

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO

TESIS DOCTORAL

**COMPOSICIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LOS
ENSAMBLES DE AVES DE LA PLANICIE DE
INUNDACIÓN DEL PARANÁ INFERIOR
(ENTRE RÍOS, ARGENTINA)**

Lic. Ana Laura Ronchi Virgolini

**Director: Dr. Juan Alberto Schnack
Co Director: Dr. Adolfo Héctor Beltzer**

2011

A mi familia
A Esteban y Sofia

AGRADECIMIENTOS

Durante mi Doctorado he conocido muchas personas que, de una manera u otra, me ayudaron en mi desarrollo profesional, aportando sus conocimientos, sabiduría, experiencia y compañía. A todas y cada una de ellas mi más sincero agradecimiento.

En particular a mis Directores, Dr. Juan Schnack, Dr. Adolfo Beltzer y Dra. Adriana Manzano, por aceptarme como becaria y tesista y confiar en mi trabajo. Por acompañarme con sus enseñanzas en la ecología de aves, y en la vida. Por recordarme que no sólo es importante la biología, la licenciatura, el doctorado, los papers, sino que también hay que disfrutar cada minuto de vida.

Al Dr. John Blake, quien me orientó durante todos estos años, me demostró que la estadística es muy interesante y necesaria para la Biología y leyó críticamente versiones de mis manuscritos, realizando valiosas correcciones.

Al Lic. Rodrigo Lorenzón, quien me acompañó y ayudó incondicionalmente durante estos años tanto en el trabajo de campo como en la redacción de manuscritos y en la lectura crítica de este trabajo, lo cual me sirvió de apoyo, principalmente en esta instancia final. También deseo agradecerle las fotos que me cedió amablemente para la presentación de este trabajo.

A Estela Rodríguez y Carolina Cerino quienes colaboraron desinteresadamente en la identificación de las plantas de las diferentes unidades ambientales.

Al Téc. Raúl D'Angelo quien estuvo siempre dispuesto, pasando frío y calor en la lancha, o en la camioneta durante 3 años.

Agradezco al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP) y a la Universidad Autónoma de Entre Ríos, por permitirme y financiar el desarrollo de mi trabajo.

A la Delegación Regional Diamante de la Administración de Parques Nacionales por permitirme trabajar en el Parque Nacional Pre-Delta y por su hospitalidad y cordialidad. En especial al Guardaparque Julián Alonso con quien no sólo realicé el trabajo de campo, también aprendí mucho sobre las aves y sobre la naturaleza. Además deseo agradecerle las fotos cedidas para las diferentes presentaciones realizadas durante mi Doctorado.

A mis compañeros y amigos de laboratorio, Zuleica, Estela, Laura, Fernando, Virginia, Melina, Paz y Martín; con quienes, además de compartir la pasión por la investigación, entablamos una linda amistad, que continúa más allá de los trabajos a campo, análisis y papers. Con ellos también compartí la alegría de la llegada de Sofia a mi vida.

A Alejandra, Betiana, Patricia por estar siempre presentes y ayudarme en todo momento.

Deseo agradecer profundamente a mis padres, Stella y Eduardo, que me dieron la posibilidad de estudiar esta carrera y me brindan su constante e incondicional apoyo, especialmente en esta etapa de la vida, en la que estoy aprendiendo el hermoso, dulce y agotador oficio de ser mamá. A mis hermanos, Carina y Alejandro y a mi cuñada Mariana que siempre están en las buenas y en las malas. A mis suegros, Ester y Oscar, quienes cuidan de Sofia todas las mañanas para que yo vaya tranquila a trabajar. Por último, quiero darle las gracias a las dos personas más importantes en mi vida, a Esteban quien con su apoyo y mucha paciencia, me ayudó y comprendió durante todo este tiempo, y me dio ánimo con la escritura de la tesis y a Sofia, que con su primer año de vida, es la luz de mis ojos, la que me hace reír con sus travesuras y con cada paso que da.

A todos, muchísimas gracias.

ÍNDICE

RESUMEN	7
CAPÍTULO I	
INTRODUCCIÓN GENERAL	
Introducción	13
Objetivo General	16
Objetivos Específicos	16
Hipótesis	16
Área de Estudio	17
Unidades de vegetación	20
Fundamentos de la selección de los sitios de muestreo	23
CAPÍTULO II	
ANÁLISIS COMPARATIVO A ESCALA ESPACIAL DE LOS ENSAMBLES DE AVES EN LA PLANICIE DE INUNDACIÓN DEL PARANÁ INFERIOR	
Introducción	26
Materiales y Métodos	29
Área de estudio	29
Muestreo	29
Análisis estadísticos	37
Resultados	38
Evaluación del esfuerzo de muestreo	38
Composición de familias y especies	38
Comparación entre unidades ambientales	39
Gremios Tróficos	41
Discusión	47
CAPÍTULO III	
VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ENSAMBLE DE AVES EN LOS BAJOS DEL PARQUE NACIONAL PRE- DELTA	
Introducción	53
Materiales y Métodos	55
Área de Estudio	55
Muestreo	56
Análisis estadísticos	56
Resultados	57
Riqueza de especies y abundancia	57
Composición del ensamble	58
Gremios Tróficos	59
Discusión	65
CAPÍTULO IV	
DIFERENCIAS Y SIMILITUDES ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES DE DOS TIPOS DE BOSQUES EN EL RÍO PARANÁ INFERIOR	
Introducción	74
Materiales y Métodos	75

Área de Estudio	75
Muestreo	75
Análisis estadísticos	75
Resultados	77
Riqueza de especies y abundancia	77
Composición de los ensambles	79
Gremios Tróficos	82
Discusión	87

CAPÍTULO V

RELACIÓN ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES Y EL PULSO HIDROSEDIMENTOLÓGICO DEL RÍO PARANÁ INFERIOR

Introducción	93
Materiales y Métodos	96
Obtención de datos	96
Altimetría de los puntos de conteo	96
Dinámica hidrológica del río Paraná	96
Análisis de datos	96
Pulsos hidrosedimentológicos	97
Resultados	98
Bajos	101
Albardones	104
Barrancas	105
Discusión	108

CAPÍTULO VI

COMPARACIÓN ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES EN AMBIENTES DENTRO Y FUERA DEL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA

Introducción	112
Materiales y Métodos	114
Área de Estudio	114
Muestreo	114
Análisis estadístico	114
Resultados	115
Bajos	115
Gremios Tróficos	118
Albardones	119
Gremios Tróficos	124
Barrancas	125
Gremios Tróficos	127
Discusión	130

CAPÍTULO VII

CONCLUSION GENERAL

BIBLIOGRAFÍA CITADA

APÉNDICES

RESUMEN

Entre marzo de 2006 y marzo de 2008, se estudió la dinámica espacial y temporal del ensamble de aves en el Parque Nacional Pre- Delta (32°03'S 60°38'O) ubicado en el departamento Diamante, en el sudoeste de la provincia de Entre Ríos. Los objetivos de este trabajo fueron: (1) caracterizar la comunidad de aves en términos de riqueza, abundancia y diversidad (alfa y beta), (2) relacionar los parámetros de los ensambles con cambios ambientales espaciales y temporales relacionados con vegetación, hidrología y perturbaciones antropogénicas y (3) identificar los grupos de especies que respondan de un modo similar a un determinado impacto, de tal manera que puedan constituir una herramienta eficaz como indicadores de perturbaciones ambientales. Se registró una abundancia promedio de 3417 individuos, correspondiente a 163 especies, 41 familias y 14 órdenes. Fueron registradas 39 especies de aves acuáticas, pertenecientes a 12 Familias, las restantes 124 especies son de hábitats terrestres y de transición entre terrestres y acuáticos. Riqueza, abundancia promedio y diversidad fueron diferentes entre las tres unidades ambientales. Las especies fueron clasificadas en 19 gremios tróficos, que reflejaron la elevada oferta de microhábitats y recursos alimenticios del valle de inundación, involucrando una gran variedad de dietas y de forma de obtenerlas en el espacio. La riqueza y la abundancia promedio estuvieron principalmente determinadas por los Bajos, los que presentaron el mayor número de especies con relación al total y a cada una de las unidades ambientales estudiadas. Este elevado número de especies podría ser atribuido a la heterogeneidad espacial de dicho ambiente, con cuerpos de agua, vegetación flotante, y parches de arbustos y árboles. Particularmente para las aves, este tipo de ambiente ha sido frecuentemente referido por su alta diversidad. Los Albardones y las Barrancas exhibieron un número relativamente bajo de especies, con relación a esto, debe tenerse en cuenta la superficie relativa de las unidades ambientales y el decrecimiento tanto de la riqueza como de la abundancia a medida que esta superficie decrece. Mientras que los Bajos abarcan la mayoría del área de estudio, los bosques constituyen franjas angostas con amplios efectos de fragmentación y de borde. A partir de lo hallado, se abordó el estudio de los ambientes acuáticos y, por otro lado, la comparación de los bosques en mayor profundidad. Al analizar las variaciones internas de los ensambles de los Bajos, se compararon entre transectas la riqueza, abundancia promedio y diversidad, no encontrándose variaciones, pero sí cambios significativos en la composición de especies entre sitios. Al considerar la

escala temporal, por otra parte, las variaciones ocurrieron del mismo modo, con sólo cambios significativos en la composición de las especies. De modo excepcional, el único parámetro estructural que varió significativamente fue la riqueza, que mostró un cambio significativo solamente entre años. Existen muchos elementos que pueden explicar estos cambios, siendo quizás los más importantes el régimen hidrológico, el tamaño y la heterogeneidad del sitio y la estructura de la vegetación. La abundancia de los gremios se mantuvo muy constante tanto entre años como entre estaciones. No obstante, los Carnívoros acuáticos de orilla y los Insectívoros de suelo estuvieron mejor representados durante el primer año de muestreo. Los Herbívoros- granívoros arborícolas variaron significativamente entre años, pero al contrario de los demás, estuvieron mejor representados durante el segundo año. La variación estacional en la abundancia de los grupos tróficos pudo estar relacionada con los patrones de migración, la disponibilidad de alimentos y/o el comportamiento reproductivo. La disponibilidad de hábitats y de recursos heterogéneos en el espacio y el tiempo producto de la dinámica geomorfológica e hidrológica del río serían aprovechados por el ensamble de aves. Al comparar los ensambles de aves entre ambos tipos de bosque y entre estaciones en términos de composición de especies y estructura sólo se registraron diferencias significativas en la riqueza. La abundancia no varió significativamente entre los bosques ni entre las estaciones. Tampoco se observó diferencia al analizar los parámetros por años. En cuanto a los gremios, los Herbívoros- granívoros arborícolas, Insectívoros de follaje, Insectívoros de suelo, Insectívoros de tronco, Insectívoros de vuelo corto o largo e Insectívoros aéreos, variaron entre sitios. Los Granívoros de suelo, Insectívoros- frugívoros, e Insectívoros de follaje, variaron entre años, y los Insectívoros- frugívoros, Insectívoros de vuelo corto o largo y Nectarívoros, lo hicieron por estación. Los Albardones y Barrancas conforman los dos principales tipos de bosques que se encuentran en el área de estudio, y registraron una gran diversidad de especies de aves, incluyendo migrantes y residentes. Estos bosques difieren entre sí por una serie de características importantes asociadas a la topografía y a la vegetación. La variación espacial y temporal en la riqueza y composición de especies observada en ambos ambientes, se relacionaría tanto con las diferencias en la vegetación como con los cambios temporales de la planicie de inundación. Los resultados obtenidos sustentan una mayor importancia de la complejidad estructural frente a la composición florística, como factores que influyen en la riqueza de especies de aves. Las especies migrantes fueron un componente importante de las comunidades de aves en los ensambles

estudiados, y contribuyeron a la variación temporal de la riqueza de especies y de la composición en ambos bosques. La composición de los gremios fue muy similar en Albardón y Barranca, con diferencias principalmente en la importancia relativa de las especies asociadas a hábitats diferentes, más que con respecto a la dieta o el sustrato. El pulso de inundación es el principal factor, responsable de la existencia, productividad e interacciones de la biota predominante, por lo que se abordó la relación entre el régimen de pulsos hidrosedimentológicos, particularmente con la frecuencia de éstos y con la duración de la potamofase, y los parámetros estructurales de los ensamblajes de aves del Parque Nacional Pre Delta. La influencia de los pulsos hidrológicos se presentó marcadamente y de modo peculiar para los distintos parámetros de los ensamblajes y gremios de especies de aves. Los resultados obtenidos coincidieron con la idea de que las fases de aguas bajas permitirían una mayor oferta de microhábitats, dado que se encontraron relaciones negativas entre la frecuencia de pulsos completos y número de días en que los sitios de conteo permanecieron inundados, con respecto a la riqueza de los ensamblajes. Los disturbios antropogénicos constituyen otro factor que influye en la estructura y composición de los ensamblajes de aves. No obstante, los sitios fuera del área protegida, a pesar de estar habitados, se presentaron en buen estado de conservación. Los resultados encontrados en este trabajo adquieren gran relevancia en la actualidad, dado que los humedales han recibido gran atención debido a su importancia como núcleos de biodiversidad, promoviéndose estudios sobre ecología fluvial en planicies de inundación que puedan aportar información para la conservación de dichos sistemas.

Palabras claves: planicie de inundación, ensamblajes de aves, Bajos, Albardones, Barrancas, pulso hidrosedimentológico, perturbaciones antropogénicas, Parque Nacional Pre- Delta, Entre Ríos.

ABSTRACT

Spatial and temporal dynamics of bird assemblages in Pre Delta National Park, located in Diamante department, southwestern Entre Ríos (32°03'S 60°38'W), were studied between March 2006 and March 2008. The objectives of this study were to: (1) characterize the bird community in terms of species richness, abundance and diversity (alpha and beta); (2) relate the parameters of the assemblages with spatial and temporal environmental changes related to vegetation, hydrology and human disturbance; and (3) identify groups of species that respond in similar ways to a given environmental impact and which could, therefore, be effective indicators of environmental disturbance. A mean abundance of 3417 individuals was recorded, corresponding to 163 species, 41 families and 14 orders of birds. Among the total recorded species, 39 were aquatic birds belonging to 12 families. The remaining 124 species were typical of terrestrial habitats and / or the transitional area between terrestrial and aquatic habitats. Species richness, mean abundance and diversity differed among the three environmental units included in the study. Species were classified into 19 trophic guilds, which reflected the wide range of microhabitats and food resources of the floodplain that support a variety of diets and foraging methods. Overall richness and average abundance were mainly determined by wetlands, which supported the highest number of species in relation to the total and to each of the environmental units. This high number of species likely could be attributed to its spatial heterogeneity. Wetlands support a wide diversity of aquatic habitats, including bodies of open water, floating vegetation, and patches of emergent shrubs and trees. The latter contribute greatly to the overall spatial heterogeneity of this environment. The non-flooded and flooded riverine forests exhibited a relatively low number of species compared to wetlands. This difference may be partly attributed to the fact that wetlands cover larger areas than riverine forests; the latter are narrow and fragmented strips of vegetation. Richness and overall abundance of assemblages of birds did not differ significantly among wetland transects. Nevertheless, significant changes in species composition were observed along different stretches of wetland transects. In contrast, the only significant temporal change in bird assemblages was species richness, especially between years. Although many factors might explain the above changes, probably the most important were water regime, size and heterogeneity of the site, and vegetation structure. Guild abundance remained relatively constant between years and among seasons. Carnivores of aquatic shorelines as well as soil insectivores were, however, better represented in the first year of

study. Conversely, arboreal herbivore– granivores differed significantly between years and, unlike other guilds, were better represented during the second year. Seasonal variation in the abundance of trophic groups could be attributed to migration patterns, food availability and / or reproductive behavior. Availability of habitats and spatial and temporal heterogeneity of resources for birds are governed by the geomorphological and hydrological dynamics of the river. When comparisons were made among forest types and seasons, only species richness showed significant variation. In contrast, abundance did not vary among forests or seasons. Similarly, there were no differences among years in richness, overall abundance and diversity. Among guilds, arboreal herbivore-granivores, foliage insectivores, ground insectivores, bark insectivores, short-or-long flight insectivores and aerial insectivores all differed according to forest types. Ground-granivores, insectivore-frugivores and foliage insectivores varied in abundance between years; insectivore-frugivores, short-or-long flight insectivores and nectarivores varied among seasons. Non-flooded riverine forest and flooded riverine forest, the two major forest types found in the study area, supported a variety of bird species, including migrants and residents. These forests differed in several important features associated with the topography and vegetation. Spatial and temporal variation in species richness and composition observed in flooded and non-flooded forests could be related to differences in vegetation and temporal changes in the floodplain. The obtained results underpin the greater importance of structural complexity of vegetation in comparison to floristic composition as a factor influencing bird species richness. Migratory species were important components of bird communities in the studied assemblages and contributed to the temporal variation of species richness and composition in both types of forests. The composition of the guilds was similar in non-flooded and flooded riverine forests with differences primarily related to habitat changes rather than to diet or substrate. The flood pulse was the main factor governing the structure and dynamics of the dominant biota. We addressed the relationship between hydro-sedimentological pulse regime and bird assemblages, particularly considering the frequency and duration of the high water phase. Hydrological attributes of flood pulses in the National Park markedly and differentially affected species assemblages and guilds, depending on the group considered. The results supports the idea that low-water phases would allow a wider range of microhabitats, as negative relationships were found between the full pulse frequency and number of days on which the study transects remained flooded, with respect to richness of the assemblages.

Anthropogenic disturbances are another factor that influenced the structure and composition of bird assemblages. However, sites outside the protected area, despite being inhabited, are well preserved. Results found in the present thesis are of great current relevance, since wetlands have received much attention due to their importance as centers of biodiversity. Further research on stream ecology in floodplains could provide additional information for conservation of these systems.

Keywords: floodplains, bird assemblages, wetlands, non-flooded riverine forest, flooded riverine forest, hydro-sedimentological pulse, human disturbance, Pre-Delta National Park, Entre Ríos

INTRODUCCIÓN

El monitoreo de aves es un requisito preliminar para estudiar la biología del grupo, incluyendo la observación de fenómenos de migración, análisis de la dinámica poblacional, descripción de adaptaciones al ambiente y de la estructura y ecología de las comunidades. En este sentido, Thompson *et al.* (1998) definen monitoreo, como la evaluación repetida del estado de alguna cantidad, atributo, tarea o función dentro de un área definida en un período específico de tiempo. Implícito en esta definición está la meta de detectar cambios “importantes” en el estado de la cantidad, atributo o tarea, es decir, detectar tendencias. Asimismo, cualquiera sea el significado, el monitoreo es considerado una herramienta para evaluar y alcanzar algún objetivo de manejo (Canavelli *et al.* 2004).

Las aves se utilizan como indicadoras de la conservación de especies silvestres y para identificar regiones perturbadas o que necesiten protección, ya que son buenas guías de orientación para evaluar el potencial de la biodiversidad de una región, porque son fáciles de observar y monitorear (Aparicio & Lyons 1998). Diferentes agrupamientos supra-específicos (gremios), como por ejemplo el de aquellas especies que tienen respuestas similares a las perturbaciones ambientales (“gremios de manejo”), pueden ser utilizados como herramientas de manejo para obtener indicadores del estado de las comunidades locales (Milesi *et al.* 2002).

La avifauna presente a lo largo de la planicie de inundación del Paraná es tal vez una de las más ricas del sur del continente americano debido a que el río, atraviesa diferentes regiones biogeográficas a lo largo de su gran extensión latitudinal (Di Giacomo & Contreras 2002). El río Paraná desarrolla una compleja planicie de inundación sujeta a la alternancia de ciclos de crecientes y bajantes en el nivel del río, posee una vasta heterogeneidad de hábitats y una alta productividad del sistema, lo que permite la existencia de comunidades bióticas muy diversas y adaptadas al régimen hídrico. El ciclo hidrológico también posibilita la existencia de numerosos hábitats acuáticos, tanto lóticos como leníticos y terrestres asociados (Neiff 1990, Bucher *et al.* 1993).

