Biblioteca Digital
F C E N - U B A

BIBLIOTECA CENTRAL LUIS F LELOIR
BIBLIOTECA CENTRAL LELOIR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES UBA

Tesis Doctoral

Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná

Sica, Yanina Vanesa

2016-03-29

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:
Sica, Yanina Vanesa. (2016-03-29). Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:
Sica, Yanina Vanesa. "Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2016-03-29.

EXACTAS UBA
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

UBA
Universidad de Buenos Aires

Dirección: Biblioteca Central Dr. Luis F. Leloir, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 - C1428EGA - Tel. (++54 +11) 4789-9293

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área de **Ciencias Biológicas**

Yanina Vanesa Sica

Director de tesis: Dr. Gregorio I. Gavier Pizarro
Director asistente: Dr. Rubén D. Quintana
Consejero de Estudios: Dr. Rubén D. Quintana

Lugar de trabajo: Instituto de Recursos Biológicos, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

Lugar y fecha de defensa: Buenos Aires, 29 de Marzo 2016

Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná.

Resumen

Las actividades humanas han modificado una gran proporción de la superficie terrestre. Sus impactos son extensos en particular sobre la biodiversidad y los bienes y servicios que proveen los ecosistemas. Los humedales son uno de los ecosistemas más afectados por el cambio en el uso del suelo poniendo en riesgo su elevada biodiversidad y los numerosos bienes y servicios ecosistémicos que brindan. En Argentina, el Bajo Delta del Río Paraná es un extenso mosaico de humedales que sostiene una alta biodiversidad. Sin embargo, es una región de alta vulnerabilidad frente a procesos naturales y actividades humanas. En los últimos años el incremento en la actividad ganadera y forestal en la zona ha propiciado una intensificación de las prácticas de manejo de agua (terraplenes, diques y zanjas) que provocan el desecamiento de la vegetación palustre generando un proceso de pampeanización del humedal. Los cambios en el uso y las coberturas del suelo pueden generar cambios e impactos negativos en la biodiversidad. El objetivo de este trabajo fue evaluar el cambio en la diversidad de aves asociado al cambio en el uso del suelo. En primer lugar, se caracterizó el cambio en el uso y las coberturas del Bajo Delta en los últimos 14 años. Mediante imágenes satelitales Landsat 5 TM y 8 OLI se desarrollaron mapas de cobertura y uso del suelo para 1994/99 y 2013, y con árboles de regresión potenciados (BRT) se cuantificó la influencia de variables socioeconómicas, biofísicas y de manejo en la pérdida de humedales (cobertura de vegetación palustre). En segundo lugar, se identificaron los efectos del cambio en el paisaje sobre las aves utilizando dos aproximaciones: un análisis espacial de la riqueza de especies asociada a la estructura del paisaje actual resultante del proceso de pampeanización, y un análisis temporal de

los cambios en la riqueza de especies asociados a los cambios en el paisaje en los últimos 14 años. Por un lado, se estudió la relación entre las aves y la composición y configuración del paisaje. Se muestrearon aves por censo de puntos cubriendo todas las coberturas y usos del suelo del Bajo Delta no insular y se cuantificó la influencia de la estructura del paisaje y usos en la riqueza y densidad de aves. Por otro lado, se evaluó la relación entre el cambio temporal en la comunidad de aves (1997-99 vs. 2011-12-13) y el cambio temporal en la composición del paisaje (1999 y 2013). A partir de un muestreo de aves por censo de puntos realizado en 1997 y 1999 en el Bajo Delta no insular, se remuestrearon los mismos puntos en 2011, 2012 y 2013 y se analizó el cambio temporal en la riqueza y composición de aves asociado al cambio en el uso y la cobertura del suelo. En sólo 14 años, un tercio de la cobertura de vegetación palustre del Bajo Delta se perdieron (163.000ha), el 70% de los mismos fueron convertidos en tierras ganaderas y el 20% en plantaciones forestales. Las variables que representan el uso del suelo resultaron los factores determinantes de la pérdida de vegetación palustre, en particular la densidad ganadera y el área endicada. Aunque la densidad de ganado no tiene un efecto negativo sobre la riqueza de aves, la homogeneización del paisaje (producto de la pampeanización del Bajo Delta no insular) caracterizada por una reducción de la cobertura de vegetación palustre y una expansión de la cobertura de pastizales, tuvo un efecto negativo sobre la riqueza total de aves y por gremio de hábitat. La comunidad de aves cambió de 1997/99 a 2011/13. La especies de humedal fueron las más afectadas especialmente si se comparan años húmedos, indicando un efecto importante tanto de la dinámica hidrológica natural como de los cambios en las coberturas del Bajo Delta no insular. A largo plazo, la comunidad de aves estaría controlada por la estructura del paisaje, aunque respondería débilmente a los cambios en la estructura del paisaje en sólo 14 años. En resumen, el proceso de pampeanización del Bajo Delta se ha extendido, convirtiendo grandes extensiones de vegetación palustre en pastizales secos aptos para la actividad ganadera. Las aves del Bajo Delta no insular

responden a esta pampeanización con cambios en la composición de especies. Por ello, es urgente y necesaria la gestión sostenible de los humedales del Delta del río Paraná. Los resultados de este trabajo pueden ser insumos para el desarrollo de normativas nuevas y otras existentes que, de manera efectiva, desaceleren la pérdida de humedales en esta región tan importante no sólo por la alta biodiversidad que alberga sino por los bienes y servicios que brinda a la comunidad local y a los pobladores de la principal área urbana de Argentina.

Palabras claves

Humedales, estructura del paisaje, ganadería, aves de humedal, cambios temporales.

Land use y land cover change effects at different spatial y temporal scales on birds in the Lower Delta of Paraná river.

Abstract

Wetlands are among the most productive and diverse ecosystems on Earth. Land use changes that modify its original landscape are one of the main threats to global biodiversity. In Argentina, the Lower Delta of Paraná River is characterized by its high biodiversity due to its particular environmental heterogeneity. However, it is being extremely modified. Forestation and intensification of livestock have caused profound landscape alterations by converting the original land covers (freshwater marshes and rushes) into pastures. This conversion can affect biodiversity in the region, especially birds that rely on wetland habitat. This project aims to understand fist, the effects of land use changes on land covers and second, avian response to land use change to contribute to landscape management and avian conservation in the Lower Delta of Paraná River. First, we detected land use change in the Lower Delta of Paraná River with Landsat images from 1999 and 2013. Then, we analyzed the relationship between birds and landscape composition and configuration. Finally, we related land use changes with changes detected in the avian community from 1997-99 to 2011-12-13. We found that one third of the freshwater marshes of the Lower Delta were lost in only 14 years (163,000 ha). The majority (70%) of the losses were due to conversion to pastures and 20% due to conversion to forestry plantations. Cattle density, dammed area and accessibility were the most important factors determining freshwater marshes conversion. Avian richness responded negatively to landscape homogenization on the long term, characterized by a decrease in freshwater marshes and an increase in grasslands. The community differed from 1997-99 to 2011-12-13, wetlands species richness decreased, especially when comparing years of wet hydrological condition.

However, the relationship between avian richness change and landscape change in the last 14 years was weak. In summary, freshwater marshes loss is widespread in the Lower Delta, it has eroded the avian community, and further habitat loss seems imminent. Conservation efforts should be focused in this vulnerable ecosystem before full-scale land conversion occurs. Our results show that cattle management intensification has profoundly changed the landscape structure of the Lower Delta of Paraná River with substantial wetlands loss, likely having deep negative impacts in birds and potentially other biodiversity groups and ecosystem services. As a consequence, these results can be used as inputs for the development of land use planning and natural resource management to ensure conservation of biodiversity and ecosystem services to benefit local communities.

Key words

Wetlands, landscape composition and configuration, cattle, wetland birds, temporal changes.

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mis directores que me acompañaron desde que este proyecto era solo ideas: Gregorio Gavier Pizarro y Rubén Quintana. Rubén, gracias por enseñarme este mundo fantástico que es el Delta y transmitirme tu experiencia y pasión por la región. Grego, fuiste un guía constante en el desarrollo de este trabajo y en mi formación tanto profesional como personal, gracias por las charlas, los consejos y por darme ánimos en los momentos difíciles. Gracias a ambos por confiar en mí, responder mis dudas y ayudarme en este gran paso en la carrera científica.

A Alejandro Travaini por sus valiosas sugerencias y comentarios a lo largo de todo el desarrollo de esta tesis. Quiero agradecer especialmente a Roberto Bó, Natalia Fracassi y Roberto Landó por compartir conmigo todos sus conocimientos y el amor por el Delta y su fauna. También le quiero agradecer a Sebastián Dardanelli por su ayuda en el diseño de muestreo de aves y el testeo de profundidad de los juncales... y a Jaime Bernardos por iniciarme en el mundo de la detección imperfecta y ayudarme con los modelos HDS.

A mis compañeros Biodiversos! Laura Medero, Laura Solari, Belén Poliserpi, Brenda Riera, Julieta Decarre, Jimena Damonte, Romina Suarez, Andrea Goijman, Daniela González, Julie Brodeur, Florencia D´Andrea, Juan De Souza; y a María Elena Zaccagnini por crear este grupo increíble. La buena onda constante, los chistes, las cargadas y el cariño de siempre fueron esenciales en el desarrollo de esta tesis.

A todos los que viajaron conmigo al campo! Natalia Denkiewicz, Natalia García, Evelyn Figueroa Schibber, Andrea Goijman, Ileana Martínez, Facundo Luque, German Saigo, Fernanda Sansalone, Carmen López, Facundo González, Federico Bartalak…entre sudestadas, camionetas empantanadas, caídas en zanjas, ataques de avispas, cantos irreconocibles, árboles caídos y waders ridículos, nos divertimos

observando aves y recorriendo el maravilloso Delta, que de vez en cuando nos sorprendía con amaneceres naranjas, zorrinos curiosos, atajacaminos misteriosos e impresionantes ciervos. No puedo dejar de mencionar a los dos hombres de mi vida que no dudaron en clavarse las botas y acompañarme al campo siempre que lo necesitaba…mi papá y Diegui.

A las empresas Alto Paraná y Papel Prensa que siempre brindaron su apoyo y dispusieron de sus instalaciones. A los dueños de los campos que me abrieron sus puertas.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por apoyar este trabajo a través de mi beca y al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por brindarme las instalaciones, el equipo y el financiamiento.

A mis amigas del alma, Lu y Bren que me bancaron siempre, dándome fuerzas y muchas pilas (incluso sesiones de coaching!) en los momentos más duros y brindando y riéndose conmigo en los momentos alegres. Gracias por estar siempre presentes! A Lucia Chust, Natalia García y Karina Formoso por compartir TODOS los sentimientos de una doctoranda, entenderme y reírse conmigo.

A mi nueva familia, Sergio, Irene, Naty, el balan, Jerry y Eli por preocuparse, cuidar al Reymond y a Diegui durante mis viajes y estar siempre presentes a pesar de mi desaparición en los últimos meses!

A mis papás por transmitirme el amor por la naturaleza, por apoyarme incondicionalmente, por darme todo el amor del mundo, por confiar en mí, por enseñarme a perseverar y a esforzarme para dar lo mejor posible de mí en todo momento. Gracias por ser los primeros en acompañarme al Delta, cocinarme, prestarme la camioneta, preocuparse y ayudarme siempre. Muchas gracias por darme la libertad de seguir mis sueños y ayudarme a concretarlos!

A Diegui. Gracias por escucharme, aconsejarme y criticarme cuando hacía falta, por revisar planes de trabajo, pedidos de becas y manuscritos como si fuese tu propio trabajo, por contagiarme tu pasión por la ciencia y por hacerla divertida. Gracias por acompañarme en cada decisión (por más que eso signifique estar varios meses lejos), por respetarme como mujer y como científica, por hacerme reír y por brindar conmigo en cada pasito de este largo camino. Gracias por bancarme en todo, especialmente en estos últimos meses, gracias por cocinarme, limpiar, lavar, pasear al Reymond, mimarme y ocuparte de todo para que yo solamente me dedique a escribir. Gracias, gracias, gracias por embarcarte en este duro pero hermoso proyecto juntos.

Le dedico esta tesis

a mi mamá, mi papá

y a Diego

sin ustedes esta tesis no existiría

Contenido

Resumen **2**

Abstract **5**

Agradecimientos **7**

Contenido **11**

Lista de figuras **15**

Lista de tablas **19**

Anexo **23**

Capítulo 1: Marco conceptual. Implicancias del cambio en el uso y la cobertura del suelo ***24***

1.1 Introducción general **25**

1.1.1 Cambios en el uso del suelo: Implicancias para los humedales 25

1.1.2 Detección del cambio 26

1.1.3 Consecuencias del cambio en el uso del suelo sobre la biodiversidad 28

1.1.4 Aves como indicadoras de los efectos del cambio en el uso del suelo 29

1.1.5 El Bajo Delta de río Paraná como caso de estudio 31

1.1.6 Objetivos 33

1.1.7 Organización de la tesis 33

1.2 Área de estudio **35**

1.2.1 Características del paisaje del Bajo Delta 37

1.2.2 Biodiversidad del Bajo Delta 39

1.2.3 Intervención humana en el Bajo Delta 40

Capítulo 2: Cambios en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta entre 1994/9 y 2013 ..... ***44***

2.1 Introducción **45**

2.2 Objetivos **48**

2.3 Metodología 48

2.3.1 Clasificación de imágenes y detección de cambio 48

2.3.1.1 Conjuntos de datos 48

2.3.1.2 Esquema de clasificación y análisis de detección del cambio 49

2.3.1.3 Validación de los mapas generados 51

2.3.2 Análisis de los factores de cambio 51

2.3.2.1 Variables explicativas 52

2.3.2.2 Modelos de conversión de humedales 55

2.4 Resultados 57

2.4.1 Cambios en el uso y la cobertura del suelo entre 1994/99 y 2013 57

2.4.2 Exactitud de los mapas generados 61

2.4.3 Factores que afectan la conversión de vegetación palustre en el Bajo Delta no insular 66

2.4.4 Factores que afectan la pérdida de pastizales en el Bajo Delta no insular 69

2.4.5 Factores que afectan la conversión de vegetación palustre en el Bajo Delta insular 71

2.5 Discusión 73

Capítulo 3: Efectos de la composición y configuración del paisaje sobre la riqueza y densidad de aves en el Bajo Delta no insular del río Paraná 80

3.1 Introducción 81

3.2 Objetivos 87

3.3 Metodología 87

3.3.1 Estrategia utilizada en todos los análisis 87

3.3.2 Área de estudio 88

3.3.3 Relevamiento de aves 90

3.3.4 Variables explicativas 93

3.3.4.1 Escala local 93

3.3.4.2 Escala de paisaje 94
3.3.4.3 Uso del suelo 100
3.3.5 Análisis de datos 101
3.3.1.1 Modelos múltiples para evaluar la respuesta de la riqueza total, riqueza de especies de humedal y riqueza de especies de pastizal y generalistas 101
3.3.1.2 Muestreo de distancias jerárquico para evaluar la respuesta de la densidad de especies 105
3.4 Resultados 107
3.4.1 Patrones de riqueza de aves 107
3.4.2 Factores que determinan la riqueza de especies 108
3.4.3 Factores que determinan la densidad de especies focales 122
3.4.1.1 Varillero congo (*Agelaius ruficapillus*) 122
3.4.1.2 Jacana (*Jacana jacana*) 122
3.4.1.3 Federal (*Amblyramphus holosericeus*) 122
3.4.1.4 Calandria (*Mimus saturninus*) 125
3.4.1.5 Tijereta (*Tyranus savanna*) 125
3.4.1.6 Monjita (*Xolmis Irupero*) 125
3.5 Discusión 127
Capítulo 4: Efecto de los cambios en el uso del suelo del Bajo Delta no insular del Río Paraná sobre las comunidades de aves entre 1999 y 2013..... 133
4.1 Introducción 134
4.2 Objetivos 139
4.3 Metodología 139
4.3.1 Relevamiento de aves 139
4.3.2 Área de estudio 142
4.3.3 Variables de paisaje en los períodos estudiados 143
4.3.4 Análisis de datos 145

4.3.3.1 Análisis del cambio en la riqueza y frecuencia de ocurrencia de especies 145

4.3.4.2 Análisis de los cambios en los patrones comunitarios 146

4.4 Resultados 148

4.4.1 Cambios en la riqueza y frecuencia de ocurrencia de las especies 148

4.4.2 Cambios en los patrones comunitarios 154

4.5 Discusión 159

Conclusiones generales 167

Anexo 176

Bibliografía 189

Lista de figuras

Figura 1: Ubicación del Delta del río Paraná en Argentina. Unidades de paisaje: A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas y albardones bajos; C. Praderas con isletas de bosque de cordones y depresiones (C1, C2, C3); D. Praderas de la antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de islas de cauce y fajas de meandro del Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G: Arbustales de antiguos deltas (G1, G2, G3); H. Praderas de la Isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta (I1, I2, I3) (Modificado de Malvárez 1992 y Salvia 2010). 35

Figura 2: Ubicación del Bajo Delta del río Paraná mostrando la división entre el Bajo Delta insular y no insluar y las unidades de paisaje que lo conforman. 37

Figura 3: Coberturas y usos del suelo del Bajo Delta del río Paraná para los años 1999 (Bajo Delta no insular) y 1994 (Bajo Delta insular) y 2013 (toda el área). . 58

Figura 4: Cambios en el uso y la cobertura del suelo en el Bajo Delta no insular e insular entre 1994/9 y 2013. 59

Figura 5: Gráfico en tres dimensiones mostrando los valores predichos de las varialbles distancia a ríos y densidad ganadera. 66

Figura 6: Gráficos de la dependencia parcial de las 7 variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en el Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución en la variable en percentiles. 67

Figura 7: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en la unidad II del Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles. 68

Figura 8: Gráficos de la dependencia parcial de las seis variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en la unidad V del Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles. 69

Figura 9: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de pastizales en suelo desnudo en el Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles. 70

Figura 10: Gráficos de la dependencia parcial de las cuatro variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre a pastizales en el Bajo Delta insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles. 71

Figura 11: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre a plantaciones en el Bajo Delta insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles. 72

Figura 12: Precipitación acumulada (mm) en el mes de noviembre de 2011, 2012, 2013 y 2014 (período de muestreo) par el Bajo Delta no Insular del Río Paraná. Datos registrados por la Direccion de Hidráulica de Entre Ríos, de pluviómetro ubicado en Puerto Ruiz (http://www.hidraulica.gob.ar/precipitaciones_historico.php). 89

Figura 13: Ubicación del área de estudio (Bajo Delta no insular del Río Paraná), coberturas y usos del suelo e infraestructura y localización de los puntos de muestreo. 91

Figura 14: *Buffers* de 200 y 500 m de radio. Ejemplos de paisajes del Bajo Delta no insular del Río Paraná representando extremos de los gradientes ambientales descriptos según un análisis de componentes principales. 97

Figura 15: Ejemplos de paisajes del Bajo Delta no insular del Río Paraná representando extremos del gradiente de fragmentación de la vegetación palustre según un análisis de componentes principales. Se observan *buffers* de 500m de radio como ejemplo pero el gradiente representado es común para las dos escalas de paisaje. 99

Figura 16: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza total de especies en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza. 109

Figura 17: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza de especies de humedal, en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza. 113

Figura 18: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza de especies generalistas, en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza. 118

Figura 19: Cambios en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta no insular. Ubicación del Bajo Delta no insular y localización de los puntos de muestreo. 141

Figura 20: Precipitación (mm) acumulada mensual durante los meses de muestreo. Datos registrados de pluviómetro ubicado en Médanos (Direccion de Hidráulica, ER) 143

Figura 21: Curvas de rarefacción para las especies de aves relevadas en los diferentes años en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. (a) 1997 en verde oscuro contra los muestreos recientes (2011 en verde claro, 2012 en rosa y 2013 en celeste) y (b) 1999 en verde oscuro contra los muestreos recientes (2011 en verde claro, 2012 en rosa y 2013 en celeste). 150

Figura 22: Riqueza media de especies (±SE). S: riqueza media total, Sb: riqueza media de especies de bosque, Sg: riqueza media de especies generalistas, Sh: riqueza media de especies de humedal, Sp: riqueza media de especies de

pastizal. * Indica diferencias significativas. (a) 1997 vs. 2011, b) 1997 vs. 2012, (c) 1997 vs. 2013, (d) 1999 vs. 2011, (e) 1999 vs. 2012 y (f) 1999 vs. 2013. 151

Figura 23: Componentes de la disimilitud temporal asociados al recambio de especies (βr) y a la pérdida de especies (βp) para cada muestreo analizado. . 154

Figura 24: Gráfico en dos dimensiones del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1997) y del segundo período. a,b,c) Muestran la ordenación de los puntos en función de la composición de especies para la comparaciones entre 1999 y 2011, 2012 y 2013, respectivamente. d,e,f) Muestran la trayectoria de cambio en la composición de especies para cada punto de muestreo (las flechas punteadas indican la dirección del cambio) y la correlación entre los ejes del ordenamiento y las variables de cobertura del paisaje (mayor tamaño de la línea azul mayor significancia de la correlación)..... 156

Figura 25: Gráfico en dos dimensiones del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1999) y del segundo período. a,b,c) Muestran la ordenación de los puntos en función de la composición de especies para la comparaciones entre 1999 y 2011, 2012 y 2013, respectivamente. d,e,f) Muestran la trayectoria de cambio en la composición de especies para cada punto de muestreo (las flechas punteadas indican la dirección del cambio) y la correlación entre los ejes del ordenamiento y las variables de cobertura del paisaje (mayor tamaño de la línea azul mayor significancia de la correlación)..... 157

Lista de tablas

Tabla 1: Variables explicativas incluidas en los modelos. 54

Tabla 2: Matriz de transición del Bajo Delta no insular entre 1999 y 2013 (en hectáreas). Índice Kappa usando el mapa de coberturas de 1999 como referencia, los valores varían entre 0 (más disímil) y 1 (más similar). 60

Tabla 3: Matriz de transición del Bajo Delta insular entre 1994 y 2013 (en hectáreas). Índice Kappa usando el mapa de coberturas de 1994 como referencia, lo valores varían entre 0 (más disímil) y 1 (más similar)..... 61

Tabla 4: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta no insular en 1999. 62

Tabla 5: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta no insular en 2013. 63

Tabla 6: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta insular en 2013. 64

Tabla 7: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa de cambio del Bajo Delta entre 1994/99 y 2013. 65

Tabla 8: Efecto de las variables explicativas en cada modelo. Resumen de las características de cada modelos y su desempeño. 73

Tabla 9: Peso de cada variable de cobertura a escala local en los componentes principales (PC) para el Bajo Delta no insular del Río Paraná. 94

Tabla 10: Peso de cada variable de cobertura en los componentes principales (PC) para cada escala de paisaje (*buffers* de 200 m y de 500 m de radio) del Bajo Delta no insular del Río Paraná. 96

Tabla 11: Peso de cada variable de configuración de vegetación palustre en los *buffers* de 200 y 500 m en los componentes principales (PC)..... 98

Tabla 12: Variables explicativas incluidas en todos los modelos..... 101

Tabla 13: Estructura de los modelos..... 103

Tabla 14: Variables de detección incluidas en la función de detección de DHS107

Tabla 15: 26 modelos cuyo peso acumulado es >0,95 en función del análisis del efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza total de especies en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. $w_{i=}$peso del modelo. 110

Tabla 16: Coeficientes promedios de los mejores modelos (ΔAICc≤2) de la riqueza total en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: · p < 0.1, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable. 112

Tabla 17: 25 modelos cuyo peso acumulado es >0.95 en función del análisis del efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza de especies de humedal. wi=peso del modelo. 114

Tabla 18: Coeficientes promedios de los mejores modelos (ΔAICc≤2) de riqueza de aves de humedal en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: · p < 0.1, * p < 0.05, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable. 117

Tabla 19: 22 modelos cuyo peso acumulado>0.95 analizando el efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza de especie generalistas y de pastizal. wi=peso del modelo. 119

Tabla 20: Coeficientes promedios de los mejores modelos de riqueza de especies generalistas en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: p < 0,1, * p < 0,05, **p < 0,01, *** p < 0,001. wi var=peso relativo de la variable. 121

Tabla 21: Coeficientes promedios de los mejores modelos de densidad de especies de humedal. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable. wi var=peso de la variable. 124

Tabla 22: Coeficientes promedios de los mejores modelos de densidad de especies generalistas. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso de la variable..... 126

Tabla 23: Variables de paisaje de los períodos estudiados..... 145

Tabla 24: Riqueza observada (Sobs), riqueza estimada (Sest) y su error estándar (ES) para cada comparación realizada (n=tamaño muestral). 149

Tabla 25: Cambio en la frecuencia de ocurrencia de especies en los gremios de hábitat..... 153

Tabla 26: Resumen del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1997) y del segundo período (2011, 2012 y 2013) y la correlación entre los ejes del ordenamiento (NMDS1 y NMDS2) y las variables de cobertura del paisaje. r2: Índice de correlación. Niveles de significancia de la correlación: · p < 0.1. * p < 0.05, ** p < 0.01,*** p < 0.001. Distancia: índice de disimilitud utilizado. Dimensiones: dimensiones del ordenamiento necesarias para lograr un stress aceptable. Stress: valor del stress de cada ordenamiento. 158

Tabla 27: Resumen del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1999) y del segundo período (2011, 2012 y 2013) y la correlación entre los ejes del ordenamiento (NMDS1 y NMDS2) y las variables de cobertura del paisaje. r2: Índice de correlación. Niveles de significancia de la correlación: · p < 0.1. * p < 0.05, ** p < 0.01,*** p < 0.001. Distancia: índice de disimilitud utilizado. Dimensiones: dimensiones del ordenamiento necesarias para lograr un stress aceptable. Stress: valor del stress de cada ordenamiento. 158

Tabla 28: Regresiones lineales entre la disimilitud de las comunidades entre 1997 y 2012-13 y el cambio en la cobertura de vegetación palustre. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de

la variable. (dvegpal = cambio en la cobertura de vegetación palustre entre 1999 y 2013, t=valor t de la prueba) 159

Anexo

Figura A 1: Imágenes tomadas a campo en junio 2013 mostrando a) la desecación de los juncales debido a la construcción del canal, b) la actividad ganadera de la zona..... 176

Tabla A 1: Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables descriptivas usadas en los modelos..... 177

Tabla A 2: Aves detectadas en el Bajo Delta no insular entre 2011-2014 y su clasificación en gremios de hábitat. 180

Tabla A 3: Aves detectadas en el Bajo Delta no insular del Río Paraná en los dos períodos de muestreo (1997/99 y 2011/12/13) y su clasificación en gremios de hábitat..... 184

Capítulo 1: Marco conceptual. Implicancias del cambio en el uso y la cobertura del suelo

1.1 Introducción general

1.1.1 Cambios en el uso del suelo: Implicancias para los humedales

El uso del suelo, ya sea la conversión de ambientes naturales para uso humano o la intensificación de las prácticas agropecuarias, ha modificado una gran proporción de la superficie terrestre (Tilman et al. 2002; Foley et al. 2005). La expansión e intensificación de la agricultura ha sido particularmente evidente en la región central de Argentina, donde la conversión de pastizales nativos en cultivos anuales y de tierras históricamente utilizadas para ganadería en agricultura intensiva, se ha incrementado de manera acelerada (Viglizzo et al. 1997; Aizen et al. 2009). Esta intensificación de la producción de cultivos en el centro de Argentina no sólo tiene efectos directos en los ecosistemas como la contaminación del agua, erosión, salinización, reducción de la fertilidad del suelo y pérdida de hábitats naturales (Oesterheld 2008); sino también tiene consecuencias indirectas en regiones vecinas provocando, entre otros, el desplazamiento de la ganadería hacia zonas no productivas como los humedales (Pengue 2004; Binimelis et al. 2009).

Los humedales son uno de los ecosistemas más amenazados por el cambio en el uso del suelo (Junk et al. 2013); algunos son sobreexplotados por su abundancia de peces, madera y agua, mientras que otros, considerados improductivos o marginales, son drenados y desecados (Baker et al. 2007). La implementación de estructuras de control de agua, el drenaje de los suelos y el relleno de zonas bajas los transforman en tierras aptas para actividades agropecuarias y el desarrollo urbano (Zedler y Kercher 2005; van Asselen et al. 2013). La tasa de pérdida y degradación de estos ecosistemas de humedal se está acelerando en todas las regiones del mundo (Gardner et al. 2015) y se intensificaría en las próximas décadas debido al aumento de la demanda global de

tierra y agua y del cambio climático (Millennium Ecosystem Assesment 2005; Junk et al. 2013).

La pérdida de humedales puede tener consecuencias dramáticas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que proveen (Zedler y Kercher 2005). Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos de la Tierra, brindando una gran variedad de bienes y servicios ecosistémicos: almacenaje y depuración de agua, filtrado de contaminantes agrícolas, amortiguación de inundaciones, fijación del carbono, provisión de recursos para caza y pesca, entre otros (Mitsch y Gossilink 2000; Kandus et al. 2011). Además proveen hábitats críticos para la flora y fauna silvestre representando ambientes altamente diversos (Gibbs 2000; Dudgeon et al. 2006). Los procesos de pérdida y degradación de humedales disminuyen la capacidad de estos ecosistemas de proveer estos valiosos bienes y servicios a la humanidad (Zedler y Kercher 2005). Es por ello que los humedales son considerados ecosistemas de gran importancia tanto local como global, donde los estudios del efecto del cambio en el uso del suelo deben ser considerados para el desarrollo de estrategias de conservación (Keddy 2010).

1.1.2 **Detección del cambio**

El cambio en el uso y la cobertura del suelo se produce a una escala espacial tan extensa que resulta necesario el uso de sensores remotos para su monitoreo. El programa Landsat es particularmente útil para el análisis del cambio de uso del suelo por numerosas razones: provee una serie temporal de 40 años de imágenes ininterrumpidas, su resolución espacial de 30m es apropiada para analizar los patrones espaciales de las coberturas terrestres y su cambio, la extensión de cada escena (185 x 185 km) se corresponde con la escala de manejo de la tierra y su resolución espectral cubre la mayor parte del espectro electromagnético (Cohen, Warren y Goward 2004;

Wulder et al. 2008). Las imágenes Landsat han sido utilizadas exitosamente para generar mapas exactos de una gran variedad de humedales en el mundo (Kandus y Malvárez 2004; Baker et al. 2006; MacAlister y Mahaxay 2009).

La clasificación de imágenes satelitales busca reconocer patrones espectrales a través de un algoritmo matemático que clasifica los pixeles en clases; cada clase representa una cobertura del suelo, obteniéndose así, un mapa de coberturas (Chuvieco 1996). La exactitud de los mapas generados depende en gran medida del algoritmo de clasificación utilizado (Ozesmi y Bauer 2002). Cuando las clases son espectralmente muy complejas, los algoritmos clásicos de máxima verosimilitud no son tan exactos como las alternativas no paramétricas (*e.g.* redes neuronales, árboles de decisión, Support Vector Machines) (Seto y Liu 2003; Foody y Mathur 2004). En particular, Support Vector Machines genera los mapas de cobertura del suelo más exactos en comparación a otras técnicas (Huang et al. 2002).

Los mapas de cobertura que representan la superficie de la Tierra en distintos momentos son herramientas muy útiles para monitorear la respuesta de los ecosistemas a los cambios naturales y antrópicos (Coppin y Bauer 1994). La detección de los cambios en la cobertura del suelo requiere de imágenes de múltiples fechas para monitorear la dinámica temporal del uso del suelo y sus coberturas (Singh 1989). Estos cambios pueden detectarse de dos formas: comparando imágenes independientemente clasificadas, lo que minimiza los problemas atmosféricos asociados al uso de imágenes multitemporales (Coppin et al. 2004), o combinando imágenes de distintas fechas para generar un conjunto multitemporal de imágenes y clasificar las clases de cambio directamente (Coppin y Bauer 1994; Gavier-Pizarro et al. 2012). Las técnicas de comparación de imágenes independientemente clasificadas fueron aplicadas exitosamente para determinar la dirección, la magnitud y la locación del cambio en muchos humedales en el mundo (Munyati 2000; Zhang et al. 2009). Identificar los

cambios en los patrones del paisaje resultantes del cambio en el uso del suelo en los humedales y comprender sus efectos en los procesos ecológicos, principalmente en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, es una prioridad a nivel global para desarrollar planes de manejo sustentable.

1.1.3 **Consecuencias del cambio en el uso del suelo sobre la biodiversidad**

Las actividades humanas modifican y modelan los paisajes; pueden alterar su estructura y función, e influir sobre las especies que lo habitan (Bürgi y Turner 2002; Tscharntke et al. 2012). El reemplazo de ambientes naturales por diferentes usos antrópicos puede reducir la superficie de hábitat disponible para las especies tanto por su transformación directa como por el efecto de borde (Lindenmayer et al. 2005). Además, la alteración en la configuración del paisaje, como por ejemplo la fragmentación de hábitat y la consecuente pérdida de conectividad, pueden limitar la capacidad de dispersión de las especies generando poblaciones aisladas en parches de hábitat remanentes (Saunders y Hobbs 1991; Watson et al. 2005). Incluso estos parches cada vez más aislados podrían ser demasiado pequeños para mantener poblaciones viables y alterar las interacciones intra e inter específicas (van Rooij et al., 2005). Para evitar la pérdida de especies de fauna nativa en paisajes modificados por actividades productivas es necesario conocer la cantidad, calidad y configuración de los elementos del paisaje que se requieren para satisfacer las necesidades de las especies presentes (Lambeck 1997; Watson et al. 2005).

1.1.4 **Aves como indicadoras de los efectos del cambio en el uso del suelo**

Es imposible evaluar todos los aspectos de un ecosistema para determinar el estado del mismo, por ello, resulta útil valerse de indicadores ecológicos cuya condición representa el estado del ecosistema (Noss 1990). Numerosos trabajos han utilizado a la comunidad de aves como indicadores de los efectos de las actividades humanas sobre la biodiversidad (*e.g.,* Padoa-Schioppa et al. 2006; Luther et al. 2008; Villegas y Garitano-Zavala 2008). En Europa, sus índices de tendencias poblacionales ya fueron adoptados como uno de los 15 indicadores de desarrollo sostenible del gobierno inglés (Gregory et al. 2005). Los beneficios de las aves como grupo biológico indicador de la calidad ambiental incluyen: su conocida ecología; su diversidad de roles en las tramas tróficas, su fácil detección permitiendo una rápida recolección de datos sobre presencia-ausencia y abundancia a numerosas escalas (Wiens 1992) y su alta sensibilidad frente a cambios en el uso y cobertura del suelo (Temple y Wiens 1989; Carignan y Villard 2002).

Los cambios en los patrones de abundancia de las aves pueden tener profundas consecuencias en los procesos ecológicos de un ecosistema y en el bienestar humano ya que contribuyen en los principales servicios ecosistémicos (Sekercioğlu et al. 2004): las aves frugívoras cumplen un papel fundamental en la dispersión de semillas (Garcia et al. 2010), las nectarívoras son agentes polinizadores (Arizmendi et al. 1996), algunas insectívoras pueden controlar potenciales plagas (Mols y Visser 2002) y las aves rapaces y carroñeras colaboran con la sanidad ambiental regulando vectores de enfermedades y el ciclado de nutrientes (Sekercioğlu 2006). Además, las aves proveen de alimento (Whelan et al. 2008), servicios culturales y beneficios económicos a través del ecoturismo. La pérdida de abundancia y diversidad de aves podría limitar algunos

de estos servicios (Whelan et al. 2008) como la reducción en el control de plagas en agroecosistemas (Gavier-Pizarro et al. 2012a) y en el control de vectores de enfermedades (Kay et al. 1994). Incluso su pérdida podría interrumpir el ciclo dispersivo de algunas plantas provocando su extinción (Cordeiro y Howe 2001).

La respuesta de las aves a los cambios ambientales puede darse en varios niveles, la más inmediata son cambios de comportamiento y fisiológicos, que afectan las tasas poblacionales básicas (parámetros primarios). Éstas pueden generar cambios en el tamaño poblacional, densidad, distribución geográfica y ocupación (parámetros secundarios). Cuando los parámetros secundarios han cambiado, en general son cambios irreversibles ya que no pueden ser compensados por otros procesos (Temple y Wiens, 1989). Para evaluar adecuadamente estos cambios, se deben relacionar datos de las condiciones actuales con datos confiables de condiciones históricas o se deben conducir programas de monitoreo a largo plazo. Si bien estos últimos son escasos, hay ejemplos de programas de monitoreo de aves de muchas décadas (*e.g.*, North American Breeding Bird Survey, British Ornithological Trust Surveys, Monitoreo regional ecotoxicológico de aves de INTA, Argentina) que permiten entender las respuesta de las aves a los cambios ambientales (Zaccagnini et al. 2010). De aquí la importancia de estudios que evalúen los efectos temporales del cambio en el uso y la cobertura del suelo sobre las comunidades de aves.

La riqueza de especies de aves es un indicador confiable de la calidad del hábitat (Bock y Jones 2004). Sin embargo, algunas especies son más vulnerables al cambio disminuyendo su ocurrencia y abundancia mientras que otras se ven beneficiadas (Davies et al. 2000; Carignan y Villard 2002; Henle et al. 2004). Dicha sensibilidad está relacionada con la historia de vida de las especies incluyendo el tipo de hábitat que ocupan, el tipo de alimentación, su estrategia reproductiva, entre otras (Cushman y McGarigal 2004; Henle et al. 2004). Las especies pueden ser asignadas a diferentes

gremios en función de algún carácter de su historia de vida, independientemente de su origen evolutivo o taxonómico. Estos gremios son muy útiles para inferir los mecanismos ecológicos que afectan a las comunidades en paisajes modificados (McGill et al. 2006).

1.1.5 **El Bajo Delta de río Paraná como caso de estudio**

En la Argentina, el Delta del Río Paraná es un mosaico de humedales de gran importancia debido a su alta biodiversidad, sus características biogeográficas únicas en Sudamérica y su provisión de servicios ecosistémicos (Malvárez 1999; Kandus et al. 2011a). A pesar de su baja densidad poblacional, es una región muy vulnerable a procesos naturales y actividades humanas (Baigún et al. 2008). Si bien el área tiene una larga historia de uso, principalmente la ganadería extensiva y la producción forestal, en las últimas dos décadas el manejo ganadero se intensificó sustancialmente determinando cambios en el uso del suelo.

El número de cabezas de ganado en las islas del Delta se incrementó un orden de magnitud, de 160.000 animales en 1997 a 1.500.000 en 2007 (Quintana et al. 2014a) y la actividad forestal se intensificó con nuevos tipos de plantaciones que permiten combinar actividad forestal y ganadera (Borodowski 2006). Para favorecer los cambios en el sistema productivo las prácticas de manejo de agua destinadas a proteger plantaciones y pasturas de las inundaciones periódicas también se intensificaron, llegando a cubrir 241.000 ha de tierras endicadas y 5.181 km de terraplenes (Minotti y Kandus 2013).

El nivel de intervención humana en el Delta tiene un potencial inmenso de transformar el paisaje del Delta, en gran medida porque la infraestructura de manejo de agua podría convertir grandes extensiones de vegetación palustre (cobertura de humedal) en coberturas más terrestres, principalmente en pastizales no inundables y

otros ambientes como forestaciones sin ingreso de agua. Las consecuencias de este tipo de cambio potencial en las coberturas podrían ser profundas para este ecosistema y su área de influencia. Por ejemplo, la pérdida de vegetación palustre podría disminuir la capacidad del Delta de funcionar como filtro de agua, amortiguador de inundaciones, fijador de carbono (Quintana et al. 2014a; Quintana et al. 2014b). Incluso, uno de los mayores efectos del cambio de las coberturas vegetales, probablemente sea, en los patrones de biodiversidad.

El Bajo Delta es un mosaico de ecosistemas con una alta biodiversidad asociada, particularmente de aves (Kandus et al. 2006). Los cambios en la composición y configuración del paisaje derivados de la transformación de sus coberturas (principalmente la conversión de vegetación palustre en pastizales) podría afectar profundamente la diversidad de aves. La disminución del área de vegetación palustre podría determinar la pérdida de especies asociadas a estos ambientes o una disminución sustancial de sus poblaciones. Asimismo la fragmentación de este tipo de hábitat podría afectar negativamente a las especies que requieran grandes parches de hábitat o tengan baja capacidad de dispersión y movilidad. Por otra parte, muchas especies de la región pampeana podrían verse favorecidas por una expansión de pastizales ganaderos.

Una pregunta clave para entender los efectos del cambio en el uso del suelo es ¿cuánto tiempo tardan los procesos ecológicos en responder a los cambios? En el caso de la biodiversidad, es muy importante conocer no solo a qué nivel son afectadas las poblaciones sino si hay un efecto retardado en la respuesta (Chamberlain et al. 2000). Esta información aporta datos sustanciales para entender la respuesta de las diferentes especies según sus características ecológicas y tomar medidas de manejo efectivas que consideren los efectos a futuro de una respuesta retardada al cambio en el uso.

La combinación de los cambios en el manejo productivo de las últimas décadas junto con la alta diversidad de aves hacen del Bajo Delta del río Paraná un caso de estudio único tanto por sus implicancias para la ciencia del cambio en el uso del suelo y la ecología del paisaje, como por la importancia de este humedal para las comunidades locales y su área de influencia.

1.1.6 **Objetivos**

El objetivo general es analizar cómo los cambios en el uso y las coberturas del suelo afectan a la comunidad de aves del Bajo Delta del Río Paraná y determinar tanto los factores que controlan la transformación del paisaje, como los que estructuran la comunidad de aves, a distintas escalas espaciales y temporales.

Los objetivos específicos son:

1- Analizar los cambios en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta entre 1994-99 y 2013

2- Evaluar los efectos de la composición y configuración del paisaje del Bajo Delta no insular sobre la riqueza y densidad de aves

3- Evaluar los efectos de los cambios temporales en el uso del suelo del Bajo Delta no insular sobre las comunidades de aves entre 1997-99 y 2011-13

1.1.7 **Organización de la tesis**

Para entender los patrones de cambio en el uso del suelo del Bajo Delta del río Paraná, se cuantificaron los cambios en el uso y la cobertura del suelo que ocurrieron entre 1994-99 y 2013. En el capítulo 2, se describe la clasificación de imágenes Landsat de 1999 y 2013 para generar mapas de cobertura del Bajo Delta e identificar áreas de cambio y conversión de vegetación palustre. Una vez conocidos los patrones de cambio

se estudiaron los factores generadores del cambio en el uso del suelo. Mediante técnicas de regresión no paramétricas (Boosted Regression Trees) se cuantificó la influencia de factores determinantes de la conversión de vegetación palustre. Los resultados de este capítulo, en particular los mapas de cobertura generados permitieron analizar el efecto de la estructura del paisaje sobre la diversidad de aves (capítulo 3) y la relación entre el cambio en las coberturas del suelo y las comunidades de aves en los últimos 14 años (capítulo 4).

En el capítulo 3 se buscó entender cómo responden las aves a las variaciones espaciales en la composición y configuración de las coberturas y usos del suelo del Bajo Delta no insular del río Paraná. A partir del mapa de coberturas para el 2013 cuya generación se describe en el capítulo 2, se evaluó la relación entre las comunidades de aves (riqueza total, riqueza por gremio de hábitat y densidad de especies) y las variables de paisaje (composición y configuración de coberturas y uso del suelo) a múltiples escalas espaciales. Es decir, se analizó el cambio en las aves asociado a los distintos usos y coberturas del suelo infiriendo que los cambios detectados en las áreas modificadas serían similares a los cambios temporales (cambio de espacio por tiempo) como un indicador del efecto del cambio en la estructura del paisaje sobre las comunidades de aves a largo plazo.

En capítulo 4 se exploró la respuesta de las comunidades de aves a los cambios en el paisaje en una escala temporal a corto plazo (14 años) analizando la relación entre el cambio en la riqueza y composición de los ensambles de aves (entre 1997-99 y 2011-13) y el cambio en el uso del suelo (entre 1999 y 2013; análisis temporal). Primero, se analizaron los cambios en la riqueza y composición de las especies de aves de los últimos 14 años y luego se analizó la relación entre esos cambios y los cambios de las coberturas y usos del suelo observados en el capítulo 2.

1.2 **Área de estudio**

En Argentina, el Delta del Paraná es un macroecosistema ubicado en el extremo final de una compleja red de humedales, el Corredor fluvial Paraná-Paraguay del Sistema del Plata. Se extiende a lo largo de los 300 km finales de la Cuenca del Río Paraná, desde la ciudad de Diamante (32°4´S; 60°39´O; Entre Ríos) hasta las cercanías de la ciudad de Buenos Aires (34°19´S 58°28´O; Figura 1). De acuerdo al origen geomorfológico, las condiciones hidrológicas y la composición y configuración de los ambientes que lo componen, se distinguen nueve unidades de paisaje en el Delta que reflejan la elevada heterogeneidad de la región (Malvárez 1999).

