2001). Probablemente, esté señalando una mayor importancia de otros procesos que se expresan a otra escala (ver más abajo).

La respuesta diferenciada entre las especies analizadas en el presente estudio respecto al tamaño de los parches de hábitat también fue observada por numerosos autores. Algunas especies pueden ser más tolerantes que otras, por lo que la magnitud del efecto del tamaño de los parches puede estar influenciado por características propias de las especies, como los atributos de su historia de vida ó por características del paisaje (Terborgh 1989; Laurance 1991; MacNally y Bennett 1997; Kolozsvary y Swihart 1999; Deng y Zheng 2004; Ewers y Didham 2006). De esta manera, algunas especies con grandes tamaños poblacionales pueden estar presentes en pequeños parches (MacNally *et al.* 2000), mientras que otras aumentan su abundancia con el tamaño de parches (Bollinger y Gavin 1992; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Johnson y Igl 2001; Davis 2004) u otras no presentan un patrón definido (Bollinger y Gavin 1992; Andrén 1994; Estades y Temple 1999).

En el presente estudio no analicé efecto de borde, tanto en relación a las condiciones microambientales (temperatura, humedad, radiación fotosintéticamente activa y precipitación) como su efecto sobre las poblaciones de aves. Esto se debió a que, por un lado, el marcado efecto de borde en la estructura de la vegetación observada en bosques tropicales y del Chaco y, considerado determinante tanto en la distribución de las especies entre borde e interior de los parches de bosque (Lopez de Casenave *et al.* 1995, 1998; Euskirchen *et al.* 2001; Xu *et al.* 2004; Sosa 2008; Banks-Leite *et al.* 2010; Zurita *et al.* 2012) como por su rol en mejorar las condiciones microambientales en el interior de los parches (Didham y Lawton 1999; Heithecker y Halpen 2007) no se observó claramente en el bosque del Espinal (Sosa 2008). Esta característica también fue observada a campo en el área de estudio del presente trabajo, donde se percibió una cobertura vegetal homogénea desde el borde hasta el interior de los parches. Esto podría deberse a que el Espinal es un bosque semixerófilo a xerófilo, cuyas especies presentan adaptaciones a condiciones ambientales severas como las que podrían caracterizar a los bordes (Cano 1980) y posiblemente por el manejo ganadero tradicional, común en la mayor parte de los remanentes de bosque de la provincia de Entre Ríos (Sabattini *et al.* 2002). Por otro lado, los antecedentes sobre patrones de distribución (borde vs. interior) de las especies analizadas en este capítulo y en los siguientes, no se corroboran con las observaciones encontradas por otros autores. Por ejemplo, *Polioptila dumicola* fue encontrada solamente

en el interior de parches de bosque (Sosa 2008), mientras que en el presente trabajo esta especie fue significativamente más abundante en paisajes con parches más pequeños y que posiblemente no presenten área de interior. Una situación similar, aunque inversa se registró para *Saltator aurantirostris*, especie encontrada por Sosa (2008) únicamente en bordes, mientras que en este estudio (ver capítulo 2) fue significativamente menos abundante en paisajes caracterizados por parches muy pequeños (con escaso o nula área de interior). Adicionalmente, en parches de bosque xerofítico de la provincia de Córdoba, Dardanelli *et al.* (2006 a) diferenciaron el uso de hábitat entre interior y borde de algunas especies comunes a las seleccionadas en este capítulo y en el siguiente, donde difiere de los resultados encontrados por Sosa (2008) y en algunos casos también difieren con las inferencias que podría hacer según las características de los paisajes donde resultaron más abundantes en Entre Ríos. En síntesis, los parches remanentes del área de estudio, caracterizados por un escaso o no marcado gradiente en la estructura de la vegetación entre borde e interior y con diferencias, entre autores, respecto al uso que podrían hacer las especies de aves no se consideró analizar ese posible efecto.

Numerosos son los factores que pueden estar influyendo sobre la ocurrencia de una determinada especie en un parche de bosque nativo. Estos factores, que no fueron contemplados en el presente capítulo, pueden operar dentro de los parches o a escala de paisaje. Un factor que influye sobre la selección de un parche como sitio de nidificación o alimentación, se relaciona con el hábitat utilizado y el hábitat disponible en el entorno, lo cual hace suponer que este proceso de uso del hábitat es el producto de un largo proceso de selección natural (Martin 1998; Clark y Shutler 1999). Por lo tanto, la presencia de determinados patrones en la elección del sitio de nidificación puede a su vez responder a la disponibilidad de alimento (Mezquida 2000). En un paisaje fragmentado del bosque nuboso de Colombia, grandes especies frugívoras fueron especies sensibles al tamaño de los parches (Kattan *et al.* 1994). Beier *et al.* (2002) encontró que en parches de bosque en África, los requerimientos mínimos de área de las especies de aves sensibles al tamaño de los parches estuvo positivamente correlacionada con el tamaño del cuerpo (Dardanelli *et al.* 2006 a)

Otro factor que podría estar incidiendo sobre las poblaciones de aves dentro de los parches es la estructura y composición de la comunidad de plantas dentro de los parches (Forman 2006). Asimismo, la orientación de los bordes de los parches también puede influir sobre la composición de especies vegetales, debido a los factores mencionados. Por

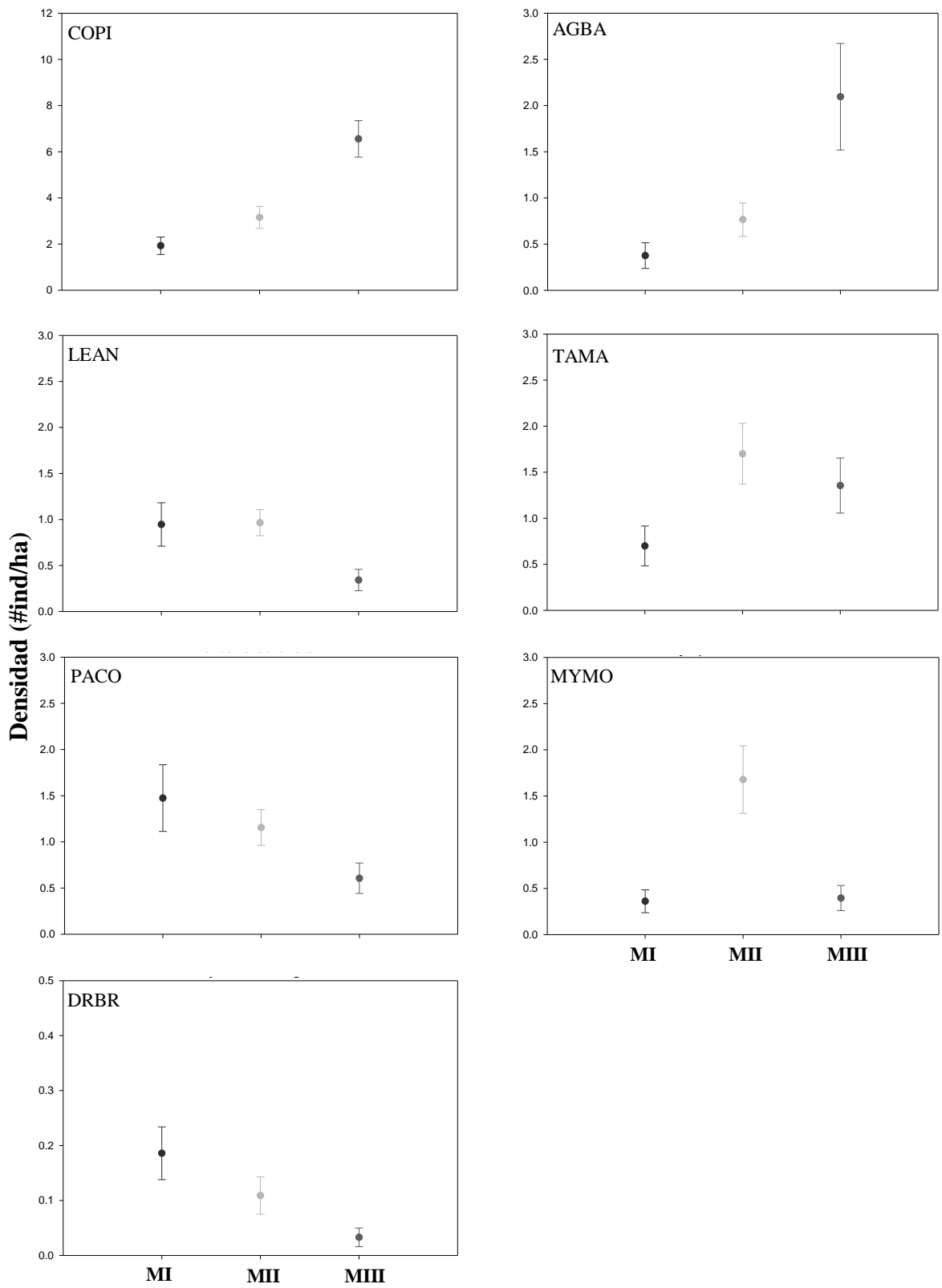
otro lado, y debido a que los parches pequeños tienen mayor longitud de borde por unidad de superficie que los parches de mayor tamaño (Collinge 1996), determinados procesos como predación de nidos y pichones se pueden exacerbar en los bordes de los parches (Campbell y Johns 2002) o en los parches pequeños (Wilcove 1985). Martin (1998) en correspondencia con otros trabajos (Ricklefs 1969; Wilcove 1985) encontró que las aves seleccionaron sus hábitats en función de la disponibilidad de sitios de nidificación que minimicen los riesgos de predación de sus nidos. Por otro lado, la ocurrencia de patrones en la respuesta de las especies al tamaño de los parches probablemente está relacionada con la capacidad de movimiento de las distintas especies (Forman 2006).

Un factor a nivel de parche no analizado explícitamente en el presente trabajo, pero que podría estar contribuyendo también a explicar la falta de relación entre la densidad de las especies de aves estudiadas y el tamaño de los parches de bosque nativo podría ser la incidencia de un factor antrópico, como es el uso ganadero de dichos parches. Todos los parches relevados en este estudio se encontraban bajo manejo ganadero (en mayor o menor intensidad). No obstante, el disturbio humano podría influir en el uso de determinados sitios para nidificación y alimentación.

Finalmente, no es posible comprender los aspectos ecológicos de la fragmentación sin considerar la importancia del contexto del paisaje (Jules y Shahani 2003; Ewers y Didham 2006). Los efectos de la matriz deben ser considerados junto con variables que podrían afectar los diferentes procesos ecológicos en un paisaje fragmentado, incluyendo tamaño del parche, pero también forma, calidad, etc. (Forman 2006). Por otro lado, el contexto del paisaje (dado por las características del paisaje que rodea a los parches) puede tener profundos efectos sobre los patrones y procesos ecológicos dentro de los parches (Forman 2006). Sisk *et al.* (1997) detallan un ejemplo del fuerte efecto de la matriz del paisaje donde la riqueza y abundancia de especies de aves en parches de bosques difirió significativamente en parches rodeados por chaparral respecto a parches rodeados por pastizal. La influencia del contexto del paisaje puede ser debida no sólo al porcentaje del paisaje ocupado por una determinada cobertura o uso del suelo, sino también a la configuración espacial (Villard *et al.* 1999) y a la intensidad de los distintos usos presentes en el paisaje (Martin *et al.* 2006).

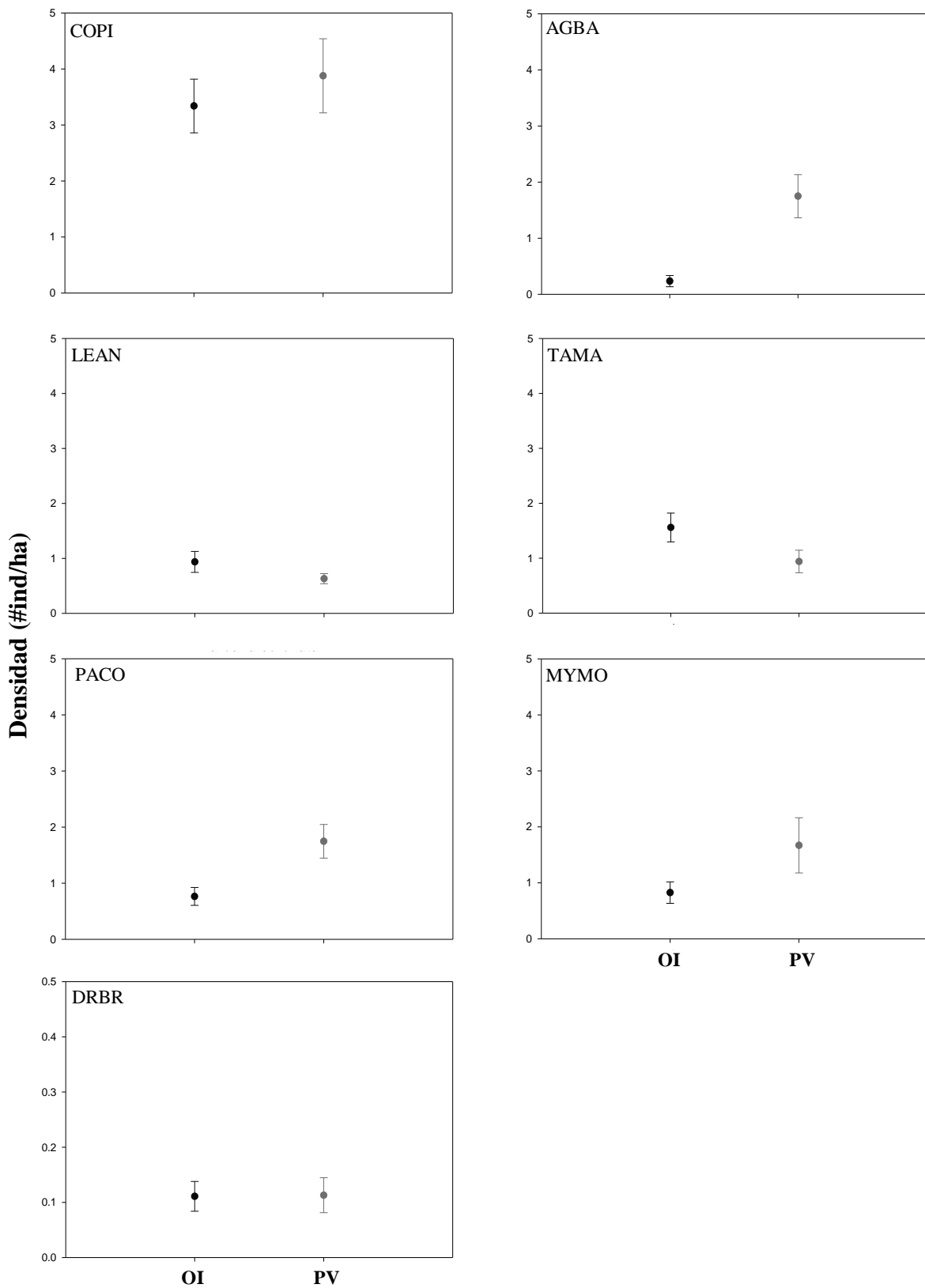
Debido a que la mayoría de los estudios disponibles son conducidos en paisajes fragmentados antropogénicamente (Thornton *et al.* 2011), es necesario guiar las políticas y

decisiones de manejo haciendo referencia a la conservación de especies en ambientes fragmentados (Banks *et al.* 2005; Holland y Bennett 2009). Por lo tanto, las decisiones de manejo deberían considerar el paisaje circundante a los parches en lugar de focalizar los esfuerzos solamente en el manejo de los atributos a nivel de parche, tales como tamaño de los mismos (Mazerolle y Villard 1999). Otras variables: longitud de borde, área de los parches, distancia a los parches vecinos y otros indicadores de fragmentación interactúan entre sí y pueden cambiar en direcciones contradictorias durante el proceso de fragmentación (Bogaert 2003).

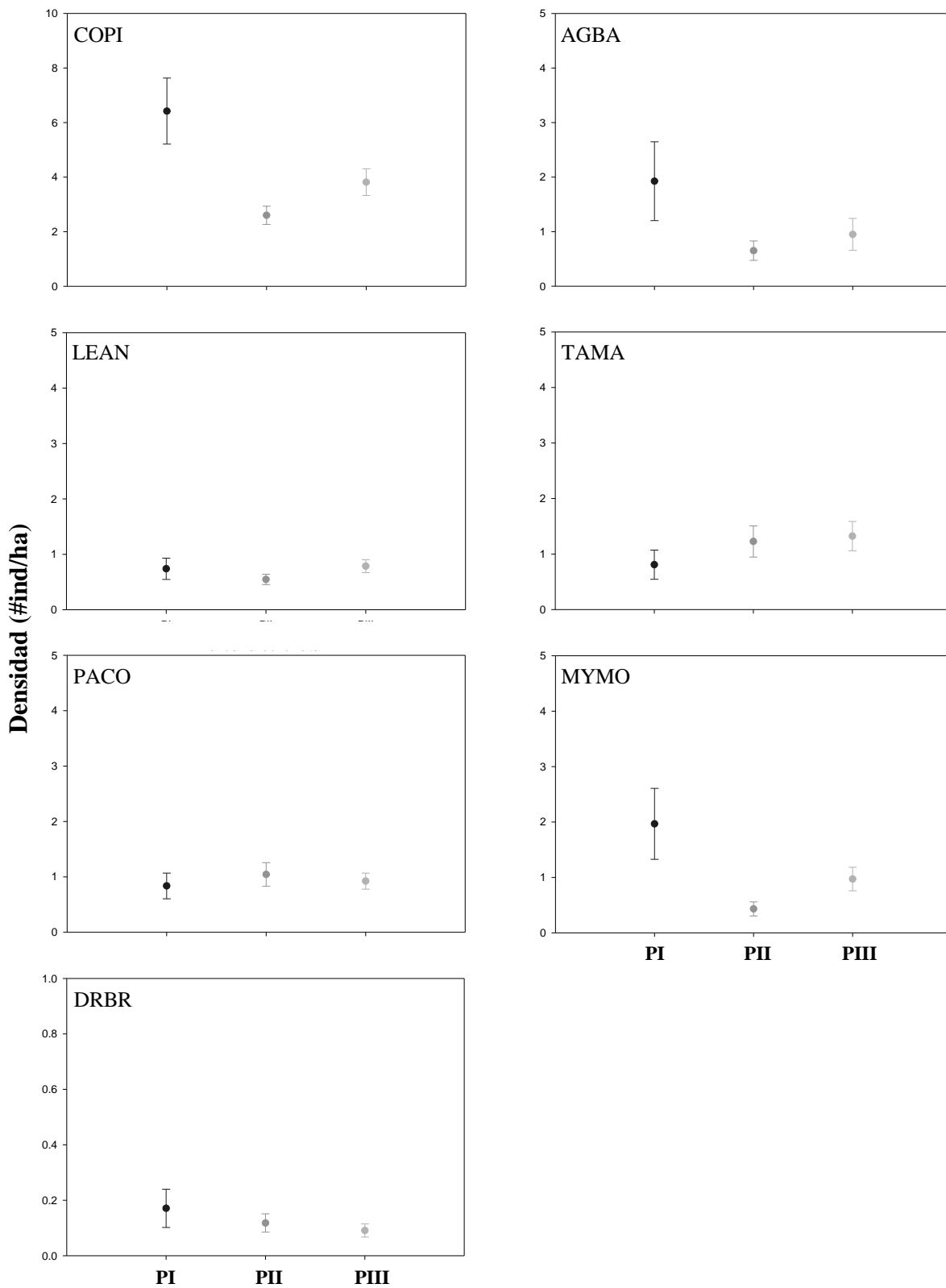


**Figura 1-1.** Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según mosaico (I en negro, II en gris claro y III en gris oscuro).





**Figura 1-2.** Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según la estación (otoño-invierno en negro y primavera-verano en gris).



**Figura 1-3.** Densidad (#ind/ha) de las especies focales y su error estándar asociado, según la categoría de tamaño de parches (pequeños en negro, medianos en gris oscuros y grandes en gris claro).

**Tabla 1-1.** Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según mosaicos (N); densidad estimada por mosaico con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha;  $P_a$  es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo total de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en mosaico I (MI), mosaico II (MII) y mosaico III (MIII).

| Especie     | N   |     |      | D (CV)           |                  |                  | Pa (CV)          |                  |                  | EDR   |       |       |
|-------------|-----|-----|------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------|-------|-------|
|             | MI  | MII | MIII | MI               | MII              | MIII             | MI               | MII              | MIII             | MI    | MII   | MIII  |
| <b>COPI</b> | 97  | 188 | 440  | 1,927<br>(19,56) | 3,156<br>(15,11) | 6,556<br>(12,07) | 0,138<br>(14,62) | 0,154<br>(11,90) | 0,201<br>(9,78)  | 18,62 | 19,61 | 22,42 |
| <b>AGBA</b> | 29  | 70  | 64   | 0,376<br>(37,03) | 0,766<br>(23,72) | 2,095<br>(27,58) | 0,405<br>(24,59) | 0,369<br>(15,36) | 0,140<br>(19,47) | 31,83 | 30,37 | 18,74 |
| <b>LEAN</b> | 102 | 129 | 24   | 0,946<br>(24,95) | 0,965<br>(14,69) | 0,342<br>(33,94) | 0,237<br>(22,26) | 0,249<br>(9,98)  | 0,217<br>(22,45) | 24,33 | 24,98 | 23,29 |
| <b>TAMA</b> | 23  | 86  | 59   | 0,699<br>(31,11) | 1,700<br>(19,51) | 1,355<br>(22,07) | 0,069<br>(20,06) | 0,108<br>(14,00) | 0,098<br>(16,83) | 13,2  | 16,45 | 15,71 |
| <b>PACO</b> | 104 | 120 | 39   | 1,474<br>(24,49) | 1,155<br>(16,80) | 0,606<br>(27,22) | 0,208<br>(20,50) | 0,289<br>(10,93) | 0,267<br>(18,79) | 22,85 | 26,89 | 25,88 |
| <b>MYMO</b> | 42  | 107 | 42   | 0,361<br>(34,56) | 1,678<br>(21,76) | 0,396<br>(34,36) | 0,875<br>(26,58) | 0,409<br>(12,85) | 0,646<br>(23,93) | 46,78 | 32,01 | 40,21 |
| <b>DRBR</b> | 46  | 23  | 8    | 0,186<br>(25,90) | 0,109<br>(31,88) | 0,033<br>(51,02) | 0,622<br>(18,07) | 0,440<br>(15,08) | 0,460<br>(26,49) | 39,45 | 30,2  | 33,94 |

**Tabla 1-2.** Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según muestreos (N); densidad estimada por muestreo con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha;  $P_a$  es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008.

| Especie     | N   |     | D (CV)           |                  | Pa (CV)          |                   | EDR   |       |
|-------------|-----|-----|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------|-------|
|             | OI  | PV  | OI               | PV               | OI               | PV                | OI    | PV    |
| <b>COPI</b> | 322 | 403 | 3,339<br>(14,37) | 3,878<br>(17,08) | 0,188<br>(10,57) | 0,176<br>(15,33)  | 21,71 | 20,99 |
| <b>AGBA</b> | 32  | 131 | 0,235<br>(42,70) | 1,749<br>(22,06) | 0,841<br>(30,03) | 0,1192<br>(18,01) | 45,85 | 21,96 |
| <b>LEAN</b> | 129 | 126 | 0,936<br>(20,41) | 0,631<br>(14,42) | 0,202<br>(17,32) | 0,292<br>(9,98)   | 22,48 | 27,03 |
| <b>TAMA</b> | 124 | 44  | 1,559<br>(16,85) | 0,940<br>(21,90) | 0,116<br>(13,02) | 0,072<br>(13,62)  | 17,06 | 13,4  |
| <b>PACO</b> | 82  | 181 | 0,764<br>(20,84) | 1,746<br>(17,20) | 0,224<br>(14,18) | 0,224<br>(14,18)  | 23,69 | 23,69 |
| <b>MYMO</b> | 100 | 91  | 0,825<br>(23,23) | 1,669<br>(29,58) | 0,628<br>(15,35) | 0,259<br>(24,35)  | 39,63 | 25,45 |
| <b>DRBR</b> | 34  | 43  | 0,111<br>(24,38) | 0,113<br>(27,91) | 0,438<br>(12,20) | 0,646<br>(19,58)  | 33,08 | 40,18 |

**Tabla 1-3.** Estimaciones de abundancia de especies focales: número de observaciones según muestreos (N); densidad estimada por muestreo con su coeficiente de variación (D, CV), dada como el número de aves/ha;  $P_a$  es la probabilidad de detección incondicional estimada y EDR es el radio (m) de detección efectivo. El esfuerzo de muestreo fue igual a 45 parches (464 puntos) en parches pequeños (PI), medianos (PII) y grandes (PIII).

| Especie     | N   |     |      | D (CV)           |                  |                  | Pa (CV)          |                  |                 | EDR   |       |       |
|-------------|-----|-----|------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-------|-------|-------|
|             | PI  | PII | PIII | PI               | PII              | PIII             | PI               | PII              | PIII            | PI    | PII   | PIII  |
| <b>COPI</b> | 131 | 232 | 362  | 6,42<br>(18,8)   | 2,60<br>(12,9)   | 3,82<br>(12,8)   | 0,15<br>(14,2)   | 0,22<br>(8,1)    | 0,16<br>(8,9)   | 19,69 | 23,54 | 20,23 |
| <b>AGBA</b> | 35  | 54  | 74   | 1,92<br>(37,6)   | 0,65<br>(27,4)   | 0,95<br>(30,9)   | 0,33<br>(16,9)   | 0,37<br>(15,4)   | 0,22<br>(25,6)  | 19,96 | 28,83 | 23,73 |
| <b>LEAN</b> | 42  | 84  | 129  | 0,74<br>(26,1)   | 0,55<br>(17,3)   | 0,7<br>(14,9)    | 0,30<br>(18,4)   | 0,31<br>(13,1)   | 0,24<br>(9,9)   | 27,46 | 27,93 | 24,43 |
| <b>TAMA</b> | 22  | 49  | 97   | 0,808<br>(32,58) | 1,226<br>(22,93) | 1,322<br>(18,63) | 0,150<br>(22,77) | 0,088<br>(15,62) | 0,10<br>(13,02) | 19,36 | 14,76 | 16,13 |
| <b>PACO</b> | 40  | 80  | 143  | 0,84<br>(27,7)   | 1,04<br>(20,6)   | 0,94<br>(15,5)   | 0,37<br>(20,3)   | 0,26<br>(12,9)   | 0,29<br>(10,3)  | 30,39 | 25,34 | 26,84 |
| <b>MYMO</b> | 43  | 50  | 98   | 1,97<br>(32,5)   | 0,43<br>(29,8)   | 0,97<br>(21,9)   | 0,42<br>(20,4)   | 0,54<br>(20,6)   | 0,58<br>(15,1)  | 32,44 | 36,87 | 38,06 |
| <b>DRBR</b> | 15  | 31  | 31   | 0,17<br>(40,7)   | 0,12<br>(28,8)   | 0,09<br>(27,3)   | 0,49<br>(22,4)   | 0,60<br>(21,2)   | 0,51<br>(16,2)  | 35,19 | 38,88 | 35,58 |

**Tabla 1-4.** Resultados de los modelos lineales generalizados para cada especie (incluyendo tipo de mosaico, estación y tamaño de parche). Se muestran solamente aquellas relaciones significativas a un valor de  $p \leq 0,05$ .

| Especie     | Mosaico |                |           | Estación |                |           | Tamaño parche |                |           |
|-------------|---------|----------------|-----------|----------|----------------|-----------|---------------|----------------|-----------|
|             | Coef.   | Error Estándar | valor $p$ | Coef.    | Error Estándar | valor $p$ | Coef.         | Error Estándar | valor $p$ |
| <b>COPI</b> | 0,601   | 0,065          | 0,00001   | 0,204    | 0,099          | 0,0387    | -0,392        | 0,064          | 0,00001   |
| <b>AGBA</b> | 0,506   | 0,109          | 0,00001   | 0,718    | 0,183          | 0,0001    | -             | -              | -         |
| <b>LEAN</b> | -0,643  | 0,150          | 0,00001   | -        | -              | -         | -             | -              | -         |
| <b>TAMA</b> | 0,236   | 0,125          | 0,0535    | -0,781   | 0,211          | 0,0002    | -             | -              | -         |
| <b>PACO</b> | -0,222  | 0,112          | 0,0480    | 0,481    | 0,183          | 0,0084    | -             | -              | -         |
| <b>MYMO</b> | -       | -              | -         | -0,511   | 0,216          | 0,0178    | -             | -              | -         |
| <b>DRBR</b> | -0,841  | 0,417          | 0,0436    | -        | -              | -         | -             | -              | -         |

## CAPÍTULO 2

### ABUNDANCIA DE AVES EN PARCHES DE BOSQUE NATIVO Y UMBRALES DE RESPUESTA EN RELACIÓN A VARIABLES LOCALES Y DE PAISAJE

#### Introducción

La fragmentación junto con la pérdida de hábitat (Fahrig 2003) registrada en las últimas décadas a nivel mundial, es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Wilcox y Murphy 1985; Noss y Csuti 1994; Myers 1997). La fragmentación es un proceso, a través del cual un área continua de hábitat es parcial o completamente removido, alterando su configuración original y generando parches aislados entre sí dentro de una matriz distinta a la cobertura original (Forman 1995; McComb 1999). La pérdida de hábitat está asociada a diversos cambios en el paisaje, ya sea en composición, estructura o función del hábitat y afecta los flujos ecológicos de agua, nutrientes y energía, los movimientos de dispersión de la biodiversidad, así como su abundancia y persistencia en el paisaje (McIntyre 1994; Villard *et al.* 1999; Fraterrigo *et al.* 2009; Magrach *et al.* 2011).

La intensa y cada vez más acelerada pérdida de bosque nativo y consecuente pérdida de biodiversidad, procesos ecológicos y bienes y servicios, constituye uno de los problemas ecológicos más críticos a comienzos del siglo XXI (Hunter 1996; FAO 2001). La pérdida de bosque nativo alcanza tasas anuales del 0,6% en África, 0,9% en Asia y 0,7% en Sudamérica, conteniendo ésta última el 23% de los bosques del mundo (FAO 2001). En Argentina, la superficie de bosque nativo en el año 2002 era de 33.190.442 ha (Montenegro *et al.* 2002). Entre 1990 y 2000 se perdieron 2.851.000 ha (el 7,6% del total existente en 1990) a una tasa del 0,8% anual, siendo ésta una de las más altas registradas en Sudamérica (FAO 2001). Las pérdidas alcanzaron una magnitud significativa en las selvas subtropicales y el Chaco (dos terceras partes de la superficie original, Sabbatini *et al.* 2002). En la región pampeana, la superficie actual de bosque es el 10% de la existente a comienzos del siglo XX (Montenegro *et al.* 2004) y en Entre Ríos, a pesar de que el área ocupada por bosque nativo presenta suelos cuya aptitud para la agricultura es restringida (caracterizados por erosión hídrica, altos contenidos de arcillas expansibles, deficiente drenaje interno y superficial, Wilson *et al.* 2008), el avance de la frontera agrícola ha sido sostenido. Este cambio en el uso del suelo resultó en un remanente de 13,78% de bosque nativo sobre tierra firme (Montenegro *et al.* 2005; Muñoz *et al.* 2005), respecto al 56% de la superficie de la provincia registrada en 1914 según el Censo Forestal Nacional (Muñoz *et al.* 2005).

La progresiva reducción del área total de bosque y del tamaño medio de los parches (definiendo parche como un área de cobertura relativamente homogénea y que difiere de sus alrededores) resulta en mosaicos de paisaje con parches remanentes que alternan con la matriz deforestada (Forman y Godron 1986; Bucher *et al.* 2001). Estos cambios en el paisaje crean condiciones ambientales que pueden derivar en respuestas ecológicas de las aves (Ranney *et al.* 1981; Lopez de Casenave *et al.* 1998), pueden influir en los procesos de descomposición (por ejemplo, cambiando la comunidad de insectos al reducirse el tamaño de los parches, Klein (1989)), ciclado de nutrientes (Ryszkowski 1992), polinización (Jennersten 1988), en la estructura y composición florística (Ranney *et al.* 1981), predación de huevos y pichones (Gates y Gysel 1978; Wilcove 1985; Small y Hunter 1988; Zarette y Jenkins 2000), entre otros. Por ejemplo, los cambios en la forma de los parches produce cambios en el porcentaje total de borde y, un incremento de hábitat de borde puede reducir la abundancia de especies de interior (Hamazaki 1996). Estudios realizados en bosques deciduos del este de Norte América encontraron que las poblaciones de especies asociadas al interior de los parches de bosque generalmente disminuyeron, mientras que aquellas especializadas en los bordes incrementaron su abundancia (Whitcomb *et al.* 1981; Noss 1983; Terborgh 1989; Merriam y Wegner 1992). El aislamiento de los parches de bosque remanente puede amenazar la persistencia de las poblaciones de aves (Saunders *et al.* 1991; Noss y Csuti 1994), fundamentalmente cuando se trata de especies con baja capacidad de dispersión (Lens *et al.* 2002), tales como las especies insectívoras del sotobosque (Willson *et al.* 1994; Sievieng *et al.* 1996; Sekercioglu *et al.* 2002).

Las aves seleccionan su territorio usando información a más de una escala de observación (Clergeau 1995; Renfrew y Ribic 2008). Por ejemplo, características locales como la estructura de la vegetación (tales como densidad de árboles y altura) han sido predictores importantes en explicar la abundancia de aves (Martin 1998; Forman 2006). Adicionalmente, características de los parches en sí mismos también pueden ser importantes en explicar que algunas especies sean más abundantes en grandes parches de hábitat (Bollinger y Gavin 1992; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Johnson y Igl 2001), mientras que la abundancia de otras puede estar determinada por características de la matriz circundante (Coppedge *et al.* 2001; Ribic y Sample 2001; Bakker *et al.* 2002; Horn y Koford 2006). Finalmente, diversos aspectos ecológicos de la fragmentación pueden ser comprendidos cuando se considera el contexto del paisaje (Jules y Shahani



2003; Ewers y Didham 2006). Esto es debido a que algunas especies necesitan tener acceso a diferentes tipos de elementos disponibles en el paisaje para obtener los recursos de alimentación o nidificación requeridos (Dunning *et al.* 1992; Manning *et al.* 2004). Por lo tanto, para evaluar con precisión la respuesta de las aves al proceso de fragmentación del paisaje es importante considerar tanto la escala de microhábitat como de paisaje (Mazerolle y Villard 1999; Renfrew y Ribic 2008; Thornton *et al.* 2011). Es decir, se debe incluir factores locales que describan características dentro del parche (relacionados con la estructura de la vegetación, como densidad de árboles y arbusto, altura y diámetro del tronco), características propias de los parches (tales como tamaño y forma) y contexto del paisaje (por un lado, composición y configuración del bosque nativo, incluyendo número de parches, superficie ocupada por bosque, distancia al parche más próximo, etc. y por otro, composición y configuración de todas las coberturas de la tierra).

A pesar de la importancia de considerar múltiples niveles de observación para comprender la respuesta de las aves a la pérdida y fragmentación del bosque nativo y consecuentemente, planificar y aplicar medidas de conservación (Renfrew y Ribic 2008), numerosos estudios han evaluado la importancia de características a nivel de parche (Cody 1985; Verner *et al.* 1986) o de paisaje (Rosenberg y Raphael 1986; McGarigal y McComb 1995; Hagan *et al.* 1997) sin evaluar y comparar la influencia de diferentes escalas en la abundancia o diversidad de aves (Winter *et al.* 2006). Diversas métricas a nivel de paisaje han sido consideradas para explicar variaciones en los patrones de biodiversidad, incluyendo tamaño de parche (Forman *et al.* 1976; Galli *et al.* 1976; Ambuel y Temple 1983; Freemark y Merriam 1986; Robbins *et al.* 1989), aislamiento (MacClintock *et al.* 1977; Lynch y Whitcomb 1978; Urban *et al.* 1988), características de los bordes (Gates y Gysel 1978; Kroodsma 1982; Brittingham y Temple 1983; Wilcove 1985; Harris 1988), yuxtaposición de parches (Harris 1984) y diversidad de parches (Roth 1976). Adicionalmente, numerosos estudios han evaluado la influencia de diferentes escalas sobre la distribución y abundancia de especies para propósitos de conservación en paisajes fragmentados (Mazerolle y Villard 1999; Thornton *et al.* 2011). Estos estudios enfatizan la importancia de la combinación de atributos ambientales a escala de parche y de paisaje así como la historia de vida de las aves para predecir su distribución y abundancia en paisajes fragmentados (Henle *et al.* 2004; Thornton *et al.* 2011).

La respuesta de las aves a los diferentes factores que operan a distintos niveles puede no ser lineal y pueden existir umbrales o tamaños mínimos en esos factores (Fahrig

2001; Muradian 2001; Drinnan 2005). Estos puntos o zonas en los cuales existe un cambio abrupto en las relaciones ecológicas se define como umbrales (Huggett 2005; Groffman *et al.* 2006). Los umbrales pueden ayudar a definir la sensibilidad de las especies a procesos tales como pérdida, simplificación y fragmentación del hábitat, pérdida de diversidad genética, invasión de especies perjudiciales, etc. (Huggett 2005). El concepto de umbral ecológico fue introducido por Andrén (1994), quién observó una disminución drástica en la riqueza de especies de aves y mamíferos debajo de 10-30% de cobertura de hábitat. Este umbral en la proporción de cobertura también fue observado por Wiegand *et al.* (2005). Adicionalmente, Radford *et al.* (2005) encontraron que la riqueza de aves que ocupaban remanentes de bosque en paisajes dominados por agricultura disminuyó marcadamente por debajo del 10% de cobertura. Más recientemente, Zurita y Bellocq (2010) encontraron un cambio abrupto en la similaridad de la comunidad de aves del bosque Atlántico de Argentina y Paraguay entre un 20 y 40% de cobertura de bosque. Por otro lado, con datos simulados y empíricos, Hanski *et al.* (2013) determinaron que las extinciones de aves ocurrieron muy rápidamente en parches de 100 ha o menos. Estudios de umbrales también fueron conducidos para especies individuales (Jansson y Angelstam 1999; van der Ree *et al.* 2003; Radford y Bennett 2004). Estos resultados sugieren que los umbrales de respuesta serían más probables cuando las especies presentan una fuerte preferencia por un tipo particular de hábitat (Luck 2005).

El conocimiento de los requerimientos de hábitat de una especie es clave para que las medidas de conservación sean efectivas, particularmente si la especie está disminuyendo donde su hábitat está siendo modificado (Luck 2002). Por lo tanto, la identificación de umbrales ecológicos tiene potenciales implicancias en el manejo de los ecosistemas, debido a que brinda información sobre la cantidad mínima de hábitat necesario para la persistencia de especies en el paisaje, facilita la identificación de condiciones específicas del paisaje debajo de las cuales las poblaciones de la biodiversidad están en riesgo, contribuye a definir estrategias de conservación objetivas y puede ayudar a determinar la distribución óptima de los recursos para el manejo de los ecosistemas y para la evaluación costo-efectividad de acciones de restauración (Radford y Bennett 2004; Luck 2005; Radford *et al.* 2005; Ficetola y Denoël 2009).

El propósito de este estudio fue evaluar la relación entre la abundancia relativa de especies de aves en parches de bosque nativo y características ambientales a distintos niveles espaciales (dentro de los parches, de los parches en sí mismos y del paisaje), así

como determinar posibles umbrales en la respuesta de las aves. Considerando que las aves seleccionan su territorio en base a características ambientales a diferentes escalas, espero que la respuesta a la fragmentación del bosque nativo sea diferenciada entre especies tolerantes y especies sensibles y, que algunos factores ambientales sean más importantes que otros. Adicionalmente, debido a que algunas especies son especialistas en sus requerimientos de anidamiento o uso de hábitat (De la Peña 2002, 2011), espero que estas especies presenten umbrales en su respuesta a la fragmentación del bosque nativo. La relación entre la abundancia relativa de las aves en los parches de bosque nativo y variables ambientales a distintos niveles fue explicada a través de métodos de la teoría de la información y una aproximación de inferencias de múltiples modelos, para los cuales evalué el desempeño de los mismos.

## **Métodos**

### **Abundancia de aves**

En este capítulo se utilizaron medidas de abundancia relativa de las especies de aves (número de aves observadas visual y auditivamente/punto/parche) para cada estación-año, debido a que no fue posible estratificar las estimaciones de densidad a nivel de parche para todas las especies muestreadas.

En los análisis abordados en este capítulo incluí las 19 especies terrestres diurnas asociadas a bosques. No obstante, y debido a las escasas observaciones registradas para dos especies (*Saltator coerulescens* y *Asthenes baeri*), las mismas no fueron consideradas en los análisis.

Las especies son comunes o bastantes comunes de observar y representativas de la región biogeográfica del Espinal (Narosky y Yzurieta 2010) (APÉNDICE B, Figura B-1). De igual manera, las especies muestreadas pertenecen a distintos grupos tróficos y utilizan los distintos estratos del bosque para su alimentación (terrestre, sotobosque, estrato medio y dosel).

### **Variables dentro del parche y a nivel de parche**

Diversas variables que caracterizan la estructura de la vegetación dentro del bosque nativo (microhábitat) fueron seleccionadas basadas en estudios previos que destacan la influencia de esas variables en el uso de los parches de bosque por las aves (García Del Rey y Cresswell 2005; Johnston y Holberton 2009). Las medidas fueron tomadas

siguiendo el mismo diseño de puntos en los que se realizaron las observaciones de aves y se condujo en agosto-septiembre y octubre de 2007. A fin de minimizar el sesgo en las medidas de vegetación, cada uno de los dos observadores midió siempre las mismas variables en todos los puntos de muestreo. En cada punto se midió la densidad de árboles y arbustos (# ind/ha, de aquí en adelante, D\_Arb y D\_arb, respectivamente), para las cuales se dividió el punto en cuartos y en cada uno de ellos se registró la distancia entre el árbol/arbusto más cercano al centro del punto de muestreo (Pollard 1971); la altura de los árboles (A\_Arb) usando un clinómetro, para lo cual se tomó la distancia entre el observador y el árbol y el ángulo, usando la siguiente fórmula:  $H = \text{Distancia} * \text{TAN del ángulo} + 1,61$  y; ancho medio del tronco (DBH), estimado como el ancho medio a la altura del pecho del observador. Las medidas de la estructura vegetal de cada punto fueron promediadas sobre todos los puntos de conteo de un parche para obtener un único valor de cada variable, por parche.

Los 45 parches de bosque nativo seleccionados fueron digitalizados usando imágenes Quickbird (disponibles en GoogleEarthTM, <http://earth.google.com>) y las coordenadas geográficas de los bordes de los parches fueron registradas a campo. Posteriormente, los polígonos fueron convertidos a archivos de vector e importados en ArcGIS (v. 10, Esri 2010). Usando la extensión Patch Analyst de ArcGIS (Rempel 2010), estimé el área de los parches (AP), borde total (BT), índice medio de forma (IF), proporción perímetro-área (PARA), dimensión fractal (DF) y distancia lineal de cada parche a la localidad más próxima (DistLoc). Debido a que AP y BT estuvieron altamente correlacionadas ( $r \geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ , Tabla 2-2), usé AP para la construcción de modelos, debido a que es ampliamente usada en estudios que relacionan la abundancia de especies y la estructura de hábitat (McGarigal y Marks 1995; MacGarigal *et al.* 2002). Asimismo, PARA y IF estuvieron substancialmente correlacionadas ( $r \geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ ), por lo que decidí incluir en los modelos solamente a esta última variable (Tabla 2-2).

### **Variables a nivel de paisaje**

La cobertura de bosque nativo fue evaluada usando tanto medidas de composición como de configuración espacial. Para ello, todos los parches de bosque (no solamente los 45 parches en los que se muestrearon aves y estructura de la vegetación) presentes en los 6 subpaisajes (en cada mosaico) fueron digitalizados en pantalla (usando de referencia imágenes satelitales Landsat Thematic Mapper, Path 226-Row 82, corregidas

geométricamente mediante un modelo polinomial de primer grado y usando el sistema de referencia UTM/WGS 1984 y ortorectificadas con un modelo de elevación digital del terreno de 30 m de resolución) y convertidos a vectores. A estos les reconstruí la topología, a fin de que las deformaciones no sean significativas (Menéndez y La Roca 2007) y corregí la forma de los polígonos con el algoritmo “Polynomial Approximation with Exponential Kernel” (PAEK) y una tolerancia de 50 metros en ArcGIS (v. 10, Esri 2010). Finalmente, los vectores fueron rasterizados con un tamaño de celda de 5 metros a fin de obtener formas de los polígonos lo más reales posible.

El grado de fragmentación del bosque nativo para los años 2007 y 2008 se determinó evaluando en cada subpaisaje de 10x10 km variables que cuantifican diferentes aspectos de la composición y configuración (McGarigal y Marks 1995): área total de bosque en cada subpaisaje (AB), número de parches de bosque nativo (NP), borde total (BT), tamaño medio de los parches (AP), índice de forma (IF), índice de dimensión fractal (DF), proporción perímetro-área (PARA), distancia euclidiana al parche vecino más cercano (ENN), índice de cohesión de parches (COH) e índice de agregación (AI). Debido a que la mayoría de las variables de composición y configuración del bosque nativo estuvieron altamente correlacionadas ( $r \geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ ) (Tabla 2-3), usé un análisis de componentes principales (McCune *et al.* 2002) para obtener medidas independientes de las variables de composición y configuración del bosque nativo. El análisis de componentes principales (de aquí en adelante, PCA) es una técnica de ordenamiento multivariado, la que representa un conjunto de datos que contiene a numerosas variables, en este caso, variables de composición y configuración del bosque y que luego del análisis estas variables se agrupan en un pequeño número de componentes o ejes de PCA. Estos ejes son ortogonales, es decir, no están correlacionados y representan los patrones de covariación más fuertes entre las variables en el conjunto original (McCune *et al.* 2002). Los primeros dos ejes PCA representaron el 63 y 23% de la varianza total en la matriz de datos originales. El primer eje (Y1) representó un gradiente desde los subpaisajes con alto porcentaje del paisaje ocupado por bosque, parches de gran tamaño, próximos y conectados entre sí, formas simples y menor longitud de borde a subpaisajes con menor porcentaje del paisaje ocupado por bosque, con parches pequeños, aislados y desconectados entre sí y de formas complejas. El segundo eje (Y2) representó un gradiente de covariación entre subpaisajes con bajo número de parches de gran tamaño a subpaisajes con mayor número de parches

pero de menor tamaño y finalmente a subpaisajes con bajo número de parches y a su vez, de escaso tamaño.

Debido a que las variables no presentaron diferencias significativas entre 2007 y 2008, para la construcción de los modelos fueron promediadas entre los años (APÉNDICE B, Figura B-2).

El contexto del paisaje alrededor de cada parche de bosque se examinó usando imágenes satelitales Landsat TM (Path 226-Row 82) del 21 de enero de 2007 y 24 de enero de 2008, con un error cuadrático medio (RMS) y error de chequeo menores a un píxel (30 m). Se definieron 10 clases de cobertura de la tierra: agua (C), maíz (M), girasol (G), soja (S), sorgo (So), otros cultivos (Oc) incluyendo pasturas anuales y perennes y campos con malezas, bosque introducido (Mi), bosque nativo (Mn), vegetación inundable (Vi) y urbano-suelo desnudo-rastrojo (URS). El algoritmo de clasificación supervisada ImageSVM (Support Vector Machine, van der Linden *et. al.* 2009) fue utilizado, para el cual se incluyeron las bandas 1-5 y 7 pero no se usó la banda térmica (banda 6) debido a que posee una resolución espacial más gruesa.

Una vez digitalizados los polígonos de entrenamiento, de cada clase seleccioné aleatoriamente 250 píxeles. Estos se usaron para entrenar al clasificador SVM, método no paramétrico que separa las clases por ajuste de un hiperplano de separación entre dos clases en un espacio multidimensional, basado en las muestras de entrenamiento (Huang *et al.* 2002; Foody y Mathur 2004). El hiperplano que mejor discrimina dos clases maximiza la distancia entre el hiperplano y las muestras de entrenamiento más próximas (Burges 1998; Pal y Mather 2005). De este modo, SVM utiliza solo muestras de entrenamiento que describen límites de clases (Foody y Mathur 2004). Cuando las clases no se pueden separar linealmente, una función Kernel transforma las muestras de entrenamiento dentro de un espacio dimensional más alto, en el cual se ajusta un hiperplano de separación lineal (Huang *et al.* 2002; Pal y Mather 2005).

El SVM fue originalmente diseñado para clasificaciones binarias, aunque en las clasificaciones de coberturas del suelo usualmente son mapeadas más de dos clases. En este estudio utilicé una estrategia de uno-contra-uno, en la cual SVM fue entrenado para todos los posibles pares de clases y cada clasificador asignó un píxel a una de las dos clases y la asignación a la clase final fue basado en una estrategia de máximos votos ganados (es decir, la clase que ha sido asignada más frecuentemente a través de todas las

clasificaciones binarias corridas, Vapnik 1995). Finalmente, se determinaron dos parámetros: la penalidad de error por datos de entrenamiento mal clasificados (C) y el ancho de la función Kernel gaussiana usada ( $\gamma$ ). Para encontrar las combinaciones adecuadas de parámetros, evalué sistemáticamente un amplio rango de C (0,1-1,000) y  $\gamma$  (0,1-1,000) y, en función de los errores de validación cruzada, comparé los mismos (Janz *et al.* 2007; Kuemmerle *et al.* 2008). Una vez obtenidos los parámetros óptimos, las imágenes fueron clasificadas. En los productos obtenidos eliminé los grupos de píxeles menores a 0,81 ha (correspondiente a 3 x 3 píxeles) que representaban artefactos de la clasificación o áreas sin importancia ecológica a la escala de este estudio. Los resultados para cada clase fueron validados con 100 puntos seleccionados al azar usando imágenes Quickbird (disponible en GoogleEarthTM, <http://earth.google.com>) y verdad de terreno, obteniendo una precisión global de 82% y 84% para 2007 y 2008, respectivamente (Tabla 2-4).

Las métricas de contexto del paisaje fueron calculadas con el programa FRAGSTATS (v. 3.3, McGarigal *et al.* 2002) e incluyeron el área de cada clase, medidas de fragmentación y complejidad de las formas dentro de cada subpaisaje. El área de cada clase fue seleccionada debido a su importancia para explicar la abundancia de aves (Fahrig 2001; Renfrew y Ribic 2008; Hagy *et al.* 2008). Adicionalmente, medí contagio, intersperción y yuxtaposición (IJI), diversidad de Shannon, riqueza de clases (PR), índice de agregación y cohesión. Debido a que contagio, diversidad de clases, agregación y cohesión presentaron correlaciones significativas ( $r \geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ ), sugiriendo su redundancia, seleccioné contagio debido a que integra tanto la disposición espacial de las clases como cuan entremezcladas están las mismas en el paisaje.

### **Análisis estadísticos**

La abundancia relativa de cada especie de ave (por estación) fue modelada como una función de variables dentro de los parches, a nivel de parche y de paisaje. Dos conjuntos de modelos fueron construidos, por un lado un conjunto de modelos en los que se combinaron variables dentro de los parches y a nivel de parche (todas continuas, Tablas 2-5 y 2-6). Por otro lado, un conjunto de modelos que incluyó solamente variables a nivel de paisaje (todas continuas, Tabla 2-7). Esta diferenciación se debió a que el tamaño de muestra del primer conjunto de modelos fue 45 (a nivel de parche), mientras que el tamaño de muestra del segundo conjunto de modelos fue 18 (a nivel de paisaje, 6 de cada uno de

los 3 mosaicos). La variable respuesta (abundancia relativa) y las variables independientes fueron examinadas gráficamente y analíticamente para correlaciones y desvíos de la normalidad usando Infostat (Di Rienzo *et al.* 2010). Modelos lineales generalizados (GLM) fueron seleccionados para evaluar la influencia de las variables ambientales sobre la abundancia de las aves usando el paquete glm (R v. 2.14.1), con una estructura de error gaussiana (McCullagh y Nelder 1989) en la mayoría de los casos (aplicando una transformación logarítmica cuando no se cumplió dicha condición). Debido al pequeño tamaño de muestreo (n=45 para escala de parche y n=18 para escala de paisaje) cada modelo incluyó entre una (modelos univariados) y tres variables.

El criterio de Información Akaike, ajustado por el tamaño de la muestra (AICc), fue usado para comparar el desempeño de los modelos y restringí el  $\Delta AICc$  a  $\leq 2$  para la selección de los modelos candidatos (Burham y Anderson 2002, Tabla 2-8). La importancia relativa de cada variable fue evaluada considerando la suma de los pesos ( $\omega_i$ ) de los modelos plausibles en los cuales dicha variable estuvo presente (Burham y Anderson 2002) y un análisis de particionamiento jerárquico de la varianza (hierarchical variance partitioning) (Tabla 2-9). A través de este análisis, se analizan todos los posibles modelos generados a partir de todas las posibles combinaciones de variables. De este modo, la importancia de cada variable fue estimada como el cambio promedio en  $R^2$  cuando dicha variable es removida de todos los modelos (MacNally 2002). Adicionalmente, la autocorrelación espacial en los residuos de los modelos fue evaluada con un análisis de aleatorización de semi-variograma (Isaaks y Srivastava 1989) y no encontré evidencia de un efecto significativo de una autocorrelación espacial en los modelos.

Finalmente, la evidencia de umbrales en la relación entre factores ambientales a nivel de parche y paisaje y la abundancia relativa de las especies de aves encontradas sensibles tanto a la pérdida de estructura interna de los parches como a la cantidad y configuración espacial del bosque nativo fue examinada comparando modelos de regresión lineal con modelos ajustados a los datos por una curva sigmoide [ $y = a/(1+\exp(-(x-x_0)/b))$ ], una logarítmica [ $y = a + b*\ln(x)$ ] y modelos de regresión segmentada (broken-stick regression, Faraway 2002) ajustando la discontinuidad en función de la variable predictora. La regresión segmentada es una técnica diseñada explícitamente para detectar la presencia de discontinuidades y cambios abruptos (Ficetola y Denoël 2009). A nivel de parche seleccioné densidad de árboles (evaluando la discontinuidad en 50, 100, 200, 250, 300 y



400 individuos/ha), mientras que a nivel de paisaje seleccioné proporción de bosque en el paisaje (evaluando la discontinuidad en 5, 10, 20, 25 y 35%) y la distancia media al parche más próximo (evaluando la discontinuidad en 50, 100, 200, 250, 300 y 400 m). Estas últimas variables, fundamentalmente la cobertura de bosque, fueron seleccionadas debido a que numerosos autores las recomiendan como referencia para programas de deforestación y restauración (Brown *et al.* 1999; McAlpine *et al.* 2002; Lindenmayer y Luck 2005). El criterio de Información Akaike fue usado para comparar el comportamiento de cada modelo.