El nivel de heterogeneidad ambiental puede entenderse como el grado de variación de los elementos constituyentes de los patrones de paisajes típicos (i.e., de sus características fisonómicas, estructurales, su tamaño, cantidad y su disposición espacial relativa) tanto en el espacio (e.g., diversidad de hábitat en diferentes estadios de sucesión) como en el tiempo (e.g., relación áreas inundadas/emergentes en planicies de inundación).

Todos estos aspectos determinan en conjunto la oferta o grado de aptitud del hábitat para las especies de fauna silvestre, condicionando su riqueza, abundancia y su permanencia en el área, es decir, sus posibilidades de supervivencia y reproducción (Bó & Malvárez 1999, Robinson *et al.* 2002).

El Río Paraná es un macrosistema fluvial, cuya complejidad crece con la variabilidad hidrosedimentológica y la extensión geográfica ocupada. La superficie aluvial activa de las cuencas en la llanura se comporta como variable dependiente del caudal del agua que recibe el sistema, tanto por las lluvias locales, que determinan el anegamiento luego del escurrimiento del agua, como por desborde e inundación, producidos por ingresos de energía al sistema en los tramos superiores (Neiff 1990). Estas extensas llanuras constituyen sistemas complejos que involucran generalmente varios ecosistemas. Por este motivo, son frecuentemente referidas como macrosistemas. El régimen pulsátil del río es la principal fuerza motriz responsable de la existencia, productividad e interacción de la biota. En un pulso predecible y de larga duración, como el que se presenta en la cuenca del Paraná, se establecen condiciones en las cuales pueden verse favorecidos los caracteres de adaptaciones anatómicas, morfológicas, fisiológicas y/o etológicas de organismos acuáticos y terrestres que los habilitan para colonizar la zona inundable (Irmiler 1981, Junk *et al.* 1989). Estos sistemas pulsátiles se comportan como medios en permanente desequilibrio en los que la variabilidad temporal es una función compleja dependiente de las entradas y salidas de energía y materia, y de las oportunidades combinatorias de las poblaciones para ajustar su distribución y abundancia.

Los pulsos hidrosedimentológicos, favorecidos por el tamaño relativo de la planicie aluvial permiten, en consecuencia, el desarrollo de una importante diversidad de ambientes. En primer lugar, los sedimentos acarreados por el agua, determinan la formación de elementos tales como bancos e islas. También pueden identificarse los albardones (las porciones más altas del gradiente topográfico), los bañados, esteros y/o lagunas (ambientes de zonas bajas), canales laterales e internos (activos e inactivos), etc. (Ringuelet 1963, Neiff 1981). Estos ambientes, de acuerdo a la intensidad y duración de los pulsos hidrosedimentológicos, permiten el desarrollo de diferentes tipos de fisonomías vegetales las que, junto con sus interfases o ambientes de borde, constituyen el hábitat de las diferentes especies de fauna silvestre (Bó & Malvarez 1999).

Si a los ambientes propios de la planicie se agregan, además, aquellos correspondientes a los extremos del gradiente del sistema río- planicie aluvial, o sea, las áreas altas de inundación poco frecuente o directamente no inundables (ubicadas tanto en la planicie aluvial como en sus cercanías) y el curso fluvial principal, la diversidad de especies en el sistema se incrementa notablemente ya que, además de aquellas relativamente restringidas a ellos, éstos contribuyen con otras que colonizan temporariamente o, al menos, cubren parte de sus requerimientos, en los ambientes transicionales y acuáticos.

El régimen pulsátil, por otra parte, es responsable de la mayor o menor oferta de ambientes de acuerdo al nivel de agua que existe en un momento dado, sumando a la diversidad de ambientes, una marcada dinámica temporal. El pulso puede generar así tanto efectos indirectos (cambios en las condiciones del hábitat), como directos (los animales se ahogan, migran, etc.) sobre la biota (Bó & Malvarez 1999). De este modo, el pulso es el responsable en gran parte de la variación espacio- temporal de los ensambles de aves (e.g., Beltzer & Neiff 1992, Giraud 1992, Knuston & Klaas 1997, Bó & Malvárez 1999, Beja *et al.* 2010). Las inundaciones pueden cambiar directamente la oferta de alimentos, o cambiar indirectamente el hábitat a través del cambio de la vegetación (Keddy 2000). En este marco, obras que modifiquen el régimen natural de los niveles hidrométricos pueden cambiar la abundancia y la composición de aves (e.g., Burger *et al.* 1982, Keddy 2000).

Si bien la planicie de inundación del Paraná presenta características constantes a lo largo de toda su extensión, como por ejemplo la influencia del régimen pulsátil, ha sido subdividido de acuerdo con características distintivas en distintas tramos. El Delta del río Paraná es un importante macrosistema de humedales con características ecológicas y biogeográficas únicas y particulares dentro de la República Argentina (Malvárez 1999, Bo *et al.* 2002). La coexistencia de especies de distintos linajes, tanto de las áreas biogeográficas que lo rodean, como de las que ingresan desde latitudes subtropicales a través del corredor fluvial que representa la planicie de inundación del río Paraná, junto con la yuxtaposición de diferentes comunidades, constituyen un atributo exclusivo de la región (Malvárez 1999).

Las estrategias para enfrentarse a los cambios en el nivel del agua, erosión y deposición de sedimentos que modifican al hábitat varían de acuerdo a la historia de vida de cada organismo. Las aves, al ser un grupo particularmente móvil y, en consecuencia,

relativamente mejor adaptado a la elevada heterogeneidad espacial y temporal del área, pueden ser empleadas como un indicador valioso de los cambios en las condiciones ambientales, provocados en primer lugar por el régimen pulsátil del río.

El desarrollo y posterior seguimiento del estudio de los ensambles de aves focalizado hacia la conservación de sus especies silvestres y de sus hábitats, generan enorme responsabilidad y compromiso. El reconocimiento de su estado actual es requisito básico para elaborar un diagnóstico, indispensable a la hora de encontrar soluciones a problemas posibles o reales para su conservación.

OBJETIVO GENERAL

- Relacionar los atributos de los ensambles de aves con las variables de hábitat que caracterizan la planicie de inundación del Paraná Inferior.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar los ensambles de aves en términos de riqueza, abundancia por especies y diversidad (alfa y beta) en la llanura de inundación.
- Relacionar la diversidad específica y la abundancia por especies de aves halladas con variables de hábitat (principalmente la vegetación, la inundabilidad y las perturbaciones antropogénicas), en las dimensiones espacial y temporal.

HIPÓTESIS

- H1: Los pulsos hidrosedimentológicos afectan diferencialmente la riqueza y abundancia de las especies de aves de forma directa y/o indirecta a través de cambios en el hábitat.
- H2: Los cambios en los niveles de agua determinan variaciones en los hábitats y como consecuencia en la heterogeneidad espacial; por ende, en la presencia y abundancia de diferentes gremios de aves.

ÁREA DE ESTUDIO

De acuerdo con la subdivisión de la región del Delta del río Paraná realizada por Malvárez (1999), el Parque Nacional Pre-Delta (32°03'S 60°38'O) está incluido en la unidad de paisaje "Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros". El mismo, se encuentra ubicado en el sudoeste de la provincia de Entre Ríos, departamento Diamante, 6 Km. al sur de la ciudad homónima y posee una superficie de 2.458 ha. Situado en la llanura aluvial del río Paraná, comprende una zona de islas características de la región norte del delta o delta superior. Además, un reducido sector de Bosque ribereño no- inundable (Barranca) (Fig. 1.1).

Desde el punto de vista biogeográfico, el Parque Nacional Pre-Delta se encuentra en una región donde confluyen diversas corrientes florísticas, con el ingreso de especies pertenecientes principalmente a la Provincia Paranaense (Dominio Amazónico) y a las Provincias Chaqueña y del Espinal (Dominio Chaqueño) (Cabrera & Willink 1973, Cabrera 1994). El río Paraná participa de esta confluencia, actuando como un corredor biológico de gran extensión latitudinal, permitiendo así la penetración de elementos subtropicales en una zona templada (Cabrera 1994, Malvárez 1999). En cuanto a la fauna, Ringuelet (1961) considera al Delta dentro del Distrito Mesopotámico, perteneciente al Dominio Subtropical (Sub región Guayano-Brasileña) con una menor influencia del Distrito Pampásico. En lo que refiere a las aves en particular, según Nores (1987), el área estaría caracterizada por la superposición de tres zonas ornitogeográficas: el Distrito de las Selvas (Provincia Paranaense) y las Provincias Mesopotámica y Pampeana.

Las características climáticas del área la ubican dentro de un clima templado / cálido húmedo. Las temperaturas medias anuales se encuentran en el orden de los 19 °C. El régimen pluviométrico anual es de 900 mm, con precipitaciones que se registran principalmente en el período octubre-abril (73%). Durante el período de estudio las precipitaciones mensuales oscilaron entre 0 mm en diciembre de 2007 y 142,2 mm en diciembre de 2006 y la temperatura media mensual fue de 19° C (Fig. 1.2). El patrón hidrológico se corresponde con un régimen pulsátil anual de inundación. La época de estiaje (bajante) se produce en agosto-septiembre, mientras que el período de creciente suele darse a fines del verano y principio de otoño (Rojas & Saluso 1987). Con respecto a la serie histórica del río Paraná Inferior, los dos años estudiados (2006/2008) se corresponden con promedios mensuales anuales bajos y altos respectivamente,

encontrándose dentro de las fluctuaciones que lo caracterizan (Fig. 1.3). Cabe destacar que a fines del período estival y principio del invernal durante el año 2007 ocurrió una creciente del río Paraná pero se mantuvo dentro de los límites esperados para un pulso normal.

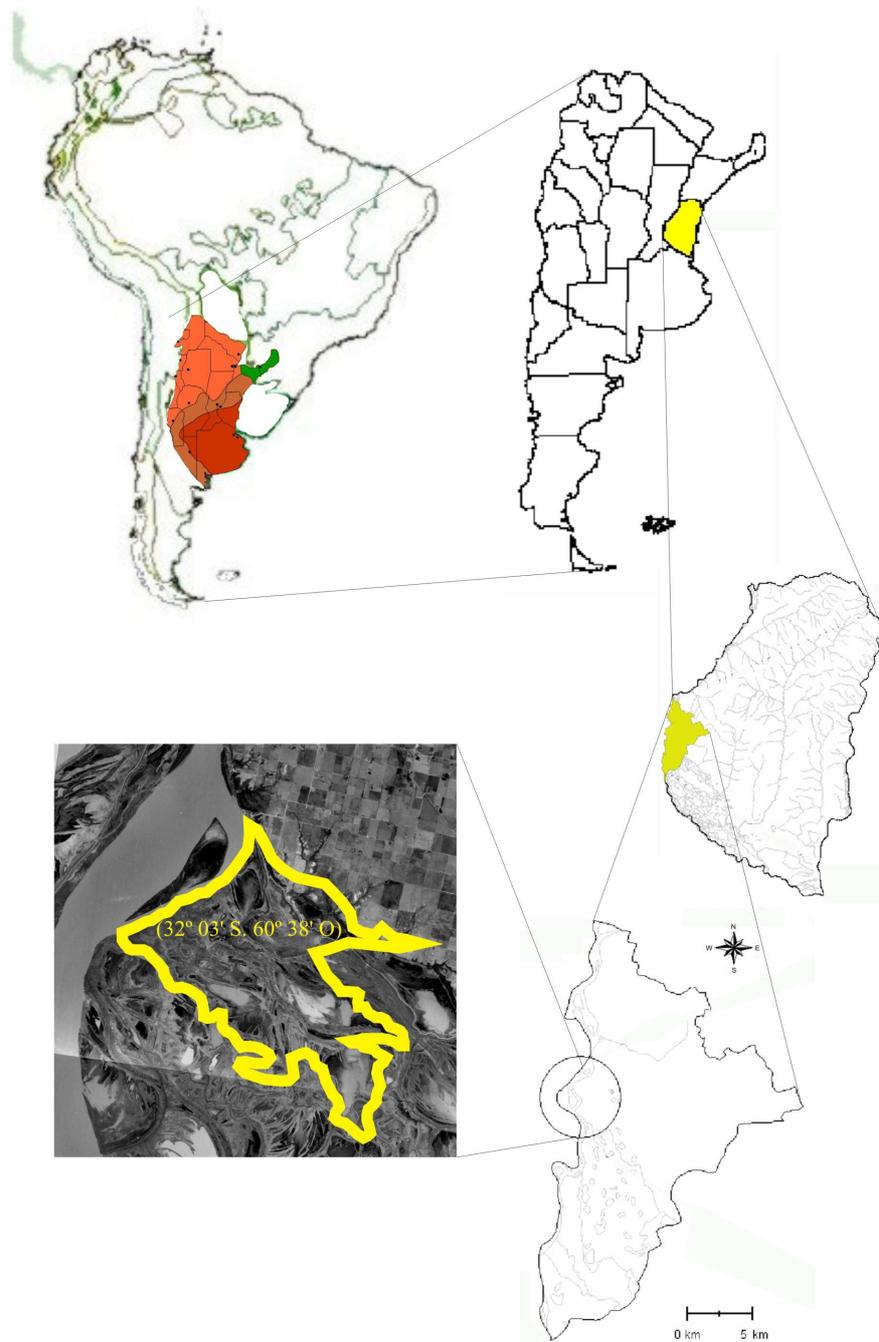


Figura 1.1: Ubicación y fotografía aérea del área de estudio y su localización en el territorio nacional, provincial y biogeográfico (32° 03' S. 60° 38' O). Regiones biogeográficas: ■ Provincia Paranaense, ■ Provincia Chaqueña, ■ Provincia del Espinal, ■ Provincia Pampeana. ■ Entre Ríos, Argentina. ■ Departamento Diamante. En la fotografía aérea está delimitada el área del Parque Nacional Pre- Delta con amarillo.

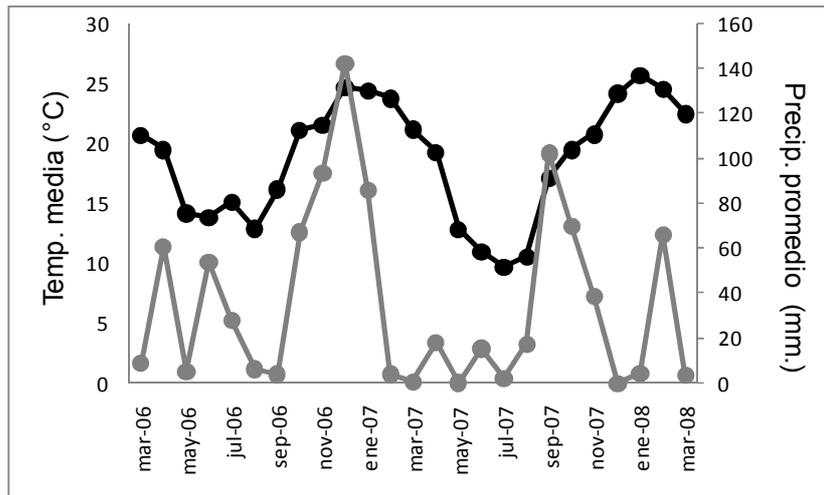


Figura 1.2: Temperatura (negro) y precipitaciones mensuales (gris) promedio registradas para el área de estudio a través de los datos registrados por la Prefectura Naval Argentina en el Puerto de la ciudad de Diamante.

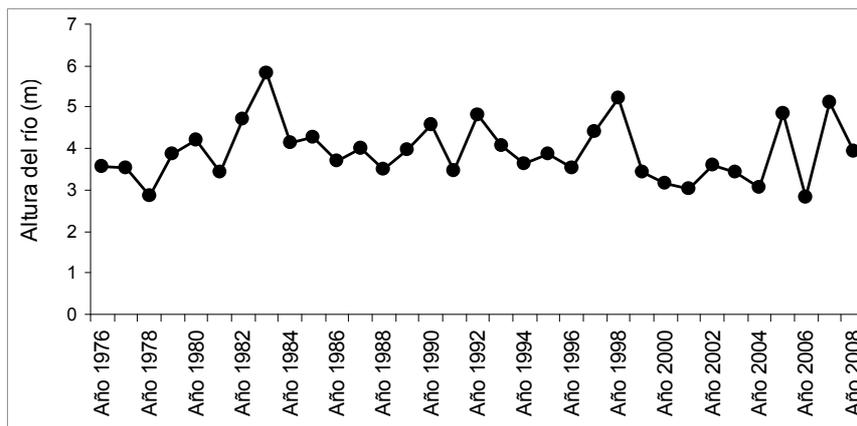


Figura 1.3: Promedio mensual anual histórico de los niveles hidrológicos del río Paraná Inferior, obtenido de la Prefectura Naval Argentina de la ciudad de Diamante, Entre Ríos.

UNIDADES DE VEGETACIÓN

El paisaje regional es el resultado del accionar de diversos procesos fluviales que le confieren una gran diversidad ambiental (Aceñolaza *et al.* 2004, Aceñolaza *et al.* 2005). La ubicación de los distintos ambientes que conforman el parque está directamente relacionada con la topografía que presenta el área. Los albardones constituyen las partes

más altas de la planicie de inundación. A partir de éstos y hacia el interior de las islas, se desarrolla un gradiente topográfico que termina en lagunas, generalmente extensas, que ocupan las partes más bajas. Las posiciones intermedias están ocupadas por zonas sujetas a inundaciones periódicas (zonas de media loma). El único ambiente que no es alcanzado por las grandes crecientes es la zona de barranca, ubicada fuera de la planicie de inundación. En líneas generales, los albardones o ambientes altos están ocupados por bosques, los intermedios o de media loma por pajonales y los bajos por bañados y lagunas. Todos estos sufren, en diferente medida, los efectos provocados por las inundaciones (Fig. 1.4).

El procedimiento utilizado para la identificación de los ambientes en el área se basó en unidades con límites naturales (aceptando que las comunidades naturales no son unidades discretas, por lo tanto la existencia de límites es relativa) lo que posibilitó el reconocimiento de éstas en el campo (Grigera & Ubeda 2000). Siguiendo a Malvárez *et al.* (1992) y Aceñolaza *et al.* (2005) se delinearon 3 unidades ambientales: desde un área no inundable (Barranca) a otros con diferentes frecuencias de inundación (Albardón y Bajo).

El Albardón es el área más elevada de la planicie de inundación. Estos bosques se encuentran sobre el río Paraná y también sobre los arroyos internos del Parque Nacional. Aquellos ubicados sobre el Paraná, se caracterizan por una baja diversidad arbórea con bosques monoespecíficos de *Salix humboltiana* y *Tessaria integrifolia*. Por otra parte, los Albardones ubicados sobre arroyos internos, se caracterizan por la presencia de *Sapium haemospermum*, *Albizia inundata*, *Erythrina crista-galli* y en menor medida de *Acacia caven*, que se agrupan mayormente en parches monoespecíficos, siendo el bosque de escasa altura y abierto o semiabierto. En sectores el sotobosque está dominado por formaciones cerradas de *Eryngium* sp. En Albardones ribereños inundables, más antiguos y mejor conservados, están presentes además *Nectandra falcifolia*, *Inga uruguensis*, *Croton urucurana* y *Enterolobium contortisiliquum*, tendiendo a formar bosques más coetáneos. Entre las especies que se pueden encontrar en el sotobosque, actualmente muy enmarañado y de difícil penetración, se destacan: *Urera aurantiaca*, *Commelina diffusa*, *Cestrum guaraniticum*, *Lippia alba*, *Ipomea alba*, *Passiflora suberosa*. También hay una cantidad importante de renovales y árboles de mediano porte de *Myrsine laetevirens* y *Fagara* sp., de aparición reciente favorecida por la exclusión del ganado. Otra especie de aparición relativamente reciente es *Morus* spp. y en número mucho menor el *Ligustrum lucidum*, exóticas altamente invasoras de dispersión fundamentalmente ornitócora. El estrato

herbáceo está compuesto por especies como *Baccharis* sp. *Sida rhombifolia*, *Aspilia silphoides* y son frecuentes las enredaderas como *Ipomoea* spp., *Muehlenbeckia sagittifolia* y *Mikania micrantha* (Beltzer & Neiff 1992). Dependiendo de los usos históricos que ha tenido el bosque, como tala, pastoreo intensivo o asentamiento humano, este se presenta de manera discontinua, quedando claros abiertos y semiabiertos cubiertos por densos matorrales arbustivos, donde predominan, entre otras especies, *Baccharis* spp.