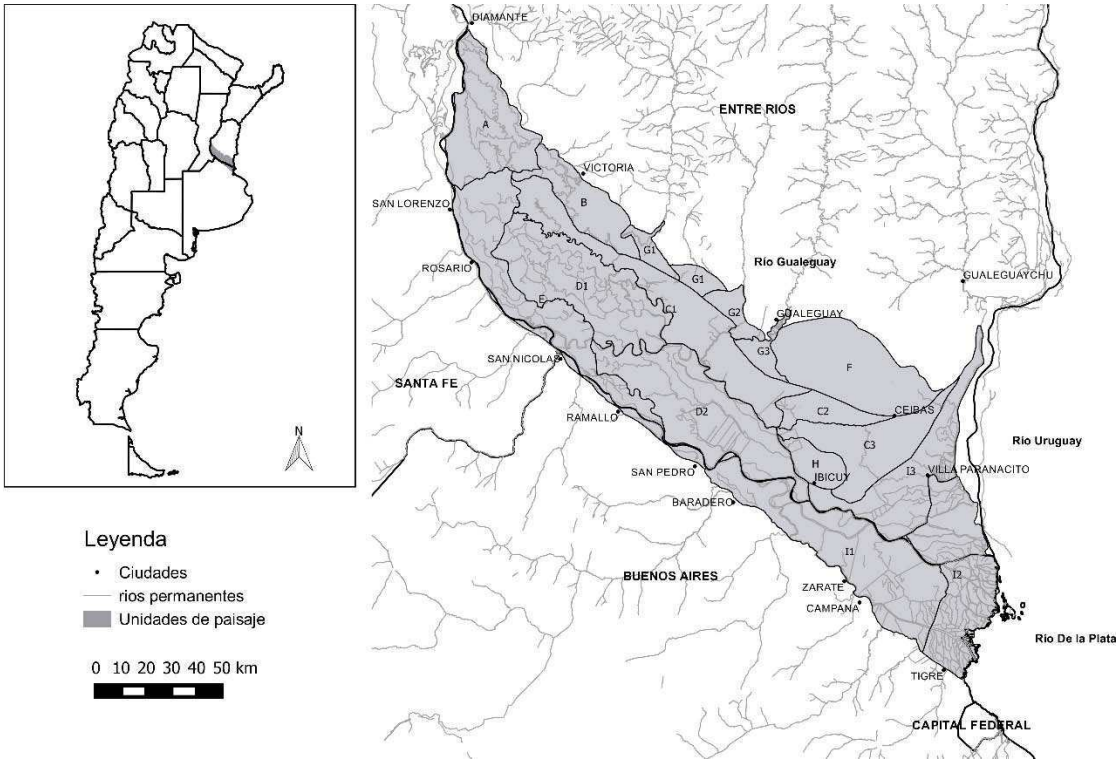

Figura 1: Ubicación del Delta del río Paraná en Argentina. Unidades de paisaje: A. Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros; B. Isletas de praderas y albardones bajos; C. Praderas con isletas de bosque de cordones y depresiones (C1, C2, C3); D. Praderas de la antigua llanura de mareas; E. Bosques y praderas de islas de cauce y fajas de meandro del Paraná; F. Praderas y sabanas de la antigua llanura litoral; G: Arbustales de antiguos deltas (G1, G2, G3); H. Praderas de la Isla de Ibicuy; I. Pajonales y bosques del Bajo Delta (I1, I2, I3) (Modificado de Malvárez 1992 y Salvia 2010).

Según la clasificación climática de Köppen-Geiger, la región tiene un clima templado con lluvias todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22ºC (Malvárez 1999). La influencia del río Paraná en la región permite diferenciar un período húmedo de creciente del río de diciembre a abril y otro seco, de estiaje, de abril a noviembre (Bó y Malvárez 1999). Los pulsos de inundación, es decir la recurrencia periódica de inundaciones, es fundamental en la organización de los ecosistemas de planicies aluviales (Junk et al. 1989). La distribución de las comunidades vegetales y de especies de fauna en el Delta del río Paraná depende fuertemente de estos pulsos estacionales o interanuales, lo que se acentúa en las unidades de paisaje con mayor influencia fluvial (Malvárez 1999). Sumado a los pulsos estacionales, se producen eventos inusuales de inundación con características extremas en cuanto a su intensidad, duración y distribución que también modelan las comunidades (Bó y Malvárez 1999). Las mismas suelen estar asociadas al fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENOS). Esto podría implicar una gran vulnerabilidad de la región frente al cambio climático que ha provocado no sólo aumentos en las precipitaciones anuales sino una intensificación de los eventos extremos ocasionados por el ENSO (Barros et al. 2005; Barros et al. 2008).

La porción más austral de la región corresponde al Bajo Delta, una compleja planicie inundable que cubre una superficie aproximada de 7.500 km^2 incluyendo unidades de paisaje actualmente sujetas a procesos fluviales como así también unidades anegables por precipitaciones locales sin influencia fluvial (Kandus et al., 2006). Se extiende sobre los 100 km finales de la cuenca del río Paraná sobre el norte de la provincia de Buenos Aires (Delta insular) y el sur de la provincia de Entre Ríos (Delta no insular; Figura 2).

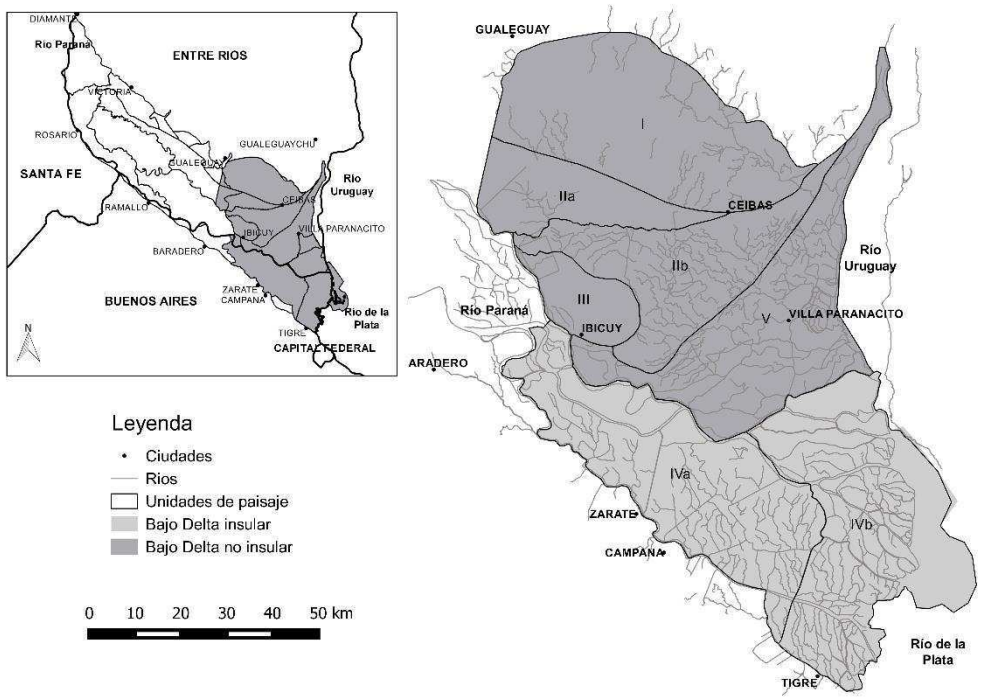

Figura 2: Ubicación del Bajo Delta del río Paraná mostrando la división entre el Bajo Delta insular y no insluar y las unidades de paisaje que lo conforman.

1.2.1 **Características del paisaje del Bajo Delta**

Se distinguen cinco unidades de paisaje en el Bajo Delta identificadas por Malvárez (1999) y profundizadas por Kandus et al. (2006). Cuatro unidades componen al Bajo Delta no insular (unidad I, II, III y V), mientras que la unidad IV corresponde al Bajo Delta insular (Figura 2). La unidad I es una antigua llanura de mareas (albúfera) aislada por un cordón arenoso. Tiene un patrón climático de sequía-anegamiento sin influencia de régimen de los grandes ríos. Los máximos anegamientos son en invierno debido a la baja evapotranspiración, la escasa pendiente y la baja permeabilidad de los suelos. Su paisaje se caracteriza por pastizales de *Panicum miloides*, atravesados por antiguos canales de marea topográficamente más bajos, que permiten el crecimiento de plantas acuáticas como *Thalia multiflora, Pontederia cordata*. En los sitios más altos del gradiente topográfico se encuentran parches de bosque nativo de algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y espinillo (*Acacia caven*).

La unidad II presenta suaves ondulaciones del terreno producto de las transgresiones marinas en el Holoceno y las crecientes actuales de los ríos Paraná y Uruguay. Se distinguen dos subunidades, una al norte (IIa) caracterizada por una sucesión de cordones dominados por pastizales de poca altura y otra al sur (IIb) con cordones segmentados por antiguos canales de marea y arroyos permitiendo el desarrollo de leñosas en los sitios más altos. Hacia las porciones medias del gradiente topográfico ambas subunidades presentan pastizales bajos de *Cynodon dactylon* mientras que zonas más deprimidas están dominadas por juncales (*Schoenoplectus californicus*) y vegetación acuática flotante.

La unidad III también se encuentra bordeada por un cordón arenoso donde se realiza una activa extracción de arena. Su régimen hidrológico se encuentra afectado por lluvias locales y por crecientes del río Paraná. Su paisaje se caracteriza por pastizales de suelos arenosos dominados por *Panicum racemosum*. En los sitios topográficamente más altos se pueden hallar bosques de ceibo (*Erythrina crista-galli*) y bosques de espinillo.

La unidad IV es una llanura deltaica en activo crecimiento debido al depósito de los sedimentos del río Paraná. Sus características ecológicas son el resultado de procesos fluviales y costeros que permiten diferenciar dos subunidades: la Planicie deltaica (IVa) con mayor influencia fluvial y el Delta frontal (IVb) con gran influencia de las mareas del río de la Plata. La Planicie deltaica corresponde las islas más grandes cubiertas con juncales y pajonales de cortadera (*Scirpus giganteus*) rodeadas por albardones fuertemente desmontados y reemplazados por plantaciones de salicáceas. El Delta frontal, está conformado por islas de menor tamaño cubiertas por pajonales de cortadera con albardones originariamente dominados por Monte Blanco que ha sido reemplazado por plantaciones forestales (Kalesnik et al. 2011).

La unidad V se trata de una unidad de transición. Si bien corresponde al Bajo Delta no insular, tiene una fuerte influencia del régimen hidrológico del río Uruguay y en menor medida del Paraná. Su paisaje constituye un mosaico de extensos juncales y pajonales de cortadera, pastizales, bosques de espinillo y de ceibo.

1.2.2 **Biodiversidad del Bajo Delta**

El Bajo Delta presenta características biogeográficas y ecológicas únicas dadas por la coexistencia de especies de linaje subtropical y templado (Kandus et al. 2006). Zoogeográficamente, la región se incluye en el Distrito Mesopotámico del Dominio Subtropical (Subregión Guayano-Brasileña), con influencia del Distrito Pampásico (Ringuelet 1961). Las aves de la región incluyen representantes de las provincias ornitogeográficas mesopotámica, pampeana y paranaense. Si bien dependen en forma primaria de las condiciones de humedad, la alta heterogeneidad ambiental permite la coexistencia de especies asociadas a vegetación palustre (juncales, pajonales, vegetación acuática), a pastizales y a bosques (Kandus et al. 2006).

Son comunes en toda el área las aves como la garza mora (*Ardea cocoi*), la cigüeña americana (*Ciconia maguari*), el cuervillo de cañada (*Plegadis chihi*), el carao (*Aramus guarauna*) y la garza blanca (*Ardea alba*). Los juncales y pajonales son usados principalmente por aves paseriformes como pajonaleras de pico curvo (*Limnornis curvirostris*) y recto (*L. rectirostris*), el junquero (*Phleocryptes melanops*), el federal (*Amblyranphus holosericeus*) y los varilleros (*Agelaius* spp.*).* En áreas de pastizales, por el contrario son comunes el ñandú (*Rhea americana*) y las cachirlas (*Anthus* sp.) mientras que en los bosque pueden hallarse especies como el carpintero real común (*Colaptes melanolaimus*), el zorzal colorado (*Turdus rufiventris*), el hornero (*Furnarius rufus*) y el chinchero chico (*Lepidocolaptes angustirostris*). Hay registros en la zona de

dos aves *en peligro*: el tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*) y la monjita dominicana (*Heteroxolmis dominicana*) (López-Lanus et al. 2008).

1.2.3 **Intervención humana en el Bajo Delta**

A pesar de su baja densidad poblacional, el paisaje se encuentra sumamente modificado. Su transformación comienza a mediados del siglo XIX con incursiones de población criolla y europea en el Bajo Delta insular para proveerse de frutos y leña o instalarse en ella. Así comenzó el desmonte del bosque ribereño para ser reemplazado por plantaciones de mimbre, hortalizas y frutales. Hasta la década del 50 la horticultura y fruticultura en el albardón y el mimbre en los bañados fueron las principales actividades productivas del Delta (Bó et al. 2010). A partir de 1960, las forestaciones con salicáceas se convirtieron en la principal actividad económica reemplazando la fruticultura (Borodowski y Suárez 2004). Esto incentivó el desarrollo de obras de defensa que regulen o impidan el ingreso del agua en las plantaciones.

El manejo del agua en el Delta se realiza de tres formas diferentes: bajo un sistema semicerrado de ataja repuntes, un sistema cerrado de endicamiento o un sistema abierto de zanja abierta (Borodowski 2006). Los sistemas cerrados producen los cambios más drásticos de la estructura y funcionamiento del humedal dado que se impide el libre flujo de agua y se reemplazan las coberturas que quedan en el interior del dique (Bó et al. 2010). La construcción de caminos elevados o terraplenes también actúan como barreras al libre flujo del agua. Estas estrategias de manejo del agua, si bien han permitido el desarrollo productivo de la región, también han causado alteraciones al paisaje original drenando importantes superficies de áreas bajas inundables (pajonales de *S. giganteus*, juncales de *S. californicus*) y modificando el régimen hidrológico (Bó et al. 2010). Este proceso, localmente denominado pampeanización del Delta (*sensu* Galafassi, 2005) tiende a convertir ecosistemas de régimen de inundaciones cíclicas en

terrenos libres de inundación similares a los campos pampeanos. Así, no sólo se disminuye la capacidad de amortiguación de inundaciones de la vegetación palustre (pajonales y juncales), entre otros servicios ecosistémicos, sino que desaparecen especies típicas de humedal o son reemplazadas por especies más terrestres (Fracassi et al. 2010).

La actividad forestal sigue siendo la principal actividad económica en el Bajo Delta insular. Las plantaciones con sauces (*Salix babylonica var. Sacramenta Hortus, Salix nigra* y sus híbridos) y, en menor medida, álamos (*Populus nigra L., Populus deltoides Marsh. y sus híbridos*) cubrieron una superficie máxima de 110.000 ha en 1979, a partir de allí, comenzó a reducirse (Borodowski y Suárez 2004). En 2005 la superficie forestada fue de unas 58.000 ha, mientras que en la actualidad se estiman 80.000 ha forestadas de las cuales unas 60.000 se encuentran bajo manejo (MAGyP 2010). El abandono de las forestaciones ha permitido el desarrollado de un bosque secundario dominado por especies exóticas invasoras como el fresno (*Fraxinus* spp.), el ligustro (*Ligustrum lucidum*), la ligustrina (*L. sinense*) y la mora (*Morus* spp.), entre otros (Kalesnik y Aceñolaza 2008). En los últimos años la actividad forestal ha comenzado nuevamente a cobrar auge asociada a la revalorización del mercado local, la actualización de la ley Nacional 25.080 de Inversiones para Bosques Cultivados y a la inclusión de ganado en las plantaciones de álamo bajo sistema cerrado de endicamiento (Borodowski 2006). Estos cambios en las prácticas forestales pueden determinar grandes cambios en las coberturas vegetales (*e. g.,* aumento de la superficie endicada destinada a manejo silvopastoril), lo que puede traer consecuencias en la biodiversidad asociada a plantaciones (Krug et al. 2014).

Actualmente una de las actividades productivas que más cambios está generando en el Bajo Delta es la intensificación de la ganadería. Ésta ha cobrado un particular impulso durante las últimas décadas debido a la significativa expansión de la frontera

agrícola en la región pampeana lo que generó el desplazamiento de la ganadería a sitios considerados marginales para la producción agrícola (Binimelis et al. 2009). El Delta del río Paraná es un gran receptor de animales por su ubicación y por la productividad de sus pastos lo que generó que aumento de un orden de magnitud en el número de cabezas de ganado, observándose en algunos casos procesos de sobrepastoreo en los pastizales naturales donde se lleva a cabo esta actividad (Bó et al. 2010; Quintana et al. 2014a).

El pastoreo, la dinámica de sequía-inundación y el fuego son factores clave en la determinación de la distribución de los ambientes de pastizal (Peet et al. 1999). En el Delta del río Paraná es histórico el uso del fuego en áreas pequeñas como práctica de manejo para la caza de fauna silvestre y la eliminación de especies de bajo valor forrajero (Brinson y Malvárez 2002). Sin embargo, en las últimas décadas esta práctica se ha vuelto más usual afectando mayores áreas asociado al incremento de la actividad ganadera. Los riesgos asociados a esta práctica son aún más importantes en períodos prolongados de sequía. Un ejemplo es lo ocurrido en 2008 durante una extensa sequía, donde se produjeron numerosos fuegos simultáneos que cubrieron grandes extensiones principalmente de juncales dominados por *S. californicus*. Los juncales expuestos a incendios de severidad media mostraron un aumento en la riqueza de especies debido principalmente a la colonización de especies de pastos como *Paspalum quadrifarium* y *Ranunculus apiifolius* cuya presencia es rara en estos terrenos topográficamente bajos (Salvia et al. 2012). Si bien, muchos juncales se recuperaron en el siguiente ciclo de crecimiento, aquellos afectados por fuegos más severos mostraron una baja cobertura vegetal posterior al incendio debido a que sus rizomas quedaron expuestos al fuego impidiendo su recuperación (Salvia et al., 2012). Esto podría generar una modificación de las comunidades de vegetación palustre con un posible reemplazo de la especie vegetal dominante (*S. californicus*) por numerosas especies de pastizal, lo que afectaría

su calidad como hábitat para especies asociadas a humedales. Esto podría implicar un reemplazo de la comunidad de aves, en particular, un mayor número de representantes del distrito pampásico.

Por otro lado, los pastizales naturales han sido destruidos o altamente modificados por el ganado y la invasión de plantas exóticas mientras que los semi-naturales se han extendido enormemente (Watkinson y Ormerod 2001). Las aves exclusivas de pastizal que dependen de este ambiente para anidamiento y forrajeo pueden verse afectadas por la degradación de su hábitat. En pastizales ganaderos del Bajo Delta, la riqueza y diversidad de aves encontrada fue mucho menor que en áreas con otros usos del suelo (Magnano 2010).

Capítulo 2: Cambios en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta entre 1994/9 y 2013

2.1 **Introducción**

Las actividades humanas han modificado extensas superficies de humedales en todo el mundo (O'Connell 2003; Mitsch y Gosselink 2007), se estima que entre un 64 y un 71% de la superficie de humedales del mundo se encuentra alterada, degradada o se ha perdido (Gardner et al. 2015). Las tasas de conversión de los ecosistemas de humedal son mayores que para cualquier otro ecosistema ya sea acuático o terrestre (Kandus et al. 2011b). Las causas de la degradación o desaparición son múltiples, algunos humedales son excesivamente explotados por el agua, la pesca, la extracción de madera o turba, mientras que otros son drenados y convertidos en tierras productivas o urbanas (Baker et al. 2007). Ésta pérdida y degradación de humedales es probable que aumente, debido a la demanda mundial por tierras productivas, agua y por el cambio climático (Junk et al. 2013). En vista de estas tendencias es importante cuantificar el patrón espacial y temporal, y los factores determinantes de la pérdida de humedales para desarrollar estrategias de uso sostenible.

La pérdida de humedales puede ser causada por factores antrópicos o naturales. Las causas antrópicas más importantes incluyen la construcción de obras de infraestructura (como caminos, diques y zanjas) y el drenaje para extender la tierra cultivable o urbana, la acuicultura y la extracción de turba (Zedler y Kercher 2004; Millennium Ecosystem Assesment 2005; van Asselen et al. 2013). Estas causas están principalmente asociadas con dos fuerzas subyacentes de conversión de humedales: el crecimiento poblacional y el aumento de los niveles de consumo (van Asselen et al. 2013). Las pérdidas de humedales debido a causas naturales son menos frecuentes, pero pueden resultar de tormentas, sequías y por el aumento del nivel del mar (Nicholls et al. 1999; White et al. 2002).

Los cambios en el uso del suelo en humedales frecuentemente resultan en alteraciones al régimen hidrológico. El manejo de humedales para fines productivos

incluye la construcción de obras de infraestructura para regular el ingreso del agua a los terrenos productivas (Millennium Ecosystem Assesment 2005; Baigún et al. 2008). Las obras para el manejo del agua tales como diques, zanjas y terraplenes, y la obstrucción de arroyos pueden causar pérdida de nutrientes, reducción de la calidad del agua, deterioro del suelo (Simeoni y Corbau 2009; Fernández et al. 2010), cambios en la composición de especies vegetales y pérdida de hábitat (Kingsford 2000; Ouyang et al. 2013; van Asselen et al. 2013). Por ejemplo, el zanjeo de los humedales para incrementar tierras de pastoreo en China, ha disminuido drásticamente los niveles de agua subterránea destruyendo la integridad del humedal (Xiang et al. 2009; Pang et al. 2010).

Los humedales del Delta del río Paraná son uno de los ecosistemas de humedal más importantes en Argentina debido a su extensión y ubicación, pero están siendo modificados muy rápidamente (Baigún et al. 2008). El número de cabezas de ganado en el Bajo Delta aumentó en un orden de magnitud en una década y se ha intensificado la actividad forestal con nuevos tipos de plantaciones (Bó et al. 2010; Quintana et al. 2014a). Para desarrollar estas actividades se intensificaron las prácticas de manejo de agua dirigidas a proteger las plantaciones y los campos ganaderos de inundaciones estacionales (Minotti y Kandus 2013). Estas estructuras pueden convertir tierras inundables en terrenos más secos, libres de inundación, similares a los campos pampeanos en el proceso de pampeanización (*sensu* Galafassi 2005)

La intensificación de las prácticas de manejo puede tener efectos mayores durante períodos particularmente secos y/o húmedos. El régimen hidrológico de Delta, caracterizado por las crecientes de los ríos Paraná y Uruguay, y por las mareas del río de la Plata, tiene un patrón cíclico de aguas bajas y altas. Éste patrón puede verse alterado por las obras de manejo de agua (Agostinho et al. 2000) con consecuencias importantes, particularmente, durante eventos extremos. En 2007, durante un período

de El Niño Oscilación Sur (ENOS), el exceso de agua del río Paraná junto a intensas precipitaciones, causaron una inundación histórica que dejó tierras bajo agua durante varios meses, incluso dentro de los diques (Salvia 2010). Por el otro lado, en 2008, durante un período largo de sequía, muchos incendios simultáneos quemaron más de 120.000 ha del Delta (7,2%), principalmente en las zonas dominadas por juncales (*Schoenoplectus californicus)* (Salvia 2010). El uso del fuego para permitir el crecimiento de especies más palatables para el ganado es una práctica tradicional y pero que se está expandiendo en el área. Muchos de los juncales quemados se recuperaron en la siguiente estación de crecimiento, pero algunos fueron colonizados por especies de pastizal, provocando un cambio en las comunidades vegetales (Salvia et al. 2012).

En resumen, el uso del suelo del Bajo Delta del río Paraná se ha intensificado, pero las consecuencias de este cambio en el uso del suelo sobre las coberturas y la estructura del paisaje no son claros y tampoco lo es la importancia relativa de los potenciales factores de cambio (antrópicos vs. naturales). Esta información es clave para identificar los procesos asociados al cambio en el paisaje, modelar su impacto en escenarios futuros y desarrollar posibles estrategias de uso sostenible de los humedales en esta región. En este contexto las dos preguntas claves de investigación que se desarrollaron en este capítulo son:

1- ¿El proceso de pampeanización del Bajo Delta está determinando un cambio sustancial en las coberturas del suelo en el período analizado? La hipótesis subyacente es que las actividades humanas modifican la estructura y funcionamiento del humedal. Se espera detectar grandes cambios en el paisaje en los últimos 14 años, con una pérdida importante de vegetación palustre y una ganancia de pastizales más secos.

2- ¿La intensificación de la actividad ganadera acompañada de obras de infraestructura son las responsables de los cambios en el paisaje del Bajo

Delta? La hipótesis subyacente es que la intensificación ganadera y el uso de estructuras de control de agua favorecen la conversión de la vegetación palustre generando ambientes más secos y facilitando la expansión de pastizales. Se espera que sitios con alta densidad ganadera y con manejo de agua (diques, terraplenes o zanjas) tengan una mayor pérdida de vegetación palustre.

2.2 Objetivos

El objetivo principal fue cuantificar los cambios en el uso del suelo y coberturas del Bajo Delta e identificar los factores determinantes del cambio. Los objetivos particulares fueron:

1) Mapear y cuantificar el cambio en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta del río Paraná en los últimos 14 años.

2) Identificar y cuantificar el efecto de los principales los factores que determinan la conversión de vegetación palustre.

2.3 Metodología

2.3.1 Clasificación de imágenes y detección de cambio

2.3.1.1 Conjuntos de datos

Se usaron 17 imágenes Landsat TM y OLI/TIRS de los años 1999 y 2013 para generar los mapas de coberturas. Las mismas, fueron obtenidas del United States Geological Survey Earth Resources Observation y Science Data Center (USGS GLOVIS) (http://glovis.usgs.gov/) y reproyectadas a UTM franja 21 zona Sur. Dos imágenes cubrieron toda el área de estudio (225/83 para el Bajo Delta no insular y 225/84 para el Bajo Delta insular).

Para 1999, se combinaron seis bandas multiespectrales, excluyendo la térmica, de cuatro imágenes Landsat 5 TM (Abril 1999, Agosto 1999, Septiembre 1999 y Enero 2000) para el Bajo Delta no insular. Como verdades de campo se usó información sobre coberturas vegetales generada por Kandus et al. (2006) complementada con imágenes Quickbird disponibles en Google Earth (earth.google.com). Para el Bajo Delta insular, se usó un mapa de coberturas vegetales desarrollado por Kandus (2006), usando tres imágenes Landsat 5 TM (Agosto 1993, Octubre 1993 y Enero 1994). En el mismo se identificaron 17 clases de cobertura vegetal con una verosimilitud de validación del 85%. Se decidió utilizar este mapa para el Bajo Delta insular en 1994 por dos motivos: (i) el mapa es una representación fiel de las coberturas del Bajo Delta no insular (exactitud mayor al 85%) y (ii) los factores de cambio analizados en este trabajo comenzaron a actuar en el Bajo Delta luego de 1999 por lo cual es válido suponer que las coberturas en el Bajo Delta insular eran similares en 1994 y 1999.

Para 2013, se combinaron seis bandas multiespectrales, excluyendo la banda térmica, de seis imágenes Landsat 8 OLI/TIRS (Abril, Mayo, Junio, Julio, Octubre y Noviembre 2013) para el Bajo Delta no insular. Para el Bajo Delta insular se usaron 7 imágenes Landsat 8 OLI/TIRS (Marzo, Abril, Mayo, Junio, Julio, Septiembre y Noviembre 2013). Todas las verdades de campo fueron recolectadas en recorridas a campo en 2011, 2012 y 2013 y complementadas con imágenes Quickbird disponibles en Google Earth (earth.google.com). Los polígonos digitalizados a partir de las verdades de campo se dividieron en un 70% para entrenamiento del algoritmo de clasificación y un 30% para validación del mapa resultante.

2.3.1.2 **Esquema de clasificación y análisis de detección del cambio**

Se seleccionaron al azar entre un 30-40% de los pixeles en los polígonos de entrenamiento para parametrizar el clasificador no paramétrico Support Vector

Machines (SVM) de manera que unos 500 pixeles representen cada clase. Este clasificador está especialmente diseñado para separar clases espectralmente complejas ya que genera un hiperplano linear entre las clases en un espacio multidimensional (Huang et al. 2002; Foody y Mathur 2004). Este hiperplano se construye maximizando los márgenes entre pixeles de clases opuestas usando solo los pixeles que representan los bordes entre clases (Foody y Mathur 2004). Para separar clases con bordes no lineales, se usan kernels para transformar los datos de entrenamiento en un espacio multidimensional donde una separación lineal de clases es posible (Huang et al. 2002). Se usó un kernel gaussiano que requería estimar el valor φ que controla la amplitud del kernel. SVM también requiere estimar el parámetro de regularización C que determina la penalización a los pixeles mal clasificados. Se probó un amplio rango de combinaciones de parámetros (φ y C) y se seleccionó la combinación óptima para cada conjunto de imágenes, basada en una validación cruzada de errores (Kuemmerle et al. 2008).

Se mapearon ocho clases de usos y coberturas del suelo: (1) Plantaciones de Sauce (*Salix sp.*), (2) Plantaciones de álamo (*Populus* spp.); (3), Pastizales que incluyen pastizales nativos de *P. miloides*, pastizales de suelos arenosos con *P. racemosum* y terrenos ganaderos con *L. peruviana, C. dactylon L. hexandra* entre otros; (4) Bosque nativo de espinillo (*A. caven*) (5) Vegetación palustre que incluye ambientes de humedal como pajonales dominados por *S. giganteus*, juncales de *S. californicus* y canales con vegetación acuática; (6) Suelo desnudo, que incluye las dunas de arena, peladares, zonas urbanas y carreteras; (7) aguas abiertas y (8) Bosque de Ceibo (*Erythrina crista-galli)* mezclados con *S. giganteus*. Se reclasificó el mapa de coberturas desarrollado por Kandus (2006) para que sea consistente con nuestro catálogo de clases. Para eliminar los errores de clasificación los grupos de pixeles menores a los cuatro pixeles se asignaron a la clase dominante en ambos mapas.

Para determinar el cambio en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta, se realizó una comparación post clasificación. Este tipo de comparaciones evita las dificultades asociadas a los análisis de imágenes obtenidas en diferentes épocas del año o por los diferentes sensores y se centra en la cantidad y la ubicación del cambio (Coppin et al. 2004). Se compararon los mapas pixel a pixel y se resumieron los cambios en una matriz de transición. Se desarrolló un mapa de cambio con las conversiones entre clases más importantes.

2.3.1.3 **Validación de los mapas generados**

Se evaluó la exactitud de los mapas de cobertura de 1999 y 2013 mediante el cálculo de matrices de error, exactitudes generales, exactitudes del productor y del usuario por clase y los estadísticos Kappa (Congalton 1991; Foody 2002). Para validar el mapa de cambio, se digitalizaron polígonos de cambio y persistencia de las clases de cobertura a partir de verdades de campo e imágenes Quickbird disponibles en Google Earth (earth.google.com). El mapa de cambio se validó, seleccionando al azar un 30% de los pixeles en los polígonos de cambio de manera que unos 700 pixeles representen cada clase de conversión: vegetación palustre a pastizal, vegetación palustre a plantación, pastizal a suelo desnudo, persistencia de pastizal y persistencia de vegetación palustre. Nuevamente, se calculó la matriz de error, la exactitud general, la exactitud del productor y del usuario por clase y el estadístico Kappa (Congalton 1991; Foody 2002).

2.3.2 **Análisis de los factores de cambio**

Se evaluó la influencia de los potenciales factores asociados a los principales cambios en las coberturas del paisaje del Bajo Delta: conversión de vegetación palustre

en pastizal, conversión de vegetación palustre en plantación y conversión de pastizal en suelo desnudo.

2.3.2.1 **Variables explicativas**

Se identificaron 12 potenciales variables explicativas de la conversión de coberturas (Tabla 1) y se agruparon en cuatro categorías: (1) variables socioeconómicas, (2) variables de manejo, (3) factores biofísicos y (4) variables relacionadas a eventos extremos. La densidad poblacional es un factor clave asociado al cambio en el uso del suelo (Lambin et al. 2003). Sin embargo, no hay datos de densidad poblacional desglosados espacialmente a la escala requerida para éste estudio. Por ello, se incluyeron dos variables explicativas que representan la densidad poblacional: 1) distancia a centros poblados, que representa las distancia a asentamientos marginales, pueblos y ciudades (2) distancia a centros de alta actividad humana, que representa la distancia a los sitios de uso frecuente como estaciones de policía y gendarmería, clubes deportivos, escuelas, y fábricas, entre otros. Otro factor importante asociado al cambio en el uso del suelo es la accesibilidad, los humedales cercanos a caminos son más accesibles y, por lo tanto, más vulnerables a ser convertidos (van Asselen et al. 2013). Se incluyó una variable que representa la accesibilidad: (3) distancia a rutas, que capturó la distancia a caminos, rutas, terraplenes y vías férreas.

El segundo grupo de variables explicativas involucra prácticas de manejo de la tierra. La construcción de obras de infraestructura para el manejo del agua es un factor clave en la pérdida de humedales, ya que en áreas libres de inundación la vegetación hidrófila no está presente, por ello se incluyó la variable: (1) área endicada. El sobrepastoreo es otro factor de cambio importante en humedales (Xiang et al. 2009), es por ello que se incorporó la variable explicativa: (2) densidad de ganado. Se utilizó la

función kriging de ArcGIS 10.1 (ESRI 2005) para crear una superficie continua de densidad ganadera con datos de establecimientos ganaderos para enero de 2013 obtenidos del Sistema Integrado de Gestión de Sanidad Animal (SIGSA, www.senasa.gov.ar). Por último, el uso del fuego como una práctica de manejo ganadero podría facilitar la conversión de vegetación palustre en pastizales ya que facilita la colonización de gramíneas. Se incluyó la variable: (3) años desde el último incendio, derivada de datos de área quemada de MODIS (https://lpdaac.usgs.gov).

El tercer grupo de variables representa factores biofísicos de la región. No se incluyó temperatura y precipitación porque el área es homogénea en este aspecto (Malvarez 1997). La pérdida de humedales puede ser diferente en cada unidad de paisajes debido a sus características ambientales, por ello se incluyó una variable que representa la heterogeneidad ambiental: (1) unidad de paisaje. Por otro lado, la topografía determina el flujo y la acumulación del agua, factores muy relacionados a la conversión de humedales. Se incluyó la variable (2): elevación, derivada del modelo digital de elevación global ASTER (earthexplorer.usgs.gov). La calidad del suelo es otro posible predictor de la pérdida de humedales, se incluyó la variable (3) productividad potencial del suelo, índice desarrollado por INTA que combina el tipo de suelo, vegetación y la topografía. No hay un modelo hidrológico para la región que describa la probabilidad de inundación, pero se incluyó la variable: (4) distancia al río más cercano.

El último grupo de variables explicativas está relacionado con eventos extremos sucedidos en el Bajo Delta que pueden facilitar el cambio en la cobertura del suelo. Se incluyeron dos variables: (1) el área quemada por los intensos fuegos de 2008, (2) el área inundada por el evento de inundación extrema de 2007.

Tabla 1: Variables explicativas incluidas en los modelos.

Variable explicativa	Descripción	Hipótesis asociada	Fuente
Variables socio-económicas			
Distancia a caminos	Distancia euclidiana a caminos (m)	La conversión de humedales es menos probable en áreas remotas	www.ign.gob.ar
Distancia a centros poblados	Distancia euclidiana a ciudades y pueblos (m)	La conversión de humedales es más probable cerca de centros rurales y urbanos	www.ign.gob.ar
Distancia a centros de actividad humana	Distancia euclidiana a sitios de uso humano frecuente (escuelas, clubs, estaciones de policía, m)	Sitios con alto uso humano tendrán una mayor probabilidad de conversión	www.ign.gob.ar
Variables de manejo			
Área endicada	Área endicada para uso forestal, ganadero y urbano (ha)	La conversión de humedales en áreas endicadas es más probable dado la menor permanencia del agua	(Minotti y Kandus 2013)
Densidad ganadera	Interpolación de la densidad de ganado por establecimiento (número de animales/ha).	Sitios con alta densidad ganadera tienen mayor probabilidad de conversión	Elaboracion propia por interpolacion espacial a partir de datos de www.senasa.gov.ar
Tiempo de último fuego	Años desde último fuego	Las áreas quemadas tendrán mayor probabilidad de conversión	Producto MCD45A1 (lpdaac.usgs.gov)
Variables biofísicas			
Unidad de paisaje	Unidad de paisaje (I, IIa, IIb, III, IV y V)	Las unidades con mayor influencia fluvial y con mayor cobertura de humedales tendrán una mayor probabilidad de conversión	(Kandus et al. 2006)

Continuación tabla 1

Variable explicativa	Descripción	Hipótesis asociada	Fuente
Elevación	Elevación (m)	Las zonas bajas tendrán una mayor probabilidad de conversión	ASTER Global Digital Elevation Model (earthexplorer.usgs.gov)
Productividad del suelo	Índice de productividad del suelo	Mayor conversión de humedales en zonas de mayor productividad potencial	geointa.inta.gov.ar
Distancia a ríos	Distancia a ríos permanentes (m)	Áreas inundables, cercanas a ríos, son menos propensas a la pérdida de humedales	www.ign.gob.ar
Variables asociadas a eventos extremos			
2007_inundación	Area inundada (2007)	Áreas inundadas son menos probables a ser convertidas	(Salvia 2010)
2008_fuego	Area quemada (2008)	Áreas quemadas tiene mayor probabilidad de conversión	(Salvia 2010)

2.3.2.2 **Modelos de conversión de humedales**

Se utilizó la técnica de Boosted Regression Trees (BRT) para cuantificar la influencia de las variables explicativas en la probabilidad de conversión de la vegetación palustre del Bajo Delta. BRT es una técnica no paramétrica que no hace ninguna hipótesis a priori sobre la distribución de la variable respuesta o las explicativas (Elith et al. 2008). BRT utiliza dos algoritmos: árboles de regresión, para generar los modelos que relacionan la variable respuesta con las variables explicativas y boosting para mejorar la precisión del modelo (Friedman 2001; Schapire 2003). BRT puede manejar colinealidad de predictores, relaciones no lineales y efectos de interacción. Sin embargo, se evaluó la colinealidad entre variables explicativas calculando una matriz de correlación de Pearson para todas las variables continuas y modelos lineales generalizados entre variables categóricas y continuas para descartar variables

correlacionadas. Cuando la correlación entre dos variables fue ≥ 0,6, se eliminó la variable explicativa que correlacionó con más variables, o la que tenía una relación menos clara con la variable respuesta.

Se utilizó el paquete *dismo* en R versión 3.2.0 (Hijmans y Elith 2014) para llevar a cabo todos los análisis. BRT requiere especificar cuatro parámetros : (i) el número de árboles (nt), (ii) la complejidad del árbol (tc), (iii) la tasa de aprendizaje (lr) y (iv) fracción de datos utilizada para generar cada árbol. El número de árboles se definió automáticamente usando la rutina *gbm.step* de paquete *dismo*. Se realizó un análisis de sensibilidad sistemático para probar todas las combinaciones de tc (1 a 10) y lr (1 a 0,0001) e identificar la combinación de parámetros óptima, mediante validaciones cruzadas (Levers et al. 2014). Para cada iteración se retuvo al azar el 60% de todo el conjunto de datos.

Se calcularon dos medidas del desempeño de cada modelo: el porcentaje de la devianza explicada; y la capacidad predictiva, medida como una validación cruzada (10 repeticiones) del área bajo la curva operador receptor (ROC). La influencia relativa de las variables se estima en base a la frecuencia de aparición de la variable en los modelos y a la mejora del modelo cuando la variable está incluida. La influencia relativa de todas las variables suma 100%. Se generaron gráficos de la dependencia parcial de cada variable explicativa y la variable respuesta, donde se grafica la respuesta a la variación de cada variable explicativa manteniendo las otras en su valor medio. Se interpreta sólo la parte de la curva con mayor cantidad de datos, por ello se incluye en el eje horizontal la distribución de la variable en percentiles (Elith et al. 2008).

La conversión de vegetación se modeló independientemente para el Bajo Delta insular y no insular en un total de seis modelos BRT. Para entender la conversión de la vegetación palustre en pastizal en el Bajo Delta no insular, se ajustaron tres modelos

BRT. El primer modelo captura la variabilidad de todo el sector no insular del Bajo Delta, mientras que los dos modelos adicionales se centran en las unidades de paisaje con mayores tasas de conversión de vegetación palustre a pastizal (II y IV). También se modeló la conversión de pastizal en suelo desnudo en el Bajo Delta no insular. Para analizar la conversión de vegetación palustre en el Bajo Delta insular se generaron dos modelos BRT: uno para la conversión de vegetación palustre en plantaciones y otro para la conversión de vegetación palustre en pastizales.

2.4 **Resultados**

2.4.1 **Cambios en el uso y la cobertura del suelo entre 1994/99 y 2013**

Los cambios en las coberturas y usos del suelo del Bajo Delta desde 1994/99 al 2013 han sido considerables (Figura 3). En el Bajo Delta no insular, la vegetación palustre y los pastizales ya eran coberturas dominantes en 1999 cubriendo un 43% y 41,4% del área total respectivamente. Sin embargo, para 2013, los pastizales cubrían un 58.3% del área (78.300 ha netas ganadas) y la vegetación palustre un 24.2% (88.500 ha netas perdidas), representando una expansión de los pastizales en un 35,3% y una disminución de la vegetación palustre en un 41,5%. El bosque nativo de espinillo también disminuyó en un 13,5% (5.700 ha netas perdidas) y el suelo desnudo se expandió en un 187% (17.500 ha).

En el Bajo Delta insular, la vegetación palustre también era la cobertura principal en 1994, seguido por las plantaciones de sauce, cubriendo el 42.0% y 23,7% respectivamente. Para 2013, la vegetación palustre se redujo en un 28.5% (41.000 ha neta perdidas) mientras que las plantaciones de sauce se expandieron en un 12.1% (10.000 ha netas ganadas). También hubo una expansión de las plantaciones de álamo

(250% de incremento representando 16.000 ha) y de los bosques nativos de ceibo, que se incrementaron en un 146% (23.000 ha netas).

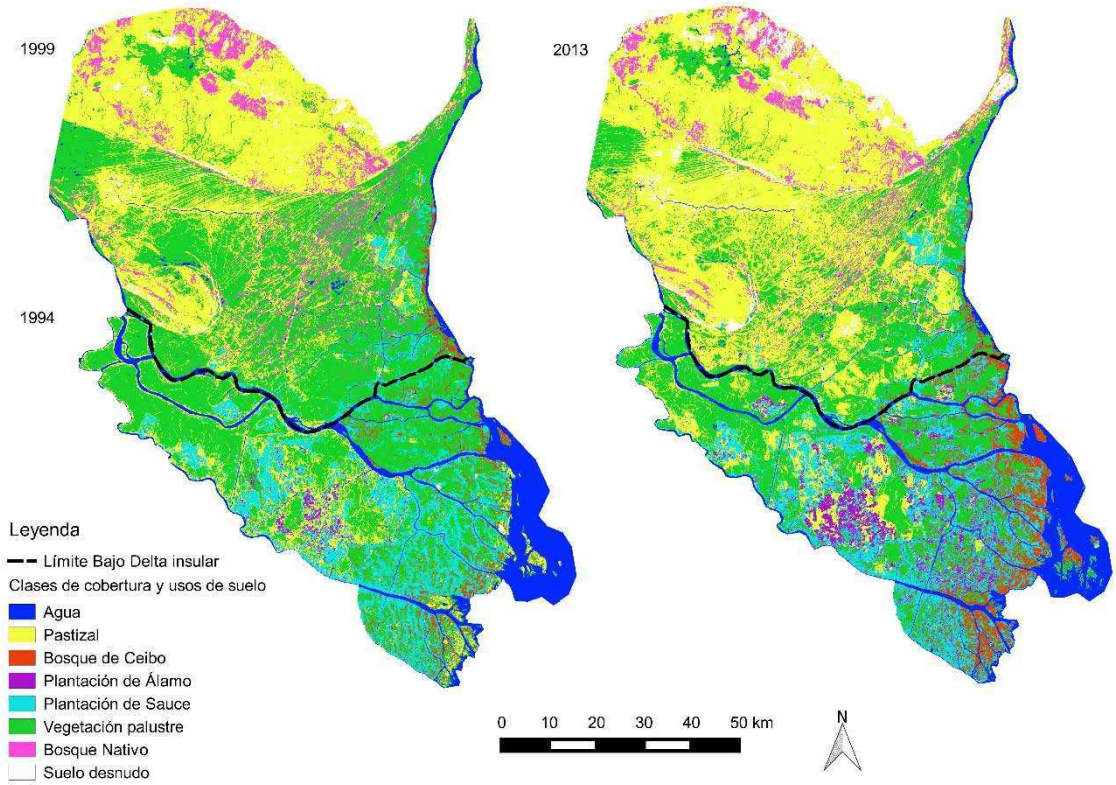

Figura 3: Coberturas y usos del suelo del Bajo Delta del río Paraná para los años 1999 (Bajo Delta no insular) y 1994 (Bajo Delta insular) y 2013 (toda el área).

En el Bajo Delta no insular, la conversión de vegetación palustre en pastizal fue la transición más extendida (94.000 ha) seguida por la conversión de pastizales a suelo desnudo (15.000 ha, Figura 4). La conversión de bosque nativo de espinillo a pastizal también fue importante (15.000 ha). Los índices kappa mostraron que todas las clases de cobertura tuvieron cambios sustanciales; el agua y el suelo desnudo resultaron las de menor cambio (Tabla 2). En el Bajo Delta insular, la conversión de vegetación palustre en plantación de sauce fue la transición principal (24.000 ha, Figura 4) seguida por la conversión de vegetación palustre a bosque de ceibo (18.000 ha). La única clase de cobertura que resulta más estable es el agua (Tabla 3).

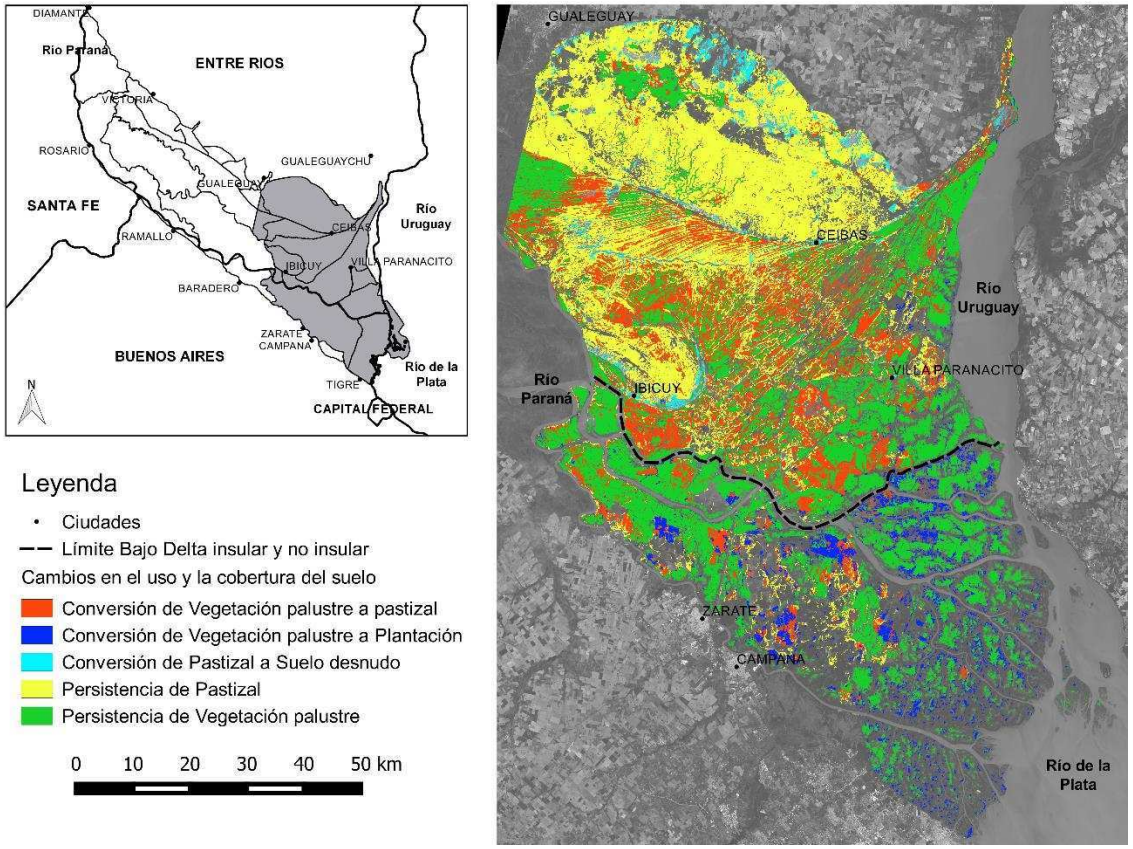

Figura 4: Cambios en el uso y la cobertura del suelo en el Bajo Delta no insular e insular entre 1994/9 y 2013.