## Resultados

### Abundancia de aves

La abundancia relativa de las aves mostró importantes diferencias entre especies. Asimismo, dicha estimación también presentó diferencias significativas entre mosaicos y estaciones para la mayoría de las especies (Figura 2-1). *C. picui* y *M. monachus* fueron las especies más abundantes en los parches de bosque nativo con una abundancia relativa de 1,24 (SE=0,20, n=45) y de 1,47 individuos/punto/parche (SE=0,21, n=43) en otoño-invierno y de 1,34 (SE=0,14, n=44) y 1,45 individuos/punto/parche (SE=0,25, n=42) en primavera-verano, respectivamente. Adicionalmente, *D. bridgesii*, *T. amaurochalinus*, *P. coronata*, *P. melanoleuca* y *S. suiriri* fueron significativamente más abundantes en el mosaico I, mientras que *T. major* y *L. angustirostris* lo fueron en el mosaico II. Finalmente, *C. picui*, *A. badius*, *P. dumicola* y *S. flaveola* fueron significativamente más abundantes en el mosaico III (Figura 2-1).

### Atributos dentro del parche, a nivel de parche y paisaje

Las variables de vegetación no estuvieron altamente correlacionadas (siendo el mayor valor de  $r = 0,53$ ,  $p < 0,05$ ). La densidad de árboles fue significativamente mayor en los mosaicos I y II ( $X=360$ ,  $SE=37,36$ ;  $X=450$ ,  $SE=24,73$ , respectivamente), respecto al mosaico III ( $X=175$ ,  $SE=30,08$ ). La densidad de arbustos no presentó diferencias significativas entre los mosaicos I ( $X=500$ ,  $SE=64,28$ ) y II ( $X=394$ ,  $SE=88$ ), mientras que el mosaico III ( $X=290$ ,  $SE=48,48$ ) registró una densidad significativamente inferior. El diámetro del tronco a la altura del pecho del observador (DBH), si bien fue levemente mayor en el mosaico II, no presentó diferencias significativas entre los mosaicos (oscilando alrededor de los 16 cm). La altura (m) de los árboles fue superior (aunque no

significativamente) en el mosaico II ( $X=5,40$ ,  $SE=0,18$ ), continuando el mosaico III ( $X=4,83$ ,  $SE=0,22$ ) y finalmente el mosaico I ( $X=4,45$ ,  $SE=0,18$ ).

A nivel de parche, las variables medidas en los 45 parches básicamente no mostraron diferencias significativas entre los mosaicos, excepto en que los parches de los mosaicos I y II mostraron formas más simples, respecto al mosaico III y, los parches del mosaico II estuvieron más cercanos respecto a las localidades más próximas, respecto al mosaico I ( $p < 0,05$ , Tabla 2-5).

Las estimaciones de fragmentación del bosque nativo no presentaron diferencias significativas entre los años 2007 y 2008 (APÉNDICE B, Figura B-2). No obstante, las variables de composición y configuración mostraron diferencias significativas entre los mosaicos ( $p < 0,05$ , Tabla 2-6).

La estructura del paisaje, considerando todas las clases mostró diferencias significativas entre los años 2007 y 2008. En 2008 el paisaje se caracterizó por coberturas más entremezcladas y conectadas físicamente que en 2007 ( $p < 0,05$ , Tabla 2-7).

### **Efectos del microhábitat (estructura de la vegetación), macrohábitat (nivel de parche) y nivel de paisaje sobre la abundancia de aves**

Los efectos, tanto de la degradación de la estructura interna de los parches de bosque como de la cantidad y configuración espacial de la cobertura de bosque en el paisaje, fueron negativos fundamentalmente para *L. angustirostris*, *D. bridgesii* y *P. lophotes*, indicando que se trata de especies sensibles al proceso de fragmentación.

La estructura vegetal dentro de los parches de bosque nativo estuvo presente en la mayoría de los modelos, de mínimos valores AICc, de 15 de las 17 especies de aves muestreadas (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1). La importancia relativa media de D\_Arb fue alta (0,77) en ambas estaciones, mientras que la importancia de D\_arb, A\_Arb y DBH fue menor (0,44; 0,59 y 0,47, respectivamente) (Tabla 2-9). La relación entre la abundancia relativa de las aves y estas variables de la estructura de la vegetación varió según la especie y estación, mostrando que la abundancia de numerosas especies (*D. bridgesii*, *L. angustirostris*, *P. lophotes*, *T. major*, *T. amaurochalinus* y *S. aurantirostris*) incrementó en parches con alta densidad de árboles. Sin embargo, otras especies (*C. picui*, *A. badius*, *P. dumicola*, *P. melanoleuca*, *S. subcristata* y *S. flaveola*), mostraron una

respuesta diferente indicando que fueron más abundantes en parches con menor densidad de árboles (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1).

Las variables que caracterizan la complejidad de la forma de los parches muestreados a campo fueron consistentemente importantes para la mayoría de las especies y en ambas estaciones (Tabla 2-8). Las variables IF y DF estuvieron incluidas en diversos modelos de mínimos valores AICc de la mayoría de las especies, mientras que DistLoc sólo estuvo presente en alguno de los modelos de 5 especies y su relación con la abundancia de las mismas fue positiva para 4 especies (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1). La importancia relativa de IF y DF fue relativamente alta (rango=0,28-0,98) y (rango=0,24-1), respectivamente (Tabla 2-9). *D. bridgesii*, *L. angustirostris*, *A. badius*, *P. lophotes* y *P. coronata* fueron más abundantes en parches de formas menos convolutas, es decir formas simples y de menor longitud de borde comparado al interior, mientras que *C. picui*, *T. major*, *S. flaveola*, *S. frontalis*, *P. dumicola* y *S. aurantirostris* resultaron más abundantes en parches convolutos y de mayor longitud de borde respecto al interior.

La cantidad y configuración espacial del bosque nativo y de las otras clases en el paisaje también estuvieron asociadas con la abundancia de las aves (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1). Las medidas de fragmentación del bosque nativo estuvieron presentes en todos los modelos plausibles y la importancia relativa media fue alta para Y1 y menor para Y2 (0,68 y 0,41, respectivamente) (Tabla 2-9). El componente Y1 fue el más encontrado en los modelos de mínimos valores AICc y la relación varió según la especie, indicando que *C. picui*, *A. badius*, *T. major*, *P. dumicola*, *S. flaveola* y *M. monachus* fueron más abundantes en paisajes caracterizados por una baja proporción de superficie ocupada por bosque nativo, parches pequeños y aislados entre sí y de formas complejas, mientras que el resto de las especies fueron más abundantes en paisajes con una alta proporción de superficie ocupada por bosque nativo, parches grandes y próximos entre sí y de formas simples (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1). Por otro lado, el componente Y2 sólo estuvo presente en algunos modelos plausibles indicando que *C. picui*, *A. badius*, *D. bridgesii*, *S. frontalis*, *T. major*, *P. dumicola*, *T. amaurochalinus*, *S. flaveola* fueron más abundantes en paisajes con mayor número de parches de bosque nativo, respecto a *T. amaurochalinus*, *P. melanoleuca* y *M. monachus* que presentaron una relación negativa y por ende su abundancia incrementó en paisajes con menor número de parches de bosque (Tabla 2-8, APÉNDICE B Tabla B-1). Respecto a las variables que cuantifican todas las clases juntas en el paisaje, la intersperción y yuxtaposición (IJI, con una importancia media

de 0,37 y una relación positiva) y el contagio (con una importancia media de 0,34 y una relación negativa) estuvieron presentes en algunos de los modelos plausibles, indicando que la abundancia fue mayor en paisajes con las clases más conectadas físicamente y menos entremezcladas entre sí (Tabla 2-9).

### **Evaluación de umbrales en la respuesta de aves a la densidad de árboles, cobertura de bosque y distancia entre parches**

La abundancia de *L. angustirostris*, *D. bridgesii* y *P. lophotes* mostró una relación no lineal con la densidad de árboles, porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje y distancia entre parches, evidenciando umbrales críticos por debajo de los cuales la abundancia declina drásticamente (APÉNDICE B, Figura B-3).

A nivel de parche, la abundancia de las tres especies declinó marcadamente en parches que presentaron menos de 200-300 árboles/ha. Para *L. angustirostris*, el modelo sigmoide ajustó a los datos tanto en términos de error residual (SSres) como del menor valor de AIC para la estación otoño-invierno, mientras que el modelo segmentado (que consiste en una simple regresión lineal ajustada a parches con menos de 250 ind/ha, y luego un valor constante equivalente a la estimación de la regresión a 250 ind/ha para parches con más de 250 ind/ha) lo hizo para la estación primavera-verano. Para *D. bridgesii* y en ambas estaciones, el modelo sigmoide mostró el mejor ajuste a los datos evidenciando una brusca disminución en su abundancia en parche con menos de 200 ind/ha. Para *P. lophotes*, el modelo segmentado a 300 ind/ha mostró el mejor ajuste para otoño-invierno, mientras que el modelo sigmoide lo hizo para primavera-verano mostrando un umbral en 200 parches/ha (APÉNDICE B, Figura B-3).

A nivel de paisaje, la abundancia de las tres especies declinó drásticamente cuando el porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje fue menor a un 20-25%. Adicionalmente, estas especies disminuyeron cuando la distancia media al parche más próximo resultó mayor a 50-300 m. Para *L. angustirostris* y en ambas estaciones, el modelo segmentado a 20 y 25% de cobertura de bosque (otoño-invierno y primavera-verano, respectivamente) mostró el mejor ajuste a los datos, mientras que para *D. bridgesii* el modelo segmentado a 20% ajustó mejor en otoño-invierno y el modelo sigmoide con un umbral también a 20% lo hizo para primavera-verano. Para *P. lophotes* y en ambas estaciones, el modelo segmentado a 25% de cobertura de bosque presentó el mejor ajuste (APÉNDICE B, Figura B-3).

Finalmente, para *L. angustirostris* y en otoño-invierno el modelo sigmoide mostró el mejor ajuste a los datos que relacionan su abundancia con la distancia media entre parches, mientras que el modelo segmentado a 50 m lo hizo para primavera-verano. Para *D. bridgesii* y en ambas estaciones, el modelo segmentado a 50 m mostró el mejor ajuste y para *P. lophotes*, en otoño-invierno, el modelo segmentado a 200 m fue el más parsimonioso, mientras que el sigmoide lo fue en primavera-verano (APÉNDICE B, Figura B-3).

## Discusión

### **Relación entre la abundancia de aves y variables ambientales a distintos niveles espaciales**

Los resultados de mi estudio resaltan la importancia de evaluar las relaciones especie-hábitat a distintos niveles espaciales. Los patrones de abundancia de las especies de aves consideradas en este estudio estuvieron asociados a diversas variables evaluadas en los distintos niveles. Además, mis resultados concuerdan con otros estudios conducidos a múltiples niveles en paisajes fragmentados (Donovan *et al.* 1997; Gehring y Swihart 2003; Cunningham y Johnson 2006; Li *et al.* 2006). Sin embargo, algunas variables surgieron como más importantes dentro de cada nivel y las variables locales (dentro de los parches) fueron comparativamente más importantes que la forma y tamaño de los parches. Por otro lado, la cantidad y configuración del bosque nativo fue comparativamente más importante que la composición y configuración de todas las clases presentes en el paisaje.

La estructura de la vegetación (nivel de microhábitat) fue un predictor importante para numerosas especies consideradas en este estudio, patrón que observaron otros investigadores (Martin 1998; Forman 2006). En la comunidad de aves estudiadas, 15 de las 17 especies estuvieron consistentemente asociadas (positiva o negativamente) con estas variables en ambas estaciones y la densidad de árboles dentro de los parches fue la más importante para explicar la abundancia de las mismas. En el caso de especies que nidifican en cavidades, como *L. angustirostris* y *D. bridgesii*, una alta densidad de árboles podría beneficiarlas ofreciendo sitios para nidificación (Newton 1994; Berg *et al.* 1994) y una mayor oferta de alimento (Nadkarni y Matelson 1989; Nadkarni y Longino 1990; Sillett 1994). Esta situación, con especies similares se observó en estudios conducidos por Zarnowitz y Manuwal (1985), indicando que estas especies serían particularmente sensibles al proceso de fragmentación. Sin embargo, estos resultados son contrarios a otros

conducidos en Estados Unidos (Flack 1976; Brawn 1988) en los cuales el gremio de especies que nidifican en cavidades presentó una relación inversa con la densidad de árboles. Diferencias en la historia natural y en los requerimientos de hábitat entre especies de Estados Unidos y especies del bosque del Espinal de Argentina podrían explicar el contraste en los resultados. Adicionalmente, los gremios de aves que nidifican en cavidades en Norteamérica, difieren taxonómicamente y ecológicamente de las de Sudamérica. Por ejemplo, la familia Furnaridae (Cornelius *et al.* 2008; Cockle *et al.* 2011, 2012), dentro de la cual se encuentran las especies que nidifican en cavidades en Sudamérica y a las que hago referencia en este estudio, no se encuentran en Estados Unidos ni Canadá.

Por otro lado, debido a que la depredación de huevos y pichones de algunas especies (ej. *M. monachus*, *C. picui*) es un factor importante en sus tasas de mortalidad poblacional (Peris y Aramburú 1995; Eberhard 1998), la selección del hábitat es un factor clave (Sol *et al.* 1997) y los parches con menor densidad de árboles y arbustos facilitarían la detección de los potenciales predadores o éstos estarían en menor densidad. Esto podría explicar la relación negativa encontrada para estas especies con la densidad de árboles en los parches de bosque.

A nivel de parche, considerando fundamentalmente el tamaño y la forma de los parches, los resultados obtenidos para la mayoría de las especies analizadas serían contrarios a los obtenidos en investigaciones previas realizadas con otras especies, en los cuales se observó una relación (positiva o negativa) entre la abundancia de aves y el tamaño del parche (Ambuel y Temple 1983; Freemark y Merriam 1986; Robbins *et al.* 1989; Herkert 1994 a; Robinson *et al.* 1995; Estades 2001; Lindenmayer *et al.* 2002 a; Ferraz *et al.* 2007). Esta respuesta probablemente esté señalando una mayor importancia de otros procesos que se expresan a otra escala (ver más abajo).

La respuesta diferenciada de las aves al tamaño de los parches también fue observada por numerosos autores, mostrando que algunas especies pueden ser más tolerantes que otras (Terborgh 1989; Laurance 1991; Webb y Thomas 1994; MacNally y Bennett 1997; Kolozsvary y Swihart 1999; Deng y Zheng 2004; Ewers y Didham 2006). Por lo tanto, la magnitud del efecto del tamaño de los parches puede estar influenciada por características propias de las especies, como los atributos de su historia de vida o por características del paisaje. De esta manera, algunas especies con grandes tamaños

poblacionales pueden estar presentes en pequeños parches (MacNally *et al.* 2000), mientras que otras aumentan su abundancia con el tamaño de parches (Bollinger y Gavin 1992; Herkert 1994 a, b; Vickery *et al.* 1994; Johnson y Igl 2001; Davis 2004) u otras no presentan un patrón definido (Bollinger y Gavin 1992; Andrén 1994; Estades y Temple 1999).

En mi estudio, la complejidad de las formas de los parches fue consistentemente importante (macrohábitat) y los resultados obtenidos coinciden con otros estudios que evaluaron la relación entre la abundancia de aves y la forma de los parches (Hawrot y Niemi 1996; Magrach *et al.* 2011). La forma de los parches está determinada por una interacción entre el área y el perímetro de los mismos, lo que a su vez determina la cantidad de hábitat núcleo remanente en un paisaje fragmentado (Laurance y Yensen 1991; Collinge 1996). El área núcleo no fue cuantificada en este estudio, debido al escaso o no marcado gradiente en la estructura de la vegetación entre borde e interior y a la diferencia, entre autores, respecto al uso que podrían hacer las especies de aves entre borde e interior de parche. No obstante, si se consideran los parches de los mosaicos I y II, caracterizados por menores valores de dimensión fractal (formas simples), respecto a los parches que caracterizan paisajes del mosaico III, con mayor modificación antrópica y con valores de dimensión fractal más altos (formas complejas), se podría inferir que estos últimos parches presentarían una mayor proporción de área total de borde más que de hábitat núcleo (Laurance y Yensen 1991) o el área central está dividida en pequeñas áreas núcleos, lo cual podría limitar el hábitat de numerosas especies (Ewers 2004). Esta discrepancia en los resultados podría deberse en parte al efecto de bordes, ya que el éxito de los nidos podría disminuir cerca de los bordes debido al incremento de pequeños predadores generalistas y a la mayor incidencia de parasitismo respecto al interior de los parches (Gates y Gysel 1978; Andrén *et al.* 1985; Wilcove *et al.* 1986; Andrén y Angelstam 1988; Temple y Cary 1988; Moller 1989). Sin embargo, en este estudio, esta argumentación no puede sostenerse debido a los argumentos mencionados previamente. Otra posible causa podría deberse al contexto del paisaje, ya sea considerando solamente el bosque nativo, como las demás clases presentes en el paisaje.

A nivel de paisaje, la importancia de las variables relacionadas a la cantidad y configuración espacial del bosque nativo fue mayor que las relacionadas a todas las coberturas presentes en el paisaje para todas las especies, indicando fuertes efectos de la pérdida y fragmentación del bosque sobre las aves. Aunque numerosas investigaciones

sugieren que la calidad de la matriz es importante en determinar la abundancia y composición de especies dentro de los parches (Laurance 1991; Gascon *et al.* 1999; Kotze y Samways 1999; Cook *et al.* 2002), en el presente estudio el desempeño limitado de las variables de composición y configuración del paisaje en explicar la abundancia de aves podría estar relacionada a diversos factores. Algunas variables importantes pudieron no haber sido medidas, la manera en que algunas variables fueron medidas pudo no haber sido la óptima para captar la influencia de dichas variables o hay un límite en las inferencias que se pueden derivar de relacionar abundancia de aves a factores tan complejos del paisaje, más aún cuando se hace con diferentes especies de aves.

Varias de las especies analizadas en este estudio como *D. bridgesii*, *L. angustirostris*, *P. lophotes*, *T. amaurochalinus* y *P. coronata* fueron más abundantes en paisajes con alta proporción de bosque nativo y parches dispuestos más próximos y conectados entre sí. Esta mayor conectividad en el paisaje le facilitaría el uso de los recursos disponibles en un parche (Andrade y Marini 2001; Lees y Peres 2008). Por otro lado, *C. picui*, *A. badius*, *T. major*, *P. dumicola* y *S. flaveola* fueron más abundantes en paisajes con menor proporción de bosque nativo y parches aislados y desconectados. Esta baja respuesta al aislamiento físico de los parches probablemente pueda deberse a la alta movilidad de algunas especies, característica que les permitiría moverse fácilmente a través de los parches (Fraser y Stutchbury 2004; Churchill y Hannon 2010; Thornton *et al.* 2011) o que se trata de especies que pueden usar tanto el interior de los parches como los bordes y la matriz que los rodea. Adicionalmente, esta respuesta podría deberse a que se trata de especies generalistas en sus requerimientos de anidamiento, uso de hábitat, etc. (De la Peña 2002, 2011).

Finalmente, este estudio como tantos otros relaciona la abundancia de aves con características actuales del hábitat. Sin embargo, si existiera un retraso en la respuesta de las poblaciones a los cambios en la estructura del hábitat o las poblaciones no estuvieran eficientemente dispersas luego de esos cambios, el estado actual del hábitat y las poblaciones estudiadas podrían parecer no relacionadas (Fuhlendorf *et al.* 2002). Por lo tanto, estas situaciones requieren de más información sobre las relaciones especie-hábitat y de un análisis de los cambios históricos del uso del suelo y la estructura del paisaje.

Por otro lado, las estrategias de conservación y manejo deben considerar que los impactos negativos de la pérdida y fragmentación del bosque nativo sobre las poblaciones



de aves no siempre pueden ser compensados por medidas específicas que mejoren la calidad del hábitat local, tales como mantener grandes árboles, con una alta densidad de los mismos o parches de determinada superficie. Además de ello, deberían considerarse medidas de conservación a nivel de paisaje también a fin de asegurar la persistencia regional de las especies de aves sensibles a la fragmentación. Por lo tanto, las estrategias de conservación deberían focalizarse principalmente sobre las especies especialistas, que necesitan áreas extensas de bosque maduro y grandes tamaños de parches (Vergara y Armesto 2009). Adicionalmente, el diseño de estrategias de planificación y conservación del bosque nativo y su diversidad debería incluir áreas protegidas que funcionen como núcleos y áreas rurales adyacentes que funcionen como áreas de amortiguación, corredores y áreas naturales (Nowicki 1996). Para lograr esto, las políticas a nivel regional deberían evaluar los servicios ecológicos y sus valores económicos (Naveh y Leiberman 1990).

### **Umbrales a nivel de parche y paisaje**

Este estudio brinda fuerte evidencia de la existencia de umbrales tanto en la estructura interna de los parches como en la cantidad y configuración espacial del bosque nativo debajo de los cuales existe una marcada disminución en la abundancia de especies sensibles a la fragmentación (APÉNDICE B, Figura B-3). No obstante, debido a que los paisajes más fragmentados generalmente también presentan también menor calidad de hábitat dentro de sus parches (Banks-Leite *et al.* 2010; Magrath *et al.* 2012) y que, tal como se evidenció en los resultados de este capítulo, la respuesta de especies sensibles a la fragmentación del bosque fueron menos abundantes en paisajes con menor proporción de bosque, menor conectividad física y, menor densidad de árboles y arbustos dentro de los parches. Esto podría deberse a una posible interacción entre procesos que se manifiestan a escala de parche y procesos que lo hacen a escala de paisaje.

Los distintos modelos evaluados mostraron una discontinuidad en la relación entre la abundancia de especies sensibles a la fragmentación y la densidad de árboles dentro de los parches cuando los valores fueron menores a 200-300 árboles/ha. Asimismo, se evidenció una discontinuidad en la respuesta cuando los paisajes presentaron menos de 20-25% de cobertura de bosque y un aislamiento entre parches mayor a 50-300 m. En ecología de aves, la detección de umbrales se focalizó fundamentalmente en la cantidad de hábitat disponible. Andrén (1994) identificó un valor umbral de entre 10 y 30%, debajo del cual el impacto de la fragmentación sobre la persistencia de poblaciones de aves resultó

evidente, mientras que Fahrig (1998) determinó el valor umbral en 20% de cobertura de hábitat. También, Carlson y Stenberg (1995) sugirieron un valor de 8-20%. Asimismo, otros autores también determinaron umbrales en la probabilidad de ocurrencia de aves en relación a la distancia al parche de hábitat más próximo (Verboom *et al.* 1991; Jansson y Angelstam 1999; Radford y Bennett 2004). No obstante, otros autores no encontraron evidencia empírica de umbrales de respuesta y consideran que no es posible determinar reglas para niveles de umbrales que puedan ser ampliamente aplicados en diferentes grupos biológicos y paisajes (Parker y MacNally 2002; Lindenmayer *et al.* 2005).

El presente estudio, que examinó umbrales en la abundancia de especies de aves, se distingue de otros estudios que se han focalizado en la probabilidad de extinción a nivel de comunidad, usando tanto modelos teóricos como datos empíricos (O'Neill *et al.* 1988; Dytham 1995; Bascompte y Solé 1996; Lindenmayer *et al.* 2005; Drinnan 2005; Radford *et al.* 2005; Zurita y Bellocq 2010; Hanski *et al.* 2013). Esta distinción entre niveles (comunidad vs. especies individuales) es importante debido a que hay autores que, por un lado, sugieren que umbrales de respuesta en medidas tales como riqueza de especies pueden no existir en algunos ecosistemas, lo que haría dificultoso su aplicación en diferentes paisajes y diferentes grupos biológicos (Lindenmayer *et al.* 2005); por otro lado, otros autores sugieren que los umbrales de riqueza de especies son claramente identificables e implican la pérdida simultánea de muchas especies y por lo tanto, predicen múltiples eventos de extinción de especies individuales (Radford *et al.* 2005; Hanski *et al.* 2013) y de este modo, un umbral a nivel de comunidad puede actuar como una medida sustituta que garantice la conservación de la mayoría de las especies (Luck 2005). No obstante, la aplicación de los umbrales de esta manera es limitada y debe ser tratado con precaución (Luck 2005). Por otro lado, la identificación de umbrales de respuesta de especies individuales es factible (Radford y Bennett 2004; Suorsa *et al.* 2005; Luck 2005) y posiblemente sea de más fácil aplicación en la planificación para la conservación del bosque nativo.

Los resultados de mi estudio confirman lo mostrado por otros investigadores, respecto a que las poblaciones son afectadas por características dentro de su hábitat así como del paisaje circundante (Saunders *et al.* 1991; Wiens *et al.* 1993; Suorsa *et al.* 2005; Renfrew y Ribic 2008). No obstante, la mayoría de los trabajos sobre umbrales han sido focalizados en un solo nivel espacial, paisaje (Radford y Bennett 2004; Lindenmayer *et al.* 2005; Radford *et al.* 2005; Betts *et al.* 2010). Sin embargo, donde existen umbrales, es

posible que diferentes umbrales se manifiesten a diferentes niveles espaciales (Lindenmayer y Luck 2005). Esto lo confirman los resultados encontrados en el presente estudio, destacando que las especies presentan umbrales de respuesta tanto a características locales (densidad de árboles dentro de los parches) como de paisaje (porcentaje de cobertura de bosque y aislamiento). Por lo tanto, en ocasiones el sólo diseño de reservas o corredores puede no resolver los problemas de conservación sino se considera el mosaico de paisaje junto con requerimientos locales. No obstante, debido a la posible interacción de procesos a distintas escalas (Banks-Leite *et al.* 2010; Magrach *et al.* 2012) podría no ser posible la interpretación de los umbrales de manera independiente.

Finalmente, el esfuerzo de muestreo de este estudio estuvo sesgado hacia parches con baja densidad de árboles, característica común en paisajes con baja proporción de bosque y mayor aislamiento de parches (condiciones registradas en el mosaico III). Por ejemplo, en paisajes con 5% de cobertura de bosque, muestreé aproximadamente un 5% (dos parches de 5 y 21 ha/504 ha) del hábitat disponible comparado con sólo 1% (tres parches de 15, 36 y 55 ha/5400 ha) en paisajes con 50% de cobertura de bosque. Por lo tanto, en estos últimos paisajes el punto en el que el umbral se hace aparente podría estar desplazado hacia un menor valor de cobertura de hábitat.

### **Implicancias del uso de umbrales en el manejo y conservación**

Los umbrales de respuesta de la biodiversidad a la pérdida y fragmentación del paisaje constituyen una valiosa herramienta en la planificación de estrategias de conservación y permiten asistir a los administradores de los recursos con pautas cuantitativas provenientes de estudios ecológicos. Asimismo, los umbrales representan puntos o zonas de inestabilidad o discontinuidad en los cuales las relaciones ecológicas colapsarían y por lo tanto deberían ser evitados completamente.

Los resultados de este estudio refuerzan principios básicos que deben abordarse en el manejo de los recursos naturales. Desde una perspectiva de planificación del paisaje, autores como Zurita y Bellocq (2010) sugieren preservar al menos 30-40% de la cobertura de bosque nativo a fin de mantener la comunidad de aves. Por lo tanto, se considera necesario maximizar la cantidad de hábitat para que la persistencia de las poblaciones de aves sensibles a la pérdida y fragmentación del bosque nativo sea factible. Bajo estas condiciones, la abundancia de *L. angustirostris*, *D. bridgesii* y *P. lophotes* declinará rápidamente cuando la cobertura de bosque del paisaje de los agroecosistemas del Espinal

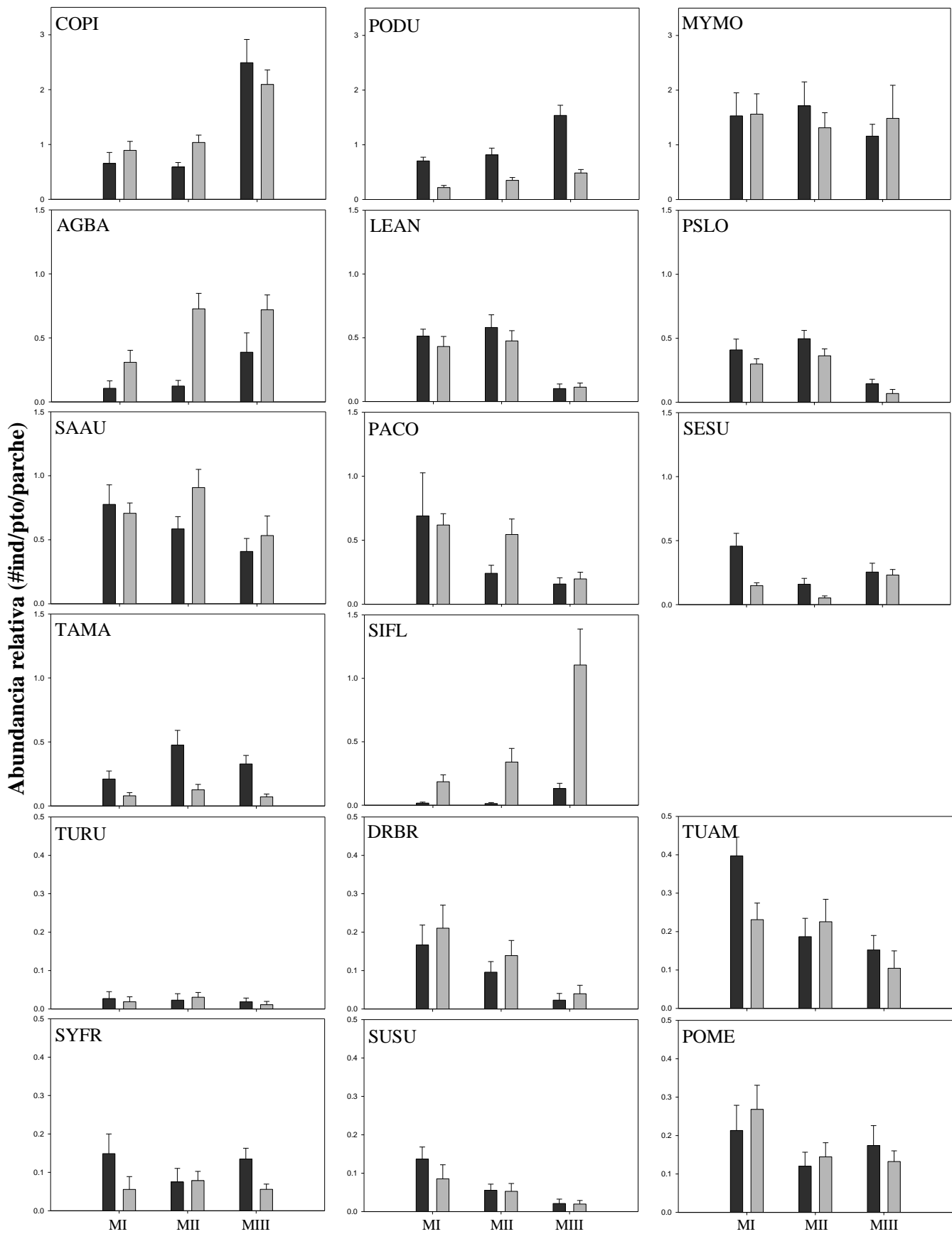
de Entre Ríos sea menor a 20-25%. En 2008, última fecha de cuantificación de la coberturas de la tierra en el área de estudio, la proporción del bosque en los mosaicos analizados varió entre 56, 23 y 3% (mosaicos I, II y III, respectivamente), lo que indicaría que las condiciones en el mosaico II estarían muy próximas a alcanzar el umbral de cobertura a partir del cual la abundancia de estas especies declinarían, mientras que el mosaico III constituiría un hábitat en el que la abundancia de estas especies sería muy baja o incluso podrían estar prácticamente extintas localmente.

La disminución en las poblaciones también requiere de acciones de manejo en el mediano plazo para incrementar la calidad del hábitat disponible, tales como la cobertura de árboles en el interior de los parches remanentes en respuesta al umbral que las especies mostraron en este sentido. Sin embargo, para revertir la disminución de las poblaciones en el largo plazo la protección debería ser suplementada con el diseño de estrategia y planes de reforestación (Radford y Bennett 2004). Trasladando esto al mosaico II, que solo requeriría aumentar un 2% de la cobertura de bosque (aproximadamente 200 ha en mosaicos de 30x30 km) lo cual puede representar un enorme esfuerzo de inversión pero con significativos beneficios para la biodiversidad.

Por otro lado, el aislamiento estructural del hábitat debería ser menor que la capacidad de movimiento de las especies de interés (Taylor *et al.* 1993; Forman 1995). De este modo, cualquier iniciativa de reforestación debería considerar la creación de parches en sitios donde la distancia media entre parches sea mayor al umbral de aislamiento que muestren las especies. En el caso de las especies analizadas, esta distancia no debería ser menor a 50-300m.

Actualmente existen planes de manejo de los recursos naturales que usan umbrales de tamaño de parches de hábitat y aislamiento en la toma de decisiones, como por ejemplo el Departamento de Conservación y Manejo de la Tierra del noroeste de Australia (Huggett 2005). Sin embargo, es necesario comprender que las políticas y planes de manejo basados en umbrales identificados en una región particular no necesariamente puede implementarse en otras regiones, donde esos umbrales no fueron demostrados (Huggett 2005). Adicionalmente, nuevas investigaciones empíricas en umbrales ecológicos son necesarias, especialmente en sistemas tan dinámicos como los agroecosistemas de la Argentina. Estos estudios permitirán orientar las políticas y planes de manejo de la tierra tendientes a

conservar el bosque nativo y su biodiversidad, así como delinear los esfuerzos de restauración del paisaje.



**Figura 2-1.** Abundancia relativa (#individuos/punto/parche) de la aves en parches de bosque nativo muestreados en tres mosaicos (Entre Ríos, Argentina) en otoño-invierno (barras negras) y primavera-verano (barras grises).

**Tabla 2-1.** Listado de las especies de las 19 especies de aves muestreadas en los 45 parches de bosque nativo, en las estaciones de otoño-invierno y primavera-verano de 2007 y 2008 en Entre Ríos (Argentina).

| <b>Nombre Científico</b>             | <b>Nombre Vulgar</b>     | <b>Código</b> |
|--------------------------------------|--------------------------|---------------|
| <i>Columbina picui</i>               | Torcacita común          | COPI          |
| <i>Agelaioides badius</i>            | Tordo músico             | AGBA          |
| <i>Drymornis bridgesii</i>           | Chincheró grande         | DRBR          |
| <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> | Chincheró chico          | LEAN          |
| <i>Synallaxis frontalis</i>          | Pijuí frente gris        | SYFR          |
| <i>Pseudoseisura lophotes</i>        | Cacholote castaño        | PSLO          |
| <i>Taraba major</i>                  | Chororó                  | TAMA          |
| <i>Polioptila dumicola</i>           | Tacuarita azul           | PODU          |
| <i>Turdus rufiventris</i>            | Zorzal colorado          | TURU          |
| <i>Turdus amaurochalinus</i>         | Zorzal chalchalero       | TUAM          |
| <i>Saltator coerulescens</i>         | Pepitero gris            | SACO          |
| <i>Saltator aurantirostris</i>       | Pepitero de collar       | SAAU          |
| <i>Paroaria coronata</i>             | Cardenal copete colorado | PACO          |
| <i>Poospiza melanoleuca</i>          | Monterita cabeza negra   | POME          |
| <i>Suiriri suiriri</i>               | Suirirí común            | SUSU          |
| <i>Serpophaga subcristata</i>        | Piojito común            | SESU          |
| <i>Sicalis flaveola</i>              | Jilguero dorado          | SIFL          |
| <i>Myiopsitta monachus</i>           | Cotorra común            | MYMO          |
| <i>Asthenes baeri</i>                | Canastero chaqueño       | ASBA          |

**Tabla 2-2.** Correlaciones entre las métricas medidas sobre los 45 parches de bosque nativo muestreados a campo. En negrita se indican los coeficientes  $\geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ .

|         | AP          | BT         | IF    | PARA        | DF   |
|---------|-------------|------------|-------|-------------|------|
| BT      | <b>0,89</b> |            |       |             |      |
| IF      | 0,34        | <b>0,7</b> |       |             |      |
| PARA    | -0,67       | -0,63      | -0,08 |             |      |
| DF      | -0,4        | -0,1       | 0,6   | <b>0,72</b> |      |
| DistLoc | -0,23       | -0,19      | -0,05 | 0,26        | 0,18 |



**Tabla 2-3.** Correlaciones entre las métricas de la clase de bosque nativo a nivel de paisaje.  
En negrita se indican los coeficientes  $\geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ .

|             | <b>AB</b>    | <b>NP</b> | <b>BT</b>    | <b>AP</b>   | <b>IF</b>    | <b>DF</b>    | <b>PARA</b> | <b>ENN</b>   | <b>COH</b>  |
|-------------|--------------|-----------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| <b>NP</b>   | 0,09         |           |              |             |              |              |             |              |             |
| <b>BT</b>   | <b>0,84</b>  | 0,49      |              |             |              |              |             |              |             |
| <b>AP</b>   | <b>0,94</b>  | -0,14     | <b>0,71</b>  |             |              |              |             |              |             |
| <b>IF</b>   | -0,62        | -0,63     | <b>-0,79</b> | -0,48       |              |              |             |              |             |
| <b>DF</b>   | <b>-0,71</b> | -0,53     | <b>-0,83</b> | -0,58       | <b>0,92</b>  |              |             |              |             |
| <b>PARA</b> | 0,53         | -0,43     | 0,14         | <b>0,70</b> | 0,06         | 0,00         |             |              |             |
| <b>ENN</b>  | -0,50        | -0,50     | -0,68        | -0,40       | <b>0,85</b>  | 0,63         | 0,11        |              |             |
| <b>COH</b>  | <b>0,81</b>  | 0,27      | <b>0,90</b>  | <b>0,70</b> | -0,65        | <b>-0,73</b> | 0,20        | -0,60        |             |
| <b>AI</b>   | 0,62         | 0,53      | <b>0,79</b>  | 0,50        | <b>-0,92</b> | <b>-0,78</b> | -0,06       | <b>-0,96</b> | <b>0,75</b> |

**Tabla 2-4.** Errores de omisión y comisión resultantes del procesamiento de las imágenes Landsat TM5 de 2007 (A) y 2008 (B).

| <b>A</b>                  |          | <b>B</b>                  |          |
|---------------------------|----------|---------------------------|----------|
| <b>Omisión / Comisión</b> |          | <b>Omisión / Comisión</b> |          |
| C= 97,00%                 | C= 99%   | C= 99,00%                 | C= 99%   |
| G= 100,00%                | G= 63%   | G= 98,80%                 | G= 82%   |
| M= 69,61%                 | M= 71%   | M= 69,39%                 | M= 68%   |
| Mi= 100,00%               | Mi= 68%  | Mi= 98,80%                | Mi= 82%  |
| Mn= 72,03%                | Mn= 85%  | Mn= 91,00%                | Mn= 91%  |
| Oc= 81,63%                | Oc= 80%  | Oc= 71,43%                | Oc= 80%  |
| S= 74,81%                 | S= 98%   | S= 75,59%                 | S= 96%   |
| So= 98,57%                | So= 69%  | So= 92,42%                | So= 61%  |
| URS= 92,23%               | URS= 95% | URS= 87,25%               | URS= 89% |
| Vi= 64,14%                | Vi= 93%  | Vi= 71,32%                | Vi= 92%  |

**Tabla 2-5.** Resumen de las métricas medidas sobre los 45 parches de bosque nativo muestreados a campo.

| <b>Variable</b> | <b>Descripción</b>  | <b>Media</b> | <b>Error Estándar</b> | <b>Min.</b> | <b>Max.</b> |
|-----------------|---|--------------|-----------------------|-------------|-------------|
| <b>AP</b>       | <b>Área del parche (ha)</b>   |              |                       |             |             |
| Mosaico I       |   | 33,73        | 7,20                  | 19,61       | 47,85       |
| Mosaico II      |   | 48,55        | 11,75                 | 25,52       | 71,58       |
| Mosaico III     |   | 29,21        | 7,41                  | 14,69       | 43,73       |
| <b>IF</b>       | <b>Índice medio de forma</b> (mide la complejidad en la forma de los parches. En formato vectorial se ajusta a una forma estándar cuadrada)     |              |                       |             |             |
| Mosaico I       |   | 1,35         | 0,05                  | 1,26        | 1,44        |
| Mosaico II      |   | 1,45         | 0,08                  | 1,29        | 1,62        |
| Mosaico III     |   | 1,63         | 0,09                  | 1,46        | 1,80        |
| <b>DF</b>       | <b>Dimensión fractal media de parche</b> (cuánto más convoluta es la forma, mayor longitud de borde comparado al interior y mayor es el índice) |              |                       |             |             |
| Mosaico I       |   | 1,26         | 0,01                  | 1,24        | 1,28        |
| Mosaico II      |   | 1,26         | 0,01                  | 1,24        | 1,27        |
| Mosaico III     |   | 1,29         | 0,01                  | 1,27        | 1,30        |
| <b>DistLoc</b>  | <b>Distancia longitudinal media (m) a la localidad más próxima</b>  |              |                       |             |             |
| Mosaico I       |   | 8923,80      | 1138,33               | 6692,68     | 11154,92    |
| Mosaico II      |   | 4869,73      | 657,08                | 3581,86     | 6157,60     |
| Mosaico III     |   | 7104,33      | 1213,52               | 4725,83     | 9482,84     |

**Tabla 2-6.** Resumen de las métricas medidas a nivel de clase de bosque nativo.

| Variable    | Descripción   | Media  | Error Estándar | Min.   | Max.   |
|-------------|---|--------|----------------|--------|--------|
| <b>NP</b>   | <b>Número de parches de bosque en el paisaje</b>  |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 24     | 2,60           | 19     | 29     |
| Mosaico II  |   | 39     | 5,46           | 28     | 50     |
| Mosaico III |   | 17     | 5,35           | 6      | 27     |
| <b>AB</b>   | <b>Área del paisaje ocupada por bosque (ha)</b>   |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 5655   | 410,22         | 4851   | 6459   |
| Mosaico II  |   | 2326   | 299,14         | 1740   | 2913   |
| Mosaico III |   | 305    | 134,63         | 41     | 569    |
| <b>BT</b>   | <b>Borde total</b> (longitud total en m del borde de todos los parches de bosque en el paisaje)   |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 293548 | 9126,11        | 275661 | 311434 |
| Mosaico II  |   | 237182 | 12461,38       | 212758 | 261606 |
| Mosaico III |   | 77150  | 25841,49       | 26502  | 127798 |
| <b>AP</b>   | <b>Área media de los parches de bosque en el paisaje (ha)</b>   |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 147    | 43,43          | 174    | 344    |
| Mosaico II  |   | 66     | 13,63          | 40     | 93     |
| Mosaico III |   | 16     | 4,84           | 7      | 26     |
| <b>IF</b>   | <b>Índice de forma</b> (complejidad de las formas de los parches). En formato raster, el índice está dado por el perímetro de los parches (m) dividido la raíz cuadrada del área (m <sup>2</sup> ), ajustado por una constante a una forma circular. Índice= 1 para parches circulares e incrementa cuando se alejan de esta forma) |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 2,06   | 0,06           | 1,95   | 2,18   |
| Mosaico II  |   | 2,20   | 0,11           | 1,98   | 2,42   |
| Mosaico III |   | 4,31   | 0,75           | 2,83   | 5,78   |
| <b>DF</b>   | <b>Dimensión fractal de los parches</b> (evalúa la complejidad de las formas de los parches de bosque en el paisaje)  |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 1,10   | 0,00           | 1,09   | 1,11   |
| Mosaico II  |   | 1,10   | 0,01           | 1,09   | 1,11   |
| Mosaico III |   | 1,17   | 0,01           | 1,14   | 1,19   |
| <b>PARA</b> | <b>Proporción perímetro-área</b>  |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 1238   | 408,80         | 436    | 2039   |
| Mosaico II  |   | 443    | 90,57          | 266    | 621    |
| Mosaico III |   | 637    | 145,74         | 351    | 923    |
| <b>ENN</b>  | <b>Distancia euclidiana al parche vecino más cercano</b> (suma de las distancias (m) a los parches vecinos, basado en la distancia borde a borde, dividido el número total de parche)   |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 53     | 10,35          | 33     | 73     |
| Mosaico II  |   | 144    | 10,30          | 123    | 164    |
| Mosaico III |   | 819    | 398,91         | 37     | 1601   |
| <b>COH</b>  | <b>Cohesión de parches</b> (conectividad física entre los parches)  |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 99,94  | 0,03           | 99,88  | 99,99  |
| Mosaico II  |   | 99,72  | 0,06           | 99,60  | 99,83  |
| Mosaico III |   | 99,18  | 0,16           | 98,87  | 99,50  |
| <b>AI</b>   | <b>Índice de agregación</b> (cuan dispersos espacialmente están los parches en el paisaje)  |        |                |        |        |
| Mosaico I   |   | 99,33  | 0,05           | 99,24  | 99,43  |
| Mosaico II  |   | 98,55  | 0,25           | 98,07  | 99,04  |
| Mosaico III |   | 93,44  | 1,91           | 89,71  | 97,18  |

**Tabla 2-7.** Resumen de las métricas medidas a nivel de paisaje.

| <b>Variable</b> | <b>Descripción</b>  | <b>Media</b> | <b>Error Estándar</b> | <b>Min.</b> | <b>Max.</b> |
|-----------------|---|--------------|-----------------------|-------------|-------------|
| <b>Contagio</b> | <b>Contagio</b> (combinación de la intersperción de los diferentes tipos de parches y la dispersión de los mismos)  |              |                       |             |             |
| Mosaico I       | 2007  | 54,31        | 2,71                  | 47,35       | 61,27       |
|                 | 2008  | 56,91        | 2,07                  | 51,59       | 62,23       |
| Mosaico II      | 2007  | 52,12        | 1,22                  | 48,99       | 55,25       |
|                 | 2008  | 46,02        | 1,42                  | 42,36       | 49,68       |
| Mosaico III     | 2007  | 54,09        | 1,35                  | 50,61       | 57,57       |
|                 | 2008  | 44,52        | 0,54                  | 43,12       | 45,92       |
| <b>IJI</b>      | <b>Intersperción y yuxtaposición</b> (indica cuan entremezcladas están las distintas clases en el paisaje)          |              |                       |             |             |
| Mosaico I       | 2007  | 59,22        | 1,04                  | 56,55       | 61,90       |
|                 | 2008  | 67,44        | 1,82                  | 62,78       | 72,11       |
| Mosaico II      | 2007  | 62,46        | 0,91                  | 60,11       | 64,81       |
|                 | 2008  | 70,59        | 2,05                  | 65,32       | 75,87       |
| Mosaico III     | 2007  | 60,49        | 1,95                  | 55,49       | 65,50       |
|                 | 2008  | 67,46        | 1,04                  | 64,78       | 70,15       |
| <b>PR</b>       | <b>Riqueza de clases</b> (comprende el número de los diferentes tipos de parches dentro de los límites del paisaje) |              |                       |             |             |
| Mosaico I       | 2007  | 10,50        | 0,22                  | 9,93        | 11,07       |
|                 | 2008  | 9,50         | 0,22                  | 8,93        | 10,07       |
| Mosaico II      | 2007  | 10,50        | 0,34                  | 9,62        | 11,38       |
|                 | 2008  | 9,50         | 0,22                  | 8,93        | 10,07       |
| Mosaico III     | 2007  | 9,50         | 0,43                  | 8,40        | 10,60       |
|                 | 2008  | 9,33         | 0,33                  | 8,48        | 10,19       |

**Tabla 2-8.** Modelos con mínimos valores AICc de la abundancia de aves en parches de bosque nativo en Entre Ríos (Argentina) durante las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008. Usé  $\Delta AICc \leq 2$  para determinar el grupo de modelos plausibles.

| Especie | Estación | Modelo                 |         |                  |                      |        |                  |
|---------|----------|------------------------|---------|------------------|----------------------|--------|------------------|
|         |          | Parche <sup>1</sup>    | AICc    | Peso Akaike (oi) | Paisaje <sup>2</sup> | AICc   | Peso Akaike (oi) |
| COPI    | OI       | (-D_Arb) + (-D_arb)    | 117,46  | 0,36             | Y1                   | 30,52  | 0,37             |
|         | PV       | (-D_Arb) + (-D_arb)    | 114,42  | 0,28             | Y1                   | 40,33  | 0,27             |
| AGBA    | OI       | (-D_Arb)               | 112,09  | 0,32             | (-PR)                | 42,27  | 0,32             |
|         | PV       | (-D_arb)               | 61,92   | 0,36             | Y2 + (-PR)           | 13,54  | 0,20             |
| DRBR    | OI       | (-IF)                  | -47,41  | 0,57             | (-Y1) + (-IJI)       | -40,63 | 0,49             |
|         | PV       | (-IF) + (-DF) + D_Arb  | -27,78  | 0,38             | (-Y1)                | -24,19 | 0,19             |
| LEAN    | OI       | D_Arb + (-IF) + (-DF)  | 13,95   | 0,39             | (-Y1) + (-Contagio)  | 1,41   | 0,44             |
|         | PV       | D_Arb + DBH            | 6,80    | 0,69             | (-Y1) + (-Contagio)  | -2,54  | 0,50             |
| SYFR    | OI       | DF + A_Arb             | -51,00  | 0,77             | PR                   | -23,83 | 0,16             |
|         | PV       | DF + A_Arb             | 46,46   | 0,57             | (-Contagio)          | 12,94  | 0,20             |
| PSLO    | OI       | (-IF)                  | 12,52   | 0,49             | (-Y1) + (-PR)        | -4,89  | 0,31             |
|         | PV       | D_Arb + (-IF) + (-DF)  | -15,81  | 0,26             | (-Y1)                | -13,45 | 0,37             |
| TAMA    | OI       | D_Arb + A_Arb + IF     | 20,25   | 0,52             | Y2                   | 8,95   | 0,21             |
|         | PV       | D_Arb + A_Arb + IF     | -75,22  | 0,78             | Y2                   | -34,65 | 0,15             |
| PODU    | OI       | (-D_Arb)               | 83,37   | 0,37             | Y1                   | 12,33  | 0,34             |
|         | PV       | (-D_Arb)               | -6,24   | 0,61             | Y1                   | -20,03 | 0,33             |
| TURU    | OI       | (-D_arb) + D_Arb       | -127,47 | 0,56             | Y2 + Contagio        | -9,97  | 0,27             |
|         | PV       | D_Arb                  | -153,84 | 0,39             | Y2 + Contagio        | -71,88 | 0,23             |
| TUAM    | OI       | DistLoc                | -13,30  | 0,34             | (-Y1) + (-Y2)        | -24,22 | 0,47             |
|         | PV       | A_Arb + (-DBH)         | -18,31  | 0,32             | (-Y1) + (-Contagio)  | -14,38 | 0,30             |
| SAAU    | OI       | D_Arb + A_Arb          | 63,45   | 0,26             | (-Y1) + IJI          | 15,80  | 0,31             |
|         | PV       | D_Arb + A_Arb + (-DBH) | 60,85   | 0,32             | (-Y1) + IJI          | 21,72  | 0,33             |

**Tabla 2-8.** Continuación.

| Especie | Estación | Modelo                    |        |                  |                      |        |                  |
|---------|----------|---------------------------|--------|------------------|----------------------|--------|------------------|
|         |          | Parche <sup>1</sup>       | AICc   | Peso Akaike (wi) | Paisaje <sup>2</sup> | AICc   | Peso Akaike (wi) |
| PACO    | OI       | (-IF)                     | 118,48 | 0,34             | (-Y1)                | 34,75  | 0,33             |
|         | PV       | (-IF)                     | 43,38  | 0,51             | (-Y1) + (-PR)        | 3,97   | 0,90             |
| POME    | OI       | (-D_Arb) + (-DBH)         | -19,70 | 0,91             | (-Y2)                | -16,02 | 0,20             |
|         | PV       | CA + (-IF) + DF           | -33,21 | 0,98             | (-Y1)                | -20,01 | 0,25             |
| SUSU    | OI       | (-DF)                     | -88,69 | 0,57             | (-Y1)                | -45,33 | 0,32             |
|         | PV       | CA + (-DF)                | 44,09  | 0,45             | (-Y1)                | 6,47   | 0,15             |
| SESU    | OI       | (-A_Arb)                  | 15,32  | 0,48             | (-IJI)               | -6,50  | 0,24             |
|         | PV       | (-D_Arb)                  | -55,90 | 0,48             | Y1 + (-Y2)           | -39,13 | 0,81             |
| SIFL    | OI       | (-D_Arb) + (-A_Arb)       | 63,29  | 0,22             | Y1                   | 14,59  | 0,31             |
|         | PV       | (-D_Arb) + (-A_Arb) + DBH | 114,85 | 0,38             | Y1                   | 39,92  | 0,35             |
| MYMO    | OI       | (-A_Arb) + DBH            | 161,96 | 0,41             | Contagio             | 60,82  | 0,19             |
|         | PV       | (-DistLoc)                | 141,20 | 0,31             | (-Y2)                | 51,74  | 0,17             |

Los paréntesis indican una relación negativa con la abundancia de las aves. <sup>1</sup> Variables que describen la estructura interna y forma de los parches: D\_Arb= Densidad de árboles, D\_arb= Densidad de arbustos, A\_Arb= Altura de árboles, DBH= Ancho del tronco principal de árboles a la altura del pecho del observador, AP= área de los parches (ha), IF= Índice medio de forma de los parches, DF= Dimensión fractal media de los parches, DistLoc= Distancia longitudinal (m) a la localidad más próxima. <sup>2</sup> Variables que describen la cantidad y configuración espacial del bosque nativo, Y1= gradiente desde subpaisajes con alto porcentaje de cobertura de bosque, parches de gran tamaño, próximos y conectados entre sí, formas simples y menor longitud de borde hacia subpaisajes con menor porcentaje de bosque, parches pequeños, aislados y desconectados entre sí y de formas complejas, Y2= gradiente de covariación entre subpaisajes con bajo número de parches de gran tamaño a subpaisajes con mayor número de parches pero de menor tamaño y finalmente a subpaisajes con bajo número de parches y a su vez, de escaso tamaño. Variables que describen la composición y configuración de todas las clases presentes en el paisaje, IJI= Intersperción y yuxtaposición, Contagio y PR= Riqueza de clases.