Dentro de la categoría de Bajos, se incluyó tanto el ambiente de media loma como los bañados y lagunas, ambos dominados por fisonomía herbácea y con presencia permanente o periódica de agua. La media loma está dominada por pajonales densos de *Panicum prionitis*, *Cortadera selloana* y otras gramíneas como *Hydrocotyle bonariensis*, *Jaborosa integrifolia*, *Eryngium nudicaule*, *Phyla canescen*, *Funastrum clausum*, *Cissus verticillata*, *C. palmata*, *Oxalis paludosa*, *Cyperus* spp., *Cynodon dactylon*, entre otras, con una cobertura del 80 por ciento, pudiendo aparecer también *A. caven*, *S. haemospermum* y *A. inundata* dispersos, además de otras leñosas arbustivas. En los bañados y lagunas, en las zonas más bajas del gradiente topográfico, aparecen canutillares de *Panicum elephantipes* y *Paspalum repens*, cataizales de *Poligonum* spp., saetales de *Sagittaria montevidensis*, huajozales de *Thalia geniculata*, juncales de *Schoenoplectus californicus*, totorales de *Typha latifolia*, etc., y otras leñosas como *Solanum glaucophyllum*, *Sesbania virgata* y *Hibiscus cisplatensis*, asociados a esos ambientes inundables. Además, en los bordes de lagunas, donde pierden importancia relativa las coberturas de *Polygonum* spp. y *Panicum* spp., aparecen otras comunidades herbáceas con cobertura de hasta un 100 por ciento, donde podemos encontrar a *Ludwigia peploides*, *Enhydra anagallis*, *Panicum rivulare*, *Mikania periplocifolia*, *Aeschynomene* spp., *Echinodorus longiscapus* y *Oplismenopsis najada*. Por último, en los cuerpos de agua, se encuentran una serie de comunidades flotantes, integradas por *Selaginella* spp., *Azolla* sp., *Eichhornia* spp., *Pistia stratiotes* y *Salvinia* spp.

Para el presente estudio, dadas las características faunísticas y florísticas únicas de la Barranca (Burne *et al.* 2003, Aceñolaza 2004, 2005, Alonso 2008, Alonso & Ronchi-Virgolini 2008), ésta fue considerada separadamente. Estos bosques presentan intervención antropogénica, con presencia de viviendas, por no estar bien delimitado el límite legal del área del Parque Nacional. No obstante mantienen la estructura y fisonomía de la vegetación (Alonso 2008). Exhiben características de diversidad biológica propia que los

diferencian notablemente de sus ecosistemas adyacentes, tanto de la llanura de inundación como de las comunidades de tierras altas. Presenta una fuerte pendiente y no está sujeta a inundaciones, no obstante, presenta gran oferta hídrica, debido tanto a la elevada humedad relativa, dada su proximidad con los cursos de agua, como al escurrimiento proveniente de las zonas altas (Burne *et al.* 2003). Posee básicamente tres estratos, formados al menos por 20 especies de árboles. Éstos, como fuera señalado por Burkart (1957), no están presentes en el otro margen del río, hacia el oeste. El estrato arbóreo alto está dominado por *Ruprechtia laxiflora*, *Myrsine laetevirens*, *Phytolacca dioica*, *Bumelia obtusifolia* y Mirtáceas como *Myrcianthes cisplatensis*, *Hexaclamys edulis* y *Eugenia uniflora*, entre otros. También están presentes *Jodina rhombifolia*, *Prosopis alba*, *Scutia buxifolia* y *Aspidosperma quebracho-blanco*. En el segundo estrato, bajo y arbustivo, son frecuentes *Coccoloba argentinensis*, *Fagara hyemalis*, *Porlieria microphyllia* y *Achaetocarpus praecox*. En el tercer estrato, altamente degradado por sobrepastoreo de ganado, se puede encontrar entre las herbáceas más frecuentes a *Dicliptera tweediana*, *Sida rhombifolia*, *Teucrium vesicarium*, *Rivina humilis*, *Byttneria urticifolia* y *Melica sarmentosa*. Son frecuentes lianas y enredaderas como *Mikania cordifolia*, *Cayaponia citrullifolia* y *Ephedra tweediana*. La invasión de leñosas exóticas es importante, pudiéndose encontrar *Ligustrum lucidum*, *Morus* spp., *Melia azederach* y *Broussonetia papyrifera*.

FUNDAMENTOS DE LA SELECCIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO

Los ambientes seleccionados para llevar a cabo los muestreos, fueron los más representativos dentro del Parque Nacional Pre-Delta. Los ambientes acuáticos representan una importante fracción dentro de este Parque y presentan una elevada riqueza y diversidad de especies, albergando no solo aves acuáticas sino también gran número de paseriformes. Los ambientes de bosques actúan como corredores riparios a lo largo del río Paraná, contribuyendo con la diversidad y mantenimiento de las aves de la región.

Se seleccionaron 3 sitios de muestreo en cada ambiente dentro del Parque. Lo mismo se realizó en áreas adyacentes donde se observaron perturbaciones antrópicas. Para dicha selección se privilegiaron (cuando ello fue posible) los sectores menos intervenidos y con características lo más representativas posibles del estado natural del ambiente a muestrear. Los sitios fueron ubicados mediante imágenes satelitales, teniendo en cuenta que fueran de fácil acceso.

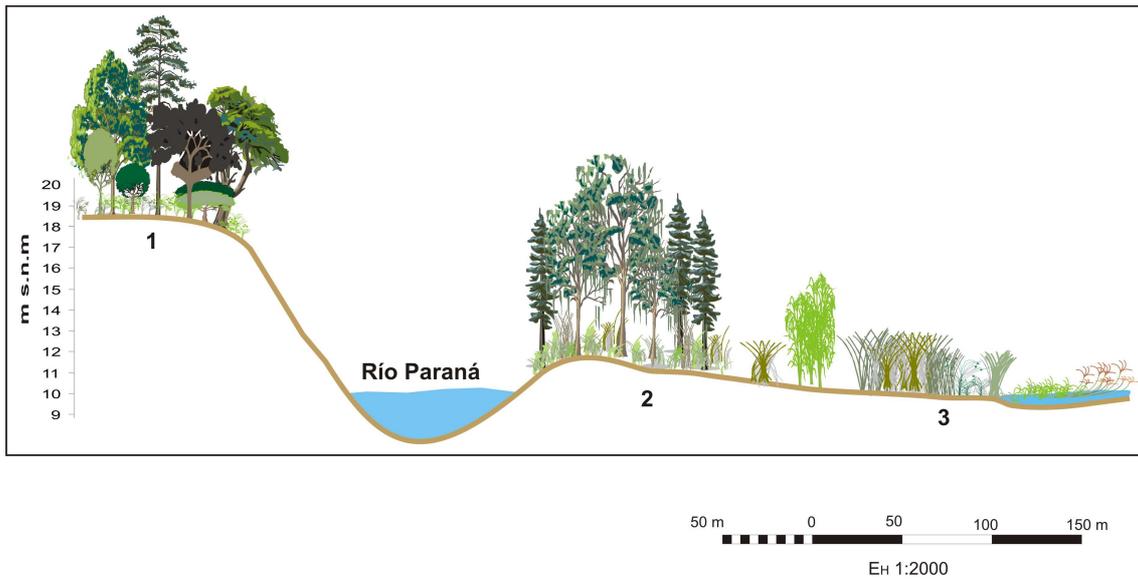


Figura 1.4: Perfil de la planicie de inundación del río Paraná Inferior. (1) Barrancas, (2) Albardones, (3) Bajos.

CAPÍTULO II

ANÁLISIS COMPARATIVO A ESCALA ESPACIAL DE LOS ENSAMBLES DE AVES EN LA PLANICIE DE INUNDACIÓN DEL PARANÁ INFERIOR

INTRODUCCIÓN

La riqueza ornitológica del Delta ha sido estimada en 260 especies, excluyendo aquellas de registros dudosos u ocasionales (Bó 1995, Quintana *et al.* 2002) y se ha encontrado que presenta un número de especies superior a las áreas de tierras altas, fuera de la planicie de inundación, entre las que discurre (Di Giacomo & Contreras 2002). Esta riqueza de aves relativamente elevada respondería a la particular ubicación geográfica, las características climáticas únicas y la elevada heterogeneidad ambiental que presenta la región (Bó & Quintana 1999, Quintana *et al.* 2002).

El incremento de la riqueza de aves ha sido relacionado con la heterogeneidad espacial (Remsen & Parker 1983, Rosemberg 1990, Junk 1997, Peterman 1997, Robinson *et al.* 2002). Las características locales y regionales del hábitat tienen influencia sobre la riqueza específica y la estructura de las comunidades (Gillespie & Walter 2001, Pearman 2002, Cueto 2006, Blake 2007). En consecuencia, las diferencias en sus principales atributos emergentes expresan disimilitudes entre los parches de ambientes, las que se expresan marcadamente en la estructura y fisonomía de la vegetación, por la disponibilidad de sus recursos críticos tales como alimento, sitios de nidificación o refugio ante la presencia de depredadores (Rotenberry & Wiens 1980).

El grupo de las aves, en relación con otros organismos, posee características comunes, como por ejemplo, gran movilidad y por ende, mejor capacidad de respuesta a la heterogeneidad espacial en la escala de paisaje. Su capacidad de vuelo les permite cubrir distancias relativamente grandes y utilizar más eficientemente la oferta de una variedad de hábitats (Remsen & Parker 1983, Rosenberg 1990, Junk 1997, Peterman 1997, Bó & Malvárez 1999). No obstante, las distintas especies presentan una gran diversidad fenotípica, en sus rasgos morfológicos, funcionales, etológicos, como resultado de las diferentes historias de vida (Blake & Karr 1984), por lo que difieren en sus respuestas a los distintos factores ambientales (Rotenberry & Wiens 1980) como lo son los disturbios naturales, antropogénicos y la heterogeneidad dentro y entre los ambientes.

La clasificación de las especies en gremios (Root 1967, Gitay & Noble 1997, Wilson 1999, Blondel 2003) de acuerdo al uso de los recursos, facilita los estudios de las comunidades, permitiendo realizar comparaciones referidas a la organización funcional de los gremios, aún cuando no existan en ellos especies comunes (Terbogh & Robinson 1986). Se trata de un enfoque funcional en el sentido de que, ante especies con usos de

hábitats y requerimientos alimentarios similares (i.e., función ecológica similar), se espera una respuesta también similar a variaciones espacio– temporales en los hábitats en que las comunidades se desarrollan. De este modo, es posible definir grupos tróficos de especies con la expectativa de encontrar un comportamiento ecológicamente similar entre las especies que lo componen.

En el Delta del Paraná, la heterogeneidad espacial se refleja en diferentes tipos de vegetación. En términos fisonómicos, pueden distinguirse bosques y ambientes inundables dominados por vegetación herbácea, constituyendo un mosaico de ambientes. Esta estructura del paisaje es de gran importancia en el marco de la implementación de áreas protegidas, las que deberían incluir la mayor heterogeneidad de ambientes posible. Es esperable también que un gran porcentaje de las especies utilicen más de una unidad ambiental dentro de un mosaico de hábitats. Esto sugiere que la protección de sólo una fracción de un determinado hábitat carece de sentido. De este modo, el conocimiento de los patrones de distribución de los organismos se vuelve esencial para cualquier estrategia de conservación.

Recientemente se han propuesto, sobre la base de la presencia de especies amenazadas y de endemismos a distintas escalas, 10 áreas de importancia para la conservación de aves (AICAs) solamente en el tramo del Delta del río Paraná (Di Giacomo 2005), lo que refleja la exclusividad biogeográfica que presenta la región. El Parque Nacional Pre-Delta representa una de estas AICAs, siendo la única ubicada en el Delta Superior, más precisamente en la unidad de paisaje “Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros”, definidas por Malvárez (1999) a partir de características geomorfológicas, hidrológicas y patrones de paisaje distintivos que condicionan la fisonomía vegetal y, en consecuencia, las condiciones de hábitat para la fauna silvestre.

Esta área protegida se encuentra en una región poco estudiada y pobremente representada en el sistema nacional de áreas protegidas (Aceñolaza *et al.* 2004). Si bien muchos aspectos de la composición de aves y su historia natural en la planicie de inundación del Paraná son poco conocidos (Chatellenaz 2005, Alonso & Ronchi-Virgolini 2008), existen aportes referidos a dicha planicie en general (Di Giacomo & Contreras 2002; Giraud & Arzamendia 2004) o estudios llevados a cabo en determinados sectores como en el Paraná Medio (Beltzer & Neiff 1992, Beltzer *et al.* 2003-2004, Bosisio & Beltzer 2003-04, Rosseti & Giraud 2003, Chatellenaz 2005). En cuanto a la región del

Delta del Paraná se conocen aportes a escala regional (Bó *et al.* 2002), o en determinados tramos de esta región (Bó & Malvárez 1999, Babarskas *et al.* 2003), mientras que para el Parque Nacional Pre- Delta se consignan trabajos referidos principalmente a estimaciones y listados asistemáticos con referencias a la selección de ambientes y al estatus de residencia de las especies de aves allí presentes (Malvárez *et al.* 1992, Chebez *et al.* 1998, Aceñolaza *et al.* 2004, Aceñolaza *et al.* 2008, Alonso 2008, Alonso & Ronchi-Virgolini 2008).

En este capítulo se hace especial referencia a las respuestas de las especies de aves a la heterogeneidad de la planicie de inundación, considerando a ésta como un mosaico de ambientes. Básicamente se procura dilucidar aspectos de sus patrones de distribución, evaluando si las especies utilizan las distintas unidades ambientales como un continuo, apareciendo en varios ambientes, o si sólo permanecen en alguno de éstos y las consecuencias a nivel de ensamblajes que estos comportamientos generan (variaciones en riqueza y abundancia entre los ensamblajes). El recambio de la identidad de las especies de una unidad ambiental a otra (diversidad beta) puede contribuir sustancialmente a la riqueza total de especies de una región (diversidad gama; Whittaker 1972, Thiollay 2002). Su registro puede ser importante para la conservación (Tuomisto *et al.* 2003), teniendo en cuenta que no sólo es importante saber cuáles son los hábitats con mayor riqueza, abundancia y diversidad (diversidad alfa), sino cuantas especies comparten o cuan diferentes son en composición de especies. Un hábitat puede tener pocas especies, pero un alto porcentaje de ellas ser exclusivas y por lo tanto ser importantes para la conservación (Giraudó & Ordano 2003).

En este contexto, el objetivo del presente capítulo es contribuir al conocimiento de la avifauna del área protegida, a través de la descripción y comparación de los ensamblajes de aves de diferentes unidades ambientales en términos de composición de especies y estructura. De este modo la evaluación de la relación de la presencia-ausencia de las distintas especies con el mosaico de ambientes, pretende aportar una línea de base para estudios complementarios dirigidos a la propuesta de estrategias de conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio (ver Capítulo I)

Muestreo

El trabajo de campo fue llevado a cabo desde el 21 de marzo de 2006 hasta el 20 marzo de 2008. Las aves fueron muestreadas a lo largo de tres transectas en cada unidad ambiental (Barranca, Albardón, Bajo, Fig. 2.1).

Las transectas dentro de cada unidad ambiental estuvieron separadas entre sí por 750 metros para evitar los posibles efectos o interferencias atribuibles a una mayor proximidad espacial. Cinco puntos fueron establecidos a lo largo de cada transecta, separados por 250 metros. Los puntos a lo largo de cada transecta fueron tratados como submuestras, promediando las abundancias entre los cinco puntos (Fig. 2.2).

Cada transecta fue muestreada dos veces durante cada estación del año, con intervalos de 45 días entre los muestreos. Las 3 transectas de una misma unidad ambiental fueron muestreadas el mismo día. El orden en que se muestrearon fue rotado para reducir los efectos asociados con la actividad de las aves y la hora del día (Verner & Milne 1989). Así, se sumó un total de 144 muestras durante el período de estudio (tres hábitats, tres transectas por hábitat, las transectas muestreadas dos veces durante las cuatro estaciones, a lo largo de dos años). Los conteos de aves empezaron al amanecer y continuaron hasta cuatro horas después, período de mayor estabilidad para la detección de aves (Ralph *et al.* 1996, Huff *et al.* 2000). Todas las aves vistas y oídas dentro de un radio de 100 m fueron registradas durante períodos de 10 minutos en cada punto (Hutto *et al.* 1986, Ralph *et al.* 1995, Ordano 1999).

Los muestreos fueron realizados siempre por el mismo observador por medio de observación directa y con prismáticos. Previo al comienzo de los muestreos, se realizaron determinaciones de las especies de aves de la región con la finalidad de familiarizarse con las mismas en el reconocimiento visual y auditivo, asistido por guías de aves (Narosky & Izurieta 2003) y grabaciones de los cantos de las aves argentinas (Straneck 1990).

No fueron consideradas en el análisis las aves nocturnas (i.e. Strigiformes y Caprimulgiformes) por no considerarse el método apropiado para estas especies. Tampoco se consideraron aquellos individuos registrados fuera del radio de muestreo ni los que sobrevolaban el área sin utilizar el ambiente mientras se realizaba el muestreo.

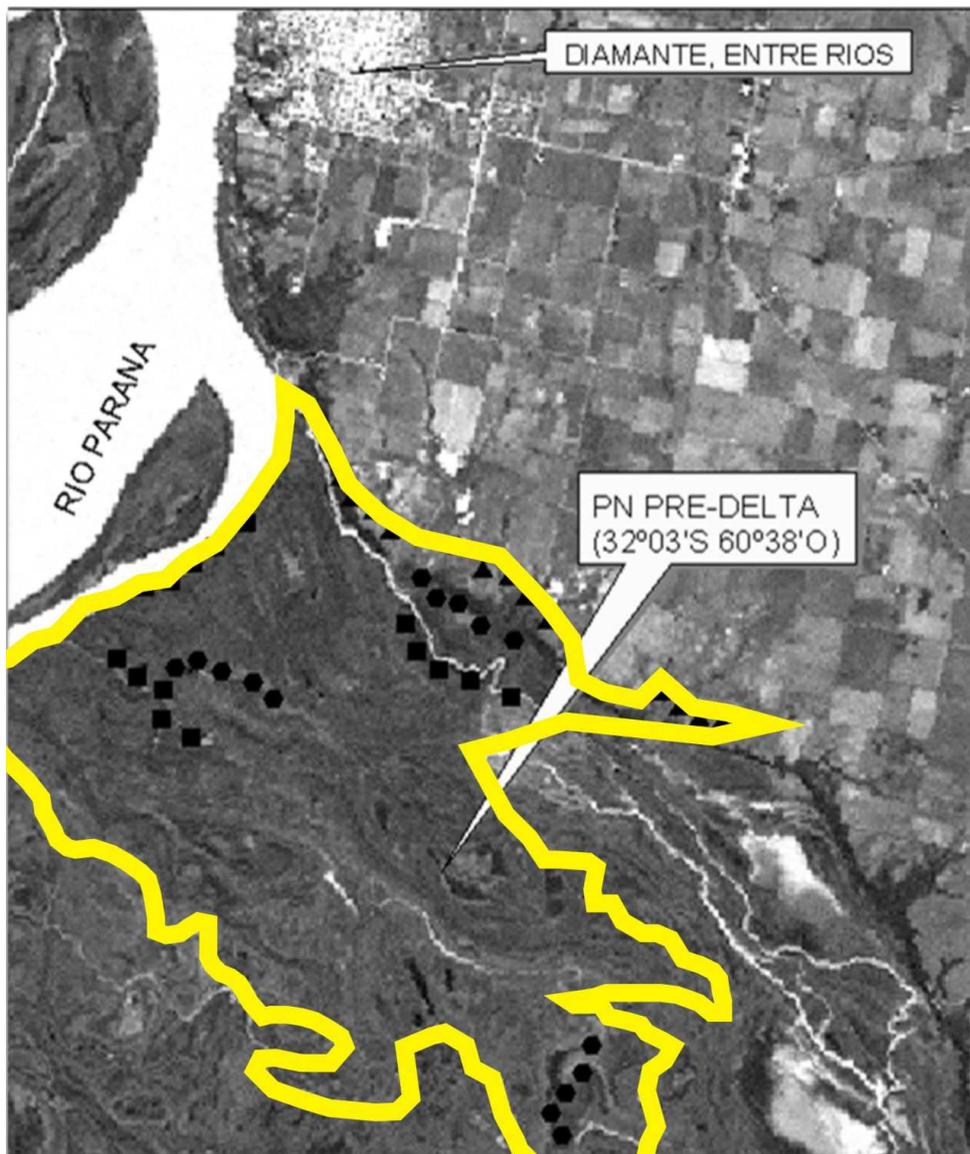


Figura 2.1: Parque Nacional Pre-Delta (delimitado con amarillo) ubicado en la Planicie Aluvial del río Paraná Inferior ($32^{\circ} 03' S$. $60^{\circ} 38' O$). Bajos (círculos), Albardones (cuadrados), Barrancas (triángulos).