Tabla 2: Matriz de transición del Bajo Delta no insular entre 1999 y 2013 (en hectáreas). Índice Kappa usando el mapa de coberturas de 1999 como referencia, los valores varían entre 0 (más disímil) y 1 (más similar).

	2013								
1999	Agua	Bosque nativo	Bosque de ceibo	Plantación de sauce	Vegetación palustre	Pastizal	Suelo desnudo	Totales	Ki
Agua	9289	68	30	364	1740	1128	123	12742	0.72
Bosque nativo	41	23536	15	342	2731	14962	1338	42964	0.51
Bosque de ceibo	21	52	1510	310	1224	39	3	3159	0.47
Plantación de sauce	40	193	248	6723	2481	2492	60	12236	0.54
Vegetación palustre	2100	4176	961	2720	106358	93711	2837	212864	0.34
Pastizal	395	9067	22	1338	9872	185558	15393	221644	0.61
Suelo desnudo	23	81	6	48	97	2075	6996	9326	0.74
Totales	11909	37173	2791	11844	124504	299965	26749	515246	

Tabla 3: Matriz de transición del Bajo Delta insular entre 1994 y 2013 (en hectáreas). Índice Kappa usando el mapa de coberturas de 1994 como referencia, lo valores varían entre 0 (más disímil) y 1 (más similar).

	2013							
1994	Agua	Bosque de ceibo	Plantación de sauce	Plantación de álamo	Vegetación palustre	Pastizal	Totales	Ki
Agua	46109	779	2363	43	1407	228	50928	0.89
Bosque de ceibo	292	7503	3450	458	3711	252	15665	0.41
Plantación de sauce	3171	7383	47507	9658	5189	7977	80887	0.44
Plantación de álamo	91	98	1970	2318	627	1319	6423	0.32
Vegetación palustre	1290	18171	23823	5337	79755	14458	142835	0.38
Pastizal	914	4691	11601	4927	11467	9934	43535	0.14
Totales	51867	38625	90715	22740	102158	34170	350146	

2.4.2 **Exactitud de los mapas generados**

La clasificación con SVM generó mapas de cobertura de alta exactitud, tanto para el Bajo Delta insular como para el no insular en ambos períodos de tiempo. La exactitud total del mapa de coberturas del Bajo Delta no insular de 1999 fue de 95.02%, con un Kappa de 0,93 (Tabla 4) y para el mapa de coberturas del Bajo Delta no insular de 2013

fue de 93% con un Kappa de 0.91 (Tabla 5). Para el Bajo Delta insular, la exactitud del mapa para 2013 fue del 93% con un Kappa de 0.92 (Tabla 6). Finalmente, el mapa de cambio en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta tuvo una exactitud del 85% y un Kappa de 0.75 (Tabla 7).

Tabla 4: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta no insular en 1999.

	Referencia									
Clasificación	Agua	Bosque nativo	Bosque de Ceibo	Plantación de sauce	Vegetación palustre	Pastizal	Suelo desnudo	Totales	EP (%)	EU (%)
Agua	1806	0	0	0	0	0	0	1806	100	100
Bosque nativo	0	259	0	35	10	10	0	314	87.21	82.48
Bosque de Ceibo	0	0	182	0	0	0	0	182	93.33	100
Plantación de sauce	0	0	1	313	18	0	0	332	72.45	94.28
Vegetación palustre	0	14	12	20	1290	25	0	1361	96.41	94.78
Pastizal	0	24	0	64	20	1076	7	1191	96.07	90.34
Suelo desnudo	0	0	0	0	0	9	211	20	96.79	95.91
Totales	1806	297	195	432	1338	1120	218	5406		

Tabla 5: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta no insular en 2013.

	Referencia									
Clasificación	Agua	Bosque nativo	Bosque de Ceibo	Plantación de sauce	Vegetación palustre	Pastizal	Suelo desnudo	Totales	EP (%)	EU (%)
Agua	290	0	0	0	2	0	0	292	83.57	99.32
Bosque nativo	0	291	0	0	0	10	0	299	100	97.32
Bosque de Ceibo	0	0	255	0	0	0	0	255	92.73	100
Plantación de sauce	0	0	0	356	0	0	0	360	93.93	98.89
Vegetación palustre	53	0	16	1	979	45	0	1094	93.86	89.49
Pastizal	4	0	0	22	62	890	14	992	92.81	89.72
Suelo desnudo	0	0	0	0	0	16	251	267	94.72	94.01
Totales	290	225	275	379	1043	959	265	2920		

Tabla 6: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa del Bajo Delta insular en 2013.

	Referencia								
Clasificación	Agua	Pastizal	Bosque de Ceibo	Plantación de álamo	Plantación de sauce	Vegetación palustre	Totales	EP (%)	EU (%)
Agua	852	0	0	0	1	0	853	99.30	99.88
Pastizal	1	572	1	21	87	3	684	93.77	83.63
Bosque de Ceibo	0	0	701	0	17	1	719	96.69	97.50
Plantación de álamo	0	4	0	666	153	0	823	94.07	80.92
Plantación de sauce	5	0	18	21	1475	3	1522	84.58	96.61
Vegetación palustre	0	34	6	0	11	1536	1587	99.55	96.79
Totales	858	610	725	708	1744	1543	6188		

Tabla 7: Matriz de error con exactitudes de usuario (EU) y de productor (EP) para el mapa de cambio del Bajo Delta entre 1994/99 y 2013.

	Referencia							
Clasificación	Vegetación palustre a Pastizal	Vegetación palustre a Plantación	Persistencia Vegetación palustre	Pastizal a Suelo desnudo	Persistencia Pastizal	Totales	EP (%)	EU (%)
Sin clasificar	69	64	22	51	10	216		
Vegetación palustre a Pastizal	605	0	4	0	3	612	70.02	98.86
Vegetación palustre a Plantación	10	568	0	0	0	578	89.87	98.27
Persistencia de Vegetación palustre	15	0	757	1	6	779	96.31	97.18
Pastizal a Suelo desnudo	0	0	0	294	10	304	66.22	96.71
Persistencia de Pastizal	165	0	3	98	773	1039	96.38	74.4
Totales	864	632	786	444	802	3528		

2.4.3 **Factores que afectan la conversión de vegetación palustre en el Bajo Delta no insular**

El modelo BRT de conversión de vegetación palustre en pastizales, explicó el 45% de la variación total (Tabla 8). La conversión de vegetación palustre en pastizal fue más probable en terrenos cercanos a los caminos (menos de 2km), ríos (menos de 1km) y centros de alta actividad humana (menos de 1km) pero alejados de centros poblados, con 0,7 a 1,5 vacas/ha, dentro de diques y en suelos con índices de productividad mayores a 10 (Figura 6). Se encontró una interacción entre variables, donde a altas densidades ganaderas el efecto de la cercanía al río es mayor (Figura 5).

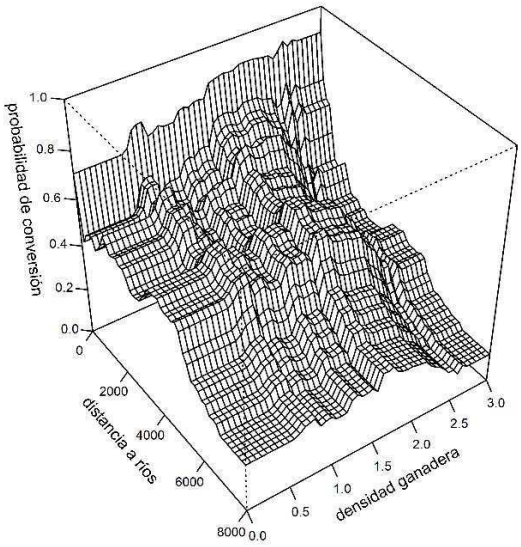

Figura 5: Gráfico en tres dimensiones mostrando los valores predichos de las varialbles distancia a ríos y densidad ganadera.

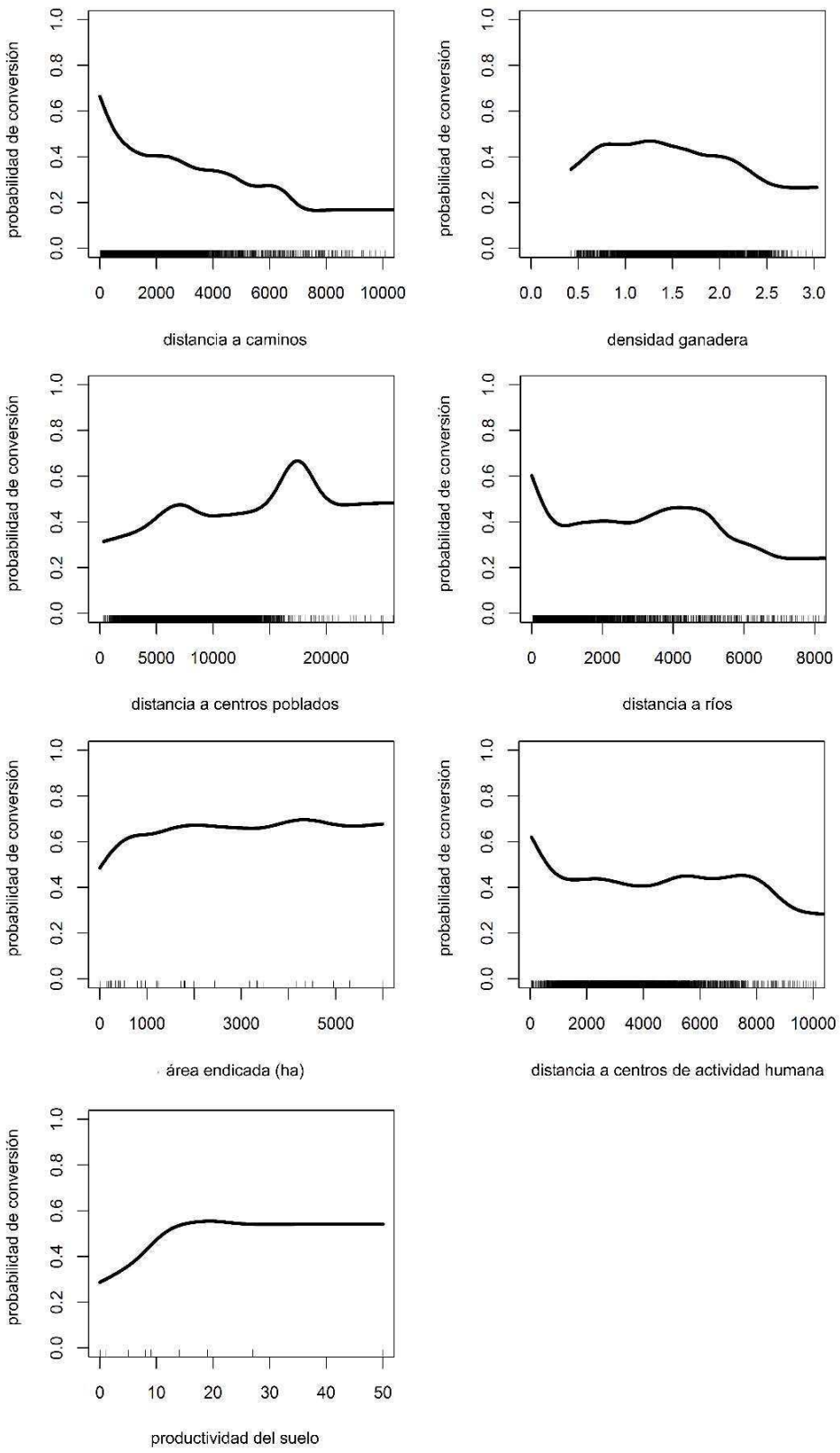

Figura 6: Gráficos de la dependencia parcial de las 7 variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en el Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución en la variable en percentiles.

En la unidad de paisaje II del Bajo Delta no insular, la conversión de vegetación palustre a pastizales estuvo determinada por la densidad de ganado y la distancia a los centros poblados, ríos, caminos y centros de alta actividad humana (Figura 7,Tabla 8). Lo contrario sucedió en la unidad V donde el área endicada fue la principal determinante seguida de la distancia a los centros poblados, caminos, centros de alta actividad humana y ríos (Figura 8,Tabla 8).

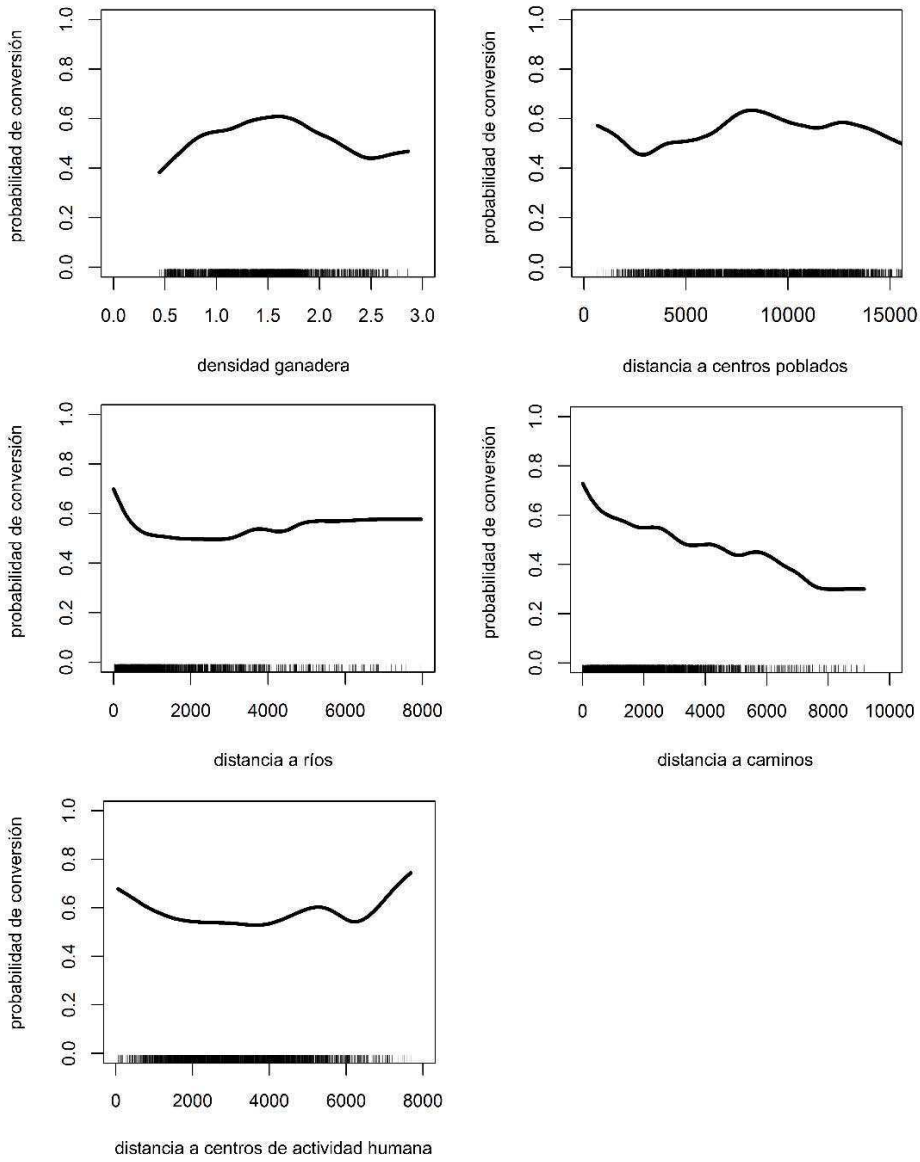

Figura 7: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en la unidad II del Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles.

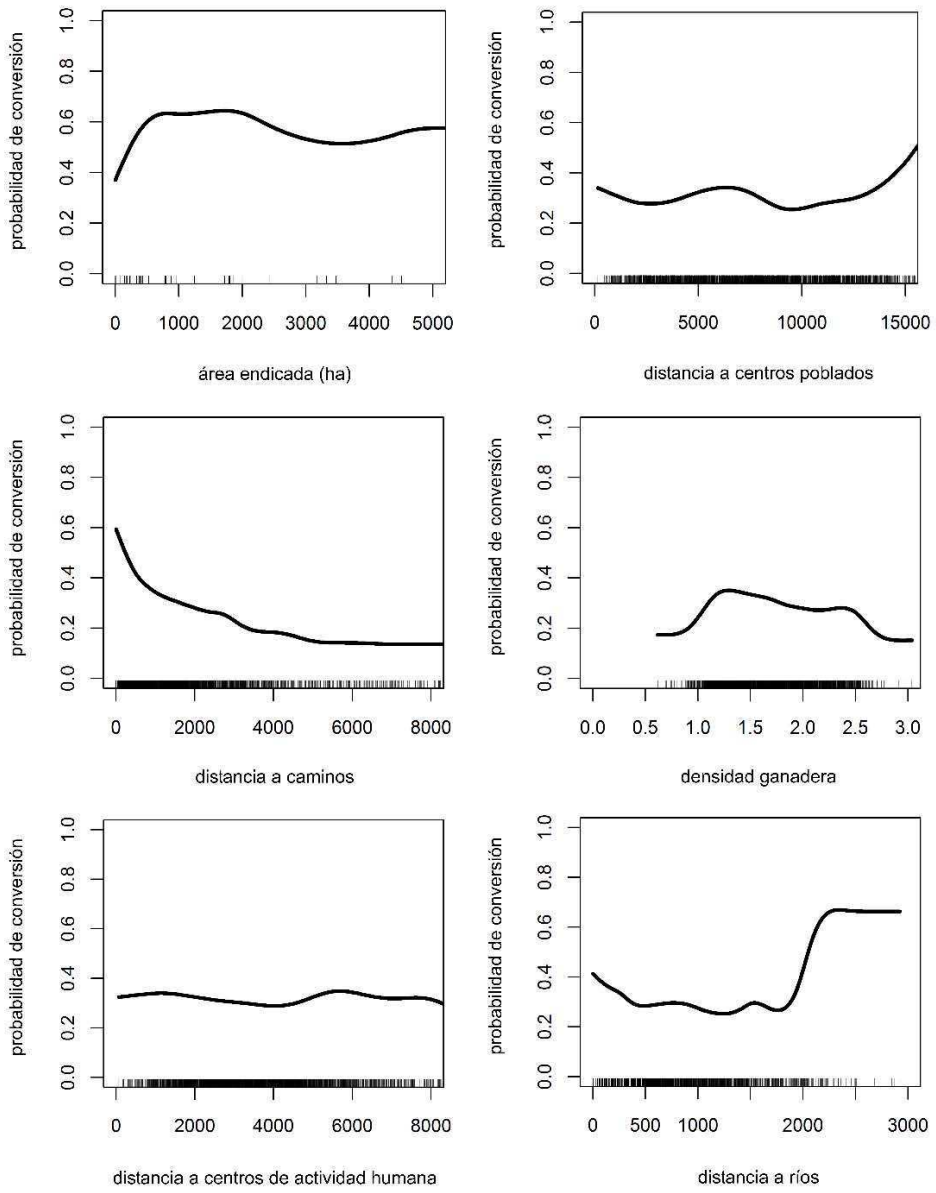

Figura 8: Gráficos de la dependencia parcial de las seis variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre en pastizales en la unidad V del Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles.

2.4.4 **Factores que afectan la pérdida de pastizales en el Bajo Delta no insular**

El modelo BRT para la conversión de pastizales en suelo desnudo explicó un 58% de la variabilidad de los datos; la densidad de ganado y la distancia a centros de alta

actividad humana, ríos, caminos y centros urbanos, explicaron más de la mitad de la variación capturada por el modelo (Tabla 8). Sin embargo, las respuestas parciales de cada una de las variables explicativas mostraron que ninguna de las variables individuales tuvo un efecto importante en la conversión de pastizales a suelo desnudo (Figura 9).

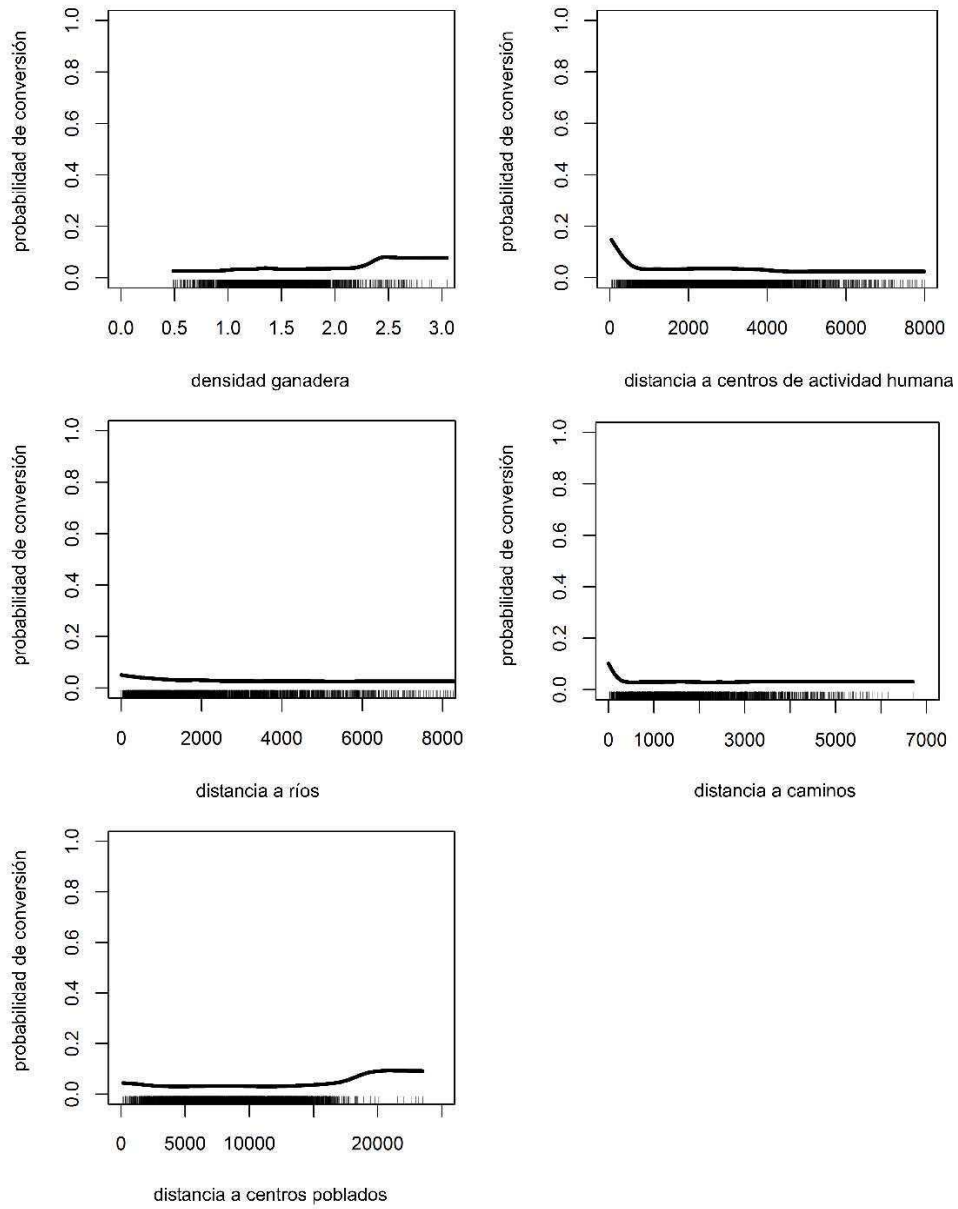

Figura 9: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de pastizales en suelo desnudo en el Bajo Delta no insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles.

2.4.5 **Factores que afectan la conversión de vegetación palustre en el Bajo Delta insular**

El modelo BRT de conversión de vegetación palustre en pastizales explica un 65% de la variabilidad total y el área endicada explicó más de la mitad de la varianza explicada por el modelo (Tabla 8). La respuesta parcial de las cuatro variables más influyentes en la conversión mostraron que la conversión era más probable en áreas endicadas, incluso si éstas son pequeñas, cerca de caminos (menos de 1km) y centros de alta actividad humana y en terrenos con entre 0,4 y 1 vacas/ha (Figura 10).

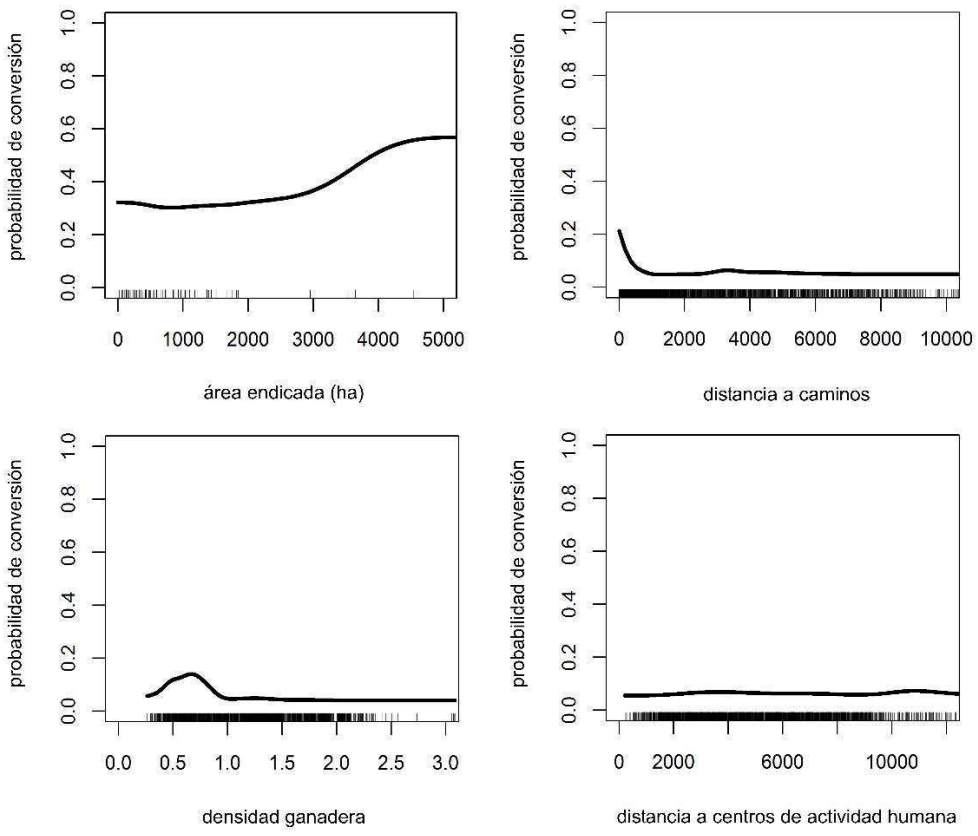

Figura 10: Gráficos de la dependencia parcial de las cuatro variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre a pastizales en el Bajo Delta insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles.

Por otro lado, el modelo BRT de conversión de vegetación palustre a uso forestal explicó el 55% de la variabilidad total y el área endicada y la distancia a centros de alta actividad humana explicaron en su conjunto la mitad de la variabilidad explicada por el modelo (Tabla 8). La conversión fue más probable en áreas endicadas, cerca de centros de alta actividad humana (menos de 1 km) y ríos (menos de 700m) pero lejos de centros poblados (Figura 11).

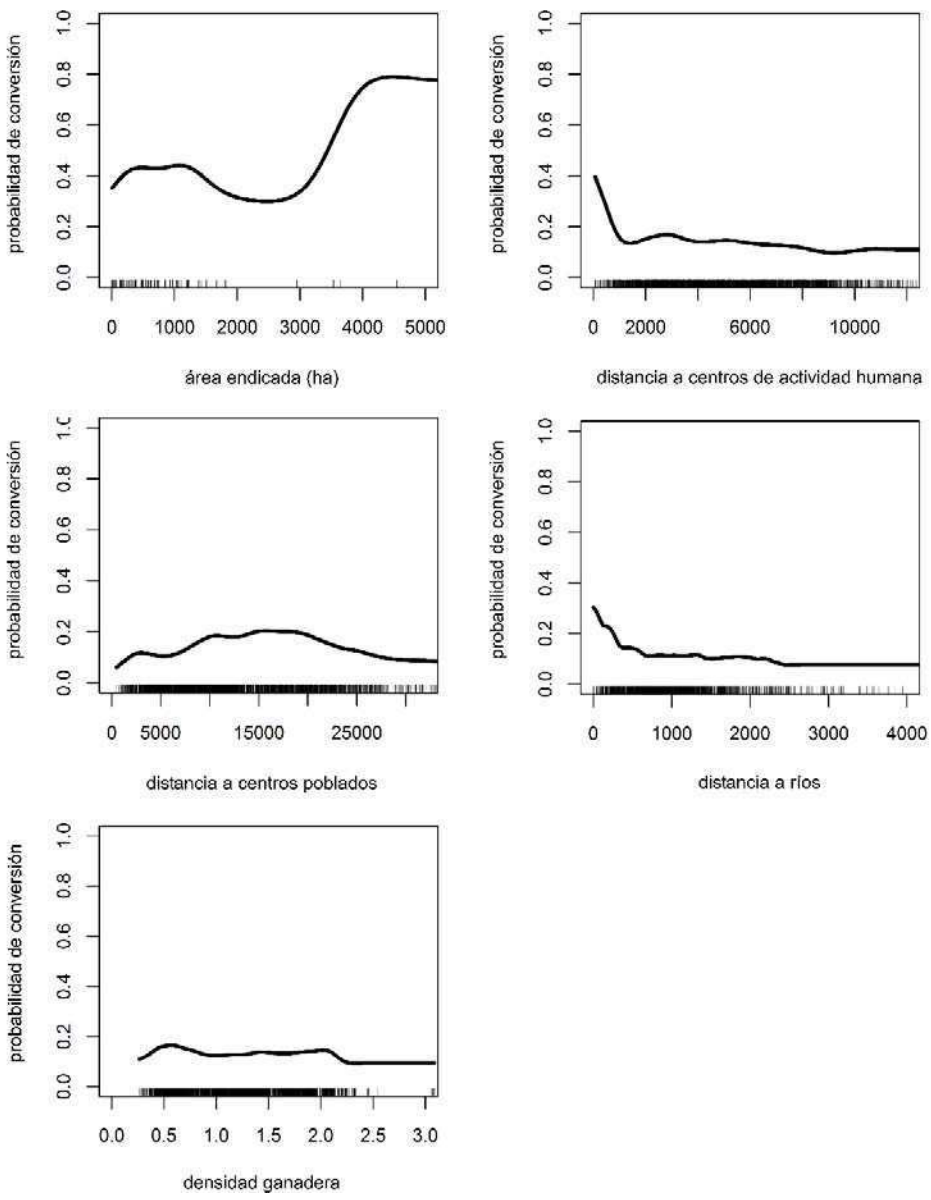

Figura 11: Gráficos de la dependencia parcial de las cinco variables más influyentes en la conversión de vegetación palustre a plantaciones en el Bajo Delta insular. El eje horizontal incluye la distribución de la variable en percentiles.

Tabla 8: Efecto de las variables explicativas en cada modelo. Resumen de las características de cada modelos y su desempeño.

	Vegetación palustre a pastizal (no insular)	Vegetación palustre a pastizal (Unidad II)	Vegetación palustre a pastizal (Unidad V)	Pastizal a suelo desnudo (no insular)	Vegetación palustre a pastizal (islas)	Vegetación palustre a plantación (islas)
Variables explicativas						
Distancia a caminos	14.55	15.35	16.85	14.01	15.03	7.41
Distancia a centros poblados	13.66	18.45	18.41	13.26	7.41	11.74
Distancia a centros de act. humana	10.46	13.53	11.28	16.68	11.04	15.42
Area endicada	10.79	3.46	21.82	0.61	44.22	28.26
Densidad ganadera	14.48	19.06	11.51	17.82	13.06	13.06
Ultimo fuego	1.29	0.54	1.38	2.39	0.72	1.56
Unidad del paisaje	7.55			3.84	0.4	5.56
Elevación	2.71	3.67	3.03	7.07	1.75	5.61
Distancia a ríos	11.96	16.25	10.85	14.27	4.4	10.67
Productividad del suelo	8.56	3.96	2.62	6.63	0.21	1.16
2007_inundación	1.50	0.4	1.74	3.40	0.47	1.13
2008_fuego	2.45	0.79	0.5		1.28	1.05
Resumen de los modelos						
Tamaño muestral	3743	3079	2018	4358	2122	2361
tc	8	7	10	8	9	9
lr	0.01	0.005	0.01	0.001	0.005	0.0075
nt	1950	2550	950	1600	1300	1150
Devianza media total	1.377	0.89	1.31	0.414	0.78	1.049
Devianza media residual	0.784	0.399	0.682	0.194	0.27	0.469
CVROC entrenamiento	0.93	0.96	0.95	0.97	0.98	0.96
CVROC	0.79	0.87	0.8	0.78	0.92	0.88

2.5 **Discusión**

En el Bajo Delta del Rio Paraná, el cambio en el uso del suelo y la transformación del paisaje ha sido sustancial en los últimos 14 años, donde un tercio de la cobertura de

vegetación palustre original se ha perdido. Cerca de un 70% de ésta pérdida, se debió a su conversión en pastizales y un 20% a su conversión en plantaciones forestales indicando un fuerte efecto de la intensificación en el manejo ganadero y secundariamente del manejo forestal, como determinantes de la pérdida de humedales. Esta última conversión ocurrió principalmente en el Bajo Delta insular donde la actividad forestal ha sido históricamente la principal actividad económica, tendiendo, en la actualidad, hacia prácticas silvopastoriles. Los factores relacionados al manejo de la tierra y, en particular al manejo del agua, (densidad de ganado, área endicadas y accesibilidad) fueron los principales factores que explican la conversión de la vegetación palustre en el Bajo Delta. Estos resultados apoyan la hipótesis de pampeanización del Bajo Delta donde la vegetación palustre es convertida en tierras de pastoreo. Este proceso se ha extendido en el área convirtiendo grandes extensiones de vegetación palustre inundable en terrenos libres de inundación periódica aptos para el desarrollo de actividades productivas, principalmente la ganadería.

En todo el mundo, la conversión de humedales se debe principalmente a la expansión de tierras de cultivo y de áreas urbanas (Gerakis y Kalburtji 1998, Rebelo et al. 2009, Song et al., 2012). Sin embargo, el Bajo Delta constituye un ejemplo de un proceso distinto donde el cambio en el manejo ganadero es el principal motor del cambio en el paisaje. El incremento en la densidad ganadera (Quintana et al. 2014a) y el manejo basado en endicamientos y drenado para favorecer el desarrollo de pastizales (Minotti y Kandus 2013) resultaron en la pérdida y conversón de grandes extensiones de vegetación palustre en pastizales ganaderos. Este proceso de pampeanizacion se explica considerando factores internos y externos al sistema bajo estudio, que pueden tener graves consecuencias para el funcionamiento y la biodiversidad de este ecosistema.

Los humedales han sido utilizados como pasturas para el ganado en todas las regiones templadas del mundo (Brinson y Malvárez 2002). El uso ganadero (como factor interno) ha sido históricamente una actividad económica importante en el Bajo Delta no insular (Quintana et al. 2014a). Sin embargo, desde 1999 una combinación de variables socioeconómicas y de prácticas de manejo la han convertido en un factor de cambio en las coberturas resultando en una pérdida sustancial de humedales. El Delta ha sido un gran receptor del ganado desplazado de la región pampeana debido a la expansión del cultivo de soja RR (Baigún et al. 2008) lo que constituyó un factor externo del cambio en el uso del suelo del Delta. La creciente carga ganadera en el Delta acompañada de la intensificación de las prácticas de manejo de agua (diques, terraplenes y zanjas) que convierten los terrenos bajos y anegables típicos del Delta en tierras aptas para la actividad ganadera son los principales responsables del cambio de las coberturas del Bajo Delta.

El efecto del manejo de agua puede observarse, por ejemplo, en la unidad de paisaje V, donde la influencia de los regímenes de inundación de los ríos Paraná y Uruguay es mayor, el manejo activo de agua es necesario y el área endicada fue el factor más influyente en la conversión de humedales. Una vez que los humedales se encuentran bajo dique y libre de inundaciones periódicas, pueden ser drenados y convertidos en pastizales más secos donde incorporar ganado. En algunos casos, los diques permitieron incluso el cultivo de soja y forraje (observación personal). Por el contrario, en la unidad de paisaje II, más alejada de la influencia de los grandes ríos, la densidad de ganado y la accesibilidad fueron los principales determinantes de la conversión de humedales. En algunas áreas (por ejemplo subunidad de paisaje IIa), el drenaje con zanjas es común. Si bien no se pudo cuantificar su extensión y efecto, la construcción de zanjas y canales es evidente en los campos (Figura A 1, observación personal). Un proceso similar se ha producido en el sur de Córdoba (Argentina) donde

el 42% de las tierras bajas y áreas inundadas se han perdido debido a la construcción de zanjas de drenaje para evitar inundaciones (Brandolin et al. 2013).

A diferencia de la tendencia mundial en el Bajo Delta, las áreas urbanas (según son detectadas por el satélite Landsat, urbanizaciones densas de al menos media hectárea, G Gavier, com.pers) no se han expandido considerablemente, al menos hasta el final de nuestra serie de tiempo (2013). Si bien el suelo desnudo aumentó, este incremento no sólo está relacionado con el desarrollo urbano sino principalmente con el sobrepastoreo. Sólo en el Delta frontal (porción terminal del Bajo Delta) la incorporación de urbanizaciones al estilo de barrios náuticos, comienza a ser un factor de cambio del paisaje, el cual podría ser un factor muy importante a futuro (Fabricante et al. 2012). Por otro lado, a diferencia de la mayoría de los humedales tropicales y subtropicales, los cultivos siguen siendo infrecuentes en el Bajo Delta. Sin embargo, se ha detectado la presencia de cultivos de soja y forrajeras en áreas endicadas (obs. personal) y su cultivo podría expandirse sustancialmente en el futuro.

La heterogeneidad natural de la región condiciona los cambios en el uso y las coberturas de suelo, determinando procesos diferentes entre el Bajo Delta no insular e insular. Debido a la mayor extensión de pastizales nativos originales, el Bajo Delta no insular recibió los mayores aumentos en cantidad de ganado. Esto provocó no sólo una alta conversión de humedales en pastizales sino que además experimentó una fuerte conversión de pastizales en suelo desnudo por sobrepastoreo y desarrollo de infraestructura. Por el contrario, en el Bajo Delta insular, si bien la pérdida de humedales fue muy alta, se debió principalmente a la expansión de las plantaciones forestales. Los sauces (*Salix sp)* siguen siendo la especie plantada más importante del Bajo Delta, pero el desarrollo de clones de álamos (*Populus deltoides)* adaptados a la región ha fomentado el uso de esta especie (Borodowski y Suárez 2004). Las plantaciones de álamo se han expandido con el aumento del área endicada dado que la especie es poco

tolerante a condiciones de inundación (Alonso, 1991). Una vez que las plantaciones están endicadas, se puede introducir ganado que ayuda al adelgazamiento del árbol y al control de malezas, reduce el riesgo de incendio y provee ingresos hasta el corte (Lacorte y Esquivel, 2009). El potencial de combinar ambas actividades, por un lado incrementa las ganancias del productor, pero incentiva la conversión de humedales con el sistema cerrado de endicamiento. En resumen, la actividad forestal y ganadera han sido las principales determinantes de los cambios en el paisaje del Bajo Delta y su importancia relativa varía entre las diferentes unidades de paisaje.

Como en muchos otros ecosistemas, el bosque nativo se redujo (Hansen et al., 2013). En el Bajo Delta no insular, la cobertura de bosque nativo de espinillo disminuyó probablemente debido a la extracción de madera, los incendios y la inclusión de ganado en estos bosques. Esto pudo haber causado una disminución en la densidad de árboles, convirtiendo este hábitat en coberturas más abiertas que luego fueron clasificadas como pastizales (Hosonuma et al., 2012). Por otro lado, en el Bajo Delta insular, la cobertura de bosque nativo de ceibo aumentó considerablemente. Los bosques de *Erythrina crista-galli* con *Scirpus giganteus* en el sotobosque son uno de los estados sucesiones tardíos de las comunidades vegetales de las islas (Biondini y Kandus, 2006) y su expansión podría deberse a una sucesión no interrumpida por disturbios.

Los factores biofísicos y los eventos extremos fueron menos determinantes del cambio en el uso y las coberturas del suelo, que las actividades humanas asociadas al manejo ganadero. Al contrario de lo hipotetizado, el fuego, ya sea el evento extremo de quemas producto de la intensa sequía de 2008 o las quemas aisladas como práctica de manejo en campos de pastoreo, no fue un determinante del avance de los pastizales. La rápida recuperación de la vegetación palustre (en particular, juncales de *Schoenoplectus californicus*) afectada por los incendios (Salvia et al. 2012) evitaría la colonización de pastos, resaltando la capacidad de los humedales de ser sistemas

altamente resilientes (Quintana et al. 2014b). Las variables biofísicas contribuyeron sólo marginalmente a la conversión de vegetación palustre, pero esto puede deberse a que ningún modelo hidrológico pudo incluirse en los análisis. Sólo la unidad del paisaje, como descriptor de la heterogeneidad ambiental, pudo explicar la conversión de humedales permitiendo identificar distintos patrones de conversión en la región.

En el futuro, las tendencias observadas indicarían que la conversión de humedales en el Delta continuará, con consecuencias impredecibles para los pobladores locales y la biodiversidad. La modificación de los parámetros hidrológicos ya ha socavado servicios ecosistémicos claves. Por ejemplo, el almacenamiento de carbono y las características hídricas de los suelos cambian cuando los humedales son reemplazados por plantaciones de sauce (Ceballos 2003). La amortiguación de inundaciones es otro servicio ecosistémico que el Delta provee. Si la vegetación palustre que acopia los excesos de agua durante las inundaciones desaparece, se pone en riesgo a las comunidades locales y a los pobladores de ciudades cercanas que recibirán sin atenuantes los excesos de agua (Zedler 2003). El proceso de pampeanización también podría tener efectos negativos para las especies de flora y fauna que habitan los humedales de la región. Las especies típicas de humedal no sólo pueden verse afectadas por la pérdida de sus hábitats sino por la invasión de especies generalistas pudiéndose generar procesos de competencia (Deluca et al. 2004). Por ejemplo, ya se han observado en el Bajo Delta varias especies de mamíferos y plantas típicas de las áreas pampeanas nuevas en el área (Bó et al. 2008, Fracassi et al. 2010).

El Bajo Delta del río Paraná es un ejemplo de ecosistemas de humedal modificados por actividades humanas donde el manejo ganadero se ha convertido en un factor determinante de su transformación. La tasa de conversión es muy alta y la pérdida de vegetación palustre continuará si no se implementa alguna estrategia de regulación y planificación de su uso. El Plan Integral Estratégico para la Conservación y

Aprovechamiento Sostenible en el Delta del Paraná (PIECAS-DP) desarrollado en 2008, constituye un avance en este sentido ya que sienta la bases para un ordenamiento territorial ambiental con participación del sector político-gubernamental, productivo, académico y de la población local (Gaviño Novillo 2011). Al igual que el Protocolo de Estrategias de Conservación de la Biodiversidad en Bosques Plantados de Salicáceas del Bajo Delta del Paraná, que propone recomendaciones de manejo forestal compatibles con la conservación de la biodiversidad y del régimen hidrológico (Fracassi et al. 2013). Sin embargo, la aplicación de estas políticas de gestión propuestas es un proceso lento que aún no ha demostrado su efecto. Las mismas deben ir acompañadas de una legislación nacional que determine los manejos productivos adecuados para realizar en humedales y ponga límites al área de humedal que puede ser transformada en usos productivos. De esta manera, se logrará una planificación efectiva del uso de humedales donde no sólo se beneficien los productores forestales y ganaderos de los bienes que el Bajo Delta provee, sino la comunidad local y las poblaciones cercanas podrán seguir beneficiándose de los servicios ecosistémicos provistos por estos ecosistemas tan vulnerables.

Capítulo 3: Efectos de la composición y configuración del paisaje sobre la riqueza y densidad de aves en el Bajo Delta no insular del río Paraná

3.1 **Introducción**

Las actividades humanas están transformando los ecosistemas naturales a una tasa sin precedentes (Tilman et al. 2001); los cultivos y pasturas para el ganado ocupan más de dos tercios de la superficie terrestre libre de hielo (Ramankutty y Foley 1999). Bajo esta intensa presión de conversión, los humedales se encuentran en una situación vulnerable (Junk et al. 2013). La alteración de estos ecosistemas por actividades humanas tiene profundas consecuencias para el mantenimiento de su biodiversidad y de los servicios ecosistémicos que éstos proveen (Zedler y Kercher 2005). Por ejemplo, la construcción de caminos en humedales no sólo modifica su hidrología sino que resulta en un pérdida significativa de especies vegetales y animales (Findlay y Houlahan 1997). La expansión de las urbanizaciones y de las áreas agrícolas, por su parte, disminuyen la diversidad de anfibios y peces en humedales ribereños (Richter y Azous 1995; Mensing et al. 1998; Lehtinen et al. 1999). La pérdida de humedales ha sido considerada como uno de los factores más importantes en la disminución de la biodiversidad a escala global (Sala 2000).