**Tabla 2-9.** Importancia relativa de las variables dentro de los parches, medida a través de la suma de los pesos de los modelos en los que estuvo presente (IV, sólo  $\geq 20$ ) y a través del particionamiento jerárquico de la varianza (HP). Medidas estimadas a nivel de parche y de paisaje, usadas en los modelos de abundancia de aves en parches de bosque nativo en Entre Ríos (Argentina) en las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008.

| Especie | Estación | Dentro del parche |      |       |      |       |      |     |      | Parche |     |      |      |      |     |         |    | Paisaje |      |      |      |      |      |          |      |      |      |
|---------|----------|-------------------|------|-------|------|-------|------|-----|------|--------|-----|------|------|------|-----|---------|----|---------|------|------|------|------|------|----------|------|------|------|
|         |          | D_Arb             |      | D_arb |      | A_Arb |      | DBH |      | AP     |     | IF   |      | DF   |     | DistLoc |    | Y1      |      | Y2   |      | IJI  |      | Contagio |      | PR   |      |
|         |          | IV                | HP   | IV    | HP   | IV    | HP   | IV  | HP   | IV     | HP  | IV   | HP   | IV   | HP  | IV      | HP | IV      | HP   | IV   | HP   | IV   | HP   | IV       | HP   | IV   | HP   |
| COPI    | OI       | 1,0               | 47,0 | 0,5   | 16,6 |       |      |     |      |        |     | 0,3  | 9,0  |      |     |         |    | 1,0     | 64,1 |      |      |      |      |          |      |      |      |
|         | PV       | 0,9               | 44,8 | 0,6   | 19,8 |       |      |     |      |        |     | 0,6  | 19,9 |      |     |         |    | 0,8     | 42,2 | 0,2  | 10,6 |      |      |          |      | 0,3  | 30,8 |
| AGBA    | OI       | 1,0               | 68,4 |       |      |       |      |     |      | 0,2    | 3,7 | 0,3  | 7,0  | 0,3  | 4,5 |         |    | 0,3     | 15,2 | 0,3  | 14,2 |      |      |          |      | 0,6  | 58,7 |
|         | PV       | 0,6               | 13,7 | 0,6   | 46,3 |       |      |     |      |        |     |      |      |      |     |         |    | 0,3     | 16,1 | 0,6  | 44,7 |      |      |          |      | 0,3  | 12,7 |
| DRBR    | OI       |                   |      |       |      |       |      |     |      |        | 1,0 | 37,6 | 0,4  | 29,2 |     |         |    |         | 0,9  | 44,6 |      | 0,5  | 17,0 | 0,3      | 23,6 |      |      |
|         | PV       | 0,7               | 8,1  |       |      | 0,3   | 18,7 | 0,3 | 11,3 |        | 0,7 | 14,0 | 0,5  | 26,9 |     |         |    |         | 0,6  | 40,4 | 0,2  | 7,3  |      | 0,5      | 38,0 |      |      |
| LEAN    | OI       | 1,0               | 41,2 | 0,5   | 0,6  | 0,4   | 12,9 | 0,4 | 10,2 |        | 0,4 | 19,0 | 0,4  | 11,8 |     |         |    |         | 1,0  | 66,1 |      |      |      | 0,4      | 9,7  |      |      |
|         | PV       | 1,0               | 24,6 |       |      | 0,3   | 11,7 | 1,0 | 30,2 |        |     |      |      |      |     |         |    | 0,9     | 54,1 |      | 0,3  | 20,5 | 0,5  | 12,0     |      |      |      |
| SYFR    | OI       |                   |      |       |      | 0,8   | 19,8 |     |      |        |     |      | 1,0  | 46,9 |     |         |    |         |      |      |      |      |      |          |      | 0,2  | 41,2 |
|         | PV       |                   |      |       |      | 1,0   | 58,3 |     |      |        |     |      | 0,6  | 13,0 |     |         |    |         | 0,3  | 7,0  | 0,3  | 12,8 | 0,3  | 26,3     | 0,3  | 12,7 | 0,3  |
| PSLO    | OI       |                   |      |       |      |       |      |     |      |        | 1,0 | 42,9 | 0,5  | 31,4 |     |         |    |         | 0,9  | 54,9 |      |      |      |          |      | 0,3  | 16,1 |
|         | PV       | 0,8               | 30,7 |       |      | 0,2   | 6,7  | 0,2 | 15,8 |        | 0,5 | 16,1 | 0,4  | 23,5 |     |         |    |         | 0,9  | 57,0 |      |      |      |          |      |      |      |
| TAMA    | OI       | 0,8               | 13,5 |       |      | 1,0   | 42,3 |     |      |        | 0,7 | 17,3 |      |      |     |         |    |         |      | 0,6  | 30,5 | 0,3  | 30,4 | 0,4      | 26,1 |      |      |
|         | PV       | 0,8               | 18,7 |       |      | 1,0   | 33,0 |     |      |        | 0,9 | 16,7 |      |      |     |         |    |         | 0,3  | 7,0  | 0,5  | 16,0 | 0,2  | 23,3     |      | 0,3  | 39,6 |
| PODU    | OI       | 1,0               | 33,6 | 0,4   | 16,7 |       |      |     |      |        |     |      | 0,2  | 10,7 |     |         |    |         | 1,0  | 49,4 |      |      |      |          |      | 0,3  | 28,6 |
|         | PV       | 0,9               | 56,4 | 0,3   | 6,4  |       |      |     |      |        |     |      |      |      |     |         |    | 1,0     | 45,6 |      |      |      |      |          |      | 0,2  | 28,2 |
| TURU    | OI       | 0,7               | 24,5 | 0,7   | 5,6  |       |      |     |      |        |     |      |      |      |     |         |    |         |      |      | 0,4  | 32,8 |      | 0,6      | 48,6 |      |      |
|         | PV       | 0,8               | 23,5 |       |      | 0,4   | 30,4 |     |      |        |     |      |      | 0,3  | 9,0 |         |    | 0,3     | 10,4 | 0,9  | 48,5 |      | 0,3  | 10,7     | 0,2  | 20,6 |      |
| TUAM    | OI       |                   |      |       |      |       |      |     |      |        | 0,6 | 12,2 |      |      | 0,6 | 30,8    |    |         | 1,0  | 48,6 | 0,5  | 12,8 |      | 0,3      | 27,4 |      |      |
|         | PV       | 0,4               | 19,3 |       |      | 1,0   | 41,7 | 0,3 | 9,9  |        |     |      |      |      |     |         |    | 0,6     | 25,8 |      | 0,4  | 32,5 | 0,3  | 11,8     |      |      |      |



**Tabla 2-9.** Continuación.

| Especie | Estación | Dentro del parche |      |       |      |       |      |     |      | Parche |      |      |      |      |      |         |    | Paisaje |      |      |      |      |      |          |      |      |      |
|---------|----------|-------------------|------|-------|------|-------|------|-----|------|--------|------|------|------|------|------|---------|----|---------|------|------|------|------|------|----------|------|------|------|
|         |          | D_Arb             |      | D_arb |      | A_Arb |      | DBH |      | AP     |      | IF   |      | DF   |      | DistLoc |    | Y1      |      | Y2   |      | IJI  |      | Contagio |      | PR   |      |
|         |          | IV                | HP   | IV    | HP   | IV    | HP   | IV  | HP   | IV     | HP   | IV   | HP   | IV   | HP   | IV      | HP | IV      | HP   | IV   | HP   | IV   | HP   | IV       | HP   | IV   | HP   |
| SAAU    | OI       | 0,6               | 14,5 |       |      | 0,4   | 22,9 |     |      |        |      |      |      | 0,4  | 21,1 |         |    | 0,7     | 30,0 |      |      | 0,6  | 42,6 | 0,3      | 6,7  |      |      |
|         | PV       | 1,0               | 46,0 |       |      | 0,8   | 30,1 | 0,3 | 7,8  |        |      |      |      |      |      |         |    | 0,5     | 24,7 |      |      | 0,8  | 53,9 | 0,2      | 8,0  |      |      |
| PACO    | OI       | 0,3               | 17,4 |       |      |       |      |     |      |        | 0,8  | 24,5 | 0,5  | 23,4 | 0,2  | 26,2    |    |         | 0,9  | 65,4 |      |      |      |          |      |      |      |
|         | PV       | 0,2               | 5,9  |       |      |       |      |     |      |        | 0,9  | 34,0 | 0,4  | 11,7 |      |         |    |         | 1,0  | 50,4 |      |      |      |          |      | 0,9  | 17,4 |
| POME    | OI       | 1,0               | 26,5 |       |      |       |      |     |      |        |      |      |      |      |      |         |    |         | 0,5  | 34,8 | 0,2  | 13,7 | 0,3  | 34,4     |      |      |      |
|         | PV       |                   |      |       |      |       |      |     |      | 1,0    | 11,0 | 1,0  | 23,2 | 1,0  | 33,8 |         |    | 0,7     | 38,6 | 0,3  | 23,9 | 0,3  | 19,6 |          |      |      |      |
| SUSU    | OI       |                   |      |       |      |       |      |     |      |        |      | 0,4  | 10,6 | 1,0  | 58,4 |         |    | 0,8     | 62,2 | 0,2  | 5,8  |      |      | 0,2      | 17,7 |      |      |
|         | PV       |                   |      |       |      |       |      |     |      | 1,0    | 43,5 | 0,3  | 10,0 | 0,7  | 39,1 |         |    | 0,4     | 56,3 | 0,3  | 5,0  | 0,2  | 8,1  | 0,3      | 13,4 | 0,2  | 17,2 |
| SESU    | OI       |                   |      | 0,2   | 13,5 | 1,0   | 34,4 | 0,5 | 14,6 |        |      |      |      |      |      |         |    | 0,2     | 9,9  | 0,4  | 18,4 | 0,6  | 44,6 | 0,3      | 18,0 |      |      |
|         | PV       | 0,9               | 40,0 |       |      | 0,3   | 24,4 |     |      |        |      |      |      |      |      |         |    | 1,0     | 36,3 | 0,8  | 25,6 |      |      |          |      |      |      |
| SIFL    | OI       | 1,0               | 36,7 | 0,2   | 14,2 | 0,3   | 20,6 |     |      |        |      |      |      |      |      |         |    | 0,8     | 34,1 | 0,2  | 19,7 |      |      |          |      | 0,2  | 27,0 |
|         | PV       | 1,0               | 68,2 |       |      | 0,5   | 5,2  | 0,4 | 14,6 |        |      |      |      |      |      |         |    | 1,0     | 42,9 | 0,2  | 15,9 |      |      |          |      |      |      |
| MYMO    | OI       |                   |      |       |      | 0,7   | 28,9 | 0,4 | 20,0 |        |      |      |      |      |      |         |    | 0,3     | 14,9 | 0,4  | 27,4 | 0,2  | 14,9 | 0,4      | 32,0 |      |      |
|         | PV       | 0,3               | 11,5 |       |      | 0,4   | 28,3 |     |      |        |      |      |      |      | 0,3  | 32,1    |    |         | 0,3  | 14,9 | 0,5  | 27,4 | 0,3  | 14,9     | 0,3  | 32,0 |      |



## CAPÍTULO 3

### DINÁMICA DE CAMBIOS EN LA COBERTURA Y CONFIGURACIÓN ESPACIAL DEL BOSQUE NATIVO DE ENTRE RÍOS, ARGENTINA (1986-2008)

#### Introducción

El cambio en el uso de la tierra o el cambio en la cobertura de la tierra son el resultado de complejas interacciones entre actividades antrópicas y procesos ambientales (Sarma *et al.* 2008; Manandhar *et al.* 2010) y es el proceso que más se ha expandido y ha afectado a ecosistemas a múltiples escalas (Sala *et al.* 2001; Lambin *et al.* 2001; Rodríguez Eraso *et al.* 2013). La expansión agrícola es una de las principales causas de cambios en el uso de la tierra, con la consiguiente pérdida de hábitat y biodiversidad (Jackson *et al.* 2007; Rizkalla y Swihart 2009). Los bosques son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial por la expansión agrícola y actualmente muchos de ellos se encuentran altamente fragmentados (Rosenfield *et al.* 1992; Geist y Lambin 2002; Hoekstra *et al.* 2005; Gasparri y Grau 2009).

La deforestación, en particular, ha conducido a la pérdida de especies (Foley *et al.* 2005; Groom *et al.* 2006; Gibson *et al.* 2011), incremento en el flujo neto de carbono a la atmósfera (Houghton y Hackler 2001; Houghton 2008; Sleeter *et al.* 2013) y cambio climático a nivel regional y global (Pielke *et al.* 2002; Kalnay y Cai 2003; Baccini *et al.* 2012). La deforestación no sólo resulta en una disminución del área ocupada por bosque sino también en cambios en su configuración espacial, lo que conduce a una degradación del hábitat afectando las condiciones ecológicas de los parches remanentes (Gavier y Bucher 2004; Gasparri y Grau 2009).

En las últimas décadas la agricultura, motivada por la creciente demanda mundial de alimentos, los avances tecnológicos del sector y la alta competitividad nacional e internacional, se ha expandido en aproximadamente el 70% de los países, mientras que dos terceras partes de la superficie de bosque está decreciendo (FAO 2003). Este contexto global, se refleja en Argentina, fundamentalmente en las regiones Pampeana, Espinal y Chaqueña donde el área cultivada creció un 45% (entre 1990 y 2006), del cual un 50% corresponde a cultivo de soja (Aizen *et al.* 2009). Estos cambios han resultado en la homogenización espacial del agroecosistema (Reidsma *et al.* 2006; Oesterheld 2008; Aizen *et al.* 2009) y en la pérdida de ambientes naturales y seminaturales (Viglizzo *et al.* 1997,

2011; Paruelo *et al.* 2005; Boletta *et al.* 2006; Baldi y Paruelo 2008; Grau y Aide 2008; Zak *et al.* 2008). El uso excesivo de agroquímicos, la degradación del suelo, la pérdida y fragmentación del paisaje, han degradado fuertemente la vegetación original remanente (Zaccagnini y Calamari 2001; Paruelo *et al.* 2005; Boletta *et al.* 2006; Codesido *et al.* 2008; Baldi y Paruelo 2008). En consecuencia, el proceso de deforestación del bosque, tal como sucede con los bosques del cono sur en Sudamérica, se encuentra estrechamente vinculado a las tendencias económicas nacionales e internacionales (Grau y Aide 2008).

En la provincia de Entre Ríos, la agricultura y el bosque nativo son dos de las coberturas de la tierra dominantes, ocupando respectivamente el 27 y 23% de la superficie total sobre tierra firme (Muñoz *et al.* 2005; informe SIBER de las campañas 2011-2012-2013 (Sistema Integrado para el seguimiento y estimación de la producción de cereales y oleaginosas en el territorio entrerriano de la Bolsa de Cereales de la provincia de Entre Ríos, [www.bolsacer.org.ar](http://www.bolsacer.org.ar))). La superficie de ambas coberturas ha cambiado considerablemente en las últimas décadas. La agricultura incrementó sustancialmente, de 818.020 ha en 1980 a 2.035.126 en 2010 (48% de incremento en el área respecto a la década pasada) y la superficie de bosque nativo declinó sustancialmente de 4.930.000 ha en 1914 a 1.360.056 en 2003 (Muñoz *et al.* 2005). Asimismo, Romero y Zufiaurre (2006) señalan que la superficie de bosque nativo de la provincia se redujo 639 mil ha, entre 1995 y 2003. Este proceso ocurrió junto a un aumento de la emigración rural, una disminución en la cantidad de empleos rurales, al envejecimiento de los productores y al abandono de las explotaciones rurales. Estos cambios reflejan causas económicas, medidas políticas y de planificación espacial y muestran un amplio rango de impactos, incluyendo cambios tanto biofísicos como socio-económicos (Busch 2006).

La detección de cambios en el uso/cobertura de la tierra constituye una importante herramienta para identificar la dinámica geográfica del proceso fragmentación (Dewan *et al.* 2012). No obstante, este análisis a menudo no es suficiente para describir con detalles los cambios en la composición y configuración del paisaje (Narumanlani *et al.* 2004; Dewan *et al.* 2012). Como resultado, durante los últimos 30 años, numerosas métricas descriptoras de paisaje han sido desarrolladas para diversos propósitos, por ejemplo, forma, dimensión fractal, división del paisaje, dominancia (O'Neill *et al.* 1988; McGarigal y Marks 1995; Jaeger 2000). Las métricas descriptoras del paisaje se han usado para evaluar cuantitativamente la estructura de un paisaje y su evolución temporal (Herold *et al.* 2002; Gavier y Bucher 2004; Kamusoko y Aniya 2007; Gasparri y Grau 2009; Tzanopoulos y

Vogiatzakis 2011) y los trabajos en los que se aplicaron destacaron que el conocimiento del proceso de cambio en el uso de la tierra es fundamental para mitigar los impactos antrópicos negativos sobre el ambiente (Foley *et al.* 2005), restaurar especies y hábitats (Gude *et al.* 2007) y planificar adecuadamente el uso de la tierra (Gavier-Pizarro *et al.* 2013).

El uso de imágenes satelitales y sistemas de información geográfica ha sido ampliamente utilizado en el análisis de cambios en la cobertura de bosque (Ludeke *et al.* 1990; Mertens y Lambin 2000; Laurance *et al.* 2002; Leimgruber *et al.* 2005; Etter *et al.* 2006; Lele y Joshi 2009; Mon *et al.* 2012). La información derivada de imágenes satelitales ha permitido cuantificar impactos en la estructura del paisaje (Bourgeron *et al.* 1999; Lausch y Herzog 2002; Herold *et al.* 2002, 2003; Southworth *et al.* 2002, 2004; Li *et al.* 2004; Seto y Fragkias 2005; Yu y Ng 2006; Kamusoko y Aniya 2007; Jat *et al.* 2008). Por lo tanto, esta aplicación brinda información muy valiosa para conocer no sólo los patrones espacio-temporales de los cambios históricos del uso de la tierra, sino también para relacionar dichos cambios a factores ambientales y antrópicos, así como generar escenarios futuros (Dewan *et al.* 2012; Sleeter *et al.* 2013).

El proceso de cambio en el uso de la tierra está determinado por diversos factores multidimensionales (sociales, económicos y ambientales) que inciden sobre la toma de decisiones. La expansión de la agricultura en la región Pampeana (al igual que en la Chaqueña) está relacionada principalmente al cambio climático (aumento en las precipitaciones anuales), incremento global en la demanda de productos agrícolas (mercados globales), políticas de gobierno, situaciones socio-económicas locales, legislación y normativas internacionales (por ejemplo uso de cultivos para biocombustibles) y desarrollo de nuevas tecnologías (cultivos modificados genéticamente dependientes de agroquímicos, maquinaria) (Viglizzo *et al.* 1997, 2004; Grau *et al.* 2005; Grau y Aide 2008; Zak *et al.* 2008).

Diversas técnicas han sido usadas para modelar la cantidad y distribución espacial de los cambios en el uso de la tierra/coberturas. Entre ellas, redes neuronales (Pijanowski *et al.* 2005), autómatas celulares (Li y Yeh 2002; Dietzel y Clarke 2004), modelos económicos espaciales (Mertens y Lambin 2000), cadenas de Markov (Pontius y Malanson 2005) y modelos basados en el agente (Parker *et al.* 2002; Evans y Kelley 2004; Brown *et al.* 2004) son algunos ejemplos. Los modelos de cambio en el uso o cobertura de la tierra

pueden focalizarse en el agente o en el objeto (Li y Yeh 2002; Almeida *et al.* 2003; Parker y Meretsky 2004; Ménard y Marceau 2007). En el primer caso, se busca comprender los factores que influyen sobre el agente tomador de decisiones, mientras que en el segundo caso se modelan los cambios producidos en un objeto (un mapa de coberturas). En el caso de datos empíricos, herramientas estadísticas como los BRT (Boosted Regression Trees) constituyen modelos de regresión aditiva que combinan las fortalezas de los árboles de regresión y los boosting (método que combina numerosos modelos simples para dar una performance predictiva mejorada) (Elith *et al.* 2008).

Considerando la proporción total de bosque nativo en la provincia de Entre Ríos (23%, Muñoz *et al.* 2005), los tres mosaicos del área de estudio representan un gradiente entre mayor proporción a la total de la provincia (aproximadamente 56% en el mosaico I), situación intermedia (23% en el mosaico II) y menor proporción (3% en el mosaico III). El objetivo general del presente trabajo fue cuantificar la deforestación y fragmentación del bosque nativo en los mosaicos (1986-2008) y relacionar dichos procesos con factores ambientales y antrópicos que regulan el proceso a escala local y así generar la información de base que contribuirá a desarrollar estrategias efectivas para el manejo del paisaje (Versace *et al.* 2008; Carmona *et al.* 2010; Munsí *et al.* 2010).

## **Métodos**

### **Mapas de coberturas para 1986, 2000 y 2008**

Todos los parches de bosque nativo presentes en los 3 mosaicos para 1986, 2000 y 2008 fueron digitalizados en pantalla (usando de referencia imágenes satelitales Landsat Thematic Mapper, Path 226-Row 82, corregidas geométricamente mediante un modelo polinomial de primer grado y usando el sistema de referencia UTM/WGS 1984 y ortorectificadas con un modelo de elevación digital del terreno de 30 m de resolución) y convertidos a vectores. A estos les reconstruí la topología, a fin de que las deformaciones no sean significativas (Menéndez y La Roca 2007) y corregí la forma de los polígonos con el algoritmo “Polynomial Approximation with Exponential Kernel” (PAEK) y una tolerancia de 50 metros en ArcGIS (v. 10, Esri 2010). A través de estos procedimientos obtuve una serie homogénea de mapas en formato raster con el mismo número de filas y columnas y tamaño de pixel (30m). En los productos obtenidos eliminé los grupos de píxeles de bosque menores a 0,81 ha (correspondiente a 3 x 3 píxeles) que representaban artefactos del procedimiento de digitalización y posterior rasterización.

## Expansión agrícola y deforestación

A partir de los mapas elaborados cuantifiqué la superficie de bosque nativo y áreas agrícolas utilizando el programa FRAGSTATS (v. 3.3, McGarigal *et al.* 2002). A partir de estas superficies calculé la tasa de deforestación ( $r$ ) en los períodos de tiempo considerados (1986-2000, 2000-2008) mediante la fórmula:

$$r = 1 - \left(1 - \frac{a1 - a2}{a1}\right)^{1/t}$$

donde  $a1$  es el área ocupada por el bosque en la imagen al comienzo del período,  $a2$  es el área ocupada por el bosque al comienzo del siguiente período, y  $t$  es el número de años que abarca el período considerado (Dirzo y García 1992; Viña y Cavelier 1999).

Adicionalmente, elaboré un mapa ubicando las áreas deforestadas en el período 1986-2008 mediante un análisis de superposición de imágenes (Eastman 2011).

## Fragmentación

La fragmentación produce cambios cuantificables en el paisaje: área de hábitat reducida, incremento en la longitud de borde, área interior o núcleo reducida, mayor aislamiento de parches e incremento en el número de parches (Davidson 1998). La mayoría de estas métricas pueden medirse separadamente. Sin embargo, no existe una medida que considere todos los aspectos (Baskent y Jordan 1995), aun así, a menudo se utiliza erróneamente una sola medida como una medida general (Davidson 1998). La forma más sencilla de resumir el patrón de fragmentación es a través de una distribución de frecuencias de tamaños de parches (Groom y Schumaker 1993). Sin embargo, esto a veces resulta difícil de medir e interpretar en un paisaje complejo y no proporciona información sobre otras consecuencias de la fragmentación, como efecto de borde o aislamiento (Groom y Schumaker 1993; Baskent y Jordan 1995). Por lo tanto, el nivel de fragmentación del bosque nativo para cada año analizado (1986, 2000 y 2008) fue determinado a través de variables que cuantifican diferentes aspectos de la composición (presencia y cantidad de cada tipo de cobertura dentro del paisaje) y configuración (distribución física o espacial y forma de los parches) (McGarigal y Marks 1995) (Tabla 3-1). La elección de las variables fue basada en su simplicidad y efectividad en representar medidas de los parches de bosque (Fahrig 2001; Watson *et al.* 2004; Renfrew y Ribic 2008; Martensen *et al.* 2008).

## **Modelado del cambio en el uso de la tierra**

En este estudio, incluí el uso combinado de modelos matemáticos, sistemas de información geográficos, imágenes satelitales y bases de datos espacialmente explícitas. Para ello y de acuerdo a otros estudios (Chamberlain *et al.* 2000; Gude *et al.* 2007; Dewan *et al.* 2012) en el desarrollo del modelo de cambio en el uso de la tierra para cada mosaico integré una serie de factores impulsores, espacialmente explícitos, tanto ambientales como humanos (Veldkamp y Lambin 2001). Es decir, si bien se trata de un modelo fundamentalmente basado en el objeto (con la deforestación del bosque nativo como variable dependiente) incorporé un factor, tamaño de los lotes de cada propietario de los establecimientos rurales y con esto restringí el proceso de deforestación al agente tomador de decisión (productor).

### *Variables explicativas*

La selección de estos factores se realizó considerando no sólo el área de estudio, sino también el contexto espacial (es decir, los cambios en la composición y configuración de las coberturas de la tierra también van a estar dados por factores externos, como mercados, invasiones biológicas, cambio climático, etc.). Estas variables ambientales explicativas fueron seleccionadas a priori según los factores determinantes del uso de la tierra (Muller y Zeller 2005; Getahun *et al.* 2013) y además consideré 4 variables medidas a partir de la tasa de deforestación del período 1986-2000 (Tabla 3-2) y usando el programa Map Comparison Kit (v. 3.2.2, Visser y de Nijs 2006) y ArcGIS (v. 10, Esri 2010) comparé la configuración espacial y cantidad remanente de bosque nativo en los distintos períodos analizados (Tabla 3-3).

Para describir características topográficas utilicé altura y pendiente. Ambas variables no mostraron amplio rango de variación en el área de estudio (40-100 m la altura y 0-3 grados la pendiente). No obstante, fueron consideradas en los modelos de cambio en el uso de la tierra debido a que resultaron muy importantes en procesos de deforestación en otras regiones (Montenegro 2000; Gavier y Bucher 2004). Alturas y pendientes más pronunciadas limitan las actividades antrópicas y el acceso a los parches remanentes, mientras que alturas y pendientes escasas facilitan el acceso y las actividades agrícolas (Montenegro 2000; Gavier y Bucher 2004; Etter *et al.* 2006).



Un segundo grupo de variables representó la influencia humana relacionada a la deforestación. La distancia a caminos no asfaltados, distancia a rutas, distancia a cursos de agua y distancia a localidades fueron incluidas debido a que facilitan la accesibilidad a los parches de bosque y el transporte (Forman y Deblinger 2000; Gavier y Bucher 2004; Etter *et al.* 2006). En primer lugar, los caminos y rutas diseccionan el paisaje y posteriormente generan una red de accesos facilitando una mayor influencia antrópica (Forman y Deblinger 2000; Trombulak y Frissell 2000). En segundo lugar, la provincia de Entre Ríos adhirió a la Ley Nacional N° 13.273 que contiene una normativa que fomenta la conservación de los bosques de las márgenes de los cursos de agua, aunque no especifica la distancia.

El tercer grupo incluyó una variable que cuantifica la deforestación a nivel de lote y tres variables que describen la configuración espacial del bosque remanente en el paisaje (tamaño de parches, dimensión fractal y densidad de borde). Estas variables fueron seleccionadas bajo el supuesto que la decisión de deforestar se toma a nivel de lote (para lo cual se utilizó una capa vectorial de catastro rural brindada por el Ministerio de la Producción de Entre Ríos) y que parches de mayor tamaño son más propensos a ser deforestados y dicho proceso comienza desde el borde al interior de los parches (Forman 1995).

Finalmente, en este estudio no consideré factores climáticos (temperatura y precipitaciones) debido a que los mismos no mostraron variabilidad en la escala espacial abordada. Debido a que el tamaño de parche estuvo significativamente correlacionado con el mosaico de estudio (es decir, mosaico I, II o III),  $x$  e  $Y$  ( $r \geq 0,70$ ,  $p < 0,001$ ), seleccioné la primera para la construcción de modelos. El resto de las variables explicativas no estuvieron significativamente correlacionadas.

En los modelos de cambios en el uso de la tierra sólo consideré las coberturas de bosque nativo y agricultura debido a que las demás (urbano, cursos de agua, etc.) no fueron objeto de estudio, no ocuparon una superficie considerable ni mostraron importantes cambios entre las fechas analizadas. Los cambios en las coberturas de bosque y agricultura se computaron a través de una matriz de transición para la cual se consideró el período 2000–2008, el cual mostró una tasa de deforestación mayor respecto al período anterior (Tabla 3-4). Esta matriz es una tabla en la cual las filas corresponden a las coberturas en el

tiempo inicial y las columnas son las coberturas en el tiempo subsiguiente (Pontius y Malizia 2004).

El área de bosque nativo fue dividida en dos estratos: uno correspondiente al bosque perdido durante el período 2000-2008 y otro, que representa el bosque remanente en dicho período. En el área de estudio superpuse una grilla de puntos separados 90 m entre sí y a partir de una máscara de áreas deforestadas y no deforestadas generé un archivo de polígonos para ambas clases. Luego seleccioné al azar 3000 puntos de muestreo en sitios deforestados y sitios de bosque estable (bosque que permaneció durante el período analizado), en números proporcionales a la superficie deforestada y estable (el elevado número de sitios de muestreo corresponde al elevado coeficiente de variación en los modelos de cambios en el uso de la tierra, Elith *et al.* 2008).

La relación entre la deforestación y los factores ambientales fue cuantificada usando la técnica de “árboles de regresión” (BRT, Boosted Regression Trees, Elith *et al.* 2008) en R (R Development Core Team 2011), a través del paquete *gbm* v. 1.6-3 (Ridgeway 2010) y siguiendo la secuencia de comandos propuesta por Elith *et al.* (2008). BRT es un método no paramétrico de modelado de datos que ajusta relaciones no lineales entre las variables respuesta y predictoras, incluye efectos resultantes de interacciones entre variables y permite obtener predicciones muy precisas (Schapire 1990; Freund 1995; Freund y Schapire 1997; Friedman *et al.* 2000; Elith *et al.* 2008).

Los BRT están basados en árboles de regresión, método de ordenamiento de datos que divide los casos estudiados en dos, y utiliza una variable que permita la partición de los datos minimizando la variabilidad de los mismos, luego estas mitades de datos se vuelven a dividir utilizando el mismo criterio de división y así sucesivamente hasta que todos los datos se clasifiquen en un nodo terminal o rama del árbol (Elith *et al.* 2008). Un único árbol de regresión puede brindar un buen ordenamiento de los datos y una explicación de la importancia de las variables predictoras consideradas, sin embargo, este modelo es muy pobre para realizar predicciones. En cambio, el modelo final es una combinación aditiva lineal de muchos árboles de regresión (hasta 20000) que explica la variabilidad de los datos y mejora sustancialmente su capacidad predictiva (Freund y Schapire 1999; Friedman 2001).

Usando el conjunto de 9000 observaciones y 12 variables predictoras ajusté modelos BRT con árboles de regresión. El elevado número de observaciones se debió a la

magnitud en la variación alrededor de la media estimada. Sin embargo, como en las aplicaciones en conservación se requiere una media estable y precisa, esta performance predictiva se logró mejorar mediante la aplicación de modelos BRT con estocasticidad (Friedman 2002). El ajuste óptimo de los modelos se evaluó mediante validación cruzada (a través del uso de una medida cuantitativa cv ROC, cross validation Relative Operating Characteristic Analysis, Egan 1975; Pontius y Schneider 2001; Hastie *et al.* 2001; Pontius y Batchu 2003). El ROC permite a los modeladores de cambios en el uso de la tierra validar la capacidad del modelo en especificar la ubicación del cambio (Pontius y Schneider 2001). Adicionalmente, la inestabilidad del modelo se controló a través del componente estocástico del modelo pero reduciendo la cantidad de contribución individual de cada árbol de regresión al modelo final y suavizando los efectos del proceso de selección estocástico (Elith *et al.* 2008). El modelo que presentó el menor error en la predicción tuvo la siguiente combinación de parámetros: learning rate, *lr* (también conocido como parámetro de contracción, determina la contribución de cada árbol de regresión al modelo) de 0,025 y la complejidad de los árboles, *tc* (controla si las interacciones entre las variables son ajustadas) de 5. La estocasticidad del modelo se controla a través del parámetro bag fraction (con valor de 0,8) (Elith *et al.* 2008). La alta flexibilidad de estos modelos los hace propensos a estar sobreajustados. Por lo tanto, en la configuración óptima dividí los datos en datos de entrenamiento y datos de verificación (Hastie *et al.* 2001; Schonlau 2005). Finalmente, a través de este procedimiento ajusté el modelo BRT y a partir de ello combiné mapas de las variables explicativas para predecir el valor de los píxeles y obtener el mapa de adecuación para cada mosaico, en los cuales se identifican las áreas con mayor probabilidad de cambio de cobertura (bosque hacia agricultura y viceversa).

La influencia relativa de cada variable predictora incluida en el modelo (Friedman 2001) fue medida en función del número de veces que cada una de ellas resultó seleccionada en la división de los árboles de regresión, ponderadas por el cuadrado y promediada entre todos los árboles (Friedman y Meulman 2003). La suma total de la influencia relativa de las variables es 100, con altos valores que indican una fuerte influencia en la respuesta (Elith *et al.* 2008). Adicionalmente, identifiqué pares de interacciones importantes entre las variables predictoras, las que fueron visualizadas a través de gráficos tridimensionales.

## Resultados

### Cambios en la cobertura de bosque nativo entre 1986 y 2008

La superficie ocupada por bosque nativo al comienzo del período estudiado fue de 63, 23 y 3%, en los mosaicos I, II y III, respectivamente. En todo el período, la superficie de bosque en el mosaico I disminuyó un 11%, a una tasa anual promedio de 0,60%, mientras que en el mosaico II se redujo un 16%, a una tasa promedio de 0,84%, y en el mosaico III se perdió un 8,5% a una tasa promedio de 0,41% (Tabla 3-3 y 3-4). La tasa de deforestación mostró una tendencia creciente entre los períodos, destacándose el período 2000-2008 (Figura 3-1 y Tabla 3-3).

La deforestación y fragmentación fueron marcadas durante el período analizado, fundamentalmente en los mosaicos I y II. Esto sugiere un cambio sustancial tanto en la cantidad como en la configuración espacial del bosque, con nuevas áreas deforestadas dentro de parches de mayor tamaño, reducción en el tamaño medio de los parches y aumento en el número de parches pequeños. Las áreas deforestadas de mayor extensión se localizaron principalmente en los mosaicos I y II, con 5.938 y 2.953 ha perdidas en todo el período analizado. El tamaño medio de los parches remanentes disminuyó considerablemente en 294 ha (57%) y en 13 ha (22%), en los mosaicos I y II, respectivamente. El número de parches incrementó un 59 y 7% en todo el período, en los mosaicos I y II, respectivamente, mientras que en el mosaico III no se observaron variaciones sustanciales (Figura 3-1 y Tabla 3-3).

La regeneración del bosque durante todo el período considerado (1986-2008) fue mayor en el mosaico I, respecto a los demás (Figura 3-1). No obstante eso, en todos los casos se trató de parches aislados y dominados por *Acacia caven*, representando los primeros estadios en la sucesión secundaria del bosque.

### Modelos de cambios en el uso de la tierra

El mejor modelo de cambio en el uso de la tierra (deforestación) explicó el 65% de la devianza (devianza residual = 14,2%). El ajuste del modelo presentó un ROC= 0,902 y el error estándar = 0,005 (ROC=1 indica un ajuste perfecto; y ROC=0,5 indica un ajuste aleatorio). Las variables ambientales que más contribuyeron al ajuste fueron distancia a localidades (17%), distancia a rutas (15%), dimensión fractal (11%) y tamaño de los parches (10%) (Figura 3-2). La forma de las curvas de respuesta ilustraron las relaciones

entre la deforestación del bosque nativo y las variables ambientales (Figura 3-3). La probabilidad de deforestación incrementó junto con la distancia a localidades, presentando una inflexión en la curva entre los 6000 y 8000 m.

Por otro lado, la probabilidad de deforestación decreció con el aumento de la distancia respecto a las rutas, evidenciando una mayor deforestación a distancias menores a 1500 m y en parches de formas más complejas. Adicionalmente, la probabilidad de deforestación incrementó sustancialmente con el tamaño del parche (Figura 3-3).

Las interacciones más importantes entre factores se dieron entre la distancia a cursos de agua y dimensión fractal y, entre distancia a rutas y densidad de borde (Figura 3-4). Esto sugiere que la deforestación resultó mayor en parches de bosque de formas más complejas y alejados de los cursos de agua y, en sitios de bosque con mayor densidad de borde y más próximos a las rutas (Figura 3-4).

En los tres mosaicos se observan zonas con alta probabilidad de transición entre las coberturas de bosque nativo y agricultura (Figura 3-5). El mosaico I presenta grandes áreas de bosque bien definidas con alta probabilidad de convertirse a agricultura, mientras que en los mosaicos II y III estas zonas están más irregularmente distribuidas en toda el área de estudio. La transición de agricultura a bosque (dado por la regeneración de bosque) tuvo lugar en áreas puntuales y fundamentalmente en bordes de cursos de agua (Figura 3-1 y 3-5).

## **Discusión**

El presente estudio muestra fuerte evidencia que el proceso de deforestación y fragmentación del bosque de Entre Ríos, en el período 1986-2008 incrementó a través del tiempo y que los factores impulsores de dicho proceso están relacionados fundamentalmente con la accesibilidad a los parches de bosque. Estos resultados se relacionan directamente con la creciente expansión de la frontera agrícola registrada en Argentina y dada fundamentalmente por el cultivo de soja, el cual en el año 2006 representó aproximadamente el 50% de la superficie sembrada en el país (FAO 2007).

Las principales causas que originaron deforestación del bosque nativo en la zona central de Argentina fueron el gran crecimiento de la superficie ocupada con agricultura, fundamentalmente por cultivos de soja, junto con la introducción de un sistema de rotación trigo-soja (conocido como “soja de segunda”) que permite realizar dos cosechas anuales y,

el reemplazo de otros cultivos o ganadería por cultivos de soja (Aizen *et al.* 2009). Este sostenido incremento en la demanda de soja (además de un incremento en las precipitaciones y mejoras tecnológicas) también estuvo asociado a la deforestación en el noroeste Argentino (Grau *et al.* 2005; Gasparri y Grau 2009).

La dominancia de un único cultivo, en este caso soja tiene importantes implicancias ecológicas, económicas y sociales. Desde el punto de vista ecológico determina una disminución de la diversidad biológica debido a que los recursos se tornan insuficientes para sostener las poblaciones viables (Fedriani *et al.* 2000; Aizen *et al.* 2009) y afecta procesos a múltiples escalas, como la interacción de especies dentro de las comunidades comprometiendo su coexistencia, procesos dentro de los ecosistemas y a nivel regional (Hillebrand *et al.* 2008). Por otro lado, en Argentina el monocultivo de soja resultó en detrimento de otros cultivos (fundamentalmente trigo, que fue dominante entre 1970 y 1990, Teubal 2006; Aizen *et al.* 2009) y ganadería (Rearte 2011). El área de estudio históricamente fue ganadera, pero a partir de la década del '90 la superficie destinada a esta actividad disminuyó. A pesar de esto, el stock ganadero se sostuvo, en dicho período, debido a las condiciones ambientales favorables, respecto tanto al nivel de precipitaciones como a la falta de crecientes del río Paraná, ya que gran parte de la actividad se desarrolla en zona insular (Domínguez 2009).

Aunque la FAO (2011) sostiene que la tasa de deforestación mundial disminuyó, la pérdida de bosque sigue siendo alarmante en algunos países y regiones. Esto se refleja en la tasa de deforestación de los tres mosaicos de paisaje, la cual mostró una tendencia creciente entre los períodos analizados, siendo más marcada en el mosaico II, mientras que resultó menor en el mosaico III. Esto es esperable debido a que en este último mosaico, la superficie de bosque es muy escasa y los parches remanentes se encuentran circunscriptos a los cursos de agua y en consecuencia, el acceso a los mismos es operativamente más dificultoso. Esta tendencia creciente en la pérdida de bosque nativo también se registra en la región Chaqueña, con una tasa de deforestación anual de aproximadamente 1,3% entre 1972-2007. Adicionalmente, en dicha región, a partir de 2000-2002 la tasa de deforestación incrementó abruptamente (Gasparri y Grau 2009). Esto también se corroboró en los resultados del presente estudio.

Debido a la dependencia de escala de los factores que conducen a cambios en el uso de la tierra, los modelos de cambios deberían basarse en análisis del sistema bajo diversas

escalas espacio-temporales (Turner *et al.* 1995; Veldkamp y Lambin 2001) Sin embargo, los modelos más actuales a escala regional no abordan ni la complejidad estructural ni la funcional (Veldkamp y Lambin 2001). Por lo tanto, ante esa excesiva complejidad en los sistemas, los modeladores muchas veces confinamos el análisis de cambio en el uso de la tierra a un simple proceso (Angelsen y Kaimowitz 1999), en el caso de este capítulo, al proceso de deforestación.

El proceso de deforestación en Entre Ríos estuvo influenciado por factores relacionados a la urbanización (distancia a localidades) y al transporte (distancia a rutas) así como a características de los parches de bosque nativo (tamaño y forma). Este patrón es similar a lo observado en otras regiones del mundo y en particular en Latinoamérica, donde la tasa de deforestación estuvo muy influenciada por la pendiente del terreno, la aptitud agrícola, el desarrollo vial y el crecimiento urbano (Dirzo y García 1992; Viña y Cavelier 1999; Gavier y Bucher 2004).

El desarrollo de modelos de cambios en el uso de la tierra requirió del conocimiento de parámetros relevantes. La mayoría de los estudios de caso señalan la importancia del rol de factores ambientales, sociales y económicos como impulsores de cambio de uso de la tierra (Veldkamp y Lambin 2001). Medidas tales como distancia a localidades es común para representar la influencia directa de los mercados, así como la disponibilidad de servicios (Hernandez 2004). Asimismo, distancias a rutas o caminos ha sido ampliamente reconocido como un importante impulsor de cambios en el uso de la tierra (Ziyang 2007). Además de los mencionados, la productividad de la tierra y el tipo de suelo son factores que generalmente están fuertemente correlacionados con el cambio en el uso de la tierra (Verburg *et al.* 1999; Pontius *et al.* 2001; Schneider y Pontius 2001; Serneels y Lambin 2001; Kok y Veldkamp 2001). No obstante eso, en el presente estudio estos últimos factores no resultaron importantes. En mi opinión esto es debido a que a pesar de que los suelos de los bosques nativos de Entre Ríos presentan una aptitud restringida para la agricultura, producto de la susceptibilidad a la erosión hídrica, alto contenido de arcillas expandibles, drenaje interno impedido y drenaje superficial deficiente (Tasi y Bedendo 2008), la deforestación se acrecentó.

Diversos estudios han reportado que la proximidad de asentamientos humanos o localidades es una variable muy influyente sobre los cambios en la cobertura del bosque y está positivamente asociada a la reducción en la superficie de bosque (Mertens y Lambin

2000; Geist y Lambin 2002; Mas *et al.* 2004; Etter *et al.* 2006; Zhao *et al.* 2006), lo cual también se reflejó en el presente estudio, probablemente debido a que a mayores distancias la logística de la deforestación es más dificultosa y el costo del transporte aumenta. Sin embargo, en el sureste asiático, la distancia a la localidad más próxima resultó un factor importante en la explicación de la probabilidad de degradación de los bosques, pero no de la deforestación (Mon *et al.* 2012).

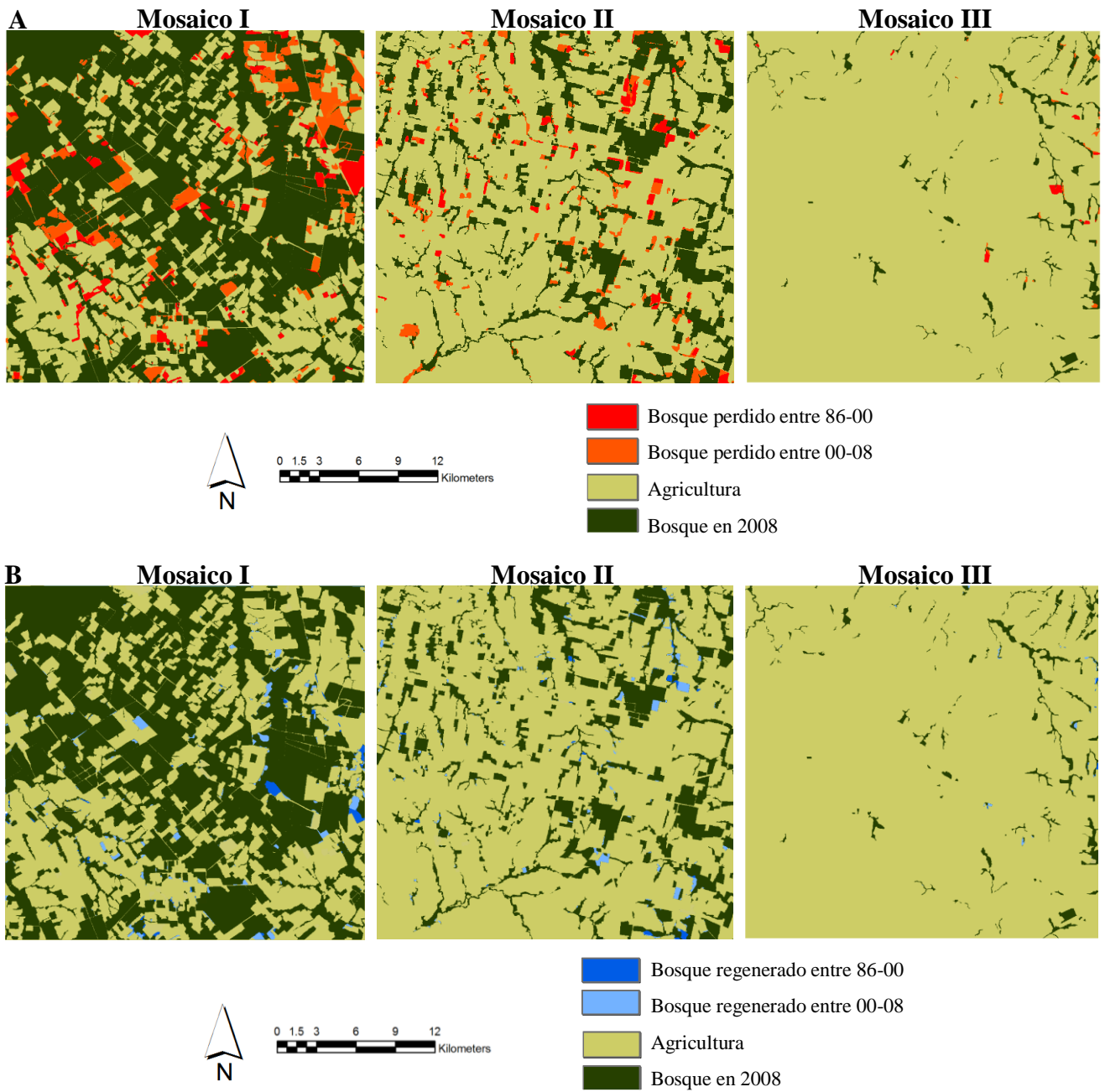
Por otra parte, estudios conducidos en diversas partes del mundo como por ejemplo; Brasil (Malingreau y Tucker 1988), Camerún (Mertens y Lambin 1997), Belize (Chomitz y Gray 1996), Congo (Wilkie *et al.* 2000), reportaron que las mayores tasas de deforestación se registraron en sitios próximos a las rutas. Esto se condice con los resultados encontrados en el presente estudio y puede deberse a que los caminos constituyen vías de acceso y conforman una red que facilita la influencia antrópica a los parches de bosque.

En Argentina, las tendencias actuales indican que la expansión e intensificación de la agricultura continuará en el futuro cercano. Esto implica importantes efectos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la sostenibilidad del medio socio ambiental (Gavier-Pizarro *et al.* 2013). En mi opinión, es necesario que las políticas y legislaciones se traduzcan en estrategias y acciones que contribuyan a que los actores públicos y privados converjan en un equilibrio entre producción y conservación. La ley Nacional N° 13.273 llamada de “Defensa de la Riqueza Forestal”, sancionada en 1948, fue un buen intento de evitar daños en los bosques nativos aún cuando la expansión agrícola sobre el bosque no constituía un problema mayor. Actualmente, esta ley continúa vigente y se reglamentó parte de ella, pero la implementación y el cumplimiento fracasaron (Muñoz *et al.* 2005). Posteriormente, a fines de 2007, el Congreso Nacional aprobó la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. No obstante eso, el Poder Ejecutivo Nacional la reglamentó en 2009 y la provincia de Entre Ríos la sancionó mediante la ley provincial N° 10.284, recién en marzo de 2014. De acuerdo a esta ley, la mayor parte de los bosques nativos de la provincia de Entre Ríos presentan valores muy altos y medios de conservación y por lo tanto, no deberían ser deforestados. Actualmente, este proceso se encuentra en instancias de redacción del proyecto de reglamentación para ponerlo en vigencia hacia fines del corriente año. La aplicación e implementación de esta ley podría constituir un escenario futuro de cambio en el uso de la

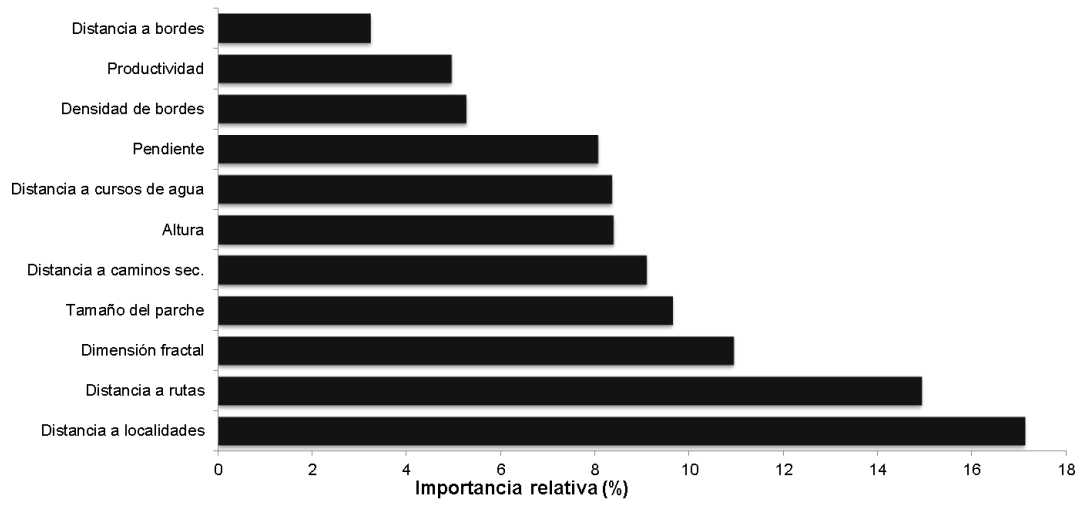


tierra en el cual se priorice la conservación del bosque nativo y exija, controle, monitoree e incentive el manejo sustentable de bosques nativos.

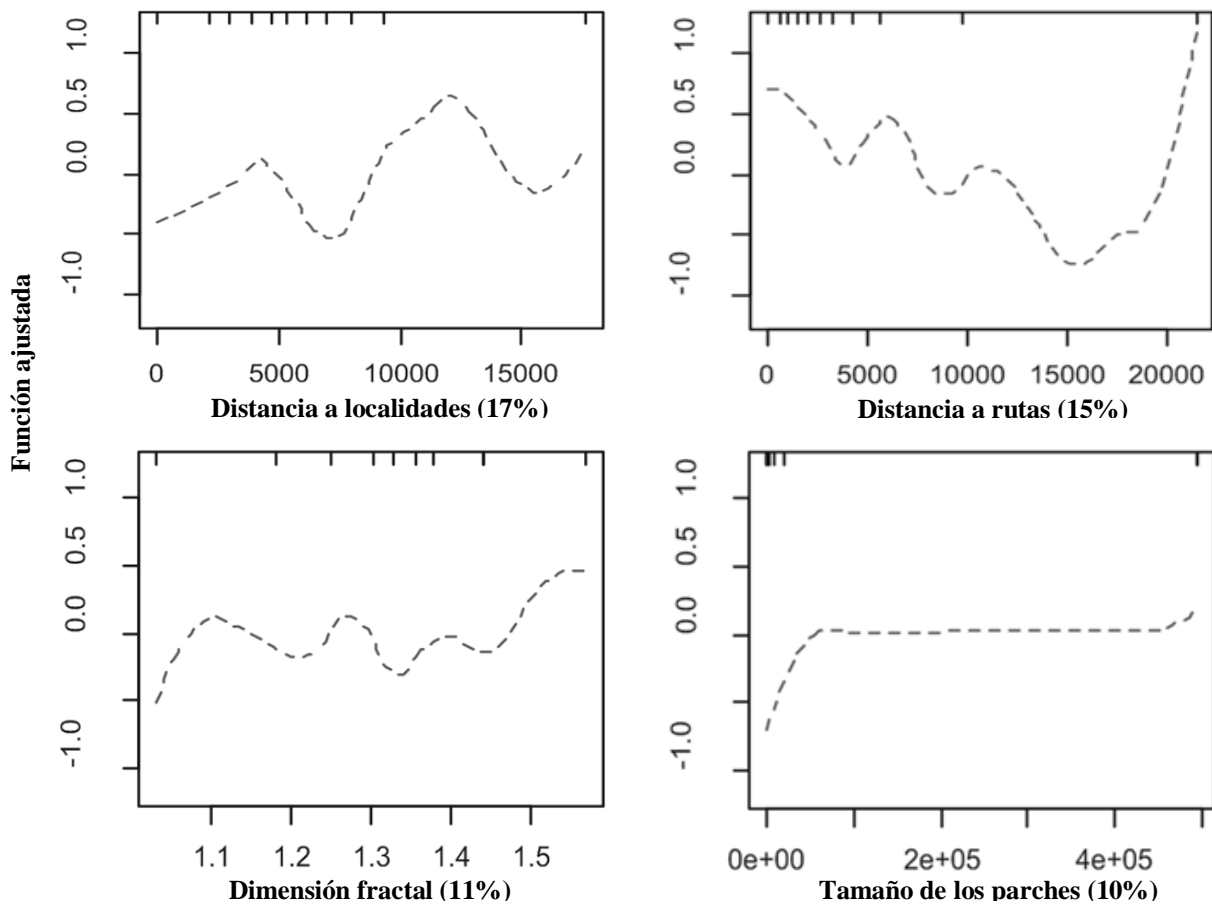
La anticipación de los posibles cambios e impactos sobre la biodiversidad permitirá desarrollar planes o estrategias de manejo y conservación de los recursos naturales de manera eficiente y de este modo contribuirá a lograr sistemas sostenibles compatibilizando la producción agrícola con la conservación de la biodiversidad.