Figura 2.2: Esquema del diseño de muestreo. Los puntos negros representan los puntos de conteo (pseudorélicas) y los rectángulos las transectas (réplicas).

La identificación de las especies se realizó recurriendo a Beltzer (2003), Narosky & Yzurieta (2003) y de la Peña (2006). Para la nomenclatura se siguió Mazar Barnett & Pearman (2001), incluso en la consideración de *Schiffornis* dentro del grupo *Incertae sedis*.

Para el estatus de residencia se tuvo en cuenta principalmente los trabajos de Alonso (2008) y Alonso & Ronchi-Virgolini (2008), además de Mazar Barnett & Pearman (2001) y Narosky & Izurieta (2003). Las categorías consideradas fueron:

- Residente Permanente (Rp): especies que están presentes todo el año en el área;
- Residente Estival (Re): especies que están presentes en la temporada primavera-verano, cuando se reproducen;
- Visitante Estival (Ve): especies migratorias provenientes del hemisferio norte donde se reproducen, realizando su invernada en nuestro territorio, presentes en el área durante la temporada primavera- verano;
- Visitante Invernal (Vi): especies presentes en el PNPD durante la temporada otoño-invierno, son en general migrantes de la región Andino Patagónica, donde se reproducen;
- Ocasional (O): especies que se detectan esporádicamente, ya que se encuentran de manera circunstancial en el área;
- Residencia Indeterminada (Ind.): escasa o nula información de la especie en la región;
- Probable Residente Permanente (pRp); Probable Residente Estival (pRe); Probable Visitante Invernal (pVi). Se utilizó la palabra Probable cuando aunque existieran dudas, se encontró algún indicio de su presencia, ya sea por experiencia personal o consulta bibliográfica.

Con el objetivo de establecer la afinidad de las aves a las diferentes unidades de ambiente, se diferenciaron dos grupos: especies “exclusivas” y “adicionales”, de acuerdo a Robinson & Terborgh (1990). Las primeras consistieron en aquellas especies detectadas solamente en un ambiente durante el período de muestreo. Las segundas fueron aquellas que ocurrieron regularmente en varias unidades ambientales sin estar restringidas a una en particular.

Las especies fueron agrupadas en gremios tróficos según el concepto de “gremio funcional”, constituido por un grupo de especies que utiliza los mismos recursos y de una manera similar (Gitay & Noble 1997). Este término se ajusta a la definición original de Root (1967) como grupo de especies similares en cuanto al tipo de recurso que usan, definido subjetivamente por el investigador Wilson (1999); o grupo de especies definido por su similitud en el uso de recursos según Blondel (2003). Los gremios en los que fueron incluidas las especies de aves fueron definidos en base a la dieta principal, principal sustrato utilizado y, para algunas especies, también se tuvo en cuenta la forma de obtención del alimento (maniobra principal), de acuerdo a la bibliografía consultada (Capurro & Bucher 1986, Beltzer 1988 a y b, 1990 a y b, 2003, Canevari *et al.* 1991, Mosso & Beltzer 1992, Marone 1992, Rozatti *et al.* 1995, Caziani 1996, Cueto 1996, Darrieu *et al.* 1996, López de Casenave *et al.* 1998, Cueto & López de Casenave 2000, De la Peña 2001, 2006, Marateo 2009), y de observaciones personales. Los gremios observados fueron (Fig.3):

1. Carnívoros-omnívoros de orilla: especies que se alimentan de semillas de la macrofitia flotante y fauna asociada a la vegetación acuática.
2. Carnívoros acuáticos de orilla: especies que se alimentan básicamente de invertebrados y vertebrados acuáticos.
3. Carnívoros- carroñeros: especies que obtienen vertebrados y en menor medida invertebrados desde perchas o desde el aire zambulléndose.
4. Carnívoros- insectívoros: especies que se alimentan de invertebrados acuáticos y algunos terrestres. También se pueden alimentar de vertebrados acuáticos, básicamente peces sobre la superficie del agua.
5. Filtradores: especies que se alimentan caminando y filtrando el agua, reteniendo algas, invertebrados y hasta pequeños peces.
6. Fitófagos-carnívoros: especies que se alimentan de macrofitia flotante o arraigada y de invertebrados asociados a este tipo de vegetación.
7. Granívoros de suelo: especies que se alimentan principalmente de semillas de gramíneas en el suelo y/o en el estrato herbáceo.
8. Herbívoros- granívoros arborícolas: especies que se alimentan principalmente de semillas frutas y hojas.

9. Granívoros- insectívoros de suelo: especies que se alimentan principalmente en el suelo tanto de semillas como de artrópodos.
10. Granívoros- insectívoros: especies que se alimentan de insectos y semillas en proporciones similares.
11. Insectívoros- frugívoros: especies que se alimentan de artrópodos y otros invertebrados principalmente en el suelo, y de frutos principalmente sobre los arbustos y árboles, en proporciones similares.
12. Insectívoros de follaje: especies que se alimentan principalmente de artrópodos y otros invertebrados buscando sobre las hojas de árboles, arbustos e incluso hierbas.
13. Insectívoros de suelo: especies que se alimentan principalmente de artrópodos y otros invertebrados en el suelo.
14. Insectívoros de tronco: especies que se alimentan principalmente de artrópodos y otros invertebrados buscando sobre y entre las cortezas de troncos y ramas de árboles y arbustos.
15. Insectívoros de vuelos cortos o largos: especies que se alimentan principalmente de insectos que cazan al vuelo por "revoloteos" y generalmente entre el follaje, volviendo a la percha (cortos) o especies que se alimentan principalmente de insectos que cazan por medio de vuelos "elásticos", es decir, que generalmente vuelven a una percha una vez atrapado el insecto (largos).
16. Insectívoros aéreos: especies que se alimentan de insectos que son atrapados en el aire a través de vuelos constantes.
17. Nectarívoros: especies que se alimentan principalmente del néctar de las flores.
18. Omnívoros: especies que se alimentan de semillas e invertebrados, picoteando en el suelo y por espigueo en las formaciones arbóreas.
19. Piscívoros nadadores: especies que se alimentan principalmente de peces, pero también de otros vertebrados y de invertebrados acuáticos.



Jacana jacana (CO)



Egretta thula (C)



Chloroceryle amazona (CC)



Tringa flavipes (CI)



Amazonetta brasiliensis (F)



Fulica leucoptera (FC)



Leptotila verreauxi (G)



Saltator aurantiirostris (HG)



Sturnella superciliaris (GIS)



Agelaius cyanopus (GI)



Paroaria coronata (IFR)



Geothlypis aequinoctialis (IF)



Furnarius rufus (IS)



Lepidocolaptes angustirostris (IT)



Tyrannus savana (IV)



Tachycineta leucorrhoa (IA)



Chlorostilbon aureoventris (N)



Pitangus sulphuratus (O)



Phalacrocorax brasilianus (P)

Figura 2.3: Especies de los diferentes gremios registrados durante el período 2006/2008 en el Parque Nacional Pre- Delta. (CO) Carnívoros-omnívoros de orillas, (C) Carnívoros acuáticos de orilla (CC) Carnívoros- carroñeros (CI) Carnívoros- insectívoros (F) Filtradores (FC) Fitófagos-carnívoros nadadores (G) Granívoros de suelo (HG) Herbívoros- granívoros arborícolas (GIS) Granívoros- insectívoros de suelo (GI) Granívoros- insectívoros (IFR) Insectívoros- frugívoro (IF) Insectívoros de follaje (IS) Insectívoros de suelo (IT) Insectívoros de troncos (IV) Insectívoros de vuelos cortos o largos (IA) Insectívoros aéreos (N) Nectarívoros (O) Omnívoros (P) Piscívoros nadadores.

Análisis Estadísticos

Se realizaron curvas de acumulación de especies para evaluar el esfuerzo de muestreo en cada uno de los hábitats. Durante los conteos, no todas las aves son detectadas y, como consecuencia, algunas especies no son registradas. Así, se calculó una interpolación Bootstrap del número de especies presentes durante una muestra dada usando el programa Primer Versión 5.2.9 (Clarke & Gorley 2002).

Se utilizó análisis de rarefacción para comparar el número total de especies en base a un número similar de detecciones (i.e. reducir el efecto del número total de aves detectadas); los análisis estuvieron basados en el procedimiento de simulación Monte Carlo, el que se implementó con el programa ECOSIM Versión 7 (Gotelli & Entsminger 2006).

La estructura del ensamble de aves de cada unidad de ambiente fue descrita a través de los siguientes parámetros: (1) riqueza de especies, considerada como el número total de especies obtenido en los diferentes muestreos y en cada unidad ambiental, (2) abundancia total promedio (la suma de las abundancias relativas) obtenida a partir del promedio de los registros entre los 5 puntos por transecta y su adición para cada unidad ambiental. Tal promedio subestima la abundancia de especies poco abundantes o conspicuas, pero evita la sobreestimación causada por el uso de números máximos, los que pueden resultar de conteos dobles (Beccera Serial & Grigera 2005) y (3) diversidad específica (alfa).

Para analizar las diferencias y similitudes en la composición de la comunidad, se utilizó, un análisis de ordenamiento, NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling, aplicado con PC-ORD, versión 4.0 (McCune & Mefford 1999). El mismo se utiliza para representar gráficamente las similitudes (y diferencias) en la composición de especies entre hábitats y entre muestras (Clarke & Warwick 2001, McCune & Grace 2002).

Se comparó, entre las 3 unidades ambientales, la riqueza, la abundancia promedio y la diversidad por muestras (obtenidas a lo largo del año) mediante un ANOVA de medidas repetidas. Se utilizó esta metodología por el hecho de que las diferentes muestras no fueron totalmente independientes, dado que una misma transecta fue muestreada varias veces a lo largo del período anual. Los análisis se llevaron a cabo mediante StatView 5.0.

Se utilizó además la información sobre la concentración de la abundancia de las especies en una unidad ambiental en particular, y la fidelidad o frecuencia de ocurrencia de una especie en un ambiente; para detectar y describir el valor de las diferentes especies que pueden indicar condiciones ambientales entre las unidades ambientales (análisis de especies indicadoras, Dufrêne & Legendre 1997, McCune & Grace 2002). Se usó la prueba de Monte Carlo (Legendre & Legendre 1998), con 10.000 aleatorizaciones para evaluar la significancia estadística del valor indicador máximo (maximum indicator value), para cada especie. Se asume que si una especie dada tiene un valor p por debajo de 0.05 (5%) para un grupo, existe poca probabilidad de que esté presente en otro grupo en la misma concentración de abundancia, y por lo tanto, es un buen indicador. En otras palabras, si al azar una especie dada puede alcanzar un valor mayor al 5% dentro de un grupo particular, probablemente esa especie no responde a las variables que formaron ese grupo y por lo tanto no es buen indicador.

RESULTADOS

Evaluación del esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación sugieren que la mayoría, pero no todas las especies, se registraron en cada hábitat después de 48 muestreos (es decir las curvas se acercan a una asíntota en cada hábitat). La diferencia entre la estimación y el número de especies observadas en los Bajos fue de 9 especies y fue menor en ambos tipos de bosques: Albardón, 4 especies y Barranca, 1 especie (Fig. 2.4a). Al analizar los 3 ambientes juntos se observó que existen sólo 8 especies más en el estimador y que la curva se acerca a una asíntota (Fig. 2.4b). Por lo tanto con más muestras es posible que se registren más especies en cada hábitat, principalmente en ambientes acuáticos.

Composición de familias y de especies

Con las 144 muestras obtenidas, fue registrada una abundancia promedio de 3417 individuos, correspondiente a 163 especies, 41 familias y 14 órdenes dentro del Parque Nacional. Dentro del ensamble general, se observaron 36 especies migrantes de las cuales 17 fueron residentes estivales, 2 posibles residentes estivales, 8 visitantes estivales, 7 visitantes invernales y 2 posibles visitantes invernales (Tabla 2.1, Apéndice I). Fueron

registradas 39 especies de aves acuáticas, pertenecientes a 12 Familias, las restantes 124 especies son de hábitats terrestres y de transición entre terrestres y acuáticos. Las especies más abundantes fueron *Zenaida auriculata* (Torcaza), *Furnarius rufus* (Hornero), *Plegadis chihi* (Cuervillo de cañada), *Agelaius cyanopus* (Varillero negro), *Agelaius ruficapillus* (Varillero congo) y *Myiopsitta monachus* (Cotorra). Las familias mejor representadas fueron Tyrannidae con 22 especies (15%), Emberizidae con 13 especies (9%) y Furnariidae con 11 especies (7 %).

El análisis de rarefacción mostró que con una abundancia promedio de 813 individuos (observados en la Barranca), la riqueza de especies fue mayor en el Bajo. (Fig. 2.5). La curva de ranking - abundancia mostró una distribución similar de la abundancia por especies en los 3 ambientes, observándose pocas especies con altos valores de abundancia (Fig. 2.6). El número de especies por transecta estuvo correlacionado con la abundancia ($r= 0,58$ $P < 0,01$), indicando la ausencia de especies dominantes al igual que lo observado en la curva ranking - abundancia.

Comparación entre unidades ambientales

En el Bajo fueron registradas 139 especies pertenecientes a 40 familias, de las que 73 especies fueron exclusivas y 66 adicionales. En el Albardón fueron registradas 84 especies pertenecientes a 29 familias, de las que 5 fueron exclusivas y 79 adicionales. En la Barranca se registraron 63 especies pertenecientes a 22 familias, de las que 6 fueron exclusivas y 57 adicionales (Apéndice I). Un total de 84 especies (53%) fueron exclusivas de un solo tipo de hábitat. En los Bajos las familias exclusivas fueron Anatidae representada por las siguientes 8 especies: *Amazonetta brasiliensis* (Pato cutirí), *Netta peposaca* (Pato picazo), *Dendrocygna viduata* (Sirirí pampa), *D.bicolor* (Sirirí colorado), *Anas versicolor* (Pato capuchino), *A.platalea* (Pato cuchara), *A. georgica* (Pato maicero) y *A. bahamensis* (Pato gargantilla); Ardeidae con 7 especies entre las que están *Ardea cocoi* (Garza mora), *Syrigma sibilatrix* (Chiflón), *Ardea alba* (Garza blanca), *Bubulcus ibis* (Garcita bueyera) ; y Ciconiidae con 2 especies, *Mycteria americana* (Tuyuyú) y *Ciconia maguari* (Cigüeña americana). Las familias Anhimidae, Rallidae y Jacanidae fueron también exclusivas del Bajo. Por otro lado, los bosques compartieron la mayoría de las especies, lo que se reflejó en el número de especies adicionales, y presentaron solo una familia exclusiva (Thraupidae) y el Grupo Schiffornis. Ambas unidades ambientales

contribuyeron con especies no-acuáticas, siendo *Furnarius rufus*, *Phacellodomus ruber* (Espinero grande), *Leptotila verreauxi* (Yerutí común) y *Turdus rufiventris* (Zorzal colorado), las más abundantes. El análisis de especies indicadoras, excluyendo las especies exclusivas, mostró el mismo número (21) de especies en Bajos y Albardones, mientras que en Barranca solo se registraron 12 especies (Tabla 2.2).

La abundancia se correspondió con los valores de riqueza, siendo mayor en el Bajo (abundancia promedio = 1662), seguido por Albardón y Barranca en último lugar (abundancia promedio= 942 y 813 respectivamente). La diversidad promedio, por el contrario, tuvo su mayor valor en el Albardón ($H= 2,81 \pm 0,28$), seguido por el Bajo ($H=2,71 \pm 0,24$) y Barranca ($H=2,67 \pm 0,39$).

Mediante el NMS se puede observar una clara separación entre el ambiente acuático y los dos bosques (Fig. 2.7). La separación entre bosques fue menor y debido principalmente a la presencia de especies relacionadas con ambientes acuáticos o con aéreas abiertas, como ser *Butorides striatus* (Garcita azulada), *Progne tapera* (Golondrina parda), *Sterna superciliaris* (Gaviotín chico común), *Chloroceryle amazona* (Martín pescador mediano), *Tachycineta leucorrhoa* (Golondrina ceja blanca), siendo éstas más frecuentes en el Albardón.

La riqueza, la abundancia promedio y la diversidad alfa fueron diferentes entre las tres unidades ambientales ($F_{riq.} = 19,152$, $P < 0,0001$; $F_{abund.} = 23,033$, $P < 0,0001$; $F_{div.\alpha} = 3,302$, $P = 0,05$) (Fig. 2.8. a,b,c).