Las aves son componentes importantes de la biodiversidad de los ecosistemas, y son muy sensibles a las modificaciones en el ambiente (Temple y Wiens 1989; Carignan y Villard 2002). La diversidad de rasgos de historia de la vida, cubriendo todos los niveles tróficos y estando presentes en un amplia variedad de ecosistemas, sumado a su fácil de detección y reconocimiento (Wiens 1992) las hace útiles indicadores de los cambios en las condiciones ambientales sobre la biodiversidad (Gregory et al. 2005; Padoa-Schioppa et al. 2006). Incluso, reflejan los efectos de las actividades humanas mejor que otros grupos biológicos (Galatowitsch et al. 1998) debido a la estrecha relación entre sus parámetros poblacionales y los patrones del paisaje (Cushman y McGarigal 2002; Bennett et al. 2004). En humedales, las comunidades de aves palustres han sido

utilizadas con éxito como indicadoras de los cambios en la condición del humedal (Deluca et al. 2004; Smith y Chow-Fraser 2010).

La pérdida de hábitat y las modificaciones en la configuración del paisaje resultantes de cambios en el uso del suelo (particularmente la fragmentación del hábitat) generan una reducción en la riqueza y abundancia de aves (McGarigal y McComb 1995). Las aves pueden responder a la composición del paisaje, es decir a la cantidad de hábitat disponible (Riffell et al. 2001; Rodewald y Yahner 2001) o a su configuración (*e.g.*, al nivel de fragmentación de los hábitats) (Villard et al. 1999). En humedales, la disminución de la cantidad de hábitat suele ser el factor principal de la declinación de aves acuáticas (Riffell et al. 2001; Forcey et al. 2011). Sin embargo, la fragmentación de humedales por obras de infraestructura también tiene efectos negativos sobre la composición de especies (Whited et al. 2000). Por ejemplo, el número y la configuración de los parches de vegetación palustre son buenos predictores de la riqueza de aves de humedal (Niemuth y Solberg 2013). Es importante distinguir entre ambos efectos al evaluar la respuesta de las poblaciones de aves dado que de ésta dependerán las recomendaciones y acciones de manejo y conservación (Haig et al. 1998). Sin embargo, los índices de fragmentación de hábitat a menudo están fuertemente correlacionados con la cantidad de hábitat presente, haciendo dificultosa la evaluación de los efectos de la fragmentación independientemente de la cantidad de hábitat (Fahrig 2003).

Los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre las aves pueden darse a través de diversos procesos que actúan a distintas escalas espaciales, desde la pérdida y fragmentación del hábitat a escala regional a la degradación de la vegetación a escala local. La “hipótesis de la influencia de la proximidad" (Cushman y McGarigal 2004) postula que las especies son afectadas más fuertemente por las condiciones ambientales en la cercanía de los individuos (escala local) y que la influencia de escalas espaciales mayores (escalas de parche y paisaje) es más difusa. Sin embargo,

numerosos estudios demuestran que las especies responden a los cambios ambientales a distintas escalas espaciales y de manera individual según su historia de vida (Boscolo y Metzger 2009; Banks-Leite et al. 2013). Sin bien las características del parche de hábitat individual son buenas predictoras de la abundancia de algunas especies, las características del paisaje en su conjunto deben ser evaluadas para analizar las condiciones de disponibilidad de hábitat, particularmente para especies con mayor rango de territorio (Naugle et al. 1999; Saab 1999). Esto ha sido observado para aves de humedal ya que en algunos casos, por ejemplo, el impacto del desarrollo urbano, se expresa a escala de paisaje (Deluca et al. 2004) mientras que en otros casos, los recambios en las coberturas vegetales o las variaciones en la profundidad del agua se expresan a escala más local (Ward et al. 2010). En este contexto, para entender la relación entre las aves y la estructura del paisaje, los análisis multiescala suelen ser más útiles que los análisis a una única escala (Lawler y Edwards 2002).

Un factor clave relacionado al riesgo de extinción de las especies es su grado de especialización (Owens y Bennett 2000). Las especies especialistas tienen requerimientos de nicho más acotados y se ven muy afectadas cuando la disponibilidad de hábitat es reducida mientras que las generalistas suelen presentar una mayor resiliencia a los cambios ambientales (Siriwardena et al. 1998). En este sentido, para entender el efecto de los cambios en el uso del suelo de los humedales sobre una comunidad de aves en forma global resulta importante evaluar la respuesta diferencial de distintas especies y gremios de hábitat frente a la composición y configuración del paisaje. Una reducción de la superficie de vegetación palustre podría generar una disminución de los tamaños poblacionales de aquellas especies de aves dependientes de humedales pero podría no afectar a la comunidad en su totalidad debido a la aparición de especies generalistas.

En los humedales templados de América del Sur, las represas hidroeléctricas sobre los grandes ríos, los terraplenes y diques para permitir actividades productivas y los fuegos intencionales son las principales causas de degradación de estos ecosistemas (Brinson y Malvárez 2002). El Delta de río Paraná es un ejemplo de estas alteraciones en el paisaje, en donde las prácticas de manejo (como la construcción de zanjas, terraplenes y diques) para impedir el ingreso del agua a los campos ganaderos y facilitar el movimiento de animales y maquinarias, se han incrementado notablemente en los últimos años, transformando ecosistemas con inundaciones cíclicas (humedales) en sistemas libres de inundaciones similares a los ecosistemas terrestres de la región Pampeana que lo circunda (Quintana et al. 2014a). Este proceso de pampeanización genera una fuerte pérdida y fragmentación de los ambientes de humedal para permitir una expansión de tierras productivas, principalmente para la actividad ganadera (capítulo 2)

La ganadería ha sido reconocida como un factor de impacto sobre la estructura y funcionamiento de los humedales en diferentes partes del mundo (Reeves y Champion 2004). En particular, varios estudios han señalado que los efectos de la ganadería sobre las aves de humedales pueden ser beneficiosos, cuando el pastoreo previene la invasión de micrófitos emergentes sobre lagunas (Barker y Williams 2002) o negativos cuando el pisoteo de las vacas elimina nidos o modifica la estructura de la vegetación degradando el hábitat (Beintema y Muskens 1987). En este contexto, la porción no insular del Bajo Delta del Río Paraná constituye un caso de estudio clave para analizar los efectos del cambio en el uso del suelo, particularmente del manejo ganadero, sobre las aves. Las aves constituyen buenos indicadores de los efectos potenciales de esta actividad productiva sobre la biodiversidad. En función de esto, la investigación descripta en este capítulo ha sido planteada en relación a las siguientes preguntas:

1- La intensificación de la actividad ganadera en la zona genera, por una parte, una alta pérdida de vegetación palustre (alteración de la composición del paisaje) y, por la otra, una homogeneización del paisaje, con un importante incremento de la superficie de pastizales ganaderos (alteración a la configuración del paisaje). En este contexto, ¿las aves del Delta responden negativamente a los cambios en la estructura del paisaje (disminución de la superficie ocupada por vegetación palustre y disminución de la heterogeneidad del paisaje)? Las hipótesis que se plantean son: a) La heterogeneidad de coberturas favorece la diversidad de especies. Se espera que la riqueza y abundancia de especies sea menor en paisajes altamente homogéneos, dominados por pastizales. b) La vegetación palustre, como ambiente de humedal, es clave para mantener una alta diversidad de especies. Se espera que la riqueza y abundancia de aves sea mayor en sitios con mayor cobertura de vegetación palustre.

2- La vegetación palustre es un componente fundamental del ecosistema deltaico para el mantenimiento de su estructura y funcionamiento ¿es la pérdida o la fragmentación de la vegetación palustre la que causa los mayores efectos sobre las aves? Las hipótesis subyacentes que surgen de esta pregunta son: a) La cantidad de hábitat es el principal determinante de la diversidad de especies de aves. Se espera que los sitios con menor cobertura de vegetación palustre presenten una menor riqueza y densidad de especies de aves. b) La fragmentación del hábitat afecta la diversidad de especies al disminuir el tamaño y la conectividad entre parches de vegetación palustre. Se espera que a igual cobertura de vegetación palustre, aquellos sitios con vegetación palustre distribuida en parches pequeños y alejados entre sí tengan menor riqueza y densidad de especies de aves, pero que al aumentar la cobertura de

hábitat, la cantidad de vegetación palustre sea más importante que el nivel de fragmentación.

3- En humedales modificados el tipo de uso del suelo determina la composición de las especies presentes. ¿En el Bajo Delta no insular del Río Paraná, los factores de disturbio asociados a la actividad ganadera e infraestructura son los determinantes de la riqueza de aves? La hipótesis subyacente es que los factores asociados al uso del suelo modifican el hábitat y en consecuencia afectan sustancialmente la diversidad de aves. Se espera que la diversidad de aves se modifique a lo largo de un gradiente de alteración del paisaje por actividades humanas.

4- ¿Las aves responden a una única escala de análisis o la consideración de múltiples escalas en los análisis permiten generar modelos predictivos más fuertes? La hipótesis subyacente es que tanto la estructura de los elementos a escala local como la estructura a escala de paisaje son determinantes de la diversidad de especies dado que éstas perciben el paisaje a escalas individuales y diferentes, según sus historias de vida. Se espera que la riqueza y densidad de especies respondan de maneras diferentes según la escala de análisis y el gremio de hábitat al que pertenecen.

5- Dado que las distintas especies de aves del Delta poseen requerimientos de hábitat particulares, ¿las aves de humedal responderán a los cambios en el paisaje de manera diferente respecto a las especies generalistas o especialistas de otro tipo de hábitats como los pastizales? La hipótesis subyacente es que las aves generalistas y especialistas de pastizales son favorecidas por el incremento de pastizales mientras que las aves de humedal se verán afectadas negativamente. Se espera que la riqueza y densidad de

aves de humedal sea menor en sitios con mayor cobertura de pastizal, mientras que la riqueza de aves generalistas y de pastizal sea mayor.

3.2 Objetivos

El objetivo general del presente capítulo fue evaluar la respuesta de las aves a la estructura del paisaje resultante del proceso de pampeanización del Bajo Delta no insular del río Paraná

Objetivo específicos

1. Evaluar la relación entre las aves y la composición y configuración del paisaje y usos del suelo del Bajo Delta no insular a múltiples escalas.
2. Comparar la respuesta de las aves de humedales vs. aves generalistas y de pastizal a la cobertura y configuración del paisaje del Bajo Delta, analizado la riqueza por gremio y la densidad de especies.
3. Evaluar la respuesta de seis especies de aves, representativas de los gremios de humedales y generalistas, a la composición y configuración del paisaje del Bajo Delta no insular.

3.3 Metodología

3.3.1 Estrategia utilizada en todos los análisis

Se utilizó un enfoque de inferencia basada en múltiples modelos (multimodel inference) donde la inferencia se hace a partir de todas las hipótesis biológicas y sus modelos asociados. Este enfoque resulta una estrategia muy útil para evaluar sistemas complejos ya que es conceptualmente simple y fácil de calcular (Anderson 2008). Se elaboraron modelos con las variables explicativas que responden a las diferentes preguntas planteadas: (1) modelos de composición del paisaje (incluye variables de

composición del paisaje), (2) modelos de configuración del paisaje (incluye variables asociadas a heterogeneidad del paisaje y al contexto espacial), (3) modelos de configuración de la vegetación palustre (incluye variables asociada a la fragmentación de este tipo de vegetación) y (4) modelos de uso del suelo (incluye variables asociadas al tipo de actividades humanas presentes) y (5) todas sus combinaciones (Tabla 13). Cada uno de los modelos se elaboró para cada escala individual (escala local y dos escalas de paisaje diferentes) y multiescala (combinando la escala local con una de las dos escalas de paisaje). Mediante estos modelos se analizó la relación entre la composición y configuración del paisaje y (a) la riqueza total de especies (riqueza total de especies como variable respuesta), (b) la riqueza de aves de humedal (riqueza de especies de humedal como variable respuesta), (c) la riqueza de aves generalistas y de pastizal (riqueza de especies generalistas y de pastizal como variable respuesta) y (d) densidad de especies seleccionadas (densidad de *Agelaius ruficapullus, Jacana jacana, Amblyramphus holosericeus, Mimus saturninus, Tyranus savana y Xolmis irupero*). Para cada variable respuesta, mediante selección de modelos, se obtuvo el/los que mejor/es modelos que explicó/aron la relación.

3.3.2 **Área de estudio**

El Bajo Delta no insular del Río Paraná constituye un caso de estudio clave para analizar los efectos del proceso de pampeanización sobre las aves ya que aquí se encuentra la mayor conversión de vegetación palustre en pastizales (capítulo 2). Esta alta conversión producto de la intensificación en el manejo ganadero (mayor densidad de ganado y estructuras de manejo de agua) genera sitios muy modificados y sitios que conservan sus características originales, pudiendo inferir que las diferencias en las comunidades de aves entre estos sitios representan cambios a largo plazo.

El Bajo Delta no insular del río Paraná es una compleja planicie inundable que se extiende sobre los 100 km finales de la cuenca del río Paraná, cubriendo un área de 4.500 km^2 sobre el sur de la provincia de Entre Ríos. La temperatura media anual es de 16,7 ℃, con una precipitación anual es de 1.073 mm, con valores máximos en los meses más cálidos (de octubre a abril) y mínimos en los más fríos (Quintana y Bó 2013). El régimen hidrológico es complejo, con alta variabilidad intra e interanual y está influenciado tanto por las lluvias locales como por el Río Paraná y, en menor medida, por los ríos Uruguay (que afectan su porción este) y Gualeguay (Kandus et al. 2006). El período estudiado (2011-2014) muestra esta alta variabilidad, para el cual la precipitación acumulada en el mes de noviembre varió entre los cuatro años estudiados (Figura 12).

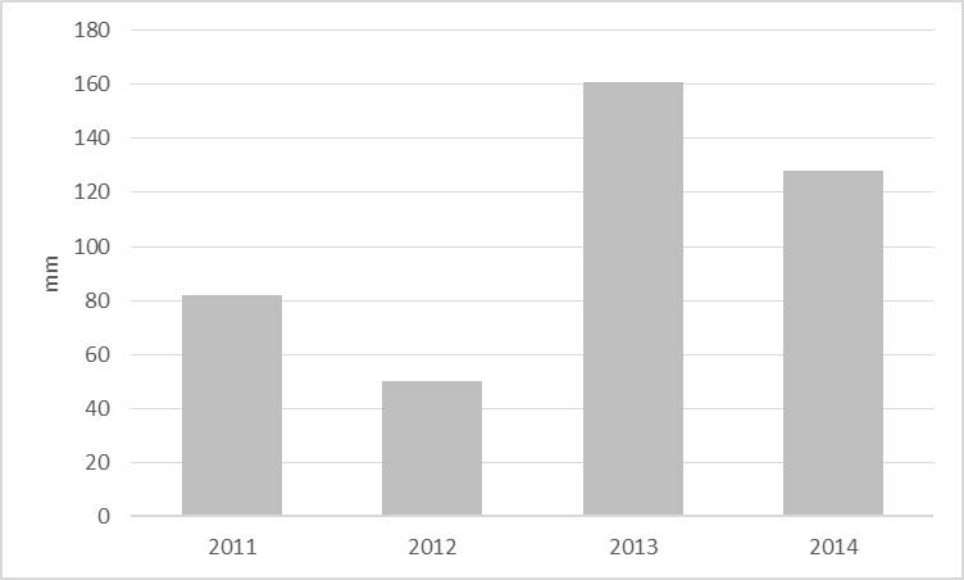

Figura 12: Precipitación acumulada (mm) en el mes de noviembre de 2011, 2012, 2013 y 2014 (período de muestreo) par el Bajo Delta no Insular del Río Paraná. Datos registrados por la Direccion de Hidráulica de Entre Ríos, de pluviómetro ubicado en Puerto Ruiz (http://www.hidraulica.gob.ar/precipitaciones_historico.php).

El área de estudio está conformada por cuatro unidades de paisaje que difieren en su régimen hidrológico, origen geomorfológico y la composición y configuración de los ambientes que lo componen (Malvarez 1999, Kandus et al. 2006; capítulo 1). El

paisaje se caracteriza por la presencia de pastizales de *Panicum miloides y Panicum racemosum,* entre otros y extensas áreas dominadas por vegetación palustre (*Schoenoplectus californicus*) y vegetación acuática flotante o arraigada en tierras bajas (Figura 13). En las medias lomas (áreas intermedias del gradiente topográfico) se encuentran pastizales de *Cynodon dactylon* y en los sitios más altos del gradiente topográfico, cordones de bosque nativo de algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y espinillo (*Acacia caven*) y parches de bosque de ceibo (*Erythrina crista-galli*) en las márgenes de los ríos (*sensu* Kandus et al., 2006; Figura 13).

3.3.3 **Relevamiento de aves**

El muestreo de especies de aves se realizó durante el mes de noviembre de los años 2011, 2012, 2013 y 2014 siguiendo una metodología de muestreo por puntos (Bibby et al. 2000) los cuales se encontraban localizados en rutas y caminos con una separación entre 1 y 3 km de distancia (Figura 13). A partir de imágenes QuickBird de Google Earth se identificaron todos los caminos vehiculares que fueron confirmados a campo *a posteriori,* contabilizando un total de 260 km sobre los cuales se muestrearon 220 puntos. Cada punto de muestreo fue visitado tres veces durante el período de muestreo de manera tal de aumentar la probabilidad de detección de las especies (Gu y Swihart 2004). En cada repetición se registró el tipo de ruta, el porcentaje de nubosidad, la velocidad del viento y el horario.

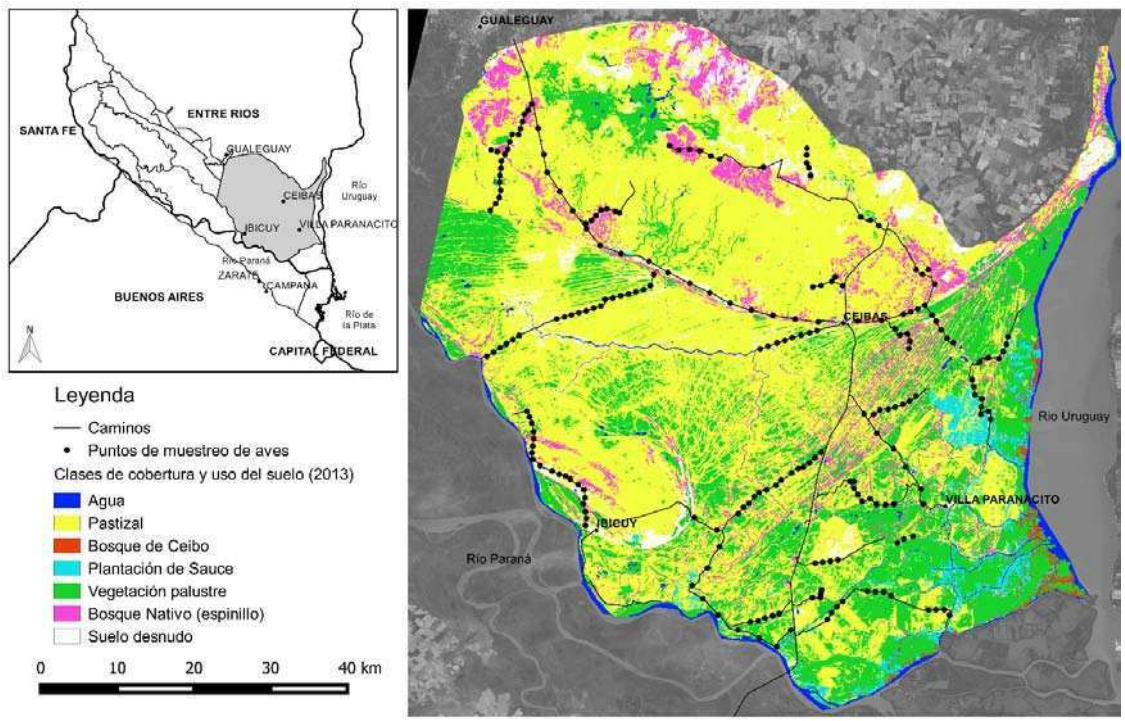

Figura 13: Ubicación del área de estudio (Bajo Delta no insular del Río Paraná), coberturas y usos del suelo e infraestructura y localización de los puntos de muestreo.

Dos observadores registraron todas las especies de aves mediante registro visual y auditivo de quince minutos en un radio de 100 m (Ralph et al. 1993). Se excluyeron las aves que pasaban volando sin una clara asociación con el paisaje muestreado (Ralph et al. 1993). En los primeros ocho minutos se utilizó la metodología de muestreo de distancia (Distance sampling; Buckland et al. 1993) que permite describir la probabilidad de detección de los individuos a distintas distancias del observador. Es por ello que los observadores mantuvieron su posición en el punto central y tomaron la distancia de cada individuo al centro del círculo censado. En los 7 minutos restantes, con el objetivo de identificar individuos que se encontraran vocalizando y buscar más exhaustivamente aquellos que podrían encontrarse ocultos, se recorrió hasta 20 m del punto central y se registró la presencia de nuevas especies.

No se pudo acceder a todos los puntos de muestreo en cada año debido a las condiciones climáticas al momento del muestreo. Las fuertes precipitaciones estivales impedían la circulación por caminos secundarios y el acceso a los puntos se veía restringido, particularmente durante años húmedos. Por ello, de los cuatro años muestreados, se consideraron tres visitas a cada uno de los puntos de muestreo.

De los 15 minutos totales se extrajo el valor de riqueza de especies por punto por año. Se decidió utilizar la riqueza total observada en los tres años para reducir la variabilidad que puede existir en un dato de riqueza debido a las condiciones particulares del día en que ese dato se registró, por ello se consideró como presencia la detección de una especie en al menos una de las tres visitas (Cerezo 2012). Para la confección de los modelos se contabilizaron las especies presentes en, al menos, 5% de los puntos y se excluyeron especies nocturnas para lograr que el valor de riqueza de cada punto sea representativo del paisaje.

Se clasificaron todas las especies detectadas en cuatro gremios según sus requerimientos de hábitat (Magnano 2010; Narosky e Yzurieta 2013) (Tabla A 2). Estos no son mutuamente excluyentes porque algunas especies ocupan diferentes hábitats durante su ciclo de vida (reproducción, refugio, alimentación) y fueron incluidas en más de un gremio. Los gremios de hábitat resultantes fueron: (1) aves de humedal, que incluye aves que requieren agua libre como patos y gallaretas, vegetación inundada permanente o semi-permanentemente como garzas, cigüeñas, varilleros, etc. o especialistas de vegetación palustre como pajonaleras y junqueros (2) aves de pastizal, que incluye aves que requieren hábitats abiertos con cobertura herbácea como las cachirlas, (3) aves de bosque y arbustal, que incluye aves que requieren hábitats cerrados o semicerrados con arbustos y/o árboles como carpinteros y cuclillos, entre otros, y (4) aves generalistas, especies que son comunes en muchos tipos de hábitats, incluyendo sistemas urbanos y suburbanos como tordos y zorzales, entre otros.

Se seleccionaron seis especies por su frecuencia de observación (>60 observaciones) y su representatividad en los diferentes gremios de hábitat para analizar la relación entre su densidad y la composición y configuración del paisaje. Se incluyeron tres especies exclusivas de humedal (*Agelaius ruficapillus, Jacana jacana y Amblyramphus holosericeus*) y tres especies generalistas (*Mimus saturninus, Tyranus savanna, Xolmis Irupero*). *J. jacana* además requiere de vegetación palustre saturada de agua (Narosky e Yzurieta 2013). *M. saturninus, T. savanna, X. Irupero*, están presentes en una gran diversidad de ambientes incluso rurales. *T. savanna* requiere, además, la presencia de cobertura de pastizal (Narosky e Yzurieta 2013). Esto nos permitirá entender la variación en la respuesta individual de las especies que componen un gremio. Para estimar la densidad de estas especies se utilizaron sólo los registros de los primeros ocho minutos de muestreo ya que para las mismas se modeló el efecto de su detección imperfecta. Si no se considera explícitamente este efecto, se puede incurrir en sesgos en la estimación del efecto de la estructura del hábitat (Gu y Swihart 2004). Para evitar este potencial sesgo, se utilizó la metodología de muestreo de distancia jerárquico que permite describir la probabilidad de detección de los individuos en función de ciertas variables que afectan su detección y densidad (Sillett et al. 2015).

3.3.4 **Variables explicativas**

3.3.4.1 **Escala local**

Durante el muestreo de aves, se realizó una estimación visual de la cobertura vegetal en un círculo de 100 m de radio alrededor del punto de muestreo de aves. Se estimó el número (PRL) y el porcentaje ocupado de las siguientes clases de cobertura y uso: Suelo Desnudo, Vegetación Palustre, Agua Libre, Pastizal, Bosque Nativo y Plantación de álamos y Sauces, como variables (explicativas) que describen la estructura del paisaje a escala local. Para sintetizar las variables de composición y

eliminar la correlación entre muchas de ellas se utilizaron variables sintéticas de la presencia conjunta de los distintos tipos de cobertura obtenidas con métodos multivariados (McGarigal y McComb 1995). Se realizaron análisis de componentes principales (PCA) para el porcentaje ocupado por cada clase. Los dos primeros ejes del PCA absorbieron el mayor porcentaje del total de la varianza explicada. El primer componente explicó el 58% y esencialmente representa un gradiente de paisajes con alta cobertura de pastizal hasta paisajes con alta cobertura de vegetación palustre (Tabla 9). El segundo componente principal explicó el 31% de la variación y representa un gradiente de paisajes caracterizados por coberturas bajas y abiertas con alta cobertura de vegetación palustre y pastizales hasta paisajes dominados por coberturas arbóreas con altas coberturas de bosque nativo (Tabla 9).

Tabla 9: Peso de cada variable de cobertura a escala local en los componentes principales (PC) para el Bajo Delta no insular del Río Paraná.

Clases de cobertura	PC1L	PC2L
Agua libre	0,02	-0,01
Pastizal	-0,79	-0,25
Vegetación palustre	0,59	-0,57
Plantación de Sauce	0,03	0,05
Bosque Nativo	0,18	0,78
Suelo desnudo	-0,04	0,008

Se utilizó el número de coberturas vegetales diferentes como variable de heterogeneidad a escala local (PRL) y los ejes del PCA como variables de composición local (PC1L y PC2L; Tabla 12).

3.3.4.2 **Escala de paisaje**

A partir del mapa de coberturas y usos del Bajo Delta para 2013 desarrollado con imágenes Landsat OLI/TIRS de 2013 (capítulo 2), se extrajeron variables de paisaje

(explicativas) que describen la estructura del paisaje en el área circundante a cada punto de muestreo de aves (Tabla 12). Estos puntos se utilizaron como referencia para definir buffers circulares concéntricos de 200 y 500 m de radio que representan distintas escalas de percepción del paisaje (Wu y Hobbs 2008; Figura 14). Las distancias consideradas definen áreas que son equivalentes a los home-range de la mayoría de las especies detectadas (Boscolo y Metzger 2009). No se utilizaron distancias mayores a 500 m porque se producía una superposición de áreas, perdiendo independencia de los datos extraídos de las mismas (Holland et al. 2004).

Dentro de cada buffer se calcularon la riqueza de coberturas (PR200 y PR500) como una medida de la heterogeneidad del paisaje y el porcentaje del buffer ocupado por cada clase de cobertura como medida de composición del paisaje. Para sintetizar las variables de composición, se realizaron nuevamente análisis de componentes principales (PCA) para el porcentaje ocupado por cada cobertura en cada una de las escalas de paisaje analizadas (buffers de 200 y 500m)

Para la escala de paisaje representada por los buffers de 200m de radio, el primer componente explicó el 52% de la variación y representa un gradiente desde paisajes caracterizados por altas coberturas de pastizal hasta paisajes más diversos con presencia de suelo desnudo, bosque nativo y vegetación palustre (Figura 14). El segundo componente principal explicó el 27% de la variación y representa un gradiente desde paisajes caracterizados por altas coberturas de suelo desnudo hasta paisajes netamente palustres (Tabla 10 y Figura 14). Para la escala de paisaje representada por los buffers de 500 m de radio, el primer componente representa un gradiente de paisajes caracterizados por alta cobertura de vegetación palustre hasta paisajes con alta cobertura de pastizal (el mismo explicó el 51% de la variación; Tabla 10 y Figura 14), mientras que el segundo componente principal representa un gradiente de paisajes caracterizados por coberturas bajas y abiertas (vegetación palustre y pastizales) hasta

paisajes dominados por coberturas arbóreas de bosque nativo (el mismo explicó el 27% de la variación; Tabla 10 y Figura 14).

Tabla 10: Peso de cada variable de cobertura en los componentes principales (PC) para cada escala de paisaje (*buffers* de 200 m y de 500 m de radio) del Bajo Delta no insular del Río Paraná.

Clases de cobertura	Escala de paisaje a 200m		Escala paisaje a 500m	
	PC1_200	PC2_200	PC1_500	PC2_500
Agua libre	0,01	0,01	-0,02	-0,03
Bosque Nativo	0,23	-0,09	-0,27	0,58
Plantación de Sauce	0,02	0,03	-0,04	-0,03
Vegetación palustre	0,22	0,77	-0,44	-0,71
Pastizal	-0,86	-0,09	0,85	-0,15
Suelo desnudo	0,38	-0,62	-0,08	0,36

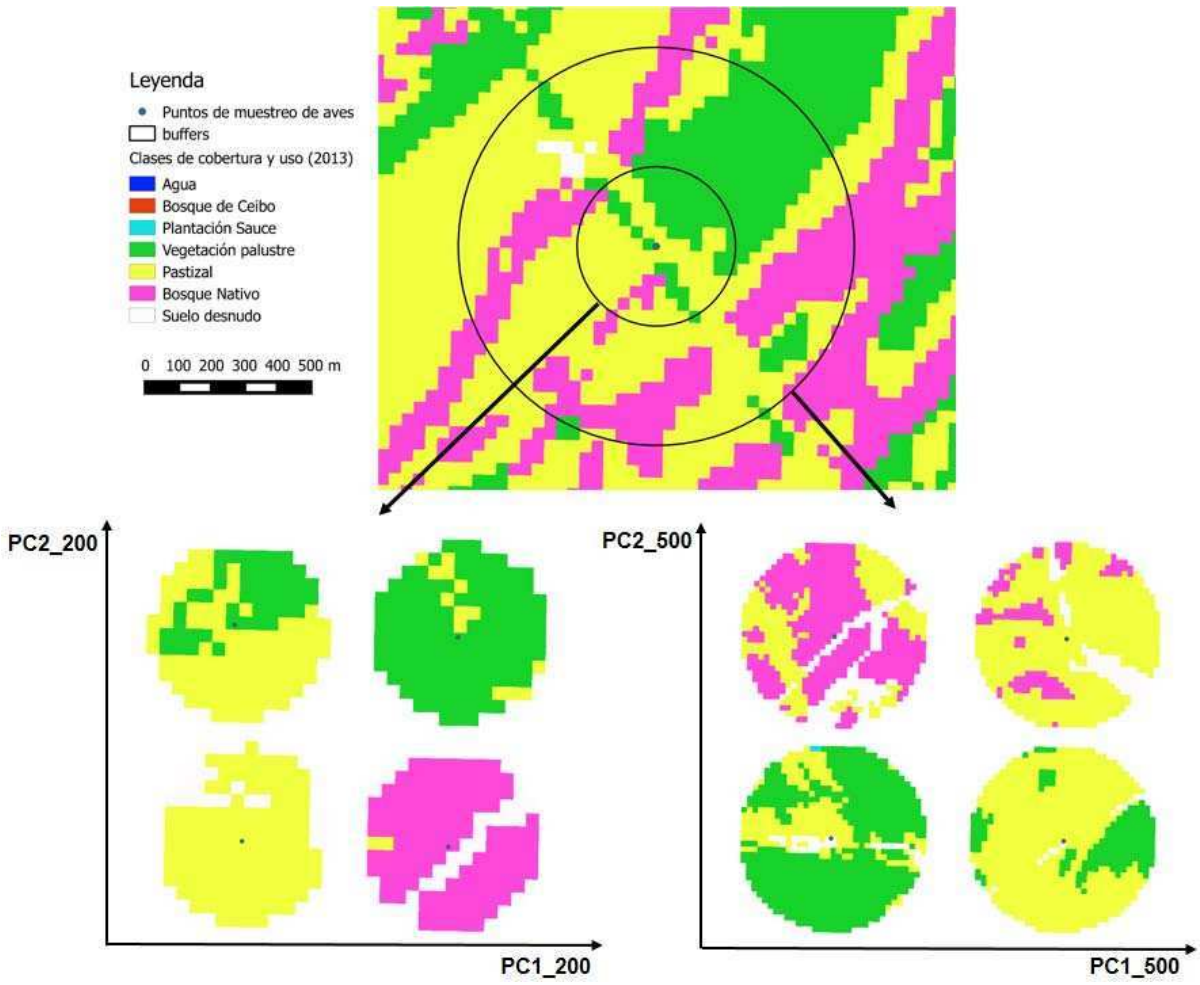

Figura 14: *Buffers* de 200 y 500 m de radio. Ejemplos de paisajes del Bajo Delta no insular del Río Paraná representando extremos de los gradientes ambientales descriptos según un análisis de componentes principales.

Para probar los efectos relativos de la configuración de la vegetación palustre se calcularon tres métricas para cada escala de paisaje: número de parches de vegetación palustre (vegpalNP), área promedio de cada parche de vegetación palustre (vegpalAREAMN) y cantidad de borde total de la vegetación palustre (vegpalPERIM). Al aumentar el grado de fragmentación de una clase de cobertura, el tamaño de parche decrece, aumenta el número de parches en el paisaje y aumenta la cantidad total de borde en el paisaje (Trzcinski et al. 2013). No se calculó la distancia media entre parches porque no aportaba información adicional ya que la distancia depende de la cantidad de

determinada cobertura, el número de parches y sus tamaños. Sin embargo, las tres métricas de configuración correlacionaban entre sí y con los PC1_200/500 y PC2_200/500 (Tabla A 1). Es por ello, que se utilizó un nuevo análisis de componentes principales considerando estos tres índices para obtener una variable de configuración de la vegetación palustre independiente de la cobertura (Trzcinski et al. 2013).

Para cada escala de paisaje (*buffers* de 200 y 500 m), el primer componente explicó el 73% y el 68% de la variación, respectivamente, pero era esencialmente equivalente a una medida de la cobertura de la vegetación palustre que ya estaba expresada en los PC1_200/500 y PC2_200/500 (Tabla A 1). El segundo componente principal explicó el 25% y el 30% de la variación para cada escala respectivamente y no se correlacionó con la cobertura de vegetación palustre (Tabla A 1). Para ambas escalas, este componente (PCA2vegpal200/500) representa un gradiente de paisajes con muchos parches pequeños donde la cantidad de borde de vegetación palustre es alta a paisajes con grandes parches de vegetación palustre (Tabla 11 y Figura 15).

Tabla 11: Peso de cada variable de configuración de vegetación palustre en los *buffers* de 200 y 500 m en los componentes principales (PC)

Índices de configuración	Escala de paisaje a 200m		Escala de paisaje a 500m	
	PC1vegpal200	PC2vegpal200	PC1vegpal500	PC2vegpal500
vegpalAREAMN	-0,51	0,74	-0,43	0,82
vegpalNP	-0,54	-0,67	-0,58	-0,57
vegpalPERIM	-0,66	-0,02	-0,69	-0,04

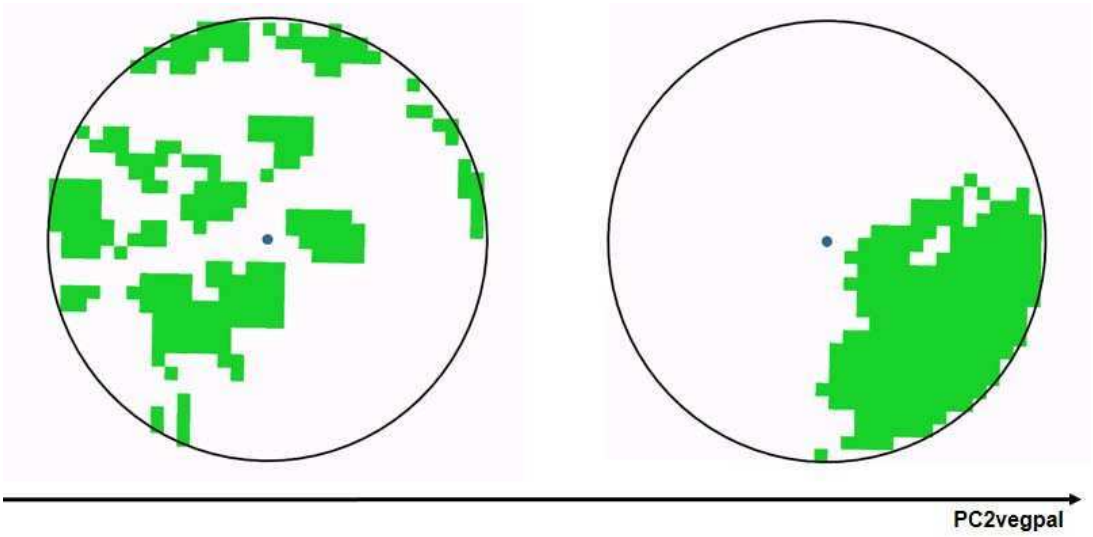

Figura 15: Ejemplos de paisajes del Bajo Delta no insular del Río Paraná representando extremos del gradiente de fragmentación de la vegetación palustre según un análisis de componentes principales. Se observan *buffers* de 500m de radio como ejemplo pero el gradiente representado es común para las dos escalas de paisaje.

Como una medida del contexto regional donde se halla el punto de muestreo, se evaluó la distancia al río permanente más cercano (capitulo 2, Tabla 12). Los ríos ofrecen diversos hábitats (desde bosques ribereños hasta vegetación palustre en sus márgenes) que permiten el establecimiento de numerosas especies (Bó et al. 2010). Por lo tanto, la cercanía a los puntos de muestreo podría determinar la presencia de una mayor riqueza de especies.

Para cada escala de paisaje, se utilizaron los ejes de los PCA realizados a partir de las clases de cobertura como variables de composición (PC1_200/500 y PC2_200/500), la riqueza de coberturas como variables de heterogeneidad (PR_200/500), la distancia a los ríos como variable de contexto (dRIO), y los ejes del PCA realizados a partir de los índices de configuración de la vegetación palustre como variables de configuración de la vegetación palustre (PC2vegpal200/500; Tabla 12)

3.3.4.3 **Uso del suelo**

Se evaluaron las siguientes variables asociadas a la actividad humana: densidad de ganado (capitulo 2) y distancia a poblados (capitulo 2; Tabla 12). La elección de las mismas se basa en que la densidad de ganado podría afectar negativamente los hábitats de anidamiento de numerosas aves reduciendo su abundancia (Beintema y Muskens 1987) o por el contrario, podría beneficiar a aquellas aves que se alimentan de granos por aumentar la disponibilidad de alimentos (Vickery et al. 2001). Por otro lado, las urbanizaciones cercanas a los humedales proveen de hábitats para numerosas aves generalistas (Blair 1996) y éstas podrían invadir los humedales, incrementando así la riqueza de especies.

Además, en cada punto de muestreo de aves se registró la presencia de los siguientes tipos de uso del suelo: Ganadero (USOgan), Urbano (USOurb) y Forestal (USOfor) o sus combinaciones, observando la presencia de ganado, árboles plantados o talados y/o la presencia de edificaciones (Tabla 12). Entender el efecto de cada tipo de uso sobre las aves es importante ya que cada uno de ellos determina un tipo de conversión de una cobertura vegetal a otra. Por ejemplo, el uso ganadero genera una transición de vegetación palustre a pastizales más secos mientras que las forestaciones determinan la conversión de vegetación palustre a una cobertura multiestratificada como lo son las plantaciones de sauce y álamos, en donde, además, los cambios en la composición de especies podrían ser mucho mayores (Fracassi 2013). Lo mismo ocurre cuando se trata de un uso urbano, donde la transformación de coberturas a suelo desnudo.

Tabla 12: Variables explicativas incluidas en todos los modelos

Tipo de variable		Descripción	Fuente
Variables de paisaje	Composición	6 Componentes principales calculados a partir del área ocupada por cada clase de cobertura para cada escala (PC1L y PC2L, PC1_200 y PC2_200 y PC1_500 y PC2_500)	Mapa de coberturas y uso 2013 (capítulo 2) y reconocimiento a campo.
	Configuración	Heterogeneidad, Riqueza de coberturas para cada escala (PRL, PR200 y PR500) Contexto, Distancia a ríos permanentes (dRIO)	Mapa de coberturas y uso 2013 (capítulo 2) www.ign.gob.ar
	Configuración de vegetación palustre	2 Componentes principales calculados a partir del tamaño medio de parche, del número de parches y de la cantidad de borde para cada escala (PC2vegpal200 y PC2vegpa500)	Mapa de coberturas y uso 2013 (capítulo 2)
Variables de uso	Densidad ganadera	Interpolación de la densidad de ganado por establecimiento (número de animales/ha) (Dgan).	www.senasa.gov.ar (capítulo 2)
	Urbanización	Distancia a centros poblados (dPOB)	www.ign.gob.ar (capítulo 2)
	Uso local	Ganadero, Forestal, Urbano o sus combinaciones (USOgan, USAfor, USOurb)	Reconocimiento a campo

3.3.5 **Análisis de datos**

3.3.1.1 **Modelos múltiples para evaluar la respuesta de la riqueza total, riqueza de especies de humedal y riqueza de especies de pastizal y generalistas**

Para explorar la relación de cada variable del paisaje y uso (variables explicativas) con la riqueza de especies (total y por gremios; variables respuesta), se graficaron los

pares de variables y se realizaron regresiones univariadas. Todas las variables explicativas utilizadas en los modelos mostraban una relación lineal con las variables respuesta (p≥0,2; (Burnham y Anderson 2002). Con el fin de detectar y minimizar los problemas asociados con la multicolinealidad, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar la correlación entre variables explicativas. Cuando la correlación era mayor a 0,6, la variable con menor relación con la variable respuesta fue descartada del análisis. Se testeó la autocorrelación espacial de los residuos de los modelos con un análisis de semi-variograma (Isaaks y Srivastava 1989).

Para analizar la relación entre la riqueza de especies y las variables de paisaje y uso a múltiples escalas espaciales, se generaron modelos lineales generalizados en R versión 3.2.0. Luego de analizar la distribución de las variables respuesta, se decidió modelar la riqueza total como un proceso gaussiano y la riqueza por gremios de hábitat como un proceso de poisson. Si bien la riqueza total también es una variable de conteo que responde a un proceso poisson, la ausencia de valores muy bajos (cercanos a 0) y la distribución normal de la variable permitió el uso de modelos gaussianos para su análisis (Richards 2008). Se construyeron modelos *a priori* para cada escala, usando las variables de paisaje y uso que responden a las hipótesis biológicas a testear (Tabla 13). Estos modelos eran simples, donde se analiza el efecto de cada tipo de variable por separado y combinados, en los cuales se combinan los efectos de los distintos tipos de variables. Se calcularon los mismos modelos a escala local, a escala de paisaje (*buffers* de 200 y 500 m) y a múltiples escalas (combinando la escala local con una de las de paisaje) para evaluar la escala espacial a la que la estructura del paisaje explica mejor el patrón de presencia de especies (Mastrangelo y Gavin 2014). Además se probaron modelos nulos (sin variables explicativas) y modelos completos (todas las variables) como referencia (Symonds y Moussalli 2011; Tabla 13).

Tabla 13: Estructura de los modelos

Modelo	Estructura del modelo	Variables incluidas
nulo	-	-
simples	composición	PC1 y PC2
	Configuración	PR y dRIO
	configuración vegetación palustre	PC2vegpal
	Uso	Dgan, dPOB, USO
combinados	composición + configuración	PCA1 y PCA2 + PR y dRIO
	composición + configuración vegetación palustre	PC1 y PC2 + PC2vegpal
	composición + uso	PC1 y PC2 + Dgan, dPOB, USO
	configuración + configuración vegetación palustre	PR y dRIO + PC2vegpal
	configuración + uso	PR y dRIO + Dgan, dPOB, USO
	configuración vegetación palustre + uso	PC2vegpal + Dgan, dPOB, USO
	composición + configuración + configuración vegetación palustre	PC1 y PC2 + PR y dRIO + PC2vegpal
	composición + configuración + uso	PC1 y PC2 + PR y dRIO + Dgan, dPOB, USO
	composición + configuración vegetación palustre + uso	PC1 y PC2 + PC2vegpal + Dgan, dPOB, USO
	configuración + configuración vegetación palustre + uso	PR y dRIO + PC2vegpal + Dgan, dPOB, USO
completo	composición + configuración + configuración vegetación palustre + uso	PC1 y PC2 + PR y dRIO + PC2vegpal + Dgan, dPOB, USO

Se utilizó el criterio de información de Akaike de segundo orden (AICc) para elegir los mejores modelos. AIC compara simultáneamente múltiples modelos cuantificado la incertidumbre en la selección de modelos. Los valores de AIC reflejan la pérdida de

“información" por lo que el modelo con el menor valor de AIC es seleccionado como el mejor modelo (Burnham y Anderson 2002). Cuando las diferencias entre los valores de AIC entre los modelos y el mejor modelo son pequeñas (ΔAICc≤2) todos los modelos son igualmente plausibles y se consideran tan buenos como el mejor modelo. Modelos con ΔAICc≤10 son lo suficientemente pobres como para ser considerados implausibles y deberían ser descartados (Anderson 2008). Cuando no hay un único modelo que se destaque, la inferencia puede basarse en un conjunto de modelos y no condicionar los resultados a un modelo concreto (Symonds y Moussalli 2011). Es decir, utilizar la estrategia de inferencia basada en múltiples modelos (*multimodel inference;* Anderson 2008; Burnham y Anderson 2002)

AICc es recomendado cuando n/K < 40, donde n es el tamaño de la muestra y K es el número de parámetros estimados. Si bien en este caso el tamaño de muestra era relativamente grande, se recomienda calcular siempre AICc ya que se aproxima a AIC en tamaños de muestra grandes (Symonds y Moussalli 2011). Para la selección de los modelos se utilizaron también los pesos Akaike (w_i) como una medida del "peso de la evidencia" a favor de cada modelo ya que se los considera un análogo a la probabilidad de que un determinado modelo sea el mejor modelo que se aproxime a la realidad (Burnham y Anderson 2002; Anderson 2008). w_i también pueden utilizarse para estimar la importancia relativa de las variables incorporadas al modelo ($w_{i\,var}$) sumando los w_i de cada modelo en el que aparece esa variable. $w_{i\,var}$ puede interpretarse como equivalente a la probabilidad que esa variable sea un componente del mejor modelo, pudiendo utilizarse para clasificar las distintas variables explicativas en términos de su importancia (Burnham y Anderson 2002).