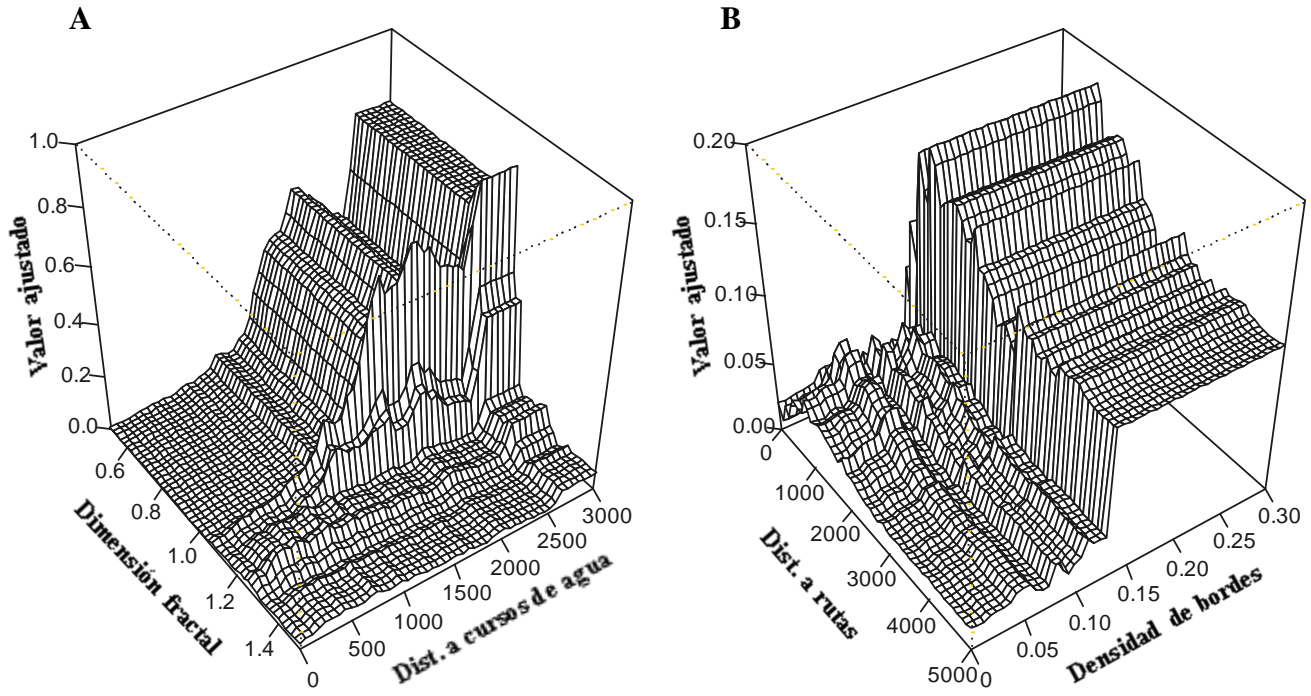
**Figura 3-1.** Cambios en la cobertura de bosque nativo entre 1986 y 2008. En **A** se muestra el bosque perdido y en **B** se muestra el bosque regenerado.



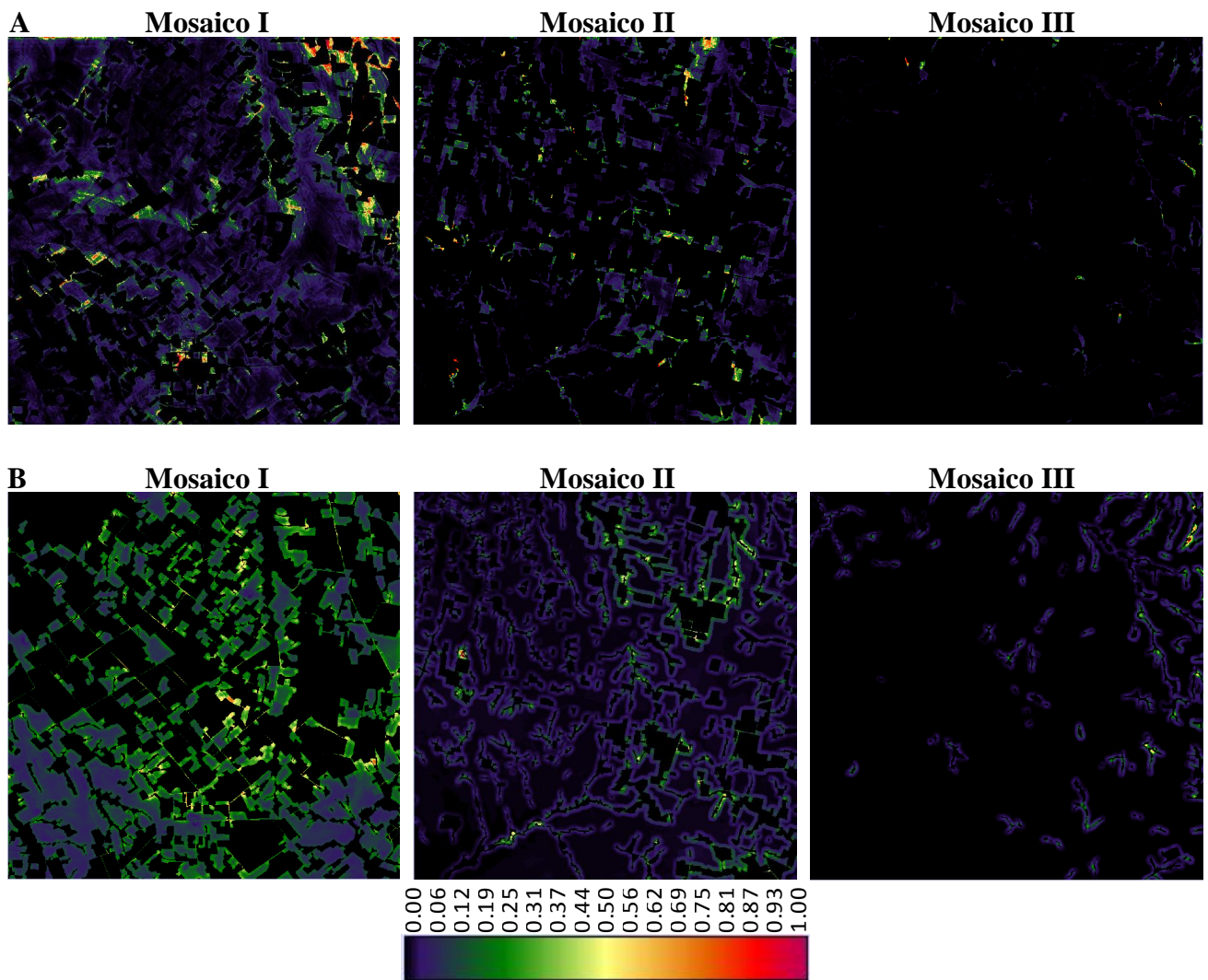
**Figura 3-2.** Resumen de la contribución relativa de las variables predictoras para el modelo BRT.



**Figura 3-3.** Dependencia parcial para las cuatro variables más influyentes en el modelo de deforestación (distancia a localidades, distancia a rutas, dimensión fractal y tamaño de parches). Las marcas de graduación en la línea superior de los gráficos indican los decilos de distribución de datos.



**Figura 3-4.** Interacciones entre la distancia a cursos de agua y dimensión fractal de los parches de bosque (A) y entre la distancia a rutas y la densidad de bordes de los parches de bosque nativo (B).



**Figura 3-5.** Mapas de adecuación mostrando la probabilidad de transición de las coberturas de bosque hacia agricultura (A) y de agricultura a bosque (B).

**Tabla 3-1.** Métricas de composición y configuración espacial del bosque nativo.

| <b>Métricas</b> | <b>Descripción</b>  | <b>Unidad</b> | <b>Rango</b>             |
|-----------------|---|---------------|--------------------------|
| <b>AB</b>       | Área total del paisaje ocupada por bosque   | Hectárea      | $AB > 0$ , sin límite    |
| <b>PLAND</b>    | Porcentaje del paisaje ocupado por bosque   | Porcentaje    | $0 < PLAND < 100$        |
| <b>NP</b>       | Número de parches de bosque   | Ninguna       | $NP \geq 0$ , sin límite |
| <b>AP</b>       | Área media de los parches de bosque en el paisaje   | Hectárea      | $AP > 0$ , sin límite    |
| <b>IF</b>       | Complejidad de las formas de los parches. Dado como el perímetro de los parches (m) dividido la raíz cuadrada del área (m <sup>2</sup> ), ajustado por una constante a una forma circular. Índice= 1 para parches circulares e incrementa cuando se alejan de esta forma. | Ninguna       | $IF \geq 1$ , sin límite |
| <b>DF</b>       | Dimensión fractal media de los parches. Evalúa la complejidad de las formas de los parches  | Ninguna       | $1 \leq DF \leq 2$       |
| <b>ENN</b>      | Distancia al parche de bosque vecino más próximo, basado en la menor distancia borde a borde  | Metro         | $ENN > 0$ , sin límite   |
| <b>COH</b>      | Medida de la conectividad física entre los parches de bosque  | Ninguna       | $0 < COH < 100$          |
| <b>AI</b>       | Medida de agregación espacial. Indica cuan dispersos espacialmente están los parches de bosque en el paisaje  | Ninguna       | $0 < AI < 100$           |

**Tabla 3-2.** Variables explicativas incluidas en los modelos BRT.

| <b>Variables</b>   | <b>Descripción</b>   | <b>Unidad</b>      |
|--|--|--------------------|
| <b>Altura</b>  | A través de la rasterización de un vector de cotas de altura del área de estudio, a un intervalo de 10 m, se aplicó una extrapolación asignando a cada pixel un valor de altura estimado linealmente entre las cotas de nivel inmediatas superior e inferior al mismo. | Metro              |
| <b>Pendiente</b>   | A partir del modelo digital de alturas se generó un mapa asignando un valor de pendiente (en grados) para cada pixel de la imagen (30 m) utilizando el módulo Slope de ArcGIS (v. 10, Ersi 2010)   | Grado              |
| <b>Índice de productividad cartográfica actual del suelo</b> | Medida de la capacidad productiva del suelo (considera información de propiedades, clasificación, estado y distribución de suelos, clima, vegetación, hidrología y fauna) (Nakama y Sobral 1987)   | 0-100              |
| <b>Distancia a caminos no asfaltados</b>                     | Se rasterizaron los vectores de caminos y se elaboró un mapa de distancias de cada pixel al camino secundario más próximo (Atlas de suelo, INTA 1995).   | Metro              |
| <b>Distancia a rutas</b>                                     | Se rasterizaron los vectores de rutas provinciales y nacionales y se elaboró un mapa de distancias de cada pixel a la ruta más próxima (Atlas de suelo, INTA 1995).  | Metro              |
| <b>Distancia a cursos de agua</b>                            | Se rasterizaron los vectores de cursos de agua y se elaboró un mapa de distancias de cada pixel al curso de agua más próximo (Atlas de suelo, INTA 1995).  | Metro              |
| <b>Distancia a localidades</b>                               | Se rasterizaron los vectores de localidades y se elaboró un mapa de distancias de cada pixel a la localidad más próxima (Atlas de suelo, INTA 1995).   | Metro              |
| <b>Tasa de deforestación según los lotes</b>                 | Tasa de deforestación en cada lote entre 1986 y 2000 (proporción de píxeles deforestados dentro de cada lote) obtenida a partir de información catastral rural a nivel de lotes  | Metro              |
| <b>Tamaño de los parches</b>                                 | Tamaño promedio de los parches de bosque localizados dentro de un área de 10 píxeles de diámetro alrededor de cada punto muestreado.   | Ha                 |
| <b>Dimensión fractal</b>                                     | Dimensión fractal promedio de los parches de bosque localizados dentro de un área de 10 píxeles de diámetro alrededor de cada punto muestreado.  | $1 \leq DF \leq 2$ |
| <b>Densidad de borde</b>                                     | Densidad del borde de los parches de bosque localizados dentro de un área de 10 píxeles de diámetro alrededor de cada punto muestreado.  | Metro              |
| <b>Distancia a otra clase</b>                                | Distancia de cada pixel de bosque al área de no bosque (en este caso agricultura) más próximo.   | Metro              |
| <b>x</b>   | Latitud  | UTM                |
| <b>Y</b>   | Longitud   | UTM                |
| <b>Mosaico</b>   | Gradiente de proporción de bosque en el paisaje  | 1, 2, 3            |



**Tabla 3-3.** Medidas de la estructura del bosque y porcentajes de cambio entre los períodos analizados y totales para los tres mosaicos de Entre Ríos.

| <b>Mosaico I</b> |          |          |          |   |           |        |
|------------------|----------|----------|----------|---|-----------|--------|
| Métricas         | Año      |          |          | Cambio en la estructura del bosque ( $\Delta\%$ ) |           |        |
|                  | 1986     | 2000     | 2008     | 1986-2000   | 2000-2008 | TOTAL  |
| <b>AB</b>        | 55809,81 | 53794,62 | 49871,70 | -3,61   | -7,35     | -10,96 |
| <b>PLAND</b>     | 63,08    | 60,80    | 56,37    | -3,61   | -7,35     | -10,96 |
| <b>NP</b>        | 90       | 107      | 153      | 18,88   | 40,12     | 59     |
| <b>AP</b>        | 620,11   | 502,75   | 325,96   | -18,92  | -37,81    | -56,73 |
| <b>IF</b>        | 1,89     | 1,92     | 1,83     | 1,37  | -4,63     | -3,26  |
| <b>DF</b>        | 1,08     | 1,09     | 1,09     | 0,29  | 0,26      | 0,55   |
| <b>ENN</b>       | 106,43   | 110,75   | 113,15   | 4,06  | 2,26      | 6,32   |
| <b>COH</b>       | 99,96    | 99,94    | 99,94    | -0,02   | 0,003     | -0,017 |
| <b>AI</b>        | 97,20    | 97,15    | 96,73    | -0,05   | -0,43     | -0,48  |

| <b>Mosaico II</b> |          |          |          |   |           |        |
|-------------------|----------|----------|----------|---|-----------|--------|
| Métricas          | Año      |          |          | Cambio en la estructura del bosque ( $\Delta\%$ ) |           |        |
|                   | 1986     | 2000     | 2008     | 1986-2000   | 2000-2008 | TOTAL  |
| <b>AB</b>         | 19399,32 | 18181,08 | 16445,97 | -6,28   | -9,67     | -15,95 |
| <b>PLAND</b>      | 23,49    | 22,01    | 19,91    | -6,28   | -9,67     | -15,95 |
| <b>NP</b>         | 301      | 303      | 322      | 0,66  | 6,17      | 6,83   |
| <b>AP</b>         | 64,45    | 60,00    | 51,07    | -6,9  | -15,36    | -22,26 |
| <b>IF</b>         | 1,91     | 1,92     | 1,86     | 0,61  | -3,39     | -2,78  |
| <b>DF</b>         | 1,09     | 1,10     | 1,09     | 0,13  | -0,45     | -0,32  |
| <b>ENN</b>        | 168,89   | 171,59   | 176,43   | 1,6   | 2,86      | 4,46   |
| <b>COH</b>        | 98,26    | 98,17    | 98,09    | -0,1  | -0,08     | -0,18  |
| <b>AI</b>         | 93,34    | 93,08    | 92,67    | -0,27   | -0,44     | -0,71  |

| <b>Mosaico III</b> |         |         |         |   |           |       |
|--------------------|---------|---------|---------|---|-----------|-------|
| Métricas           | Año     |         |         | Cambio en la estructura del bosque ( $\Delta\%$ ) |           |       |
|                    | 1986    | 2000    | 2008    | 1986-2000   | 2000-2007 | TOTAL |
| <b>AB</b>          | 2775,78 | 2643,93 | 2543,49 | -4,75   | -3,74     | -8,49 |
| <b>PLAND</b>       | 3,16    | 3,01    | 2,90    | -4,75   | -3,74     | -8,49 |
| <b>NP</b>          | 153     | 151     | 152     | -1,3  | 2,65      | 1,35  |
| <b>AP</b>          | 18,14   | 17,51   | 16,73   | -3,49   | -6,23     | -9,72 |
| <b>IF</b>          | 2,07    | 2,08    | 2,08    | 0,84  | -1,24     | -0,4  |
| <b>DF</b>          | 1,12    | 1,12    | 1,12    | 0,18  | -0,3      | -0,12 |
| <b>ENN</b>         | 329,14  | 350,88  | 377,93  | 6,6   | 0,07      | 6,67  |
| <b>COH</b>         | 95,87   | 95,78   | 95,79   | -0,09   | -0,22     | -0,31 |
| <b>AI</b>          | 86,62   | 86,24   | 85,73   | -0,44   | -0,49     | -0,93 |

**Tabla 3-4.** Superficie deforestada según los períodos analizados en los tres mosaicos de estudio (1986-2008).

|                    | Superficie<br>deforestada (ha) | Pérdida<br>acumulada<br>desde 1986 (%) | Tasa de<br>deforestación<br>anual (%) |
|--------------------|--------------------------------|--|---------------------------------------|
| <b>Mosaico I</b>   |                                |  |                                       |
| 86-00              | 2015,19                        | 3,61                                   | 0,26                                  |
| 00-08              | 3922,92                        | 7,35                                   | 0,94                                  |
| <b>Total</b>       | <b>5938,11</b>                 | <b>10,96</b>                           | <b>0,60</b>                           |
| <b>Mosaico II</b>  |                                |  |                                       |
| 86-00              | 1218,24                        | 6,28                                   | 0,45                                  |
| 00-08              | 1735,11                        | 9,67                                   | 1,24                                  |
| <b>Total</b>       | <b>2953,35</b>                 | <b>15,95</b>                           | <b>0,84</b>                           |
| <b>Mosaico III</b> |                                |  |                                       |
| 86-00              | 131,85                         | 4,75                                   | 0,34                                  |
| 00-08              | 100,44                         | 3,8                                    | 0,48                                  |
| <b>Total</b>       | <b>232,29</b>                  | <b>8,55</b>                            | <b>0,41</b>                           |

## CAPÍTULO 4

### ESCENARIOS FUTUROS DE CAMBIOS EN EL USO DE LA TIERRA Y POSIBLES IMPACTOS SOBRE POBLACIONES DE AVES

#### Introducción

El cambio en el uso de la tierra, fundamentalmente la expansión agrícola, es un proceso determinante de pérdida, modificación y fragmentación de hábitat, degradación del suelo y agua, disminución de la capacidad del ecosistema de proveer alimentos y otros servicios de manera sostenible, entre otros procesos (Pimm y Raven 2000; Alkorta *et al.* 2003; Foley *et al.* 2005; Rizkalla y Swihart 2009; Woodhouse 2010; Rodríguez Eraso *et al.* 2013). En Argentina, la acelerada expansión agrícola desde hace 30 años resultó en la homogenización espacial del agroecosistema (Aizen *et al.* 2009; Oesterheld 2008), en la pérdida de hábitat y biodiversidad asociada, contaminación, erosión, incremento en el flujo neto de carbono a la atmósfera y pérdida de nutrientes del suelo (Zaccagnini *et al.* 2007; Gasparri y Grau 2009; Aizen *et al.* 2009; Oesterheld 2008; Bilenca *et al.* 2009; Schrag *et al.* 2009; Viglizzo *et al.* 2011). En consecuencia, la creciente demanda de producción de alimento debe ir acompañada de una reducción de los impactos ambientales negativos (Ash *et al.* 2010; Godfray *et al.* 2010; Tollefson 2010).

El área total de un ecosistema modificado, además del patrón espacial y la localización de los cambios en el uso de la tierra son factores que determinan los impactos sobre la biodiversidad. Estos impactos pueden reducir el tamaño poblacional, las tasas de crecimiento y elevar la probabilidad de extinciones locales (Pulliam 1988). Asimismo, la pérdida de hábitat puede reducir la diversidad genética y la capacidad de las especies de adaptarse a las nuevas condiciones (Gilpin 1987). El incremento en la distancia entre parches de hábitat, con la consiguiente reducción de la conectividad, restringe la capacidad de las especies de moverse a través del paisaje en respuesta a los cambios en el uso de la tierra. En áreas de bosque, las especies sensibles a estos cambios o especialistas de hábitat son las más afectadas (Jules 1998; Sala *et al.* 2001; Zebisch *et al.* 2004; Verboom *et al.* 2007; Trisurat *et al.* 2010).

En Entre Ríos, la superficie de agricultura y bosque nativo han cambiado considerablemente en las últimas décadas y, mientras que la agricultura incrementó sustancialmente, de 818.020 ha en 1980 a 2.035.126 en 2010 (48% de incremento en la producción respecto a la década pasada), el bosque nativo declinó significativamente, de

4.930.000 ha en 1914 a 1.360.056 en 2003 (Muñoz *et al.* 2005). La escala y la velocidad de los cambios en el uso de la tierra hacen que su consideración en la planificación territorial sea una prioridad y un gran desafío, haciendo necesaria la implementación de planes de conservación que consideren tanto las oportunidades económicas como la necesidad de conservación de la provincia.

El balance entre los intereses económicos y la necesidad de conservación puede ser difícil en paisajes en los cuales predominan las tierras privadas (situación común en la provincia de Entre Ríos). En general, los intereses de ambos sectores pueden ser altos debido a que muchas especies en riesgo dependen de tierras privadas para satisfacer sus requerimientos de hábitat (Groves *et al.* 2000; Beaudry *et al.* 2011). En este contexto, se esperan grandes cambios en el uso de la tierra con gran incertidumbre asociada, fundamentalmente respecto al impacto sobre la biodiversidad. En consecuencia, es necesario conocer el funcionamiento del sistema bajo distintos y potenciales escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra y anticipar los posibles impactos de esos escenarios sobre la biodiversidad (Gavier-Pizarro *et al.* 2013). Esto permitirá contrarrestar o atenuar la tendencia hacia la simplificación del paisaje y de este modo asegurar que las especies y ecosistemas sean más resistentes y adaptables a los cambios.

La consideración de los posibles cambios e impactos futuros permitirá desarrollar planes o estrategias de manejo y conservación de los recursos naturales más eficientes y comprensivos (Gavier-Pizarro *et al.* 2013) y de este modo contribuirá a lograr sistemas sostenibles compatibilizando la producción agrícola con la conservación de la biodiversidad (Foley *et al.* 2009; Brussaard *et al.* 2010). El desarrollo de escenarios futuros espacialmente explícitos es una forma de planificar el uso de la tierra orientado a la conservación y el manejo sostenible de los agroecosistemas en un contexto de incertidumbre (Gavier-Pizarro *et al.* 2013). El análisis de escenarios constituye una aproximación interdisciplinaria e integra factores socio-económicos y ambientales que permitan captar el rango total de cambios potenciales esperables y pueden incidir sobre la toma de decisiones (Clark *et al.* 2001; Carpenter 2002; Peterson *et al.* 2003; Mahmoud *et al.* 2009). Asimismo, los escenarios constituyen una excelente herramienta para explorar sistemas complejos con gran variabilidad intrínseca, permiten a los tomadores de decisión anticipar las posibles respuestas de los sistemas bajo estudio a los diferentes futuros potenciales, anticipar horizontes temporales más allá del futuro inmediato, contribuyen a la toma de decisiones alternativas destacando el rol de los lineamientos políticos en la

conducción de los cambios en el uso de la tierra (Schwartz 1991; Schoonenboom 1995; Samson y Knopf 1996; Cole 2001; Veldkamp y Lambin 2001; Peterson *et al.* 2003) e ilustran sobre cómo las condiciones futuras podrían influir en la anticipación de consecuencias negativas (Verboom *et al.* 2007).

Los escenarios de cambio en el uso de la tierra a escala global y continental (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Westhoek *et al.* 2006; Alcamo *et al.* 2011), permiten evaluar el futuro estado de la biodiversidad y otros procesos (Sala *et al.* 2001; Thomas *et al.* 2004; Reidsma *et al.* 2006; Verboom *et al.* 2007; Jetz *et al.* 2007). En general, estos análisis pronostican que la agricultura continuará expandiéndose en mayor o menor medida dependiendo del escenario y esta expansión ocurrirá principalmente en áreas tropicales de países en vías de desarrollo. El proceso de agriculturización, fundamentalmente en los principales países productores agropecuarios de Latinoamérica y África, podría exacerbarse por las políticas favorables del uso de biocombustibles (Prins *et al.* 2011; Schaldach *et al.* 2011).

Los escenarios posibles permiten evaluar el estado de diferentes indicadores, por ejemplo la biodiversidad (a través de presencia/ausencia, abundancia o riqueza de insectos, reptiles y aves, Bolliger *et al.* 2007; Alkemade *et al.* 2009; Beaudry *et al.* 2011). Los modelos usados para anticipar la respuesta de la biodiversidad a los cambios en el uso de la tierra están basados en relaciones empíricas entre los organismos y diversos factores ambientales, bajo el supuesto que esas relaciones no cambiarán en el futuro. Aunque esta aproximación puede ser criticada por no modelar los mecanismos que conducen a los cambios en las especies, es ampliamente utilizada (Hansen *et al.* 2001; Bolliger *et al.* 2007, Rizkalla y Swihart 2009; Scholefield *et al.* 2011).

En síntesis, el conocimiento de los procesos y patrones de los cambios ocurridos en el pasado, la predicción de posibles futuros cambios a través de los escenarios desarrollados según diferentes alternativas productivas y la integración de la respuesta de especies de la fauna silvestre, son sumamente importantes para planificar e implementar diversas intervenciones que contribuyan a la sostenibilidad de un agroecosistema (Tjallingii 2000; Hilty *et al.* 2006). El propósito de este estudio fue proyectar la pérdida y nivel de fragmentación del bosque nativo en Entre Ríos (evaluadas entre 1986 y 2008) hacia el año 2030, considerando la tendencia actual y dos escenarios posibles de cambio de uso de la tierra: un escenario de conservación del bosque y otro de revalorización de la

actividad ganadera bajo bosque nativo y, comparar el impacto potencial de la futura expansión agrícola según cada escenario sobre el estado de la biodiversidad utilizando como indicador la abundancia de 4 especies de aves.

## **Métodos**

### **Marco conceptual y analítico**

El abordaje conceptual y analítico de este capítulo consistió de tres etapas (Figura 4-1). En la primera etapa desarrollé e implementé espacialmente escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra (hacia el año 2030) basados en aspectos socio-económicos (Figura 4-1 a). Posteriormente, generé modelos de respuestas de 4 especies de aves a la cantidad y configuración espacial del bosque nativo (Figura 4-1 b). Finalmente, vinculé esos modelos de respuesta de aves a la fragmentación del bosque con los escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra a través de mapas de distribución espacial de la abundancia (Figura 4-1 c).

### **Modelo de cambios en el uso de la tierra y definición de escenarios futuros**

El análisis de escenarios integra diversos factores socio-económicos y ambientales a fin de captar el rango total de potenciales cambios esperables y puede incidir sobre la toma de decisiones (Clark *et al.* 2001; Carpenter 2002; Peterson *et al.* 2003; Mahmoud *et al.* 2009).

La decisión de desarrollar tres escenarios fue tomada a fin de abarcar un rango de futuros probables que engloben razonablemente bien o con un alto nivel de certidumbre el futuro real del sistema (Xiang y Clarke 2003). El horizonte temporal definido al 2030 fue considerado en función del impacto en el área de estudio, en este caso avance de la agricultura sobre el bosque nativo, así como de los actores involucrados y los afectados por el mismo. Usualmente, escenarios a 100 años o más son empleados para la investigación de preguntas científicas, mientras que escenarios a 20 o 50 años son desarrollados para tomar decisiones de manejo y ordenamiento territorial, como es el caso del presente estudio (Mahmoud 2009).

En base a las tendencias recientes y posibles desarrollos futuros en agricultura, ganadería y políticas de conservación en la provincia de Entre Ríos identifiqué algunas de las principales fuerzas impulsoras que influyen en las decisiones de los administradores de las tierras, tales como por ejemplo, pago de subsidios a los productores, regulaciones

agroambientales, precios de los principales productos extraídos de la tierra, etc. En función de las alternativas productivas del área de estudio, definí tres escenarios al año 2030, período definido a fin de que los resultados obtenidos tengan implicancias en el marco de políticas y tomadores de decisiones en el presente (Nelson *et al.* 2009).

Según el Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial impulsado por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, hacia el año 2016, es posible incrementar la producción primaria de Entre Ríos en los próximos años. Este incremento se daría mediante la incorporación de nuevas tierras a la producción agrícola, la intensificación en el uso de los recursos, y el aumento del rendimiento por hectárea. Actualmente, la producción agrícola de la provincia se desarrolla principalmente en tierras clasificadas como aptas y muy aptas para el uso agrícola, mientras que la futura expansión podría incorporar las tierras clasificadas como potencialmente aptas (Tasi y Bedendo 2008).

Un escenario que suele ser común en todos los análisis es el de “Business as usual”. Este escenario (en este estudio llamada de Expansión Agrícola) representa un futuro donde las tendencias observadas en el pasado reciente (período 2000-2008) continúan evolucionando sin cambiar en el futuro, porque las fuerzas impulsoras se mantienen constantes en influencia y magnitud (Bolliger *et al.* 2007; Gavier-Pizarro *et al.* 2013). Por otro lado, además de dicho escenario existen otras vías alternativas hacia las que el sistema puede evolucionar en el futuro. Estas alternativas (en este estudio llamadas Revalorización ganadera y Conservación del bosque) son los caminos posibles determinados por los potenciales eventos que pueden ocurrir en relación a los puntos críticos de incertidumbres en las fuerzas impulsoras (Mahmoud *et al.* 2009).

### *Expansión agrícola*

En la provincia de Entre Ríos, la superficie destinada a agricultura se ha incrementado sustancialmente, pasando de 800.000 ha en 1980 a más de 2 millones en 2010 (Figura 4-2). Por lo tanto, este escenario de expansión agrícola asume que la actual tendencia de cambios en el uso de la tierra continuará en el futuro, por lo que la magnitud de los cambios de la agricultura sobre el bosque nativo sería la misma que la observada entre 2000-2008.

### *Revalorización ganadera*

A partir de un profundo diagnóstico de la situación ganadera provincial (conducido por la Secretaría de la Producción de la provincia de Entre Ríos) se destacó la necesidad de revalorizar la actividad de cría bovina bajo bosque nativo. En los últimos años la ganadería provincial, siguió el patrón nacional caracterizado por una sustancial disminución como consecuencia de factores climáticos y comerciales (Informe Ganadería 2013, Dirección General de Ganadería de la provincia de Entre Ríos). A través de la implementación de un plan ganadero, se pretende no solo elevar los índices de productividad sino también contribuir al afianzamiento del sector como base de sostenibilidad de la cadena de carne, sustentándose en la mejora de la calidad de los productos obtenidos para satisfacer los mercados de demanda creciente y conformar equitativamente la cadena productiva de la carne vacuna en la provincia (Plan Ganadero Entrerriano). A través de la Secretaría de la Producción de la provincia de Entre Ríos se estableció que para los productores que incorporen esta práctica de explotación ganadera con un manejo racional del bosque (respecto al manejo de la carga ganadera en aspectos reproductivos, sanitarios y genéticos; manejo de pasturas y uso de personal capacitado, entre otros aspectos), un beneficio del 50% de desgravación en el impuesto inmobiliario, mientras la práctica se mantenga. Este escenario es básicamente similar al escenario de expansión agrícola pero con una probabilidad de transición de la cobertura de bosque hacia uso agrícola 12% menor, bajo el supuesto que una proporción de los productores (100 productores en toda el área de estudio, estimación resultante de dividir la cantidad de productores que adoptarían esta práctica en toda la provincia en función de la superficie del área de estudio y de la lista de productores obtenida a partir de información de catastro rural, proporcionada por el Ministerio de Producción de la provincia de Entre Ríos) conservarían sus parches de bosque nativo para hacer cría bovina bajo bosque y, al mismo tiempo permitirían la regeneración de los mismos.

### *Conservación del bosque*

Este escenario asume que la Ley provincial N° 10.284 de ordenamiento territorial de los bosques nativos se reglamenta y aplica como está previsto, presentando restricciones de dónde y cuánta superficie es posible deforestar. Para ello, la cobertura de bosque fue dividida en tres categorías: I (rojo), corresponde a zonas de muy alto valor de conservación y que no deben transformarse (incluirla áreas que por sus ubicaciones relativas a reservas,



su valor de conectividad tanto estructural como funcional, la presencia de valores biológicos sobresalientes y/o su función de protección de cuencas o provisión de servicios ambientales, ameritan su persistencia como bosque a perpetuidad, aunque estos sectores puedan ser hábitat de comunidades indígenas y ser objeto de investigación científica); II (amarillo), corresponde a zonas de mediano valor de conservación, que pueden estar degradados pero que con la implementación de actividades de restauración pueden tener un valor alto de conservación y que podrán ser sometidos a aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica y; III (verde), se trata de áreas de bajo valor para la conservación y pueden ser parcial o totalmente transformados, siendo las únicas áreas en las cuales la deforestación sería posible (Figura 4-3)

Los criterios definidos para la zonificación de los bosques nativos incluyeron variables consideradas “prioritarias”, entre las que se encuentran: superficie de bosque, localización, funcionalidad, servicios ecosistémicos que brindan, degradación actual (Sabattini *et al.* 2009 a). La funcionalidad del bosque hace referencia tanto a lo ambiental como a lo productivo y está relacionada al uso (mayormente ganadero y en menor medida extracción forestal). Dentro de los servicios ecosistémicos se consideraron el control de la erosión, mantenimiento de biodiversidad, corredor biológico, estabilidad climática, entre otros (Sabattini *et al.* 2009 a).

El escenario de conservación del bosque asume que la deforestación sólo es posible en los parches o sectores correspondientes a la categoría de conservación III (verde). Para lo cual, los mapas de usos de la tierra fueron estandarizadas en un formato booleano de 0 y 1, donde 0 corresponde a píxeles que no cambiarían en el futuro, mientras que 1 corresponde a píxeles en los que, según la Ley N° 10.284 se podría autorizar la deforestación.

En el presente trabajo usé los modelos de cambio de uso de la tierra desarrollados en el capítulo anterior y a partir de ellos generé mapas futuros de las coberturas de bosque y agricultura. La estructura básica de estos modelos se desarrolló en dos etapas: en la primera, estimé la cantidad de cambio esperado en la superficie ocupada por agricultura y bosque nativo (proyectando las tendencias de cambio observadas entre 2000-2008); y en la segunda, evalué el componente espacial del cambio en las coberturas (¿dónde ocurre el cambio?) modelando estadísticamente la relación entre el cambio en el uso del suelo y un número de variables explicativas (Veldkamp y Lambin 2001; Eastman 2011). Se aplicaron

modelos BRT (Boosted Regression Trees, Elith *et al.* 2008) en R (R Development Core Team 2011), usando el paquete *gbm* versión 1.6-3 (Ridgeway 2010) y siguiendo la secuencia de comandos propuesta por Elith *et al.* (2008). En síntesis, a través de este procedimiento ajusté el modelo BRT y a partir de ello combiné mapas de las variables predictoras para predecir el valor de los píxeles y obtener el mapa de adecuación para cada mosaico, en los cuales identifiqué áreas con mayor probabilidad de cambio de cobertura (bosque hacia agricultura y viceversa).

Finalmente, generé mapas de los tres escenarios para cada mosaico con los cambios en el uso de la tierra inferidos mediante la combinación de las probabilidades de transición espacialmente explícitas con la magnitud específica de cambio según cada escenario.

### **Evaluación de la precisión en la predicción de los modelos de cambios en el uso de la tierra**

La precisión en la predicción de los modelos de cambios en el uso de la tierra debe ser conocida (Pontius y Schneider 2001). A fin de obtener independencia en la aplicación de estos modelos de cambios en el uso de la tierra, para su validación seleccioné un cuarto mosaico (próximo y comparable a los tres mosaicos iniciales) y medí las mismas variables independientes utilizadas en los modelos de cambios en el uso de la tierra (ver Tabla 3-2 del capítulo 3 anterior). Una vez obtenido el mapa de transición potencial de cambio, apliqué un modelo de cambio en el uso de la tierra para este mosaico según el escenario de expansión agrícola hacia el año 2012.

Pontius *et al.* (2008), Pontius *et al.* (2011), Chen y Pontius (2011) propusieron un análisis de tabulación cruzada para identificar todos los tipos posibles de éxitos y errores en la predicción basado en tres mapas: mapa de uso del suelo observado en un tiempo inicial (2008 en este estudio), mapa de uso del suelo observado en un tiempo subsiguiente (2012 en este estudio) y un mapa predictivo o de simulación al tiempo subsiguiente (escenario de expansión agrícola en 2012). Estas comparaciones caracterizan la dinámica del paisaje, el comportamiento del modelo y la precisión en la predicción (Pontius *et al.* 2008) y especifican la cantidad de precisión en la predicción que es atribuible a la persistencia versus los cambios observados en el uso de la tierra.

## **Cuantificación de los cambios en la cobertura del bosque nativo a nivel de paisaje**

Métricas del paisaje fueron calculadas para cuantificar los cambios en las coberturas según cada escenario futuro de cambios en el uso de la tierra (McGarigal *et al.* 2002). La composición del paisaje se evaluó usando el área de cada clase (CA), número de parches (NP) y el tamaño medio de parches (AP); mientras que la configuración espacial del paisaje se cuantificó a través de la forma media de los parches (IF) y la distancia media al parche vecino más próximo (ENN) (McGarigal *et al.* 2002). Estas métricas se compararon gráficamente entre los períodos históricos de cambios en el uso de la tierra analizados (1986-2000-2008) y los tres escenarios al 2030.

## **Relación de la abundancia de aves con variables ambientales**

Los modelos predictivos han sido una herramienta importante para evaluar estrategias de gestión y conservación de especies raras, de escasa distribución (Edwards *et al.* 2005) o de especies en ambientes en constante cambio (Araujo *et al.* 2004). La predicción de la respuesta de las especies a los cambios en su hábitat constituye un gran desafío para la biología de la conservación (Travis 2002; Thuiller *et al.* 2004). De este modo, es posible determinar impactos potenciales de los futuros cambios en el uso de la tierra bajo distintas alternativas productivas sobre la abundancia y distribución de las aves. Esto permitirá identificar la/s alternativa que contribuya a la conservación de la biodiversidad asociada al bosque nativo de los agroecosistemas a largo plazo y posteriormente, planificar e implementar estrategias de diseño de paisajes que eviten o minimicen los futuros impactos.

Las especies analizadas en este capítulo son 4 especies terrestres diurnas asociadas a bosques, comunes o bastantes comunes de observar y representativas de las regiones biogeográficas del Espinal y Pampeana. El chinchero chico (*Lepidocolaptes angustirostris*, LEAN) nidifica en cavidades y se alimenta fundamentalmente de insectos e invertebrados presentes en los troncos de los árboles (De la Peña 2011). El cacholote castaño (*Pseudoseisura lophotes*, PSLO) también se alimenta fundamentalmente de insectos e incluye algunas semillas y huevos de otras especies de aves (Nores y Nores 1994). De acuerdo a los resultados obtenidos en el capítulo II y otros estudios realizados en paisajes similares se trataría de especies sensibles a la fragmentación del bosque nativo (Dardanelli *et al.* 2006 a), mientras que la torcacita común (*Columbina picui*, COPI) y la tacuarita azul (*Polioptila dumicola*, PODU) son especies generalistas siendo posible observarlas tanto en

el bosque como en áreas abiertas (Bagno y Marinho-Filho 2001; Dardanelli *et al.* 2006 b). *C. picui* se alimenta fundamentalmente de semillas presentes en el suelo (De la Peña y Pensiero 2003), mientras que *P. dumicola* es insectívora y ambas se alimentan tanto dentro de los parches como en la matriz circundante. Estas dos últimas especies, y al contrario de lo que sucede con dos anteriores, serían tolerantes a paisajes fragmentados.

La abundancia relativa (número de aves observadas/punto/parche) de las aves se modeló como una función de las variables relacionadas con la cantidad y configuración espacial de la cobertura del bosque nativo en cada subpaisaje de 10x10 km de cada uno de los 3 mosaicos. Los modelos de respuesta desarrollados en el capítulo 2 no fueron usados aquí debido a que esos modelos, a escala de paisaje incluían variables que cuantifican la estructura del bosque nativo y las demás coberturas presentes en el paisaje (las que no fue posible predecir al 2030 debido a la dinámica de las mismas) y por otro lado, las variables relacionadas al bosque estuvieron integradas en dos componentes principales, cada uno de los cuales integró numerosas variables y esto dificultaba predecir a futuro el efecto de cada variable en particular. Las variables incluidas fueron: Índice de división del paisaje (DIV\_LAND, considera tanto el número de parches, como el área de cada uno y el área total del paisaje, Jaeger 2000), área total de bosque en el paisaje (AB), borde total (BT), dimensión fractal (DF) y distancia media al parche vecino más próximo (ENN). Estas variables fueron medidas a través de la digitalización en pantalla de todos los parches de bosque presentes en los 6 subpaisajes (en cada mosaico) (McGarigal *et al.* 2002).

La variable respuesta (abundancia relativa) y las variables independientes fueron examinadas gráfica y analíticamente para testear correlaciones y desvíos de la normalidad usando Infostat (Di Rienzo *et al.* 2010). Se aplicó una transformación logarítmica en la abundancia de *L. angustirostris* y *P. lophotes*, cumpliendo de este modo con la condición de normalidad. Las variables predictoras estuvieron altamente correlacionadas ( $r \geq 0,70$ ), indicando que los paisajes con mayor proporción de cobertura de bosque nativo también presentaron mayor longitud total de borde, una menor división del paisaje, la forma de los parches fue más simple y los parches se presentaron más próximos entre sí, mientras que los paisajes con menor proporción de bosque nativo se caracterizaron por una menor longitud total de borde, mayor división del paisaje, con parches de formas complejas y distantes entre sí (Tabla 4-1) y a fin de facilitar la posterior interpretación de los mapas de distribución, generé modelos de regresiones lineales simples usando el programa R (R

Development Core Team 2011) y para cada especie, seleccioné el modelo de mejor ajuste, usando como criterio el valor de  $R^2$  (Quinn y Keough 2002).

### **Distribución de la abundancia de aves en los escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra**

Para cada mosaico generé mapas de la distribución espacial de la abundancia según cada escenario futuro y para cada especie en función de los modelos lineales desarrollados.

Las variables del modelo se combinaron en forma de capas de información espacial (usando la herramienta Image calculator, en Idrisi, Eastman 2011) de acuerdo a la fórmula del modelo de mejor ajuste y utilicé las variables extraídas descriptoras del paisaje correspondiente a cada escenario futuro, obteniendo para el área de estudio un mapa de distribución de la abundancia relativa de las especies en cada escenario.

Una vez obtenidos los mapas de distribución de la abundancia de cada especie en los escenarios futuros, los mismos se compararon entre la situación al 2008 y los tres escenarios futuros, para cada mosaico. Esta comparación se realizó a través de un análisis de superposición con el programa Map Comparison Kit (Visser y de Nijs 2006).

Adicionalmente, para cada especie calculé la diferencia entre el área de bosque potencial al 2030 en comparación con lo observado en 2008 (Bolliger *et al.* 2007). Consideré el hábitat ganado como nuevos píxeles de bosque en los cuales las especies podrían estar presentes y como hábitat perdido a los píxeles de bosque perdidos en los escenarios al 2030 respecto a lo observado en 2008 (es decir, conversión de bosque a uso agrícola). El hábitat ganado y perdido se reportó en porcentaje de píxeles de hábitat potencial ganado o perdido. Por ejemplo, una disminución en la cantidad de píxeles de bosque se consideró negativo (píxeles perdidos) para *L. angustirostris*, especie que requiere de parches de bosque para reproducirse y alimentarse, mientras que un aumento en la cantidad de píxeles de uso agrícola en paisajes dominados por bosque se consideró positivo (píxeles ganados) para *C. picui*, especie que usa hábitat abiertos para alimentarse.

## Resultados

### Escenarios de cambios en el uso de la tierra al 2030 y comparación con las condiciones al 2008

La validación en la precisión predictiva de los mapas de transición obtenidos a través de los modelos BRT mostró que la dinámica del paisaje (evaluada a través de la comparación de mapas de uso de la tierra de 2008 y 2012) presentó un acuerdo total de 98,38%, mientras que el comportamiento del modelo (medido mediante la comparación del mapa de uso de la tierra real en 2012 y el mapa simulado en 2012) presentó un acuerdo de 96,94% y finalmente, la precisión de la predicción (comparando el mapa de 2008 con el mapa simulado en 2012) presentó un acuerdo de 84,49%. Esto indicó que la deforestación del bosque nativo en Entre Ríos, durante el período 2000-2008, predijo correctamente tanto la magnitud como la distribución del cambio en el área de estudio.

La composición y configuración del paisaje mostraron importantes diferencias según los escenarios analizados. No obstante, el escenario de expansión agrícola produciría los mayores impactos sobre los procesos de pérdida y fragmentación del bosque nativo respecto al 2008 y, el mosaico I sería el más afectado (Figura 4-4).

Según el escenario de expansión agrícola, el mosaico I (hacia el año 2030) estaría caracterizado por tres grandes áreas con mayor probabilidad de transición de bosque hacia agricultura y escasos parches en los que se produciría la regeneración del mismo, mientras que en el mosaico II, la pérdida de bosque nativo estaría distribuida en toda el área de estudio y habría una mayor regeneración respecto al mosaico I, lo cual tendría lugar fundamentalmente en parches próximos a los cursos de agua. A pesar de la escasa superficie ocupada por bosque en el mosaico III, éste continuaría perdiendo remanentes de bosque próximos a los cursos de agua (Figura 4-5 y 4-6). En comparación al 2008, la superficie total de bosque en el mosaico I se reduciría en aproximadamente 9 mil ha, el paisaje se fragmentaría aún más generando 120 nuevos parches, la superficie media de los mismos se reduciría en 174 ha, estarían más aislados (la distancia entre parches aumentaría un 53%) y tenderían a tener formas más simples. Adicionalmente, el paisaje del mosaico II perdería 4 mil ha de bosque, el proceso de fragmentación generaría 95 nuevos parches, el tamaño medio de los mismos disminuiría en 20 ha y la distancia media entre parches aumentaría un 26%. Finalmente, el mosaico III perdería 600 ha de bosque, 7 parches

desaparecerían, el tamaño medio de los fragmentos remanentes disminuiría en 4 ha y la distancia media entre parches aumentaría un 35% (Figura 4-5 y 4-6).

Bajo el escenario de revalorización ganadera la pérdida y fragmentación del bosque nativo sería menor respecto al escenario de expansión agrícola (Figura 4-5 y 4-6). En mosaico I los fragmentos de bosque perdidos se concentrarían fundamentalmente en una de las grandes áreas con mayor probabilidad de cambio registradas según el escenario de expansión agrícola. Los mosaicos II y III mantendrían un patrón espacial similar al escenario de expansión agrícola, aunque la superficie de bosque perdida sería menor. La superficie total de bosque en el mosaico I se reduciría en 4 mil ha, se generarían 30 nuevos parches, la superficie media de los parches se reduciría en 70 ha, la distancia entre parches aumentaría un 58% y la complejidad de sus formas tendería a ser más geométrica. Por otro lado, el patrón de cambio en el uso de la tierra en el mosaico II sería similar al escenario de expansión agrícola, aunque menos marcado, ya que la superficie de bosque se reduciría en 2,5 mil ha, la fragmentación generaría 38 nuevos parches de bosque, el tamaño medio de los mismos disminuiría en 12 ha y la distancia media entre parches aumentaría un 26%. Finalmente, en el mosaico III la superficie de bosque disminuiría 400 ha, desaparecerían 2 parches completos, el tamaño medio de los parches remanentes disminuiría en 2 ha y la distancia media entre parches aumentaría un 26% (Figura 4-5 y 4-6).

Según el escenario de conservación del bosque, en los tres mosaicos la transición de bosque a agricultura se restringiría solamente en los sitios permitidos por la ley N° 26.331 (Figura 4-5 y 4-6). En el mosaico I y respecto al 2008, se perderían aproximadamente 2 mil ha, el número de parches aumentaría en 20, el área media disminuiría 50 ha y la complejidad de las formas se mantendrían en valores cercanos a los observados en 2008, mientras que la distancia media al parche más próximo aumentaría 38%. En el mosaico II, la superficie del bosque se reduciría en 1,5 mil ha, el número de parches aumentaría en 32 y el tamaño medio se reduciría en 10 ha y la distancia media entre parches aumentaría un 26%. Finalmente, en el mosaico III, la superficie total de bosque disminuiría en 160 ha, mientras que este proceso de pérdida generaría 10 nuevos parches, el tamaño medio de los remanentes disminuiría en 2 ha y la distancia media aumentaría un 17% (Figura 4-5 y 4-6).

## **Abundancia de aves en relación a variables del paisaje**

La abundancia de *L. angustirostris* mostró una relación negativa con la distancia media a los parches de bosque, indicando que su abundancia fue mayor en paisajes con menor distancia entre parches (el ajuste del mejor modelo presentó un  $R^2=0,51$ , Tabla 4-2).

La abundancia de *P. lophotes* mostró una relación positiva con el borde total de parches, sugiriendo que su abundancia resultó mayor en paisajes con parches de mayor tamaño y por consiguiente, mayor longitud de borde (el ajuste del mejor modelo presentó un  $R^2 = 0,49$ , Tabla 4-2).

La abundancia de *C. picui* también estuvo relacionada con el borde total de parches, aunque en este caso la relación fue negativa, sugiriendo que esta especie resultó más abundante en paisajes con parches de menor tamaño, con menor longitud de borde (el ajuste del mejor modelo presentó un  $R^2 = 0,43$ , Tabla 4-2).

Finalmente, *P. dumicola* mostró una relación positiva con la distancia media al parche de bosque más próximo, indicando que esta especie fue más abundante en paisajes caracterizados por un mayor aislamiento (el ajuste del mejor modelo presentó un  $R^2 = 0,53$ , Tabla 4-2).

## **Distribución de la abundancia de aves bajo los escenarios de cambios en el uso de la tierra**

Las aves mostraron diferencias en su abundancia, tanto entre especies, mosaicos y escenarios. En general, *L. angustirostris* y *P. lophotes* mostraron patrones similares de respuesta, con disminución de su abundancia en los tres escenarios futuros, donde el paisaje se caracterizaría por fragmentos de bosque con menores valores de abundancia de aves, comparados con las condiciones observadas en 2008. Un patrón opuesto mostraron *C. picui* y *P. dumicola*, incrementando su abundancia en todas las alternativas productivas analizadas, donde el paisaje estaría caracterizado por mayores valores de abundancia comparado con las condiciones registradas en 2008 (Figuras 4-7 y 4-8).

*L. angustirostris* en 2008, resultó más abundante en el mosaico I y estuvo ampliamente distribuida en la mayor parte del bosque nativo de los mosaicos I y II, mientras que en el mosaico III se restringió fundamentalmente a parches grandes y próximos entre sí, condiciones observadas en el extremo noreste del mosaico. De acuerdo a los escenarios futuros, esta especie podría continuar siendo más abundante en el mosaico I.



No obstante, su abundancia podría disminuir con todas las alternativas productivas y el paisaje se caracterizará por bosques con menores valores de abundancia respecto al 2008. El escenario de expansión agrícola se visualiza como el de mayor impacto negativo tanto sobre su abundancia como en su distribución y se perdería entre 21 y 37% de su hábitat potencial (mosaico I y III, respectivamente) (Tabla 4-3). El escenario de conservación del bosque podría ser la opción que permitiría a esta especie ocupar la mayor parte de los mosaicos I y II y la pérdida del hábitat potencial sería entre 7 y 16%, mientras que el escenario ganadero representaría una situación intermedia entre los escenarios ya mencionados (Figura 4-7 y 4-8, Tabla 4-3).

*P. lophotes* en 2008, también resultó más abundante y estuvo ampliamente distribuida en la mayor parte del mosaico I, mientras que en el mosaico II fue más abundante en parches de mayor tamaño y próximos entre sí y, en el mosaico III estuvo restringida a los parches de mayor tamaño y próximos (condiciones observadas en el extremo noreste de dicho mosaico). El patrón de abundancia y distribución de esta especie sería similar a *L. angustirostris*, aunque sería la especie que mayor porcentaje de su hábitat potencial perdería (entre 13 y 41%, considerando todos los escenarios y mosaicos) (Tabla 4-3). El escenario de expansión agrícola tendría el mayor impacto negativo sobre esta especie, perdiendo entre 30 y 41% de su hábitat potencial. El escenario de conservación del bosque permitiría mantener algunas áreas en las que esta especie podría permanecer como abundante. Sin embargo, en los mosaicos I y II, la abundancia también disminuiría en la mayor parte del área de estudio y perdería entre 18 y 23% de su hábitat potencial (Tabla 4-3). El escenario ganadero representaría una situación intermedia entre los escenarios ya mencionados (Figura 4-7 y 4-8, Tabla 4-3).

*C. picui* en 2008, fue más abundante en el mosaico I y estuvo mayormente distribuida en áreas bien definidas de los mosaicos I y II. Un patrón espacial opuesto se observó en el mosaico III, en el cual estuvo uniformemente distribuida. El número de individuos de *C. picui* aumentaría en el mosaico I hacia el 2030 con todas las alternativas productivas analizadas y ganaría entre 9 y 28% de su hábitat potencial. En el mosaico II, se espera que aumente con los escenarios, ganadero y de conservación del bosque, pero puede disminuir levemente con el escenario de expansión agrícola (perdiendo 3% de su hábitat potencial). En el mosaico III, el escenario de conservación del bosque permitiría mantener la población existente, mientras que con las otras alternativas también podría disminuir su

abundancia (Tabla 4-3). El paisaje al 2030 predice valores de abundancia de *C. picui* mayores a los registrados en 2008 (Figura 4-7 y 4-8, Tabla 4-3).