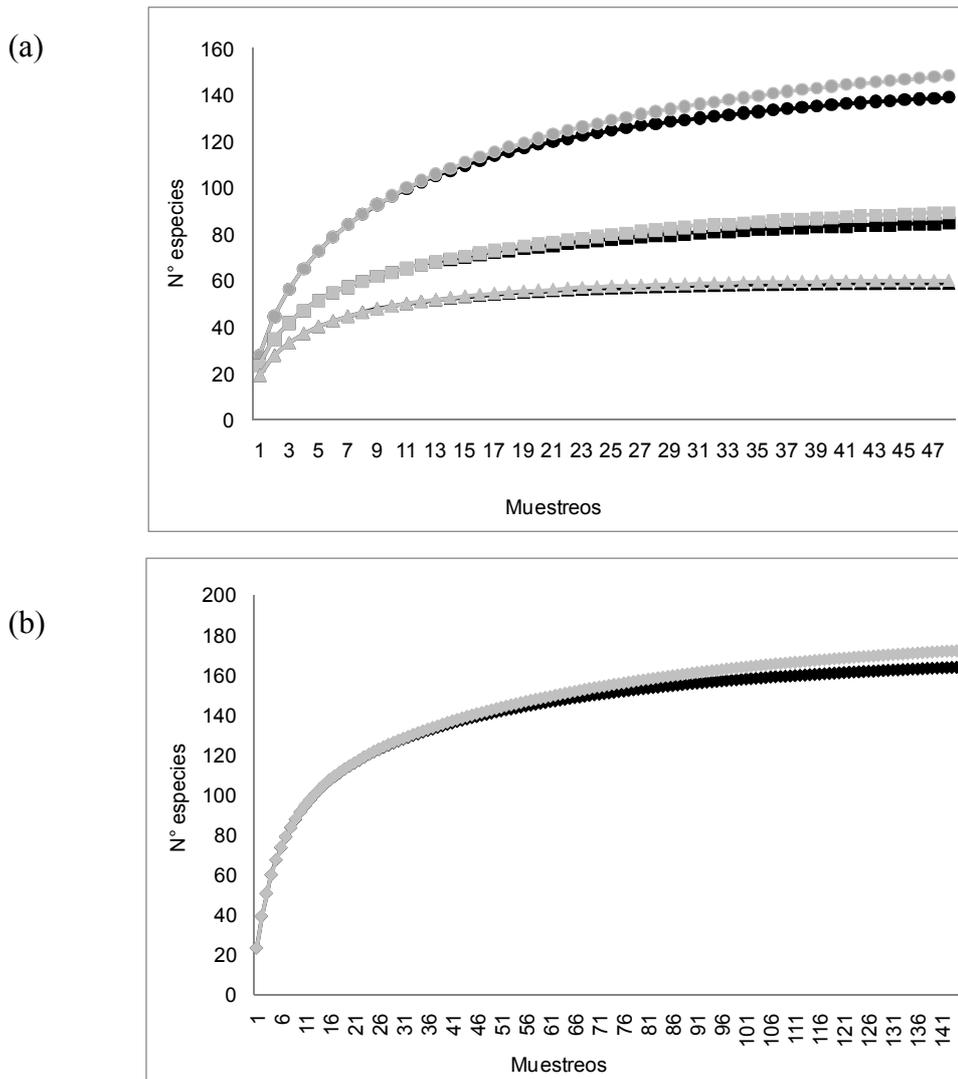


Figura. 2.4: Curvas de Acumulación de Especies en Bajos (círculos), Albardón (cuadrados) y Barranca (triángulos) (a) y entre los tres hábitats combinados (b), en el río Paraná Inferior ($32^{\circ} 03' 43''\text{S}$ $60^{\circ} 38' 39''\text{O}$), basado en el número de especies por muestras desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008. Negro (N° especies observadas), Gris (Bootstrap).

Gremios Tróficos

Se agruparon las especies en 19 gremios. Los gremios con mayor cantidad de especies fueron Insectívoros- frugívoros, Insectívoros de follaje, e Insectívoros de vuelo corto o largo. Con respecto a la abundancia los mejor representados fueron Granívoros-insectívoros, Insectívoros-frugívoros e Insectívoros de follaje (Tabla 2.3). En los ambientes

acuáticos estuvieron representados todos los gremios mientras que en los bosques no estuvieron presentes los Carnívoros insectívoros, Filtradores, Fitófagos carnívoros y Piscívoros nadadores. Además en la Barranca no se observaron especies de los Carnívoros-omnívoros de orilla, Carnívoros acuáticos de orilla e Insectívoros aéreos (Fig. 2.9 a y b).

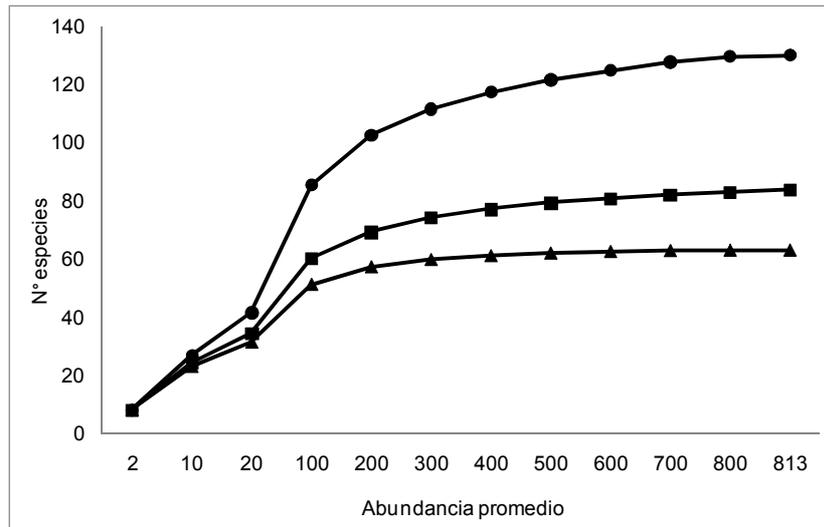


Figura 2.5: Análisis de Rarefacción para comparar la acumulación de especies en las 3 unidades ambientales, desde una área con anegamiento permanente o frecuente (Bajos-círculos y Albardones-cuadrados), hasta un hábitat sin inundaciones (Barrancas-triángulos) durante los dos años de muestreo en el Parque Nacional Pre- Delta..

Órdenes	Familias	Riq. Gral	Abund. Prom. Gral.
Podicipediformes	Podicipedidae	2	2,2
Pelecaniformes	Phalacrocoracidae	1	16,8
Anseriformes	Anhimidae	1	5,2
	Anatidae	11	89,6
Ardeiformes	Ardeidae	8	27,2
	Threskiornithidae	3	79,6
	Ciconiidae	2	13,4
Falconiformes	Accipitridae	4	22,4
	Falconidae	2	19,8
Gruiformes	Rallidae	6	33,6
	Aramidae	1	30
Charadriiformes	Jacaniidae	1	63
	Rostratulidae	1	0,2
	Scolopacidae	7	43,6
	Recurvirostridae	1	18,8
	Charadriidae	3	71,8
	Lariidae	3	25,6
Columbiformes	Columbidae	6	292,2
Psittaciformes	Psittacidae	1	61,6
Cuculiformes	Cuculidae	4	21,8
Trochiliformes	Trochilidae	2	21,6
Coraciiformes	Alcedinidae	3	4,2
Piciformes	Picidae	4	35,8
Passeriformes	Dendrocolaptidae	1	32
	Furnariidae	11	444,6
	Thamnophilidae	2	63,6
	Cotingidae	1	16,2
	Tyrannidae	22	238,8
	Grupo Schiffornis	2	13
	Vireonidae	2	64,8
	Turdidae	2	257,8
	Mimidae	1	0,8
	Troglodytidae	1	41,4
	Poliophtilidae	1	56,6
	Hirundinidae	5	81
	Motacillidae	2	7,2
	Fringillidae	1	4,4
	Parulidae	3	28,8
	Thraupidae	3	17
	Emberizidae	13	205
	Cardinalidae	3	198,2
	Icteridae	10	646,1

Tabla 2.1: Órdenes, familias, riqueza de especies y abundancia por familia; registradas en Bajos, Albardones y Barrancas del Parque Nacional Pre-Delta, desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008.

Especie	Unidad Ambiental	P (< 0,05)	Especie	Unidad Ambiental	P (< 0,05)
<i>Agelaius cyanopus</i>	1	0,0002	<i>Saltator caeruleus</i>	2	0,0002
<i>Agelaius ruficapillus</i>	1	0,0002	<i>Suiriri suiriri</i>	2	0,0002
<i>Aramides ypecaha</i>	1	0,0002	<i>Turdus rufiventris</i>	2	0,0002
<i>Aramus guarauna</i>	1	0,0002	<i>Vireo olivaceus</i>	2	0,0002
<i>Caracara plancus</i>	1	0,0002	<i>Colaptes melanochloros</i>	2	0,0004
<i>Paroaria coronata</i>	1	0,0002	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	2	0,0004
<i>Plegadis chihi</i>	1	0,0002	<i>Columba picazuro</i>	2	0,0006
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	1	0,0002	<i>Taraba major</i>	2	0,0012
<i>Sporophila collaris</i>	1	0,0002	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	2	0,0016
<i>Sterna superciliaris</i>	1	0,0002	<i>Thraupis sayaca</i>	2	0,0016
<i>Tachycineta meyeri</i>	1	0,0002	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	2	0,0036
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	1	0,0004	<i>Picoides mixtus</i>	2	0,0038
<i>Progne tapera</i>	1	0,0008	<i>Pachyrhamphus polichopterus</i>	2	0,004
<i>Paroaria capitata</i>	1	0,0014	<i>Myiopsitta monachus</i>	2	0,006
<i>Butorides striatus</i>	1	0,0018	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	2	0,0122
<i>Satrapa icterophrys</i>	1	0,0026	<i>Poospiza melanoleuca</i>	2	0,0246
<i>Zonotrichia capensis</i>	1	0,0086	<i>Synallaxis frontalis</i>	3	0,0002
<i>Sporophila caeruleus</i>	1	0,0106	<i>Troglodytes aedon</i>	3	0,0002
<i>Tyrannus savana</i>	1	0,015	<i>Turdus amaurochalinus</i>	3	0,0002
<i>Guira guira</i>	1	0,0214	<i>Furnarius rufus</i>	3	0,0004
<i>Machetornis rixosus</i>	1	0,0396	<i>Saltator aurantirostris</i>	3	0,0004
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	2	0,0002	<i>Columbina picui</i>	3	0,0008
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	2	0,0002	<i>Camptostoma obsoletum</i>	3	0,0036
<i>Leptotila verreauxi</i>	2	0,0002	<i>Elaenia parvirostris</i>	3	0,0058
<i>Phacellodomus ruber</i>	2	0,0002	<i>Hylocharis chrysura</i>	3	0,01
<i>Poliophtila dumicola</i>	2	0,0002	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	3	0,015
			<i>Columba maculosa</i>	3	0,0168
			<i>Serpophaga subcristata</i>	3	0,0492

Tabla 2.2: Especies Indicadoras de Bajos (1), Albardones (2) y Barrancas (3), basadas en el Análisis de Especies Indicadoras en el Parque Nacional Pre- Delta desde marzo del 2006 a marzo de 2008

Gremios Tróficos	Riq. Gral.	Riq. Bajo	Riq. Alb.	Riq. Barr.	Abund. Gral.	Abund. Bajo	Abund. Alb.	Abund. Barr.
Carnívoros-omnívoros de orilla	4	4	1	0	76,4	76,2	0,2	0
Carnívoros acuáticos de orilla	13	13	2	0	149,8	148,8	1	0
Carnívoros-carroñeros	12	11	2	1	72	53,2	6,6	3
Carnívoros- insectívoros	12	12	0	0	134,4	134,4	0	0
Filtradores	12	12	0	0	90	90	0	0
Fitófagos- carnívoros	4	4	0	0	25,4	25,4	0	0
Granívoros de suelo	6	5	6	6	292,2	18,6	133,2	140,4
Herbívoros - granívoros arborícolas	11	10	7	5	323,5	85,2	136,3	93,6
Granívoros- insectívoros de suelos	4	4	1	1	49,4	39,4	7,8	2,2
Granívoros- insectívoros	7	6	5	4	650	585	33	41
Insectívoros- frugívoros	17	17	15	11	446	98,8	180,8	166,4
Insectívoros de follaje	17	11	12	13	433,2	80,6	206,2	148
Insectívoros de suelo	7	7	2	2	219	69,2	66,2	83,6
Insectívoros de tronco	5	3	5	4	67,8	3,6	37,8	26,4
Insectívoros de vuelo corto y largo	15	11	12	9	78,4	22,4	33	22,4
Insectívoros aéreos	5	5	3	0	81	52,6	28,4	0
Nectarívoros	2	2	2	2	21,6	2	9	10,6
Omnívoros	7	7	5	5	188,2	58	61,8	68,4
Piscívoros nadadores	3	3	0	0	19	19	0	0

Tabla 2.3: Gremios tróficos registrados en el Parque Nacional Pre- Delta desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008. Riqueza y Abundancia total y por cada unidad ambiental.

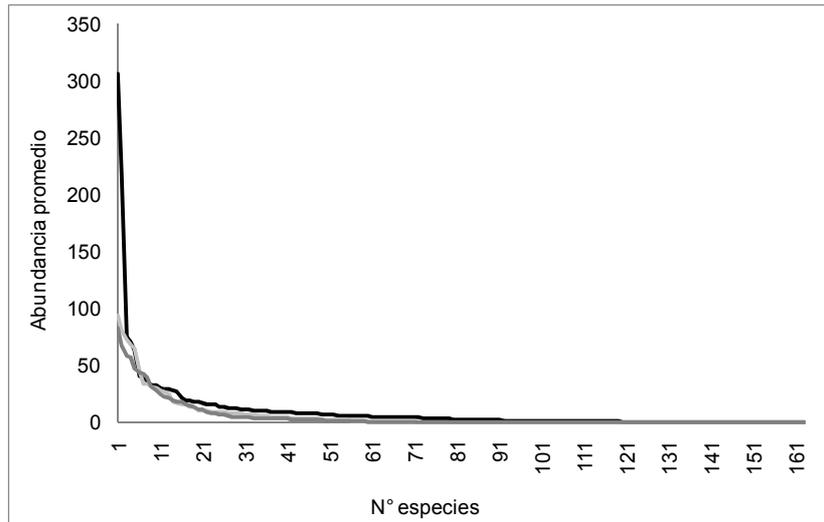


Figura 2.6: Curvas ranking - abundancia para el Bajo, Albardón y Barranca, Parque Nacional Pre- Delta, basadas en el número de detecciones por especie desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008. Bajo (negro), Albardón (gris oscuro), Barranca (gris claro).

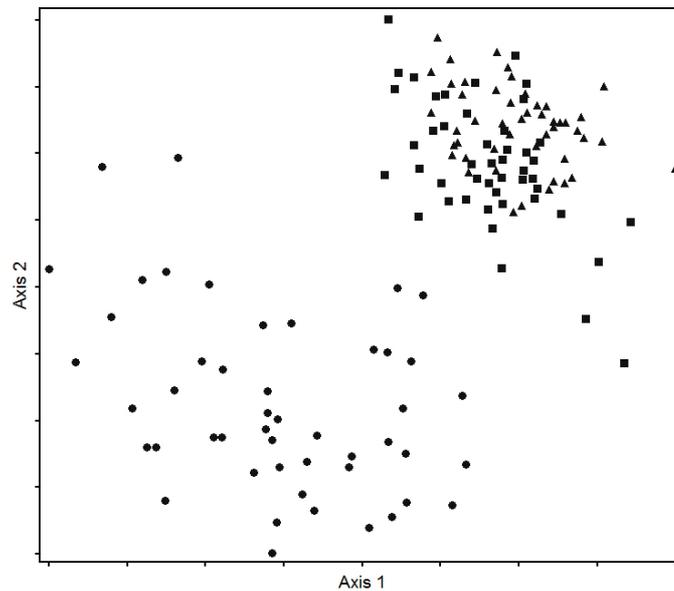
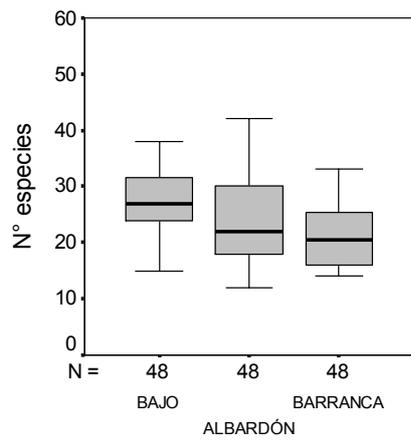
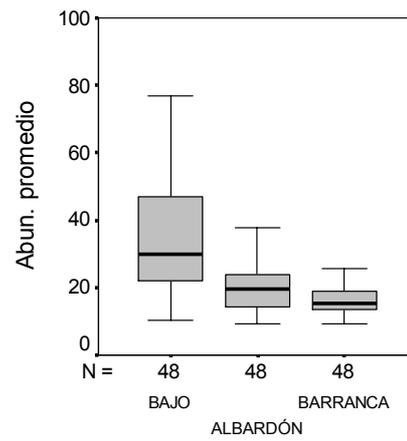


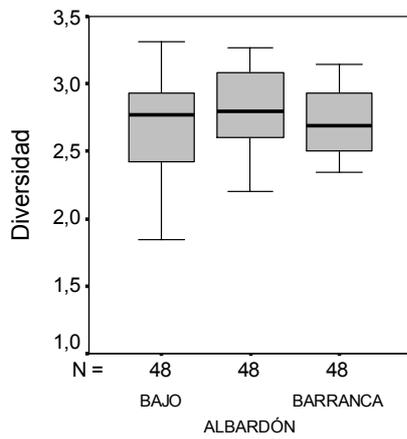
Figura 2.7: Análisis de Ordenamiento (NMS), basado en el número de detecciones por muestras. Parque Nacional Pre-Delta. Los ejes reflejan la diferencia en la composición entre los Bajos (círculos), y los bosques del Albardón (cuadrados) y Barranca (triángulos).



(a)



(b)



(c)

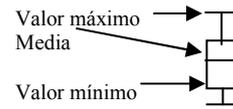


Figura 2.8: (a) Número de especies por muestra, (b) Abundancia promedio por muestra y (c) Diversidad alfa por muestra en Bajo, Albardón y Barranca en el Parque Nacional Pre-Delta durante el período de estudio.

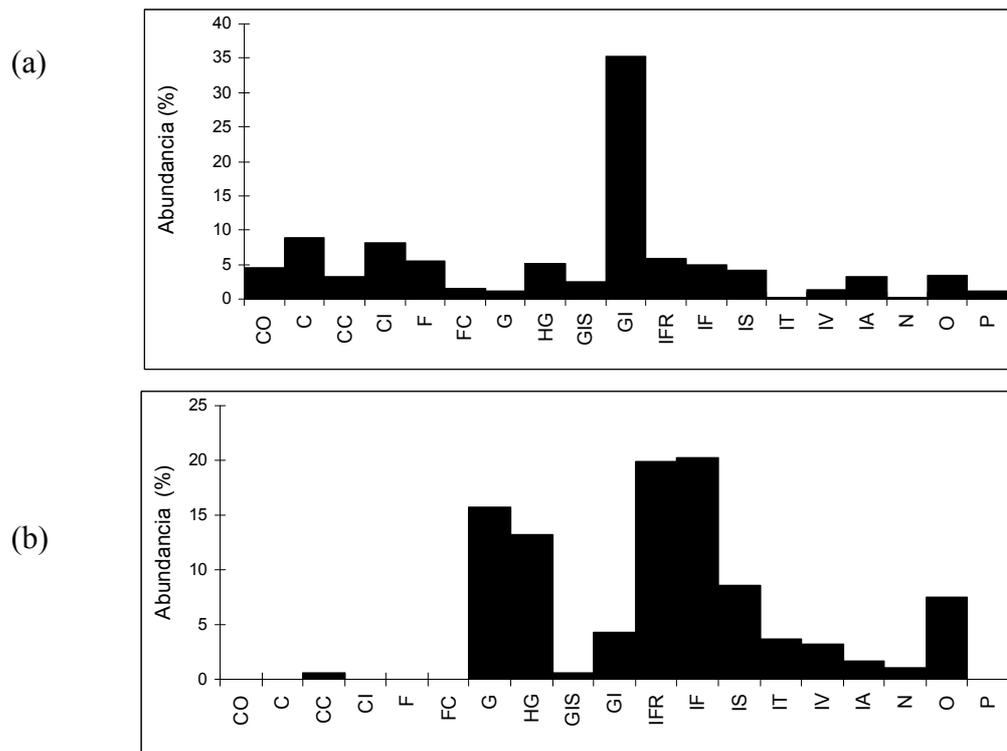


Figura 2.9: Porcentaje de abundancia por gremio en Bajos (a) y Bosques (b) en el Parque Nacional Pre- Delta durante el período 2006/2008. (CO) Carnívoros-omnívoros de orillas, (C) Carnívoros acuáticos de orilla (CC) Carnívoros- carroñeros (CI) Carnívoros- insectívoros (F) Filtradores (FC) Fitófagos-carnívoros nadadores (G) Granívoros de suelo (HG) Herbívoros- granívoros arborícolas (GIS) Granívoros- insectívoros de suelo (GI) Granívoros- insectívoros (IFR) Insectívoros- frugívoro (IF) Insectívoros de follaje (IS) Insectívoros de suelo (IT) Insectívoros de troncos (IV) Insectívoros de vuelos cortos o largos (IA) Insectívoros aéreos (N) Nectarívoros (O) Omnívoros (P) Piscívoros nadadores.