Para estimar el efecto de las variables explicativas sobre la riqueza de especies se generó un modelo promedio de los mejores modelos definidos como aquellos con ΔAICc≤2 (*model averaging*). Se calculó el “promedio natural” (*sensu* Burnham y

Anderson 2002) ya que se mantiene el parámetro promedio en la escala original y sólo se promedian los modelos en donde aparece la variable bajo consideración. Esto permite entender mejor como se relaciona la variable respuesta con cada variable explicativa en particular (Symonds y Moussalli 2011). Así, se obtuvieron los coeficientes promedio del modelo, interpretados como el efecto promedio de cada variable explicativa de paisaje, ponderado por el w_i de cada variable. Los parámetros promedio de los modelos se calcularon usando el paquete MuMIn del programa R versión 3.2.0.

Esta lógica en el diseño y selección de los modelos se utilizó para evaluar el efecto de la estructura del paisaje sobre la riqueza de aves total y por gremio de hábitat. La respuesta de las aves de humedal se evaluó por separado porque puede ser el gremio más perjudicado por los cambios en el paisaje del Bajo Delta no insular, mientras que la respuesta de las aves de pastizal y de las aves generalistas fue analizada en conjunto ya que ambos gremios pueden verse favorecidos por el proceso de pampeanización. Los efectos de la estructura del paisaje sobre la riqueza total y la riqueza de aves generalistas y de pastizal se analizaron para todo el Bajo Delta no insular, utilizando los 220 puntos de muestreo. Mientras que para evaluar la respuesta de las aves de humedal a la estructura del paisaje, los análisis se focalizaron en dos unidades de paisaje del Bajo Delta no insular caracterizadas por una fuerte pérdida de vegetación palustre (unidades II y IV, capítulo 2). Se trabajó con un subconjunto de 125 puntos de muestreo.

3.3.1.2 **Muestreo de distancias jerárquico para evaluar la respuesta de la densidad de especies**

Para modelar la relación entre la densidad de las especies seleccionadas y la estructura del paisaje se utilizó el método de muestreo de distancias jerárquico (HDS por sus siglas en inglés, *Hierarchical Distance Sampling*). A diferencia del muestreo por distancias tradicional (*Distance Sampling*), HDS permitió incorporar los efectos de las variables de paisaje y uso que afectan la abundancia/densidad dentro del modelo que

describe la probabilidad de detección (Royle et al. 2004). *Distance sampling* modela la densidad mediante una función de detección que considera las distancias de detección, aspectos propios de la especie analizada (coloración del plumaje, comportamiento, tamaño de bandada, entre otros) y características del ambiente (como las condiciones climáticas) (Buckland et al. 1993), pero no permite evaluar el efecto de variables espacialmente explícitas como las características del hábitat o del paisaje en torno al punto de muestreo (Royle et al. 2004). HDS supera esta limitación ya que permite modelar la probabilidad de detección mediante variables que afectan la detección al mismo tiempo que modela la variación espacial en la densidad mediante variables que afectan la densidad (Sillett et al. 2015). Primero se calcula la probabilidad de que un individuo esté y sea detectado a una distancia d_i del observador (que depende de la función de detección considerada y las variables que afectan la detección) generando una "densidad local" para cada punto de muestreo (*sensu* Sillett et al. 2015). Luego, esta "densidad local" se relaciona con las variables de paisaje y uso mediante un modelo Poisson. La "densidad local" es considerada como un efecto aleatorio y el análisis se basa en una probabilidad integrada, es decir, una función de las variables explicativas de la detección y de las variables explicativas de la densidad. Estos modelos se realizaron con el paquete unmarked en R versión 3.2.0 (Fiske y Chandler 2011).

Se exploraron cuatro modelos de función de detección: uniforme, seminormal, exponencial negativo y de función de riesgo. El ajuste de los modelos fue evaluado usando los tests de Kolmogorov–Smirnov (KS) y χ^2, sumado a un análisis visual de los gráficos de probabilidad de detección y probabilidad de densidad. Con el modelo de función de detección elegido, que en todos los casos resultó ser el seminormal, se probaron las variables explicativas de la detección (Tabla 14) y bajo el criterio de AICc se seleccionó el modelo que mejor describe la probabilidad de detección de las especies. Una vez obtenido el mejor modelo que describe la detección de cada especie,

se evaluaron las variables que afectan la densidad. Se usó la misma lógica en la construcción de los modelos utilizada para riqueza (Tabla 13).

Tabla 14: Variables de detección incluidas en la función de detección de DHS

Variables	Descripción
cob.facil	Superficie de coberturas abiertas en el punto (pastizal + agua libre + suelo desnudo)
cob.dificil	Superficie de coberturas cerradas de difícil detección de especies (bosque nativo + plantación + vegetación palustre)
Viento	Velocidad del viento (0 a 3, siendo 3 vientos moderados a fuertes)
Nubes	Nubosidad (0 a 3, siendo 3 el cielo nublado)
Turno	Horario del día (dividido en cuatro turnos, siendo 3 el último turno)
Ruta	Tipo de ruta (0 a 3, siendo 3 la ruta de mayor importancia)

3.4 **Resultados**

3.4.1 **Patrones de riqueza de aves**

Se detectó un total de 154 especies de aves pertenecientes a 39 familias (Tabla A 2). 61 especies detectadas fueron aves de humedales (50 de ellas consideradas especies exclusivas de humedal), incluyendo especies acuáticas como patos y gallaretas, aves zancudas como garzas y cigüeñas y especies palustres como pajonaleras y junqueros (Tabla A 2). También se observó una buena representación de aves de bosque abierto o arbustal (45 especies) al igual, aunque en menor medida, que las aves de pastizal (13 especies). El resto de las aves registradas se consideran generalistas de hábitat (55 especies). En los muestreos realizados no se detectó ninguna de las especies amenazadas de la región.

3.4.2 **Factores que determinan la riqueza de especies**

La correlación entre variables explicativas fue relativamente baja ($p < 0,5$) excepto para las variables extraídas de los *buffers* de 200 y 500 m, corroborando que las variables descriptoras de la escala local y del paisaje varían independientemente en el área de estudio. Las variables de paisaje a 200 y 500 m correlacionaban entre sí por lo cual debieron ser evaluadas por separado.

Al analizar la riqueza total de especies, cuatro modelos resultaron los mejores modelos según ΔAICc, los mismos contenían variables a escala local y variables a escala de paisaje a 200 m (Tabla 15). Ninguna variable de paisaje considerada en los *buffers* de 500 m aparece incluida en los mejores modelos. El modelo completo que contiene todas las variables explicativas a escala local y de paisaje (*buffers* de 200 m) y uso explica el 35% de la varianza en la riqueza total de especies. No se detectó autocorrelación espacial en los residuos de este modelo completo (Figura 16). Los mejores modelos (composición y configuración local, configuración 200, configuración de la vegetación palustre 200 y uso) acumulan un 57% de probabilidad de ser los mejores modelos. El primero representa la configuración del paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y el uso del suelo caracterizado por la densidad ganadera y la distancia los poblados, mientras que los siguientes tres modelos no consideran el uso del suelo pero incluyen la composición y configuración local y la configuración de la vegetación palustre (*buffer*s de 200 m de radio) (Tabla 15).

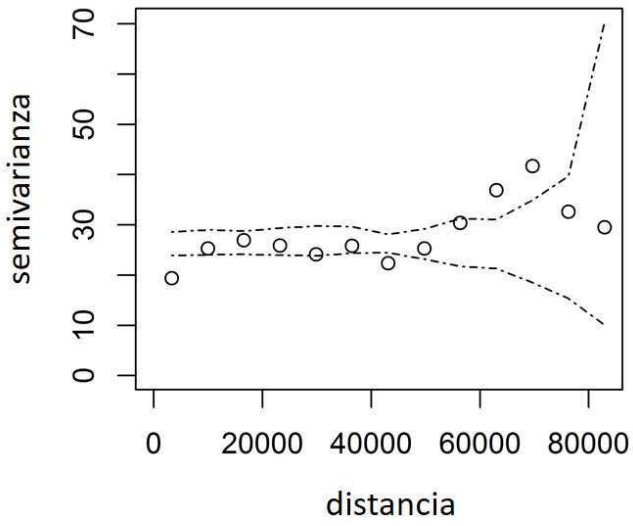

Figura 16: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza total de especies en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza.

Tabla 15: 26 modelos cuyo peso acumulado es >0,95 en función del análisis del efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza total de especies en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. w_i=peso del modelo.

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	wi
configuración 200 + uso	Dgan + dPOB + PR200 + dRIO	1363,7	0	6	0,239
composición local + configuración 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PR200 + dRIO	1365	1,2	7	0,131
composición local + configuración local + configuración 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR200	1365,3	1,5	8	0,111
composición local + configuración local + configuración 200	PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR200	1365,8	2	7	0,086
composición local + configuración 200	PC1L + PC2L + PR200 + dRIO	1365,9	2,2	6	0,080
configuración local + composición 500 + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1367,4	3,7	8	0,039
composición local + configuración local + composición 500 + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1367,5	3,8	10	0,037
composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + dPOB + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1368,1	4,3	8	0,027
composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PR200 + dRIO	1368,3	4,6	14	0,024
composición 500 + configuración 500 + uso	Dgan + dPOB + PC1_500 + PC2_500 + PR500 + dRIO	1368,4	4,7	8	0,023
composición local + configuración local + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR200	1369,1	5,4	15	0,016
composición local + composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1369,3	5,5	9	0,015
composición local + configuración local + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR500	1369,4	5,6	8	0,014
composición local + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PR200 + dRIO	1369,5	5,7	13	0,014
composición local + configuración local + composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	1369,5	5,7	10	0,014
composición local + configuración local + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR200	1369,7	5,9	14	0,012
configuración 500 + uso	Dgan + dPOB + PR500 + dRIO	1369,7	6	6	0,012

Continuación Tabla 15

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	wi
composición local + configuración local + configuración 500	PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR500	1370,2	6,4	7	0,010
composición local + composición 500 + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PC1L + PC2L + PC1_500 + PC2_500 + PR500 + dRIO	1370,6	6,8	9	0,008
composición local + configuración local + composición 200 + configuración 200	PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	1370,7	7	9	0,007
composición local + configuración local + composición 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500	1370,7	7	9	0,007
composición local + configuración 200 + configuración 200	PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1370,7	7	8	0,007
configuración local + composición 500 + configuración vegpal 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal500 + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500	1371,2	7,4	14	0,006
composición local + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2vegpal500 + PC1L + PC2L + PR500 + dRIO	1371,3	7,6	7	0,005
composición local + configuración local + composición 500 + configuración 500	PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1371,4	7,7	9	0,005
composición local + configuración 500	PC1L + PC2L + PR500 + dRIO	1371,7	8	6	0,005

†Grados de libertad del modelo, ‡Ver acrónimos en Tabla 12

La configuración del paisaje (*buffers* de 200 m de radio) estaba presente en los cuatro mejores modelos con un efecto significativo para la riqueza total de especies (mayor riqueza de especies cuanto más heterogéneo es el paisaje y menor riqueza de especies cuanto más lejos de los ríos; Tabla 16). Tres modelos contenían la composición a escala local aunque sólo el PC1L, representando un gradiente desde sitios caracterizados por pastizal hasta sitios con mayor cobertura de vegetación palustre, tuvo un efecto significativo y positivo (Tabla 16). La configuración de la vegetación palustre (*buffers* de 200 m de radio) mostró una tendencia en la cual a mayor número de parches de vegetación palustre mayor riqueza de especies. Las variables asociadas al uso del suelo sólo se encontraron en uno de los mejores modelos mostrando una tendencia positiva entre la densidad de ganado y la riqueza de aves y

una relación significativa y negativa de la distancia a los poblados en la riqueza total de aves (Tabla 16). La riqueza total mostró una tendencia a aumentar en zonas con ganadería y cerca de poblados, en sitios heterogéneos a escala de paisaje y cerca de ríos, con alta cobertura local de vegetación palustre y con mayor número de parches de vegetación palustre en los *buffers* de 200 m de radio.

Tabla 16: Coeficientes promedios de los mejores modelos (ΔAICc≤2) de la riqueza total en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: · p < 0.1, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable.

Variable explicativa‡	Efecto estimado		Error estándar ajustado	wi var	Número de modelos que contienen la variable
PR200	1,7781	***	0,4475	1	4
dRIO	-0,0010	***	0,0003	1	4
PC1L	0,0367	***	0,0098	0,62	3
PC2L	0,0073		0,0136	0,62	3
PC2vegpal200	-0,7768	.	0,4439	0,46	2
PRL	0,7307		0,4923	0,38	2
dPOB	-0,0004	***	0,0001	0,38	1
Dgan	1,5764	.	0,8363	0,38	1

‡ Ver acrónimos en Tabla 12

Al analizar la riqueza de especies de humedal, se encontraron cuatro mejores modelos según ΔAICc, los que contenían variables a escala local y de paisaje a 200 m (Tabla 17). Ninguna variable de paisaje en los *buffers* de 500 m apareció incluida en los mejores modelos. El modelo completo que contiene todas las variables explicativas a escala local, de paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y de uso explicó el 31% de la varianza de especies de humedal. No se halló evidencia de autocorrelación espacial en el modelo completo (Figura 17). Los cuatro mejores modelos (composición y configuración local, configuración del paisaje y configuración de la vegetación palustre -*buffers* de 200 m de radio- y uso) acumularon un 54% de probabilidad de ser los mejores

modelos. El primer modelo representó la composición local y del paisaje y el uso del suelo caracterizado por la densidad ganadera, la distancia a los poblados y el uso local, mientras que los siguientes tres modelos incluyen la heterogeneidad local y la configuración de la vegetación palustre como variables explicativas (Tabla 17).

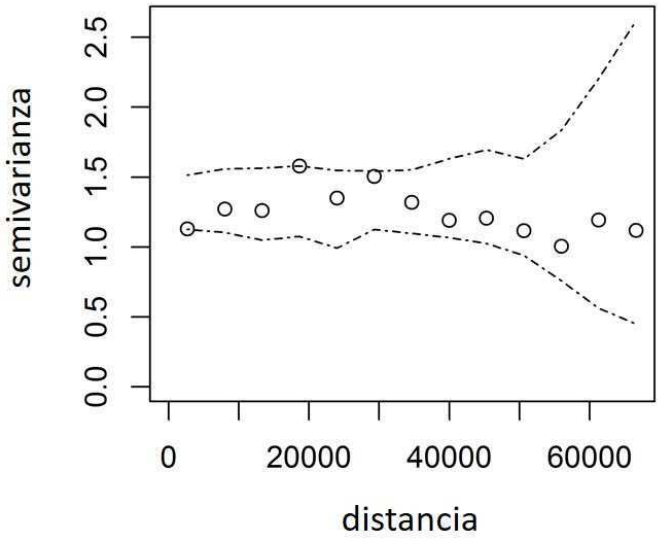

Figura 17: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza de especies de humedal, en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza.

Tabla 17: 25 modelos cuyo peso acumulado es >0.95 en función del análisis del efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza de especies de humedal. wi=peso del modelo.

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	wi
composición local + composición 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200	603,1	0	12	0,205
composición local + composición 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200	603,9	0,8	13	0,139
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200	604,2	1,1	13	0,118
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200	604,9	1,8	14	0,082
composición local + composición 200 + heterogeneidad 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200	605,8	2,7	13	0,054
composición local + composición 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200	606,6	3,5	6	0,035
composición local + composición 200 + heterogeneidad 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200	606,6	3,5	14	0,035
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PRL + PC1_200 + PC2_200	606,8	3,7	12	0,032
composición local + configuración local + composición 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200	607	3,9	14	0,030
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + heterogeneidad 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200 + PR200	607	3,9	14	0,029
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + heterogeneidad 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200 + PR200	607,6	4,5	15	0,022
composición local + configuración local + composición 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200	607,8	4,7	15	0,020
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200	607,9	4,7	7	0,019
configuración local + composición 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200	608	4,9	12	0,018
heterogeneidad local + composición 200 + heterogeneidad 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + PC1_200 + PC2_200 + PR200	608,1	5	12	0,017

Continuación Tabla 17

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	wi
composición local + composición 200 + heterogeneidad 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200	608,4	5,3	7	0,015
composición local + heterogeneidad local + composición 200	PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200	608,6	5,5	6	0,013
composición local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	608,6	5,5	14	0,013
configuración local + composición 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200	609	5,9	13	0,011
heterogeneidad local + composición 200 + heterogeneidad 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PRL + PC1_200 + PC2_200 + PR200	609,2	6	13	0,010
composición local + heterogeneidad local + composición 200 + heterogeneidad 200 + configuración vegpal 200 + uso	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + PC1_200 + PC2_200 + PR200	609,4	6,3	8	0,009
composición local + composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	609,5	6,3	15	0,009
composición local + composición 200 + heterogeneidad 200	PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200	609,6	6,5	6	0,008
composición local + configuración local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	609,8	6,7	15	0,007
composición local + configuración local + composición 200 + configuración vegpal 200	PC2vegpal200 + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200	610,1	7	8	0,006

†Grados de libertad del modelo, ‡ Ver acrónimos en Tabla 12

Los factores de uso ganadero y su combinación con urbano (USOgan y USOurb-gana) identificados en la cercanía del punto de muestreo tuvieron un efecto significativo y positivo en la riqueza de aves de humedal (Tabla 18). La composición local y de paisaje (*buffers* de 200 m de radio) fueron variables explicativas importantes de la riqueza de aves de humedal. El PC2L, que representa un gradiente desde sitios con mayor cobertura de vegetación abierta local (pastizal y vegetación palustre) hasta sitios con alta cobertura de bosque nativo local, tuvo un efecto significativo y negativo. Mientras que a escala de paisaje, PC1_200 representando un gradiente de paisajes dominados por pastizal hasta paisajes con bosque nativo y suelo desnudo, tuvo un efecto significativo y negativo y el PC2_200, que representa un gradiente de paisaje dominados por suelo desnudo hasta paisajes dominados por vegetación palustre mostró un efecto significativo y positivo (Tabla 18). En resumen, hubo una mayor riqueza de especies de humedal a mayor cobertura de pastizal y de vegetación palustre tanto localmente como a escala de paisaje (Tabla 18).

Tabla 18: Coeficientes promedios de los mejores modelos (ΔAICc≤2) de riqueza de aves de humedal en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: · p < 0.1, * p < 0.05, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable.

Variable explicativa‡	Efecto estimado		Error estándar ajustado	wi var	Número de modelos que contienen la variable
Dgan	0,20950	.	0,10820	1	4
USOgan	0,54690	*	0,26100	1	4
USOgan-for	0,18590		0,29430	1	4
USOgan-for-urb	-0,23210		0,38560	1	4
noUSO	0,53690	.	0,27620	1	4
USOurb-gan	0,55170	*	0,27210	1	4
dPOB	0,00002		0,00001	1	4
PC1L	-0,00014		0,00113	1	4
PC2L	-0,00502	*	0,00232	1	4
PC1_200	-0,00761	***	0,00227	1	4
PC2_200	0,01210	***	0,00312	1	4
PC2vegpal200	-0,05334		0,03813	0,43	2
PRL	0,07633		0,05974	0,39	2

‡ Ver acrónimos en Tabla 12

Al analizar la riqueza de especies generalistas y de pastizal, se encontraron cinco mejores modelos según ΔAICc, los que incluyeron variables a escala local, de paisaje a 200 m y a 500 m y uso (Tabla 19). El modelo completo que contiene todas las variables explicativas a escala local, de paisaje (*buffers* de 500 m de radio) y uso, explicó el 38% de la varianza de especies generalistas y de pastizal mientras que el modelo completo que contiene las variables a escala local, de paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y uso, explicó el 35%. No se halló evidencia de autocorrelación espacial en el modelo completo con las variables de paisaje a 500m (Figura 18). Los cinco mejores modelos (configuración local, composición y configuración del paisaje, configuración de la vegetación palustre y uso) acumularon un 62% de probabilidad de ser los mejores modelos. Los primeros dos mejores consideran una única escala (*buffers* de 500 y 200

m de radio, respectivamente) y representan la composición y configuración del paisaje. Los modelos siguientes incorporan la configuración local y la configuración de la vegetación palustre (*buffer* de 500 m de radio) (Tabla 19).

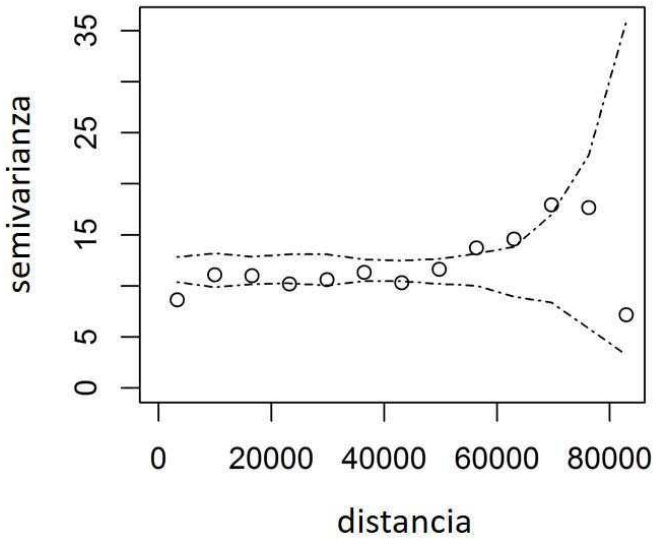

Figura 18: Semivarianza de los residuos del modelo completo para riqueza de especies generalistas, en función de la distancia entre pares de puntos. La línea punteada representa en intervalo de confianza del 95% para una distribución espacial de los valores completamente azaroza.

Tabla 19: 22 modelos cuyo peso acumulado>0.95 analizando el efecto de las variables de paisaje y uso sobre la riqueza de especie generalistas y de pastizal. wi=peso del modelo.

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	w_i
composición 500 + configuración 500 + uso	Dgan + dPOB + PC1_500 + PC2_500 + PR500 + dRIO	1184,9	0	8	0,195
composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + dPOB + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1185,7	0,7	8	0,134
configuración local + composición 500 + configuración 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1185,9	0,9	14	0,121
configuración local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	1186,6	1,6	14	0,087
configuración local + composición 500 + configuración 500 + configuración vegpal 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal500 + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1186,6	1,6	15	0,087
configuración local + configuración 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PR500	1187,8	2,8	12	0,048
configuración 500 + uso	Dgan + dPOB + PR500 + dRIO	1188	3,1	6	0,042
configuración local + composición 500 + configuración 500 + configuración vegpal 500	PC2_vegpal500 + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1188,3	3,4	8	0,036
configuración local + composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal200 + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	1188,3	3,4	15	0,036
configuración local + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PR200	1189,1	4,2	12	0,024
composición local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1189,5	4,5	15	0,020
configuración local + configuración 500 + configuración vegpal 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal500 + PRL + dRIO + PR500	1189,6	4,6	13	0,019
configuración local + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal200 + PRL + dRIO + PR200	1189,8	4,9	13	0,017
configuración local + composición 500 + configuración 500	PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1190	5,1	7	0,015
composición local + configuración local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_200 + PC2_200 + PR200	1190,3	5,3	16	0,014
configuración 500 + uso	Dgan + dPOB + PR200 + dRIO	1190,6	5,7	6	0,011

Continuación Tabla 19

Estructura del modelo	Variables explicativas incluidas‡	AICc	ΔAICc	gl†	w_i
composición local + heterogeneidad local + composición 200	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal500 + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500	1191,2	6,2	14	0,009
composición local + composición 200 + configuración 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500	1191,2	6,2	13	0,009
composición local + composición 200 + configuración 200 + configuración vegpal 200 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC2_vegpal200 + PC1L + PC2L + PC1_200 + PC2_200 + PR200 + dRIO	1191,2	6,3	16	0,008
composición local + configuración local + configuración 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PR500	1191,5	6,6	14	0,007
composición local + configuración local + composición 500 + configuración 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PRL + dRIO + PC1_500 + PC2_500 + PR500	1191,8	6,8	16	0,006
composición local + configuración 500 + uso	Dgan + USO + dPOB + PC1L + PC2L + PR500 + dRIO	1191,9	7	13	0,006

†Grados de libertad del modelo, ‡ Ver acrónimos en Tabla 12

Las variables de uso del suelo fueron importantes predictoras de la riqueza de aves generalistas y de pastizal, la distancia a los poblados tuvo un efecto significativo y negativo en la riqueza, indicando que hubo una mayor riqueza de especies generalistas y de pastizal en la cercanía de los poblados (Tabla 20). A escala local, la heterogeneidad de ambientes mostró una tendencia donde a mayor riqueza de ambientes mayor riqueza de especies generalistas y de pastizal. A escala de paisaje, la composición y configuración resultaron buenas predictoras para las dos escalas analizadas (*buffers* de 200 y 500 m). PC1_500 representando el gradiente de paisajes diversos con alta cobertura de vegetación palustre hasta paisajes caracterizados por pastizal tuvo un efecto significativo y negativo, mientras que PC2_200 que representa el gradiente de paisajes con alta cobertura de suelo desnudo a paisajes dominados por vegetación palustre tuvo un efecto significativo y negativo sobre la riqueza de aves generalistas y de pastizal. La heterogeneidad a ambas escalas de paisaje tuvo un efecto significativo y positivo sobre la riqueza de especies, mientras que la distancia al río un efecto negativo. Los paisajes heterogéneos, cerca de los ríos y con alta cobertura de

vegetación palustre en los *buffers* de 500 m y suelo desnudo y bosque nativo en los *buffers* de 200 m mostraron una mayor riqueza de especies generalistas y de pastizal (Tabla 20).

Tabla 20: Coeficientes promedios de los mejores modelos de riqueza de especies generalistas en función de las variables de paisaje y uso. Nivel de significancia: p < 0,1, * p < 0,05, **p < 0,01, *** p < 0,001. wi var=peso relativo de la variable.

Variable explicativa‡	Efecto estimado		Error estándar ajustado	wi var	Número de modelos que contienen la variable
dRIO	-0,0008	***	0,0002	1,00	5
dPOB	-0,0002	**	0,0001	1,00	5
Dgan	-0,1216		0,7580	1,00	5
USOgan	-0,7943		1,4330	0,78	3
USOgan-for	1,0170		1,6520	0,78	3
USOgan-for-urb	0,2629		2,1140	0,78	3
noUSO	0,9032		1,6060	0,78	3
USOurb-gan	1,0740		1,5500	0,78	3
PRL	0,6210	.	0,3360	0,78	3
PC1_500	-0,0234	*	0,0117	0,70	3
PC2_500	0,0215		0,0158	0,70	3
PR500	0,8839	**	0,3230	0,70	3
PC1_200	0,0097		0,0088	0,30	2
PC2_200	-0,0331	**	0,0128	0,30	2
PR200	1,0660	**	0,3403	0,30	2
PC2vegpal500	-0,4285		0,2969	0,28	1

‡ Ver acrónimos en Tabla 12

3.4.3 **Factores que determinan la densidad de especies focales**

3.4.1.1 **Varillero congo (*Agelaius ruficapillus*)**

Los cinco mejores modelos que explican la densidad de *A. ruficapillus* contienen los efectos del tipo de cobertura, la ruta y el turno en la función de detección mientras que la heterogeneidad local, la composición y heterogeneidad del paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y la configuración de la vegetación palustre (*buffers* de 200 m de radio) están incluidas en la función que determina la densidad. Ninguna variable de paisaje en los *buffers* de 500 m ni de uso apareció incluida en los mejores modelos. *A. ruficapillus* fue más abundante en paisajes con alta cobertura de pastizal (Tabla 21).

3.4.1.2 **Jacana (*Jacana jacana*)**

Los cuatro mejores modelos que explicaron la densidad de esta especie incluyeron el efecto de la cobertura vegetal cerrada en la función de detección, mientras que la composición y heterogeneidad local, la composición y heterogeneidad del paisaje (*buffers* 200 m de radio) y la configuración de la vegetación palustre (*buffers* de 200 m de radio) estuvieron contenidos en el término de densidad. Ninguna variable de paisaje en los *buffers* de 500 m ni de uso aparece en los mejores modelos. *J. jacana* fue más abundante en sitios con alta cobertura de pastizal y vegetación palustre a escala local y en paisajes dominados por alta cobertura de vegetación palustre y con una configuración fragmentada de la misma (Tabla 21).

3.4.1.3 **Federal (*Amblyramphus holosericeus*)**

Los cinco mejores modelos que describieron la densidad de esta especie típica del Bajo Delta del Río Paraná incluyeron los efectos del clima y de la ruta en la función de detección mientras que la composición y heterogeneidad local, la heterogeneidad del paisaje (*buffers* de 500 m de radio) y la configuración de la vegetación palustre (*buffers*

de 200 m de radio) aparecieron incluidas en el término de densidad. Ninguna variable de uso aparece incorporada en los mejores modelos. *A. holosericeus* fue más abundante en presencia de vegetación palustre a escala local y en paisajes homogéneos a escala de paisaje (buffer de 500 m) (Tabla 21).

Tabla 21: Coeficientes promedios de los mejores modelos de densidad de especies de humedal. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable. wi var=peso de la variable.

Variables explicativas?	Varillero congo		Jacana		Federal	
	Efecto estimado (ES)†	$w_{i\ var}$ (#modelos)‡	Efecto estimado (ES)†	$w_{i\ var}$ (#modelos)‡	Efecto estimado (ES)†	$w_{i\ var}$ (#modelos)‡
Densidad						
Intercepto	-1,085 (0,311)***		-2,332 (0,334)***		-1,516(1,005)	
PC1L	0,0006 (0,003)	0,12(1)	-0,0004 (0,003)	1(4)	0,009(0,004)*	0,4(2)
PC2L	-0,005 (0,004)	0,12(1)	-0,013 (0,005)**	1(4)	0,0004(0,005)	0,4(2)
PRL	-0,163 (0,098).	0,77(4)	0,105 (0,108)	0,36(2)	-0,377(0,254)	0,47(2)
PC1_200	-0,025 (0,003)***	1(5)	-0,006 (0,004)	1(4)		
PC2_200	0,009 (0,005).	1(5)	0,032 (0,006)***	1(4)		
PR200	-0,006 (0,01)	0,14(1)	-0,006 (0,012)	0,29(2)		
PC2vegpal200	-0,082 (0,109)	0,16(1)	-0,29 (0,084)***	1(4)	0,177(0,225)	0,1(1)
PR500					-0,318(0,162)*	0,4(2)
Detección						
Intercepto	4,74 (0,593)***		3,796 (0,086)***		3,833(0,322)***	
cob.facil2	-0,435 (0,256).	1(5)				
cob.facil3	-0,364 (0,314)	1(5)				
cob.facil4	-0,56 (0,435)	1(5)				
cob.dificil	-0,186 (0,138)	1(5)	0,021 (0,049)	1(4)		
ruta1					-0,45(0,301)	1(5)
ruta2	-0,083 (0,097)	1(5)			-1,041(0,349)**	1(5)
ruta3	-0,333 (0,101)**	1(5)			-0,152(0,31)	1(5)
ruta4	-0,091 (0,109)	1(5)				
turno2	-0,189 (0,085)*	1(5)				
turno3	-0,271 (0,085)**	1(5)				
turno4	-0,114 (0,085)	1(5)				
viento1					0,279(0,204)	1(5)
viento2					-0,546(0,392)	1(5)
viento3					0,476(0,431)	1(5)
nubes1					-1,14(0,543)*	1(5)
nubes2					-0,466(0,386)	1(5)
nubes3					-0,23(0,269)	1(5)

†Error estándar del efecto estimado de la variable. ‡Número de mejores modelos que contienen la variable. ?Ver acrónimos en Tabla 12 y 14.

3.4.1.4 **Calandria (*Mimus saturninus*)**

Los cinco mejores modelos que explicaron la abundancia de *M. saturninus* incluyeron sólo el efecto del tipo de ruta en la función de detección mientras que la composición y heterogeneidad local y la composición y heterogeneidad del paisaje (*buffers* de 500 m de radio) estuvieron incluidos en la función de densidad. Ninguna variable de paisaje en los *buffers* de 200 m ni de uso estuvo incorporada en los mejores modelos. *M. saturninus* fue más abundante en paisajes con alta cobertura de vegetación palustre y bosque nativo en los buffer de 500 m (Tabla 22).

3.4.1.5 **Tijereta (*Tyranus savanna*)**

Los tres mejores modelos que explican la abundancia de esta especie involucran el efecto de la cobertura vegetal cerrada en la función de detección, mientras el término asociado a la abundancia incluye la composición y heterogeneidad local, la composición y heterogeneidad del paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y la configuración de la vegetación palustre (*buffers* de 200 m). Ninguna variable de paisaje en los *buffers* de 500 m ni de uso apareció incluida en los mejores modelos. *T. savanna* fue más abundante en paisajes altamente homogéneos con alta cobertura de suelo desnudo y bosque nativo (Tabla 22).

3.4.1.6 **Monjita (*Xolmis Irupero*)**

Un único modelo se consideró el mejor modelo para explicar la abundancia de *X. irupero*. Este contiene la cobertura vegetal cerrada en la función de detección y la composición y heterogeneidad del paisaje (*buffers* de 200 m de radio) y la configuración de la vegetación palustre (*buffers* de 200 m de radio) en la abundancia. Este modelo tuvo el menor AICc y la diferencia de AICc con los otros fue mayor de 2. La probabilidad de ser el mejor modelo que ajusta fue del 43%. *X. irupero* fue más abundante en paisajes

heterogéneos con alta cobertura de suelo desnudo y bosque nativo en los *buffers* de 200 m (Tabla 22)

Tabla 22: Coeficientes promedios de los mejores modelos de densidad de especies generalistas. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso de la variable.

Variables explicativas?	Calandria		Tijereta		Monjita
	Efecto estimado (ES)†	$w_{i\ var}$ (#modelos)‡	Efecto estimado (ES)†	$w_{i\ var}$ (#modelos)‡	Efecto estimado (ES)†
Densidad					
Intercepto	-1,735 (0,278)***		-0,862 (0,4)*		-3,581(0,513)***
PC1L	-0,006 (0,003).	0,79 (4)	-0,002 (0,004)	0,14(1)	
PC2L	-0,004 (0,005)	0,79 (4)	0,005 (0,004)	0,14(1)	
PRL	-0,022 (0,139)	0,14 (1)	0,108 (0,112)	0,24(1)	
PC1_200			0,003 (0,003)	1(4)	0,002(0,005)
PC2_200			-0,013 (0,006)*	1(4)	-0,023(0,007)**
PR200			-0,027 (0,013)*	1(4)	0,041(0,015)**
PC2vegpal200			-0,297 (0,153).	0,82(3)	-0,02(0,12)
PC1_500	-0,018 (0,005)***	1 (5)			
PC2_500	0,004 (0,006)	1 (5)			
PR500	0,03 (0,093)	0,14 (1)			
PC2vegpal500	-0,018 (0,126)	0,14 (1)			
Detección					
Intercepto	3,466 (0,11)***		3,69 (0,06)***		3,861(0,088)***
cob.dificil			-0,053 (0,04)	1(4)	-0,115(0,047).
ruta1	0,188 (0,12)	1 (5)			
ruta2	-0,102 (0,131)	1 (5)			
ruta3	0,26 (0,144),	1 (5)			

†Error Standard del efecto estimado de la variable. ‡Número de mejores modelos que contienen la variable. ?Ver acrónimos en Tabla 12 y 14.

3.5 **Discusión**

En el Bajo Delta no insular del río Paraná la composición y configuración del paisaje resultantes del cambio en el uso del suelo, principalmente de un proceso de pampeanización, han afectado a las aves de la región. La pérdida de vegetación palustre (*e.g.*, pajonales, juncales, praderas de plantas acuáticas) afectaría negativamente no sólo a la riqueza de aves de humedal que dependen directamente de ese tipo de hábitat sino también a las aves generalistas y de pastizal.

Se encontró que (1) la riqueza total de especies, (2) la riqueza de especies de humedal y (3) la riqueza de especies generalistas y de pastizal aumentaron con la superficie de vegetación palustre. El segundo resultado es consistente con lo afirmado por otros autores en cuanto a que a medida que se incrementa la cobertura de humedal aumenta la diversidad de aves en el mismo (Findlay y Houlahan 1997; Naugle et al. 1999). Lo interesante es el tercer resultado donde especies sin requerimientos específicos de hábitat también se ven beneficiadas por mayores coberturas de vegetación palustre. Este es el caso de *M. saturninus,* especies generalista que se ve favorecida en paisajes con vegetación palustre. En este sentido, la pérdida de ambientes de humedal tendría un efecto negativo para la biodiversidad en su totalidad debido a que ofrecen variados recursos sosteniendo una amplia diversidad de especies con diferentes requerimientos (Dudgeon et al. 2006).

La conversión de humedales en tierras productivas o urbanas tiene importantes efectos sobre las poblaciones de aves de humedal (Robledano et al. 2010; Ajibola et al. 2012; Hardlife et al. 2014). La fragmentación de estos ecosistemas debido a la intervención humana provoca una disminución del tamaño de los parches y conlleva a un mayor aislamiento y una mayor susceptibilidad de las poblaciones de aves a impactos antrópicos como la contaminación o la invasión de especies (Whited et al. 2000). En estos humedales alterados el movimiento de especies entre parches de

vegetación palustre puede verse impedido o disminuido por una reducción en la conectividad del humedal (Haig et al. 1998). Este no parece ser el caso de las aves del Bajo Delta no insular del río Paraná. La estimación independiente de la cobertura y la configuración de la vegetación palustre permitió entender que la cobertura es la determinante de la riqueza de especies. Las aves de esta región no se ven afectadas negativamente por el grado de fragmentación actual de los humedales. Esto podría deberse, por un lado, a que la superficie actual de vegetación palustre es aun extensa y no ha alcanzado un grado tal de fragmentación para generar efectos negativos (Fahrig 1998). Por otro lado, podría deberse a que la configuración en parches de vegetación palustre favorece la presencia de una mayor riqueza de especies al incrementar la heterogeneidad del paisaje lo que permite proveer de numerosos recursos para una riqueza mayor de especies.

Los efectos de las variables ambientales en las poblaciones de aves pueden variar con la escala (Tozer et al. 2010). En este trabajo, sólo las aves generalistas respondieron a la mayor escala de paisaje evaluada (*buffers* de 500 m), indicando que las especies con requerimientos específicos de hábitat en el Bajo Delta no insular del río Paraná responderían a variables del entorno cercano al punto de muestreo mientras que aves generalistas explotan los recursos en escalas espaciales más amplias como ha sido observado en otros estudios (*e.g.*, Naugle et al. 1999). Este es el caso de *M. saturninus* que responde únicamente a la composición del paisaje a mayor escala, mientras que *A. holosericeus* responde a la composición a escala local y a la homogeneidad de coberturas a escala de paisaje. En particular, la densidad de individuos de *A. holosericeus* se ve favorecida por la cobertura de vegetación palustre a escala local, probablemente determinada por la presencia de canales artificiales paralelos a los caminos. En el área de estudio son comunes los canales al costado de las rutas (formados por la extracción de tierra para elevar los caminos o terraplenes).

Los mismos son colonizados por vegetación acuática como *Typha latifolia, Schoenoplectus californicus, y Scirpus giganteus,* representando hábitats importantes para las aves. La presencia de estos canales sería clave para esta especie, así como también para *J. jacana.*

Acorde a lo encontrado en otros ecosistemas de humedal, las aves de humedal son más afectadas por las variables de composición del paisaje (Forcey et al. 2014). Aves como gallatetas, pollonas y jacanas (pertenecientes a la familias ralliadae, aramidae y jacanidae) son muy sensibles a los cambios en la cobertura del ambiente de humedales porque son aves acuáticas obligadas y requieren de estos ecosistemas para nidificación y alimentación (Peterson y Niemi 2007; Smith y Chow-Fraser 2010). *J. jacana* es un ejemplo de lo expuesto ya que en sitos con baja cobertura de vegetación palustre su densidad era muy baja. *A. ruficolis*, por el contrario, no respondió de la misma manera, ya que su abundancia fue mayor en paisajes caracterizados por pastizales. Esto puede deberse a que, si bien es una especie especialista de humedal en cuanto a su hábitat de reproducción, presenta rasgos más generalistas dependiendo de la actividad que realice. Por ejemplo, es muy común encontrarlos alimentándose en numerosos ambientes como pastizales, campos agrícolas y ganaderos, lagunas, bañados, entre otros (Narosky y Yzurieta 2013).

La riqueza de especies se vio beneficiada por la heterogeneidad de coberturas, como se encontró en numerosos ecosistemas (Tews et al. 2004). Sin embargo, las aves especialistas no mostraron las mismas tendencias. Ninguna de las especies de humedal analizadas respondió positivamente a la heterogeneidad del paisaje, es decir la existencia de numerosos y diversos ambientes no es de importancia para las mismas. Por el contrario, para las aves generalistas la heterogeneidad del paisaje fue un factor clave ya que aquellos paisajes más heterogéneos presentaron una mayor riqueza de especies. *X. irupero*, es un ejemplo de lo expuesto ya que su mayor densidad fue

observada en paisajes heterogéneos con alta cobertura de pastizal, bosque nativo e incluso suelo desnudo.

En todos los modelos estudiados, las variables de uso resultaron buenas descriptoras de la riqueza de aves lo que da sustento a nuestra hipótesis sobre la importancia de los efectos del uso del suelo en la riqueza de aves. La densidad ganadera apareció en todos los modelos de riqueza pero en ninguno de los modelos de densidad. Contrariamente a lo esperado y a lo encontrado en otros humedales bajo uso ganadero (Dobkin et al. 1998; Popotnik y Giuliano 2000), su efecto fue positivo para la riqueza total y para la riqueza de aves de humedal. Esto puede deberse a que los niveles de densidad ganadera del Bajo Delta aún no tiene efectos directos sobre las aves de humedal como el consumo de biomasa vegetal o el pisoteo de sus nidos. Es decir, las aves de humedal en esta región aún pueden habitar parches de vegetación palustre (como canales, zonas bajas, zanjas, etc.) en los cuales las vacas o no tienen acceso o aún no generan un impacto directo. Por el contrario, el efecto puede ser mayor y negativo sobre las aves generalistas o de pastizal que dependen directamente de la condición del pastizal (*e.g.*, establecimiento de nidos en el suelo) y son directamente afectadas por el pisoteo y otro factores relacionados con la presencia de ganado (Vickery et al. 2001). En función de estos resultados se ve la necesidad de analizar los efectos directos e indirectos de la densidad ganadera en la región a fin de comprender los posibles impactos de la actividad sobre la biodiversidad del Bajo Delta no insular.

La mayoría de los estudios que examinan el impacto del crecimiento urbano en las comunidades de aves concluyen que el creciente desarrollo de áreas construidas genera un aumento en la densidad de individuos y una disminución en la riqueza de especies (Blair 1996; Miller et al. 2012). Una hipótesis para explicar este patrón es que altos niveles de urbanización en las proximidades de los humedales crean hábitats para especies generalistas (Blair 1996), las que aumentan su densidad e invaden el humedal

aumentando también la riqueza de especies. En una etapa posterior de intensificación urbana se podría dar lugar a un aumento de la competencia inter-específica de especies de humedal, disminuyendo finalmente su riqueza (Deluca et al. 2004). En el Bajo Delta no insular el proceso de urbanización es aún incipiente (capítulo 2) por lo que nuestros resultados no apoyan esta conclusión ya que en todos los casos la riqueza de especies aumentó en la cercanía de los poblados. Más aún, en ningún caso la variable relacionada a los centros poblados fue una buena descriptora de la densidad de individuos.

Es sabido que muchas aves dependientes de humedales son difíciles de muestrear razón por la cual los programas de monitoreo a gran escala (*e.g.*, Breeding Bird Survey del Reino Unido) pueden fallar en detectar aves palustres que se mantienen ocultas (Lor y Malecki 2002; Ward et al. 2010). Nuestro diseño de muestreo comparte las mismas limitaciones de estos programas ya que no fue tan exitoso en lograr numerosas observaciones de especies de humedal como las técnicas de muestreo que involucran el “playback” o captura viva (Lor y Malecki 2002). En este sentido, se buscó superar estas limitaciones considerando la detección imperfecta de estas especies. Si bien fueron pocos los casos en los que se pudo realizar este análisis (sólo tres especies de humedal superaron el número de observaciones para lograr una correcta generación de la curva de detección), los estimadores de la densidad fueron exactos.

Los avances recientes en métodos cuantitativos, sistemas de información geográfica y tecnologías de sensores remotos permitieron incorporar las escalas de paisaje en los estudios ecológicos (Turner y Gardner 1991; Forman, 1995) complementando las escalas locales. Dichos estudios se utilizan en todo el mundo para diseñar estrategias de conservación y planes de manejo sostenible (Hansson y Angelstam 1991; Flather y Sauer 1996). Nuestros resultados muestran que la evaluación conjunta de la composición y configuración a escala local y de paisaje mejora el poder

explicativo de los modelos. Estos resultados representan evidencia empírica de la importancia de examinar los efectos del paisaje a múltiple escalas para no perder de vista efectos importantes del paisaje (Forcey et al. 2014).