*P. dumicola* en 2008, estuvo bastante uniformemente distribuida en los mosaicos I y II, mientras que en el mosaico III su distribución mostró un patrón similar a *C. picui*, siendo más abundante en parches más pequeños y aislados. *P. dumicola* sería la especie menos afectada debido a que perdería entre 1 y 13% de su hábitat potencial en los escenarios de conservación del bosque y ganadero, respectivamente (Tabla 4-3). No obstante, su abundancia podría disminuir con el escenario de expansión agrícola ya que perdería entre 13 y 25% de su hábitat potencial y los patrones de distribución serían similares a los observados para *C. picui* (Figura 4-7 y 4-8, Tabla 4-3).

## Discusión

### Escenarios de cambios en el uso de la tierra

Los tres escenarios evidenciaron un incremento en el área del paisaje con uso agrícola. Este incremento depende tanto de la cantidad de bosque en la actualidad como de las decisiones de intervención humana, las cuales dependen directamente de decisiones políticas y procesos socio-económicos. Esto refleja el rol de las acciones del gobierno en el proceso de ordenamiento territorial fundamentalmente en los escenarios de revalorización ganadera y de conservación del bosque.

Estos escenarios dejaron en claro que las decisiones políticas generalmente se reflejan en un corto período de tiempo, lo que permite evaluar los efectos de esas políticas. Esto es muy importante para confrontar los escenarios con las implicancias y desafíos en períodos de tiempo más prolongados. Asimismo, el hecho que no fueron escenarios aislados, sino que estuvieron enmarcados en un contexto global, ha sido demostrado ser muy instructivo y permite juzgar los efectos de las decisiones adoptadas (como los escenarios futuros de áreas rurales Europa, Westhoek *et al.* 2006).

Los cambios en el paisaje según cada escenario analizado indicaron que el escenario de expansión agrícola exhibiría los cambios más extremos sobre la cantidad y configuración espacial del bosque nativo, mientras que el escenario de conservación permitiría mantener la estructura del bosque en niveles similares a los registrados en 2008 y el escenario ganadero representaría una situación intermedia entre los escenarios ya mencionados. No obstante, estos patrones fueron distintos según los mosaicos, pues

aunque la cantidad de bosque predicho en 2030 fue bastante diferente entre los tres escenarios (46-53%) en el mosaico I, no mostró diferencias en los mosaicos II y III (13-16, 2-3, respectivamente). Existen dos razones para explicar esto: en primer lugar, a pesar que las decisiones políticas sean diferentes según los escenarios, los efectos de estas decisiones en paisajes con menos del 20% de cobertura de bosque serían similares, condiciones de pérdida y fragmentación que harían muy difícil recuperar la resiliencia del sistema. En segundo lugar, esto sugiere la necesidad de implementar estrategias de restauración activa o pasiva en paisajes con baja proporción de bosque. No obstante, estos escenarios no brindan información sobre el estado o degradación que los bosques tendrán en 2030.

No existe una única aproximación correcta de construir escenarios futuros y el número y los factores seleccionados en su modelado puede limitar la funcionalidad en otras aplicaciones (Sohl *et al.* 2012). En este estudio, posiblemente hubiera sido interesante incorporar algunos parámetros socio-económicos, pero la búsqueda de esta información resultó dificultosa debido a que la misma no se corresponde con la resolución espacial requerida, no estuvo espacialmente explícita o fue incompleta. En mi opinión, la inclusión de expertos en el proceso de construcción de escenarios, además del uso de información empírica aumenta la confianza de los resultados y de este modo los tomadores de decisiones o formuladores de políticas pueden usarlos con mayor confianza.

La validación de la precisión en la predicción de los modelos usados para construir los escenarios es fundamental a fin de convencer a las partes interesadas y los tomadores de decisiones de aceptar los resultados. Esta validación de los modelos puede basarse en que el uso del suelo observado en el pasado puede extrapolarse en el futuro (Rounsevell *et al.* 2006). En este estudio, esto fue posible, lo cual constituye una gran ventaja respecto a otros estudios que por ausencia de información adecuada no pudieron ser validados (Pontius *et al.* 2008).

La dominancia de tierra destinada a uso agrícola no es sorprendente debido a que esta actividad cubre una importante superficie de Entre Ríos en particular y de la región Pampeana y Espinal en general y continuará incrementando en el futuro, debido a la alta demanda de alimento (Viglizo y Roberto 1998; Muñoz *et al.* 2005; Aizen *et al.* 2009). No obstante, en las próximas décadas se esperan complejas interacciones entre el desarrollo tecnológico de la provincia, precios de los mercados y otras fuerzas impulsoras que

deberían obligar a los diferentes actores involucrados en la actividad agrícola y políticos a buscar un balance entre la productividad y la conservación del bosque nativo.

La aceptabilidad cualitativa de estos escenarios por parte de los distintos actores no fue probada. Aunque probablemente algunas de las partes interesadas rechazarían el escenario de expansión agrícola debido a la pérdida de calidad de hábitat para la biodiversidad. Al mismo tiempo, otras partes motivadas por decisiones políticas y por el precio de los mercados no aceptarían el precio social, económico y cultural de un escenario que prioriza la conservación del bosque nativo y su biodiversidad asociada, como el escenario de conservación a través de la aplicación de la Ley N° 10.284. Una trayectoria de desarrollo futuro, que favorece la biodiversidad disminuye la tasa de deforestación y diversifica las actividades productivas, como el escenario de revalorización ganadera y que contaría con el apoyo de las partes interesadas locales, pienso sería más factible.

### **Abundancia de aves bajo los escenarios de cambios en el uso de la tierra**

Los patrones del paisaje, resultantes del desarrollo de las diferentes alternativas productivas en la provincia de Entre Ríos, muy probablemente tengan diferentes impactos sobre las poblaciones de aves a futuro según los resultados encontrados para las cuatro especies seleccionadas en este estudio. Esto puede deberse a que el paisaje resultante bajo los distintos escenarios puede proporcionar elementos que funcionan como barreras o vínculos que las distintas especies de aves evitan o utilizan (Miller y Russell 2004; Kupfer *et al.* 2006; Russell *et al.* 2007).

Las especies más generalistas (*C. picui* y *P. dumicola*) serían más abundantes en paisajes más fragmentados, mientras que *L. angustirostris* y *P. lophotes* serían más sensibles a la fragmentación del bosque nativo y presentarían mayor abundancia en paisaje con mayor proporción de bosque nativo, parches de mayor tamaño y conectados entre sí. Este patrón de respuesta a nivel de especies de aves también fue observado en sistemas insulares de Puerto Rico (Acevedo y Restrepo 2008), a nivel de comunidades en paisajes agrícolas de Europa (Chamberlain *et al.* 2000; Lemoine *et al.* 2007) y de Estados Unidos (Boren *et al.* 1999; Boulinier *et al.* 2001). Particularmente, en paisajes agrícolas de Estados Unidos se registró una disminución de 33% de especies migratorias neotropicales y un aumento de especies generalistas, lo cual se relacionó con la pérdida de vegetación nativa y aumento en la fragmentación del paisaje atribuida a las prácticas de manejo del paisaje (Boren *et al.* 1999). Adicionalmente, especies de aves especialistas de pastizales de la

región Pampeana Argentina mostraron extinciones locales en zonas dominadas actualmente por cultivos (Di Giácomo *et al.* 2007; Codesido *et al.* 2008; Cerezo *et al.* 2011).

Los efectos de la escala tienen gran relevancia en investigaciones de paisajes (Mazerolle y Villard 1999; Renfrew y Ribic 2008; Thornton *et al.* 2011). En este sentido, Wu (1999, 2004) demostró que existe una dependencia del patrón espacial en la escala de observación y análisis. En este estudio, tanto la escala de análisis como la escala en la que el fenómeno en estudio (uso de la tierra, distribución de las aves) se manifiesta corresponden a la escala de paisaje (900 km<sup>2</sup>) y fue usado un tamaño de pixel de 0,09 ha, resolución considerada adecuada para evaluaciones de respuesta de aves a escala de paisaje y realista en términos de la escala espacial de los diferentes datos utilizados y para los requerimientos del modelado.

En el desarrollo de los mapas de distribución de la abundancia de aves bajo los distintos escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra no consideré variables locales de estructura de la vegetación (como densidad de árboles y arbustos dentro de los parches, altura de árboles, entre otras) debido a que no fue posible predecir los cambios a futuros de estas variables. Aunque en muchos ambientes hay una correlación entre la fragmentación a nivel de paisaje con la degradación de los parches (Forman 1995). En el área de estudio, se encontró que en los mosaicos con mayor proporción de bosque nativo, parches de mayor tamaño y conectados, también presentaron mayor densidad de árboles y arbustos y mayor cobertura aérea dentro de los parches) (obs. pers., capítulo 1 y 2) y también en otros ambientes la disminución en las poblaciones de aves fue atribuida tanto a la pérdida como a la degradación del hábitat en paisajes agrícolas (Chamberlain *et al.* 2000; Vickery *et al.* 2001; Donald *et al.* 2001, 2006).

Los patrones del paisaje tienen implicancias directas para la conservación de la biodiversidad debido a que la estructura del paisaje influye sobre la abundancia y distribución de las aves (Lindbladh 1999; Haines-Young *et al.* 2003; Bolliger *et al.* 2007). Por lo tanto, la intensidad en el manejo del uso de la tierra está directamente relacionada a los patrones espaciales observados en los agroecosistemas (Margalef 1994). El cambio en el uso de la tierra debido al reemplazo del bosque nativo por cultivos ha sido identificado como una de las principales causas de pérdida de especies silvestres (Fahrig 2003; Hilty *et al.* 2006; Rodríguez Eraso *et al.* 2012), fundamentalmente aquellas especies más sensibles

a perturbaciones (Sala *et al.* 2001; Zebisch *et al.* 2004). Bajo el escenario de expansión agrícola, todas las especies (excepto *C. picui* en el mosaico I) sufrirían pérdida de áreas de hábitat potencial. Las especies que se verían negativamente más afectadas serían *L. angustirostris* y *P. lophotes*, las cuales sufrirían reducciones de hasta el 41% de su hábitat potencial disponible en 2008. Contrariamente, bajo los tres escenarios incrementaría el área de hábitat potencial para *C. picui*, en el mosaico I (hasta en un 28%), mientras que en el mosaico II, lo harían los escenarios de revalorización ganadera y de conservación del bosque (7 y 8 %, respectivamente). Adicionalmente, *P. dumicola* también incrementaría su hábitat potencial pero solamente en el escenario de conservación del bosque (1%). Asimismo, la disminución de hábitat potencial para *C. picui* y *P. dumicola* sería menor a las otras dos especies (25% aproximadamente). Adicionalmente, la visualización en mapas de la distribución potencial de la abundancia de estas especies según los escenarios permite identificar zonas donde elementos del paisaje necesarios para estas especies están o no presentes, aunque estos mapas según los escenarios no consideran las posibles fluctuaciones que presenten las especies.

En síntesis, *C. picui* se favorecería con la disminución de la cobertura de bosque, disminución del tamaño medio de los parches remanentes, mayor división del paisaje aunque, si este proceso es muy marcado (como el escenario de expansión agrícola), las condiciones del paisaje ya no serían adecuadas para esta especie, fundamentalmente cuando se trata de paisajes con alta fragmentación del bosque. Es decir, esta especie sería tolerante a los primeros estadios del proceso de fragmentación. Por otro lado, *L. angustirostris* y *P. lophotes* serían sensibles a los primeros estadios del proceso de fragmentación y su abundancia disminuiría considerablemente así como su hábitat potencial. Por lo tanto, esta variabilidad interespecífica tiene implicancias en el manejo y conservación de la biodiversidad y por ende en sus servicios ecosistémicos y, posiblemente sea necesario considerar los potenciales impactos de los distintos escenarios dependiendo de qué especie o servicio ecosistémico brinde o interese conservar, e incluso podría ser necesario considerar más de un escenario favorable para la biodiversidad en la toma de decisiones.

Las diferencias observadas en la respuesta de las aves a la fragmentación del bosque, así como los cambios en la abundancia y distribución proyectada según los posibles escenarios futuros podrían tener importantes implicancias en el uso de estas especies como indicadores de lo que podría pasar en la comunidad en general y sobre los

servicios ecosistémicos que estas especies brindan. Los cambios en el uso de la tierra y los correspondientes efectos en la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos resultan particularmente importantes en áreas con una reserva significativa de biodiversidad como podrían ser paisajes similares al mosaico I.

### **Implicancias del uso de escenarios futuros en el ordenamiento territorial**

Los escenarios han comenzado a considerarse una herramienta fundamental en la generación de planes de ordenamiento territorial tendientes a compatibilizar el desarrollo y la producción con la conservación y el manejo sostenible de los recursos naturales a escala de paisaje y región (Gavier-Pizarro *et al.* 2013). El análisis comparativo entre los tres escenarios de cambios en el uso de la tierra (calculando, por ejemplo, las áreas de las coberturas de la tierra o nivel de fragmentación del bosque nativo) me permitió conocer los factores que tienen mayor influencia sobre las poblaciones de aves así como identificar los potenciales impactos del cambio en el uso de la tierra tanto sobre la estructura del paisaje como sobre las poblaciones de aves.

A pesar de la simplicidad de los modelos de respuesta de aves (regresiones lineales simples) aplicados en los escenarios y a la incertidumbre asociada a los mismos, se considera que los resultados son robustos. Esto es debido a que los modelos predictivos constituyen una herramienta importante para evaluar estrategias de gestión y planificación (Araujo *et al.* 2004; Edwards *et al.* 2005) y su aplicación en interpretar los impactos potenciales sobre poblaciones de aves constituye un gran desafío para la biología de la conservación (Travis 2002; Thuiller *et al.* 2004). Asimismo, el valor de  $R^2$  (usado como criterio en la selección del modelo de mejor ajuste, Quinn y Keough 2002) fue elevado (0,43-0,53) considerando que se trata de una única variable predictora por modelo. Por otro lado, la validación de la precisión en la predicción de los modelos de cambios en el uso de la tierra (con un acuerdo total de 98,38%) determinó que tanto la magnitud como la distribución del cambio en el uso de la tierra fueron predichas correctamente (Pontius *et al.* 2008). No obstante, posiblemente los resultados de este estudio deban usarse en una manera relativa, destacando las diferencias entre los escenarios más que la interpretación absoluta (“abundancia del lugar x, en el año y, bajo es escenario z”). Cuando esta herramienta es utilizada principalmente para fomentar la discusión, más que para la toma de decisiones, la precisión es suficiente (Verboom *et al.* 2007). A pesar que los supuestos simplificadores de cada escenario pueden conducir a una sub o sobre-estimación de los

cambios sobre las poblaciones de aves, estos resultados sugieren fuertemente que es poco probable que el escenario de conservación del bosque pueda cumplir con el compromiso de detener la pérdida y fragmentación del bosque nativo y su biodiversidad para el año 2030. Todos los escenarios, incluido el de conservación del bosque indican que, a pesar de los supuestos de mayor demanda de alimento, precios de mercado, políticas económicas, etc. el bosque continuará perdiéndose y las poblaciones de especies sensibles se reducirá.

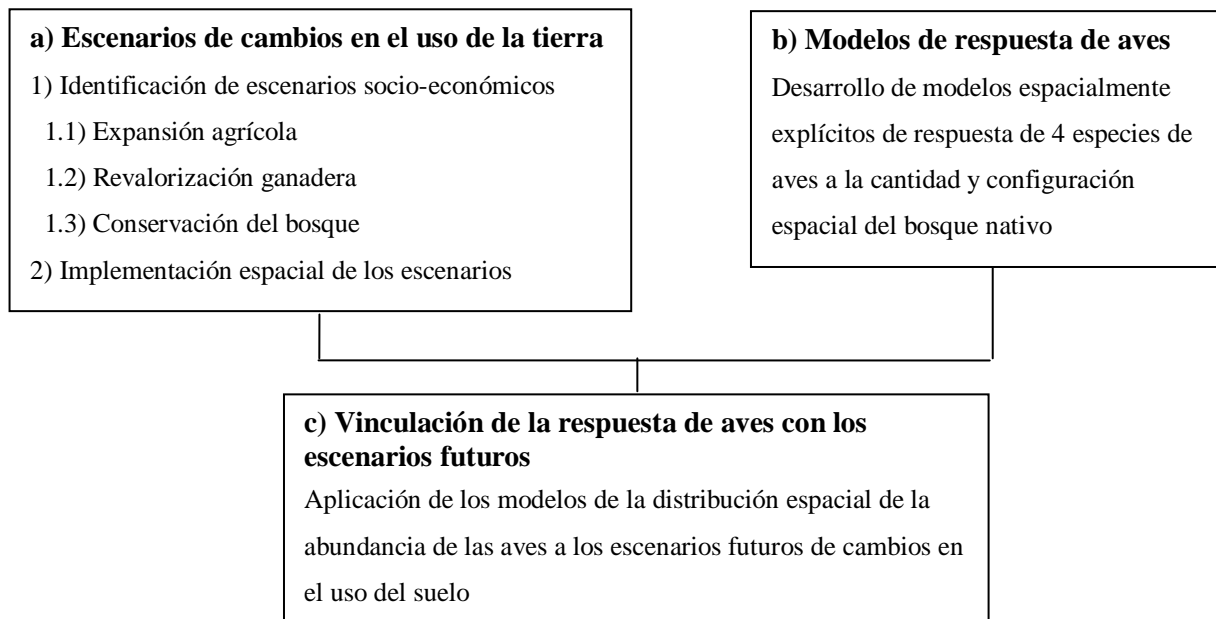
La fortaleza de la aproximación metodológica abordada es que brinda una rápida descripción de las diferencias en la intensidad del uso de la tierra y el impacto del cambio en el uso de la tierra bajo los distintos escenarios sobre la abundancia de aves asociadas a los bosques nativos en agroecosistemas. Los escenarios analizados mostraron (fundamentalmente el de expansión agrícola) que la mayoría de las especies de aves sufrirá impactos negativos no sólo sobre su abundancia y distribución sino también en la pérdida de hábitat potencial disponible en 2008. El escenario de conservación del bosque sería la alternativa productiva que permitiría mantener la estructura del paisaje a niveles similares a los registrados en 2008 y conservaría las poblaciones de aquellas especies más sensibles a la fragmentación del bosque. No obstante, detener la deforestación debería ser la acción más urgente hasta implementar y monitorear estrategias de ordenamiento territorial, considerando los costos y beneficios de las decisiones que se determinen y apliquen. Para ello, biólogos, conservacionistas e instituciones gubernamentales de la provincia de Entre Ríos deberían focalizar sus esfuerzos en conservar la diversidad de especies sensibles, evaluando sus servicios ecosistémicos y manteniendo una estructura del paisaje sostenible y, posiblemente analizar otras alternativas productivas para la provincia.

En el corto plazo, pueden implementarse, de manera proactiva, acciones anticipatorias. Para ello, es importante determinar los elementos comunes a diferentes políticas o planes de acción más exitosos, así cómo definir cuáles son las políticas o decisiones de manejo (como ejemplo de elementos sobre los que se puede influir y controlar, a diferencia de otros que no pueden controlarse, como el clima) más deseables de mantener en el futuro para lograr los objetivos regionales de un plan de ordenamiento territorial (Peterson *et al.* 2003).

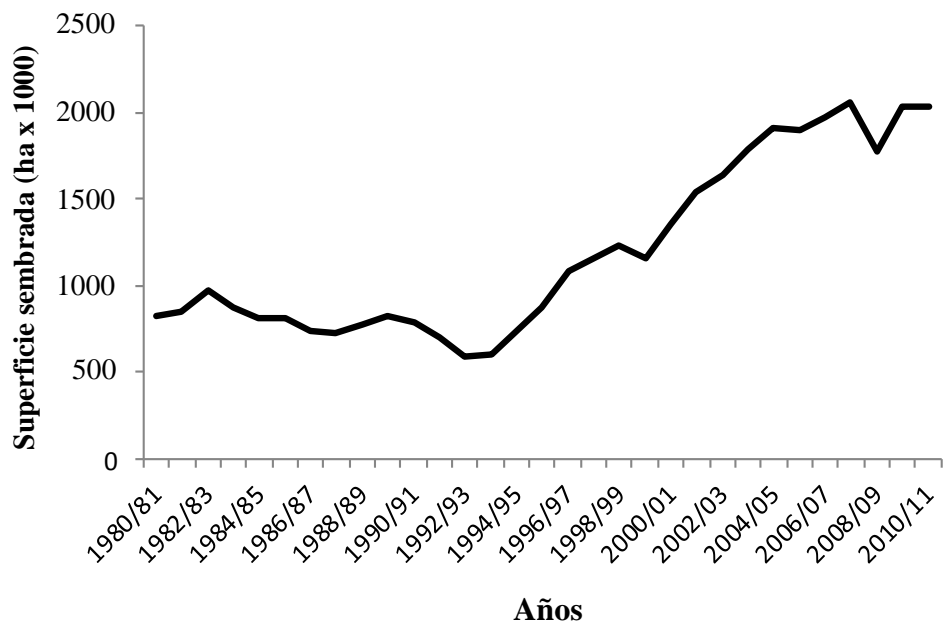
Estos escenarios modelados y evaluados en mosaicos con distinta estructura del bosque nativo contribuyen a generalizaciones geográficas a nivel de toda la provincia de Entre Ríos a fin de garantizar el adecuado uso de la tierra tendiente a un manejo



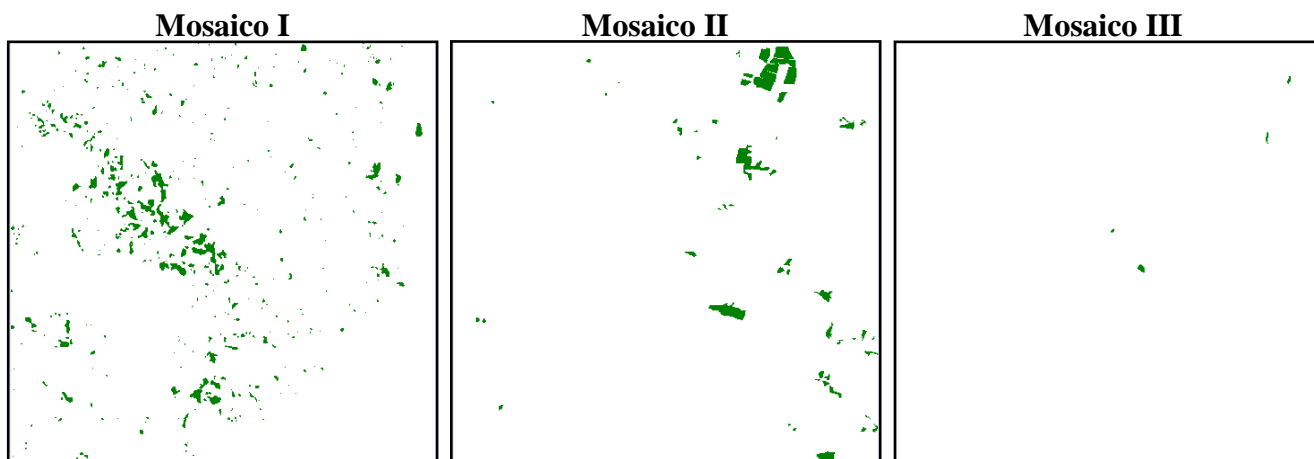
sustentable que compatibilice la producción con la conservación. Asimismo, la combinación de análisis ecológicos con información proveniente de la exploración de posibles impactos de escenarios futuros brinda aportes claves para el futuro desarrollo regional de la provincia, contribuyendo con una aproximación integrada a la conservación de la biodiversidad y proporcionando a los decisores políticos de posibles estrategias de intervención para el ordenamiento del territorio y/o tomar de manera proactiva acciones anticipatorias. Esto permitirá conciliar las necesidades de conservación del bosque nativo y el bienestar económico sobre la base de un proceso iterativo y participativo que incorpore información ecológica y económica, pero considerando también la sostenibilidad rural.



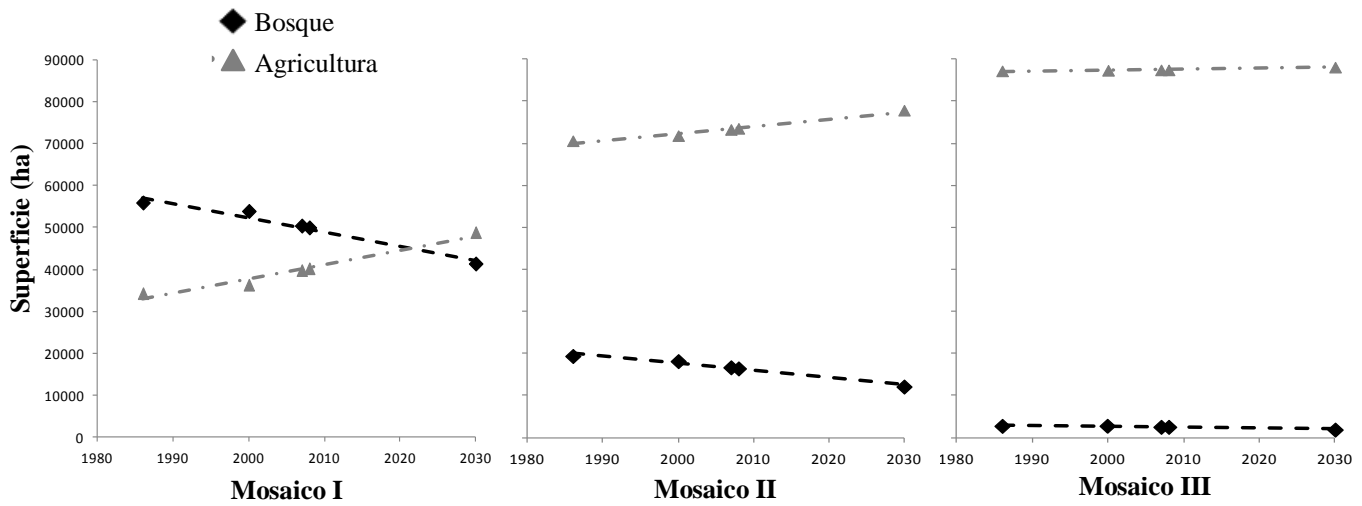
**Figura 4-1.** Marco conceptual de la metodología de análisis (adaptado de Bolliger *et al.* 2007).



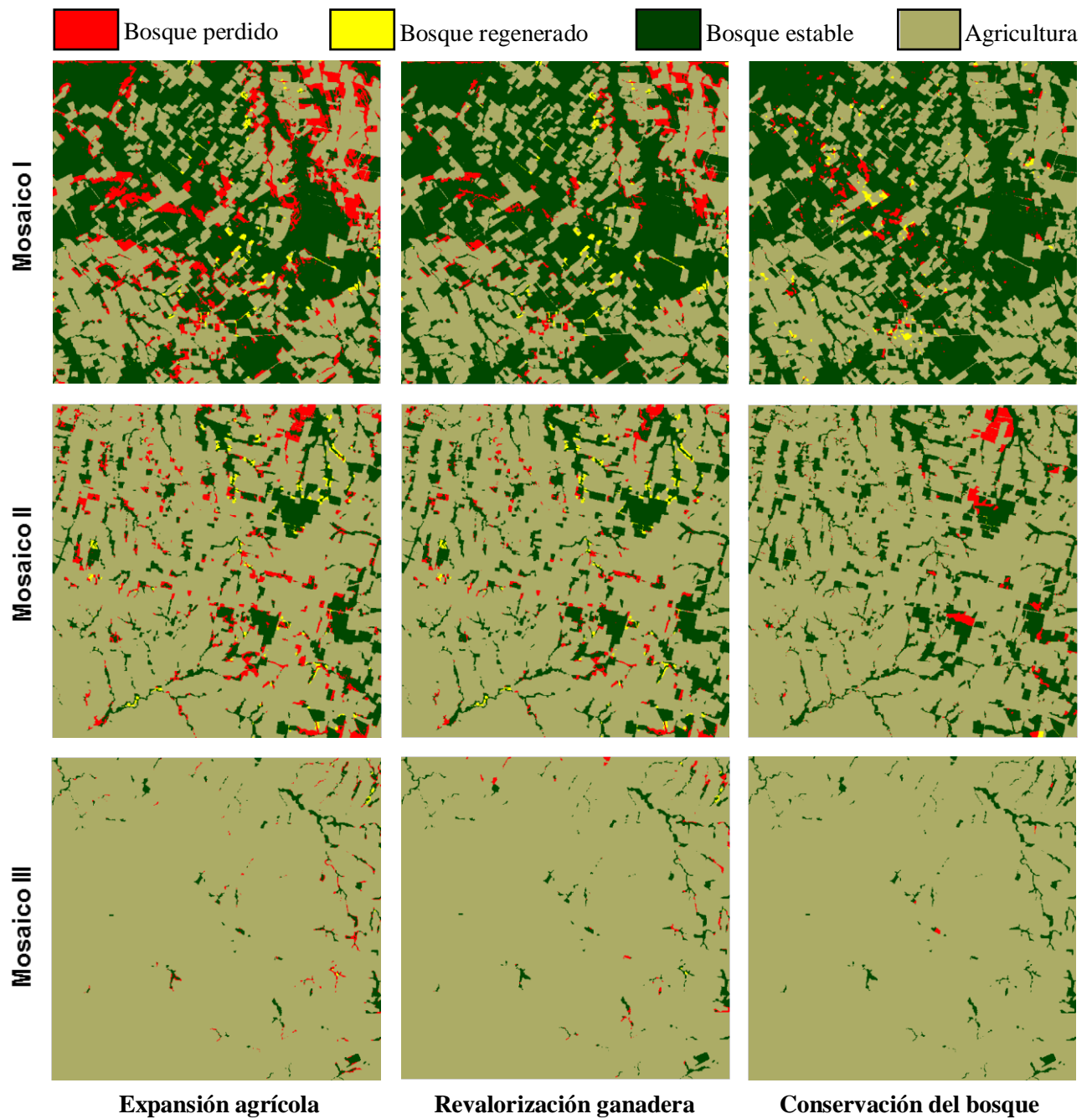
**Figura 4-2.** Evolución de la superficie (ha) sembrada en la provincia de Entre Ríos. Basado en datos obtenidos del informe SIBER (Sistema Integrado para el seguimiento y estimación de la producción de cereales y oleaginosas en el territorio entrerriano) de la Bolsa de Cereales de la provincia de Entre Ríos ([www.bolsacer.org.ar](http://www.bolsacer.org.ar)).



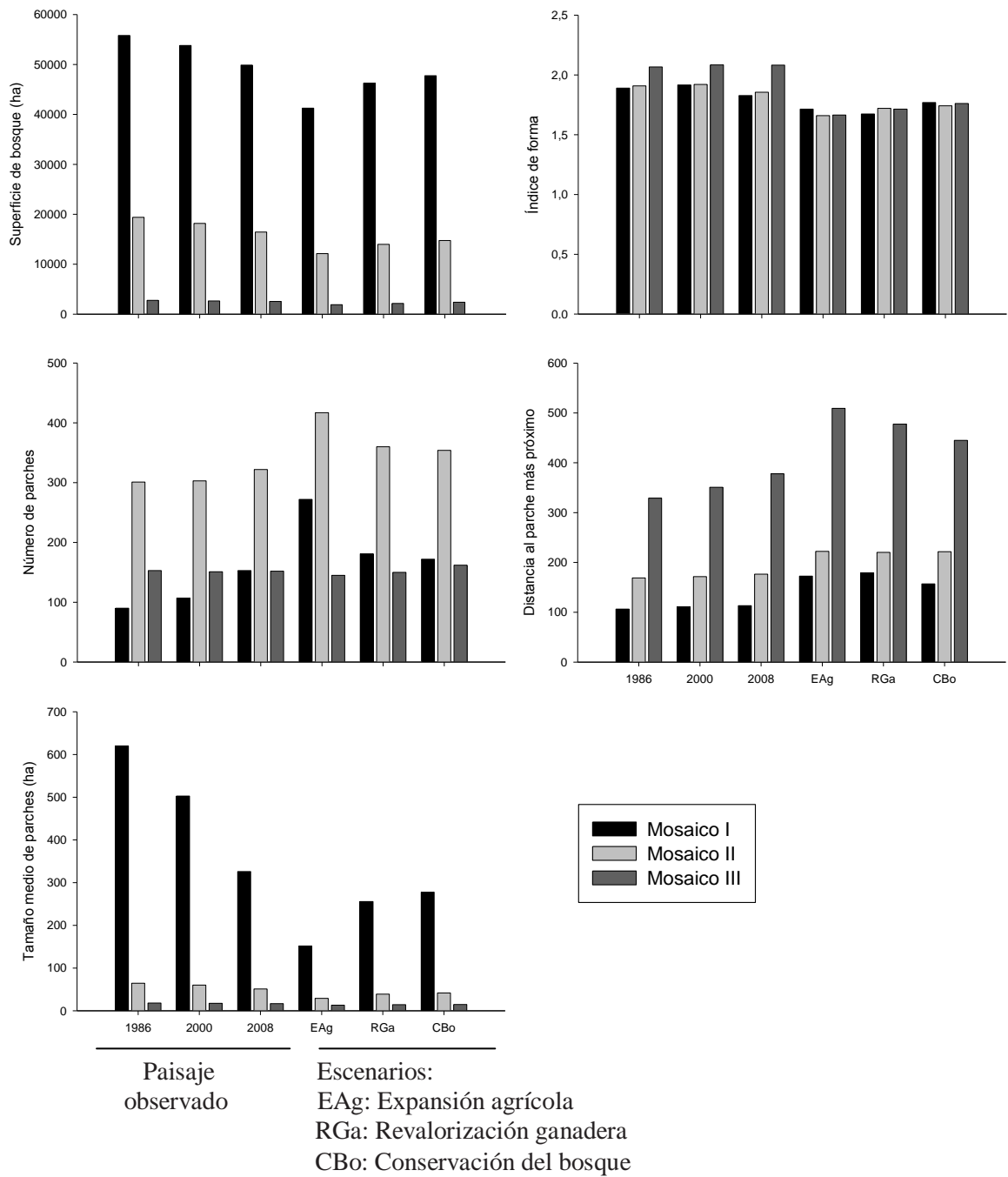
**Figura 4-3.** Áreas de bosque en cada mosaico de estudio, clasificadas como pertenecientes a la categoría de conservación III (verde, que presentarían bajo valor de conservación y podría deforestarse) (Sabattini *et al.* 2009 a, b).



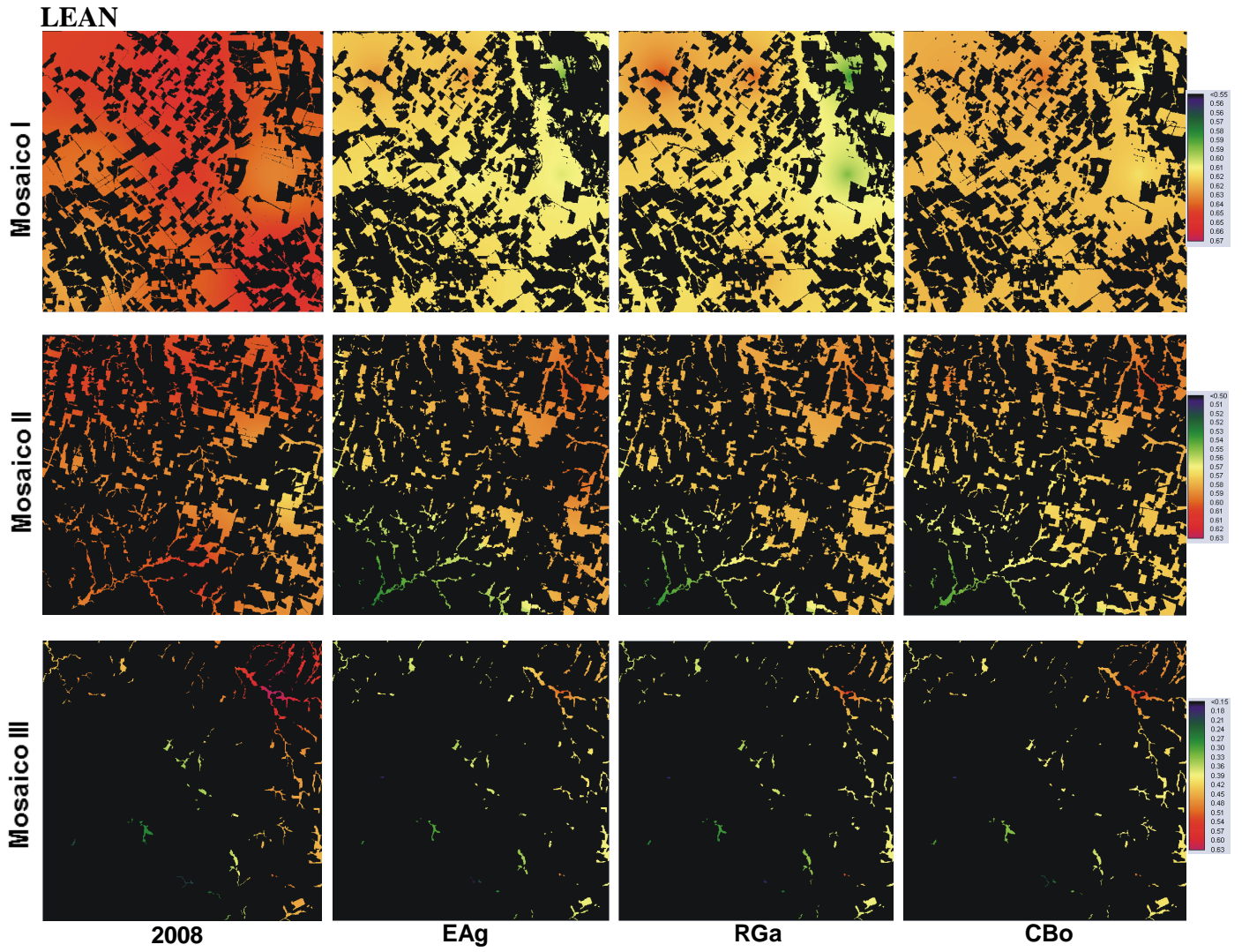
**Figura 4-4.** Curvas de mejor ajuste (lineal) para la pérdida del bosque en los mosaicos I ( $y = -343,14x + 738622$ ,  $r^2 = 0,962$ ), II ( $y = -170,09x - 357803$ ,  $r^2 = 0,969$ ) y III ( $y = -20,535x + 43676$ ,  $r^2 = 0,9097$ ). Los datos corresponden a valores de 1986, 2000, 2007 y 2008 y 2030 (para este año se consideraron los valores predichos según la tendencia actual de cambio).



**Figura 4-5.** Tres escenarios proyectados al 2030: 1) Expansión agrícola, 2) Revalorización de la actividad ganadera bajo bosque y, 3) Conservación del bosque nativo.

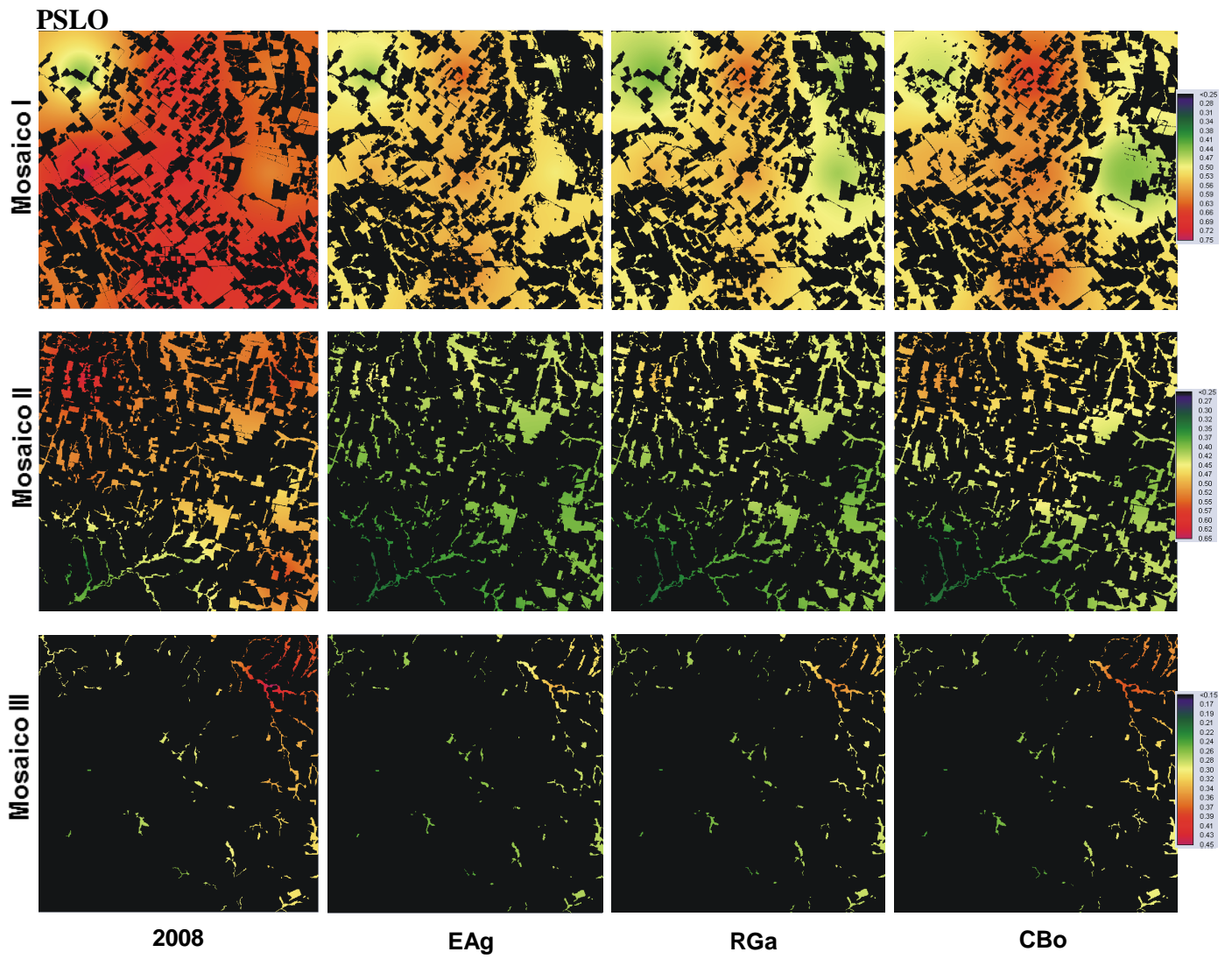


**Figura 4-6.** Cuantificación de los cambios en el uso de la tierra con métricas del paisaje.

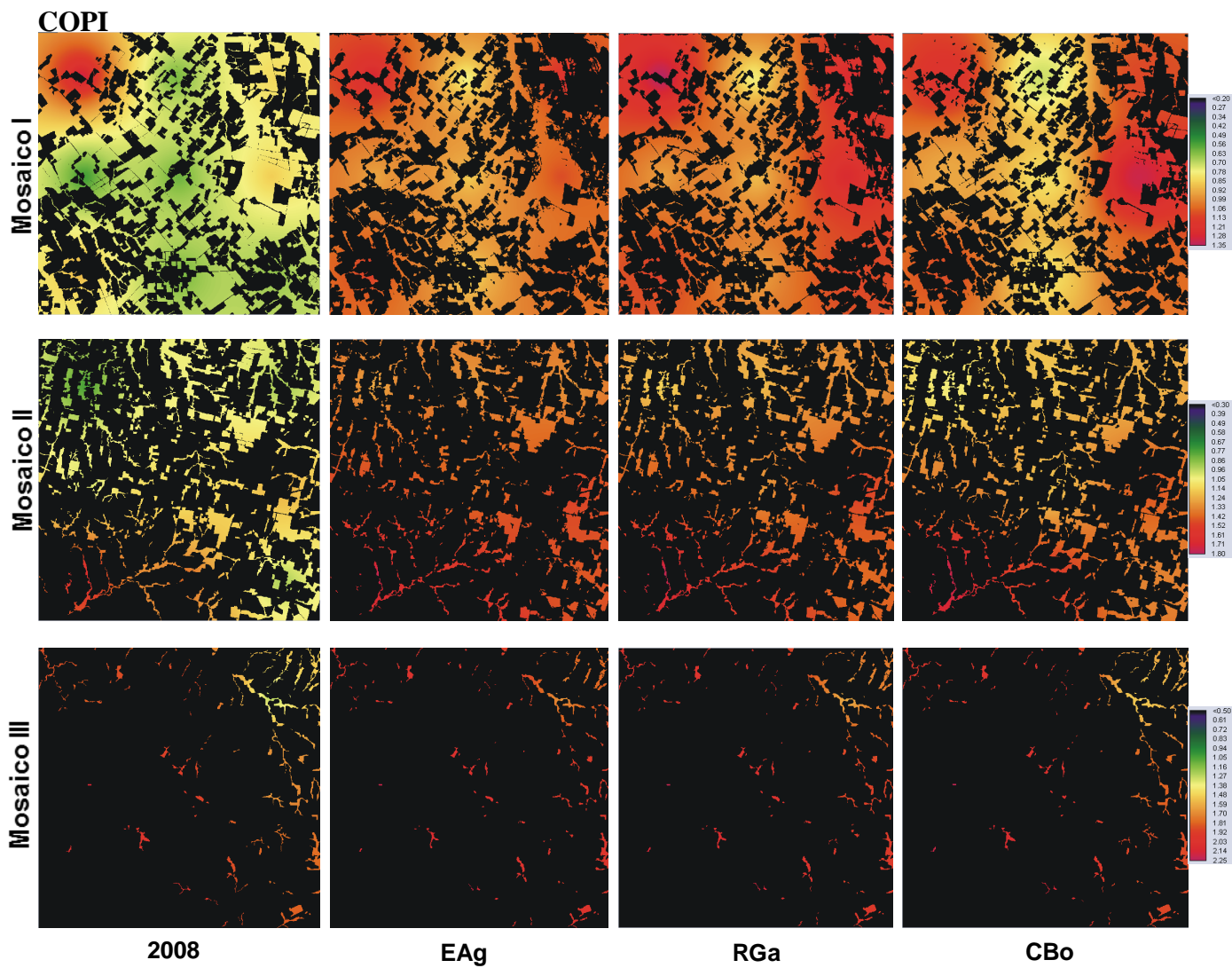


**Figura 4-7.** Distribución de la abundancia relativa de las especies de aves estudiadas según 2008 y los escenarios futuros al 2030.

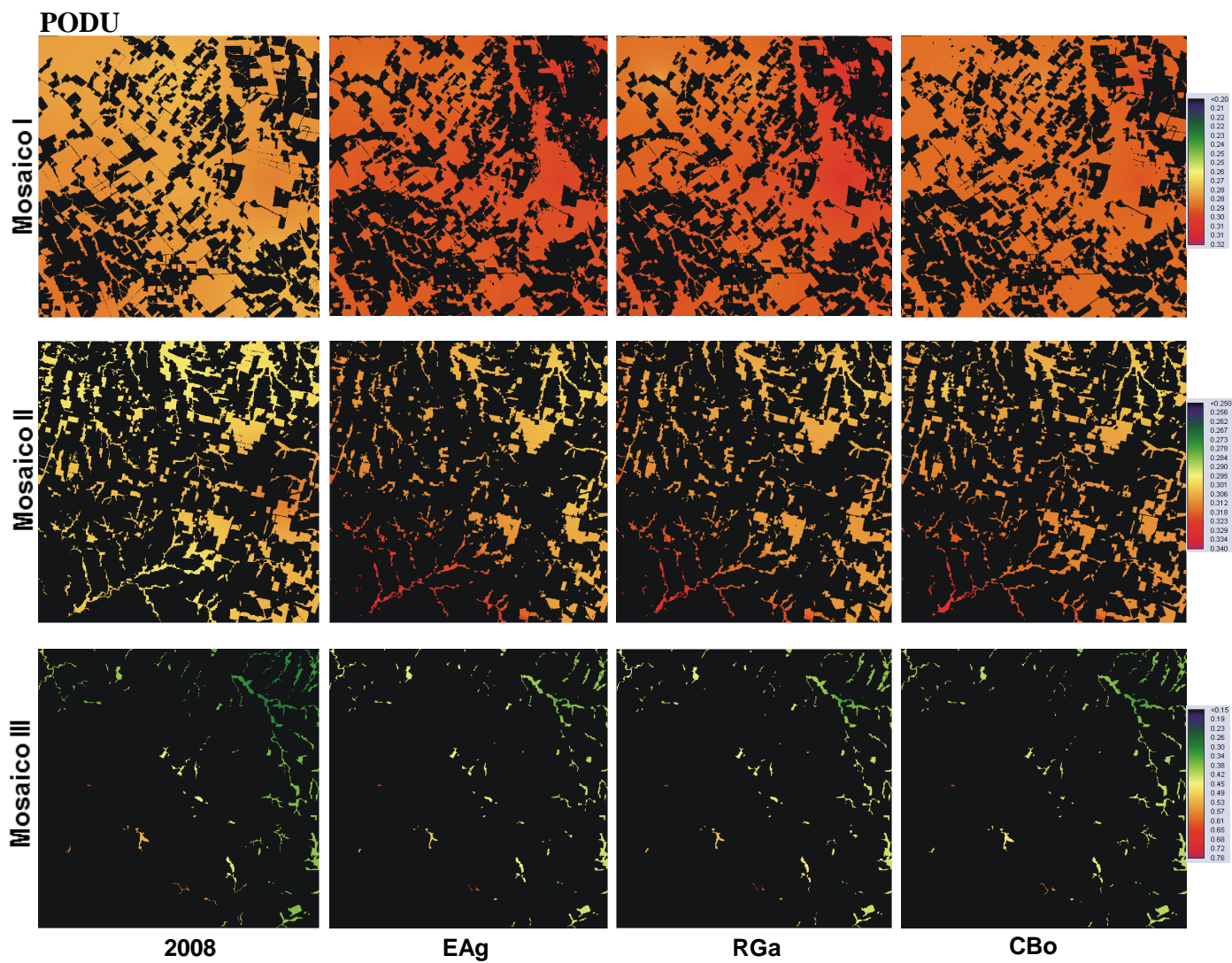




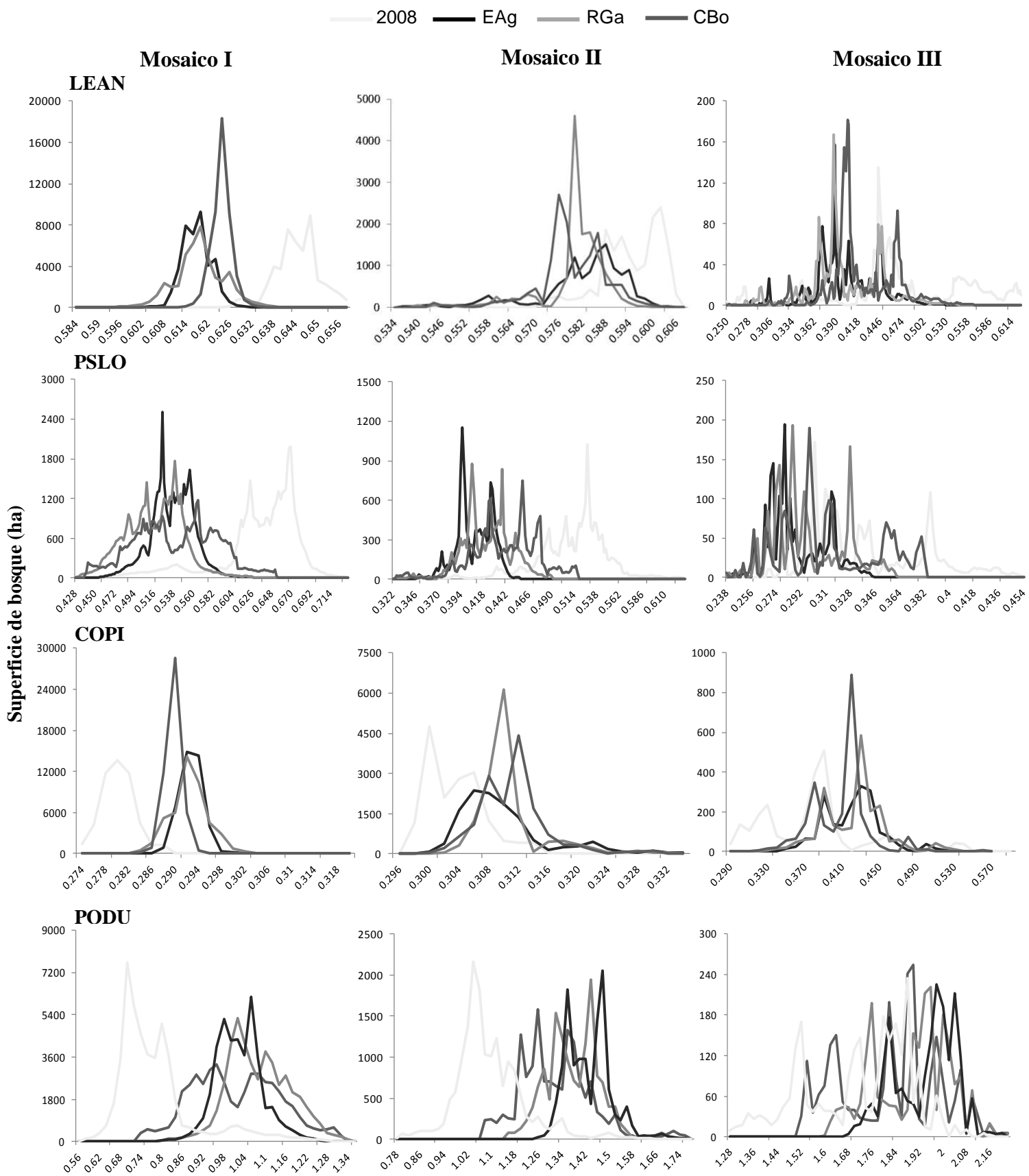
**Figura 4-7.** Continuación.



**Figura 4-7.** Continuación.



**Figura 4-7.** Continuación.



**Figura 4-8.** Distribución de frecuencia de los valores de abundancia por pixel de las 4 especies de aves en cada mosaico y para 2008 y 2030 (escenario de expansión agrícola, revalorización ganadera y de conservación del bosque).

**Tabla 4-1.** Correlaciones entre las variables de cantidad y configuración espacial del bosque nativo a escala de paisaje. En negrita se indican los coeficientes  $\geq 0,70$ ,  $p < 0,05$ .

|                 | <b>AB*</b>   | <b>BT</b>    | <b>DIV_LAND</b> | <b>DF</b>   |
|-----------------|--------------|--------------|-----------------|-------------|
| <b>BT</b>       | <b>0,80</b>  |              |                 |             |
| <b>DIV_LAND</b> | <b>-0,79</b> | -0,40        |                 |             |
| <b>DF</b>       | <b>-0,71</b> | <b>-0,85</b> | 0,37            |             |
| <b>ENN</b>      | -0,60        | <b>-0,82</b> | 0,25            | <b>0,83</b> |

\*AB= Área de bosque, BT= Borde total, DIV\_LAND= Índice de división del paisaje, DF= Dimensión fractal y ENN= Distancia media al parche de bosque más próximo (m).