DISCUSIÓN

El total de las especies registradas representan el 67% de las reportadas por Alonso (2008) y Alonso & Ronchi- Virgolini (2008) para el área de estudio. Respecto a estos autores, no se observaron representantes de las familias Tinamidae, presentes mayormente en campos de cultivos vecinos al área de estudio; Phoenicopteridae, con solo una especie reportada para el área que carece de observaciones actuales; Cathartidae, con dos especies raras u ocasionales; Tytonidae, Strigidae y Caprimulgidae, con especies de hábitos crepusculares y nocturnos y Passeridae con sólo una especie, *Passer domesticus* (Gorrión), que presenta registros ocasionales en el área protegida. En cuanto al Delta del río Paraná,

el total de especies observadas corresponde al 61 % de lo reportado para la región (Bó *et al.* 2002, Quintana *et al.* 2002), el 44 % de las 370 especies registradas en Entre Ríos (de la Peña 2006) y el 16% de las especies que estarían presentes en la Argentina (Mazar-Barnett & Pearman 2001). El 23 % de las especies presentan movimientos migratorios (Alonso 2008, Alonso & Ronchi-Virgolini 2008). Los gremios tróficos reflejaron la elevada oferta de microhábitats y recursos alimenticios de la planicie de inundación, involucrando una gran variedad de dietas y de formas de obtenerlas en el espacio.

La riqueza de aves del área de estudio estuvo principalmente determinada por los Bajos, los que presentaron el mayor número de especies con relación al total y a cada uno de las unidades ambientales estudiadas. El número de especies registradas fue relativamente cercano al reportado por Alonso & Ronchi-Virgolini (2008), mediante conteos asistemáticos (153 especies entre ambientes acuáticos y pajonales, incluidos en la unidad ambiental Bajos en el presente estudio). Este elevado número de especies podría ser atribuido a la heterogeneidad espacial de los Bajos, con cuerpos de agua, vegetación flotante, y parches de arbustos y árboles. Particularmente para las aves, este tipo de ambiente ha sido frecuentemente referido por su alta diversidad (Martínez 1993, Blanco 1999).

En los Bajos, además de las especies típicas de éstos ambientes, asociadas ya sea a los cuerpos de agua con o sin vegetación como son los miembros de la familia Ardeidae, Threskiornitidae, Ciconiidae, Anatidae, Rallidae, Aramidae, Jacanidae, Recurvirostridae, Charadriidae, Scolopacidae, Laridae, Alcedinidae y otras especies como *Rostrhamus sociabilis* (Caracolero) y *Circus buffonii* (Gavilán planeador) o bien relacionadas a la vegetación palustre que rodea los cuerpos de agua como *Certhiaxis cinnamomea* (Curutié colorado), *Phleocryptes melanops* (Junquero), *Fluvicola albiventer* (Viudita blanca), *Agelaius thilius* (Varillero ala amarilla), *A. cyanopus* y *A. ruficapillus*, se registraron muchas otras especies, principalmente Passeriformes, asociadas con la presencia de pequeños parches de árboles y arbustos ubicados sobre las medias lomas como ser *Coccyzus melacoryphus* (Cuclillo canela), *Crotophaga ani* (Anó chico), *Tapera naevia* (Crespín), *Picoides mixtus* (Carpintero bataraz chico), *Lepidocolaptes angustirostris* (Chincherito chico), *Schoeniophylax phryganophila* (Chotoy), *Phacellodomus ruber*, *Taraba major* (Chororó), *Phytotoma rutila* (Cortarramas), *Campostoma obsoletum* (Piojoto silbón), *Elaenia spectabilis* (Fiofio grande), *Myiarchus swainsoni* (Burlisto pico canela),

Tyrannus melancholicus (Suirirí real), *Cyclaris gujanensis* (Juan chiviro), *Sicalis flaveola* (Jilguero dorado) y *Saltator* spp, incrementando la riqueza de esta unidad ambiental y reduciendo el aporte de especies exclusivas por parte de los bosques. De acuerdo con Malvárez *et al.* (1992), la presencia llamativa de árboles como Alisos (*Tessaria integrifolia*) y Sauces (*Salix humboldtiana*) está asociada con antiguas espiras de meandros, que actualmente perduran en el paisaje pero muy erosionadas. No obstante, algunas de las especies de aves podrían estar presentes en estos parches de leñosas dada la presencia de bosques aledaños. Por último, se registraron especies de hábitats abiertos, tales como *Tyrannus savana* (Tijereta), *Embernagra platensis* (Narosky & Yzurieta 2003), los que resultaron exclusivos y contribuyeron al elevado número de especies que los Humedales presentaron en esta categoría.

Los Bosques han sido señalados en diversos estudios por su alta riqueza de especies de aves, como resultado de la complejidad estructural representada por la estratificación vertical principalmente (MacArthur & MacArthur 1961, Blake & Loiselle 1991, Giraudo & Ordano 2003). Sin embargo, los Albardones y las Barrancas exhibieron un número relativamente bajo de especies con relación a los Bajos. En conjunto, entre ambos bosques fueron registradas 76 especies, un número mucho menor al registrado en los Humedales. Ambos bosques compartieron muchas especies, lo que se reflejó en la proporción de especies adicionales. Sin embargo, los bosques en conjunto solamente contribuyeron con 29 especies (20%) que no aparecieron en Bajos. Esto también resalta la contribución desproporcionada de especies de cada unidad ambiental. Mientras que los Bajos abarcan la mayoría del área de estudio, los bosques constituyen franjas angostas con amplios efectos de fragmentación y de borde (Rosseti & Giraudo 2003). Esto favorecería a especies de borde y generalistas, las cuales también serían registradas en los humedales reduciendo el aporte de especies exclusivas de estas unidades de ambiente. Con relación a esto, debe tenerse en cuenta la superficie relativa de las unidades ambientales y el decrecimiento tanto de la riqueza como de la abundancia a medida que esta superficie decrece, como ha sido documentado por Newmarck (1991) y Piratelli & Blake (2006). El análisis de especies indicadoras señaló aquellas especies que estuvieron mejor representadas en alguno de los hábitats, lo que es un complemento importante de las especies exclusivas que aporta cada tipo de hábitat. En los Bajos, la mayoría de las especies indicadoras estuvieron asociadas a cuerpos de agua y áreas abiertas, mientras que en los bosques ribereños se trató de especies propias de bosques como ser *Cacicus solitarius* (Boyero negro), *Vireo olivaceus* (Chiví

común), *Pachyramphus polychopterus* (Anambé común) y *Synallaxis frontalis* (Pijuí frente gris). Un 15 % de las especies fueron indicadoras de bosques y esto evidenciaría que aunque estas especies fueron registradas en Bajos, las mismas son típicas de bosques y su presencia en ambientes acuáticos o áreas abiertas podría deberse a la conformación del paisaje con unidades de bosques y de ambientes acuáticos, contiguos entre sí.

No obstante, la riqueza observada en los bosques contrasta con las 131 especies reportadas por Alonso & Ronchi-Virgolini (2008) en muestreos asistemáticos para estos mismos ambientes. Esto pone de manifiesto la necesidad de acompañar las conclusiones extraídas de los conteos sistemáticos con este tipo de muestreos u otras técnicas. Con relación a estos autores, las especies no registradas fueron aquellas consideradas por los mismos como raras o escasas o bien aquellas de hábitos nocturnos. Considerando muestreos asistemáticos, un patrón muy similar de riqueza entre diferentes unidades ambientales fue reportado para la Reserva Otamendi con 142 especies en bosques y 156 en ambientes que pueden ser considerados como humedales (Babarskas *et al.* 2003).

La abundancia mostró el mismo patrón que la riqueza, con altos valores en Bajos. La presencia de grupos tróficos exclusivos a esta unidad ambiental, como las garzas (Ardeidae) y patos (Anatidae), con especies de hábitos gregarios, contribuyó de gran manera en la abundancia. Esto en cambio, disminuye la equidad, con lo que, la diversidad alfa fue más alta en el Albardón.

A partir de los patrones observados, los Bajos presentan una alta representatividad en cuanto a las especies de aves que sostienen dentro del mosaico de ambientes que caracteriza el área de estudio. El número de especies exclusivas mostró ser muy elevado, incluso con la consideración del aporte de los dos bosques en conjunto. Este tipo de ambiente ocupa la mayor parte del área de estudio (Alonso 2008, Malvárez 1999), y en cuanto a sus amenazas, la modificación de los ciclos hidrológicos por obras de impacto sobre la Cuenca del Plata sería la más importante, con efectos sobre la planicie de inundación en general, incluido el Albardón, también sujeto a la dinámica de pulsos hidrosedimentológicos del río (Bó & Quintana 1999, Bonetto & Hurtado 1999, Bó 2006). En segundo lugar, la actividad ganadera en los ambientes de humedales carece de estudios referidos a su influencia sobre la flora y la fauna allí presentes.

Los bosques ribereños también presentan un elevado grado de amenaza, dado que la deforestación y la fragmentación consecuente se registran desde hace tiempo y

actualmente está muy extendida (Bucher *et al.* 1993, Quintana *et al.* 2002, Bó 2006). Situados en zonas de clima subtropical y templado, agregan biodiversidad al complejo paisaje, ya que especies de animales y plantas alcanzan latitudes relativamente altas a lo largo de ellos (Bucher *et al.* 1993, Giraudo & Arzamendia 2004). Especies como *Vireo olivaceus* o *Elaenia* spp. y *Pachyramphus polychopterus*, citadas en el presente trabajo utilizan estos ambientes como corredores para realizar sus migraciones. Por otra parte, durante crecientes excepcionales, cuando la planicie de inundación es cubierta por una única masa de agua, las copas de los árboles de estos bosques son las únicas unidades emergentes (Bonetto 1986), ofreciendo sitios de refugio temporarios para la fauna (Ordano 1999).

Los resultados obtenidos en este capítulo son parciales dada la falta de consideración de muchos otros aspectos subyacentes relativos a la distribución de las especies (e.g. influencia de la dinámica demográfica, movimientos locales o migratorios, y la selección de hábitats por las especies) (e.g. Wiens 1989). La dinámica del área de estudio es muy marcada y compleja por la influencia de los pulsos hidrosedimentológicos del río, así como las variables climáticas como las temperaturas y precipitaciones, por lo que su abordaje requiere de estudios continuados a lo largo de varios años. Estos aspectos son de reconocida relevancia con relación a la importancia relativa de los ambientes. El alto número de especies adicionales registrado (cercano al 50 % del número total de especies registradas) sugiere que una elevada proporción de especies no tienen preferencia por un hábitat específico, sino que serían generalistas. El mosaico de ambientes podría ser utilizado para diferentes propósitos por estas especies (Staicer 1992) y permitiría a las aves cambiar su distribución como respuesta a las condiciones de éstos (Karr 1990). Esto además es consistente con la propuesta de que los ambientes riparios deben ser abordados desde una perspectiva ambiental o regional integral para el estudio de su biota (Naiman *et al.* 1993). Así, los bosques podrían ser parte de los ciclos biológicos de otras especies además de aquellas que sólo aparecen en estos hábitats.

Este capítulo representa una primera aproximación a escala de paisaje, evaluando la relación de los parámetros que caracterizan los ensambles de aves con el mosaico de ambientes. A partir de lo hallado, en los siguientes capítulos se aborda la dinámica temporal de los ensambles en las diferentes unidades ambientales y se profundiza la comparación de los bosques.

CAPÍTULO III

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ENSAMBLE DE AVES EN LOS BAJOS DEL PARQUE NACIONAL

PRE- DELTA

INTRODUCCIÓN

Los humedales se hallan entre los ecosistemas más productivos y de mayor importancia ecológica del planeta (Mitsch & Gosselink 1986). Esto se debe a que gran parte de su superficie está temporaria o permanentemente anegada a lo largo del año, lo que determina que posean una elevada productividad y que desempeñen un importante papel funcional en numerosos fenómenos y procesos naturales (IUCN 1990). Son ecosistemas de gran importancia debido a la diversidad biológica que sustentan, al ciclado y filtrado de nutrientes y a los procesos hidrológicos y ecológicos que en ellos ocurren (Cantero 1993, Page *et al.* 1997, Mengui 2000). La biota que albergan es particularmente rica y abundante, tanto en especies vegetales como animales, muchas de las cuales constituyen recursos esenciales para el hombre. La necesidad de conservación de estos ambientes como reservas biogenéticas ha sido extensamente estudiada y reconocida, siendo actualmente motivo de programas de conservación a escala continental (Williams & Koenig 1980, Withers & Chapman 1993, Page *et al.* 1999).

Estos ambientes constituyen el hábitat de numerosas especies de animales y plantas, muchas de las cuales se encuentran actualmente amenazadas como consecuencia, en primer lugar, de la destrucción de sus hábitats (Blanco 1999). Las aves constituyen uno de los componentes más característicos de la fauna que habitan los humedales (Blanco 1999). Muchas especies de aves pueden hacer uso de dichos humedales durante sólo una parte del año para cubrir una determinada etapa de su ciclo anual (e.g., la nidificación, la reproducción y la muda del plumaje) y éstos pueden representar importantes áreas de concentración durante la migración anual de algunas especies.

Entre los grandes humedales de la Argentina, se encuentra la planicie de inundación del Paraná, la cual sostiene una particular diversidad de aves (Bó *et al.* 2002, Chatellenaz 2005, Giraudo 2008). Las aves acuáticas representan uno de los componentes faunísticos mejor representados (Martínez 1993). Desde el punto de vista limnológico, este grupo de vertebrados interviene directa e indirectamente en el funcionamiento general de los ecosistemas acuáticos (Hurlbert & Chang 1983). El papel que desempeña este grupo es de reconocida relevancia. El conocimiento de sus comunidades puede aportar información fundamental sobre el estado de un cuerpo de agua y la productividad en los diferentes niveles tróficos, así como de las particularidades de su estructura y función.

Para poder explicar la diversidad de los ensamblajes dentro de un hábitat debe considerarse la heterogeneidad espacial y temporal, entendiéndose éstas como la variación horizontal, vertical y cualitativa de los elementos físicos y bióticos (De Angelo 2003). En los “Bajos” de la planicie de inundación del Paraná, la heterogeneidad espacial permite sostener un amplio espectro de especies de aves. Además, de acuerdo con la variación de la conformación, principalmente horizontal, de los sectores inundables de la planicie, es esperable que los ensamblajes de aves también varíen dentro de esta unidad de ambiente como consecuencia de las diferencias en la selección específica de hábitats.

A escala espacial, la estructura y composición de las comunidades de aves depende de las características del hábitat (e.g., el tamaño y la profundidad de los cuerpos de agua en las aves acuáticas), la disponibilidad, la distribución y la densidad de los alimentos, y de sitios adecuados para la reproducción o descanso (Wiens 1989). A escala temporal, por otra parte, la estructura y la composición de los ensamblajes de aves pueden variar a lo largo del año debido a diferentes causas, como las fluctuaciones en los recursos tróficos disponibles (Stiles 1980, Levey 1988, Poulin *et al.* 1993, Jaquemet *et al.* 2004), la incorporación de especies migratorias a grupos de especies residentes (Herrera 1978, Cueto & López de Casenave 2000, Greenberg & Marra 2005) así como la presencia y ausencia local de especies que habitan en la zona (Filipello & López de Casenave 1993). Las variaciones en la abundancia son el resultado de las diferencias entre las tasas de natalidad y mortalidad, así como también de la migración entre los hábitats (Poulin *et al.* 1993). Las variaciones estacionales o anuales son muy dependientes de eventos como las precipitaciones y la variación hidrológica, mientras que las variaciones plurianuales dependen de eventos macroclimáticos a escala regional o mundial.

Las características ambientales que influyen los ensamblajes de aves son variables a escala espacial ya que los humedales con parches de vegetación intercalados con parches de aguas abiertas, son considerados más propicios para ser ocupados por aves acuáticas (e.g., Weller 1978, Kaminski & Prince 1981, Ball & Nudds 1989). Además, éstos parámetros fluctúan en el tiempo, debido principalmente a la estacionalidad (e.g., Isacch *et al.* 2003, Codesido & Bilenca 2004, Becerra Serial & Grigera 2007) y al pulso hidrológico, que actúa como un factor principal en la variación espacio- temporal de los ensamblajes de aves (e.g., Beltzer & Neiff 1992, Giraudo 1992, Knuston & Klaas 1997, Bó & Malvárez 1999, Beja *et al.* 2010). Las inundaciones pueden cambiar directamente la oferta de

alimentos, o indirectamente el hábitat por modificaciones en la configuración de la vegetación (Keddy 2000).

Los estudios sobre comunidades de aves acuáticas son relativamente escasos en Argentina. Estos estudios han analizado principalmente la diversidad y el uso del hábitat, así como la estructura en gremios y la importancia de especies migratorias, sobre todo en humedales de aguas continentales (Bucher & Herrera 1981, Beltzer & Neiff 1992, López de Casenave & Filipello 1995, de Gonzo & Mosqueira 1996, Sarrías *et al.* 1996, Echevarría & Chani 2000). A escala local, diversos estudios han reportado una variabilidad espacio-temporal marcada en los atributos que caracterizan los ensambles de aves en planicies de inundación (e.g., Anderson & Ohmart 1983, Remsen & Parker 1983, Rosenberg 1990, Knuston & Klass 1997, Beltzer *et al.* 2003-2004, Bosisio & Beltzer 2003-2004, Rosetti & Giraudó 2003, Iwata *et al.* 2003, Chatellenaz 2005, Ronchi-Virgolini *et al.* 2008, Beja *et al.* 2010). Para la planicie aluvial del Paraná en particular, Beltzer & Neiff (1992) estudiaron el efecto del régimen pulsátil del río sobre gremios establecidos de acuerdo al uso de los recursos, encontrando respuestas diferenciales. En este marco, las obras que modifiquen el régimen natural de los niveles hidrométricos pueden cambiar la abundancia y la composición de aves (Keddy 2000, e.g., Burger *et al.* 1982).

Así, en éste capítulo se abordan las variaciones internas de los ensambles de aves de los Bajos. A escala espacial, comparando las transectas emplazadas en distintos sitios con diferentes conformaciones del ambiente y a escala temporal, comparando los muestreos sucesivos en el marco de la gran variabilidad ambiental temporal propia de los ambientes inundables de la planicie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se analizaron los ambientes acuáticos, pajonales y pastizales ubicados dentro de la categoría de Bajos en el Parque Nacional Pre- Delta. Para más detalle de los Bajos ver Capítulo I.

Muestreo

El trabajo a campo se llevó a cabo desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008, efectuándose un total de 48 muestreos en total. Para más detalle ver Capítulo II.

Análisis Estadísticos

Se realizó análisis de rarefacción para comparar el número total de especies en base a un número similar de detecciones (i.e. reducir el efecto del número total de aves detectadas) durante los dos años de muestreo (Gotelli & Entsminger 2006).

Se utilizó el procedimiento ANOSIM (Análisis de Similitud) del programa PRIMER versión 5 (Clarke & Gorley 2002) para comparar el nivel de similitud en la composición de especies entre un conjunto de muestras relacionadas (año 2006/07 y 2007/08 y entre estaciones). ANOSIM es un procedimiento de permutación que produce un estadístico R, que es una medida absoluta de distancia entre los grupos. Valores positivos y grandes (hasta 1) de R, indican baja similitud entre los grupos; mientras que valores bajos (hasta 0) indican alta similitud entre grupos.

Se comparó la unidad ambiental entre años, entre transectas y entre estaciones a través un ANOVA de medidas repetidas. Se utilizó esta metodología por el hecho de que las diferentes muestras no fueron totalmente independientes, dado que una misma transecta fue muestreada 8 veces por año. Los análisis se llevaron a cabo mediante StatView 5.0.