Los resultados de este estudio demuestran la influencia de la estructura del paisaje, tanto la composición de coberturas como su configuración en los patrones de riqueza aves en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. La caracterización del paisaje en su totalidad, es decir la presencia conjunta de numerosas coberturas en el paisaje, fue una medida óptima para explicar la riqueza de especies demostrando la importancia de la heterogeneidad como determinante de la riqueza de especies. Además, la heterogeneidad debe ser considerada a diferentes escalas (presencia de diferentes elementos a escala local y presencia de distintas coberturas a escala de paisaje) ya que las especies perciben el paisaje de diferente forma y hacen uso diferencial de los distintos elementos del paisaje. Estas características deben ser tenidas en cuenta a la hora de generar estrategias de conservación eficientes.

Los cambios en las coberturas del paisaje tendrían un efecto sustancial en las comunidades de aves a largo plazo por lo cual la aplicación de estrategias para prevenir cambios a futuro es necesaria. Si la conversión de vegetación palustre continúa y las pérdidas de humedales siguen extendiéndose en toda el área las consecuencias sobre la comunidad de aves podrían ser aún mayores. Se deben imponer límites a la cantidad de ganado y al área de humedal que puede ser convertida en usos humanos (ganadero, forestal o urbano) para evitar cambios futuros en la riqueza y composición de las especies. La protección de parches de humedal en terrenos transformados puede mantener poblaciones abundantes de aves. En este sentido, la manutención canales y arroyos con libre flujo de agua en ambientes modificados, podría ser beneficioso para las aves de la región.

Capítulo 4: Efecto de los cambios en el uso del suelo del Bajo Delta no insular del Río Paraná sobre las comunidades de aves entre 1999 y 2013.

4.1 **Introducción**

Las actividades humanas han modificado importantes áreas de humedales en todo el mundo con consecuencias dramáticas para la biodiversidad (O'Connell 2003; Mitsch y Gosselink 2007). Se estima que durante el siglo XX la extensión mundial de los humedales disminuyó entre un 64 y un 71% y que esta tasa de pérdida y degradación continúa en la actualidad (Gardner et al. 2015). Los principales motivos de la degradación y desaparición de humedales son, por un lado, la sobreexplotación de sus recursos (*e.g.,* peces, agua, madera, etc.) y por otro, su desecación por drenaje o endicamiento para convertirlos en tierras aptas para agricultura, ganadería o urbanizaciones (Baker et al. 2007; van Asselen et al. 2013).

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más productivos de la Tierra y brindan una gran variedad de bienes y servicios ecosistémicos (Zedler 2003; Mitsch y Gosselink 2007). En muchos casos, el valor económico de estos servicios es incluso mayor al valor económico de los usos en los que son convertidos (Costanza y Folke 1997; Brown y Lant 1999). Esta alta valorización de los humedales es atribuible tanto a su papel en los procesos hidrológicos de las cuencas (Mitsch y Gosselink 2000) como a su alta productividad biológica y diversidad de hábitats, que permiten el establecimiento de numerosas especies. La pérdida de humedales, a escala global, es uno de los principales factores de pérdida de biodiversidad (Sala 2000; Zedler y Kercher 2005). Se estima que el 54% de las poblaciones de vertebrados de agua dulce (especialmente aves y anfibios) están en disminución, con una tendencia hacia valores más altos en latitudes tropicales (Dudgeon et al. 2006).

Las aves son componentes importantes de la biodiversidad de los ecosistemas. Su ecología se encuentra muy estudiada, mostrando una gran diversidad de rasgos de historia de vida (Wiens 1992), con presencia en todo tipo de ambientes, incluyendo aquellos con alta perturbación antrópica como la áreas metropolitanas (Hostetler y

Knowles-Yanez 2003). Los parámetros poblacionales de las aves responden a los cambios en el paisaje (Temple y Wiens 1989; Carignan y Villard 2002), y son sensibles tanto a los cambios en la cantidad de hábitat (Riffell et al. 2001; Rodewald y Yahner 2001) como a su fragmentación (Villard et al. 1999). Por ello, son consideradas buenas indicadoras de los cambios en el ambiente (Gregory et al. 2005).

La respuesta de las aves a los cambios ambientales puede darse a diferentes escalas temporales. Las respuestas más inmediatas son cambios de comportamiento y fisiológicos, que afectan las tasas poblacionales básicas (tasa de natalidad, mortalidad y dispersión), que resultan en cambios en la densidad, tamaño poblacional y, distribución geográfica, entre otros (Temple y Wiens 1989). Los cambios en éstos últimos parámetros han sido detectados en todo el mundo y asociados a numerosos factores como la intensificación agrícola (Fuller et al. 1995; Donald et al. 2001), la pérdida de hábitat (Askins 1993; Stouffer et al. 2006) o el cambio climático (Lemoine et al. 2007). Sin embargo, estos cambios pueden ocurrir con un retraso temporal respecto de los cambios sucedidos en el ambiente (Brooks et al. 1999; Chamberlain et al. 2000). Por ejemplo, estudios en paisajes africanos con altas tasas de cambio estiman que las poblaciones de aves tienen un tiempo de respuesta de algunas décadas posteriores a los cambios en el paisaje (Malan y Benn 1999; Laube et al. 2008). Identificar los cambios en la abundancia o distribución de las especies y reconocer la existencia de retrasos en dichos cambios es necesario para entender los efectos del cambio en el uso del suelo en las aves.

Muchas poblaciones de aves se ven reducidas por una disminución en la cobertura de los humedales (Findlay y Houlahan 1997; Riffell et al. 2001; Forcey et al. 2011). Se estima que el 47% de las aves que dependen de humedales se encuentran en disminución y sólo el 16% muestran una mejora en sus parámetros poblacionales. Esto último está relacionado, en gran parte, a la restauración de humedales de América del

Norte y Europa (Wetlands International 2010). Algunas especies decrecen como consecuencia de una disminución en la cantidad de vegetación palustre en el paisaje (Findlay y Houlahan 1997; Naugle et al. 1999), mientras que otras se ven afectadas por el aislamiento de los parches de vegetación palustre donde el movimiento de aves puede verse impedido por la falta de conectividad (Brown y Dinsmore 1986; Whited et al. 2000). En otros casos, las aves se ven afectadas por los cambios en el paisaje en el que se encuentra el humedal, por ejemplo el desarrollo urbano/suburbano cercano a los humedales genera una declinación en las aves que lo habitan (Deluca et al. 2004). Entender la relación entre las aves y los cambios en el paisaje permite generar predicciones acerca de las futuras distribuciones de las especies a medida que las actividades humanas o los disturbios naturales modifiquen el paisaje.

Tanto los cambios en el paisaje como los cambios en el clima son predictores importantes de la persistencia de aves de humedal. Las mismas responden fuertemente a las condiciones hídricas del humedal que suelen ser dinámicas determinando que los humedales varíen temporalmente en su aptitud como hábitat para ciertas especies (Ward et al. 2010). Muchas aves de humedal ocupan un parche de vegetación palustre sólo cuando éste presenta condiciones de aptitud de hábitat adecuadas (Murkin 1998; Lor y Malecki 2002), las cuales pueden variar naturalmente (ciclos de inundación y sequía) o por influencia antrópica. Por ejemplo, la reducción en los niveles de agua y por consiguiente del área inundada, sumado a la reducción del hábitat fueron los principales factores asociados a la declinación de patos y aves zancudas invernales en Francia (Duncan et al. 1999), mientras que las precipitaciones acumuladas resultaron las variables que mejor explicaron los cambios en la abundancia de especies en humedales de Estados Unidos (Forcey et al. 2011). En este contexto, comprender el efecto de las modificaciones en los humedales independientemente del régimen

hidrológico natural (alternancia de períodos secos y húmedos) constituye una información clave para diseñar estrategias de conservación de los humedales.

Las consecuencias de los cambios en el paisaje sobre las aves pueden estudiarse si se conocen las tendencias de cambio en sus poblaciones a lo largo del tiempo, lo que requiere de estudios a largo plazo (Duncan et al. 1999). Si bien son escasas, las bases de datos sobre el estado de la biodiversidad a largo plazo son fundamentales para identificar los cambios temporales en la distribución y abundancia de las especies. Muchos estudios sobre comunidades de aves están limitados por la falta de datos de períodos anteriores y se basan en la comparación espacial entre sitios alterados y no alterados, infiriendo que los cambios en el espacio pueden ser un buen ejemplo de los cambios temporales en un sitio. Este supesto no siempre es correcto debido a los múltiples procesos que pueden ocurrir en un sitio alterado. Los estudios a largo plazo superan esta limitación, aunque no siempre es factible contar con series temporales completas. Sin embargo, información de al menos dos momentos en el tiempo con separación suficiente puede permitir reconocer las especies en peligro y los factores determinantes de su declinación siendo de gran utilidad en el desarrollo de estrategias de conservación (Salafsky et al. 2002). Para este trabajo se cuenta con información temporal sobre el estado de la comunidad de aves en dos períodos (1997-99 y 2011-13) que coinciden con estados previos y posteriores a grandes alteraciones del paisaje.

En el Delta del río Paraná, la intensificación de la ganadería en los últimos años ha tenido un efecto importante sobre la estructura del paisaje, tanto por el aumento de la carga animal como por el incremento en las obras de infraestructura para el manejo del agua. El número de cabezas de ganado creció un orden de magnitud en una década (Quintana et al. 2014a), acompañado por una intensificación en las prácticas de manejo que resultan en un 14% de la superficie total del Delta endicada y más de 5.000 km de terraplenes (Minotti y Kandus 2013). Esto generó un proceso de pampeanización del

Delta (*sensu* Galafassi, 2005) en el cual, áreas con vegetación palustre (juncales, pajonales y praderas de plantas acuáticas) fueron convertidas en pastizales permanentemente secos. En el Bajo Delta no insular del río Paraná, la intensidad de uso y manejo fueron tan altas que un 35% de la vegetación palustre fue convertida en pastizales ganaderos en los últimos 14 años (capítulo 2). Esta tasa de conversión es muy alta, si se la compara con las estimaciones mundiales donde el ~60% de los humedales se han perdido o degradado en 100 años (Gardner et al. 2015). Estos fuertes cambios en el paisaje del Bajo Delta pudieron haber tenido un efecto negativo sobre las poblaciones de aves, especialmente aquellas aves dependientes de ambientes periódica o temporalmente inundados (Bó et al. 2010). Para evaluar los potenciales efectos de estos cambios en el paisaje y poder desarrollar estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad es necesario evaluar y entender dos puntos clave. Primero, si el periodo de tiempo analizado y los cambios observados en el paisaje son suficientes para resultar en una respuesta sustancial de la comunidad de aves, y segundo de qué forma cambia la comunidad de aves. Estos puntos determinan dos preguntas de investigación:

1- ¿La pampeanización del Bajo Delta no insular en los últimos 14 años (conversión de vegetación palustre en campos ganaderos dominados por pastizales), generó cambios en la comunidad de aves? La hipótesis subyacente es que los cambios en la estructura del paisaje de los últimos 14 años afectan negativamente la riqueza y composición de especies de aves. Se espera una disminución en el número de especies y un cambio en la composición de la comunidad de aves asociado a la conversión de vegetación palustre en pastizales ganaderos de los últimos 14 años.

2- Dado que las aves del Delta poseen distintos requerimientos de hábitat y responden diferencialmente a los cambios, ¿la pampeanización del Bajo Delta promueve un recambio de especies de humedal por especies de hábitos más terrestres

(particularmente de pastizal o más ampliamente de hábitos generalistas)? La hipótesis subyacente es que la pampeanización del Bajo Delta no insular afecta negativamente a la aves especialistas de hábitat de humedal mientas que afecta positivamente a las aves generalistas y de pastizal. Se espera los cambios en la comunidad de aves se relacionen a la pérdida de especies de aves de humedal por la pérdida de hábitat de vegetación palustre y una ganancia de aves generalistas y de pastizal debido a la expansión del área de pastizales.

4.2 **Objetivos**

El objetivo general de este capítulo es analizar los cambios temporales en la riqueza y composición de los ensambles de aves del Bajo Delta no insular del río Paraná en los últimos 14 años (período 1997-99 y 2011-13). Los objetivos específicos son:

1. Analizar el cambio en la riqueza e identidad de las comunidades de aves entre 1997-1999 y 2011-2012-2013 e identificar los gremios de hábitat más afectados
2. Relacionar los cambios en la composición de especies y la similitud de ensambles de aves con los cambios en el paisaje ocurridos en los últimos 14 años

4.3 **Metodología**

4.3.1 **Relevamiento de aves**

Se contó con información sobre la presencia/ausencia de aves en dos períodos de tiempo, el primer período de muestreo fue realizado durante octubre y noviembre de 1997 y 1999 en el Bajo Delta no insular (provincia de Entre Ríos). El segundo período de muestreo se llevó a cabo en noviembre de 2011, 2012 y 2013, remuestreando los mismos puntos muestreados en el primer período. En ambos casos, se aplicó una

metodología de muestreo por puntos sobre rutas y caminos distanciados a 1-3 km entre sí (Bibby et al. 2000). Los muestreos del primer período fueron realizados por Rubén Quintana, Alejandro Travaini y Javier Bustamante quienes brindaron los detalles del muestreo realizado para lograr una repetición exacta en el segundo período.

Se relevaron un total de 116 puntos cubriendo todos los ambientes del Bajo Delta no insular distribuidos de manera homogénea en las cuatro unidades de paisaje (Figura 19). Dos observadores registraron todas las especies de aves vistas y oídas durante 15 minutos en un radio fijo de 100 m (Ralph et al. 1993). El muestreo se desarrolló durante la franja horaria 6:00-10:30 am y 16:00-19:30 pm a fin de reducir el sesgo debido a la inactividad de las aves alrededor del mediodía (Bibby et al. 2000). Si bien los métodos de muestreo de aves han avanzado considerablemente desde los años noventa, incluyendo estimaciones de detección, se decidió mantener el esquema metodológico a fin de poder realizar comparaciones entre ambos períodos.

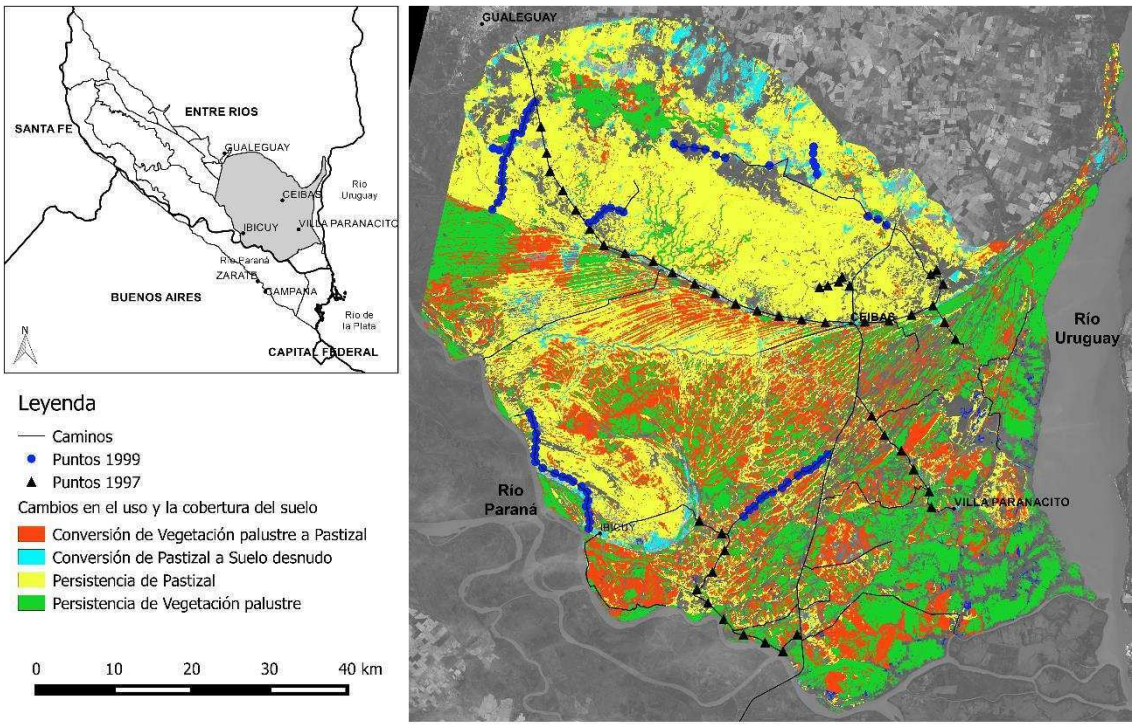

Figura 19: Cambios en el uso y la cobertura del suelo del Bajo Delta no insular. Ubicación del Bajo Delta no insular y localización de los puntos de muestreo.

Durante el primer período de muestreo se relevaron 46 puntos en 1997 y 70 puntos en 1999. Durante el segundo período se remuestrearon 91 puntos en 2011 y 98 en 2012 y 2013. En 2011 se incluyeron 18 puntos de muestreo que no pudieron ser relevados en 2012 y 2013 pero no se puedo acceder a 29 puntos que si fueron muestreados en los años sucesivos. Estas diferencias de tamaños muestrales se debió a que muchas áreas del Bajo Delta tienen difícil acceso, lo que se agrava durante las épocas de inundación generada por los ríos o por precipitaciones.

Se clasificaron todas las especies detectadas en cuatro gremios según sus requerimientos de hábitat (Rocha 2000, Narosky y Yzurieta 2010, Magnano 2010), (capítulo 3; Tabla A 3). Estos no son mutuamente excluyentes porque algunas especies

ocupan diferentes hábitats durante su ciclo de vida (reproducción, refugio, alimentación) y fueron incluidas en más de un gremio. Los gremios de hábitat resultantes fueron: (1) *aves de humedal*, que incluye aves que requieren agua libre como patos y gallaretas, vegetación inundada permanente o semi-permanentemente como garzas, cigüeñas, varilleros, etc. o especialistas de vegetación palustre como pajonaleras y junqueros (2) *aves de pastizal*, que incluye aves que requieren hábitats abiertos con cobertura herbácea como las cachirlas, (3) *aves de bosque y arbustal*, que incluye aves que requieren hábitats cerrados o semicerrados con arbustos y/o árboles como carpinteros y cuclillos, entre otros, y (4) *aves generalistas*, especies que son comunes en muchos tipos de hábitats, incluyendo sistemas urbanos y suburbanos como tordos y zorzales, entre otros.

4.3.2 **Área de estudio**

El Bajo Delta no insular del Río Paraná es un caso de estudio clave para analizar los cambios temporales en las comunidades de aves y su relación con los cambios en el paisaje ya que el proceso de pampeanización se encuentra extendido particularmente en esta área (capítulo 2).

El área tiene un régimen hidrológico muy complejo, con alta variabilidad intra e interanual (capítulo 3). Los períodos estudiados (1997-99 y 2011-12-13) muestran esta alta variabilidad, para los cuales la precipitación acumulada en los meses de octubre y noviembre varió entre los cinco años estudiados (Figura 20). Dentro del primer período de muestreo, 1997 fue el año más húmedo (919 mm de precipitación anual acumulada) mientras que 1999 fue el más seco (463 mm de precipitación anual acumulada). Dentro del segundo período de muestreo, 2012 resultó el año más húmedo (1334 mm de precipitación anual acumulada), mientras que 2011 y 2013 resultaron los más secos (753 y 634 mm de precipitación anual acumulada respectivamente). Analizando los

meses del año en los que se realizaron los muestreos de aves, se observa una tendencia similar a la precipitación acumulada anual para ambos períodos de muestreo, excepto por un disminución en las precipitaciones del mes de noviembre de 2012 (Figura 20). La naturaleza dinámica de los humedales desde el punto de vista climático implica que un sitio muestre una variabilidad temporal respecto a su aptitud para mantener poblaciones de aves de humedal (Ward et al. 2010). Dado que los años del primer período muestreado resultaron climáticamente distintos, para evitar sesgos en los resultados debido a diferencias en la condición hídrica, se decidió comparar los muestreos de 1997 y 1999 contra los tres años más recientes independientemente.

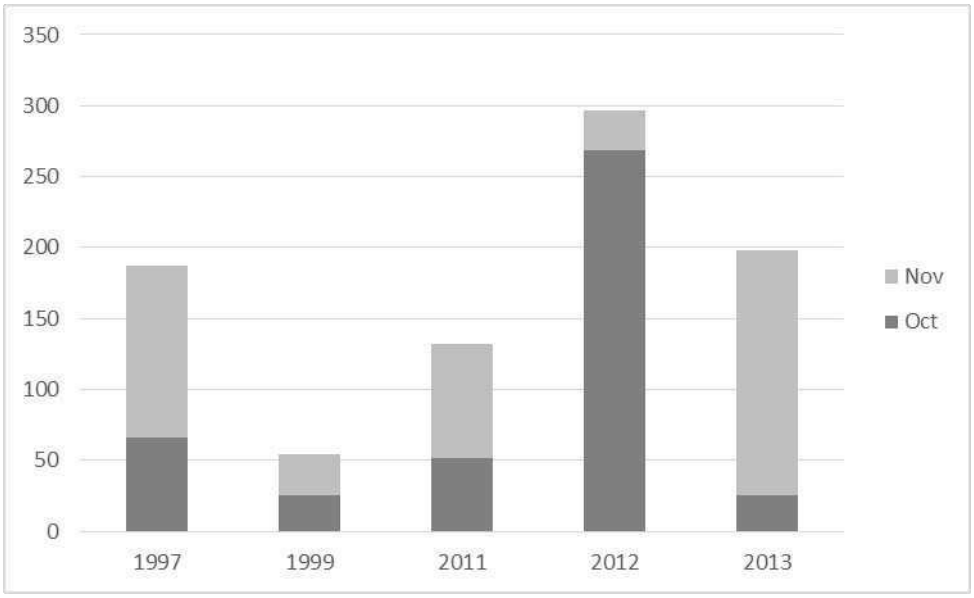

Figura 20: Precipitación (mm) acumulada mensual durante los meses de muestreo. Datos registrados de pluviómetro ubicado en Médanos (Direccion de Hidráulica, ER)

4.3.3 **Variables de paisaje en los períodos estudiados**

A partir de los mapas de cobertura y uso del suelo para 1999 y 2013 (obtenidos en el capítulo II), se extrajeron variables de cobertura que describen la estructura del paisaje en el área circundante a cada punto de muestreo de aves. Dado que en el capítulo III, se determinó que la respuesta de la riqueza de aves a la estructura del

paisaje se da principalmente a una escala de 200 m de área buffer alrededor del punto de muestreo, se utilizó la misma escala de paisaje para detectar la respuesta de las aves al cambio temporal en las coberturas y usos. Así, los puntos de muestreo de aves se utilizaron como referencia para definir *buffers* circulares concéntricos de 200 m de radio. Para cada paisaje circular se calculó el porcentaje del área cubierta por: vegetación palustre (veg pal), por agua libre (agua), por pastizales (pz), por suelo desnudo (sd), por plantaciones (fs) y por bosque nativo (bn) en los dos períodos (Tabla 23). Además se calculó el cambio en cada cobertura como $dX = X_{2013} – X_{1999}$, donde X es cada una de las coberturas de suelo y dX es la variable de cambio. Valores negativos de dX representan una pérdida de la cobertura del paisaje a evaluar, mientras que valores positivos representan una ganancia de esa cobertura (Tabla 23).

Tabla 23: Variables de paisaje de los períodos estudiados

Tipos de variables	Descripción
Cobertura del paisaje	
agua	Superficie del buffer cubierta por agua (para 1999 y 2013)
pz	Superficie del buffer cubierta por pastizal (para 1999 y 2013)
veg pal	Superficie del buffer cubierta por vegetación palustre (para 1999 y 2013)
fs	Superficie del buffer cubierta por plantaciones (para 1999 y 2013)
bn	Superficie del buffer cubierta por bosque nativo (para 1999 y 2013)
sd	Superficie del buffer cubierta por suelo desnudo (para 1999 y 2013)
Cambios en el paisaje	
dagua	Superficie del buffer cubierta por el cambio en el área de agua entre 1999 y 2013
dpz	Superficie del buffer cubierta por el cambio en el área de pastizal entre 1999 y 2013
dveg pal	
dfs	Superficie del buffer cubierta por el cambio en el área de plantaciones entre 1999 y 2013
dbn	Superficie del buffer cubierta por el cambio en el área de bosque nativo entre 1999 y 2013
dsd	Superficie del buffer cubierta por el cambio en el área de suelo desnudo entre 1999 y 2013

4.3.4 **Análisis de datos**

4.3.3.1 **Análisis del cambio en la riqueza y frecuencia de ocurrencia de especies**

Para comparar la riqueza total de especies de aves entre los dos períodos de muestreo, se construyeron curvas de rarefacción basadas en individuos observados para cada año muestreado (Gotelli y Colwell 2001; Colwell et al. 2012). Esto permitió comparar visualmente la riqueza acumulada de especies para cada año y entre períodos

de muestreo. Debido al alto número de especies raras (aquellas presentes en un solo punto), también se estimó el número total de especies para cada año muestreado utilizando el estimador no paramétrico “bootstrap” que tiene en cuenta la probabilidad de que una especie sea muestreada a medida que aumenta el número de muestras (Magurran 2004). Además, se comparó la riqueza media de especies entre períodos de tiempo para toda la comunidad y para cada gremio de hábitat a través de la aplicación de pruebas de permutación pareada (Good 2005) considerando los puntos como repeticiones. Los tamaños de muestra (número de puntos) para cada comparación son: $n_{1997\text{-}2011} = 39$, $n_{1997\text{-}2012} = 46$, $n_{1997\text{-}2013} = 46$ y $n_{1999\text{-}2011} = 52$, $n_{1999\text{-}2012} = 52$ y $n_{1999\text{-}2013} = 52$.

Para evaluar el cambio en la frecuencia de ocurrencia de las especies se construyeron tablas de contingencia de 2 x 2 para cada año muestreado, donde se categorizaron los puntos en función de la presencia/ausencia de cada especie. Luego se analizaron los cambios en la frecuencia de ocurrencia utilizando la prueba de McNemar con valores p exactos (Agresti 2002).

4.3.4.2 **Análisis de los cambios en los patrones comunitarios**

Para cuantificar los cambios en las comunidades de aves entre los dos períodos de muestreo se calcularon índices de disimilitud. Una alta disimilitud entre las especies registradas en el primer y en el segundo período indica que la comunidad de aves cambió. Este cambio puede darse de dos maneras distintas: por un recambio de especies entre períodos (*turnover*), es decir la especies registradas en el primer período son distintas a las del segundo período, o debido a la ganancia o pérdida de especies de un período al otro, siendo la comunidad de especies de un período un subconjunto anidado del otro período (Baselga et al. 2015). Para identificar si las especies registradas en el primer período (1997 y 1999) cambiaron respecto a las registradas en el segundo período y cómo lo hicieron, se calculó la disimilitud global entre períodos

mediante el índice de disimilitud de Sorensen (βsor) y los componentes asociados al recambio de especies (βr) y la pérdida o aparición de especies nuevas (βp). Los análisis de desarrollaron con el paquete betapart de R (Baselga y Orme 2012).

Para explorar los cambios en los patrones de composición de especies entre los dos periodos de tiempo se utilizó la técnica de ordenamiento "Escalamiento multidimensional no métrico" (EMNM). El EMNM es una de las técnicas de ordenamiento más usadas para estudios de comunidades, porque es robusto e independiente de los supuestos sobre la distribución de especies a lo largo de los gradientes subyacentes al ordenamiento (McCune y Grace 2002). Utilizando como medida de disimilitud el índice de Sorensen, se ordenaron los puntos de muestreo en función de las especies presentes en cada punto en dos o tres dimensiones con el objetivo de disminuir el *stress*. El stress es una medida del ajuste entre la configuración del gráfico y la matriz de disimilitud, un stress ≤ 0.2 es un ajuste aceptable. Además, se correlacionaron los ejes del ordenamiento con las variables de cobertura del paisaje en cada punto para cada período, para detectar si el ordenamiento de los puntos tenía una correlación con las características del paisaje. Para visualizar la dirección del cambio en la composición de especies para cada punto en el primer y segundo período, se graficaron las trayectorias de cambio mediante vectores.

Para probar estadísticamente las tendencias observadas en el ordenamiento de los puntos, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM). De esta forma, se prueba si la comunidad de aves del primer período de muestreo (1997 y 1999) se diferencia de la del segundo (2011, 2012 y 2013) (Clarke 1993). ANOSIM utiliza la aleatorización de Monte Carlo de los datos observados para evaluar si la disimilitud dentro de cada periodo de tiempo es mayor que la disimilitud entre períodos de tiempo. Se utilizaron 999 simulaciones de Monte Carlo para generar el estadístico R que adquiere valores entre 0 y 1. Un R cercano a 0 indica que los ensambles de especies

muestreados no difieren entre períodos de tiempo, mientras que valores cercanos a 1 indican mayor diferencia.

Finalmente, para examinar el grado de asociación entre los cambios observados en la composición de especies y los cambios en el paisaje entre ambos períodos, se realizaron regresiones lineales univariadas entre los cambios en el paisaje y los cambios en las comunidades de aves. Para esta primera aproximación a entender el efecto del cambio en las coberturas de suelo sobre la disimilitud temporal de las comunidades, se utilizaron las variables de cambio en el paisaje como variables explicativas y la disimilitud en la composición de especies entre períodos, utilizando el índice de Sorensen, como variable respuesta. Se verificó el ajuste a una regresión lineal analizando la distribución de los residuos de cada modelo.

4.4 Resultados

4.4.1 Cambios en la riqueza y frecuencia de ocurrencia de las especies

Se observaron entre ambos períodos de muestreo un total de 162 especies pertenecientes a 40 familias (Tabla A 3). La riqueza observada de especies entre los dos períodos de muestreo muestra grandes diferencias entre años húmedos y años secos. Por ejemplo, todas las comparaciones contra 1997, el año más húmedo del primer período de muestreo, mostraron una disminución en la riqueza observada de especies (Tabla 24). Por el contrario, las comparaciones contra 1999 (el año más seco del primer período de muestreo) no mostraron la misma tendencia (Tabla 24). La riqueza estimada muestra la misma tendencia que la riqueza observada pero resultó mayor en todos los casos (Tabla 24).

Tabla 24: Riqueza observada (Sobs), riqueza estimada (Sest) y su error estándar (ES) para cada comparación realizada (n=tamaño muestral).

	n	Sobs (Sest ± ES)	
		Primer período	Segundo período
Comparaciones contra 1997			
vs. 2011	39	103 (115.12±3.89)	77 (88.56±3.74)
vs. 2012	46	107 (118.7±3.85)	92 (104.89±3.53)
vs. 2013	46	107 (118.71±3.85)	98 (111.83±3.7)
Comparaciones contra 1999			
vs. 2011	52	87 (99.59±3.77)	82 (96.46±4.24)
vs. 2012	52	81 (90.78±3.31)	94 (104.89±3.74)
vs. 2013	52	81 (90.78±3.3)	86 (97.58±3.84)

Las curvas de rarefacción también muestran diferencias entre períodos secos y húmedos. Sin bien las curvas no llegan a estabilizarse para generar un valor de riqueza estimada, se observa una tendencia de las curvas de los tres años recientes a superponerse entre sí (principalmente los muestreos de 2012 y 2013), y separarse de la curva de 1997 (Figura 21a). Lo contrario ocurre con los datos tomados en 1999 donde la riqueza acumulada de especies para ese año se superpone con todos los años del segundo período de muestreo (excepto 2012 que tiene una riqueza acumulada algo mayor, Figura 21b).

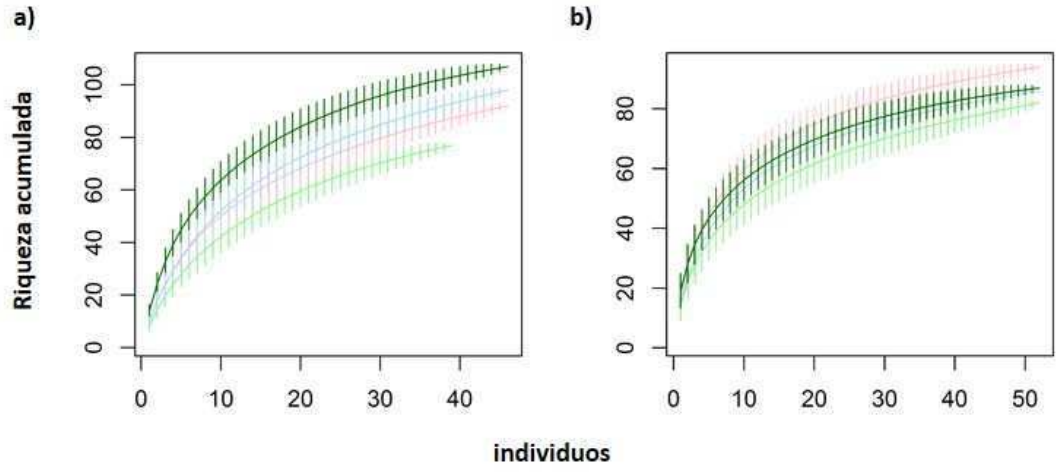

Figura 21: Curvas de rarefacción para las especies de aves relevadas en los diferentes años en el Bajo Delta no insular del Río Paraná. (a) 1997 en verde oscuro contra los muestreos recientes (2011 en verde claro, 2012 en rosa y 2013 en celeste) y (b) 1999 en verde oscuro contra los muestreos recientes (2011 en verde claro, 2012 en rosa y 2013 en celeste).

Al comparar la riqueza promedio de especies de toda la comunidad y para los gremios de hábitat también se observaron las mismas diferencias entre años secos y húmedos. La riqueza media total y la riqueza media de especies de humedal disminuyeron en todo los muestreos recientes respecto del muestreo de 1997, mientras que la riqueza media de especies de bosque y de especies de pastizal no mostraron diferencias significativas entre 1997 y los períodos actuales (Figura 22). Al comparar la riqueza media de los gremios entre 1999 y los períodos actuales, no se observa una tendencia clara de disminución o aumento de la riqueza de alguno de los gremios de hábitat, sólo la riqueza de aves generalistas disminuyó en todos los casos (Figura 22).

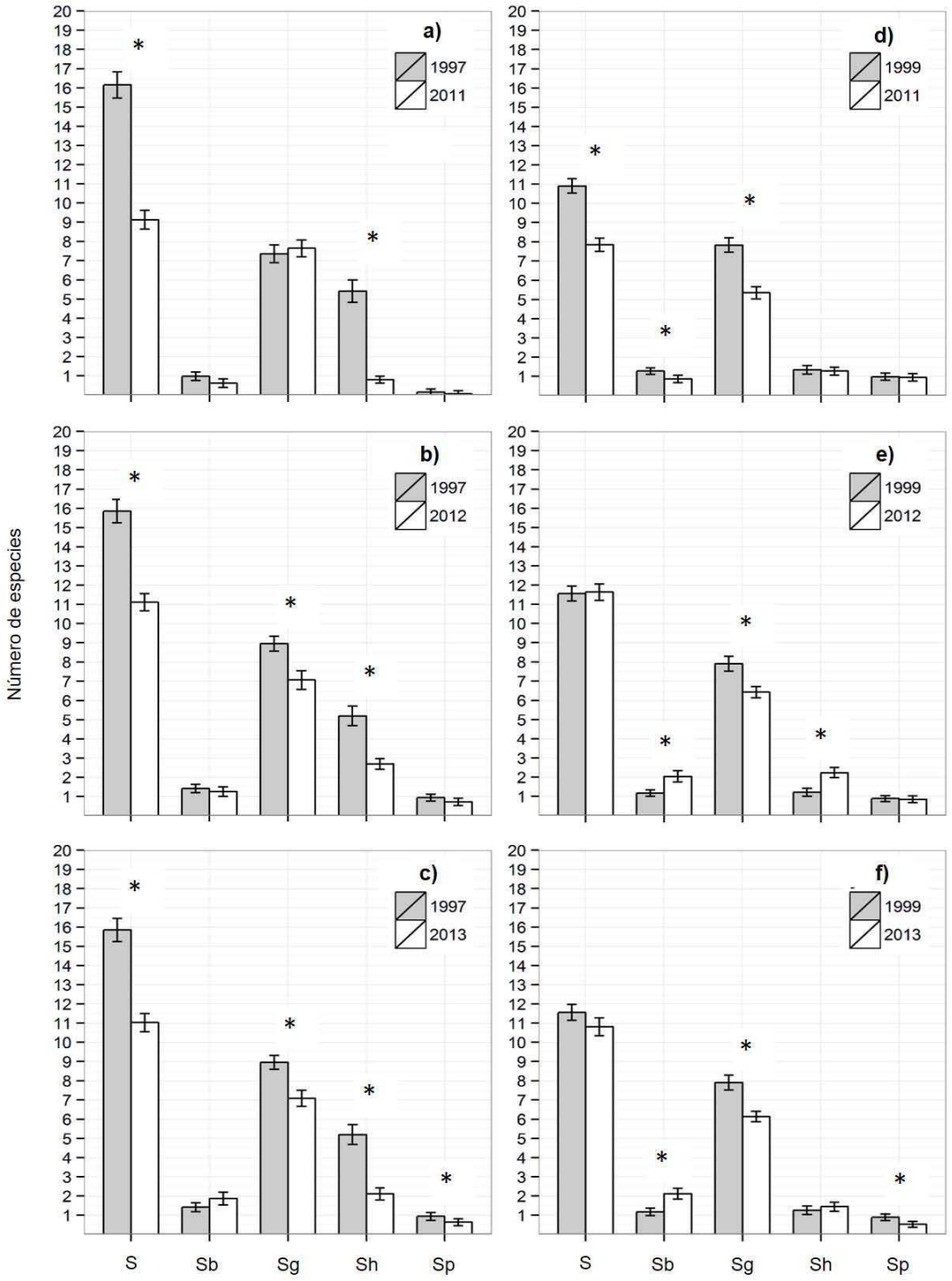

Figura 22: Riqueza media de especies (±SE). S: riqueza media total, Sb: riqueza media de especies de bosque, Sg: riqueza media de especies generalistas, Sh: riqueza media de especies de humedal, Sp: riqueza media de especies de pastizal. * Indica diferencias significativas. (a) 1997 vs. 2011, b) 1997 vs. 2012, (c) 1997 vs. 2013, (d) 1999 vs. 2011, (e) 1999 vs. 2012 y (f) 1999 vs. 2013.

Cuando se compara la frecuencia de ocurrencia de las especies entre períodos de muestreo se observa que muchas especies de humedal se registraron únicamente en el primer período (Tabla 25). Tal es el caso de especies como el Hoco colorado (*Tigrisoma lineatum*), el pecho amarillo grande (*Pseudoleistes guirahuro*), el varillero negro (*Agelaius cyanopus*), el macá grande (*Podiceps major*), la espátula rosada *(Platalea ajaja*), la garza bruja (*Nycticorax nycticorax*) y el sirirí colorado (*Dendrocygna bicolor*), entre otros, los cuales estuvieron presentes en el primer período de muestreo pero no fueron detectados en ninguno de los años muestreados en el segundo período. Por otra parte, aves típicas de humedales como la garza blanca (*Ardea alba),* el pato picazo *(Netta peposaca),* la becasina *(Gallinago gallinago),* el caracolero *(Rostrhamus sociabilis),* el chajá *(Chauna torquata)* y la cigüeña americana *(Ciconia maguari*) mostraron una disminución significativa en su frecuencia de ocurrencia en el segundo período. El tordo amarillo (*Xanthopsar flavus*) única especie registrada en el Bajo Delta que aparece en estado vulnerable según la lista roja de la IUCN, sólo fue observada en el primer periodo de tiempo, encontrándose ausente en todos los muestreos recientes. Esta es una especie de humedal que usa tanto pastizales inundables como vegetación palustre durante todo su ciclo de vida.

Por el contrario, muchas especies de bosque sólo se registraron en el segundo período de muestreo (Tabla 25). Tal es caso del chinchero chico (*Lepidocolaptes angustirostris*), del benteveo rayado (*Myiodynastes maculatus*), de la cardenilla (*Paroaria capitata*), del cuclillo canela (*Coccyzus melacoryphus*) y del Curutié blanco (*Cranioleuca pyrrhophia*), entre otros. La mayoría de la especies generalistas no modificaron su frecuencia de ocurrencia entre ambos períodos de muestreo (Tabla 25).

Tabla 25: Cambio en la frecuencia de ocurrencia de especies en los gremios de hábitat

	Comparaciones	N° de especies ausentes en el segundo período	N° de especies que disminuyeron su frecuencia	N° de especies que mantuvieron su frecuencia	N° de especies que incrementaron su frecuencia	N° de especies ausentes en el primer período
Especies de humedal	97-11	26	5	11	0	3
	97-12	20	5	18	1	6
	97-13	23	7	14	0	8
	99-11	12	1	14	1	8
	99-12	11	2	7	3	15
	99-13	11	1	11	1	14
Especies de pastizal	97-11	4	1	1	0	0
	97-12	2	0	6	0	0
	97-13	3	1	3	0	1
	99-11	1	0	5	1	0
	99-12	2	1	4	1	1
	99-13	5	1	0	1	1
Especies generalistas	97-11	9	7	28	0	0
	97-12	10	5	29	2	4
	97-13	9	6	28	3	7
	99-11	8	6	25	1	5
	99-12	8	7	25	2	5
	99-13	9	9	19	5	16
Especies de bosque	97-11	8	4	11	2	0
	97-12	7	0	14	0	10
	97-13	4	1	15	0	14
	99-11	11	1	8	0	11
	99-12	4	0	12	0	18
	99-13	8	1	7	1	14

4.4.2 **Cambios en los patrones comunitarios**

La disimilitud media entre períodos de muestreo resultó alta para todas las comparaciones (βsor>0.65), lo que implica que en cualquier punto de muestreo la mayoría de las especies son únicas para ese muestreo. El componente de recambio de especies fue significativamente mayor al de pérdida de especies (βr>βp) en todas las comparaciones, indicando que las especies registradas en el segundo período (2011, 2012, y 2013) son en su mayoría distintas a las registradas en el primer período (1997 y 1999) (Figura 23). El componente asociado a la pérdida de especies es mayor en las comparaciones contra el año más húmedo del primer período muestreado (1997) respecto de las comparaciones contra el año más seco del primer período (1999, Figura 23).

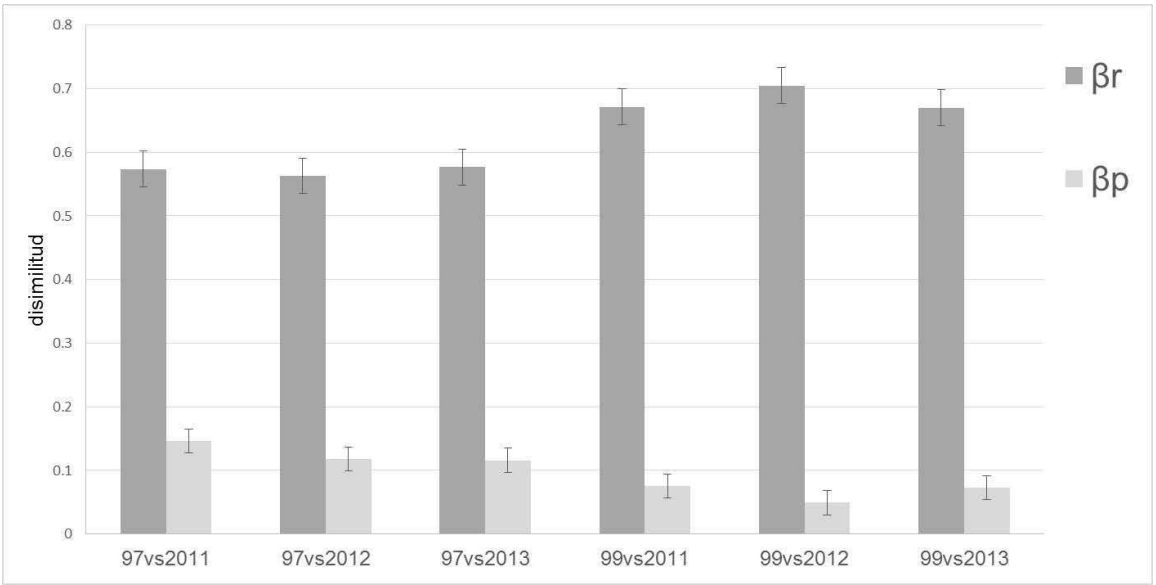

Figura 23: Componentes de la disimilitud temporal asociados al recambio de especies (βr) y a la pérdida de especies (βp) para cada muestreo analizado.

El ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró diferencias en el ordenamiento de los puntos de muestreo de cada periodo de tiempo según su composición de especies (Figura 24 y 25). Todas las comparaciones mostraron que los puntos muestreados en el primer periodo de muestreo (ya sea 1997 o 1999) se conformaron en grupos diferenciables de los puntos muestreados en el segundo periodo de muestreo (2011, 2012 o 2013). Además, se observó una clara dirección de cambio de los ensambles que correlaciona, en la mayoría de los casos, con una mayor cobertura de suelo desnudo (Figura 24 y 25 d,e,f). Otras variables que correlacionaron significativamente con los ejes de ordenamiento fueron la superficie de vegetación palustre, de pastizal y de bosque nativo (Tabla 26 y 27).