**Tabla 4-2.** Modelo de mejor ajuste para cada especie, con su correspondiente error estándar y valor  $p$ .

| <b>LEAN (R<sup>2</sup> 0,51)</b> |           |                |       |                |
|----------------------------------|-----------|----------------|-------|----------------|
|                                  | Estimado  | Error estándar | T     | <i>p-valor</i> |
| (Intercepto)                     | -0,34     | 0,1            | -3,34 | 0,0045         |
| <b>ENN</b>                       | -8,30E-04 | 2,10E-04       | -3,98 | 0,0012         |
| <b>PSLO (R<sup>2</sup> 0,49)</b> |           |                |       |                |
|                                  | Estimado  | Error estándar | T     | <i>p-valor</i> |
| (Intercepto)                     | -1,45     | 0,18           | -7,94 | <0,0001        |
| <b>BT</b>                        | 9,30E-07  | 9,30E-07       | 3,92  | 0,0012         |
| <b>COPI (R<sup>2</sup> 0,43)</b> |           |                |       |                |
|                                  | Estimado  | Error estándar | T     | <i>p-valor</i> |
| (Intercepto)                     | 2,23      | 0,3            | 7,48  | <0,0001        |
| <b>BT</b>                        | -5,30E-06 | 1,50E-06       | -3,53 | 0,0028         |
| <b>PODU (R<sup>2</sup> 0,53)</b> |           |                |       |                |
|                                  | Estimado  | Error estándar | T     | <i>p-valor</i> |
| (Intercepto)                     | 0,25      | 0,04           | 6,76  | 0,0001         |
| <b>ENN</b>                       | 2,40E-04  | 5,60E-05       | 4,21  | 0,0007         |

**Tabla 4-3.** Pérdida y ganancia de hábitat potencial (% de píxeles comparado al 2008) para las especies de aves según los escenarios. Los valores con asteriscos indican píxeles de hábitat ganados.

|             |             | <b>Eag</b> | <b>Rga</b> | <b>Cbo</b> |
|-------------|-------------|------------|------------|------------|
|             | Mosaico I   | 20,78      | 11,05      | 7,30       |
| <b>LEAN</b> | Mosaico II  | 27,80      | 17,07      | 12,61      |
|             | Mosaico III | 36,73      | 28,34      | 16,25      |
|             | Mosaico I   | 29,94      | 24,32      | 18,25      |
| <b>PSLO</b> | Mosaico II  | 41,41      | 30,14      | 22,89      |
|             | Mosaico III | 36,64      | 25,51      | 13,14      |
|             | Mosaico I   | 8,61*      | 28,56*     | 24,72*     |
| <b>COPI</b> | Mosaico II  | 3,42       | 7,57*      | 8,12*      |
|             | Mosaico III | 15,81      | 6,26       | 0,12       |
|             | Mosaico I   | 13,55      | 3,18       | 1,02       |
| <b>PODU</b> | Mosaico II  | 24,74      | 12,93      | 8,06       |
|             | Mosaico III | 17,25      | 5,16       | 0,93*      |





## CAPÍTULO 5

### CONCLUSIONES

#### **Influencia de variables locales y de paisaje en la abundancia de aves y umbrales de respuesta**

Los paisajes agrícolas son una mezcla de parches cultivados y no cultivados (bosque, pastizales, cursos de agua, construcciones, etc.) que reflejan la ocupación humana y el uso de los recursos naturales además de variar en composición (tipos de coberturas en el paisaje) y configuración (disposición espacial de las distintas coberturas dentro del paisaje) a múltiples escalas espaciales y temporales (Forman y Godron 1986; Fahrig y Nuttle 2005). Las especies de aves que usan esos paisajes los seleccionan usando información a múltiples escalas (Clergeau 1995). Por lo tanto, la abundancia y disposición espacial de parches de distintas coberturas en el paisaje, así como características del microhábitat (relacionadas con la estructura de la vegetación) pueden influir sobre la abundancia de aves (Mazerolle y Villard 1999; Renfrew y Ribic 2008; Thornton *et al.* 2011).

La densidad de la mayoría de las especies de aves analizadas en el capítulo I mostró diferencias significativas entre los mosaicos y las estaciones del año. No obstante, la respuesta varió según la especie. Por ejemplo, *C. picui* (especie más abundante) y *A. badius* fueron más abundantes en paisajes simplificados, con menor proporción de bosque y parches aislados, características observadas en el mosaico III. Estos resultados conciben con la respuesta de especies generalistas, con una dieta muy variada o que se alimentan en la matriz agrícola (De la Peña y Pensiero 2003). Estas características de su historia natural las harían menos sensibles a la pérdida de recursos y fragmentación del paisaje. Por otro lado, *D. bridgesii*, *P. coronata* y *L. angustirostris* fueron más abundantes en paisajes con mayor proporción de cobertura de bosque nativo, parches de mayor tamaño y próximos entre sí, patrón típico del mosaico I. Estas especies están asociadas al bosque nativo donde nidifican y se alimentan fundamentalmente de insectos e invertebrados que encuentran en los troncos de los árboles, con excepción de *P. coronata* que es mayormente granívora (De la Peña 2011). Adicionalmente, la variación observada en la respuesta de las aves puede ser atribuible a la escala a la cual perciben la estructura del paisaje (With 1994) así como a requisitos de su historia de vida que pueden limitar las escalas a las que perciben, adquieren y aprovechan los recursos (Hansen y Urban 1992; Hansen *et al.* 1992).

La respuesta diferenciada de las aves al tamaño de los parches de hábitat ha sido reportada también por numerosos autores (Terborgh 1989; Laurance 1991; MacNally y Bennett 1997; Kolozsvary y Swihart 1999; Deng y Zheng 2004; Ewers y Didham 2006). Dado el grado de tolerancia de diferentes especies, la magnitud del efecto del tamaño de los parches puede estar influenciada por características propias de las especies, como los atributos de su historia de vida ó por características del paisaje. De esta manera, todas las especies estudiadas en este trabajo presentaron más detecciones en los parches medianos y grandes, respecto a los pequeños. Esto puede ser debido a numerosos factores, siendo uno de ellos la relación especie-área, según la cual existe una relación directamente proporcional entre la cantidad de área de un recurso (hábitat, parche) y el número de especies e individuos que ese recurso puede sostener (Blake y Karr 1987; Lomolino 2000). Otro factor, no evaluado en este trabajo pero que podría influir está relacionado con el hábitat utilizado y el hábitat disponible en el entorno. El uso del hábitat es el resultado de un largo proceso de selección natural (Martin 1998; Clark y Shutler 1999). Por lo tanto, la presencia de determinados patrones en la elección del sitio de nidificación puede, a su vez, responder a la disponibilidad de alimento (Mezquida 2000). Otros factores son la estructura y composición de la comunidad de plantas dentro de los parches así como la orientación de los bordes (Collinge 1996; Forman 2006) lo que a su vez puede influenciar procesos como depredación de nidos y pichones (Wilcove 1985; Campbell y Johns 2002).

La estructura de la vegetación a nivel de microhábitat fue un predictor importante para la mayoría de las especies consideradas en este estudio (capítulo II), así como en otras investigaciones (Martin 1998; Forman 2006). En la comunidad de aves estudiadas, 15 de las 17 especies estuvieron asociadas (positiva o negativamente) con variables que caracterizan la estructura de la vegetación, siendo la densidad de árboles dentro de los parches la más importante en explicar la abundancia de aves. Especies que nidifican en cavidades, como *L. angustirostris* y *D. bridgesii*, se beneficiarían de una alta densidad de árboles (además de otros posibles factores como el estado sucesional del bosque o la composición de las especies de árboles), debido a que esta estructura le brindaría sitios para nidificación (Newton 1994; Berg *et al.* 1994) y una mayor oferta de alimento (Nadkarni y Matelson 1989; Nadkarni y Longino 1990; Sillett 1994). Por el contrario, otras especies (*M. monachus*, *C. picui*) mostraron una relación negativa con la densidad de árboles. Un factor importante en la tasa de mortalidad poblacional de estas especies es la depredación de huevos y pichones. Por lo tanto, una menor densidad de árboles y arbustos

facilitaría la detección de potenciales predadores o éstos estarían en menor densidad (Peris y Aramburú 1995; Eberhard 1998).

Adicionalmente, los aspectos ecológicos de la fragmentación no pueden ser evaluados sin considerar la importancia del contexto del paisaje (Jules y Shahani 2003; Ewers y Didham 2006). Este (dado por las características del paisaje que rodea a los parches) puede tener profundos efectos sobre los patrones y procesos ecológicos dentro de los parches (Forman 2006). Esta influencia del contexto del paisaje puede ser debida no sólo a la proporción del paisaje ocupado por una determinada cobertura o uso de la tierra, sino también a la configuración espacial (Villard *et al.* 1999) y a la intensidad de los distintos usos (Martin *et al.* 2006). Los resultados de este estudio destacan la importancia de evaluar las relaciones especie-hábitat a distintos niveles espaciales (Capítulo II) dado que los patrones de abundancia de las especies de aves consideradas estuvieron asociados a diversas variables medidas en distintos niveles, lo cual coincide con otros estudios (Donovan *et al.* 1997; Gehring y Swihart 2003; Cunningham y Johnson 2006; Li *et al.* 2006). Sin embargo, las variables locales (dentro de los parches) fueron comparativamente más importantes que la forma y tamaño de los parches. Por otro lado, la cantidad y configuración del bosque nativo fue comparativamente más importante que la composición y configuración de todas las clases presentes en el paisaje. No obstante, debido a que la abundancia de las aves se modeló como una función de factores a escala de parche (microhábitat y macrohábitat) por un lado, y de factores a escala de paisaje por otro lado, no es posible la comparación de la importancia relativa entre escalas. Las variables locales, como estructura y composición del bosque del Espinal podrían ser las más utilizadas para el manejo directo. Este manejo del bosque y la subsiguiente respuesta de la comunidad de aves podrían determinar futuras investigaciones. No obstante, los resultados de este estudio brindan un marco que permite enunciar nuevas hipótesis para poner a prueba en el futuro.

La complejidad en la forma de los parches de bosque fue consistentemente importante (macrohábitat) y los resultados obtenidos coinciden con otros estudios (Hawrot y Niemi 1996; Magrath *et al.* 2011). Parches de formas simples correspondieron a los mosaicos I y II, mientras que parches de formas complejas, dadas por modificación antrópica, caracterizaron el mosaico III. Estos parches de formas complejas y de menor superficie presentaron gran longitud de borde, lo que haría pensar que a su vez, presentan menor proporción de hábitat núcleo (Laurance y Yensen 1991) o el área central está

dividida en pequeñas áreas núcleos, lo cual podría limitar el hábitat de numerosas especies (Ewers 2004).

A nivel de paisaje, *D. bridgesii*, *L. angustirostris*, *P. lophotes*, *T. amaurochalinus* y *P. coronata* fueron más abundantes en paisajes con alta proporción de bosque nativo y parches más próximos y conectados entre sí. Esta mayor conectividad le facilitaría el uso de los recursos necesarios para su supervivencia y movimientos (Andrade y Marini 2001; Lees y Peres 2008). Por otro lado, *C. picui*, *A. badius*, *T. major*, *P. dumicola* y *S. flaveola* fueron más abundantes en paisajes con menor proporción de bosque nativo y parches aislados y desconectados. Esto puede deberse a que esta estructura del paisaje les permitiría moverse fácilmente a través de los parches o que se trata de especies que pueden usar tanto el interior de los parches como los bordes y la matriz que los rodea (Fraser y Stutchbury 2004; Churchill y Hannon 2010; Thornton *et al.* 2011). Adicionalmente, esta respuesta podría deberse a que se trata de especies generalistas en sus requerimientos de anidamiento, uso de hábitat, etc. (De la Peña 2002, 2011).

Finalmente, se destaca una fuerte evidencia de la existencia de umbrales tanto en la estructura interna de los parches como en la cantidad y configuración espacial del bosque nativo, debajo de los cuales existe una marcada disminución en la abundancia de especies sensibles a la fragmentación. La abundancia de estas especies mostró una discontinuidad en su relación con la densidad de árboles dentro de los parches cuando los valores fueron menores a 200-300 árboles/ha. Asimismo, se evidenció una discontinuidad en la respuesta cuando los paisajes presentaron menos de 20-25% de cobertura de bosque y un aislamiento entre parches mayor a 50-300 m.

### **Pérdida y fragmentación del bosque nativo de Entre Ríos: impacto de futuros escenarios de cambios en el uso de la tierra en las poblaciones de aves**

La fragmentación junto con la pérdida de hábitat es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad (Wilcox y Murphy 1985; Noss y Csuti 1994; Myers 1997; Fahrig 2003). En Argentina, la expansión agrícola registrada en las últimas 3 décadas, fundamentalmente dada por el cultivo de soja, resultó en deforestación y fragmentación de bosques nativos (Aizen *et al.* 2009). En el capítulo III se evidenció que estos procesos, en Entre Ríos, incrementaron a través del tiempo y que los factores impulsores estuvieron relacionados fundamentalmente con la accesibilidad a los parches. La tasa de deforestación de los tres mosaicos mostró una tendencia creciente entre los períodos analizados, siendo

más marcada en el mosaico II, mientras que resultó menor en el mosaico III. Esto es esperable debido a que en este último mosaico, la superficie de bosque es muy escasa y los parches remanentes se encuentran circunscriptos a los cursos de agua y en consecuencia, el acceso a los mismos es operativamente más dificultoso.

Los factores que influyeron sobre el proceso de deforestación en Entre Ríos estuvieron relacionados a la urbanización (distancia a localidades), al transporte (distancia a rutas) y a características de los parches (tamaño y forma). Este patrón es similar a lo observado en otras regiones del mundo y en particular en Latinoamérica, donde la tasa de deforestación estuvo muy influenciada por la pendiente del terreno, la aptitud agrícola, el desarrollo vial y el crecimiento urbano (Dirzo y García 1992; Viña y Cavelier 1999; Gavier y Bucher 2004). La distancia a localidades representa la influencia directa de los mercados, así como la disponibilidad de servicios (Hernandez 2004). Los caminos constituyen vías de acceso y conforman una red que facilita la influencia antrópica a los parches de bosque. Además de los mencionados, la productividad de la tierra y el tipo de suelo son factores que generalmente están fuertemente correlacionados con el cambio en el uso de la tierra (Verburg *et al.* 1999; Pontius *et al.* 2001; Schneider y Pontius 2001; Serneels y Lambin 2001; Kok y Veldkamp 2001). No obstante, en el presente estudio estos últimos factores no resultaron importantes. En mi opinión, esto es debido a que a pesar de que los suelos de los bosques nativos de Entre Ríos presentan una aptitud restringida para la agricultura (Tasi y Bedendo 2008), la deforestación se acrecentó.

Las tendencias actuales y los escenarios globales indican que la expansión e intensificación de la agricultura continuará en el futuro cercano en la Argentina, con importantes efectos sobre la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la sostenibilidad del medio socio-ambiental. En este contexto, la construcción de escenarios constituye una herramienta de gran utilidad para discutir y desarrollar alternativas de desarrollo y planificación que compatibilicen producción y conservación, resultando en territorios ambiental y socialmente sostenibles (Gavier-Pizarro *et al.* 2013).

Los tres escenarios modelados al año 2030, en el capítulo IV, evidenciaron un incremento en el área del paisaje con uso agrícola. Este incremento depende tanto de la cantidad de bosque en la actualidad como de las decisiones de intervención humana, las cuales dependen directamente de decisiones políticas y procesos socio-económicos. Esto refleja el rol de las acciones del gobierno en el proceso de ordenamiento territorial

fundamentalmente en los escenarios de revalorización ganadera y de conservación del bosque.

La fortaleza de la aproximación metodológica abordada es que brinda una rápida descripción de las diferencias en la intensidad y el impacto del cambio en el uso de la tierra bajo los distintos escenarios sobre la abundancia de aves asociadas al bosque nativo en agroecosistemas. Los cambios en el paisaje indicaron que el escenario de expansión agrícola exhibiría los cambios más extremos sobre la cantidad y configuración espacial del bosque, mientras que el escenario de conservación permitiría mantener la estructura del bosque en niveles similares a los registrados en 2008 y el escenario ganadero representaría una situación intermedia entre los escenarios ya mencionados.

Asimismo, estos escenarios mostraron (fundamentalmente el de expansión agrícola) que la mayoría de las especies de aves sufrirá impactos negativos no sólo sobre su abundancia y distribución sino también en la pérdida de hábitat potencial disponible al 2008. *C. picui* sería tolerante a los primeros estadios del proceso de fragmentación, mientras que *L. angustirostris* y *P. lophotes* serían sensibles a esos primeros estadios y su abundancia disminuiría considerablemente así como su hábitat potencial. El escenario de conservación del bosque sería la alternativa productiva que conservaría las poblaciones de especies sensibles.

### **Implicancias de manejo**

Debido a que la fuente de fragmentación para la mayoría de los paisajes estudiados ha sido la actividad antrópica, es necesario orientar las políticas y decisiones de manejo haciendo referencia a la conservación de especies y su hábitat (Banks *et al.* 2005; Holland y Bennett 2009; Thornton *et al.* 2011). Por lo tanto, las decisiones de manejo deberían considerar el paisaje circundante a los parches, incluyendo sitios de posible restauración, en lugar de focalizar los esfuerzos solamente en el manejo de los atributos a nivel de parche, tales como tamaño de los mismos (Mazerolle y Villard 1999). Otras variables: longitud de borde, área de los parches, distancia a los parches vecinos y otros indicadores de fragmentación interactúan entre sí y pueden cambiar en direcciones contradictorias durante el proceso de fragmentación (Bogaert 2003).

Por otro lado, las estrategias de conservación y manejo deben considerar que los impactos negativos de la pérdida y fragmentación del bosque nativo sobre las poblaciones

de aves no siempre pueden ser compensados por medidas específicas que mejoren la calidad del hábitat local, tales como mantener grandes árboles, con una alta densidad de los mismos o parches de determinada superficie. Además de ello, se debe conservar áreas seminaturales, cultivos y pasturas debido a la función de los mismos en la conservación de procesos ecológicos (Barbault 1995; Paoletti 1995). Las medidas de conservación a escala de paisaje también son necesarias para asegurar la persistencia regional de las especies de aves sensibles a la fragmentación. Por lo tanto, las estrategias de conservación deberían focalizarse principalmente sobre las especies especialistas, que necesitan áreas extensas de bosque maduro y grandes tamaños de parches (Vergara y Armesto 2009). Asimismo, es necesario incrementar el conocimiento sobre los parámetros de vida y requisitos de recursos de estas especies de aves.

El diseño de estrategias de planificación y conservación del bosque nativo y su diversidad debería incluir áreas protegidas que funcionen como núcleos y áreas rurales adyacentes que funcionen como áreas de amortiguación, corredores y áreas naturales (Nowicki 1996). Para lograr esto, las políticas a nivel regional deberían evaluar los servicios ecosistémicos y sus valores económicos (Naveh y Leiberman 1990), así como promover el conocimiento ecológico de las especies de la biodiversidad que son sensibles a la pérdida y fragmentación del paisaje y de las que actualmente se dispone de escasa información.

Los umbrales de respuesta de la biodiversidad a la pérdida y fragmentación del paisaje constituyen una valiosa herramienta en la planificación de esas estrategias de conservación y permiten asistir a los administradores de los recursos con pautas cuantitativas provenientes de estudios ecológicos. Asimismo, los umbrales representan puntos o zonas de inestabilidad o discontinuidad en los cuales las relaciones ecológicas colapsarían y por lo tanto deberían ser evitados completamente.

Los resultados de este estudio refuerzan principios básicos que deben abordarse en el manejo de los recursos naturales. En primer lugar, maximizar la cantidad de hábitat para que la persistencia de las poblaciones de aves sensibles a la pérdida y fragmentación del bosque nativo sea factible. Contrariamente, la abundancia de especies sensibles como *L. angustirostris*, *D. bridgesii* y *P. lophotes* declinará rápidamente cuando la cobertura de bosque de los agroecosistemas del Espinal de Entre Ríos sea menor a 20-25%. En 2008 (última fecha de cuantificación de la coberturas de la tierra en el área de estudio), la

proporción de bosque en los mosaicos analizados varió entre 56, 23 y 3% (mosaicos I, II y III, respectivamente), lo que indicaría que las condiciones en el mosaico II estarían muy próximas a colapsar y es probable que estas especies comiencen a desaparecer bajo las actuales condiciones, mientras que el mosaico III constituiría un hábitat en el que estas especies estarían prácticamente extintas.

La disminución en las poblaciones también requiere de acciones de manejo en el mediano plazo, para lo cual es necesario cubrir vacíos de información existentes mediante estudios que contribuyan a entender las relaciones especie-hábitat desde la perspectiva de la autoecología de las especies de aves indicadoras o sensibles a los cambios. Asimismo, incrementar la calidad del hábitat disponible, tales como la cobertura de árboles en el interior de los parches remanentes en respuesta al umbral que las especies mostraron en este sentido. Sin embargo, para revertir la disminución de las poblaciones en el largo plazo, la protección debe ser suplementada con el diseño de estrategia y planes de reforestación (Radford y Bennett 2004). Trasladando esto al mosaico II, solo se requeriría aumentar la cobertura de bosque un 2% (aproximadamente 200 ha en mosaicos de 30x30 km), lo cual puede representar un determinado esfuerzo de inversión pero con significativos beneficios para la biodiversidad.

Por otro lado, el aislamiento estructural del hábitat debería ser menor que la capacidad de movimiento de las especies de interés (Taylor *et al.* 1993; Forman 1995). De este modo, la reforestación debería contribuir a crear parches en sitios donde la distancia media entre parches sea mayor al umbral de aislamiento que muestren las especies. En el caso de las especies analizadas, esta distancia no debería ser menor a 50-300m.

Basado en los resultados de mi estudio, es necesario que las políticas y legislaciones se traduzcan en estrategias y acciones que contribuyan a que los actores públicos y privados converjan en un equilibrio entre producción y conservación. Un intento de evitar mayores daños en los bosques nativos es la Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos que fuera reglamentada por el Poder Ejecutivo Nacional en 2009. La provincia de Entre Ríos acaba de sancionarla (marzo de 2014) mediante la ley provincial N° 10.284. De acuerdo al ordenamiento territorial del bosque nativo que acompaña a esta ley, la mayor parte del bosque de la provincia de Entre Ríos presenta valores de conservación muy altos y medios, lo que amerita su persistencia a perpetuidad y de los que se podría hacer uso para



investigaciones científicas (categoría roja) o aprovechamiento turístico o de recuperación (categoría amarilla). La aplicación e implementación de esta ley prevé el establecimiento de un programa provincial de certificación de protocolos de manejo sustentable del bosque nativo, el que podría contribuir a un escenario futuro de cambio en el uso de la tierra en el cual se priorice la conservación del bosque nativo y exija, controle, monitoree e incentive el manejo sustentable del bosque nativo.

En síntesis, los resultados de este estudio ofrecen conocimientos y herramientas para identificar patrones de respuesta de especies de aves a la pérdida y fragmentación del bosque nativo. Los métodos utilizados y los resultados brindan medidas de magnitud al proceso de fragmentación a través de umbrales de respuesta a distintos niveles espaciales, destacando la importancia de explorar posibles escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra e impactos potenciales de estos cambios sobre la abundancia de aves asociadas al bosque nativo en agroecosistemas. No obstante, paralelamente a la aplicación de estrategias de conservación y/o restauración del bosque nativo y su biodiversidad, es necesario ampliar el conocimiento sobre los factores ecológicos que limitan el uso de ese hábitat por la comunidad de aves y otros grupos biológicos asociadas al bosque nativo. Además, de estudios que fortalezcan a los tomadores de decisiones con información y herramientas para identificar parches de bosque o paisajes prioritarios y esenciales para mantener la viabilidad de la biodiversidad del Espinal.



## BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo MA, Restrepo C (2008) Land-cover and land-use change and its contribution to the large-scale organization of Puerto Rico's bird assemblages. *Divers Distrib* 14:114-122
- Aizen MA, Garibaldi LA, Dondo M (2009) Expansión de la soja y diversidad de la agricultura Argentina. *Ecol Aust* 19:45-54
- Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6):716-723
- Alcamo J (2001) Scenarios as tools for international environmental assessments. Environmental Issue Report 24. European Environment Agency, Copenhagen
- Alcamo J, Schaldach R, Koch J, Kölling C, Lapola D, Priess J (2011) Evaluation of an integrated land use change model including a scenario analysis of land use change for continental Africa. *Environ Modell Softw* 26:1017-1027
- Alkemade R, van Oorschot M, Nellemann C, Miles L, Bakkenes M, Brink B (2009) GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12(3):349-359
- Alkorta I, Albizu I, Garbisu C (2003) Biodiversity and agroecosystems. *Biodivers Conserv* 12:2521-2522
- Almeida CMD, Monteiro AMV, Camara G, Soares-Filho BS, Cerqueira GC, Pennachin CL, Batty M (2003) Empiricism and stochastics in cellular automaton modeling of urban land use dynamics. *Comput Environ Urban* 27(5):481-509
- Ambuel B, Temple SA (1983) Area-dependent changes in bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64:1057-1068
- Andrade RD, Marini MA (2001) Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil. In: Albuquerque JLB, Cândido JF Jr, Straube FC, Ross AL (eds.) *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias*. Editora UNISUL, Tubarão, pp 125-136
- 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
- Andrén H, Angelstam P (1988) Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69:544-547
- Andrén H, Angelstam P, Lindstrom P, Widen P (1985) Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45:273-277
- Angelsen A, Kaimowitz D (1999) Rethinking the Causes of Deforestation: Lessons from Economic Models. *World Bank Res Obser* 14:73-98

- Araujo MB, Cabeza M, Thuiller W, Hannah L, Williams PH (2004) Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Glob Change Biol* 10:1618–1626
- Aravena RO (1927) Notas sobre la alimentación de las aves. *Hornero* 4:38–49
- Ash C, Jasny BR, Malakoff DA, Sudgen AM (2010) Feeding the future. *Science* 327(5967):797-797
- Askins RA, Philbrick MJ, Sugeno DS (1987) Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. *Biol Conserv* 39:129–152
- Baccini A, Goetz SJ, Walker WS, Laporte NT, Sun M, Sulla-Menashe D, *et al.* (2012) Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nat Clim Change* 2:182–185
- Bagno MA, Marinho-Filho J (2001) A avifauna do Distrito Federal: uso de ambientes abertos e florestais e ameaça e recuperação de Matas de Galeria. Brasília: EMBRAPA
- Bakker KK, Naugle DE, Higgins KF (2002) Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation. *Conserv Biol* 16:1638–1646
- Baldi G, Paruelo JM (2008) Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecol Soc* 13:6 [online]
- Banks SC, Finlayson GR, Lawson SJ, Lindenmayer DB, Paetkau D, Ward SJ, Taylor AC (2005) The effects of habitat fragmentation due to forestry plantation establishment on the demography and genetic variation of a marsupial carnivore, *Antechinus agilis*. *Biol Conserv* 122:581–597
- Banks-Leite C, Ewers RM, Metzger JP (2010) Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119:918-926
- Barbault R (1995) Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape Urban Plan* 31:89-98
- Bascompte J, Solé RV (1996) Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *J Animal Ecol* 65:465–473
- Baskent EZ, Jordan GA (1995) Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Can J Forest Res* 25:1830–1849
- Beaudry F, Pidgeon AM, Mladenoff DJ, Howe RW, Bartelt GA, Radeloff VC (2011) Optimizing regional conservation planning for forest birds. *J Appl Ecol* 48:726-735
- Beier P, van Drielen M, Kankam BO (2002) Avifaunal collapse in West African forest fragments. *Conserv Biol* 16:1097–1111

- Beltzer AH (1988) Biología alimentaria del Tordo Mulato *Molothrus badius badius* (Aves: Icteridae) en el valle aluvial del río Paraná medio, Argentina. *Rev Asoc Cienc Nat Litoral* 19:113–121
- Bender DJ, Contreras TA, Fahrig L (1998) Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2):517-533
- Bengtson SA, Bloch D (1983) Island land bird population densities in relation to island size and habitat quality on the Faroe Islands. *Oikos* 41:507–522
- Berg A, Ehnström B, Gustafsson L, Hallingbäck T, Jonsell M, Weslien J (1994) Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conserv Biol* 8:718–731
- Betts MG, Hagar JC, Rivers JW, Alexander JD, McGarigal K, McComb BC (2010) Thresholds in forest bird occurrence as a function of the amount of early-seral broadleaf forest at landscape scales. *Ecol Appl* 20(8):2116-2130
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe SH (2000) *Bird census techniques*, 2nd ed. Academic Press, London
- Bilenca DN, Codesido M, González Fischer CM, Pérez Carusi L (2009) Impactos de la actividad agropecuaria sobre la biodiversidad en la ecorregión pampeana. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina
- Blake JG, Karr JR (1984) Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. *Biol Conserv* 30:173–187
- Blake JG, Karr JR (1987) Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat relationships. *Ecology* 68(6):1724-1734
- Block WM, Brennan LA (1993) The habitat concept in ornithology: theory and applications. In: Power DM (ed.). *Curr Ornithol* 11:35-91
- Bogaert J 2003 Lack of agreement on fragmentation metrics blurs correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conserv Ecol* 7(1): r6. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/resp6/>
- Boletta PE, Ravelo AC, Planchuelo AM, Grilli M (2006) Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *For Ecol Manage* 228:108–114
- Bolliger J, Kienast F, Soliva R, Rutherford G (2007) Spatial sensitivity of species habitat patterns to scenarios of land use change (Switzerland). *Landscape Ecol* 22:773-789
- Bollinger EK, Gavin TA (1992) Eastern Bobolink populations: ecology and conservation in an agricultural landscape. In: Hagan III JM, Johnston DW (eds.) *Ecology and conservation of neotropical landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, pp 497–506

- Boren JC, Engle DM, Palmer MW, Masters RE, Criner T (1999) Land use change effects on breeding bird community composition. *J Range Manage* 52:420-430
- Boulinier T, Nichols JD, Hines JE, Sauer JR, Flather CH, Pollock KH (2001) Forest fragmentation and bird community dynamics: inference at regional scales. *Ecology* 82(4):1159-1169
- Bourgeron PS, Humphries HC, Barber JA, Turner S J, Jensen ME, Goodman IA (1999) Impact of broad and fine scale patterns on regional landscape characterization using AVHRR derived land cover data. *Ecosyst Health* 5(4):234–258
- Brawn JD (1988) Selectivity and ecological consequences of cavity nesters using natural vs. artificial nest sites. *Auk* 105:789-791
- Brennan SP, Schnell GD (2005) Relationship between bird abundances and landscape characteristics: The influence of scale. *Environ Monit Assess* 105:209-228
- Brescia V, Lema D, Parellada G (1998) El Fenómeno ENSO y la Agricultura Pampeana: Impactos Económicos en Trigo, Maíz, Girasol y Soja. INTA –Instituto de Economía y Sociología–Documento de Trabajo No.1
- Brittingham M, Temple SA (1983) Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience* 33:31-35
- Brown JR, Herrick J, Price D (1999) Managing low-output agroecosystems sustainability: the importance of ecological thresholds. *Can J Forest Res* 29:1112–1119
- Brown DG, Page SE, Riolo R, Rand W (2004) Agent-based and analytical modeling to evaluate the effectiveness of greenbelts. *Environ Model Softw* 19:1097–1109
- Brussaard L, Caron P, Campbell B, Lipper L, Mainka S, Rabbinge R, Babin D, Pulleman M (2010) Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. *Curr Opin Environ Sus* 2:34-42
- Bucher EH, Gorriz BC, Leynaud GC (2001) Bird diversity and forest fragmentation in the semiarid espinal woodland of Córdoba, Argentina. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, Rep. Argentina, Tomo 66*
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) *Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations.* Oxford University Press. Oxford, Inglaterra
- Burges CJC (1998) A tutorial on Support Vector Machines for pattern recognition. *Data Mining and Knowledge Discovery* 2:121–167
- Burnham KP, Anderson DR (1998) *Model selection and inference: a practical information-theoretical approach.* Springer-Verlag, New York, USA
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach.* 2d ed. Springer-Verlag, New York, USA

- Busch G (2006) Future European agricultural landscapes-What can we learn from existing quantitative land use scenario studies? *Agr Ecosyst Environ* 114:121–140
- Calamari NC, Zaccagnini ME (2007) Respuesta de las aves a la fragmentación del monte nativo entrerriano: implicancias para la conservación y la agricultura sustentable. En: Caviglia OP, Papparotti OF, Sasal MC (eds.) *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*. Ediciones INTA. Buenos Aires, pp 119-125
- Campbell M, Johns M (2002) Habitat fragmentation and birds. Downloaded from [www.qacps.k12.md.us/bird/fragment/fraglink.htm](http://www.qacps.k12.md.us/bird/fragment/fraglink.htm)
- Cano E (1980) Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. INTA - UNLPam - Gobierno de La Pampa
- Carlson A, Stenberg I (1995) White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). Population and habitat viability analysis (in Swedish). Report No. 27. Department of Wildlife Ecology, SLU, Uppsala, Sweden
- Carmona A, Nahuelhual L, Echeverria C, Baez A (2010) Linking farming systems to landscape change: an empirical and spatially explicit study in southern Chile. *Agr Ecosyst Environ* 139:40-50
- Carpenter SR (2002) Ecological futures: Building an ecology of the long now. *Ecology* 83:2069-2083
- Cerezo A, Conde MC, Poggio SL (2011) Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodivers Conserv* 20:2649–2667
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RG, Duckworth JC, Shrubbs M (2000) Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J Appl Ecol* (37):771-788
- Chen H, Pontius RG Jr (2011) Sensitivity of a land change model to pixel resolution and precision of the independent variable. *Environ Model Softw* 16:37-52
- Chomitz KM, Gray DA (1996) Roads, land use and deforestation: a spatial model applied to Belize. *World Bank Econ Rev* 10:487–512
- Churchill JL, Hannon SJ (2010) Off-territory movement of male American Redstarts (*Setophaga ruticilla*) in a fragmented agricultural landscape is related to song rate, mating status and access to females. *J Ornithol* 151:33–44
- Clark RG, Shutler D (1999) Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks. *Ecology* 80:272-287
- Clark SJ, Carpenter SR, Barber M, Collins S, Dobson A, Foley JA, Lodge DM, Pascual M, Pielke R Jr, Pizer W, Pringle C, Reid WV, Rose KA, Sala O, Schlesinger WH, Wall DH, Wear D (2001) Ecological Forecasts: An Emerging Imperative. *Science* 293:657-660

- Clergeau PH (1995) Importance of multiple scale analysis for understanding distribution and for management of an agricultural bird pest. *Landscape Urban Plan* 31:281-289
- Cockle KL, Martin K, Wesolowski T (2011) Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Front Ecol Environ* 9(7):377-382
- Cockle KL, Martin K, Robledo G (2012) Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecol Manag* 264:210-219
- Codesido M, González Fischer C, Bilenca D (2008) Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitol Neotrop* 19:575-585
- Cody ML (1985) *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, Florida
- Cole S (2001) Dare to dream: Bringing futures into planning. *J Am Plann Assoc* 67:372-383
- Collinge SK (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning. *Landscape Urban Plan* 36:59-77
- Cook WM, Lane KT, Foster BL, Holt RD (2002) Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecol Lett* 5:619-623
- Coppedge BR, Engle DM, Masters RE, Gregory MS (2001) Avian response to landscape change in fragmented southern Great Plains grasslands. *Ecol Appl* 11:47-59
- Cornelius C, Cockle K, Politi N, Berkunsky I, Sandoval L, Ojeda V, Rivera L, Hunter M, Martin K (2008) Cavity-nesting birds in Neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitol Neotrop* 19:253-268
- Crozier GE, Niemi GJ (2003) Using patch and landscape variables to model bird abundance in a naturally heterogeneous landscape. *Can J Zoolog* 81:441-452
- Cunningham MA, Johnson DH (2006) Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecol Appl* 16:1062-1075
- Dardanelli S, Nores ML, Nores M (2006 a) Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. *Divers Distrib* 12:687-693
- Dardanelli S, Serra DA, Nores M (2006 b) Composición y abundancia de la avifauna de fragmentos de bosque de Córdoba, Argentina. *Acta Zool Lilloana* 50(1-2):71-83
- Davidson C (1998) Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Soc B* 26:32-37
- Davis SK (2004) Area sensitivity in grassland passerines: Effects of patch size, patch shape and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *Auk* 121:1130-1145



- De la Peña MR (1987) Nidos y huevos de aves argentinas. Edición del autor. Santa Fe 229p
- De la Peña MR (1987) Nidos y huevos de aves argentinas. Fundación Hábitat. Santa Fe 399p
- De la Peña MR (2002) Nuevas observaciones en la alimentación de las aves. Revista FAVE – Ciencias Veterinarias 1(2):60-64
- De la Peña MR (2011) Observaciones de campo en la alimentación de las aves, revista de Conservación Biológica, Museo provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Edición especial ISSN 1851-6033 N° 13
- De la Peña MR, Pensiero JF (2003) Contribución de la flora en los hábitos alimentarios de las aves de un bosque del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Ornitol Neotrop* 14:499-513
- Deng W, Zheng G (2004) Landscape and habitat factors affecting Cabot's tragopan *Tragopan caboti* occurrence in habitat fragments. *Biol Conser* 117:25–32
- Dewan AM, Yamaguchi Y, Rahman Md Z (2012) Dynamics of land use/cover changes and the analysis of landscape fragmentation in Dhaka Metropolitan. Bangladesh. *Geo J* 77:315-330
- Didham RK, Lawton JH (1999) Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31:17-30
- Dietzel C, Clarke KC (2004) Spatial differences in multi-resolution urban automata modeling. *T GIS* 11(1):29-45
- Di Giacomo AS, De Francesco MV, Coconier EG (2007) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata*, Buenos Aires
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW (2010) InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Argentina
- Dirzo R, Garcia M (1992) Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast México. *Conserv Biol* 6:91-100
- Domínguez NA (2009) Impactos en la estructura agraria por la ampliación de la frontera agrícola en base a la expansión del cultivo de soja en la Región Pampeana: la historia reciente de Entre Ríos. Ed. Cooperativas
- Donald PF, Green RE, Heath MF (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 268:25–29

- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ, van Bommel FPJ (2006) Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agr Ecosyst Environ* 116:189–196
- Donovan TM, Jones PW, Annand EM, Thompson FR (1997) Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78:2064–2075
- Donovan TM, Lamberson RH (2001) Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology* 82(4):1170–1179
- Drinnan IN (2005) The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. *Biol Conserv* 124(3):339–349
- Dunning JB, Danielson BJ, Pulliam HR (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169–175
- Dytham C (1995) The effect of habitat destruction pattern on species persistence: a cellular model. *Oikos* 74:340–344
- Eastman JR (2011) IDRISI Selva Tutorial. Worcester: Clark Labs, Clark University, USA
- Eberhard JR (1998) Breeding biology of the Monk parakeet. *Wilson Bull* 110:463–473
- Edwards TC, Cutler R, Zimmermann NE, Geiser L, Alegria J (2005) Model-based stratification for enhancing the detection of rare ecological events. *Ecology* 86:1081–1090
- Egan JP (1975) *Signal Detection Theory and ROC Analysis*. Academic Press, New York
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008) A working guide to boosted regression trees. *J Anim Ecol* 77:802–813
- Engler PL, Vicente GR (2009) Caracterización y localización de las formas de organización social predominantes de las unidades agropecuarias de Entre Ríos. Proceedings of the X Congreso Argentino de Ingeniería Rural y II del MERCOSUR. Rosario, Argentina
- Erwin RM, Hatfield JS, Wilmers TJ (1995) The value and vulnerability of small estuarine islands for conserving metapopulations of breeding birds. *Biol Cons* 71:187–191
- Esri ArcGIS® and ArcMap™ (2010) are the intellectual property of Esri and are used herein under license. Copyright © Esri. All rights reserved
- Estades CF (2001) The effect of breeding-habitat patch size on bird population density. *Landscape Ecol* 16:161–173
- Estades CF, Temple SA (1999) Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecol Appl* 9:573–585

- Etter A, McAlpine C, Wilson K, Phinn S, Possingham H (2006) Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agr Ecosyst Environ* 14:369–386
- Euskirchen ES, Chen J, Bi R (2001) Effects of edge on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. *Forest Ecol Manag* 148:93-108
- Evans TP, Kelley H (2004) Multi-scale analysis of a household level agent-based model of landcover change. *J Environ Manage* 72:57–72
- Ewers RM (2004) The extent of forest fragmentation in New Zealand and its effects on arthropod biodiversity. Ph.D. Thesis, University of Canterbury, Christchurch
- Ewers RM, Didham RK (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev* 81:117–142
- Fahrig L (1998) When does fragmentation of breeding habitat affect population survival. *Ecol Model* 105:273-292
- Fahrig L (2001) How much habitat is enough? *Biol Conserv* 100:65-74
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515
- Fahrig L, Nettle WK (2005) Population ecology in spatially heterogeneous environments. In: Lovett GM, Jones CG, Turner MG, Weathers KC (eds.) *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer-Verlag, New York, pp 95–118
- Faraway JJ (2002) *Practical Regression and Anova using R*
- Fedriani JM, Fuller TK, Sauvajot RM, York EC (2000) Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125:258-270
- Ferraz G, Nichols JD, Hines JE, Stouffer PC, Bierregaard RO *et al.* (2007) A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315:238–241
- Ficetola GF, Denoël M (2009) Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species habitat relationships. *Ecography* 32:1075-1084
- Filloy J, Bellocq MI (2007) Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agr Ecosyst Environ* 120:291–298
- Flack JAD (1976) Bird populations of aspen forests in western North America. *Ornithol Monogr* 19. American Ornithologists Union, Washington, DC
- Foley JA, DeFrie, Asne, GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice C, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. *Science* 309:570-574

- Foley JA, Monfreda C, Ramankutty N, Zaks D (2009) Our share of the planetary pie. PNAS 104: 12585-12586
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2001) Global Tables in FRA 2000 Summary Report - Overview. Rome, Italy
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2003) FAOSTAT Statistical Database, Rome. Available at: <http://faostat.fao.org/>
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2007) FAOSTAT Statistical Database, Rome. Available at: <http://faostat.fao.org/>
- Food and Agriculture Organization (FAO) (2011) Situación de los bosques del mundo 2011. Roma (Italia) (disponible también en [www.fao.org/docrep/013/I2000s/I2000s.pdf](http://www.fao.org/docrep/013/I2000s/I2000s.pdf))
- Foody GM, Mathur A (2004) A Relative Evaluation of Multiclass Image Classification of Support Vector Machines, IEEE Trans. Geosci Remote Sens 42:1335-1343
- Forman RTT (1995) Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, UK
- Forman RTT (2006) Good and bad places for roads: effects of varying road and natural pattern on habitat loss, degradation, and fragmentation. In: Irwin CL, Garrett P, McDermott KP (eds.). Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, NC, pp 164-174
- Forman RTT, Deblinger RD (2000) The ecological road effect zone of a Massachusetts (U.S.A) suburban highway. Conserv Biol 14:36-46
- Forman RTT, Galli AE, Leck CF (1976) Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. Oecologia 26:1-8
- Forman RTT, Godron M (1981) Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. BioScience 31:733-740
- Forman RTT, Godron M (1986) Landscape Ecology. 1st ed. John Wiley and Sons. New York, USA
- Fraga R, Narosky S (1985) Nidificación de las aves argentinas (Formicariidae a Cinclidae). AOP, Buenos Aires
- Fraser GS, Stutchbury BJM (2004) Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. Biol Conserv 118:377-387
- Fraterrigo JM, Pearson SM, Turner MG (2009) Joint effects of habitat configuration and temporal stochasticity on population dynamics. Landscape Ecol 24:863-877

- Freemark KE, Collins B (1989) Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. pp 443-454 In Hagan JM, Johnston DW (eds.) Ecology and Conservation of neotropical Migrant Landbirds. Smithsonian Inst. Washington
- Freemark KE, Merriam HG (1986) Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biol Conserv* 36:115–141
- Freund Y (1995) Boosting a weak learning algorithm by majority. *Inform Comput* 121(2):256-285
- Freund Y, Schapire RE (1997) A decision-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. *J Comput Syst Sci* 55(1):119-139
- Freund Y, Schapire RE (1999) A short introduction to boosting. *J Jpn Soc Artif Int* 14(5):771-780
- Friedman JH (2001) Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Ann Stat* 29(5):1189-1232
- Friedman JH (2002) Stochastic gradient boosting. *Comput Stat Data An* 38(4):367-378
- Friedman JH, Hastie T, Tibshirani R (2000) Additive logistic regression: a statistical view of boosting. *Ann Stat* 28:337-407
- Friedman JH, Meulman JJ (2003) Multiple additive regression trees with application in epidemiology. *Stat Med* 22:1365-1381
- Fuhlendorf SD, Zhang H, Tunnel TR, Engle DM, Cross AF (2002) Effects of grazing on restoration of southern mixed grass prairie soils. *Restor Ecol* 10:401–407
- Galli AE, Leek CF, Forman RTT (1976) Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *Auk* 93:356-364
- García Del Rey E, Cresswell W (2005) Density estimates, microhabitat selection and foraging behaviour of the endemic Blue Chaffinch *Fringilla teydea teydea* on Tenerife (Canary Islands). *Ardeola* 52(2):305-317
- Gascon C, Lovejoy TE, Bierregaard RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S (1999) Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol Conserv* 91:223–229
- Gasparri NI, Grau HR (2009) Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Agr Ecosyst Environ* 258:913–921
- Gates JE, Gysel LW (1978) Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. *Ecology* 59:871-883
- Gavier GI, Bucher EH (2004) Deforestación de las sierras chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. *Academia nacional de ciencias. Miscelánea* 101:1-27

- Gavier-Pizarro G, Calamari N, Piquer-Rodríguez M, Kuemmerle T (2013) El método de construcción de escenarios aplicado al Ordenamiento Territorial. En: Paruelo J, Somma D, Jobbágy E, Laterra P, Maceira N (eds.) El Ordenamiento Territorial Rural en Argentina. Bases conceptuales, herramientas y experiencias. Publicación FAO. En Prensa
- Gehring TM, Swihart RK (2003) Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biol Conserv* 109:283–295
- Geist HJ, Lambin EF (2002) Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52:143–150
- Getahun K, Van Rompaey A, Van Turnhout P, Poesen J (2013) Factors controlling patterns of deforestation in moist evergreen Afromontane forests of Southwest Ethiopia. *Forest Ecol Manag* 304:171-181
- Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW, Gardner TA, Barlow J, *et al.* (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381
- Gilpin ME (1987) Spatial structure and population vulnerability. In: Soulé M (ed.) *Viable Populations for Conservation*. Cambridge (UK): Cambridge University Press, pp 125–140
- Godfray HCJ, Crute IR, Haddad L, Lawrence D, Muir JF, Nisbett N, Pretty J, Robinson S, Toulmin C, Whiteley R (2010) The future of the global food system. *Phil Trans R Soc B* 365:2769-2777
- Grau HR, Aide TM (2008) Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecol Soc* 13, 16
- Grau HR, Aide TM, Gasparri NI (2005) Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio* 34:265–266
- Groffman PM *et al* (2006) Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? *Ecosystems* 9:1-13
- Groom MJ, Meffe G, Carroll C (2006) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc Third Edition
- Groom MJ, Schumaker NH (1993) Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation. In: Kareiva MP, Kingsolver JG, Huey RB (eds.) *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, USA, pp 24–44
- Groves CR, Kutner LS, Storms DM, Murray MP, Scott JM, Schafale M, Weakly AS, Pressey RL (2000) Owing up to our responsibilities: who owns lands important to biodiversity. In Stein BA, Kutner LS, Adams JS *Precious Heritage: The Status of*

- Biodiversity in the United States (eds.). Oxford University Press, New York, pp 275–300
- Gude PA, Hansen AJ, Jones DA (2007) Biodiversity consequences of alternative future land use scenarios in greater Yellowstone. *Ecol Appl* 17(4):1004-1018
- Hagan JM, McKinley PS, Meehan AL, Grove SL (1997) Diversity and abundance of landbirds in a north-eastern industrial forest. *J Wildlife Manage* 61:718–735
- Hagy HM, Linz GM, Bleier WJ (2008) Optimizing the use of decoy plots for blackbird control in commercial sunflower. *Crop Prot* 27:1442-1447
- Haines-Young R, Barr CJ, Firbank LG, Furse M, Howard DC, McGowan G, *et al.* (2003) Changing landscapes, habitats and vegetation diversity across Great Britain. *J Environ Manage* 67:267–281
- Hall LS, Krausman PR, Morrison ML (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wild Soc Bull* 25:173–182
- Hamazaki T (1996) Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecol* 11:299 –306
- Hansen AJ, Neilson RP, Dale VH *et al.* (2001) Global change in forests: Responses of species, communities and biomes. *BioScience* 51(9):765-779
- Hansen AJ, Urban DL (1992) Avian response to landscape pattern: The rol of species life histories. *Landscape Ecol* 7(3):163-180
- Hansen AJ, Urban DL, Marks B (1992) Avian community dynamics: The interplay of landscape trajectories and species life histories. In: Hansen AJ, Di Castri F (eds.) *Landscape Boundaries: Consequences for Biodiversity and Ecological Flows*. Springer Verlag, New York, NY, USA, pp 170-195
- Hanski I, Zurita GA, Bellocq MI, Rybicki J (2013) Species-fragmented area relationship. *PNAS* 110:12715-12720
- Harris LD (1984) *The Fragmented Forest*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA
- Harris LD (1988) Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conserv Biol* 2:330-332
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman JH (2001) *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference and Prediction*. Springer-Verlag New York
- Hawrot RY, Niemi GJ (1996) Effects of edge type and patch shape on avian communities in a mixed conifer-hardwood forest. *Auk* 113:586-598
- Heithecker TD, Halpern CB (2007) Edge-related gradients in microclimate in forest aggrerates following strucutral retention harvest in western Washington. *Forest Ecol Manag* 248:163-173

- Henle K, Davies K, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv* 13:207–251
- Herkert JR (1994 a) Breeding bird communities of Midwestern prairie fragments: the effects of prescribed burning and habitat-area. *Nat Areas J* 14:128–135
- Herkert JR (1994 b) The effects of habitat fragmentation on Midwestern grassland bird communities. *Ecol Appl* 4:461–471
- Hernandez PC (2004) Rural residential development in the Greater Yellow-stone: rates, drivers, and alternative future scenarios. Thesis Montana State University, Bozeman, Montana, USA
- Herold M, Clarke KC, Scepan J (2002) Remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land use. *Environ Plan* 34:443–458
- Herold M, Goldstein NC, Clarke KC (2003) The spatio-temporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. *Remote Sens Environ* 86(3):286–302
- Hildén O (1965) Habitat selection in birds: a review. *Ann Zool Fenn* 2:53-75
- Hillebrand H, Bennett DM, Cadotte MW (2008) Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89:1510-1520
- Hilty JA, Brooks C, Heaton E, Merenlender AM (2006) Forecasting the effect of land-use change on native and non-native mammalian predator distributions. *Biodivers Conserv* 15:2853–2871
- Hinsley SA, Pakeman R, Bellamy PE, Newton I (1996) Influences of Habitat Fragmentation on Bird Species Distributions and Regional Population Sizes. *Proc R Soc Lond B* 263:307-313
- Hoekstra JM, Boucher TM, Ricketts TH, Roberts C (2005) Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol Lett* 8:23–29
- Holland GJ, Bennett AF (2009) Differing responses to land-scape change: implications for small mammal assemblages in forest fragments. *Biodivers Conserv* 18:2997–3016
- Horn DJ, Koford RR (2006) Could the area-sensitivity of some grassland birds be affected by landscape composition? In: Egan D, Harrington JA (eds.). *Proceedings of the 19th North American prairie conference*, University of Wisconsin, pp 109–116
- Hostetler M, Holling CS (2001) Detecting the Scales at which Birds Respond to Structure in Urban Landscapes. *Urban Ecosyst* 4:25-54
- Houghton RA (2008) Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850-2005. In *TRENDS: A Compendium of Data on Global Change*. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn, USA



- Houghton RA, Hackler JL (2001) Carbon Flux to the Atmosphere from Land-use Changes: 1850 to 1990. NDP-050/R1, Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee
- Huang C, Davis LS, Townshend JRG (2002) An assessment of support vector machines for land cover classification. *Int. J Remote Sens* 23:725-749
- Huggett AJ (2005) The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. *Biol Conserv* 124:311–316
- Hunter M (1996) *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science, Inc. USA
- Informe Ganadería (2013) Dirección General de Ganadería. Ministerio de Producción, gobierno de Entre Ríos.  
<http://www.entrerios.gov.ar/minpro/index.php?modulo=verdirecciones&id=3>
- INTA (1995) Atlas de Suelos de la República Argentina en CD-R. Instituto de Suelos. CIRN (INTA), Aeroterra SA, Fundación ArgenINTA, Buenos Aires.
- Isaaks EH, Srivastava RM (1989) *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, New York
- Jackson LE, Pascual U, Hodgkin T (2007) Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agr Ecosyst Environ* 121:196–210
- Jaeger JAG (2000) Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecol* 15:115-130
- Jansson G, Angelstam P (1999) Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecol* 14:283–290
- Janz A, van der Linden S, Waske B, Hostert P (2007) imageSVM, an user-oriented tool for advanced classification of hyperspectral data using support vector machines. *Proceedings of the EARSeL SIG Imaging Spectroscopy*, Bruges, Belgium
- Jat MK, Garg PK, Khare D (2008) Modeling urban growth using spatial analysis techniques: A case study of Ajmer city (India). *Int J Remote Sens* 29(2):543–567
- Jennersten O (1988) Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): Effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conserv Biol* 2:359–366
- Jetz W, Wilcove D, Dobson A (2007) Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol.* 5, e157  
(doi:10.1371/journal.pbio.0050157)
- Johnson DH, Igl LD (2001) Area requirements of grassland birds: a regional perspective. *Auk* 118:24–34