Se realizó un Análisis de especies indicadoras, para detectar y describir el valor de las diferentes especies que pueden indicar condiciones ambientales entre las diferentes estaciones (indicadoras, Dufrière & Legendre 1997, McCune & Grace 2002).

Se utilizó el método de Pitman *et al.* (2001) para comparar la importancia relativa de los diferentes gremios (en base a las abundancias por gremio) entre los dos años. Además se comparó la abundancia de los gremios tróficos entre los dos años de muestreo mediante análisis de varianza con medidas repetidas, debido a que los conteos fueron en los mismos puntos en diferentes meses. Las comparaciones (tanto la metodología de Pitman *et al.* (2001) como de ANOVA de medidas repetidas) estuvieron basadas en la abundancia promedio por puntos de una transecta dada (e.g., considerando la media entre los cinco puntos por transecta). Estas comparaciones fueron realizadas con los datos

obtenidos durante el período de estudio completo (2 años). Para más detalles de los análisis estadísticos, ver Capítulo II.

RESULTADOS

Riqueza de especies y abundancia

Se registró una abundancia promedio de 1662 individuos pertenecientes a 139 especies y 40 familias (Apéndice II). El número de especies por transecta presentó una correlación relativamente alta con la abundancia del primer año de muestreo ($r=0,65$, $P < 0,01$) pero no estuvo correlacionado en el segundo año ($r=0,11$, $P= 0,5$). La curva ranking - abundancia indicó que muy pocas especies presentaron abundancias muy elevadas o muy bajas (Fig. 3.1). Del total de las especies, 74 (53,23%) estuvieron presentes en las tres transectas, 39 (28,5%) en dos transectas y 26 especies (18,7%) solo en una (Tabla 3.1).

La variación entre transectas y a lo largo de muestreos sucesivos con respecto a la riqueza, abundancia promedio y diversidad se muestra en las Figuras 3.2 (a, b y c). No se encontraron diferencias significativas entre las transectas para ninguno de los parámetros analizados: riqueza ($F= 2,228$, $df=2$, $P= 0,1890$), abundancia promedio ($F= 2,336$, $df=2$, $P= 0,1777$) y diversidad alfa ($F= 0,723$, $df=2$, $P= 0,5232$).

El análisis de rarefacción mostró que con una abundancia promedio de 768 individuos (observadas en el segundo año de muestreo), la riqueza de especies fue mayor en el primer año (Fig. 3.3) con 124 especies, mientras que en el segundo año se obtuvieron 107 especies. De acuerdo con esto, se encontraron diferencias significativas de la riqueza por muestras entre años (media 2006/07= $30,79 \pm 7,10$, media 2007/08= $24,87 \pm 4,57$; $F= 14,042$, $df=1$, $P= 0,0095$). Al comparar las muestras entre las estaciones, no se detectaron diferencias significativas (media otoño= $26,42 \pm 4,96$, media invierno= $28,42 \pm 5,37$, media primavera $30,17 \pm 10,30$, media verano = $26,33 \pm 4,12$; $F=0,867$, $df=3$, $P= 0,4761$). No existieron interacciones significativas entre factores (estación-año: $F= 0,358$, $df= 3$, $P=0,7839$; estación- transecta: $F= 0,471$, $df= 6$, $P=0,8208$).

Al analizar por separado la variación a lo largo del tiempo del número de especies residentes, se observó en general una reducción en el número de especies del primer año al segundo en coincidencia con el ensamble en general y los resultados del ANOVA,

mientras que el número de especies migrantes se mantuvo relativamente constante entre los dos años (Fig. 3.4 a).

Las abundancias promedio en el primero y en el segundo año fueron de 894 y 768 individuos, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre la abundancia de cada año (media 2006/07= $37,07 \pm 16,44$, media 2007/08= $31,69 \pm 17,51$; $F= 0,850$, $df=1$, $P= 0,392$). La abundancia promedio por muestra varió entre 50 (verano) y 385 individuos (otoño), aunque no se detectaron diferencias significativas entre estaciones (media otoño= $34,53 \pm 20,16$, media invierno = $34,58 \pm 11,87$, media primavera $34,23 \pm 15,36$, media verano = $34,18 \pm 21,31$; $F= 0,003$, $df=3$, $P= 0,9998$). Ninguna de las interacciones fue significativa (estación-año: $F= 0,175$, $df= 3$, $P=0,9118$; estación-transecta: $F= 0,434$, $df= 6$, $P=0,8465$).

Aunque no se encontraron diferencias temporales significativas en la abundancia del ensamble en general, en la Figura 3.4 (b) se observa que las especies residentes fluctuaron a lo largo del período de estudio, como ocurriera con la riqueza.

La diversidad alfa presentó el valor más alto en la primavera del primer año de muestreo ($H'=3,311$) y el valor más bajo en verano del segundo año ($H'=1,538$). No se encontraron diferencias significativas entre años ($F= 2,786$, $df=1$, $P= 0,1461$) ni entre estaciones ($F= 1,295$, $df=3$, $P= 0,3066$). Ninguna de las interacciones fue significativa (estación-año: $F= 0,436$, $df= 3$, $P=0,7296$; estación- transecta: $F= 0,322$, $df= 6$, $P=0,9166$).

Composición del ensamble

El ensamble estuvo compuesto por 97 especies residentes permanentes, 5 probables residentes permanentes, 11 residentes estivales, 1 probable residente estival, 8 visitantes estivales, 7 visitantes invernales, 2 probables visitantes invernales, 3 ocasionales y 5 especies con residencia indeterminada para el área de estudio (Apéndice II).

Se registraron 64 especies de aves pertenecientes a ambientes acuáticos, las restantes 75 especies son de hábitats terrestres. Las especies más abundantes fueron *Agelaius spp.* (Varilleros), *Plegadis chihi* (Cuervillo de cañada), *Vanellus chilensis* (Tero común) y *Jacana jacana* (Gallito de agua). Las familias mejor representadas fueron Tyrannidae, con 17 especies, Emberizidae con 10 especies y Anatidae con 11 especies.

Los resultados ANOSIM, indicaron una separación parcial en la composición de la comunidad entre los dos años de estudio (Global R = 0,037, $P < 0,082$). Al comparar la comunidad por estaciones, el ANOSIM mostró una diferencia estadísticamente significativa entre las 4 estaciones con respecto a la composición de especies (Global R = 0,109, $P < 0,004$). Con respecto al análisis por pares de estaciones se observaron diferencias entre Otoño - Invierno ($P < 0,012$), Otoño - Primavera ($P < 0,021$), Otoño - Verano ($P < 0,04$) e Invierno - Verano ($P < 0,009$). No se encontraron diferencias entre Invierno- Primavera ($P = 0,101$) y Primavera- Verano ($P = 0,212$). El Análisis de Especies Indicadoras para las diferentes estaciones estimó 7 especies en otoño y 6 en invierno, primavera y verano (Tabla 3.2).

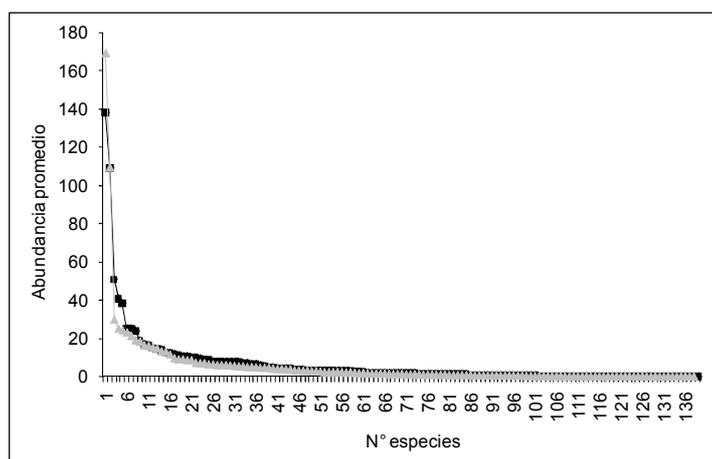
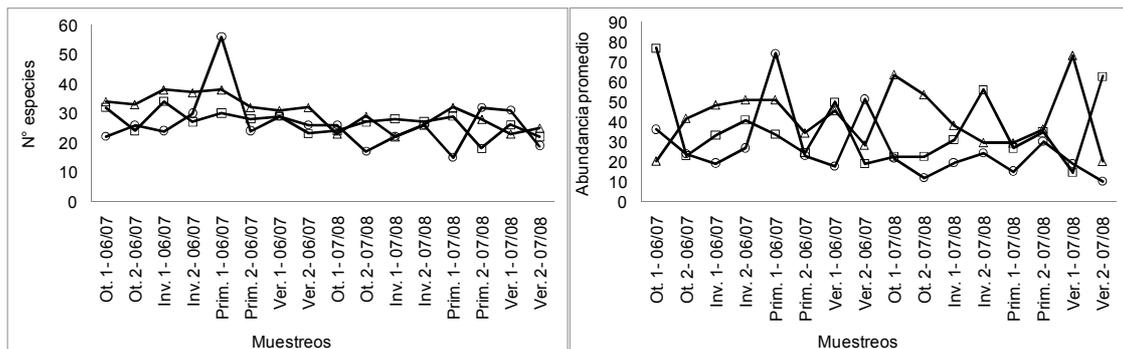


Figura 3.1: Curvas ranking- abundancia para el Bajo, basadas en la abundancia promedio por especie desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008 en el Parque Nacional Pre- Delta. Año 2006/07 (negro), Año 2007/08 (gris).

Gremios Tróficos

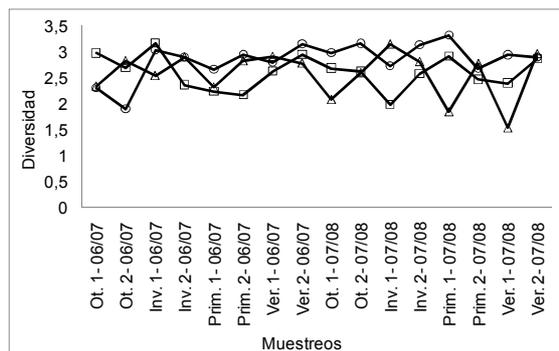
Las especies se agruparon en 19 gremios tróficos. Los de mayor riqueza específica fueron los Carnívoros acuáticos de orilla, los Carnívoros- insectívoros y los Filtradores. En cuanto a la abundancia, dominaron los Granívoros- insectívoros, Carnívoros acuáticos de orilla y Carnívoros- insectívoros (Tabla 3.3).

Al comparar la composición de los gremios entre los dos años de muestreo en base a las regresiones, la pendiente resultante estuvo muy próxima a uno ($1,11 \pm 0,09$; $R^2=0,90$), indicando muy poca variación entre años. Sólo los Carnívoros acuáticos de orilla estuvieron mejor representados durante el período 2006/07, mientras que los Granívoros-insectívoros estuvieron mejor representados durante el período 2007/08, aunque sólo levemente. Esta misma tendencia, con pendientes cercanas a uno indicando una gran similitud, se observó al separar las comparaciones entre años por períodos estacionales (1,04 invierno y 1,17 verano) (Fig. 3.5 a, b y c). El ANOVA de medidas repetidas mostró que los Carnívoros acuáticos de orilla ($P=0,0446$), Herbívoros- granívoros arborícolas ($P=0,0211$), Insectívoros de suelo ($P=0,0493$) y Omnívoros ($P=0,0346$) variaron significativamente entre años. Respecto a las variaciones estacionales, las mismas se observaron en Carnívoros- insectívoros ($P=0,0445$), Filtradores ($P=0,0205$), Herbívoros- granívoros arborícolas ($P=<0,0001$) e Insectívoros aéreos ($P=0,0118$) (Tablas 3.4).



(a)

(b)



(c)

Figura 3.2: Variación espacial y temporal de (a) riqueza, (b) abundancia promedio y (c) diversidad alfa de aves en las 3 transectas de los ambientes acuáticos del Parque Nacional

Pre- Delta durante dos años de muestreo. Transecta 1 (círculos), Transecta 2 (cuadrados) y Transecta 3 (triángulos).

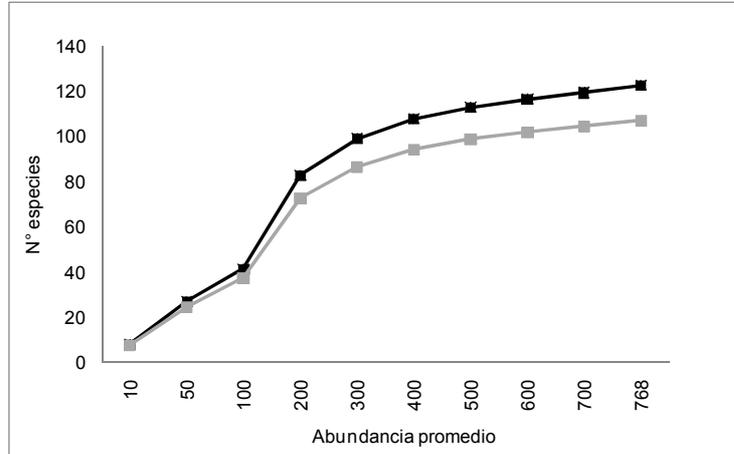


Figura 3.3: Análisis de Rarefacción para comparar la acumulación de especies entre los 2 años de muestreo en el Parque Nacional Pre- Delta. Número de especies observadas 2006/07 (negro), número de especies observadas 2007/08 (gris).

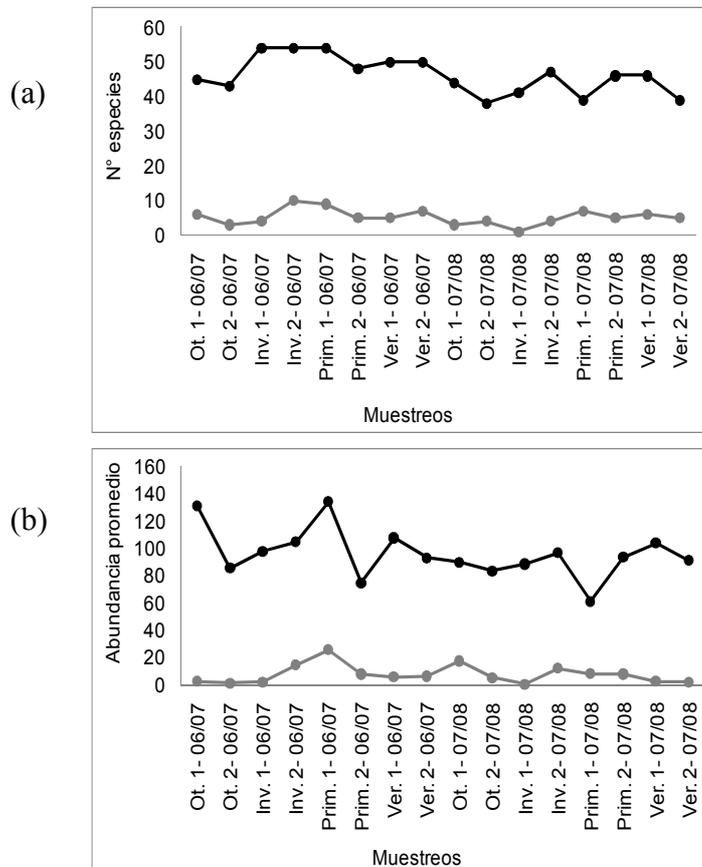
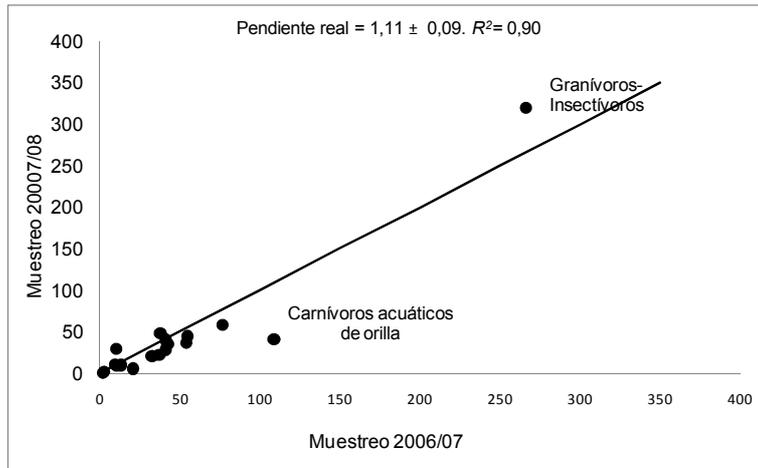


Figura 3.4: (a) Variación de las especies y (b) variación de la abundancia promedio a lo largo del período de estudio en el Parque Residentes Migrantes Nacional.

(a)



(b)

(c)

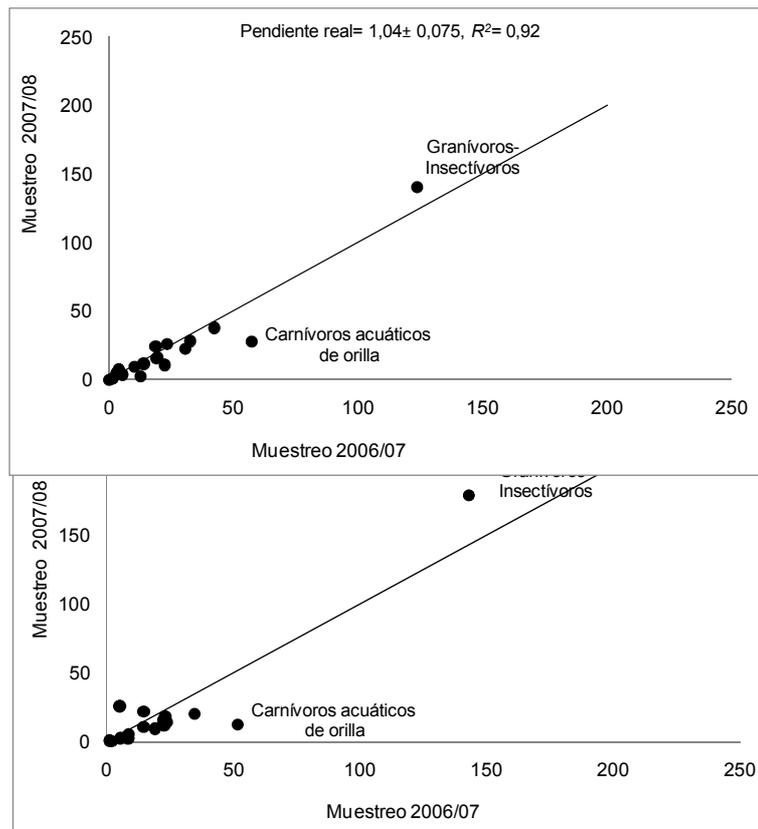


Figura 3.5: Abundancia por gremios entre los períodos 2006/07 y 2007/08 (a), Abundancia por gremios entre períodos invernales 06/07 y 07/08 (b) y Abundancia por gremios entre períodos estivales 06/07 y 07/08 (c) en el Parque Nacional Pre- Delta. La línea de regresión indica una relación 1:1 entre los valores.