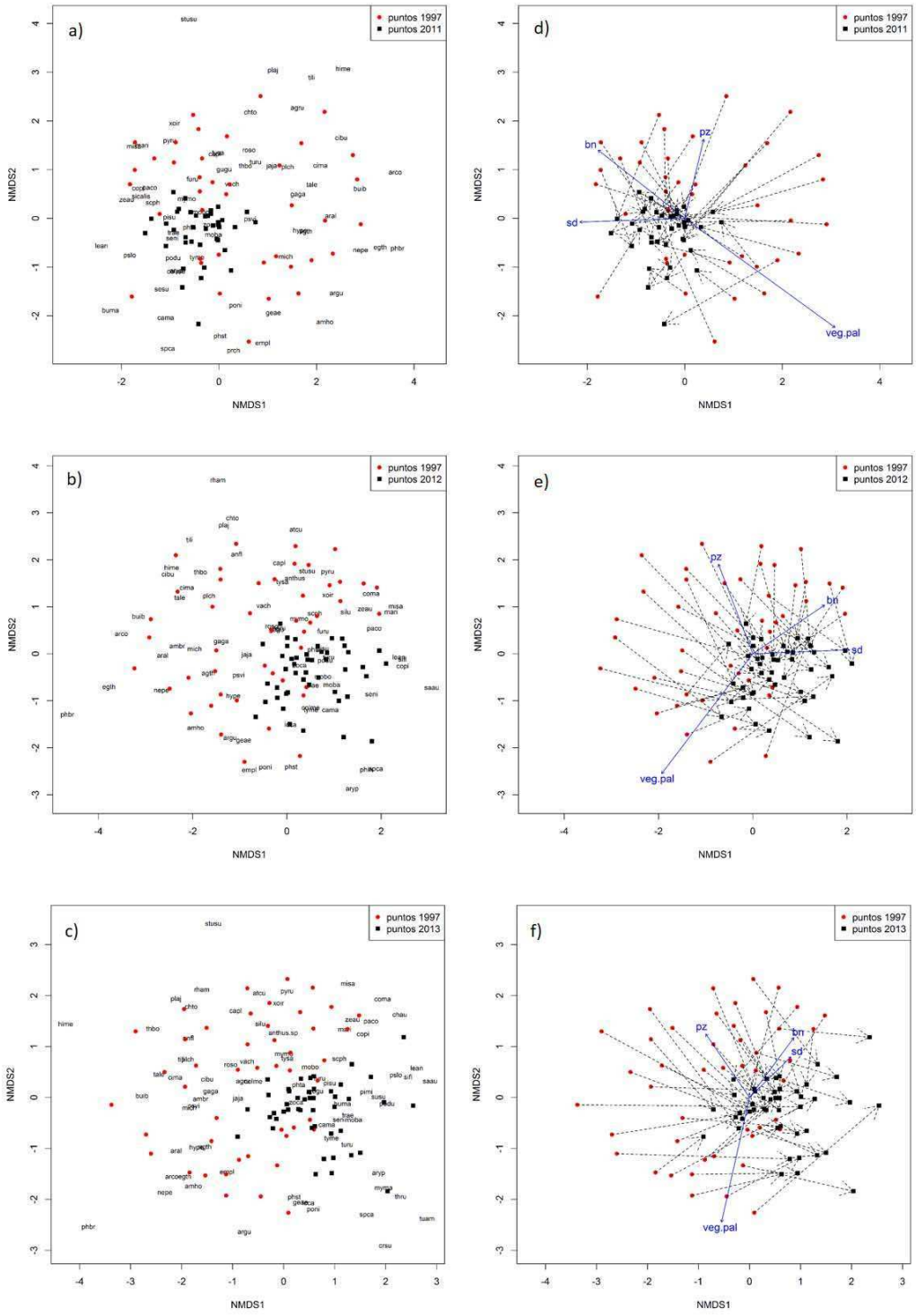

Figura 24: Gráfico en dos dimensiones del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1997) y del segundo período. a,b,c) Muestran la ordenación de los puntos en función de la composición de especies para la comparaciones entre 1999 y 2011, 2012 y 2013, respectivamente. d,e,f) Muestran la trayectoria de cambio en la composición de especies para cada punto de muestreo (las flechas punteadas indican la dirección del cambio) y la correlación entre los ejes del ordenamiento y las variables de cobertura del paisaje (mayor tamaño de la línea azul mayor significancia de la correlación).

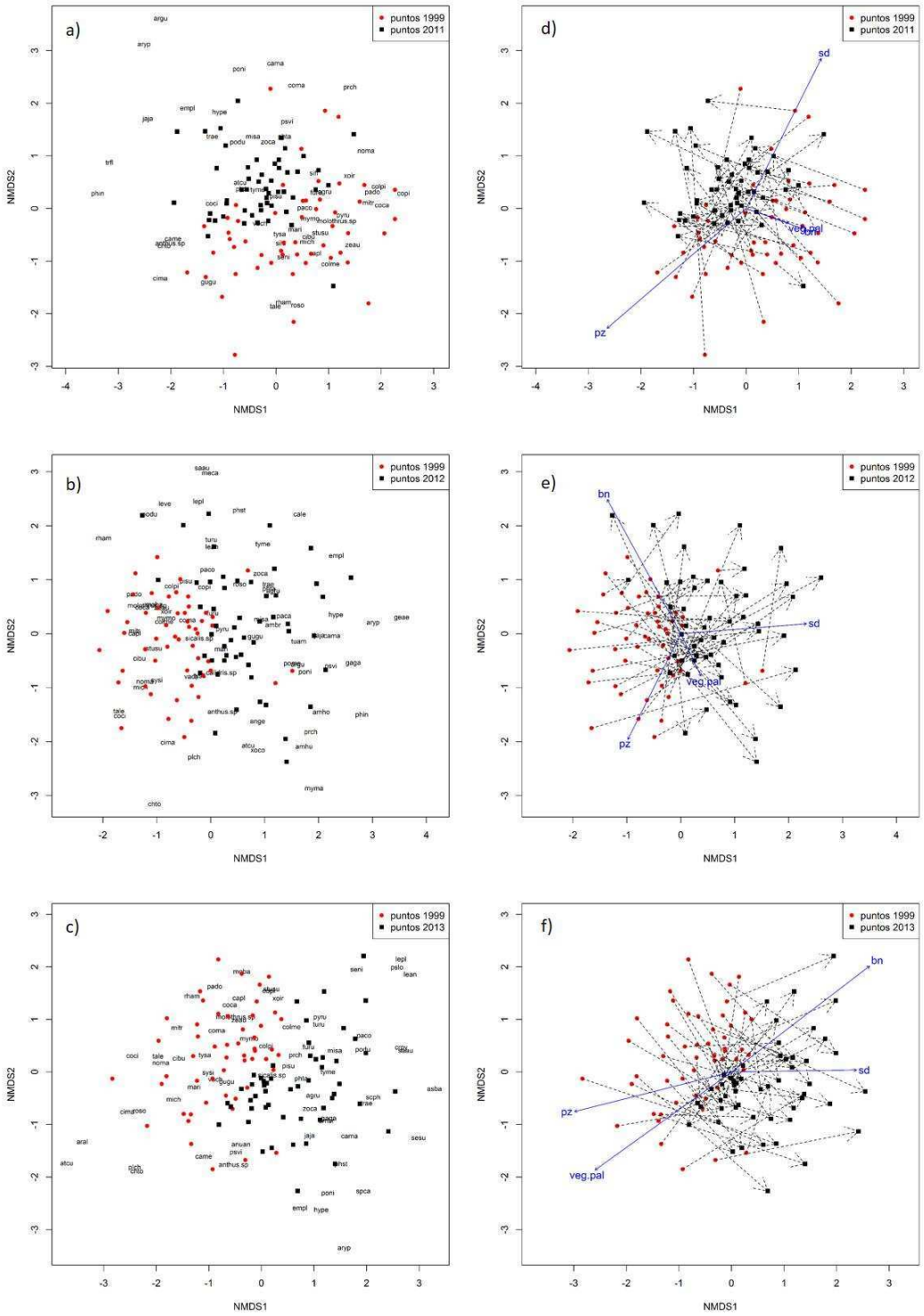

Figura 25: Gráfico en dos dimensiones del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1999) y del segundo período. a,b,c) Muestran la ordenación de los puntos en función de la composición de especies para la comparaciones entre 1999 y 2011, 2012 y 2013, respectivamente. d,e,f) Muestran la trayectoria de cambio en la composición de especies para cada punto de muestreo (las flechas punteadas indican la dirección del cambio) y la correlación entre los ejes del ordenamiento y las variables de cobertura del paisaje (mayor tamaño de la línea azul mayor significancia de la correlación).

Tabla 26: Resumen del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1997) y del segundo período (2011, 2012 y 2013) y la correlación entre los ejes del ordenamiento (NMDS1 y NMDS2) y las variables de cobertura del paisaje. r2: Índice de correlación. Niveles de significancia de la correlación: · p < 0.1. * p < 0.05, ** p < 0.01,* p < 0.001. Distancia: índice de disimilitud utilizado. Dimensiones: dimensiones del ordenamiento necesarias para lograr un stress aceptable. Stress: valor del stress de cada ordenamiento.**

	1997 vs. 2011				1997 vs. 2012				1997 vs. 2013			
	NMDS1	NMDS2	r2		NMDS1	NMDS2	r2		NMDS1	NMDS2	r2	
Pastizal	0.60	0.79	0.04		0.30	0.95	0.05		-0.50	-0.87	0.2	***
Vegetación palustre	0.86	-0.51	0.3	***	-0.99	-0.14	0.41	***	-0.17	0.99	0.44	***
Bosque nativo	-0.83	0.55	0.14	**	0.99	0.12	0.15	***	0.47	-0.88	0.06	.
Suelo desnudo	-0.95	0.30	0.16	**	0.93	-0.37	0.19	**	0.72	-0.69	0.13	**
Distancia	Sorensen				Sorensen				Sorensen			
Dimensiones	3				3				3			
Stress	0.19				0.19				0.2			

Tabla 27: Resumen del ordenamiento de los puntos de muestreo de aves del primer período (1999) y del segundo período (2011, 2012 y 2013) y la correlación entre los ejes del ordenamiento (NMDS1 y NMDS2) y las variables de cobertura del paisaje. r2: Índice de correlación. Niveles de significancia de la correlación: · p < 0.1. * p < 0.05, ** p < 0.01,* p < 0.001. Distancia: índice de disimilitud utilizado. Dimensiones: dimensiones del ordenamiento necesarias para lograr un stress aceptable. Stress: valor del stress de cada ordenamiento.**

	1999 vs. 2011				1999 vs. 2012				1999 vs. 2013			
	NMDS1	NMDS2	r2		NMDS1	NMDS2	r2		NMDS1	NMDS2	r2	
Pastizal	0.99	0.02	0.21	***	-0.99	0.06	0.08	*	-0.91	0.40	0.14	**
Vegetación palustre	0.27	0.96	0.04		-0.38	0.93	0.03		-0.78	-0.63	0.06	
Bosque nativo	-0.95	-0.30	0.08	*	0.68	0.73	0.08	*	0.82	-0.57	0.11	**
Suelo desnudo	-0.96	-0.28	0.14	**	0.39	-0.92	0.1	**	0.8	0.61	0.07	*
Distancia	Sorensen				Sorensen				Sorensen			
Dimensiones	3				3				3			
Stress	0.18				0.2				0.18			

Los resultados del ANOSIM muestran que las comunidades de aves difirieren significativamente entre periodos de muestreo ($p \leq 0.001$). Las diferencias fueron mayores ($R \geq 0.3$) al comparar los muestreos del segundo período con 1997, el año más húmedo del primer período ($R_{1997vs2011} = 0,29$, $R_{1997vs2012} = 0,31$, $R_{1997vs2013} = 0,32$, $R_{1999vs2011} = 0,17$, $R_{1999vs2012} = 0,21$, $R_{1999vs2013} = 0,24$).

Las regresiones lineales entre los cambios en el paisaje y la disimilitud en la composición de especies entre períodos mostraron relaciones débiles. Las regresiones entre la disimilitud en las comunidades de aves, particularmente 1997 vs. 2012 y 1997 vs. 2013, y el cambio en la vegetación palustre (dvegpal) mostraron un efecto significativo positivo de dvegpal, donde a mayor cambio en la cobertura de vegetación palustre mayor disimilitud de aves (Tabla 28). Ninguna otra variable de cambio en el paisaje mostró relaciones fuertes con las aves.

Tabla 28: Regresiones lineales entre la disimilitud de las comunidades entre 1997 y 2012-13 y el cambio en la cobertura de vegetación palustre. Nivel de significancia: · p < 0.1. * p < 0.05, **p < 0.01, *** p < 0.001. wi var=peso relativo de la variable. (dvegpal = cambio en la cobertura de vegetación palustre entre 1999 y 2013, t=valor t de la prueba)

Variables explicativas	Efecto estimado (ES)†	t	R2
1997 vs. 2012			
Intercepto	0.64 (0,01) ***		
dvegpal	0.003 (0.001) *	-2.09	0.09
1997 vs. 2013			
Intercepto	0.66 (0,01) ***		
dvegpal	0.003 (0.001) .	-1.786	0.07

†ES: Error estándar del efecto de la variable

4.5 **Discusión**

La comunidad de aves del Bajo Delta no insular del río Paraná ha cambiado en los últimos 14 años. Los dos períodos analizados difieren tanto en su composición como en

la riqueza de especies y estas diferencias se relacionan con la cobertura del suelo y los cambios en el paisaje observados. Las especies de humedal fueron las más perjudicadas, principalmente si se comparan los años del segundo período (húmedo y secos) con el año más húmedo del primer período, indicando que los cambios en las aves pueden darse por una variación natural en los regímenes hídricos (*e.g.* períodos secos versus períodos húmedos) pero también por una alteración en los patrones hidrológicos debido a los cambios en el uso del suelo observados (*e.g.* pérdida de vegetación palustre). Estos resultados apoyan la hipótesis de que la pampeanización del Bajo Delta, impulsada principalmente por una creciente actividad ganadera, tiene consecuencias sobre las poblaciones de aves del Bajo Delta no insular. Por otro lado, al contrario de los hipotetizado *a priori*, las especies generalistas no colonizaron los humedales del Bajo Delta no insular del Río Paraná, al menos durante estos últimos 14 años, aunque se registraron especies nuevas asociadas a bosques y arbustales. La comunidad de aves del Bajo Delta no insular del río Paraná estaría cambiando debido a los rápidos cambios en el paisaje de la región dominados principalmente por la conversión de vegetación palustre en pastizales ganaderos y una alta exposición del suelo desnudo. La falta de una relación más fuerte entre ambos procesos podría indicar que es necesario un tiempo mayor a 14 años para observar efectos sustanciales del cambio en el uso del suelo en la biodiversidad de aves. Sin embargo, al mismo tiempo las relaciones encontradas podrían indicar que en poco más de 14 años habría una respuesta sustancial de las aves a los cambios observados (y a la escala observada).

Muchas aves de humedal no sólo dependen de la cobertura de hábitat sino de las condiciones de anegamiento de la vegetación (Ward et al. 2010). Una reducción en la frecuencia de inundación puede llevar a una reducción en la producción de vegetación palustre, reduciendo así el hábitat de alimentación o nidificación para muchas especies dependientes del humedal (Duncan et al. 1999). Esta disminución puede darse por

factores naturales o por una alteración en los patrones hidrológicos debido a alteraciones antrópicas. En este estudio se evidenciaron ambos efectos. En años secos, la frecuencia y la duración de las inundaciones disminuyen, la acumulación de agua es escasa y las especies de gran capacidad de dispersión se desplazan hasta encontrar condiciones óptimas (Lemoine et al. 2007). Estas condiciones pudieron darse en 1999 y 2013, lo que explicaría la ausencia de numerosas aves de humedal y la similitud entre en la composición de aves entre dichos muestreos (Chase 2007). Por el contrario, en 2012, a pesar de las altas precipitaciones que permitieron una mayor acumulación de agua, la riqueza de especies se mantuvo baja respecto de 1999. Esto puede explicarse, si consideramos que en 2012 muchas de las áreas bajas con vegetación palustre, posibles sitios de acumulación de agua de las precipitaciones o de las crecientes de los ríos, fueron drenadas o endicadas y transformadas en pastizales. Esto también podría estar explicando la disminución de la riqueza de aves y, en particular, de las aves de humedal en las comparaciones entre años húmedos (1997 y 2012).

La composición de especies entre períodos de tiempo difirió más que dentro de cada período, aun cuando los puntos dentro de cada período involucran paisajes muy diferentes (Kandus et al., 2006). Esto indica que los cambios temporales en la composición de especies son importantes y tuvieron un peso mayor que las diferencias ambientales de los distintos patrones de paisaje involucrados. Las trayectorias de cambio temporal en los patrones comunitarios de las aves del Bajo Delta no insular están asociadas a un incremento del suelo desnudo y un decrecimiento de la cobertura de vegetación palustre, dos cambios del paisaje relacionados al impacto de la intensificación ganadera en la zona (capitulo 2). A diferencia de lo que ocurre en otros humedales del mundo donde las principales fuerzas de cambio son el crecimiento urbano y la expansión de cultivos (van Asselen et al. 2013), en el Bajo Delta de río Paraná la intensificación de la actividad ganadera es el principal motor del cambio en el

paisaje. Esta intensificación puede darse debido al desarrollo de obras de infraestructura que desecan o drenan terrenos anegables con el objetivo de convertirlos en terrenos aptos para actividades productivas (Quintana et al. 2014a). Los cambios temporales detectados en la composición de especies apoyarían la conclusión de que la desecación y drenado de humedales afecta negativamente a la biodiversidad (*e.g.*, Douglas y Johnson 1994; Gerakis y Kalburtji 1998; Smith y Chow-Fraser 2010).

La asociación directa entre el cambio en la comunidad de aves y los cambios en el paisaje fue débil, lo que podría tener tres potenciales explicaciones. Por un lado, los cambios en el paisaje detectados entre 1999 y 2013 no serían lo suficientemente grandes para afectar las poblaciones de aves del Bajo Delta no insular debido a su plasticidad, principalmente asociada a la gran movilidad de estas especies (Lemoine et al. 2007), que les permite enfrentar los cambios en el paisaje. Por otro lado, las poblaciones de aves podrían estar exhibiendo un retraso en su respuesta a los cambios en el paisaje (Chamberlain et al. 2000) donde el período analizado es muy corto como para detectar una potencial respuesta. En este sentido, estudios en paisajes africanos indican que el tiempo de retraso esperado es de alguna década (Malan y Benn 1999; Laube et al. 2008). Finalmente, nuestros sets de datos pudieron presentar una gran limitación en la detección de los patrones de cambio. En primer lugar, el primer período de muestreo se compone de dos grupos de puntos muestreados en años cuyas condiciones de humedad fueron muy dispares lo que obligó a realizar las comparaciones por separado para no confundir los factores asociados al paisaje y los factores asociados las condiciones hidrológicas. Esto generó una reducción en el tamaño muestral que limitó los análisis posibles para detectar una asociación entre los cambios en las aves y los cambios en el paisaje. Es posible que esta asociación pueda detectarse a escalas de paisaje mayores a los *buffers* de 200 m de radio estudiados, donde sería necesario agrupar puntos de muestreo en paisajes de mayor extensión que representen

áreas de cambio o persistencia de las coberturas (Cerezo 2012). Este tipo de análisis no pudo ser aplicado debido a la limitación en la cantidad de puntos.

Como era de esperarse los gremios de aves mostraron distintas tendencias de cambio. Las especies de humedal fueron las más afectadas, en particular especies como el chajá (*Chauna torquata*), la cigüeña americana (*Ciconia maguari*) y el cuervillo de cañada (*Plegadis chihi*) mostraron una importante reducción en su frecuencia de ocurrencia. Estos resultados son consistentes con las conclusiones de otros estudios en los cuales se muestran cambios en la distribución de estas especies por modificación del hábitat (Ryder 1967; Carrascal et al. 1993). Por ejemplo, en la provincia de Buenos Aires hubo una reducción en la ocurrencia de estas tres especies en un período de 13 años, incluso la cigüeña americana no fue detectada en una zona de alta abundancia en años anteriores (Codesido et al. 2011). Estas especies que nidifican exclusivamente en humedales, tienen gran movilidad pudiendo desplazarse grandes distancias en busca de sitios de nidificación aptos que podrían estar disminuyendo en el Bajo Delta no insular. Por su parte, la garza blanca (*Ardea alba*) y el pato picazo (*Netta peposaca*) también mostraron una reducción considerable de su frecuencia de ocurrencia pero, en este caso, respecto al año más húmedo del primer período indicando una fuerte relación de estas especies con los cuerpos de agua temporarios, producto de precipitaciones acumuladas, que pueden continuar ocurriendo incluso en paisajes modificados (Codesido et al. 2011).

La disminución en la ocurrencia de especies de humedal en ecosistemas alterados ha sido registrada en numerosos estudios que analizan el impacto de la expansión agrícola sobre humedales (Duncan et al. 1999; Green et al. 2002). Un caso particular lo constituye el tordo amarillo (*Xanthopsar flavus)*, una de las especies *en peligro* del Bajo Delta (López-Lanus et al. 2008) que fue detectada en el primer período pero no se detectó en el segundo período. Esta especie habita pastizales y humedales en áreas

abiertas con alta disponibilidad de insectos. En Argentina, sus poblaciones se encuentran restringidas al sur de Entre Ríos, norte de Corrientes y Misiones debido a la fragmentación y degradación de los pastizales para uso agrícola y la conversión de humedales principalmente en arroceras (Fraga et al. 1998). El Bajo Delta representa el límite sur de su área de distribución, que podría estar incluso reduciéndose aún más. Este ictérido forma bandadas mixtas (30 individuos promedio) con el pecho amarillo (*Pseudoleistes virescens) y* la monjita dominica (*Xolmis dominicana)*. Esta última, catalogada *en peligro* en Argentina (López-Lanus et al. 2008) tampoco fue registrada en el segundo período, mientras que fue observada en el primer período pero no incluida en los datos analizados (Quintana obs. personal).

Llamativamente, y al contrario de lo planteado en la segunda hipótesis de trabajo y de lo que ocurre en otros humedales alterados por actividades humanas (Duncan et al. 1999; Smith y Chow-Fraser 2010), la especies generalistas no colonizaron los humedales del Bajo Delta no insular del Río Paraná. Por el contrario, especies comunes de ambientes perturbados u urbanos como palomas (*Zenaida auriculata, Columbina picui*) y cotorras (*Myopsitta monacha*) no aumentaron o incluso disminuyeron su ocurrencia. Tampoco incrementaron su presencia, e incluso disminuyeron, las especies de pastizal como cachirlas (*Anthus* spp.), pecho colorado (*Sturnella superciliaris*), ñandú (*Rhea americana*), entre otros. Esto puede indicar que la alta densidad ganadera podría estar alterando la calidad de los pastizales nativos por sobrepastoreo. Es notorio, por el contrario, el aumento y/o aparición de especies asociadas a bosques y arbustales como el pepitero de collar (*Saltator aurantiirostris)*, los chincheros grande y chico (*Drymornis bridgesii* y *Lepidocolaptes angustirostris*) y el coludito copetón (*Leptasthenura platensis*). Estas especies pueden verse favorecidas en sistemas con baja intensificación ganadera (Decarre 2015; Macchi et al. 2015) como la ganadería bajo monte de espinillo que se practica en zonas topográficamente altas de esta región.

El Bajo Delta no insular del Río Paraná es un ejemplo de ecosistemas de humedal rápidamente modificado por actividades humanas, en particular por una intensificación ganadera acompañada de obras de manejo de agua. Considerando que la tasa de conversión de humedales en el mundo es de ~60% en 100 años, la tasa de conversión detectada en la zona es muy alta (reducción de más de un 30% de la cobertura de vegetación palustre en 14 años), es claro que la misma ha generado cambios en la composición y abundancia de las comunidades de fauna que sostiene. Estos cambios se mantendrán en el futuro si no se implementan regulaciones en el uso del suelo, e incluso podrían aumentar no sólo por el avance de la conversión de humedales para distintos usos futuros (*e.g.*, agrícola, forestal o urbano) sino también por una sinergia con los efectos del cambio climático en la región. Las urbanizaciones en el Bajo Delta insular continúan expandiéndose sin una planificación ambiental territorial (Fabricante et al. 2012). En el Delta medio el cultivo de soja dentro de diques es una práctica común (Bó et al. 2010) que podría expandirse hacia el Bajo Delta donde ya es posible encontrar diques cultivados (observación personal). Para evitar que estas nuevas amenazas generen mayores cambios en las aves de la región y desacelerar el proceso de alteración de los humedales del Bajo Delta no insular del Río Paraná (la zona más alterada de todo el Delta), resulta necesario poner en práctica estrategias de conservación (Gaviño Novillo 2011; Fracassi et al. 2013; Quintana et al. 2014a) que compatibilicen actividades productivas con la conservación de la biodiversidad. Es fundamental que estas estrategias de conservación consideren la restauración de hábitats de humedales y se evite la conversión de nuevas áreas de humedal, para conservar y recuperar poblaciones de aves y evitar que la composición de las comunidades de aves del Bajo Delta continúe modificándose en el futuro. También las cargas ganaderas deberían ajustarse para no reducir la cobertura en los pastizales remanentes y evitar que se formen peladares de suelo expuesto. En cuanto a la escala temporal, hay que considerar que la respuesta de las aves a la pérdida de humedales

puede llevar más de 14 años, y aunque la conversión de humedales se detuviera muchas áreas recientemente transformadas continuarán mostrando cambios en la composición de aves a futuro.

Conclusiones generales

Las actividades humanas modifican y modelan los paisajes, cambiando tanto a los agentes modeladores del paisaje como al paisaje en sí mismo, lo que determina cambios en las funciones ecosistémicas. Esto a su vez afectan profundamente la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos (Burgi y Turner, 2002). El Bajo Delta del río Paraná constituye un caso clave a nivel mundial donde un cambio en las actividades humanas, relacionado a factores locales y al cambio en el contexto regional, está determinando un cambio sustancial en el uso y las coberturas del suelo con un efecto importante en las comunidades de aves y posiblemente, en la provisión de servicios ecosistémicos.

Los cambios en las actividades humanas en el Bajo Delta (principalmente la producción ganadera la cual constituye una fuerza impulsora fundamental de las transformaciones) están asociados a un proceso regional de cambio en el uso y la cobertura del suelo. La expansión acelerada de los cultivos de soja transgénica en la región pampeana (Paruelo et al. 2006; Aizen et al. 2009) implicó la transformación de campos ganaderos en lotes para agricultura, desplazando la actividad ganadera hacia zonas marginales. En este proceso, Delta del río Paraná aumentó en un orden de magnitud la cantidad de cabezas de ganado con el consecuente impacto en las coberturas vegetales naturales. Sin embargo, el punto clave fue la introducción conjunta de un cambio en el manejo ganadero basado en un sistema permanente y de alta carga en detrimento del sistema tradicional extensivo y estacional (Quintana et al. 2014a). Los resultados muestran la importancia de este proceso en determinar un profundo cambio de coberturas en solo 14 años. El flujo de cabezas de ganado a la región y las nuevas formas de manejo no sólo determinaron el cambio de coberturas en las zonas tradicionalmente ganaderas sino también en el área dedicada a las plantaciones

forestales con salicáceas (Bajo Delta insular). Aquí, se introdujo el denominado “sistema silvopastoril” en el cual se realiza un manejo conjunto forestal y ganadero dentro de diques. Este sistema está incentivando el uso de variedades forestales menos resistentes a inundaciones (álamos, *Populus* spp.) con rotación de ganado dentro de las plantaciones, contribuyendo también al sustancial proceso de cambio en el paisaje que tuvo lugar durante el periodo estudiado.

Las consecuencias de estos cambios en el paisaje pueden ser inmensas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos provistos por este humedal y, en consecuencia, para los seres humanos que más directamente dependen de él. Nuestros resultados muestran que la diversidad de aves del Bajo Delta insular está fuertemente determinada por la estructura del paisaje. Es destacable la importancia de la cantidad de vegetación palustre no sólo para las aves de humedal sino para la comunidad de aves en su conjunto. Si bien el período analizado de 14 años mostró cambios importantes en la estructura del paisaje (capítulo 2), no aportó una gran explicación a los cambios observados en la comunidad de aves (capítulo 4), la asociación entre las aves y la estructura del paisaje (capítulo 3) indicaría que los cambios en las coberturas tendrían un efecto sustancial en modificar las comunidades de aves a largo plazo. Incluso los efectos marginales observados en 14 años (capítulo 4) indicarían que ese cambio ya podría estar teniendo lugar en la región. Los reemplazos de coberturas vegetales observados podrían también tener un efecto sustancial en términos liberación de carbono a la atmosfera por oxidación de la materia orgánica acumulada en los suelos hídricos (Quintana et al. 2014a), pérdida de la capacidad de mitigación de las inundaciones (Quintana et al. 2014b) y afectar a los pobladores locales que hacen uso directo de los recursos (pesca, juncos, caza) (Quintana et al. en revisión).

Los resultados de esta tesis son contundentes y constituyen un aporte valioso para la compresión del efecto de las actividades humanas en humedales, la respuesta de la

biodiversidad, y la toma de decisiones de manejo informada, las cuales son urgentes en el área. Las principales conclusiones y recomendaciones del trabajo son:

- En los últimos 14 años (1999-2013) el cambio en el uso del suelo y la transformación del paisaje del Bajo Delta del Rio Paraná ha sido sustancial. Más de un tercio de la cobertura de vegetación palustre original se ha perdido y cerca de un 70% de ésta pérdida se debió a su conversión en pastizales. Si bien a nivel mundial los principales factores de cambio en los humedales son la expansión de tierras de cultivo y el desarrollo urbano (Gerakis y Kalburtji 1998; Ajibola et al. 2012; Song et al. 2012), el Bajo Delta constituye un caso diferente en donde la intensificación de la actividad ganadera es el principal motor del cambio. La ganadería ha sido históricamente una actividad económica importante en el Bajo Delta no insular (Quintana et al. 2014a) pero desde 1999 el cambio en la forma de manejo basado en endicamientos y drenado para favorecer el desarrollo de pastizales la han convertido en un factor de cambio en las coberturas resultando en una pérdida sustancial de vegetación palustre. Las obras de infraestructura (*e.g.*, diques, terraplenes y canalizaciones) impiden el ingreso del agua en los campos o drenan el agua acumulada en zonas bajas con vegetación palustre convirtiéndolos en ecosistemas terrestres. Estas obras se han extendido en el Bajo Delta no insular, siendo en la actualidad el área más afectada de toda la región del Delta del Paraná en cuanto a superficie endicada y densidad de terraplenes, modificando tanto el régimen hidrológico como las coberturas de los paisajes (Minotti y Kandus 2013). Desde este punto de vista, si bien el tipo de actividad productiva es diferente de otros ejemplos, el cambio de coberturas en el Bajo Delta no insular está relacionado al principal factor determinante de pérdida de humedales a nivel mundial: el cambio en la dinámica hídrica.

- Los efectos de la actividad ganadera han sido estudiados en muchos humedales del mundo indicando que el pastoreo del ganado tiene efectos directos, como el consumo y pisoteo de la biomasa vegetal, que generan cambios en la estructura y función de la vegetación, lo que, a su vez, modifica los patrones de biodiversidad (Reeves y Champion 2004). El impacto de esta actividad tiene consecuencias particulares sobre las aves que pueden ser beneficiadas (Barker y Williams 2002) o perjudicadas por las alta cargas ganaderas (Popotnik y Giuliano 2000). El Bajo Delta no insular del río Paraná es, por un lado, un ejemplo de los efectos negativos del sobrepastoreo (la riqueza de aves tiende a disminuir en áreas con suelo expuesto (capítulo 3 y 4), a lo que se agrega el efecto negativo del cambio en las coberturas por la construcción de diques y terraplenes de las últimas décadas.
- La pérdida de humedales tiene consecuencias dramáticas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que los humedales proveen (Zedler y Kercher 2005). Por ejemplo, la reducción en la cobertura de vegetación palustre en el Bajo Delta no insular (pajonales, juncales y praderas de plantas acuáticas) afecta negativamente no sólo a la riqueza de aves de humedal que dependen directamente de este tipo de hábitat sino también a las aves generalistas y de pastizal (capítulo 3), indicando que toda la comunidad se ve alterada por los cambios en el paisaje. La heterogeneidad de coberturas típicas de los humedales también resultó un factor clave en la determinación de la riqueza de especies del Bajo Delta no insular, donde las especies se vieron favorecidas en paisajes con mayor cantidad de ambientes yuxtapuestos como parches de bosque nativo, vegetación palustre y pastizales. En este sentido, el avance de los pastizales ganaderos tendría un efecto no sólo de

eliminación de los ambientes de humedal sino también de homogeneización de la estructura del paisaje con una pérdida sustancial de microhábitats.

- Los efectos de las coberturas vegetales en las poblaciones de aves variaron con la escala espacial analizada. Sólo las aves generalistas respondieron a la mayor escala de paisaje considerada (500 m) mientras que las especies con requerimientos específicos de hábitat respondieron a variables del entorno cercano al punto de muestreo (capítulo 3), posiblemente porque las aves generalistas pueden explotar los recursos en escalas espaciales más amplias (Naugle et al. 1999). En el entorno al punto de muestreo es importante la presencia de canales artificiales paralelos a las rutas como relictos de hábitat para aves de humedal, resaltando la importancia del manejo de los elementos del paisaje remanentes a pequeña escala dentro del proceso de avance de la homogeneización del mismo.

- El régimen hidrológico y su variación sería un fuerte determinante de la composición de aves tal como se observa al comparar la comunidad de aves actual del Bajo Delta no insular con respecto a la de hace 14 años (capítulo 4). La riqueza y composición de especies mostró cambios importantes, siendo las aves de humedal las más perjudicadas, principalmente al comparar los años actuales (húmedos y secos) con el año más húmedo del primer período (1997). Las aves responden a una variación natural del régimen hidrológico (las que estuvieron presentes en años secos se diferencian de las presentes en años húmedos) pero también a una alteración del mismo debida a los cambios en el paisaje (principalmente a las obras de infraestructura que desecan áreas originalmente inundables). Esto implica que además del efecto en el cambio en las coberturas, la regulación del régimen hídrico y la disminución de áreas

inundables *per se* tendrían un efecto negativo para las aves de humedal, que podría exacerbarse de continuar el proceso de endicamiento de la región.

- Si bien los cambios temporales en los patrones comunitarios son importantes, se halló una relación débil entre los cambios en el paisaje y los cambios en las aves. La pregunta clave es; ¿cuánto tardan las comunidades de aves en responder al cambio en la estructura del paisaje en el Bajo Delta no insular? Considerando la respuesta de las aves a la estructura del paisaje observada (capítulo 3) a largo plazo los cambios en la configuración y composición del paisaje van a determinar cambios en las aves. Sin embargo, aunque las relaciones con el cambio en la estructura del paisaje a corto plazo (14 años) no fueron conclusivas, las tendencias observadas podrían indicar que en muchas áreas del Bajo Delta no insular está empezando a producirse un cambio en la comunidad de aves relacionado al cambio en las coberturas. En este caso la respuesta de la biodiversidad podría darse en un tiempo no mucho mayor al período considerado (14 años, a la escala de paisaje analizada). Este tiempo de retardo de 14 años en la respuesta tendría implicancias de manejo interesantes. En caso de poder intervenirse el paisaje para volver a la estructura de hábitat original, las áreas con un cambio menor a 14 años mantendrían aún una similitud sustancial con la comunidad original, acelerando la respuesta de la comunidad a la restauración del hábitat.

- Los modelos prospectivos indican que el cambio climático en la región determinaría un aumento de las precipitaciones no contrarrestarían los incrementos de las temperaturas, y por consiguiente, de la evapotranspiración (Barros et al. 2008; Madanes et al. 2008). Esto podría generar condiciones menos húmedas con consecuencias negativas para la biodiversidad si se considera que muchos de sus componentes dependen de la presencia de

agua. Sumado a estos efectos, el aumento del nivel del mar y el aumento en la frecuencia de inundaciones extremas previstos para la zona (Barros et al. 2005), podrían tener consecuencias mayores si, ante el mayor riesgo de inundación de los campos, las prácticas de manejo de agua se intensifican y se desarrollan nuevas obras de infraestructura. Si esto ocurre, es posible que otras actividades productivas más rentables, como el cultivo de soja comiencen a tomar relevancia en la zona.

- Las tendencias observadas indican que los procesos de pérdida de humedales por endicamientos relacionados a la actividad ganadera y posiblemente para otros fines (agrícolas, urbanos y forestales) continuarían a un ritmo acelerado en el futuro cercano. La continuación de este proceso tendría enormes consecuencias negativas para la biodiversidad y numerosos procesos ecológicos. Incluso, aunque no se continúe transformando humedales, en muchas áreas los tiempos de retardo observados en la respuesta de aves determinarían modificaciones en su diversidad. En este escenario se hace urgente y necesario acciones de manejo que protejan a uno de los humedales más importantes de la Argentina, su biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados. Idealmente debería implementarse una política que desacelere la tasa de conversión actual y defina un ordenamiento ambiental territorial del área, imponiendo límites en la superficie del humedal que puede ser convertida en usos productivos. Las grandes inundaciones de agosto 2015, que afectaron a una gran parte de la población del noreste argentino, podrían abrir una gran oportunidad en este sentido.

- En vistas de mitigar futuras inundaciones y entendiendo que la falta de regulación permitió la pérdida de un servicio ecosistémico fundamental de los humedales (amortiguación de inundaciones), el poder ejecutivo nacional volvió

a impulsar el proyecto de Ley de Presupuestos Mínimos para la Conservación, Protección y Uso Racional y Sustentable de los Humedales propuesto en 2008. La nueva versión del proyecto tomará como base el texto que perdió estado parlamentario en 2014 y conformará la primera reglamentación a nivel nacional sobre el uso y protección de los humedales. La reglamentación de esta ley abre una interesante oportunidad para acciones de manejo en el Bajo Delta que tiendan a desacelerar, detener o revertir los cambios descriptos y a paliar sus potenciales consecuencias en la biodiversidad y en los servicios ecosistémicos que este mosaico de humedales brinda.

- Los resultados de este trabajo pueden aportar en la reglamentación de la ley con las siguientes recomendaciones de manejo: a) Preservar las márgenes de los ríos donde hay una mayor probabilidad de pérdida de humedales. b) Evitar la construcción de rutas y caminos que atraviesen grandes extensiones de vegetación palustre ya que los mismos aumentan la probabilidad de pérdida de humedales, aumentando la accesibilidad a sitios remotos y/o actuando como barreras al libre flujo del agua. Esto último podría evitarse si los caminos se construyen sobre pilotes o dejando pasos para el agua. c) Evitar la construcción de diques y terraplenes que afectan no sólo a la vegetación que queda contenida dentro del mismo sino a áreas vecinas ya que los terraplenes constituyen barreras al flujo de agua natural, incrementando la permanencia y la altura de las aguas en dichas zonas. d) Favorecer actividades de restauración de los humedales para evitar pérdidas futuras de aves y otros componentes de la biodiversidad. e) Preservar las áreas de mayor heterogeneidad y cobertura de vegetación palustre donde la riqueza y abundancia de aves es mayor. f) Promover los medios de vida tradicionales como la ganadería extensiva y el uso de la fauna silvestre de humedales. y g)

Promover actividades económicas sustentables que no involucren prácticas de manejo del agua como el ecoturismo o el avistaje de fauna, entre otras. Finalmente, es fundamental utilizar los modelos de cambio de uso generados para evaluar el riesgo de transformación a futuro del área en un análisis de construcción de escenarios futuros. Esta información permitirá enfocar acciones de manejo a las áreas con mayor riesgo de cambio, y mejorar el planeamiento territorial del Bajo Delta.

Anexo

Figura A 1: Imágenes tomadas a campo en junio 2013 mostrando a) la desecación de los juncales debido a la construcción del canal, b) la actividad ganadera de la zona.

Tabla A 1: Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables descriptivas usadas en los modelos

	vegpalNP_200	vegpalAREA_200	vegpal_perim_200	vegpalPLAND_200	PR200	PC2_200	PC1_200
PC1_200	0.14	0.22	0.23	0.25	0.43	-0.09	1
PC2_200	0.69	0.81	0.82	0.83	0.21	1	
PR200	0.5	0.45	0.47	0.46	1		
vegpalPLAND_200	0.9	0.98	0.99	1			
vegpal_perim_200	0.92	0.96	1				
vegpalAREA_200	0.83	1					
vegpalNP_200	1						
PC1_vegpal200							
PC2vegpal200							
PC1_500							
PC2_500							
PR500							
vegpalPLAND_500							
vegpal_perim_500							
vegpalAREA_500							
vegpalNP_500							
PC1_vegpal500							
PC2vegpal500							
PRL							
PC1L							
PC2L							
Dgan							
dPOB							
dRIO							

177

vegpal_perim_500	vegpalPLAND_500	PR500	PC2_500	PC1_500	PC2vegpal200	PC1_vegpal200	
0.15	0.19	0.27	0.2	-0.77	0.11	-0.24	PC1_200
0.72	0.72	0.25	-0.77	-0.2	-0.1	-0.82	PC2_200
0.42	0.44	0.64	-0.1	-0.46	-0.29	-0.46	PR200
0.82	0.81	0.39	-0.69	-0.38	-0.22	-0.99	vegpalPLAND_200
0.82	0.8	0.39	-0.67	-0.37	-0.29	-1	vegpal_perim_200
0.79	0.8	0.37	-0.68	-0.35	-0.1	-0.95	vegpalAREA_200
0.75	0.71	0.4	-0.56	-0.28	-0.6	-0.93	vegpalNP_200
-0.82	-0.8	-0.4	0.67	0.38	0.3	1	PC1_vegpal200
-0.24	-0.15	-0.2	0.06	-0.03	1		PC2vegpal200
-0.44	-0.5	-0.42	0.07	1			PC1_500
-0.78	-0.81	-0.27	1				PC2_500
0.55	0.55	1					PR500
0.96	1						vegpalPLAND_500
1							vegpal_perim_500
							vegpalAREA_500
							vegpalNP_500
							PC1_vegpal500
							PC2vegpal500
							PRL
							PC1L
							PC2L
							Dgan
							dPOB
							dRIO

178

dRIO	dPOB	Dgan	PC2L	PC1L	PRL	PC2vegpal500	PC1 vegpal500	vegpalNP 500	vegpalAREA 500	
0.02	-0.28	0.05	0.33	0.29	0.06	0.21	-0.15	-0.01	0.2	PC1 200
-0.39	0.04	0.4	-0.37	0.36	-0.01	-0.13	-0.74	0.59	0.61	PC2 200
-0.36	-0.31	0.09	0.16	0.35	0.28	-0.09	-0.43	0.39	0.43	PR200
-0.41	-0.05	0.35	-0.3	0.38	0.08	-0.18	-0.83	0.69	0.71	vegpalPLAND 200
-0.42	-0.05	0.36	-0.29	0.38	0.08	-0.22	-0.83	0.71	0.69	vegpal perim 200
-0.4	-0.05	0.3	-0.29	0.36	0.09	-0.15	-0.8	0.66	0.71	vegpalAREA 200
-0.42	-0.02	0.31	-0.24	0.32	0.13	-0.33	-0.76	0.73	0.6	vegpalNP 200
0.42	0.04	-0.36	0.3	-0.37	-0.08	0.21	0.83	-0.71	-0.69	PC1 vegpal200
0.21	0	-0.1	0.02	-0.1	-0.14	0.43	0.22	-0.41	-0.06	PC2vegpal200
0.1	0.24	-0.23	-0.19	-0.46	-0.02	-0.22	0.43	-0.2	-0.48	PC1 500
0.42	-0.15	-0.34	0.51	-0.29	-0.04	0.03	0.79	-0.61	-0.74	PC2 500
-0.4	-0.29	0.26	-0.03	0.4	0.13	-0.13	-0.55	0.5	0.57	PR500
-0.44	-0.06	0.41	-0.3	0.46	0.1	-0.09	-0.96	0.78	0.95	vegpalPLAND 500
-0.5	-0.05	0.42	-0.31	0.46	0.08	-0.29	-0.99	0.88	0.85	vegpal perim 500
-0.36	-0.09	0.37	-0.25	0.42	0.15	0.11	-0.85	0.62	1	vegpalAREA 500
-0.49	-0.03	0.36	-0.27	0.37	0.09	-0.66	-0.88	1		vegpalNP 500
0.49	0.03	-0.41	0.31	-0.47	-0.07	0.28	1			PC1 vegpal500
0.26	-0.05	-0.09	0.07	-0.05	-0.02	1				PC2vegpal500
-0.14	-0.1	-0.14	0.28	0.19	1					PRL
-0.24	-0.23	0.26	-0.06	1						PC1L
0.15	-0.18	-0.2	1							PC2L
-0.12	0.02	1								Dgan
0.04	1									dPOB
1										dRIO

179

Tabla A 2: Aves detectadas en el Bajo Delta no insular entre 2011-2014 y su clasificación en gremios de hábitat.