- Johnson JB, Omland KS (2004) Model selection in ecology and evolution. *Trends Ecol Evol* 19:101–108
- Johnston JC, Holberton RL (2009) Forest management and temporal effects on food abundance for a ground-foraging bird (*Catharus guttatus*). *Forest Ecol Manag* 258: 1516–1527
- Jules ES (1998) Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology* 79:1645–1656
- Jules ES, Shahani P (2003) A broader ecological context to fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *J Veg Sci* 14:459–464
- Kalnay E, Cai M (2003) Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423:528–531
- Kamusoko C, Aniya M (2007) Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura District, Zimbabwe. *Land Degrad Dev* 18(2):221–233
- Kattan GH, Álvarez-López H, Giraldo M (1994) Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conserv Biol* 8:138–146
- Klein BC (1989) Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70:1715–1725
- Knik ST, Rotenberry JT (2002) Effects of habitat fragmentation on passerine birds breeding in intermountain shrubsteppe. *Avian Biol* 25:130 – 140
- Kok K, Veldkamp A (2001) Evaluating impact of spatial scale on land use pattern analysis in Central America. *Agr Ecosyst Environ* 85:205–221
- Kolozsvary MB, Swihart RK (1999) Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: Patch and landscape correlates in farmland. *Can J Zoolog* 77:1288–1299
- Kotze DJ, Samways MJ (1999) Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afri-montane forest fragments. *Biodivers Conserv* 8:1339–1363
- Kroodsma RL (1982) Edge effect on breeding forest birds along a power-line corridor. *J Appl Ecol* 19:361–370
- Kuemmerle T, Hostert P, Radeloff VC, van der Linden S, Perzanowski K, Kruhlov I (2008) Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosystems* 11:614–628
- Kupfer JA, Malanson GP, Franklin SB (2006) Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol Biogeogr* 15:8–20

- Kurtis Trzcinski M, Fahrig L, Merriam G (1999) Independent effects of forest cover and fragmentation of forest breeding birds. *Ecol Appl* 9:586 – 593
- Lambin EF, Turner II BL, Geist H, Agbola S, Angelsen A, Bruce JW, Coomes O, Dirzo, R, Fischer G, Folke C, George PS, Homewood K, Imbernon J, Leemans R, Li X, Moran EF, Mortimore M, Ramakrishnan PS, Richards JF, Skånes H, Steffen W, Stone GD, Svedin U, Veldkamp T, Vogel C, Xu J (2001) Our emerging understanding of the causes of land-use and cover change. *Global Environ Change* 11:261-269
- Laurance WF (1991) Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conserv Biol* 5:79–89
- Laurance WF, Albernaz AKM, Schroth G, Fearnside PM, Bergen S, Venticinque EM, Costa CD (2002) Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *J Biogeogr* 29:737–748
- Laurance WF, Yensen E (1991) Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol Conserv* 55:77–92
- Lausch A, Herzog F (2002) Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: Issues of scale, resolution and interpretability. *Ecol Indic* 2 (1–2):3–15
- Lees AC, Peres CA (2008) Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conserv Biol* 22:439–449
- Leimgruber P, Kelly DS, Steininger MK, Brunner J, Mueller T, Songer MA (2005) Forest cover change patterns in Myanmar (Burma) 1990–2000. *Environ Conserv* 32:356–364
- Lele N, Joshi PK (2009) Analyzing deforestation rates, spatial forest cover changes and identifying critical areas of forest cover changes in north–east India during 1972–1999. *Environ Monit Assess* 156:159–170
- Lemoine N, Bauer HG, Peintinger M, Böhning-Gaese K (2007) Effects of climate and land-use change on species abundance in a Central European bird community. *Conserv Biol* 21(2):495-503
- Lens L, Van Dongen S, Norris K, Githiru M, Matthysen E (2002) Avian Persistence in Fragmented Rainforest. *Science* 298:1236-1238 [DOI:10.1126/science.1075664]
- Lewis JP, Noetinger S, Prado DE., Barberis IM (2009) Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. *Biodivers Conserv* 18:3615–3628
- Li X, Li D, Ma Z, Schneider DC (2006) Nest site use by crested ibis: dependence of a multifactor model on spatial scale. *Landscape Ecol* 21:1207–1216

- Li X, Yeh AG (2002) Neural-network-based cellular automata for simulating multiple land use changes using GIS. *Int J Geogr Inf Sci* 16 (4):323-343
- Li Z, Li X, Wang Y, Ma Y, Wang J (2004) Land use change analysis in Yulin prefecture, northwest China using remote sensing and GIS. *Int J Remote Sens* 25(24):5691–5703
- Lindbladh M (1999) The influence of former land-use on vegetation and biodiversity in the boreo-nemoral zone of Sweden. *Ecography* 22:485–498
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Donnelly CF, Nix H, Lindenmayer BD (2002 a) Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecol Monogr* 72:1–18
- Lindenmayer DB, Cunningham RB, Donnelly CF, Nix HA, Lindenmayer BD (2002 b) The distribution of birds in a novel landscape context. *Ecol Monogr* 72:1–18
- Lindenmayer DB, Fischer J, Cunningham RB (2005) Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biol Conserv* 124:311-316
- Lindenmayer DB, Luck G (2005) Synthesis: Thresholds in conservation and management. *Biol Conserv* 124:351-354
- Lomolino MV (2000) Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *J Biogeogr* 27:17-26
- Lopez de Casenave J, Pelotto JP, Protomastro J (1995) Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecol Manag* 72:61-69
- Lopez de Casenave J, Pelotto JP, Caziani SM, Mermoz M, Protomastro J (1998) Responses of avian assemblages to a natural edge in a Chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk* 115:425-435
- Luck GW (2002) The habitat requirements of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*). Preferential habitat use demonstrated at multiple spatial scales. *Biol Conserv* 105:383-394
- Luck GW (2005) An introduction to ecological thresholds. *Biol Conserv* 124:299–300
- Ludeke AK, Maggio RC, Reid LM (1990) An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. *J Environ Manage* 31:247–259
- Lynch JF, Whitcomb RF (1978) Effects of the insularization of the eastern deciduous forest on avifaunal diversity and turnover. In *Classification, Inventory, and Analysis of Fish and Wildlife Habitat*. pp. 461-489. A. Marmelstein. USDI Fish and Wildlife Service, Washington, DC, USA

- MacClintock P, Whitcomb RF, Whitcomb BL (1977) Island biogeography and ‘habitat islands’ of eastern forest. II. Evidence for the value of corridors and minimization of isolation in preservation of biotic diversity. *Am Birds* 31:6-16
- MacNally R (2002) Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodivers Conserv* 11:1397–1401
- MacNally R, Bennett AF (1997) Species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinctions of birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biol Conserv* 82:147-155
- MacNally R, Bennett AF, Horrocks G (2000) Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biol Conserv* 95:7-29
- Magrath A, Larrinaga AR, Santamaría L (2011) Changes in Patch Features May Exacerbate or Compensate for the Effect of Habitat Loss on Forest Bird Populations. *PLoS ONE* 6(6): e21596. doi:10.1371/journal.pone.0021596
- Magrath A, Larrinaga AR, Santamaría L (2012) Internal Habitat Quality Determines the Effects of Fragmentation on Austral Forest Climbing and Epiphytic Angiosperms. *PLoS ONE* 7(10): e48743. doi:10.1371/journal.pone.0048743
- Mahmoud M, Liu Y, Hartmann H, Stewart S, Wagener T, Semmens D, Stewart R, Gupta H, Dominguez D, Dominguez F, Hulse D, Letcher R, Rashleigh B, Smith C, Street R, Ticehurst J, Twery M, van Delden F, Waldick H, White D, Winter L (2009) A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environ Model Softw* 24:798–808
- Malingreau JP, Tucker CJ (1988) Large-scale deforestation in the southeastern Amazon basin of Brazil. *Ambio* 17:49–55
- Manandhar R, Odeh I, Pontius RG (2010) Analysis of twenty years of categorical land transitions in the Lower Hunter of New South Wales, Australia. *Agr Ecosyst Environ* 135: 336-346
- Manning AD, Lindenmayer DB, Barry SC (2004) The conservation implications of bird reproduction in the agricultural ‘‘matrix’’: a case study of the vulnerable superb parrot of south-eastern Australia. *Biol Conserv* 120:367–378
- Marelli CA (1919) Sobre el contenido del estómago de algunas aves. *Hornero* 1:221–228
- Margalef R (1994) Dynamic aspects of diversity. *J Veg Sci* 5:451–456
- Martensen AC, Pimentel RG, Metzger JP (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biol Conserv* 141:2184–2192

- Martin J, Nichols JD, Kitchens WM, Hines JE (2006) Multiscale patterns of movement in fragmented landscapes and consequences on demography of the snail kite in Florida. *J An Ecol* 75:527-539
- Martin TE (1998) Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology* 79:656–670
- Martinez JA, López G, Falco F, Campo A, De la Vega A (1999) Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho Cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torre Vieja Alicante (SE de España), efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. *Ardeola* 46:205-212
- Mas JF, Puig H, Palacio JL, Sosa-Lopez A (2004) Modelling deforestation using GIS and Artificial Neural Networks. *Environ Model Softw* 19:461–471
- Matteucci S (2012 a) Ecorregión Espinal. Capítulo 11. En: Morello J, Matteucci S, Rodríguez AF, Silva ME (eds.) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, pp 349-390
- Matteucci S (2012 b) Ecorregión Pampa. Capítulo 12. En: Morello J, Matteucci S, Rodríguez AF, Silva ME (eds.) *Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos*, pp 391-445
- Mazerolle MJ, Villard M (1999) Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: a review. *Ecoscience* 6:117–124
- McAlpine CM, Fensham RJ, Temple-Smith DE (2002) Biodiversity conservation and vegetation clearing in Queensland: principles and thresholds. *Rangeland J* 24:36–55
- McComb WC (1999) Forest fragmentation: wildlife and management implications synthesis of the conference. In: Rochelle JA, Lehmann LA, Wisniewski J (eds.) *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Brill, New York, pp 295–301
- McCullagh P, Nelder JA (1989) *Generalized linear models*. Chapman and Hall, New York.
- McCune B, Grace JB, Urban DL (2002) *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, USA
- McGarigal K, Cushman SA, Neel MC, Ene E (2002) FRAGSTATS v. 3.3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McGarigal K, Marks BJ (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR – 351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, USA
- McGarigal K, McComb WC (1995) Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecol Monogr* 65:235–260

- McIntyre S (1994) Integrating agriculture and land use and management for conservation of a native grassland flora in a variegated landscape. *Conserv Biol* 1:236–244
- Ménard A, Marceau DJ (2007) Simulating the impact of forest management scenarios in an agricultural landscape of southern Quebec, Canada, using a geographic cellular automata. *Landscape Urban Plan* 79(3-4):253-265
- Menéndez JL, La Roca SM (2007) Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de Campo de la región del Espinal distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal segunda etapa. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación
- Merriam G, Wegner J (1992) Local extinctions, habitat fragmentation and ecotones. In: Hhmen AJ, Di Castri F (eds.) *Landscape boundaries*. Springer Verlag, New York, New York, pp 150-169
- Mertens B, Lambin EF (1997) Spatial modeling of deforestation in southern. *Cameron. Appl Geogr* 17:143–162
- Mertens B, Lambin EF (2000) A spatial model of land cover change trajectories in a frontier region in southern Cameroon. *Ann Assoc Am Geogr* 90:467–494
- Messina C, Hansen J, Hall AJ (1999) Land allocation conditioned on El Niño Southern oscillation phases in the Pampas of Argentina. *Agric Syst* 20:1–16
- Mezquida ET (2000) Ecología reproductiva de un ensamble de aves del desierto del Monte central, Argentina. Tesis de doctorado Univ. Autónoma. Madrid, España
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) Volume 2: scenarios. Findings of the scenarios working group. Island Press, New York, USA
- Miller MS, Russell RE (2004) Species-specific responses to landscape heterogeneity: improving estimates of connectivity. In: Swihart RK, Moore JE (eds.) *Conserving biodiversity in agricultural landscapes: model-based planning tools*. Purdue University Press, Lafayette, IN
- Moller AP (1989) Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56:240-256
- Mon MS, Mizoue N, Htun NZ, Kajisa T, Yoshida S (2012) Factors affecting deforestation and forest degradation in selectively logged production forest: A case study in Myanmar. *Forest Ecol Manag* 267:190-198
- Montenegro C, Gasparri I, Manghi E, Strada M, Bono J, Parmuchi MG (2004) Informe sobre deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerio de Salud y Ambiente, Argentina

- Montenegro C, Strada M, Bono J, Gasparri I, Manghi E, Parmuchi MG (2005) Superficie de bosque nativo de Argentina por departamento. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerio de Salud y Ambiente, Argentina
- Montenegro C, Strada M, Pinazo MA, Gasparri I, Minotti P, Parmuchi MG (2002) Primer inventario nacional de bosques nativos. Cartografía y Superficie de Bosque Nativo de Argentina. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Ministerio de Salud y Ambiente, Argentina
- Montenegro LM (2000) Dinámica de la vegetación en un paisaje fragmentado de la depresión intermedia de la provincia de Osorno, Chile. Tesis de grado. Carrera de Magister en Ciencias. Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile
- Morrison ML, Caldwell Hahn D (2002) Geographic variation in cowbird abundance and parasitism. In Luke T, George S, Dobkin DS (eds.) Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: Contrasts with paradigms from the eastern United States. *Avian Biol* 25:65-72
- Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (2006) Wildlife habitat relationships: Concepts and Applications. 3<sup>rd</sup> edition. Island Press, Washington DC
- Muller D, Zeller M (2005) Land use dynamics in the central highlands of Vietnam: a spatial model combining village survey data with satellite imagery interpretation. *Agr Econ* 27:333-354 DOI: 10.1111/j.1574-0862.2002.tb00124.x
- Munsi M, Malaviya S, Oinam G, Joshi PK (2010) A landscape approach for quantifying land-use and land-cover change (1976-2006) in middle Himalaya. *Reg Environ Change* 10:145-155
- Muñoz J, Milera S, Romero C, Brizuela AB (2005) Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. *INSUGEO. Misceláneas* 14:169–182
- Muradian R (2001) Ecological thresholds: a survey. *Ecol Econ* 38:7–24
- Myers N (1997) The word forests and their ecosystems services. En: Daily G (ed.) *Nature's Services. Societal dependence on Natural Ecosystems*. Island Press. Washington D.C. USA, pp 215-237
- Nadkarni NM, Longino TJ (1990) Invertebrates in the canopy and ground organic matter in a Neotropical montane forest, Costa Rica. *Biotropica* 22:286–289
- Nadkarni NM, Matelson TJ (1989) Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor* 91:891–907
- Nakama V, Sobral R (1987) Índices de productividad. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. Argentina
- Narosky T, Salvador S (1998) Nidificación de las aves argentina, Tyrannidae. AOP, Buenos Aires, 135p



- Narosky T, Izurieta D (2010) *Aves de Argentina y Uruguay: Guía de identificación*. 16ª ed. Buenos Aires: Vázquez Mazzini Editores
- Narumanlani S, Mishra DR, Rothwell RG (2004) Change detection and landscape metrics for inferring anthropogenic processes in the greater EFMO area. *Remote Sens Environ* 91:478-489
- Navarro JL, Martella MB, Bucher EH (1992) Breeding season and productivity of Monk Parakeets in Cordoba, Argentina. *Wilson Bull* 104:413-424
- Naveh Z, Leiberman A (1990) *Landscape Ecol*. Springer, New York
- Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron *et al.* (2009) Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production and tradeoffs at landscape scales. *Front Ecol Environ* 7:4–11
- Newton I (1994) The role of nest sites in limiting the numbers of hole nesting birds: a review. *Biol Conserv* 70:265–276
- Nores AI, Nores M (1994) Nest building and nesting behavior of the Brown Cacholotes. *Wilson Bull* 106:106-120
- Noss RF (1983) A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706
- Noss RF, Csuti B (1994) Habitat fragmentation. In: Meffe GK, Carroll CR (eds.) *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Massachusetts, USA, pp 237–264
- Nowicki P (1996) European ecological networks: perspectives in policy, planning and law. In: Nowicki P, Bennett G, Middleton D (eds.) *Perspectives in Ecological Networks*. ECNC, Arnhem, The Netherlands, pp 161-169
- O'Neill RV, Krummel JR, Gardner RH, Sugihara G, Jackson B, DeAngelis DL, Milne BT, Turner MG, Zygmunt B, Christensen SW, Dale VH, Graham RL (1988) Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol* 1:153–162
- Odum EP, Barrett GW (2006) *Fundamentos de Ecología*. 5ta Edición. Thomson SA. 598 p
- Oesterheld M (2008) Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. *Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. *Ecol Aust* 18:337–346
- Pal M, Mather PM (2005) Support vector machines for classification in remote sensing. *International J Remote Sens* 26:1007–1011
- Paoletti MG (1995) Biodiversity, traditional landscapes and agroecosystem management. *Landscape Urban Plan* 31:117-128

- Parker DC, Manson SM, Janssen MA, Hoffmann MJ, Deadman P (2002) Multi-agent systems for the simulation of land-use and land-cover change: a review. *Ann Assoc Am Geogr* 93(2):316–340
- Parker DC, Meretsky V (2004) Measuring Pattern Outcomes in an Agent Based Model of Edge Effect Externalities Using Spatial Metrics. *Agr Ecosyst Environ* 101(2-3):233-250
- Parker M, MacNally R (2002) Habitat loss and the habitat fragmentation threshold: an experimental evaluation of impacts on richness and total abundances using grassland invertebrates. *Biol Conserv* 105:217–229
- Paruelo JM, Guerschman JP, Veron S (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14–23
- Peris S, Aramburú R (1995) Reproductive phenology and breeding success of the Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus monachus*) in Argentina. *Stud Neotrop Fauna Environ* 30:115-119
- Peterson GD, Cumming GS, Carpenter SR (2003) Scenario planning: a tool for conservation in an uncertain world. *Conserv Biol* 17:358–366
- Pielke RA, Marland G, Betts RA, Chase TN, Eastman JL, Niles JL, Niyogi DDS, Running SW (2002) The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philos Trans R Soc Lond* 360:1705–1719
- Pijanowski B, Pithadia S, Shellito B, Alexandridis K (2005) Calibrating a neural network-based urban change model for two metropolitan areas of the Upper Midwest of the United States. *Int J Geogr Inf Sci* 19:197-215
- Pimm SL, Raven P (2000) Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845
- Pollard JH (1971) On distance estimators of density in randomly distributed forest. *Biometrics* 27:991–1002
- Pontius RG Jr, Batchu K (2003) Using the relative operating characteristic to quantify certainty in prediction of location of land cover change in India. *Trans GIS* 7(4):467–484
- Pontius RG Jr, Boersma W, Castella JC, Clarke K, de Nijs T, Dietzel C, Duan Z, *et al.* (2008) Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change. *Ann Regional Sci* 42(1):1–47
- Pontius RG Jr, Cornell JD, Hall CAS (2001) Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. *Agr Ecosyst Environ* 85:191-203
- Pontius RG Jr, Malanson J (2005) Comparison of the structure and accuracy of two land change models. *Int J Geogr Inf Sci* 19(2):243-265

- Pontius RG Jr, Malizia NR (2004) Effect of category aggregation on map comparison. Lecture Notes in Computer Science 3234. In: Egenhofer MJ, Freksa C, Miller HJ (eds.). GIScience, pp 251-268
- Pontius RG Jr, Peethambaram S, Castella JC (2011) Comparison of three maps at multiple resolutions: a case study of land change simulation in Cho Don District, Vietnam. *Ann Assoc Am Geogr* 101(1):45-62
- Pontius RG Jr, Schneider L (2001) Land-use change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agr Ecosyst Environ* 85(1-3):239-248
- Prins AG, Eickhout B, Banse M, Meijl H, Rienks W, Woltjer G (2011) Global impacts of european agricultural and biofuel policies. *Ecol Soc* 16:49
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE, Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS* 105:20770-20775
- Pulliam HR (1988) Sources, sinks and population regulation. *Am Nat* 132:652-661
- Quinn GP, Keough MJ (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>
- Radford JQ, Bennett AF (2004) Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biol Conserv* 117:375-391
- Radford JQ, Bennett AF, Cheers GJ (2005) Landscape level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biol Conserv* 124:317-337
- Ranney JW, Bruner MC, Levenson JB (1981) The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In Burgess and Sharpe, pp 68-95
- Rearte D (2011) Situación actual y prospectiva de la ganadería argentina, un enfoque regional. *Asoc Latin Am P Anim* 19(3-4):46-49
- Reidsma P, Tekelenburg T, van den Berg M, Alkemade JRM (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agr Ecosyst Environ* 114:86-102
- Rempel R (2010) Patch Analyst extension for ArcView® GIS. Available from: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/> (Last day accessed: July 22, 2011)
- Renfrew RB, Ribic CA (2008) Multiscale models of grassland passerine abundance in a fragmented system in Wisconsin. *Landscape Ecol* 23:181-193

- Ribic CA, Sample DA (2001) Associations of grassland birds with landscape factors in southern Wisconsin. *Am Midl Nat* 146:105–121
- Ricklefs RE (1969) An analysis of nesting mortality in birds. *Sm C Zool* 9:1-48
- Ridgeway G (2010) gbm: Generalized Boosted Regression Models. Version 1.6-3.1. Available from <http://CRAN.R-project.org/package=gbm>
- Rizkalla CE, Swihart RK (2009) Forecasting the Effects of Land-Use Change on Forest Rodents in Indiana. *Environ Manage* 44:899–908
- Robbins CS, Dawson DK, Dowell BA (1989) Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monogr* 103:1–34
- Robinson SK (1989) Population dynamics of breeding neotropical migrants in a fragmented Illinois landscape. Pp. 408-418 In Hagan III JM, Johnston DW (eds.) *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Inst. Washington
- Robinson SK (1992) The breeding season. In: Hagan JM, Johnston DW (eds.) *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Inst. Washington, pp 405-407
- Robinson SK, Brawn JD, Hoover JP (1997) Effectiveness of small nature preserves for breeding birds. In: Schwartz MW (ed.) *Conservation in highly fragmented landscapes*. Chapman & Hall, New York, NY, USA, pp 154–188
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan TM, Whitehead DR, Faaborg J (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987–1990
- Robinson SK, Wilcove DS (1994) Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conserv Int* 4:233-249
- Rodríguez Eraso NR, Armenteras-Pascual D, Alumbrosos JR (2013) Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *J Land Use Sci* 8 (2):154-174
- Romero EC, Zufiaurre J (2006) Determinación del área ocupada por bosques nativos en la Provincia de Entre Ríos, mediante la aplicación de herramientas SIG. En: González AP (ed.) *Bases para la conservación de suelos y aguas en la cuenca del Río Paraná*. Buenos Aires, Argentina, pp 93-99
- Rosenberg KV, Raphael MG (1986) Effects of forest fragmentation on vertebrates in Douglas-fir forest. In: Verner J, Morrison ML, Ralph CJ (eds.) *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA, pp 263–272
- Rosenfield R N, Morasky CM, Bielefeldt JJ, Loope WL (1992) Forest fragmentation and island biogeography: a summary and bibliography. Technical report

- Roth RR (1976) Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57:773-782
- Rounsevell MDA, Ewert F, Reginster I, Leemans R, Carter TR (2005) Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agr Ecosyst Environ* 107:117–135
- Rounsevell MDA, Reginster I, Araújo MB, Carter TR, Debdoncker N, Ewert F, House JI, Kankaanpää S, Leemans R, Metzger MJ, Schmit C, Smith P, Tuck G (2006) A coherent set of future land use change scenarios for Europe. *Agr Ecosyst Environ* 114:57-68
- Russell RE, Swihart RK, Craig BA (2007) The effects of matrix structure on movement decisions of meadow voles. *J Mammal* 88:573–579
- Ryszkowski L (1992) Energy and material flows across boundaries in agricultural landscapes. In: Hansen AJ, di Castri F (eds.) *Landscape Boundaries: Consequences for Biodiversity and Ecological Flows*. Springer Verlag, New York, NY, USA, pp 270-284
- Saab V (1999) Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: A Hierarchical Analysis. *Ecol Appl* 9:135-151
- Sabattini RA, Ledesma S, Brizuela A, Sabattini J, Fontana E, Diez JM, Muracciole B (2009 a) Informe 1. Zonificación Bosques nativos departamento La Paz, Entre Ríos. Facultad de Ciencias Agropecuarias-UNER y Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gno de Entre Ríos
- Sabattini RA, Ledesma S, Sabattini J, Fontana E, Sabattini, Diez JM (2009 b) Informe 5. Zonificación de los bosques nativos en los departamentos Paraná, Nogoyá y Tala (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Facultad de Ciencias Agropecuarias-UNER y Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gno de Entre Ríos
- Sabattini RA, Muzzachiodi N, Dorsch AF (2002) *Manual de Prácticas de Manejo del Monte Nativo*. UNER
- Shanahan DF, Miller C, Possingham HP, Fuller RA (2011) The influence of patch area and connectivity on avian communities in urban revegetation. *Biol Conserv* 144:722-729
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomdeld J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, LeRoy Poff N, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2001) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770-1774
- Sallabanks R, Walters JR, Collazo JA (2000) Breeding bird abundance in botto hardwood forests: habitat, edge and patch size effects. *Condor* 102:748-758

- Samson FB, Knopf FL (1996) Putting 'ecosystem' into natural resource management. *J Soil Water Conserv* 51:288–292
- Sarma PK, Lahkar BP, Ghost S, Rabha A, Das JP, Nath NK, *et al.* (2008) Land use and land cover change and future implication analysis in Manas National Park, India using multi-temporal satellite data. *Curr Sci* 95(2):223-227
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv Biol* 5:18-32
- Savard JL, Hooper TD (1995) Influence of survey length and radius size on grassland bird surveys by point counts at Williams Lake, British Columbia. In: Ralph CJ, Sauer JR, Droege S (eds.) *Monitoring bird populations by point counts*. USDA Forest Service General Technical Report PSW 149:49–62
- Schaldach R, Alcamo J, Koch J, Kölking C, Lapola D, Schüngel J, Priess J (2011) An integrated approach to modelling land-use change on continental and global scales *Environ Model Softw* 26:1041-1051
- Schapire RE (1990) The strength of weak learnability. *Mach Learn* 5(2):197-227
- Schneider LC, Pontius RG Jr (2001) Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agr Ecosyst Environ* 85:83-94
- Schonlau M (2005) Boosted Regression (Boosting): An introductory tutorial and a Stata plugin. *Stata J* 5(3):330-354
- Schoonenboom IJ (1995) Overview and state of the art of scenario studies for the rural environment. In: Schoute JFT, Finke PA, Veeneklaas FR, Wolfert HP (eds.) *Scenario Studies for the Rural Environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 15–24
- Schrag AM, Canavelli SB, Calamari NC, Zaccagnini ME (2009) Influence of land use, climate and vegetation on bird species richness and composition in central Argentina. *Agr Ecosyst Environ* 132:135-142
- Schwartz P (1991) *The Art of the Long View: Planning for the Future in an Uncertain World*. Doubleday, New York, USA
- Sekercioglu CH, Ehrlich PR, Daily GC, Aygen D, Goehring D, Sandi RF (2002) Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *PNAS* 99:263–267
- Serneels S, Lambin EF (2001) Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agr Ecosyst Environ* 85:65-81
- Seto KC, Fragkias M (2005) Quantifying spatiotemporal patterns of urban land use change in four cities of China with time series landscape metrics. *Landscape Ecol* 20(7):871–888

- Settele J, Margules CR, Poschlod P, Henle K (1996) Species survival in fragmented landscapes. In: Settele J (ed.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands
- Sievieng K, Willson MF, De Santo TL (1996) Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113:944–949
- Sillett TS (1994) Foraging ecology of epiphyte-searching insectivorous birds in Costa Rica. *Condor* 96:863–877
- Sisk TD, Haddad NM, Ehrlich PR (1997) Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecol Appl* 7(4):1170-1180
- Sleeter BM, Sohl TL, Loveland TR, Auch RF, Acevedo W, Drummond MA, Sayler KL, Stehman SV (2013) Land-cover change in the conterminous United States from 1973 to 2000. *Global Environ Change* 23:733-748
- Small MF, Hunter ML (1988) Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76:62-64
- Sohl TL, Sleeter BM, Sayler KL, Bouchard MA, Reker RR, Bennett SL, Sleeter RR, Kanengieter RL, Zhu Z (2012) Spatially explicit land-use and land-cover scenarios for the Great Plains of the United States. *Agr Ecosyst Environ* 153:1-15
- Sol D, Santos DM, Feria E, Clavell J (1997) Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. *Condor* 99:39-46
- Sosa RA (2008) Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa. Biblioteca Digital de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires
- Southworth J, Munroe D, Nagendra H (2004) Land cover change and landscape fragmentation comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. *Agr Ecosyst Environ* 101(2–3):185–205
- Southworth J, Nagendra H, Tucker C (2002) Fragmentation of a landscape: Incorporating landscape metrics into satellite analysis of land cover change. *Landscape Res* 27(3):263–269
- Spreyer MF, Bucher EH (1998) Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*). *Birds N Am* 322:1-23
- Suorsa P, Huhta E, Jäntti A, Nikula A, Helle H, Kuitunen M, Koivunen V, Hakkarainen H (2005) Thresholds in selection of breeding habitat by the Eurasian treecreeper (*Certhia familiaris*). *Biol Conserv* 121:443–452
- Surmacki A (2005) Habitat use by three *Acrocephalus warblers* in an intensively used farmland area: the influence of breeding patch and its surroundings. *J Ornithol* 146:160-166

- Tasi HAA, Bedendo DJ (2008) Aptitud agrícola de las tierras de la provincia de Entre Ríos. Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Serie Extensión 47 ISSN 0325-8874
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573
- Temple SA, Cary JR (1988) Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conserv Biol* 2:340-347
- Terborgh J (1989) *Where have all the birds gone?* Princeton, NJ: Princeton University Press
- Teubal M (2006) Soja transgénica y crisis del modelo agroalimentario Argentino. *Realidad Económica* 196:52-74
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham IC, Erasmus BFN, Ferreira de Siqueira M, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Townsend Peterson A, Phillips OL, Williams SE (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-148
- Thomas L, Buckland ST, Burnham KP, Anderson DR, Laake JL, Borchers DL, Strindberg S (2002) Distance sampling. In: Piegorsch WW (ed.). *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley and Sons
- Thornton DH, Branch LC, Sunquist ME (2011) The influence of landscape, patch, and within patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. *Landscape Ecol* 26:7-18
- Thuiller W, Araujo MB, Lavorel S (2004) Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *J Biogeogr* 31:353–361
- Tjallingii SP (2000) Ecology on the edge: landscape and ecology between town and country. *Landscape Urban Plan* 48:103–119
- Tollefson JT (2010) The global farm. *Nature* 466:554–556
- Travis JMJ (2002) Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proc R Soc Lond B* 270:467–473
- Trisurat Y, Alkemade R, Verburg PH (2010) Projecting land-use change and its consequences for biodiversity in Northern Thailand. *Environ Manage* 45:626-639
- Trombulak SC, Frissell SA (2000) Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv Biol* 14:18-30
- Turner II, BL, Skole DL, Sanderson S, Fischer G, Fresco LO, Leemans R (1995) Land-use and Land-cover change. Science/Research Plan. IGBP Report No. 35 and HDP Report No. 7. Stockholm



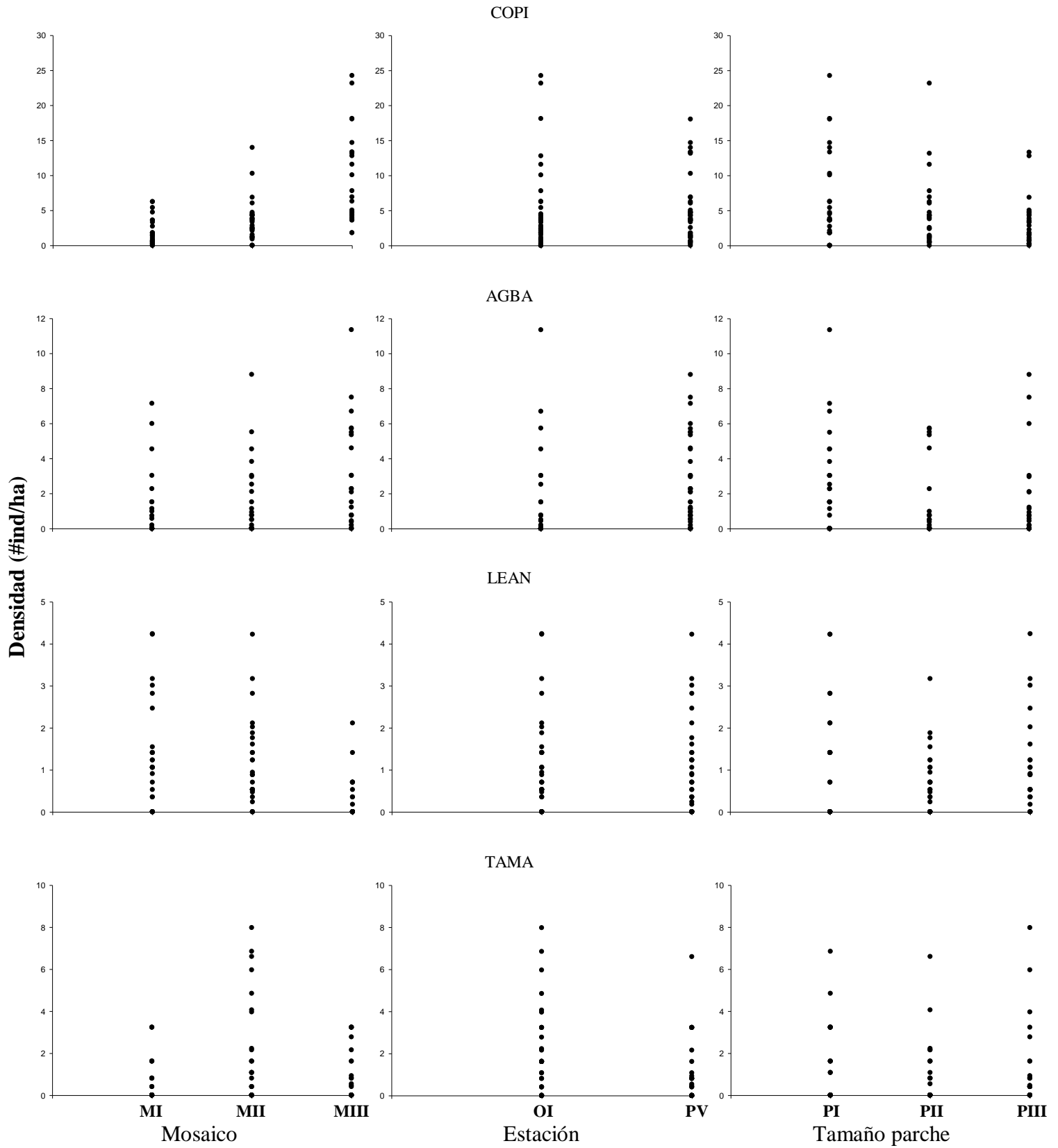
- Tzanopoulos J, Vogiatzakis IN (2011) Processes and patterns of landscape change on a small Aegean island: The case of Sifnos, Greece. *Landscape Urban Plan* 99: 58–64
- Urban DL, Shugart HH Jr, DeAngelis DL, O'Neill RV (1988) Forest bird demography in a landscape mosaic. Oak Ridge National Laboratory Publication No. 2853, Oak Ridge, TN, USA
- Van der Linden S, Rabe A, Okujeni A, Hostert P (2009) imageSVM classification, Application Manual: imageSVM version 2.0. Humboldt-Universität zu Berlin, Germany
- Van der Ree R, Bennett AF, Gilmore DC (2003) Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biol Conserv* 115:241–249
- Vapnik VN (1995) The nature of statistical learning theory. New York: Springer-Verlag
- Veldkamp A, Lambin EF (2001) Predicting land-use change. *Agr Ecosyst Environ* 85:1–6
- Verboom J, Alkemade R, Klijn J, Metzger MJ, Reijnen R (2007) Combining biodiversity modeling with political and economic development scenarios for 25 EU countries. *Ecol Econ* 62:267–276
- Verboom J, Schotman A, Opdam P, Metz JAJ (1991) European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos* 61:149–156
- Verburg PH, Koning GHJ, Kok K, Veldkamp A, Bouma J (1999) A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based on actual land use. *Ecol Model* 116:45–61
- Vergara PM, Armesto JJ (2009) Responses of Chilean forest birds to anthropogenic habitat fragmentation across spatial scales. *Landscape Ecol* 24:25–38
- Vergara PM, Simonetti JA (2004) Avian responses to fragmentation of the Maulino forest in central Chile. *Oryx* 38:1–6
- Verner J, Morrison ML, Ralph CJ (1986) *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison
- Versace VL, Ierodiaconou D, Stagnitti F, Hamilton AJ (2008) Appraisal of random and systematic land cover transitions for regional water balance and revegetation strategies. *Agr Ecosyst Environ* 123:328–336
- Vickery JA, Tallowin JR, Feber RE *et al.* (2001) The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J Appl Ecol* 38:647–664
- Vickery PD, Hunter ML, Melvin SM (1994) Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. *Conserv Biol* 8:1087–1097

- Viglizzo EF, Frank FC, Carreno LV, Jobbagy EG, Pereyra H, Clatt J, Pincen D, Florencia RM (2011) Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biol* 17:959-973
- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro MG, Lértora FA, Bernardos JN (2004) Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agr Ecosyst Environ* 101:39-51
- Viglizzo EF, Roberto ZE, Lértora FA, López Gay E, Bernardos JN (1997) Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agr Ecosyst Environ* 66:61-70
- Villard MA, Kurtis Trzcinski M, Merriam G (1999) Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv Biol* 13:774-783
- Villard MA, Martin PR, Drummond CG (1993) Habitat fragmentation and pairing success in the ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *Auk* 110:759-768
- Viña A, Cavelier J (1999) Deforestation rates (1938-1988) of tropical lowland forest on the Andean foothills of Colombia. *Biotropica* 31:31-36
- Visser H, de Nijs T (2006) The Map Comparison Kit. *Environ Model Softw* 21:346-358
- Watling JI, Donnelly MA (2006) Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conserv Biol* 20:1016-1025
- Watson JEM, Whittaker RJ, Dawson TP (2004) Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south-eastern Madagascar. *J Biogeogr* 31:1791-1807
- Webb NR, Thomas JA (1994) Conserving insect habitats in hearthland biotopes: a question of scale. pp 129-152. In Edwards PJ, May RM, Webb NR (eds.) *Large scale ecology and conservation biology*. Blackwell Scientific, London
- Wegner JF, Merriam G (1979) Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitat. *J Appl Ecol* 16:349-357
- Wenny DG, Clawson RL, Faaborg J, Sheriff SL (1993) Population density, habitat selection and minimum area requirements of three forest-interior warblers in Central Missouri. *Condor* 95:968-979
- Westhoek HJ, van den Berg M, Bakkes JA (2006) Scenario development to explore the future of Europe's rural areas. *Agr Ecosyst Environ* 114:7-20
- Weathers KC, Cadenasso ML, Pickett STA (2001) Forest Edges as Nutrient and Pollutant Concentrators: Potential Synergisms between Fragmentation, Forest Canopies and the Atmosphere. *Conserv Biol* 15(6):1506-1514

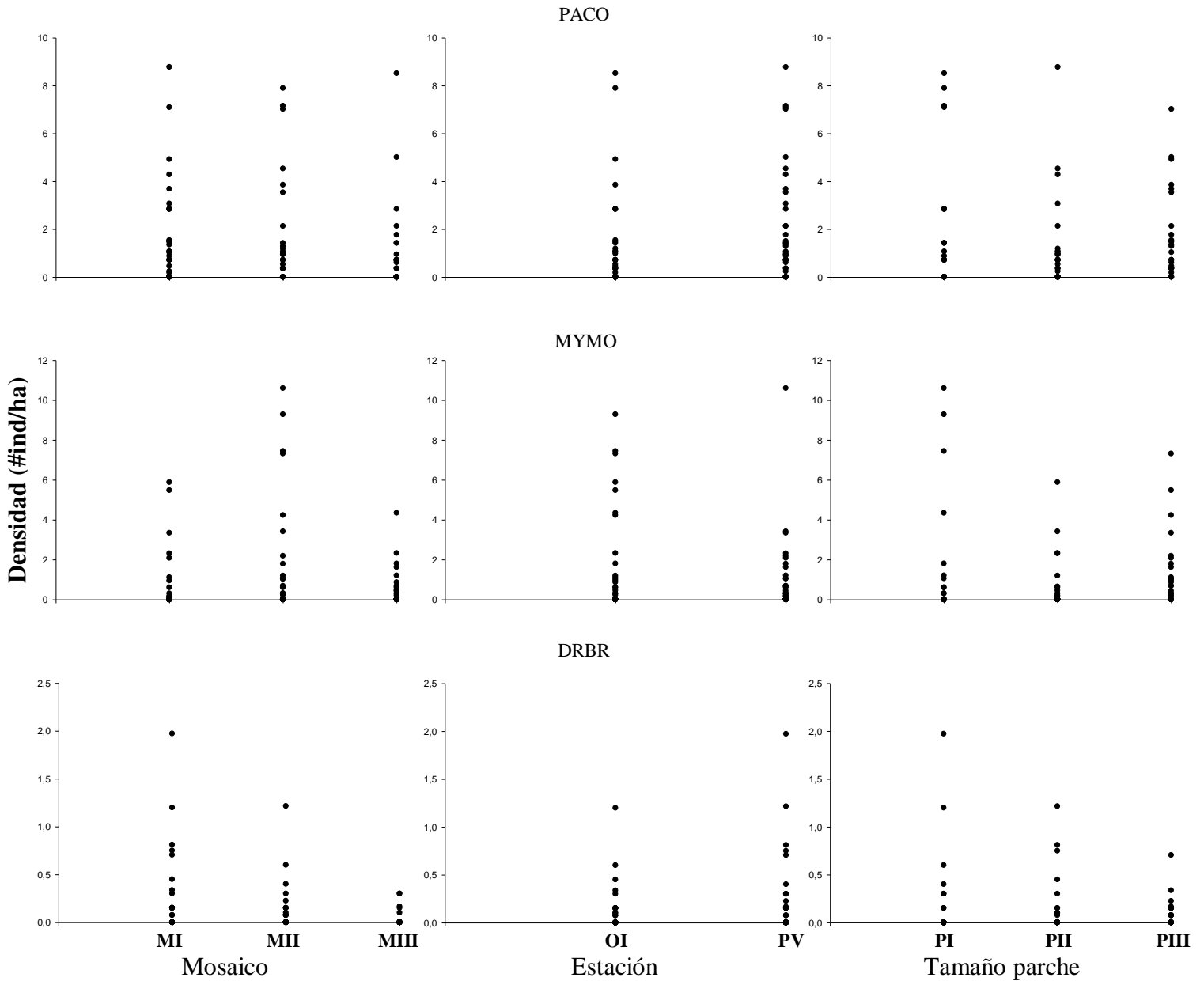
- Whitcomb RF, Robbins CS, Lynch JF, Whitcomb BL, Klimkiewicz MK, Bystrak D (1981) Effects of forest fragmentation on avifauna of the Eastern Deciduous Forest. pp 126-205. In: Burgess RL, Sharpe DM (eds.) *Forest island dynamics in man dominated landscapes*. Springer-Verlag, New York, New York, USA
- Wiegand T, Revilla E, Moloney KA (2005) Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conserv Biol* 19:108–121
- Wiens JA, Stenseth NC, Van Horne B, Ims RA (1993) Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66:369-380
- Wilcove DS (1985) Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211–1214
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Soul ME (ed.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp 237-256
- Wilcox BA, Murphy DD (1985) Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Am Nat* 125:879-887
- Wilkie D, Shaw E, Rotberg F, Morelli G, Auzel P (2000) Roads, development and conservation in the Congo basin. *Conserv Biol* 14:1614–1622
- Willson MF, De Santo TL, Sabag C, Armesto JJ (1994) Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conserv Biol* 8:508–520
- Wilson M, Tasi HA, Paz González A, Indelángelo N, Díaz EL (2008) Indicadores de calidad para suelos del área de bosques nativos de Entre Ríos. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo
- Winter M, Johnson DH, Shaffer JA, Donovan TM, Svedarsky WD (2006) Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *J Wildl Manage* 70:158–172
- With KA (1994) Using fractal analysis to assess how species perceive landscape structure. *Landscape Ecol* 9:25–36
- Woodhouse P (2010) Beyond Industrial Agriculture? Some questions about farm size, productivity and sustainability. *J Agrar Change* 10(3):437–453
- Wu J (1999) Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Int J Remote Sens* 25:367–380
- Wu J (2004) Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecol* 19:125–138
- Xiang W, Clarke KC (2003) The use of scenarios in land-use planning. *Environ Plann B* 30:885-909

- Xu M, Qi Y, Chen J, Song B (2004) Scale-dependent relationships between landscape structure and microclimate. *Plant Ecol* 173:39-57
- Yu X, Ng C (2006) An integrated evaluation of landscape change using remote sensing and landscape metrics. *Int J Remote Sens* 27(6):1075–1092
- Zaccagnini ME, Calamari NC (2001) Labranzas conservacionistas, siembra directa y biodiversidad. En: Panigatti JL, Buschiazzo D, Marelli, H (eds.) *Siembra Directa II*. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina, ISBN 987-521-046-3, pp 29–68
- Zaccagnini ME, Decarre J, Goijman A, Solari L, Suarez R, Weyland F (2007) Efecto de la heterogeneidad ambiental de terrazas y bordes vegetados sobre la biodiversidad animal en campos de soja de Entre Ríos. En: Caviglia, OP, Papparotti OF, Sasal MC (eds.) *Agricultura sustentable en Entre Ríos*. Ediciones INTA, Argentina
- Zak MR, Cabido M, Caceres D, Diaz S (2008) What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic and technological factors. *Environ Manage* 42:181-189
- Zak MR, Cabido M, Hodgson JG (2004) Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biol Conserv* 120:589–598
- Zanette L, Jenkins B (2000) Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nest. *The Auk* 117:445-454
- Zarnowitz JE, Manuwal DE (1985) The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington. *J Wildlife Manage* 49:255–263
- Zebisch M, Wechsung F, Kenneweg H (2004) Landscape response functions for biodiversity assessing the impact of land-use changes at the county level. *Landscape Urban Plan* 67:157–172
- Zhao S, Peng C, Jiang H, Tian D, Lei X, Zhou X (2006) Land use change in Asia and the ecological consequences. *Ecol Res* 21:890–896
- Ziying J (2007) The Road Extension Model in the Land Change Modeler for Ecological Sustainability of IDRISI. Proceedings of the 15th International Symposium on Advances in Geographic Information Systems. Seattle, WA
- Zotta A (1936) Sobre el contenido estomacal de algunas aves. *Hornero* 6:261–270
- Zurita GA., Bellocq MI (2010) Spatial patterns of bird community similarity: bird responses to landscape composition and configuration in the Atlantic forest. *Landscape Ecol* 25:147-158
- Zurita GA, Pe'er G, Bellocq MI, Hansbauer MM (2012) Edge effects and their influence on habitat suitability calculations: a continuous approach applied to birds of the Atlantic forest. *J Appl Ecol* 49:503-512

**APÉNDICE A**  
**RESULTADOS COMPLEMENTARIOS DEL CAPÍTULO 1**



**Figura A-1.** Distribución de los valores de densidad (#ind/ha) de las especies focales en función del tipo de mosaico (MI, MII, MIII), estación de muestreo (OI, PV) y categoría de tamaño de parche (PI, PII, PIII).



**Figura A-1.** Continuación.





**APÉNDICE B**  
**RESULTADOS COMPLEMENTARIOS DEL CAPÍTULO 2**

*Columbina picui*



*Myiopsitta monachus*



*Drymornis bridgesii*



*Lepidocolaptes angustirostris*



*Synallaxis frontalis*



*Asthenes baeri*



**Figura B-1.** Especies de aves muestreadas en los 45 parches de bosque nativo de Entre Ríos (Argentina); Fotos: Jeremías Mancini.



*Pseudoseisura lophotes*



*Taraba major*



*Suiriri suiriri*



*Serpophaga subcristata*



*Turdus rufiventris*



*Turdus amaurochalinus*



**Figura B-1.** Continuación.



*Polioptila dumicola*



*Poospiza melanoleuca*



*Sicalis flaveola*



*Paroaria coronata*



*Saltator aurantirostris*



*Saltator coerulescens*

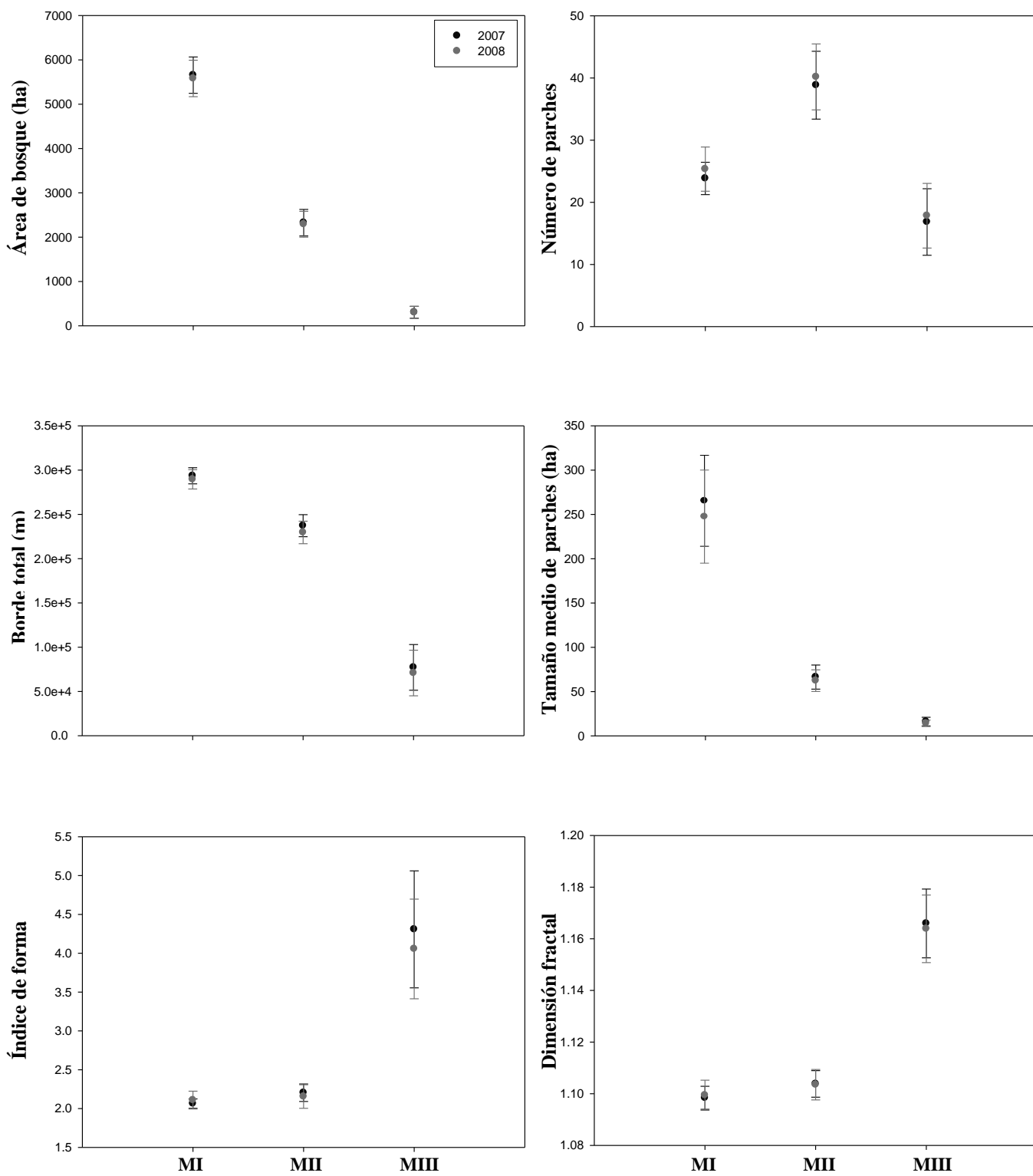


**Figura B-1.** Continuación.

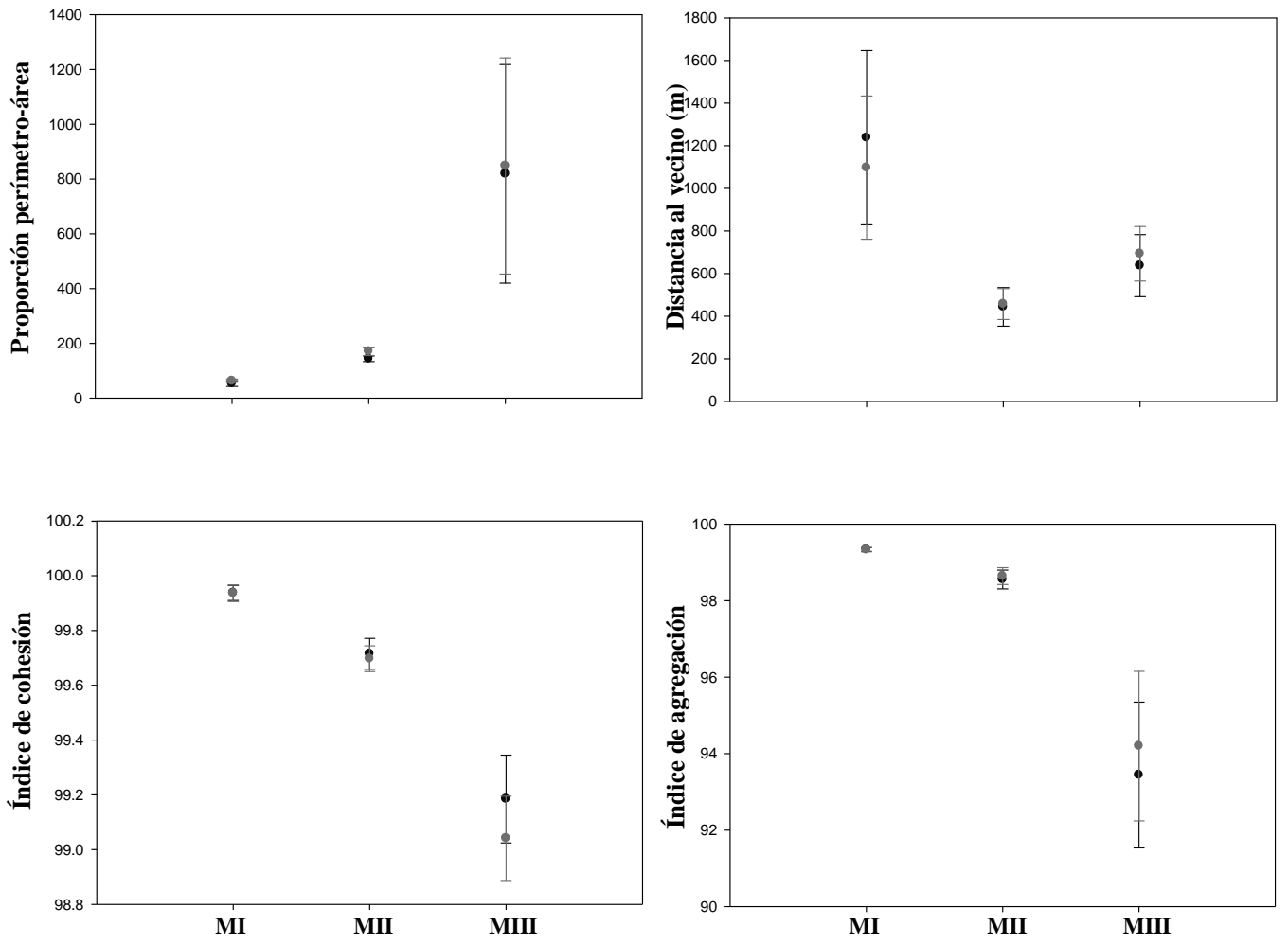
*Agelaioides badius*



**Figura B-1.** Continuación.

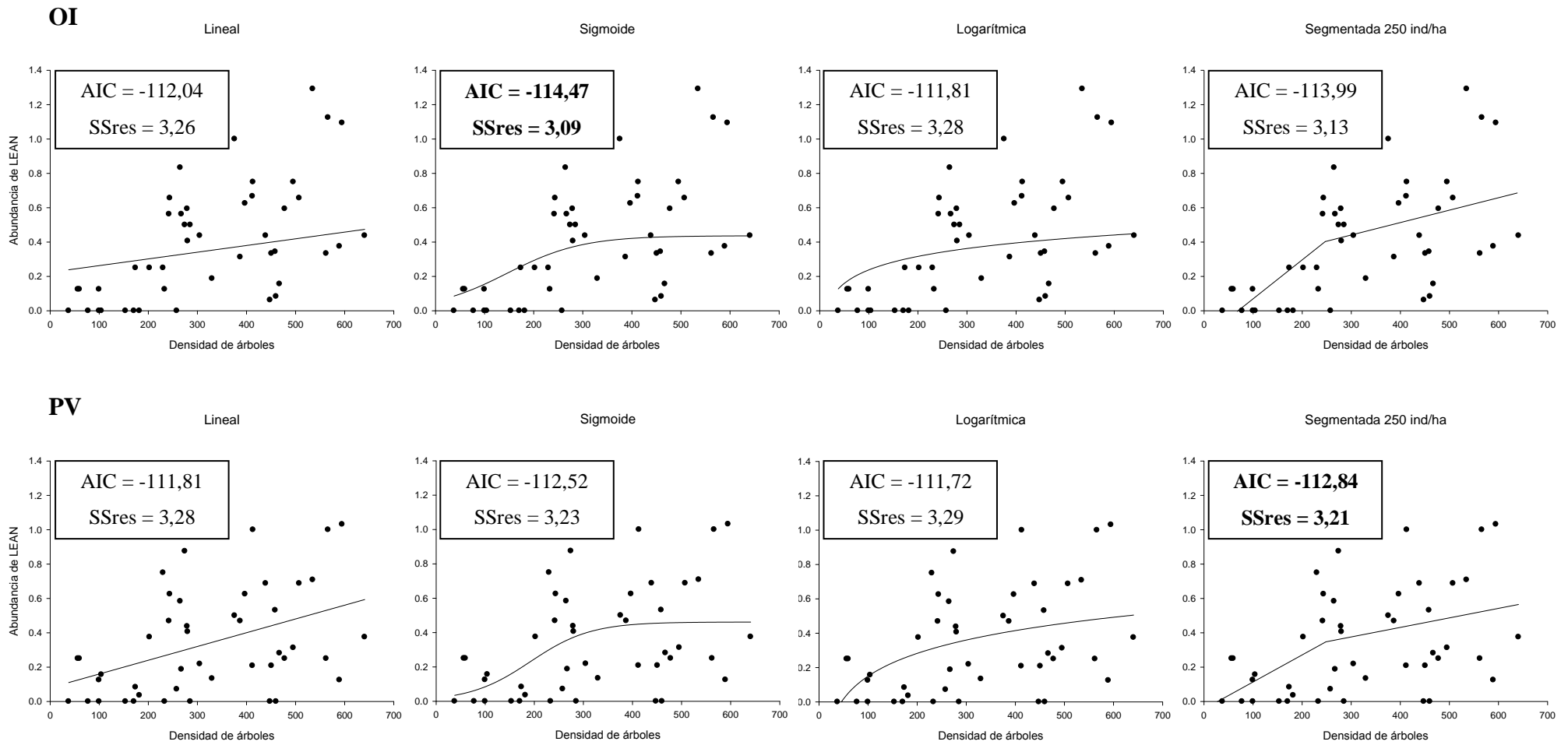


**Figura B-2.** Métricas que describen la estructura del bosque nativo a nivel de paisaje, para 2007 (negro) y 2008 (gris).