Nombre científico	Código	Gremio de hábitat			
		bosque	humedal	pastizal	generalistas
Accipiter striatus	acst	*			*
Agelaius cyanopus	agcy		*		
Agelaius ruficapillus	agru		*		
Agelaius thilius	agth		*		
Amazonetta brasiliensis	ambr		*		
Amblyramphus holosericeus	amho		*		
Ammodramus humeralis	amhu			*	
Anas flavirostris	anfl		*		
Anas georgica	ange		*		
Anthus sp	anthus sp			*	
Anumbius annumbi	anuan				*
Anas versicolor	anve		*		
Ardea alba	aral		*		
Ardea cocoi	arco		*		
Aramus guarauna	argu		*		
Aramides ypecaha	aryp		*		
Asthenes baeri	asba	*			
Asio flammeus	asfl				*
Asthenes hudsoni	ashu		*	*	
Athene cunicularia	atcu			*	*
Bubulcus ibis	buib				*
Buteo magnirostris	buma	*			*
Butorides striatus	bust		*		
Callonetta leucophrys	cale		*		
Caprimulgus longirostris	calo				*
Carduelis magellanica	cama				*
Calidris melanotos	came		*		
Caracara plancus	capl				*
Cacicus solitarius	caso	*			
Certhiaxis cinnamomea	ceci		*		
Chlorostilbon aureoventris	chau				*
Charadrius collaris	chco		*		
Chauna torquata	chto		*		
Circus buffoni	cibu		*		
Ciconia maguari	cima		*		
Colaptes campestris	coca				*
Coccyzus cinereus	coci	*			

Colaptes melanolaimus	colme				*
Patagioenas picazuro	colpi				*
Patagioenas maculosa	coma				*
Coccyzus melacoryphus	come	*			
Columbina picui	copi				*
Cranioleuca pyrrhophia	crpy	*			
Cranioleuca sulphurifera	crsu		*		
Cyanoloxia Glaucocaerulea	cygl	*			
Cyclarhis gujanensis	cygu	*			
Dendocygna autumnalis	deau		*		
Dendrocygna viduata	devi		*		
Donacospiza albifrons	doal		*	*	
Drymornis bridgesii	drbr	*			
Egretta thula	egth		*		
Elaenia parvirostris	elpa	*			
Embernagra platensis	empl				*
Fluviola pica	flpi		*	*	
Fulica leucoptera	fule		*		
Fulica rufifrons	fulru		*		
Furnarius rufus	furu				*
Gallinula chloropus	gach		*		
Gallinago gallinago	gaga		*		
Gallinula melanops	game		*		
Geothlypis aequinoctialis	geae				*
Guira guira	gugu				*
Heterospizias meridionalis	heme	*			*
Himantopus melanurus	hime		*		
Hirundo rustica	hiru				*
Hylocharis chrysura	hych				*
Hymenops perspicillata	hype		*	*	
Icterus cayanensis	icca	*			
Jacana jacana	jaja		*		
Larus maculipennis	lama		*		
Lepidocolaptes angustirostris	lean	*			*
Leptasthenura platensis	lepl	*			
Leptotila verreauxi	leve	*			
Limnornis curvirostris	licu		*		
Machetronis rixosus	mari				*
Melanerpes cactorum	meca	*			
Melanerpes candidus	mecan	*			
Megaceryle torquata	meto		*		
Milvago chimango	mich				*
Mimus saturninus	misa				*

Molothrus badius	moba				*
Molothrus bonariensis	mobo				*
Molothrus rufoaxillaris	moru				*
Mycteria americana	myam		*		
Myiophobus fasciatus	myfa	*			
Myiodynastes maculatus	myma	*			
Myiopsitta monacha	mymo				*
Netta peposaca	nepe		*		
Nothura maculosa	noma			*	
Nycticorax nycticorax	nyny		*		
Paroaria capitata	paca	*	*		
Paroaria coronata	paco	*			*
Passer domesticus	pado				*
Pardirallus sanguinolentus	pasa		*		
Phalacrocorax brasilianus	phbr		*		
Phimosus infuscatus	phin		*		
Phleocryptes melanops	phme		*		
Phytotoma rutila	phru	*			
Phacellodomus sibilatrix	phsi	*			
Phacellodomus striaticollis	phst	*			
Phaeoprogne tapera	phta				*
Picoides mixtus	pimi	*			
Pitangus sulphuratus	pisu				*
Platalea ajaja	plaj		*		
Plegadis chihi	plch		*		*
Polioptila dumicola	podu	*			
Poospiza melanoleuca	pome	*			
Pogader nacunda	pona				*
Poospiza nigrorufa	poni				*
Podilymbus podiceps	popo		*		
Progne chalybea	prch				*
Pseudocolopteryx flaviventris	psfl		*		
Pseudosiura lophotes	pslo	*			
Pseudoleistes virescens	psvi				*
Pyrocephalus rubinus	pyru	*			
Rhea americana	rham			*	
Rollandia rolland	roro		*		
Rostrhamus sociabilis	roso		*		
Saltator aurantiirostris	saau	*			
Saltator coerulescens	saco	*			
Satrapa icterophrys	saic	*	*		
Schoeniophylax phryganophila	scph	*			
Serpophaga nigricans	seni		*		

Serpophaga subcristata	sesu	*			
Sicalis flaveola	sifl				*
Sicalis luteola	silu				*
Sporophila caerulescens	spca				*
Sporophila collaris	spco		*	*	
Spartonoica maluroides	spma		*		
Sturnella superciliaris	stusu			*	
Suiriri suiriri	susu	*			
Synallaxis albescens	syal	*			
Synallaxis frontalis	syfr	*			
Syrigma sibilatrix	sysi		*		*
Synallaxis spixi	sysp	*			
Tachycineta leucorrhoa	tale				*
Tapera naevia	tana	*			
Thraupis bonariensis	thbo	*			*
Thamnophilus ruficapilus	thru	*	*		
Thraupis sayaca	thsa				*
Tigrisoma lineatum	tili		*		
Troglodytes aedon	trae				*
Tringa sp	tringa sp		*		
Turdus amaurochalinus	tuam				*
Turdus rufiventris	turu				*
Tyrannus melancholicus	tyme				*
Tyrannus savana	tysa	*		*	
Vanellus chilensis	vach				*
Volatinia jacarina	voja			*	*
Xenopsaris albinucha	xeal	*	*		
Xolmis coronata	xoco	*			
Xolmis irupero	xoir				*
Zenaida auriculata	zeau				*
Zonotrichia capensis	zoca				*

Tabla A 3: Aves detectadas en el Bajo Delta no insular del Río Paraná en los dos períodos de muestreo (1997/99 y 2011/12/13) y su clasificación en gremios de hábitat.

Nombre científico	Código	Gremios de hábitat				Primer período	Segundo período
		Bosque	Humedal	Pastizal	Generalista		
Accipiter striatus	acst	*			*		*
Agelaius cyanopus	agcy		*			*	*
Agelaius ruficapillus	agru		*			*	*
Agelaius thilius	agth		*			*	*
Amazonetta brasiliensis	ambr		*			*	*
Amblyramphus holosericeus	amho		*			*	*
Ammodramus humeralis	amhu			*			*
Anas flavirostris	anfl		*			*	*
Anas georgica	ange		*			*	*
Anthus sp.	anthus sp			*	*	*	*
Anumbius annumbi	anuan				*		*
Anas versicolor	anve		*			*	*
Ardea alba	aral		*			*	*
Ardea cocoi	arco		*			*	*
Aramus guarauna	argu		*			*	*
Aramides ypecaha	aryp		*				*
Asthenes baeri	asba	*					*
Asthenes hudsoni	ashu		*	*		*	
Athene cunicularia	atcu			*	*	*	*
Bubulcus ibis	buib				*	*	*
Buteo magnirostris	buma	*			*	*	*
Butorides striatus	bust		*			*	*
Callonetta leucophrys	cale		*			*	*
Calidris melanotos	came		*		*	*	*
Carduelis magellanica	cama				*	*	*
Caracara plancus	capl				*	*	*
Certhiaxis cinnamomea	ceci		*				*
Chloroceryle amazona	cham		*			*	
Chlorostilbon aureoventris	chau				*	*	*
Charadrius collaris	chco		*				*
Chauna torquata	chto		*			*	*
Circus buffoni	cibu		*		*	*	*
Ciconia maguari	cima		*			*	*
Coryphistera alaudina	coal	*				*	
Colaptes campestris	coca				*	*	*
Coccyzus cinereus	coci	*				*	*
Patagioenas livia	coli				*	*	

Colaptes melanolaimus	colme					*	*	*
Patagioenas picazuro	colpi					*	*	*
Patagioenas maculosa	coma					*	*	*
Coccyzus melacoryphus	come	*					*	*
Columbina picui	copi					*	*	*
Cranioleuca pyrrhophia	crpy	*						*
Cranioleuca sulphurifera	crsu		*					*
Cyanoloxia Glaucocaerulea	cygl	*					*	
Cyclarhis gujanensis	cygu	*						*
Dendrocygna bicolor	debi		*				*	
Dendrocygna viduata	devi		*				*	*
Donacospiza albifrons	doal		*	*				*
Drymornis bridgesii	drbr	*					*	*
Egretta thula	egth		*				*	*
Elanus leucurus	elle	*					*	
Elaenia parvirostris	elpa	*						*
Embernagra platensis	empl					*	*	*
Fulica leucoptera	fule		*				*	*
Furnarius rufus	furu					*	*	*
Gallinula chloropus	gach		*				*	*
Gallinago gallinago	gaga		*				*	*
Gallinula melanops	game		*					*
Geothlypis aequinoctialis	geae					*	*	*
Glaucidium brasilianum	glbr					*	*	
Guira guira	gugu					*	*	*
Heterospizias meridionalis	heme	*				*	*	*
Himantopus melanurus	hime		*				*	*
Hirundo rustica	hiru					*	*	
Hylocharis chrysura	hych					*		*
Hymenops perspicillata	hype		*	*			*	*
Icterus cayanensis	icca	*					*	*
Jacana jacana	jaja		*				*	*
Knipolegus cyanirostris	kncy	*	*				*	
Larus maculipennis	lama		*				*	*
Lepidocolaptes angustirostris	lean	*					*	*
Leptasthenura platensis	lepl	*						*
Leptotila verreauxi	leve	*					*	*

Limnornis curvirostris	licu		*				*
Machetronis rixosus	mari				*	*	*
Melanerpes cactorum	meca	*				*	*
Milvago chimango	mich				*	*	*
Mimus saturninus	misa				*	*	*
Mimus triurus	mitr				*	*	
Molothrus badius	moba				*	*	*
Molothrus bonariensis	mobo				*	*	*
Molothrus rufoaxillaris	moru				*	*	*
Myiophobus fasciatus	myfa	*					*
Myiodynastes maculatus	myma	*				*	*
Myiopsitta monacha	mymo				*	*	*
Netta peposaca	nepe		*			*	*
Nothura maculosa	noma			*		*	*
Nycticorax nycticorax	nyny		*				*
Paroaria capitata	paca	*					*
Paroaria coronata	paco	*			*	*	*
Passer domesticus	pado				*	*	*
Pardirallus maculatus	pama		*			*	
Pardirallus sanguinolentus	pasa		*			*	*
Phalacrocorax brasilianus	phbr		*			*	*
Phimosus infuscatus	phin		*				*
Phleocryptes melanops	phme		*			*	*
Phytotoma rutila	phru	*				*	*
Phacellodomus sibilatrix	phsi	*				*	*
Phacellodomus striaticollis	phst	*				*	*
Phaeoprogne tapera	phta				*	*	*
Picoides mixtus	pimi	*				*	*
Pitangus sulphuratus	pisu				*	*	*
Platalea ajaja	plaj		*			*	*
Plegadis chihi	plch		*		*	*	*
Polioptila dumicola	podu	*				*	*
Poospiza lateralis	pola	*	*			*	
Podiceps major	poma		*			*	
Poospiza melanoleuca	pome	*					*
Pogader nacunda	pona				*		*
Poospiza nigrorufa	poni				*	*	*
Podilymbus podiceps	popo		*				*
Progne chalybea	prch				*	*	*

Pseudocolopteryx flaviventris	psfl		*				*
Pseudoleistes guirahuro	psgu		*			*	
Pseudosiura lophotes	pslo	*					*
Pseudoleistes virescens	psvi				*	*	*
Pygochelidon cyanoleuca	pycy				*	*	
Pyrocephalus rubinus	pyru	*				*	*
Rhea americana	rham			*		*	*
Rostrhamus sociabilis	roso		*			*	*
Saltator aurantiirostris	saau	*				*	*
Saltator coerulescens	saco	*				*	*
Satrapa icterophrys	saic	*	*			*	*
Schoeniophylax phryganophila	scph	*				*	*
Serpophaga nigricans	seni		*			*	*
Serpophaga subcristata	sesu	*					*
Sicalis flaveola	sifl				*	*	*
Sicalis luteola	silu				*	*	*
Sporophila caerulescens	spca				*		*
Sporophila collaris	spco		*	*		*	*
Spartonoica maluroides	spma		*				*
Stelgidopterix fucata	stfu				*	*	
Sterna superciliaris	stsu		*			*	
Sterna trudeaui	sttr		*			*	
Sturnella superciliaris	stusu			*		*	*
Suiriri suiriri	susu	*				*	*
Synallaxis albescens	syal	*				*	*
Synallaxis frontalis	syfr	*					*
Syrigma sibilatrix	sysi				*	*	
Synallaxis spixi	sysp	*					*
Sporophila collaris	spco	*				*	
Tachycineta leucorrhoa	tale				*	*	*
Tapera naevia	tana	*					*
Thraupis bonariensis	thbo	*			*	*	*
Thamnophilus ruficapilus	thru	*	*				*
Thraupis sayaca	thsa				*		*
Tigrisoma lineatum	tili		*			*	*
Troglodytes aedon	trae				*	*	*
Tringa sp.	tringa		*			*	*
Turdus amaurochalinus	tuam				*	*	*

Turdus rufiventris	turu				*	*	*
Tyrannus melancholicus	tyme				*	*	*
Tyrannus savana	tysa	*		*		*	*
Vanellus chilensis	vach				*	*	*
Xanthopsar flavus	xafl		*	*		*	
Xenopsaris albinucha	xeal	*	*				*
Xolmis cinerea	xoci	*	*			*	
Xolmis coronata	xoco	*				*	*
Xolmis irupero	xoir				*	*	*
Zenaida auriculata	zeau				*	*	*
Zonotrichia capensis	zoca				*	*	*

Bibliografía

Agostinho AA, Thomaz SM, Minte-Vera C V., Winemiller KO (2000) Biodiversity in the high Paraná river floddplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds) Biodiversity in wetlands assessment function and conservation. Blackhuyps Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 89–118

Agresti A (2002) Categorial Data Analysis. Wiley-Interscience., New Jersey

Aizen MA, Garibaldi LA, Dondo M (2009) Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. Ecol Austral 19:45–54.

Ajibola MO, Adewale BA, Ijasan KC (2012) Effects of Urbanisation on Lagos Wetlands. Int J Bus Soc Sci 3:310–319.

Anderson DR (2008) Model Based Inference in the Life Sciences. A Primer on evidence. Springer, New York

Arizmendi MC, Dominguez C a., Dirzo R (1996) The Role of an Avian Nectar Robber and of Hummingbird Pollinators in the Reproduction of Two Plant Species. Funct Ecol 10:119–127. doi: 10.2307/2390270

Askins RA (1993) Population trends in grassland, shrubland and forest birds in eastenr North America. In: Power DM (ed) Current ornithology. Springer US, Boston, MA, pp 1–34

Baigún CRM, Puig A, Minotti PG, et al (2008) Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach? Ecohydrol Hydrobiol 8:245–262. doi: 10.2478/v10104-009-0019-7

Baker C, Lawrence R, Montagne C, Patten D (2006) Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. Wetlands 26:465–474. doi: 10.1672/0277-5212(2006)26[465:MWARAU]2.0.CO;2

Baker C, Lawrence RL, Montagne C, Patten D (2007) Change detection of wetland ecosystems using Landsat imagery and change vector analysis. Wetlands 27:610–619. doi: 10.1672/0277-5212(2007)27[610:CDOWEU]2.0.CO;2

Banks-Leite C, Ewers RM, Metzger JP (2013) The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. Ecol Indic 31:82–88. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.04.015

Barker D, Williams M (2002) Breeding of brown teal (Anas chlorotis) at Okiwi, Great Barrier Island. Notornis 49:199–208.

Barros VR, Doyle ME, Camilloni IA (2005) Potential impacts of climate change in the Plata basin. In: Symposium S6 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at.

Barros VR, Doyle ME, Camilloni IA (2008) Precipitation trends in southeastern South America: Relationship with ENSO phases and with low-level circulation. Theor Appl Climatol 93:19–33. doi: 10.1007/s00704-007-0329-x

Baselga A, Bonthoux S, Balent G (2015) Temporal Beta Diversity of Bird Assemblages in Agricultural Landscapes: Land Cover Change vs. Stochastic Processes. PLoS One 10:e0127913. doi: 10.1371/journal.pone.0127913

Baselga A, Orme CDL (2012) Betapart: An R package for the study of beta diversity. Methods Ecol Evol 3:808–812. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x

Beintema A a J, Muskens GJDM (1987) Nesting Success of Birds Breeding Dutch Agricultural Grasslands. J Appl Ecol 24:743–758.

Bennett A., Hinsley S., Bellamy P., et al (2004) Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? Biol Conserv 119:191–206. doi: 10.1016/j.biocon.2003.11.003

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe S (2000) Bird census techniques. Academic Press, London

Binimelis R, Pengue W, Monterroso I (2009) "Transgenic treadmill": Responses to the emergence and spread of glyphosate-resistant johnsongrass in Argentina. Geoforum 40:623–633. doi: 10.1016/j.geoforum.2009.03.009

Blair RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. Ecol Appl 6:506–519.

Bó RF, Malvárez AI (1999) Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre. In: Malvárez AI (ed) Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica. MAB-ORCYT, Montevideo, Uruguay, pp 140–161

Bó RF, Quintana RD, Courtalón P, et al (2010) Efectos de los cambios en el hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. In: Blanco DE, Méndez FM (eds) Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico, 1st edn. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales, Buenos Aires, Argentina, pp 33–63

Bock CE, Jones ZF (2004) Avian Habitat Evaluation: Should Counting Birds Count? Front Ecol Environ 2:403–410.

Borodowski ED (2006) Alamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y silvicultura. Actas Jornadas de Salicáceas 61–70.

Borodowski ED, Suárez RO (2004) El cultivo de álamos y sauces: su historia en el Delta del Paraná. SAGPyA For 32:5–13.

Boscolo D, Metzger JP (2009) Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? Landsc Ecol 24:907–918. doi: 10.1007/s10980-009-9370-8

Brandolin PG, Ávalos MA, de Angelo C (2013) The impact of flood control on the loss of wetlands in Argentina. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst 23:291–300. doi: 10.1002/aqc.2305

Brinson MM, Malvárez AI (2002) Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. Environ Conserv 29:115–133. doi: 10.1017/S0376892902000085

Brooks TM, Pimm SL, Oyugi JO (1999) Time Lag between Deforestation and Bird Extinction in Propical Forest Fragments. Conserv Biol 13:1140–1150.

Brown M, Dinsmore JJ (1986) Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. J Wildl Manage 50:392–397.

Brown PH, Lant CL (1999) The Effect of Wetland Mitigation Banking on the Achievement of No-Net-Loss. Environ Manage 23:333–345. doi: 10.1007/s002679900190

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL (1993) Assumptions and Modelling Philosophy. In: Distance sampling: estimating the abundance of biological populations, 1st edn. Chapman y Hall, London, pp 29–51

Bürgi M, Turner MG (2002) Factors and processes shaping land cover and land cover changes along the Wisconsin River. Ecosystems 5:184–201. doi: 10.1007/s10021-001-0064-6

Burnham KP, Anderson DR (2002) Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd edn. Springer, New York

Carignan V, Villard M-A (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. Environ Monit Assess 78:45–61. doi: 10.1023/A:1016136723584

Carrascal LM, Bautista LM, Lázaro E (1993) Geographical variation in the density of the white stork Ciconia ciconia in Spain: Influence of habitat structure and climate. Biol Conserv 65:83–87. doi: 10.1016/0006-3207(93)90200-K

Ceballos DS (2003) El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y el ecosistema. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía

Cerezo A (2012) Relación entre la fragmentación del hábitat primario a escala de paisaje y la avifauna dependiente de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía.

Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RG., et al (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. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x

Chuvieco E (1996) Fundamentos de teledetección espacial, 2ed edn. Ediciones Rialp S.A., Madrid

Clarke KRR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Aust J Ecol 18:117–143. doi: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x

Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2011) Distributional Changes of Landbird Species in Agroecosystems of Central Argentina. Condor 113:266–273. doi: 10.1525/cond.2011.090190

Cohen, Warren B, Goward SN (2004) Landsat's Role in Ecological Applications of Remote Sensing. Bioscience 54:535–545.

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, et al (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of

assemblages. J Plant Ecol 5:3–21. doi: 10.1093/jpe/rtr044

Congalton RG (1991) A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sens Environ 37:35–46. doi: 10.1016/0034-4257(91)90048-B

Coppin P, Bauer ME (1994) Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features. IEEE Trans Geosci Remote Sens 32:918–927. doi: 10.1109/36.298020

Coppin P, Jonckheere I, Nackaerts K, et al (2004) Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. Int J Remote Sens 25:1565–1596. doi: 10.1080/0143116031000101675

Cordeiro NJ, Howe HF (2001) Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. Conserv Biol 15:1733–1741. doi: 10.1046/j.1523-1739.2001.99579.x

Costanza R, Folke C (1997) Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. Natures Serv. Soc. Depend. Nat. Ecosyst. 49–70.

Cushman SA, McGarigal K (2002) Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. Landsc Ecol 17:637–646. doi: 10.1023/A:1021571603605

Cushman SA, McGarigal K (2004) Hierarchical analysis of forest bird species-environment relationships in the Oregon Coast Range. Ecol Appl 14:1090–1105. doi: 10.1890/03-5131

Davies KF, Marrgules CR, Lawrence JF (2000) Which Traits of Species Predict Population Declines in Experimental Forest Fragments ? Ecology 81:1450–1461.

Deluca W V, Studds CE, Rockwood LL, Marra PP (2004) Influence of land use on the integrity of marsh bird communities of Chesapeake bay, USA. Wetlands 24:837–847.

Dobkin DS, Rich AC, Pyle WH (1998) Habitat and Avifaunal Recovery from Livestock Grazing in a Riparian Meadow System of the Northwestern Great Basin. Conserv Biol 12:209–221.

Donald PF, Gree RE, Heath MF (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proc Biol Sci 268:25–29. doi: 10.1098/rspb.2000.1325

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, et al (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biol Rev Camb Philos Soc 81:163–182. doi: 10.1017/S1464793105006950

Duncan P, Hewison a. JM, Houte S, et al (1999) Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks. J Appl Ecol 36:11–23. doi: 10.1046/j.1365-2664.1999.00363.x

Elith J, Leathwick JR, Hastie T, R. Leathwick J (2008) Elith, Leathwick & Hastie A working guide to boosted regression trees - Online Appendices Page 1. J Anim

Ecol 77:802–13. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x

Fabricante I, Minotti P, Kandus P (2012) Urbanizaciones Cerradas en Humedales : Análisis espacial en el Delta del Paraná y en las Llanuras Aluviales de sus Principales Tributarios en Sector Continental de la Provincia de Buenos Aires. Wetlands International

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Anu Rev Ecol Evol Syst 34:487–515. doi: 10.1146/132419

Fahrig L (1998) When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? Ecol Modell 105:273–292. doi: 10.1016/S0304-3800(97)00163-4

Fernández S, Santín C, Marquínez J, Álvarez MA (2010) Saltmarsh soil evolution after land reclamation in Atlantic estuaries (Bay of Biscay, North coast of Spain). Geomorphology 114:497–507. doi: 10.1016/j.geomorph.2009.08.014

Findlay CS, Houlahan J (1997) Anthropogenic Correlates of Species Richness in Southeastern Ontario Wetlands. Conserv Biol 11:1000–1009. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96144.x

Fiske IJ, Chandler RB (2011) unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. J Stat Softw 43:1–23. doi: 10.1002/wics.10

Foley JA, DeFries R, Asner GP, et al (2005) Global Consequences of Land Use. Science (80-) 309:570–574. doi: 10.1126/science.1111772

Foody GM (2002) Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sens Environ 80:185–201. doi: 10.1016/S0034-4257(01)00295-4

Foody GM, Mathur A (2004) A relative evaluation of multiclass image classification by support vector machines. IEEE Trans Geosci Remote Sens 42:1335–1343. doi: 10.1109/TGRS.2004.827257

Forcey GM, Thogmartin WE, Linz GM, et al (2011) Land use and climate influences on waterbirds in the Prairie Potholes. J Biogeogr 38:1694–1707. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02510.x

Forcey GM, Thogmartin WE, Linz GM, McKann PC (2014) Land use and climate affect Black Tern, Northern Harrier, and Marsh Wren abundance in the Prairie Pothole Region of the United States. Condor 116:226–241. doi: 10.1650/CONDOR-13-019-R1.1

Fracassi NG (2013) Diversidad de mamíferos y aves en forestaciones y pajonales de Salicáceas del Bajo Delta del río Paraná. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomia

Fracassi NG, Moreyra PA, Lartigau B, et al (2010) Nuevas Especies De Mamíferos Para El Bajo Delta Del Paraná Y Bajíos Ribereños Adyacentes, Buenos Aires, Argentina. Mastozoología Neotrop 17:367–373.

Fracassi NG, Quintana RD, Pereira J, et al (2013) Protocolo de Estrategias de Conservación de la Biodiversidad en Bosques Plantados de Salicáceas del Bajo Delta del Paraná, 1ed edn. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina

Fraga RM, Casañas H, Pugnali G (1998) Natural history and conservation of the

endangered Saffron-cowled Blackbird Xanthopsar flavus in Argentina. Bird Conserv Int 8:255–267. doi: 10.1017/S095927090000191X

Friedman JH (2001) Greedy function aproximation: a gradient boosting machine. Ann Stat 29:1189–1232. doi: doi:10.1214/aos/1013203451

Fuller RJ, Gregory RD, Gibbons DW, et al (1995) Population Declines and Range Contractions Among Lowland Farmland Birds in Britain. Conserv Biol 9:1425–1441.

Galafassi G (2005) La Pampeanización del Delta. Extramuros ediciones, Buenos Aires, Argentina

Galatowitsch SM, Whited DC, Tester JR (1998) Development of community metrics to evaluate recovery of Minnesota wetlands. J Aquat Ecosyst Stress Recover 6:217–234. doi: 10.1023/A:1009935402572

Garcia D, Zamora R, Amico GC (2010) Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: Conservation guidelines from real-world landscapes. Conserv Biol 24:1070–1079. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01440.x

Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, et al (2015) State of the World's Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses. Gland, Switzerland

Gavier-Pizarro GI, Calamari NC, Thompson JJ, et al (2012a) Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. Agric Ecosyst Environ 154:44–55. doi: 10.1016/j.agee.2011.08.013

Gavier-Pizarro GI, Kuemmerle T, Hoyos LE, et al (2012b) Monitoring the invasion of an exotic tree (Ligustrum lucidum) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. Remote Sens Environ 122:134–145. doi: 10.1016/j.rse.2011.09.023

Gaviño Novillo M (2011) Plan Integral Estratégico Para La Conservación y Aprovamiento Sostentible en el Delta del Paraná. Linea de Base Ambiental.

Gerakis A, Kalburtji K (1998) Agricultural activities affecting the functions and values of Ramsar wetland sites of greece. Agric Ecosyst Environ 70:119–128. doi: 10.1016/S0167-8809(98)00119-4

Gibbs JP (2000) Wetland Loss and Biodiversity Conservation. Conserv Biol 14:314–317. doi: 10.1007/s10531-011-0161-6

Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecol Lett 4:379–391. doi: 10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x

Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, et al (2005) Developing indicators for European birds. Philos Trans R Soc B Biol Sci 360:269–288. doi: 10.1098/rstb.2004.1602

Gu W, Swihart RK (2004) Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. Biol Conserv 116:195–203. doi: 10.1016/S0006-3207(03)00190-3

Haig SM, Mehlman DW, Oring LW (1998) Avian movements and wetland connectivity

in landscape conservation. Conserv Biol 12:749–758. doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.97102.x

Hardlife Z, David C, Gofrey M, et al (2014) The Implications for Loss and Degradation of Wetland Ecosystems on Sustainable Rural Livelihoods : Case of Chingombe Community , Zimbabwe. Greener J Environ Manag Public Saf 3:43–52.

Henle K, Davies KF, Kleyer M, et al (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. Biodivers Conserv 13:207–251. doi: 10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e

Hijmans RJ, Elith J (2014) Species distribution modeling with R.

Holland JD, Bert DG, Fahrig L (2004) Determining the Spatial Scale of Species' Response to Habitat. Bioscience 54:227. doi: 10.1641/0006-3568(2004)054[0227:DTSSOS]2.0.CO;2

Hostetler M, Knowles-Yanez K (2003) Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. Landsc Urban Plan 62:55–68. doi: 10.1016/S0169-2046(02)00096-8

Huang C, Davis LS, Townshend JRG (2002) An assessment of support vector machines for land cover classication. Int J Remote Sens 23:725–749.

Isaaks EH, Srivastava RM (1989) An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York

Junk WJ, An S, Finlayson CM, et al (2013) Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. Aquat Sci 75:151–167. doi: 10.1007/s00027-012-0278-z

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodpain systems. In: International Large River Symposium. pp 110–127

Kalesnik F, Aceñolaza PG (2008) Regional distribution of native and exotic species in levees of the lower delta of the Paraná river. Acta Sci - Biol Sci 30:391–402. doi: 10.4025/actascibiolsci.v30i4.5869

Kalesnik F, Aceñolaza PG, Hurtado M, Martínez J (2011) Relationship between vegetation of the levee neo-ecosystems and environmental heterogeneity in the Lower Delta of the Paraná River, Argentina. Water Environ J 25:88–98. doi: 10.1111/j.1747-6593.2009.00196.x

Kandus P, Malvárez AI (2004) Vegetation patterns and change analysis in the Lower Delta islands of the Paraná river (Argentina). Wetlands 24:620–632.

Kandus P, Minotti PG, Borro M (2011a) Contribuciones al conocimiento de los humedales del Delta del Río Paraná: herramientas para la evaluación de la sustentabilidad.

Kandus P, Quintana RD, Bó RF (2006) Patrones de paisaje y Biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de ambientes, 1ed edn. Pablo Casamajor, Buenos Aires, Argentina

Kandus P, Quintana RD, Minotti PG, et al (2011b) Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus

bienes y servicios. In: Laterra P, Jobbágy EG, Paruelo JM (eds) Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, pp 265–290

Kay B, Twigg L, Korn T, Nicol H (1994) The use of artifical perches to increase predation on house mice (mus domesticus) by raptors. Wildl Res 21:95–105. doi: 10.1071/WR9940095

Keddy PA (2010) Wetland Ecology: Principles and Conservation, 2ed edn. Cambridge, University Press

Kingsford RT (2000) Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. Austral Ecol 25:109–127. doi: 10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x

Kuemmerle T, Hostert P, Radeloff VC, et al (2008) Cross-border Comparison of Post-socialist Farmland Abandonment in the Carpathians. Ecosystems 11:614–628. doi: 10.1007/s10021-008-9146-z

Lambeck RJ (1997) Focal species: A multi-species umbrella for nature conservation. Conserv Biol 11:849–856. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x

Lambin EF, Geist HJ, Lepers E (2003) Dynamics of land-use and land-cover change in torpical regions. Annu Rev Environ Resour 28:205–241. doi: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105459

Laube I, Breitbach N, Böhning-Gaese K (2008) Avian diversity in a Kenyan agroecosystem: effects of habitat structure and proximity to forest. J Ornithol 149:181–191. doi: 10.1007/s10336-007-0258-6

Lawler JJ, Edwards TC (2002) Landscape patterns as habitat predictors: Building and testing models for cavity-nesting birds in the Uinta Mountains of Utah, USA. Landsc Ecol 17:233–245. doi: 10.1023/A:1020219914926

Lehtinen RM, Galatowitsch SM, Tester JR (1999) Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. Wetlands 19:1–12. doi: 10.1007/BF03161728

Lemoine N, Schaefer HC, Bohning-Gaese K (2007) Species richness of migratory birds is influenced by global climate change. Glob Ecol Biogeogr 16:55–64. doi: 10.1111/j.1466-822x.2006.00252.x

Levers C, Verkerk PJ, Müller D, et al (2014) Drivers of forest harvesting intensity patterns in Europe. For Ecol Manage 315:160–172. doi: 10.1016/j.foreco.2013.12.030

Lindenmayer DB, Fisher JM, Cunningham RB (2005) Native vegetation cover thresholds associated with species responses. Biol Conserv 124:311–316. doi: 10.1016/j.biocon.2005.01.038

López-Lanus B, Grilli P, Di Giacomo AS, et al (2008) Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Aves Argentina/AOP, Buenos Aires, Argentina

Lor S, Malecki R (2002) Call-response surveys to monitor marsh bird population trends.

Wildl Soc Bull 30:1195–1201.

Luther D, Hilty J, Weiss J, et al (2008) Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. Biodivers Conserv 17:1923–1935. doi: 10.1007/s10531-008-9332-5

MacAlister C, Mahaxay M (2009) Mapping wetlands in the Lower Mekong Basin for wetland resource and conservation management using Landsat ETM images and field survey data. J Environ Manage 90:2130–2137. doi: 10.1016/j.jenvman.2007.06.031

Magnano AL (2010) Patrón espacial y temporal de la comunidad de aves en diferentes usos de la tierra del Bajo Delta del Río Paraná. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity, 1ed edn. Blackwell Science Ltd.

MAGyP (2010) Mapa de plantaciones forestales 2008-2009. Bajo Delta Bonaerense y Entrerriano. Área de Sistema de Información Geográgfica e Inventario Forestal. Direccion de Producción Forestal. Ministerio de Agricultura, Ganadería y pesca.

Malan G, Benn G a. (1999) Agricultural land-use patterns and the decline of the helmeted guineafowl Numida meleagris (Linnaeus 1766) in KwaZulu-Natal, South Africa. Agric Ecosyst Environ 73:29–40. doi: 10.1016/S0167-8809(99)00011-0

Malvárez AI (1999) El Delta Del Rio Paraná como mosaico de humedales. In: Malvárez AI (ed) Tópicos Sobre Humedales Subtropicales y Templados de Sudamérica. MAB-ORCYT, Montevideo, Uruguay, pp 32–50

Mastrangelo ME, Gavin MC (2014) Impacts of agricultural intensification on avian richness at multiple scales in Dry Chaco forests. Biol Conserv 179:63–71. doi: 10.1016/j.biocon.2014.08.020

McCune B, Grace JB (2002) Analysis of ecological communities. MjM Softw. Des.

McGarigal K, McComb WC (1995) Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. Ecol Monogr 65:235–260.

McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. Trends Ecol Evol 21:178–185. doi: 10.1016/j.tree.2006.02.002

Mensing DM, Galatowitsch SM, Tester JR (1998) Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. J Environ Manage 53:349–377. doi: 10.1006/jema.1998.0215

Millennium Ecosystem Assesment (2005) Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis. Millennium ecosystem assessment report to the ramsar convention.

Miller JR, Wiens JA, Hobbs NT, Theobald DM (2012) Effects of Human Settlement on Bird Communities in Lowland Riparian Areas of Colorado (Usa). 13:1041–1059.

Minotti PG, Kandus P (2013) Actualización y profundización del mapa de endicamientos y terraplenes de la región del Delta del Paraná - 2013.

Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) The value of wetlands: Importance of scale and

landscape setting. Ecol Econ 35:25–33. doi: 10.1016/S0921-8009(00)00165-8

Mitsch WJ, Gosselink JG (2007) Wetlands. Wiley

Mols CMM, Visser ME (2002) Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. J Appl Ecol 39:888–899. doi: 10.1046/j.1365-2664.2002.00761.x

Munyati C (2000) Wetland change detection on the Kafue Flats, Zambia, by classification of a multitemporal remote sensing image dataset. Int J Remote Sens 21:1787–1806. doi: 10.1080/014311600209742

Murkin HR (1998) Freshwater functions and values of prairie wetlands. Gt Plains Res 8:3–15.

Narosky T, Yzurieta D (2013) Guía de Aves de Argentina y Uruguay. Vazquez Manzzini

Naugle DE, Higgins KF, Nusser SM, Johnson WC (1999) Scale-dependent habitat use in three species of prairie wetland birds. Landsc Ecol 14:267–276. doi: 10.1023/A:1008088429081

Nicholls RJ, Hoozemans FMJ, Marchand M (1999) Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. Glob Environ Chang Policy Dimens 9:S69–S87. doi: 10.1016/S0959-3780(99)00019-9

Niemuth ND, Solberg JW (2013) Response of Waterbirds to Number of Wetlands in the Prairie Pothole Region of North Dakota, U.S.A. Waterbirds 26:233–238.

Noss RF (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach Essay. Conserv Biol 4:355–364.

O'Connell MJ (2003) Detecting, measuring and reversing changes to wetlands. Wetl Ecol Manag 11:397–401. doi: 10.1023/B:WETL.0000007191.77103.53

Oesterheld M (2008) Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecol Austral 18:337–346.

Ouyang W, Shan Y, Hao F, et al (2013) Accumulated impact assessment of river buffer zone after 30 years of dam disturbance in the Yellow River Basin. Stoch Environ Res Risk Assess 27:1069–1079. doi: 10.1007/s00477-012-0645-2

Owens IP, Bennett PM (2000) Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. Proc Natl Acad Sci U S A 97:12144–12148. doi: 10.1073/pnas.200223397

Ozesmi SL, Bauer ME (2002) Satellite remote sensing of wetlands. Wetl Ecol Manag 10:381–402. doi: 10.1023/A:1020908432489

Padoa-Schioppa E, Baietto M, Massa R, Bottoni L (2006) Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. Ecol Indic 6:83–93. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.08.006

Pang A, Li C, Wang X, Hu J (2010) Land use/cover change in response to driving forces of Zoige County, China. Procedia Environ Sci 2:1074–1082. doi: 10.1016/j.proenv.2010.10.119

Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, et al (2006) Cambios En El Uso De La Tierra

En Argentina Y Uruguay: Marcos Conceptuales Para Su Análisis. Agrociencia 10:47–61. doi: 10.2307/2577037

Peet NB, Watkinson AR, Bell DJ, Kattel BJ (1999) Plant diversity in the threatened subtropical grasslands of Nepal. Biol Conserv 88:193–206. doi: 10.1016/S0006-3207(98)00104-9

Pengue WA (2004) Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina. Rev Iberoam Econ Ecológica 1:46–55.

Peterson AC, Niemi GJ (2007) Evaluation of the Ohio Rapid Assessment Method for wetlands in the western Great Lakes: An analysis using bird communities. J Great Lakes Res 33:280–291. doi: 10.3394/0380-1330(2007)33[280:EOTORA]2.0.CO;2

Popotnik GJ, Giuliano WM (2000) Response of birds to grazing of riparian zones. J Wildl Manag 64:976–982.

Quintana RD, Bó RF (2013) Humedales del complejo litoral del Paraná Inferior. In: Inventario de los humedales de Argentina. Sistemas de paisajes de humedales del Corredor Fluvial Paraná-Paraguay, 1ed edn. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires, Argentina, pp 271–296

Quintana RD, Bó RF, Astrada E Conflictos socioambientales vinculados a la ganadería en los humedales del Delta del Río Paraná.

Quintana RD, Bó RF, Astrada E, Reeves C (2014a) Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. Fundación Humedales / Wetlands International LAC., Buenos Aires, Argentina

Quintana RD, Vicari R, Magnano AL, Madanes N (2014b) Resiliencia de los humedales al cambio climático. In: Pascale Medina C, Zubillanga MM, Taboada MA (eds) Suelos, produccion agropecuaria y cambio climático: avances en la Argentina. Ministerios de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación., Buenos Aires, Argentina, pp 481–513

Ralph JC, Geupel GR, Pyle P, et al (1993) Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U. S. Department of Agriculture, Albany, CA

Ramankutty N, Foley JA (1999) Estimating historical changes in global land cover: Croplands historical have converted areas. Global Biogeochem Cycles 13:997–1027. doi: 10.1029/1999GB900046

Reeves PN, Champion PD (2004) Effects of Livestock Grazing on Wetlands: Literature Review. Environmental Waikato. Regional Council

Richards SA (2008) Dealing with overdispersed count data in applied ecology. J Appl Ecol 45:218–227. doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01377.x

Richter KO, Azous AL (1995) Amphibian occurrence and wetland characteristics in the Puget Sound basin. Wetlands 15:305–3012.

Riffell SK, Keas BE, Burton TM (2001) Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. Wetlands 21:492–507. doi: 10.1672/0277-5212(2001)021[0492:AAHROB]2.0.CO;2

Ringuelet RA (1961) Rasgos Fundamentales de la Zoogeografía Argentina. Physis 22:151 – 170. doi: 10.1023/B:VEGE.0000049101.30809.27

Robledano F, Esteve MA, Farinós P, et al (2010) Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. Ecol Indic 10:274–286. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.05.006

Rodewald AD, Yahner RH (2001) Influence of Landscape Composition on Avian Community. Ecology 82:3493–3504.

Royle JA, Dawson DK, Bates S (2004) Modeling Abundance Effects in Distance Sampling. Ecology 85:1591–1597.

Ryder RA (1967) Migration and Mortality of the White-Faced Ibis (Plegadis Chihi) in North America. Bird Band 38:257–277.

Saab V (1999) Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. Ecol Appl 9:135–151. doi: 10.1890/1051-0761(1999)009[0135:IOSSTH]2.0.CO;2

Sala OE (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 Science (80-) 287:1770–1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770

Salafsky N, Margoluis R, Redford KH, Robinson JG (2002) Improving the practice of conservation: A conceptual framework and research agenda for conservation science. Conserv Biol 16:1469–1479. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01232.x

Salvia MM (2010) Aporte de la teledetección al estudio del funcionamiento del macrosistema delta del paraná: análisis de series de tiempo y eventos extremos. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Salvia MM, Ceballos DS, Grings F, et al (2012) Post-Fire Effects in Wetland Environments: Landscape Assessment of Plant Coverage and Soil Recovery in the Parana River Delta Marshes, Argentina. Fire Ecol 8:17–37. doi: 10.4996/fireecology.0802017

Saunders DA, Hobbs RJ (1991) Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation : A Review. 5:18–32.

Schapire RE (2003) The boosting approach to machine learning: an overview. Nonlinear Estim Classif 171:149–171. doi: 10.1.1.24.5565

Sekercioğlu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. Trends Ecol Evol 21:464–471. doi: 10.1016/j.tree.2006.05.007

Sekercioğlu CH, Daily GC, Ehrlich PR (2004) Ecosystem consequences of bird declines. Proc Natl Acad Sci U S A 101:18042–18047. doi: 10.1073/pnas.0408049101

Seto KC, Liu W (2003) Comparing ARTMAP neural network with the maximum-likelihood classifier for detecting urban change. Photogramm Eng Remote Sens 69:981–990. doi: 10.14358/PERS.69.9.981

Sillett TS, Chandler RB, Royle JA, et al (2015) Hierarchical distance-sampling models to estimate population size and habitat-specific abundance of an island endemic.

Ecol Appl 22:1997–2006.

Simeoni U, Corbau C (2009) A review of the Delta Po evolution (Italy) related to climatic changes and human impacts. Geomorphology 107:64–71. doi: 10.1016/j.geomorph.2008.11.004

Singh A (1989) Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data. Int J Remote Sens 10:989–1003. doi: 10.1080/01431168908903939

Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, et al (1998) Trends in the abundance of farmland birds: A quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. J Appl Ecol 35:24–43. doi: 10.1046/j.1365-2664.1998.00275.x

Smith LA, Chow-Fraser P (2010) Impacts of adjacent land use and isolation on marsh bird communities. Environ Manage 45:1040–1051. doi: 10.1007/s00267-010-9475-5

Song K, Wang Z, Li L, et al (2012) Wetlands shrinkage, fragmentation and their links to agriculture in the Muleng-Xingkai Plain, China. J Environ Manage 111:120–132. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.06.038

Stouffer PC, Bierregaard RO, Strong C, Lovejoy TE (2006) Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. Conserv Biol 20:1212–1223. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00427.x

Symonds MRE, Moussalli A (2011) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. Behav Ecol Sociobiol 65:13–21. doi: 10.1007/s00265-010-1037-6

Temple SA, Wiens JA (1989) Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? Am Birds 43:260–270.

Tews J, Brose U, Grimm V, et al (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. J Biogeogr 31:79–92. doi: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, et al (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418:671–7. doi: 10.1038/nature01014

Tilman D, Fargione J, Wolff B, et al (2001) Forecasting Agriculturally Driven Environmental Change. Am Assoc fo rthe Adv Sci 292:281–284. doi: 10.1126/science.1057544

Tozer DC, Nol E, Abraham KF (2010) Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. Wetl Ecol Manag 18:679–693. doi: 10.1007/s11273-010-9187-x

Trzcinski MK, Fahrig L, Merriam G (2013) Independent Effects of Forest Cover and Fragmentation on the Distribution of Forest Breeding Birds. Ecol Appl 9:586–593.

Tscharntke T, Tylianakis JM, Rand TA, et al (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. Biol Rev 87:661–685. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x

van Asselen S, Verburg PH, Vermaat JE, Janse JH (2013) Drivers of Wetland Conversion: a Global Meta-Analysis. PLoS One 8:e81292. doi:

10.1371/journal.pone.0081292

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. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x

Viglizzo EF, Roberto ZE, Lértora F, et al (1997) Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. Agric Ecosyst Environ 66:61–70. doi: 10.1016/S0167-8809(97)00079-0

Villard M-A, Trzcinski MK, Merriam G (1999) Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. Conserv Biol Biol 13:774–783. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98059.x

Villegas M, Garitano-Zavala Á (2008) Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. Ecol en Boliv 43:146–153.

Ward MP, Semel B, Herkert JR (2010) Identifying the ecological causes of long-term declines of wetland-dependent birds in an urbanizing landscape. Biodivers Conserv 19:3287–3300. doi: 10.1007/s10531-010-9893-y

Watkinson AR, Ormerod SJ (2001) Grasslands, grazing and biodiversity: editors ' introduction. J Anim Ecol 38:233–237.

Watson JEM, Whittaker RJ, Freudenberger D (2005) Bird community responses to habitat fragmentation: How consistent are they across landscapes? J Biogeogr 32:1353–1370. doi: 10.1111/j.1365-2699.2005.01256.x

Wetlands International (2010) State of the world's waterbirds 2010. Wetlands International, Ede, The Netherlands

Whelan CJ, Wenny DG, Marquise RJ (2008) Ecosystem services provided by birds. Year Ecol Conserv Biol 2008 1134:25–60. doi: 10.1196/annals.1439.003

White WA, Morton RA, Holmes CW (2002) A comparison of factors controlling sedimentation rates and wetland loss in fluvial-deltaic systems, Texas Gulf coast. Geomorphology 44:47–66. doi: 10.1016/S0169-555X(01)00140-4

Whited DC, Galatowitsch SM, Tester JR, et al (2000) The importance of local and regional factors in predicting effective conservation. Landsc Urban Plan 49:49–65. doi: 10.1016/S0169-2046(00)00046-3

Wiens JA (1992) The ecology of bird communities. Cambridge, University Press

Wu J, Hobbs RJ (2008) Key Topics in Landscape Ecology. Cambridge, University Press

Wulder M a., White JC, Goward SN, et al (2008) Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. Remote Sens Environ 112:955–969. doi: 10.1016/j.rse.2007.07.004

Xiang S, Guo R, Wu N, Sun S (2009) Current status and future prospects of Zoige Marsh in Eastern Qinghai-Tibet Plateau. Ecol Eng 35:553–562. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.02.016

Zaccagnini ME, Canavelli SB, Calamari NC, Schrag AM (2010) Regional bird monitoring

as a tool for predicting the effects of land use and climate change on pampas biodiversity. Clim Chang Biodivers Sustain Am Impacts Adapt 39–56.

Zedler JB (2003) Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. Front Ecol Environ 1:65–72. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0065:WAYSRI]2.0.CO;2

Zedler JB, Kercher S (2005) Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. Rev Lit Arts Am 39–74. doi: 10.1146/annurev.energy.30.050504.144248

Zedler JB, Kercher S (2004) Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. CRC Crit Rev Plant Sci 23:431–452. doi: 10.1080/07352680490514673

Zhang S, Na X, Kong B, et al (2009) Identifying wetland change in China's Sanjiang plain using remote sensing. Wetlands 29:302–313.