**Figura B-2.** Continuación.

### LEAN vs. D\_Arb

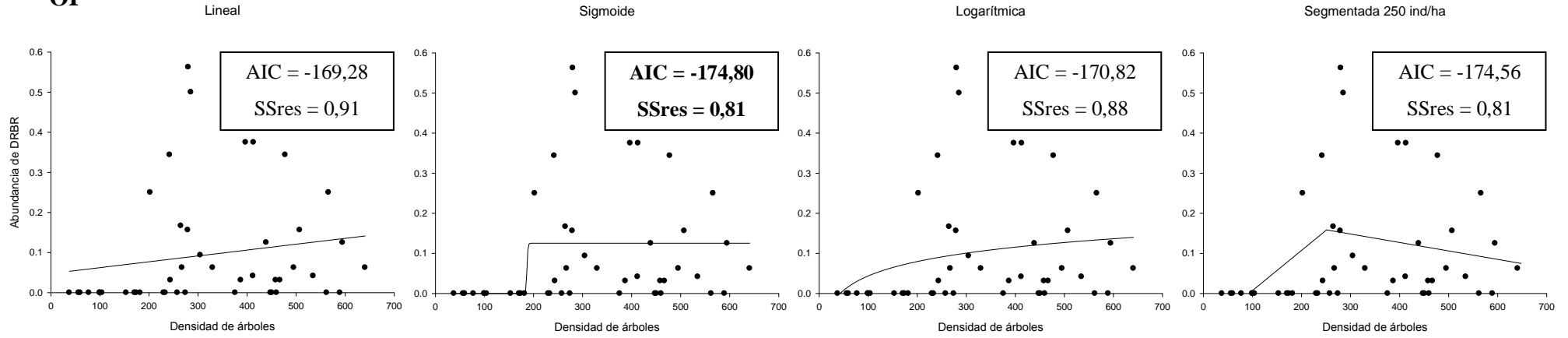


**Figura B-3.** Modelos de abundancia de aves versus densidad de árboles en los parches de bosque, porcentaje de cobertura de bosque y distancia media al parche más próximo, para otoño-invierno y primavera-verano. Se presenta la suma del cuadrado de los errores (SSres) y Criterio de Información Akaike (AIC) para cada modelo; el texto en negrita indica el modelo con el mejor ajuste.



### DRBR vs. D\_Arb

**OI**



**PV**

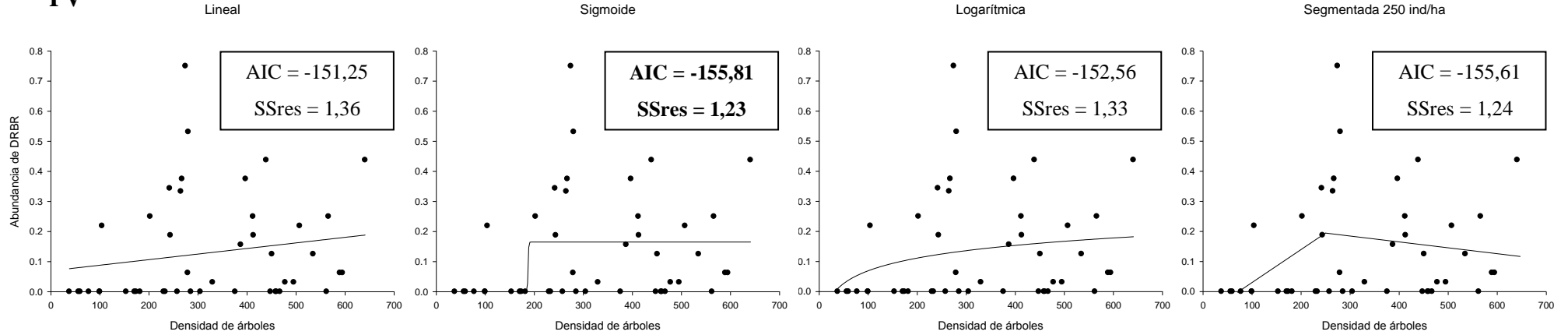


Figura B-3. Continuación.

### PSLO vs. D\_Arb

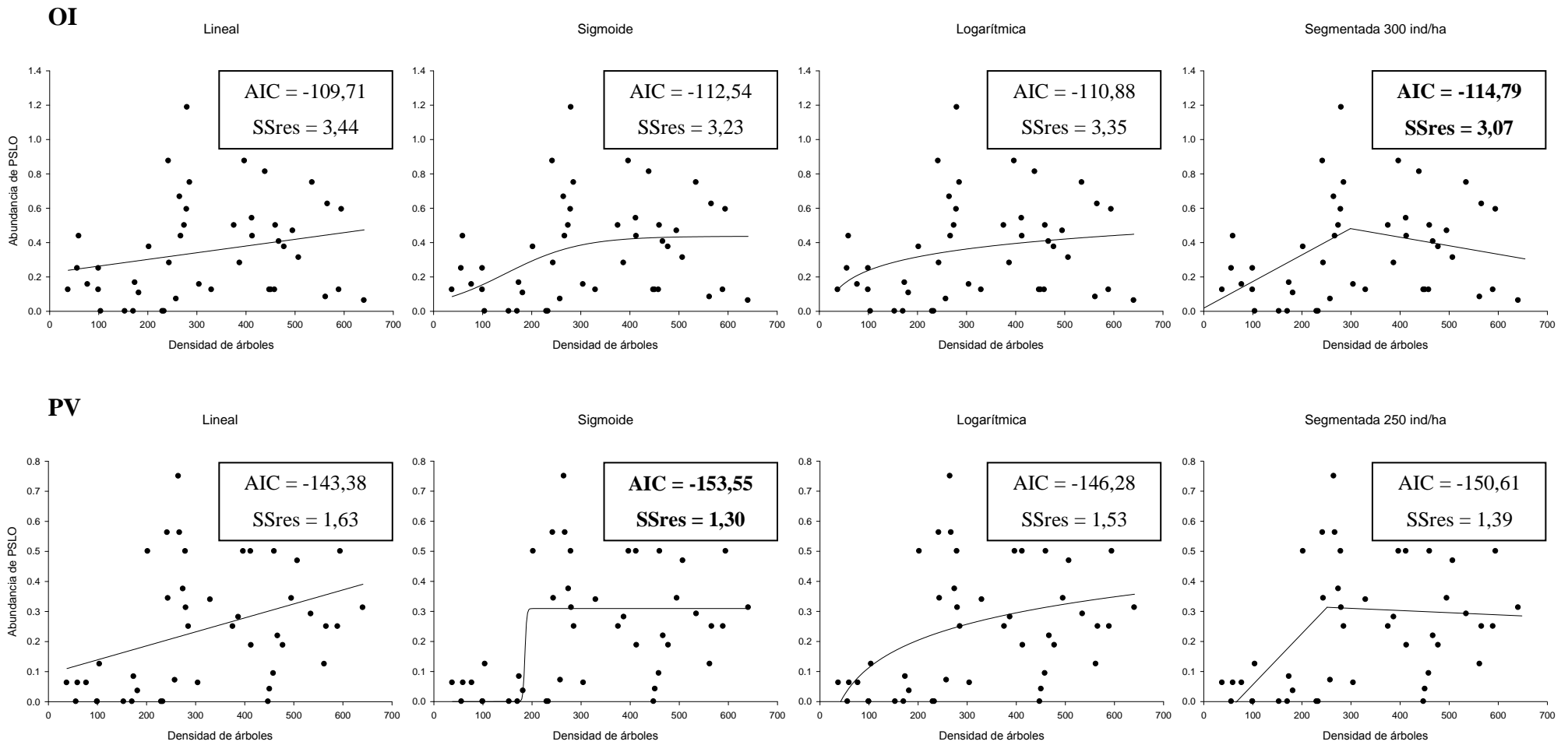
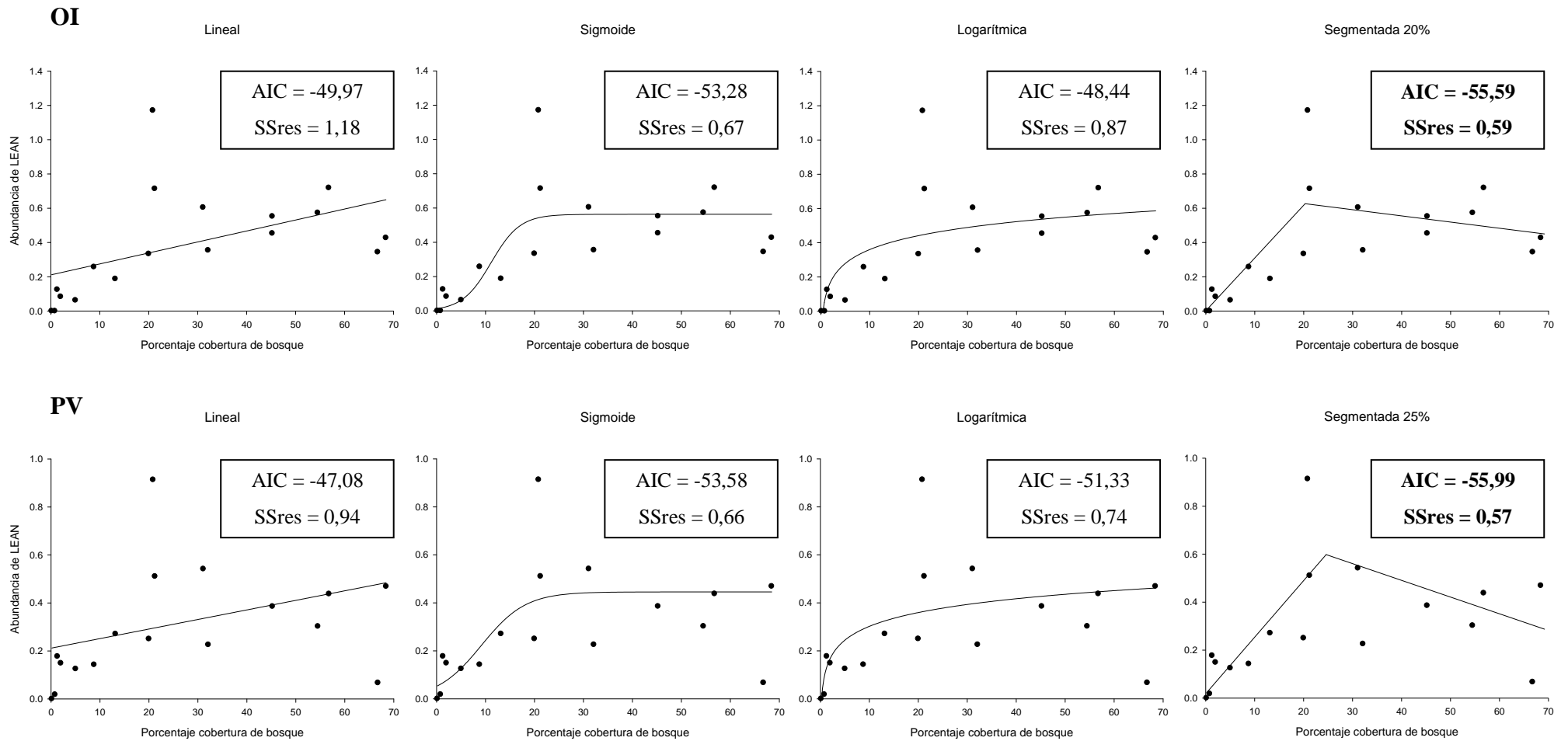


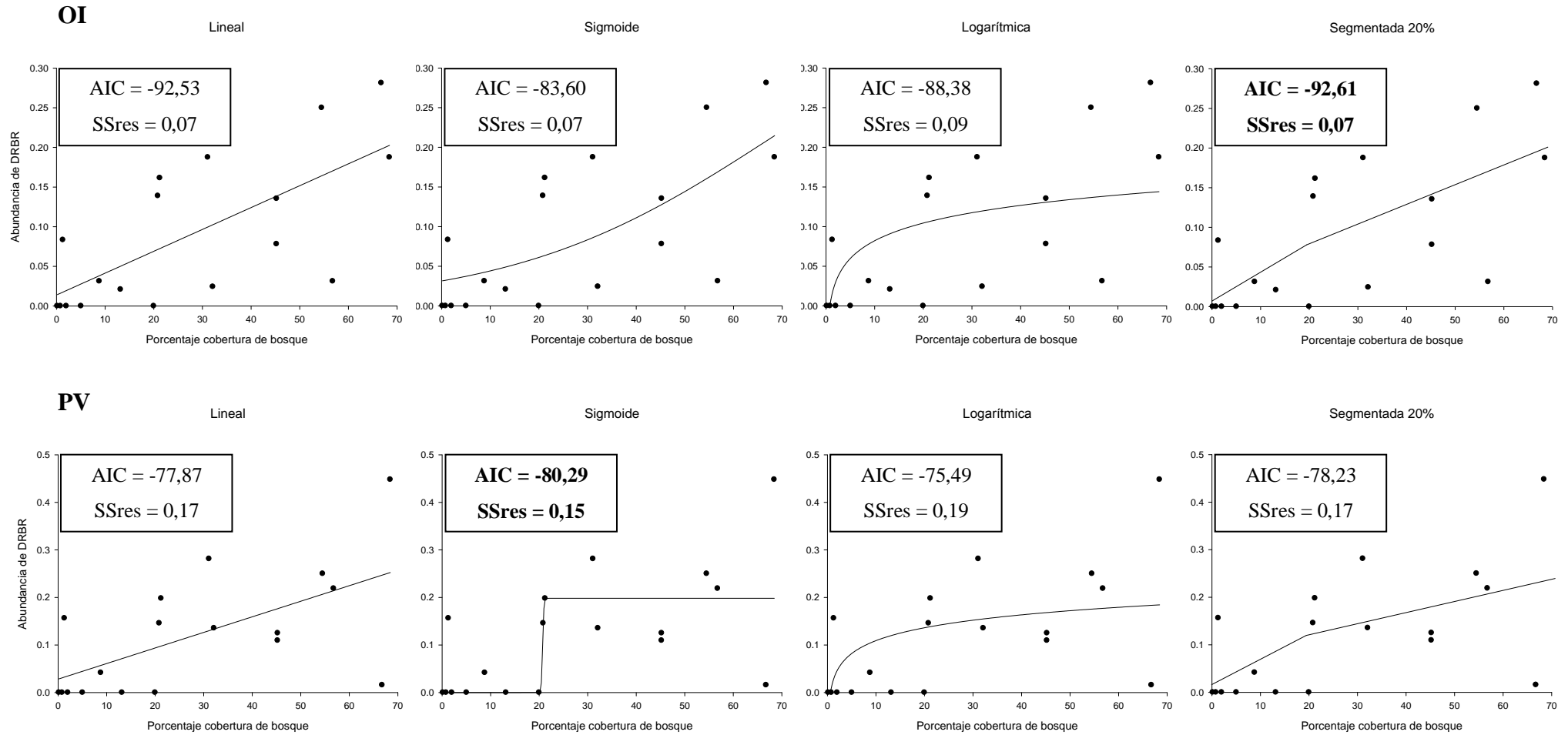
Figura B-3. Continuación.

## LEAN vs. PLAND



**Figura B-3.** Continuación.

## DRBR vs. PLAND



**Figura B-3.** Continuación.

### PSLO vs. PLAND

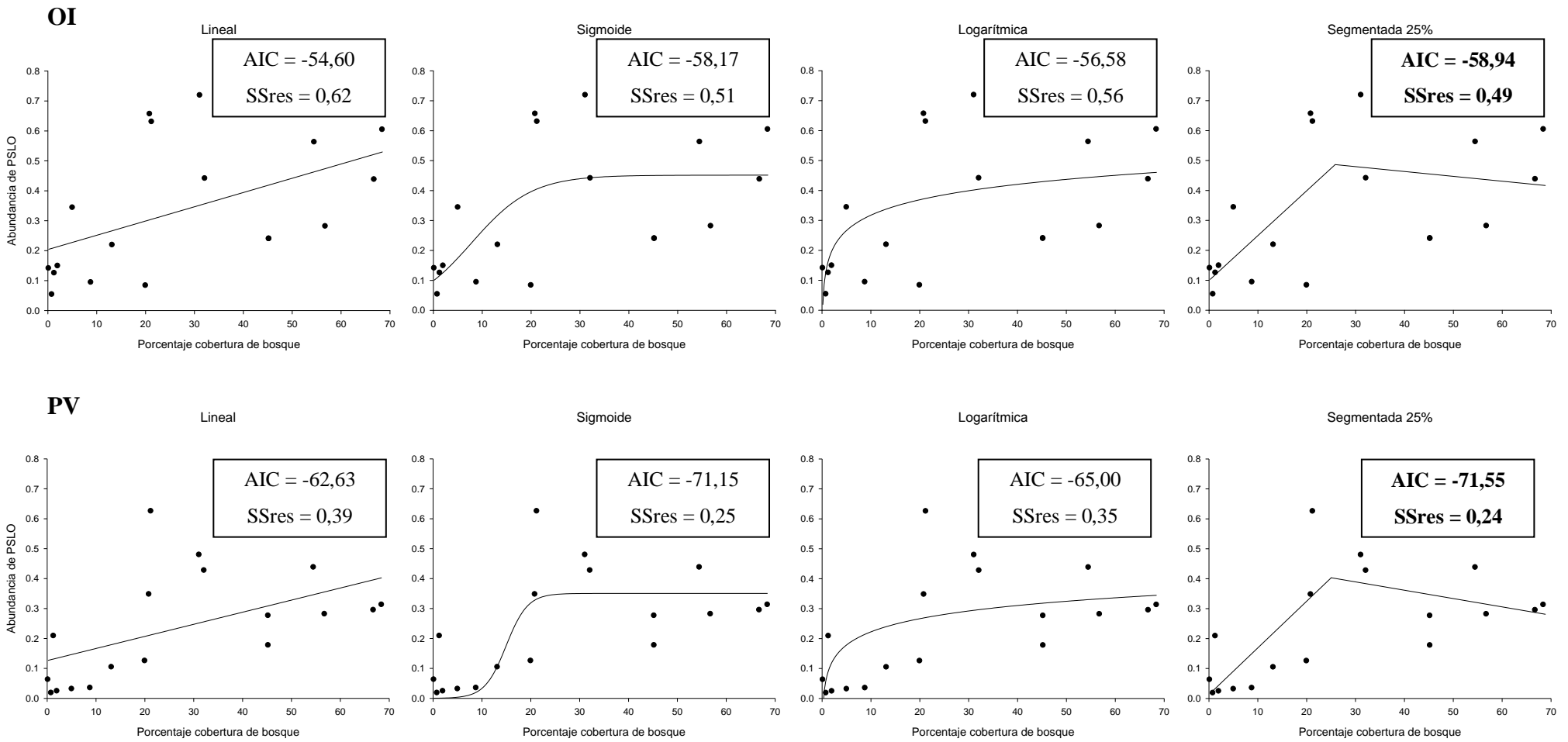
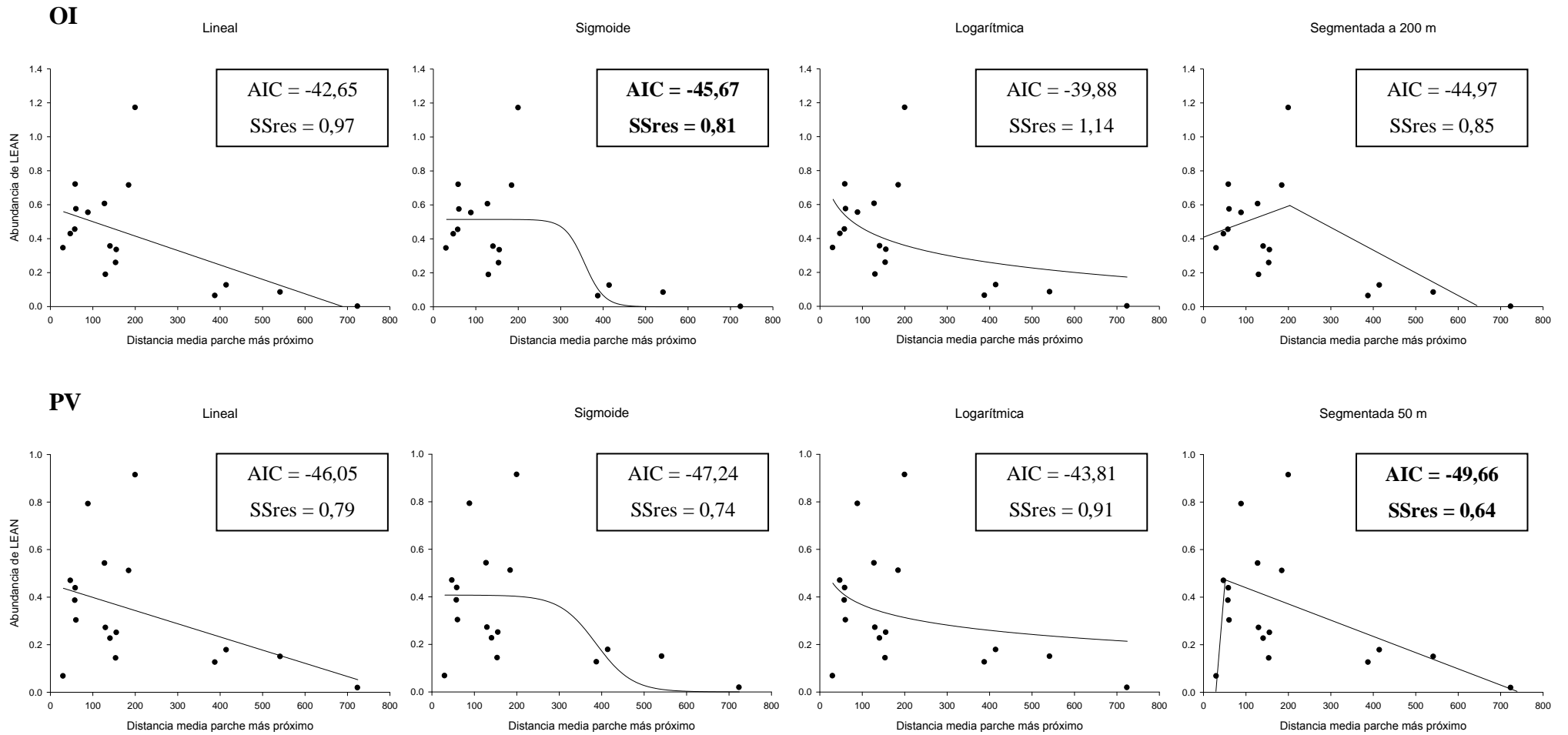


Figura B-3. Continuación.

## LEAN vs. ENN



**Figura B-3. Continuación.**

### DRBR vs. ENN

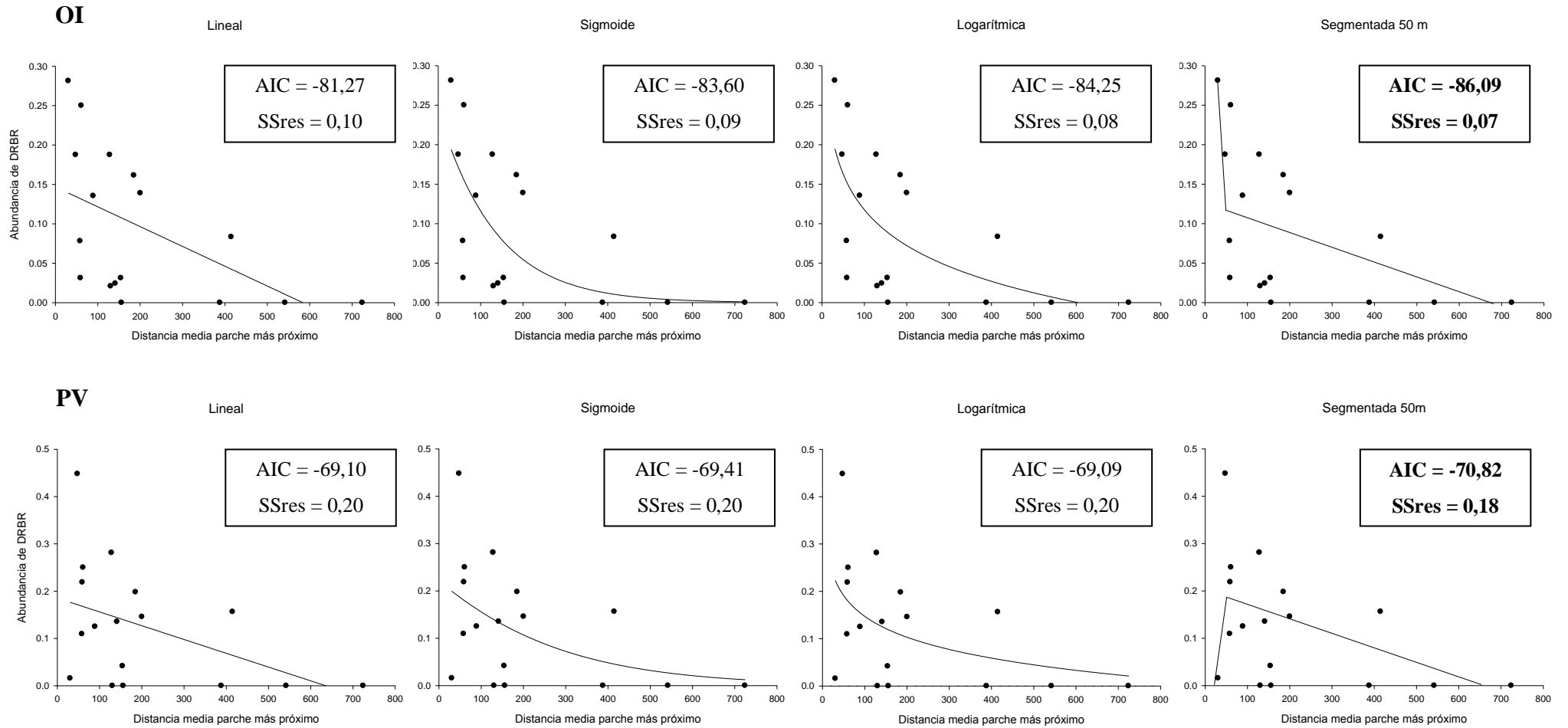
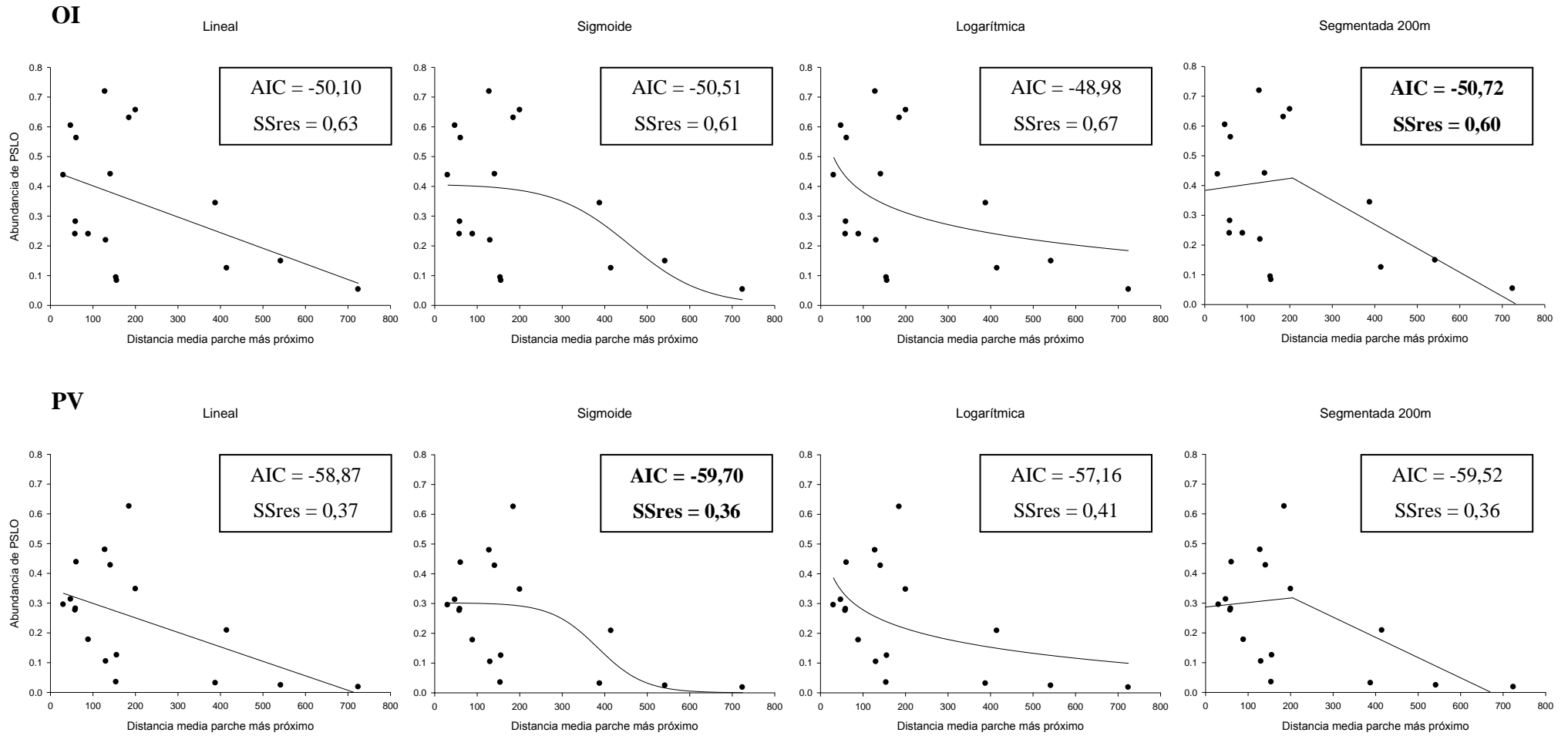


Figura B-3. Continuación.

## PSLO vs. ENN



**Figura B-3. Continuación.**



**Tabla B-1.** Modelos candidatos de la abundancia de aves en parches de bosques nativos en Entre Ríos (Argentina) durante las estaciones de otoño-invierno (OI) y primavera-verano (PV) de 2007 y 2008. Use  $\Delta AICc \leq 2$  para determinar el grupo de modelos plausibles.

| Especie          | Estación    | Escala                     | Modelo                     | AICc             | Peso Akaike (wi) |      |
|------------------|-------------|----------------------------|----------------------------|------------------|------------------|------|
| <b>COPI</b>      | OI          | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + (-D_arb)        | 117,46           | 0,36             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb)                   | 117,71           | 0,32             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb) + DF              | 119,07           | 0,16             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb) + (-D_arb) + DF   | 119,28           | 0,15             |      |
|                  |             | Paisaje                    | Y1                         | 30,52            | 0,37             |      |
|                  |             |                            | Y1 + Contagio              | 31,94            | 0,18             |      |
|                  |             |                            | Y1 + (-III)                | 32,29            | 0,15             |      |
|                  |             |                            | Y1 + PR                    | 32,43            | 0,14             |      |
|                  | PV          | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + (-D_arb)        | 114,42           | 0,28             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb) + (-D_arb) + DF   | 114,54           | 0,26             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb) + DF              | 114,69           | 0,24             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb)                   | 115,54           | 0,16             |      |
|                  |             | Paisaje                    | Y1                         | 40,33            | 0,27             |      |
|                  |             |                            | Y1 + (-PR)                 | 41,67            | 0,14             |      |
|                  |             |                            | Y1 + Y2                    | 41,92            | 0,12             |      |
|                  |             |                            | Y1 + III                   | 41,93            | 0,12             |      |
|                  |             |                            | Y1 + (-Contagio)           | 42,31            | 0,10             |      |
|                  | <b>AGBA</b> | OI                         | Dentro del parche y parche | (-D_Arb)         | 112,09           | 0,32 |
|                  |             |                            |                            | (-D_Arb) + (-IF) | 112,68           | 0,24 |
|                  |             |                            |                            | (-D_Arb) + (-CA) | 113,90           | 0,13 |
| (-D_Arb) + (-DF) |             |                            |                            | 114,10           | 0,12             |      |
| Paisaje          |             |                            | (-PR)                      | 42,27            | 0,32             |      |
|                  |             |                            | Y2 + (-PR)                 | 43,64            | 0,16             |      |
| PV               |             | Dentro del parche y parche | Y1 + (-PR)                 | 44,23            | 0,12             |      |
|                  |             |                            | (-D_arb)                   | 61,92            | 0,36             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb)                   | 63,39            | 0,17             |      |
|                  |             |                            | (-D_Arb) + (-D_arb)        | 63,95            | 0,13             |      |
|                  |             | Paisaje                    | Y2 + (-PR)                 | 13,54            | 0,20             |      |
|                  |             |                            | Y2                         | 13,93            | 0,17             |      |
|                  |             | Y1 + Y2                    | 14,67                      | 0,12             |                  |      |

**Tabla B-1.** Continuación.

| Especie     | Estación | Escala                     | Modelo                 | AICc   | Peso Akaike (wi) |
|-------------|----------|----------------------------|------------------------|--------|------------------|
| <b>DRBR</b> | OI       | Dentro del parche y parche | (-IF)                  | -47,41 | 0,57             |
|             |          |                            | (-IF) + (-DF)          | -46,11 | 0,3              |
|             |          | Paisaje                    | (-Y1) + (-IJI)         | -40,63 | 0,49             |
|             | PV       | Dentro del parche y parche | (-IF) + DF + D_Arb     | -27,78 | 0,38             |
|             |          |                            | D_Arb + DBH + (-A_Arb) | -27,03 | 0,26             |
|             |          |                            | (-IF)                  | -26,35 | 0,19             |
|             |          | Paisaje                    | (-Y1)                  | -24,19 | 0,19             |
|             |          |                            | (-Y1) + Contagio       | -24,07 | 0,18             |
|             |          |                            | (-Y1) + (-IJI)         | -23,37 | 0,13             |
|             |          |                            | Y2 + Contagio          | -23,28 | 0,12             |
|             |          |                            | Contagio               | -23,17 | 0,11             |
|             |          |                            | (-Y1) + Y2             | -22,74 | 0,09             |
| <b>LEAN</b> | OI       | Dentro del parche y parche | D_Arb + (-IF) + (-DF)  | 13,95  | 0,39             |
|             |          |                            | D_Arb + A_Arb + DBH    | 13,97  | 0,38             |
|             |          |                            | D_Arb                  | 15,88  | 0,15             |
|             | PV       | Paisaje                    | (-Y1) + (-Contagio)    | 1,41   | 0,44             |
|             |          |                            | (-Y1)                  | 3,29   | 0,17             |
|             |          |                            | (-Y1) + IJI            | 3,45   | 0,16             |
|             |          | Dentro del parche y parche | D_Arb + DBH            | 6,80   | 0,69             |
|             |          |                            | D_Arb + (-A_Arb) + DBH | 8,53   | 0,29             |
|             |          |                            | (-Y1) + (-Contagio)    | -2,54  | 0,50             |
| <b>SYFR</b> | OI       | Dentro del parche y parche | (-Y1) + IJI            | -0,73  | 0,20             |
|             |          |                            | DF + A_Arb             | -51,00 | 0,77             |
|             |          |                            | PR                     | -23,83 | 0,16             |
|             |          | Paisaje                    | IJI                    | -23,62 | 0,14             |
|             |          |                            | (-Contagio)            | -22,98 | 0,10             |
|             |          |                            | Y2                     | -22,81 | 0,10             |
|             |          |                            | (-Y1) + (-Contagio)    | -22,42 | 0,08             |
|             |          |                            | Y2 + PR                | -22,23 | 0,07             |
|             |          |                            | (-Y1)                  | -21,92 | 0,06             |
|             | PV       | Dentro del parche y parche | DF + A_Arb             | 46,46  | 0,57             |
|             |          |                            | A_Arb                  | 47,82  | 0,29             |
|             |          |                            | (-Contagio)            | 12,94  | 0,20             |
| Paisaje     |          | Y2                         | 13,40                  | 0,16   |                  |
|             |          | Y2 + (-Contagio)           | 14,46                  | 0,09   |                  |
|             |          | Y2 + PR                    | 14,57                  | 0,09   |                  |
|             |          | (-Y1) + (-Contagio)        | 14,80                  | 0,08   |                  |

**Tabla B-1.** Continuación.

| Especie          | Estación                   | Escala                     | Modelo                     | AICc                  | Peso Akaike (wi) |      |
|------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|------------------|------|
| PSLO             | OI                         | Dentro del parche y parche | (-IF)                      | 12,52                 | 0,49             |      |
|                  |                            |                            | (-IF) + (-DF)              | 13,30                 | 0,33             |      |
|                  |                            | Paisaje                    | (-Y1) + (-PR)              | -4,89                 | 0,31             |      |
|                  | (-Y1)                      |                            | -4,69                      | 0,28                  |                  |      |
|                  | PV                         | Dentro del parche y parche | D_Arb + (-IF) + (-DF)      | -15,81                | 0,26             |      |
|                  |                            |                            | D_Arb                      | -15,45                | 0,22             |      |
|                  |                            |                            | D_Arb + (-A_Arb) + DBH     | -15,23                | 0,20             |      |
|                  |                            | Paisaje                    | (-IF) + (-DF)              | -14,66                | 0,15             |      |
|                  |                            |                            | (-Y1)                      | -13,45                | 0,37             |      |
|                  |                            |                            | (-Y1) + (-PR)              | -11,54                | 0,14             |      |
|                  | TAMA                       | OI                         | Dentro del parche y parche | D_Arb + A_Arb + IF    | 20,25            | 0,52 |
|                  |                            |                            |                            | D_Arb + D_arb + A_Arb | 22,22            | 0,19 |
| Paisaje          |                            |                            | Y2                         | 8,95                  | 0,21             |      |
|                  |                            |                            | (-Contagio)                | 9,91                  | 0,13             |      |
|                  |                            |                            | Y2 + III                   | 10,24                 | 0,11             |      |
| PV               |                            | Dentro del parche y parche | III                        | 10,31                 | 0,11             |      |
|                  |                            |                            | Y2 + (-Contagio)           | 10,69                 | 0,09             |      |
|                  |                            | Paisaje                    | D_Arb + A_Arb + IF         | -75,22                | 0,78             |      |
|                  |                            |                            | Y2                         | -34,65                | 0,15             |      |
|                  |                            |                            | Y2 + PR                    | -34,50                | 0,14             |      |
| PR               | -34,15                     |                            | 0,12                       |                       |                  |      |
| Y1 + (-Contagio) | -33,87                     |                            | 0,10                       |                       |                  |      |
| PODU             | OI                         | Dentro del parche y parche | III                        | -33,62                | 0,09             |      |
|                  |                            |                            | (-Contagio)                | -33,20                | 0,07             |      |
|                  |                            |                            | Y1 + Y2                    | -33,07                | 0,07             |      |
|                  |                            | Paisaje                    | Y2 + III                   | -33,00                | 0,07             |      |
|                  |                            |                            | (-D_Arb)                   | 83,37                 | 0,37             |      |
|                  |                            |                            | (-D_Arb) + (-D_arb)        | 84,01                 | 0,27             |      |
|                  | PV                         | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + DF              | 84,43                 | 0,22             |      |
|                  |                            |                            | Y1                         | 12,33                 | 0,34             |      |
|                  |                            |                            | Y1 + (-PR)                 | 12,80                 | 0,27             |      |
|                  |                            | Paisaje                    | Y1 + III                   | 14,19                 | 0,13             |      |
|                  |                            |                            | Y1 + Y2                    | 14,33                 | 0,12             |      |
|                  |                            |                            | (-D_Arb)                   | -6,24                 | 0,61             |      |
| PV               | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + D_arb           | -4,21                      | 0,22                  |                  |      |
|                  |                            | Y1                         | -20,03                     | 0,33                  |                  |      |
|                  | Paisaje                    | Y1 + (-PR)                 | -19,17                     | 0,21                  |                  |      |
|                  |                            | Y1 + Y2                    | -18,71                     | 0,17                  |                  |      |
|                  |                            | Y1 + III                   | -18,36                     | 0,14                  |                  |      |

**Tabla B-1.** Continuación.

| Especie        | Estación              | Escala                     | Modelo                  | AICc    | Peso Akaike (wi) |
|----------------|-----------------------|----------------------------|-------------------------|---------|------------------|
| TURU           | OI                    | Dentro del parche y parche | D_arb + D_Arb           | -127,47 | 0,56             |
|                |                       | Paisaje                    | Y2 + Contagio           | -9,97   | 0,27             |
|                | Contagio              |                            | -8,87                   | 0,16    |                  |
|                | PV                    | Dentro del parche y parche | D_Arb                   | -153,84 | 0,39             |
|                |                       |                            | D_Arb + A_Arb + DistLoc | -152,73 | 0,22             |
|                |                       |                            | A_Arb                   | -151,85 | 0,14             |
|                |                       | Paisaje                    | Y2 + Contagio           | -71,88  | 0,23             |
|                |                       |                            | Y2                      | -71,69  | 0,21             |
|                |                       |                            | (-Y1) + Y2              | -71,51  | 0,19             |
|                | Y2 + PR               | -71,12                     | 0,16                    |         |                  |
| TUAM           | OI                    | Dentro del parche y parche | DistLoc                 | -13,30  | 0,34             |
|                |                       |                            | (-IF) + DistLoc         | -12,66  | 0,25             |
|                |                       |                            | (-IF)                   | -12,48  | 0,23             |
|                |                       | Paisaje                    | (-Y1) + (-Y2)           | -24,22  | 0,47             |
|                | (-Y1) + Contagio      |                            | -22,75                  | 0,23    |                  |
|                | PV                    | Dentro del parche y parche | A_Arb + (-DBH)          | -18,31  | 0,32             |
|                |                       |                            | A_Arb                   | -18,15  | 0,29             |
|                |                       |                            | A_Arb + D_Arb           | -17,97  | 0,27             |
|                |                       | Paisaje                    | (-Y1) + (-Contagio)     | -14,38  | 0,30             |
|                |                       |                            | (-Y1) + IJI             | -13,11  | 0,16             |
| IJI            |                       |                            | -12,48                  | 0,12    |                  |
| SAAU           | OI                    | Dentro del parche y parche | D_Arb + A_Arb           | 63,45   | 0,26             |
|                |                       |                            | D_Arb                   | 63,58   | 0,24             |
|                |                       |                            | DistLoc                 | 63,58   | 0,24             |
|                |                       |                            | DF + DistLoc            | 64,30   | 0,17             |
|                | PV                    | Paisaje                    | (-Y1) + IJI             | 15,80   | 0,31             |
|                |                       |                            | (-Y1)                   | 17,02   | 0,17             |
|                |                       |                            | IJI + Contagio          | 17,29   | 0,15             |
|                |                       | Dentro del parche y parche | D_Arb + A_Arb + (-DBH)  | 60,85   | 0,32             |
|                |                       |                            | D_Arb + A_Arb           | 60,96   | 0,31             |
|                |                       |                            | D_Arb                   | 61,64   | 0,22             |
| Paisaje        | D_Arb + D_arb + A_Arb | 62,38                      | 0,15                    |         |                  |
|                | (-Y1) + IJI           | 21,72                      | 0,33                    |         |                  |
|                | IJI                   | 22,25                      | 0,25                    |         |                  |
| IJI + Contagio | 23,33                 | 0,15                       |                         |         |                  |

**Tabla B-1.** Continuación.

| Especie     | Estación         | Escala                     | Modelo                     | AICc              | Peso Akaike (wi) |
|-------------|------------------|----------------------------|----------------------------|-------------------|------------------|
| <b>PACO</b> | OI               | Dentro del parche y parche | (-IF)                      | 118,48            | 0,34             |
|             |                  |                            | (-IF) + (-DF) + DistLoc    | 119,26            | 0,23             |
|             |                  |                            | (-IF) + (-DF)              | 119,84            | 0,17             |
|             |                  |                            | D_Arb                      | 120,29            | 0,14             |
|             |                  |                            | (-Y1)                      | 34,75             | 0,33             |
|             | Paisaje          | (-Y1) + (-PR)              | 36,18                      | 0,16              |                  |
|             |                  | (-Y1) + (-Y2)              | 36,29                      | 0,15              |                  |
|             |                  | PV                         | Dentro del parche y parche | (-IF)             | 43,38            |
|             | Paisaje          |                            | (-Y1) + (-PR)              | 3,97              | 0,90             |
|             | <b>POME</b>      | OI                         | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + (-DBH) | -19,70           |
| (-Y2)       |                  |                            |                            | -16,02            | 0,20             |
| Contagio    |                  |                            |                            | -15,33            | 0,14             |
| (-Y2) + IJI |                  |                            |                            | -14,41            | 0,09             |
| (-PR)       |                  |                            |                            | -14,09            | 0,08             |
| Paisaje     |                  | (-Y2) + (-PR)              | -14,00                     | 0,07              |                  |
|             |                  | PV                         | Dentro del parche y parche | CA + (-IF) + DF   | -33,21           |
| Paisaje     |                  |                            | (-Y1)                      | -20,01            | 0,25             |
|             |                  |                            | (-Y1) + (-Y2)              | -18,77            | 0,14             |
|             |                  |                            | (-Y1) + (-PR)              | -18,29            | 0,11             |
|             | (-Y1) + IJI      |                            | -18,23                     | 0,10              |                  |
| <b>SUSU</b> | OI               | Dentro del parche y parche | (-DF)                      | -88,69            | 0,57             |
|             |                  |                            | IF + (-DF)                 | -87,53            | 0,32             |
|             |                  |                            | (-Y1)                      | -45,33            | 0,32             |
|             |                  |                            | (-Y1) + (-Y2)              | -43,52            | 0,13             |
|             |                  |                            | (-Y1) + Contagio           | -43,30            | 0,11             |
|             | Paisaje          | (-Y1) + PR                 | -43,28                     | 0,11              |                  |
|             |                  | PV                         | Dentro del parche y parche | CA + (-DF)        | 44,09            |
|             | CA + IF + (-DF)  |                            | 45,00                      | 0,28              |                  |
|             | CA               |                            | 45,12                      | 0,27              |                  |
|             | Paisaje          |                            | (-Y1)                      | 6,47              | 0,15             |
| PR          |                  |                            | 6,73                       | 0,13              |                  |
| Y2          |                  | 7,02                       | 0,11                       |                   |                  |
| Contagio    |                  | 7,09                       | 0,11                       |                   |                  |
|             | IJI              | 7,09                       | 0,11                       |                   |                  |
|             | (-Y1) + Contagio | 8,46                       | 0,06                       |                   |                  |

**Tabla B-1.** Continuación.

| Especie | Estación | Escala                     | Modelo                    | AICc   | Peso Akaike (wi) |
|---------|----------|----------------------------|---------------------------|--------|------------------|
| SESU    | OI       | Dentro del parche y parche | (-A_Arb)                  | 15,32  | 0,48             |
|         |          |                            | D_arb + (-A_Arb) + (-DBH) | 16,90  | 0,22             |
|         |          |                            | (-A_Arb) + (-DBH)         | 17,03  | 0,20             |
|         |          | Paisaje                    | (-IJI)                    | -6,50  | 0,24             |
|         |          |                            | (-Y2) + (-IJI)            | -5,43  | 0,14             |
|         |          |                            | (-Y1) + (-IJI)            | -5,06  | 0,12             |
|         | PV       | Dentro del parche y parche | (-D_Arb)                  | -55,90 | 0,48             |
|         |          |                            | (-D_Arb) + D_arb          | -53,89 | 0,17             |
|         |          | Paisaje                    | Y1 + (-Y2)                | -39,13 | 0,81             |
|         |          |                            |                           |        |                  |
| SIFL    | OI       | Dentro del parche y parche | (-D_Arb)                  | 62,28  | 0,37             |
|         |          |                            | (-D_Arb) + (-A_Arb)       | 63,29  | 0,22             |
|         |          |                            | (-D_Arb) + D_arb          | 63,53  | 0,20             |
|         |          |                            | (-D_Arb) + DF             | 64,30  | 0,13             |
|         |          | Paisaje                    | Y1                        | 14,59  | 0,31             |
|         |          |                            | Y1 + (-PR)                | 16,25  | 0,13             |
|         | PV       | Dentro del parche y parche | (-D_Arb) + (-A_Arb) + DBH | 114,85 | 0,38             |
|         |          |                            | (-D_Arb)                  | 115,35 | 0,29             |
|         |          | Paisaje                    | (-D_Arb) + (-D_arb)       | 116,45 | 0,17             |
|         |          |                            | Y1                        | 39,92  | 0,35             |
| MYMO    | OI       | Dentro del parche y parche | Y1 + Y2                   | 40,81  | 0,22             |
|         |          |                            | Y1 + PR                   | 41,39  | 0,17             |
|         |          |                            |                           |        |                  |
|         |          | Paisaje                    | (-A_Arb) + DBH            | 161,96 | 0,41             |
|         |          |                            | (-A_Arb)                  | 163,55 | 0,19             |
|         |          |                            | Contagio                  | 60,82  | 0,19             |
|         | PV       | Dentro del parche y parche | (-Y2)                     | 61,14  | 0,16             |
|         |          |                            | (-IJI)                    | 62,48  | 0,08             |
|         |          | Paisaje                    | (-DistLoc)                | 141,20 | 0,31             |
|         |          |                            | (-A_Arb)                  | 142,14 | 0,19             |
| MYMO    | OI       | Dentro del parche y parche | CA                        | 143,08 | 0,12             |
|         |          |                            | D_Arb + (-A_Arb)          | 143,18 | 0,12             |
|         |          | Paisaje                    | (-Y2)                     | 51,74  | 0,17             |
|         |          |                            | Contagio                  | 51,85  | 0,16             |
|         | PV       | Dentro del parche y parche | (-IJI)                    | 52,80  | 0,10             |
|         |          |                            | (-Y1) + (-Y2)             | 53,23  | 0,08             |
|         |          | Paisaje                    | (-Y2) + Contagio          | 53,54  | 0,07             |
|         |          |                            | (-Y2) + PR                | 53,54  | 0,07             |

Los paréntesis indican una relación negativa con la abundancia de las aves