Especie	T1	T2	T3	Especie	T1	T2	T3	Especie	T1	T2	T3
<i>Rollandia rolland</i>	0	1	1	<i>Tringa melanoleuca</i>	1	1	1	<i>Elaenia spectabilis</i>	1	1	1
<i>Podiceps major</i>	1	1	1	<i>Tringa flavipes</i>	0	0	1	<i>Serpophaga nigricans</i>	1	1	1
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	1	1	1	<i>Tringa solitaria</i>	1	1	1	<i>Serpophaga subcristata</i>	1	1	1
<i>Chauna torquata</i>	1	1	1	<i>Calidris fuscicollis</i>	0	0	1	<i>Serpophaga griseiceps</i>	1	1	1
<i>Dendrocygna bicolor</i>	1	0	1	<i>Calidris melanotos</i>	1	1	1	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	0	1	1
<i>Dendrocygna viduata</i>	1	1	1	<i>Phalaropus tricolor</i>	0	1	1	<i>Xolmis irupero</i>	1	1	0
<i>Cairina moschata</i>	0	1	1	<i>Himantopus melanurus</i>	1	1	1	<i>Lessonia rufa</i>	0	0	1
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	1	1	1	<i>Charadrius collaris</i>	0	1	0	<i>Hymenops perspicillatus</i>	1	1	1
<i>Anas sibilatrix</i>	0	1	0	<i>Vanellus chilensis</i>	1	1	1	<i>Fluvicola albiventer</i>	1	1	0
<i>Anas flavirostris</i>	1	0	1	<i>Pluvialis dominica</i>	0	0	1	<i>Satrapa icterophrys</i>	1	1	1
<i>Anas georgica</i>	1	1	1	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	1	1	1	<i>Machetornis rixosa</i>	1	1	0
<i>Anas versicolor</i>	1	1	1	<i>Phaetusa simplex</i>	1	0	0	<i>Myiarchus swainsoni</i>	1	0	0
<i>Anas cyanoptera</i>	1	1	1	<i>Sterna supercilialis</i>	1	1	1	<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	1	1
<i>Anas platylea</i>	0	1	0	<i>Columba picazuro</i>	1	1	1	<i>Tyrannus savana</i>	1	1	1
<i>Netta peposaca</i>	1	1	1	<i>Zenaida auriculata</i>	1	1	1	<i>Pitangus sulphuratus</i>	1	1	1
<i>Syrigma sibilatrix</i>	0	0	1	<i>Columbina talpacoti</i>	1	0	0	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1	0	1
<i>Egretta thula</i>	1	1	1	<i>Columbina picui</i>	1	1	1	<i>Vireo olivaceus</i>	1	1	1
<i>Ardea cocoi</i>	1	1	1	<i>Leptotila verreauxi</i>	1	1	1	<i>Turdus rufiventris</i>	1	1	1
<i>Ardea alba</i>	1	1	1	<i>Myiopsitta monachus</i>	1	1	1	<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	1	1
<i>Bubulcus ibis</i>	1	1	0	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0	0	1	<i>Mimus triurus</i>	0	0	1
<i>Butorides striatus</i>	1	1	1	<i>Crotophaga ani</i>	0	1	1	<i>Troglodytes aedon</i>	1	0	1
<i>Tigrisoma lineatum</i>	1	1	1	<i>Guira guira</i>	1	1	1	<i>Polioptila dumicola</i>	1	1	1
<i>Ixobrychus involucris</i>	0	0	1	<i>Tapera naevia</i>	1	0	1	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	1	1	1
<i>Phimosus infuscatus</i>	0	1	1	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	1	0	1	<i>Tachycineta meyeri</i>	1	1	1
<i>Plegadis chihi</i>	1	1	1	<i>Hylocharis chrysura</i>	0	0	1	<i>Progne tapera</i>	1	1	1
<i>Ajaja ajaja</i>	0	1	0	<i>Megasceryle torquata</i>	1	1	1	<i>Stelgodopteryx fucata</i>	1	0	1
<i>Mycteria americana</i>	1	1	1	<i>Chloroceryle amazona</i>	1	1	0	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	1	0	1
<i>Ciconia maguari</i>	0	1	1	<i>Chloroceryle americana</i>	1	0	0	<i>Anthus correndera</i>	1	1	1
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	1	1	1	<i>Picoides mixtus</i>	1	0	1	<i>Anthus lutescens</i>	1	1	1
<i>Circus buffoni</i>	1	1	0	<i>Colaptes melanochloros</i>	1	1	1	<i>Carduelis magellanica</i>	1	1	1
<i>Buteo magnirostris</i>	1	1	1	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	1	1	0	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	1	1	1
<i>Caracara plancus</i>	1	1	1	<i>Cinclodes fuscus</i>	0	1	1	<i>Zonotrichia capensis</i>	1	1	1
<i>Milvago chimango</i>	1	0	1	<i>Furnarius rufus</i>	1	1	1	<i>Paroaria coronata</i>	1	1	1
<i>Laterallus melanophaius</i>	1	1	1	<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	0	0	1	<i>Paroaria capitata</i>	1	1	1
<i>Aramides ypecaha</i>	1	1	1	<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	1	1	1	<i>Donacospiza albifrons</i>	0	0	1
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	1	1	0	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	0	0	1	<i>Poospiza nigrorufa</i>	1	1	1
<i>Gallinula chloropus*</i>	1	1	1	<i>Phacellodomus striatocollis</i>	1	1	1	<i>Poospiza melanoleuca</i>	1	1	0
<i>Fulica leucoptera</i>	1	1	1	<i>Phacellodomus ruber</i>	1	1	1	<i>Sicalis flaveola</i>	1	1	1
<i>Fulica ruffronds</i>	1	1	1	<i>Phleocryptes melanops</i>	1	1	1	<i>Sicalis luteola</i>	1	1	1
<i>Aramus guarana</i>	1	1	1	<i>Taraba major</i>	1	1	1	<i>Embernagra platensis</i>	1	1	1
<i>Jacana jacana</i>	1	1	1	<i>Phytotoma rutila</i>	1	0	1	<i>Sporophila collaris</i>	1	1	1
<i>Nycticorpes semicollaris</i>	0	1	0	<i>Campostoma obsoletum</i>	0	1	1	<i>Sporophila caerulescens</i>	1	0	1
<i>Gallinago paraguaiiae</i>	0	1	1	<i>Suiriri suiriri</i>	0	0	1	<i>Sporophila ruficollis</i>	0	1	1
								<i>Saltator caerulescens</i>	1	1	1
								<i>Saltator aurantirostris</i>	1	1	1
								<i>Icterus cayanensis</i>	1	1	0
								<i>Agelaius thilius</i>	0	1	1
								<i>Agelaius cyanopus</i>	1	1	1
								<i>Agelaius ruficapillus</i>	1	1	1
								<i>Sturnella supercilialis</i>	1	1	1
								<i>Molothrus bonariensis</i>	1	1	1
								<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	1	0	1
								<i>Agelaioides badius</i>	1	1	1

Tabla 3.1: Especies presentes (1) y ausentes (0) en cada transecta de los Bajos a lo largo del período de estudio en el Parque Nacional Pre- Delta. (T1) Transecta 1, (T2) Transecta, (T3) Transecta 3

Especie	Año/ Estación	P (<0,05)	Especie	Año/ Estación	P (<0,05)
<i>Pitangus sulphuratus</i>	13	0,0016	<i>Laterallus melanophaius</i>	23	0,0002
<i>Poospiza melanoleuca</i>	13	0,0272	<i>Taraba major</i>	23	0,0002
<i>Dendrocygna viduata</i>	14	0,0048	<i>Satrapa icterophrys</i>	23	0,0214
<i>Tigrisoma lineatum</i>	14	0,0328	<i>Vireo olivaceus</i>	23	0,001
<i>Himantopus melanurus</i>	14	0,0264	<i>Saltator caeruleus</i>	23	0,027
<i>Turdus amaurochalinus</i>	14	0,0404	<i>Gallinago paraguaiae</i>	24	0,0278
<i>Calidris melanotos</i>	15	0,0018	<i>Agelaioides badius</i>	24	0,0102
<i>Tyrannus melancholicus</i>	15	0,002	<i>Tachycineta meyeri</i>	25	0,0008
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	15	0,0082	<i>Sturnella superciliaris</i>	25	0,0496
<i>Sicalis luteola</i>	15	0,0122	<i>Anas cyanoptera</i>	26	0,0318
<i>Bubulcus ibis</i>	16	0,0094	<i>Sicalis flaveola</i>	26	0,0282
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	16	0,0098	<i>Sporophila collaris</i>	26	0,0042
<i>Progne tapera</i>	16	0,0082			

Tabla 3.2: Especies Indicadoras registradas en el Parque Nacional Pre- Delta durante el período de estudio. Otoño 06/07 (13), Invierno 06/07 (14), Primavera 06/07 (15), Verano 06/07 (16), Otoño 07/08 (23), Invierno 07/08 (24), Primavera 07/08 (25), Verano 07/08 (26).

Gremios Tróficos	Riq. Gral.	Riq. 06/07	Riq. 07/08	Abund. Gral.	Abund. 06/07	Abund. 07/08
Carnívoros-omnivoros de orilla	4	2	4	76,2	42,2	34
Carnívoros acuáticos de orilla	13	12	10	148,8	108,8	40
Carnívoros-carroñeros	11	9	8	53,2	32,8	20,4
Carnívoros- insectívoros	12	10	9	134,4	76,8	57,6
Filtradores	12	11	8	90	54,2	35,8
Fitófagos- carnívoros	4	4	2	25,4	20,8	4,6
Granívoros de suelo	5	4	5	18,6	10,6	8
Herbívoros - granívoros arborícolas	10	9	10	85,2	37,8	47,4
Granívoros- insectívoros de suelos	4	3	4	39,4	10,4	29
Granívoros- insectívoros	6	6	6	585	266,2	318,8
Insectívoros- frugívoros	9	9	6	98,8	55	43,8
Insectívoros de follaje	11	10	9	80,6	41	39,6
Insectívoros de suelo	7	7	6	69,2	41,4	27,8
Insectívoros de tronco	3	3	3	3,6	2,4	1,2
Insectívoros de vuelo corto y largo	11	10	8	22,4	13,4	9
Insectívoros aéreos	5	4	3	52,6	32,6	20
Nectarívoros	2	2	0	2	2	0
Omnívoros	7	7	3	58	37	21
Piscívoros nadadores	3	3	3	19	9,2	9,8

Tabla 3.3: Gremios tróficos observados en el Parque Nacional Pre- Delta. Riqueza y abundancia promedio en el ensamble en general (Riq. Gral. y Abund. Gral.) y en cada una de los años muestreados Riq. 06/07, Riq. 2007/2008, Abund. 06/07, Abund. 07/08.

Gremios Tróficos	Año			Transecta			Año*Transecta			Estación			Estación*Año		
	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Carnívoros-Omnívoros de orilla	1	0,704	0,433	2	2,565	0,157	2	1,97	0,2205	3	0,119	0,9479	3	0,22	0,8819
Carnívoros acuáticos de orilla	1	6,41	0,045	2	0,642	0,559	2	1,61	0,2752	3	0,871	0,4744	3	0,54	0,6595
Carnívoros-Carroñeros	1	1,154	0,324	2	0,173	0,845	2	0,68	0,5421	3	1,383	0,2801	3	0,68	0,5769
Carnívoros- Insectívoros	1	0,805	0,404	2	2,16	0,197	2	0,18	0,8413	3	0,329	0,0445	3	0,26	0,8558
Filtradores	1	3,699	0,103	2	1,735	0,254	2	4,49	0,0644	3	4,194	0,0205	3	2,22	0,1207
Fitófagos Carnívoros	1	1,845	0,223	2	0,388	0,694	2	0,59	0,5821	3	2,244	0,1181	3	1,1	0,3737
Granívoros de suelo	1	1,024	0,351	2	11,26	0,009	2	3,57	0,0952	3	0,485	0,6969	3	1,26	0,318
Herbívoros - Granívoros arborícolas	1	11	0,021	2	32,56	0,001	2	5,07	0,0626	3	16,39	<0,0001	3	9,23	0,0011
Granívoros- Insectívoros de suelos	1	5,151	0,058	2	2,637	0,14	2	3,94	0,0715	3	1,54	0,2326	3	2,29	0,1079
Granívoros- Insectívoros	1	0,284	0,613	2	1,265	0,348	2	0,91	0,4527	3	0,88	0,47	3	0,36	0,7855
Insectívoros- Frugívoros	1	0,87	0,387	2	4,906	0,055	2	0,2	0,8226	3	0,767	0,5272	3	0,52	0,6753
Insectívoros de follaje	1	0,013	0,914	2	0,803	0,491	2	3,82	0,0852	3	0,953	0,436	3	1,2	0,3392
Insectívoros de suelo	1	6,037	0,049	2	0,084	0,921	2	1,65	0,2685	3	0,196	0,8978	3	0,55	0,6529
Insectívoros de tronco	1	1,5	0,267	2	0,875	0,464	2	1,13	0,3847	3	0,967	0,43	3	0,3	0,825
Insectívoros de vuelo corto y largo	1	1,98	0,209	2	0,299	0,752	2	2,61	0,1529	3	0,558	0,6492	3	1,36	0,2873
Insectívoros aéreos	1	1,36	0,288	2	1,942	0,224	2	0	0,9959	3	4,883	0,0118	3	1,64	0,2149
Nectarívoros	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Omnívoros	1	7,175	0,037	2	2,631	0,151	2	5,46	0,0447	3	1,204	0,3366	3	4,21	0,0202
Piscívoros nadadores	1	0,011	0,921	2	0,294	0,755	2	0,87	0,4662	3	0,639	0,5997	3	0,77	0,5239

Tabla 3.4: ANOVA de medidas repetidas ($P \leq 0,05$) para los Gremios Tróficos observados en el Parque Nacional Pre- Delta entre los dos años de muestreo y entre las 4 estaciones del año.

DISCUSIÓN

Las planicies de inundación de los ríos de llanura, como la del río Paraná, representan un tipo de humedal dentro de la gran variedad de éstos que existen en la República Argentina. Cada tipo de humedal puede ser descrito en términos de su avifauna característica, cuya composición registrada dependerá en gran medida de los atributos ambientales del sitio (Blanco 1999). Al comparar el número de especies registrado en el presente estudio (139 especies) con otro tipo de humedales, se observa que este valor es muy similar al reportado para la Laguna de Mar Chiquita (200.000 ha.) que alberga 138 especies de aves (Canevari *et al.* 1998) y al de la Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa con 127 especies (Brandolin *et al.* 2007).

La diversidad de estructuras de vegetación, ya sea para la alimentación, refugio o sustrato para el nido, determina en gran medida la riqueza potencial de aves acuáticas que habitan un humedal (Blanco 1999). Al variar la conformación del paisaje entre sitios de la planicie, es esperable que haya también modificaciones en los atributos que caracterizan los ensambles, ya sean estructurales (riqueza, abundancia, diversidad), o referidos a la

composición. Al comparar estos atributos entre sitios de muestreo, no se encontraron variaciones de los parámetros estructurales, pero sí cambios significativos en la composición de especies entre sitios. Al considerar la escala temporal, por otra parte, las variaciones ocurrieron del mismo modo, con sólo cambios significativos en la composición de las especies. De modo excepcional, el único parámetro referido a la estructura de los ensambles que varió significativamente en esta escala fue la riqueza, que mostró un cambio significativo entre el primer y segundo año de estudio. Existen muchos elementos que pueden explicar estos cambios, siendo quizás los más importantes el régimen hidrológico, el tamaño y la heterogeneidad del sitio y la estructura de la vegetación (Blanco 1999). La posible influencia de cada uno de estos factores se discute en los párrafos siguientes.

Riqueza de especies y abundancia

Los ambientes de Bajos muestran gran variabilidad horizontal con oferta de cuerpos de agua con o sin vegetación flotante, vegetación palustre, pastizales, matorrales y parches de leñosas que se extienden desde los bosques. De acuerdo con esto cabría esperar que la riqueza y abundancia de aves varíen entre las muestras de diferentes sitios. Weller & Fredrickson (1974) encontraron una asociación entre el aumento de la riqueza y abundancia de aves acuáticas, y el número de claros y zonas de aguas abiertas en un humedal con vegetación palustre y dominancia de *Typha* sp. En el presente estudio, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas de estos parámetros entre las transectas a pesar de la variabilidad espacial, reflejando quizás una oferta de microhábitats similar entre los sitios. Esto permitiría sostener un número de especies y abundancias semejantes a pesar de las variaciones de conformación de los mismos. La variación temporal podría también haber tenido influencia en las comparaciones a escala espacial, ya que no existió para ninguno de los parámetros una transecta con valores superiores o inferiores marcados, sino un entrecruzamiento de las mismas a lo largo de los muestreos sucesivos.

La variación de la riqueza entre años fue significativa, con mayor cantidad de especies en el primer año. Pueden ser varios los procesos que influyen sobre el número de especies presentes a lo largo de todo un año. En primer lugar, si se considera el nivel hidrométrico, podría esperarse que cuanto más elevado sea, menor será la oferta de hábitats y microhábitats y por ende menor el número de especies presentes en un momento dado

(Beltzer & Neiff 1992). Así, de acuerdo con esto, la media de la altura del río en el primer año de estudio ($2,98 \pm 0,73$) fue menor que en el segundo año ($3,37 \pm 1,07$) lo que reflejaría una mayor oferta de hábitats a lo largo del primer año en coincidencia con el mayor número de especies detectadas. No obstante, considerar la media anual del nivel hidrométrico es poco representativo para establecer esta correlación, por lo esto se trata con más profundidad en el Capítulo V. Las especies que sólo estuvieron presentes en el primer año fueron, en mayor proporción, aves acuáticas (41 %) y passeriformes (33 %). El movimiento errático de muchas especies, especialmente en el caso de aves acuáticas, grupo de aves para el cual se han reportado movimientos regionales (Capllonch 2004) puede haber contribuido en estas diferencias. El Pato picazo (*Netta peposaca*), por ejemplo, presentó una elevada abundancia relativa durante el primer año pero no fue registrado durante el muestreo del año siguiente. Otra causal podría referirse al mayor número de passeriformes exclusivos registrado durante el primer año. En estudios similares, encontraron que la distribución de aves insectívoras se relacionó con la disponibilidad de insectos acuáticos en hábitats periféricos a un curso de agua. La abundancia de estos insectos presa podría mostrar variaciones entre años, lo cual podría estar relacionado al régimen de pulsos y la correspondiente oferta de agua. De este modo, podría explicarse la diferencia en el número de passeriformes registrados entre el primero y el segundo año de muestreo. El flujo de insectos acuáticos es decisivo para el mantenimiento de comunidades de aves de bosques, especialmente en ambientes estacionales (Nakano & Murakami 2001). Estas especies de passeriformes podrían aprovechar la disponibilidad de insectos en los Bajos, aunque esto estaría relacionado a la oferta de este recurso. La oferta se relaciona con el estado de los cuerpos de agua, lo cual depende del régimen pulsátil y de las precipitaciones locales. El número de especies no varió significativamente entre las estaciones, reflejando en primer lugar el hecho de que sólo pocas especies (16 %) estuvieron presentes en sólo una estación (ver composición). La ausencia de diferencias estacionales de la abundancia podría estar relacionada a los inviernos suaves (Romano 2005) que caracterizan el clima de la región, en contraste con los humedales localizados en latitudes (De la Balze & Blanco 2002) o altitudes (Caziani *et al.* 2001) elevadas. El carácter moderador de los grandes ríos sobre el clima regional (Menalled & Adamoli 1995) podría tener algún efecto sobre dicha estacionalidad, reduciendo las diferencias ambientales entre las estaciones del año.

Composición del ensamble

De las 139 especies registradas, sólo un 46 % fueron aves acuáticas, es decir, especies que dependen total o parcialmente de los humedales. De acuerdo con Martínez (1993), unas 253 especies de aves de Argentina tiene algún tipo de relación con los ambientes acuáticos continentales, y el número de especies de aves acuáticas registrados en el presente estudio representa el 25 % de este valor. El restante 54 % del total de especies registradas se trató de aves terrestres que representaron un gran porcentaje de la avifauna típica de humedales. Esto coincide con lo reportado por Nores (1996) y Brandolin *et al.* (2007), quienes registraron un elevado número de especies terrestres que forman parte de la avifauna característica de los humedales de la Provincia de Córdoba. Al igual que otros estudios realizados con comunidades de aves de humedales (Blendinger & Alvarez 2002, Cejas 2002, Bustos 2003, Llobera 2003), este trabajo hace aportes al conocimiento de la avifauna regional.

El ensamble estuvo compuesto por especies de paseriformes, y no paseriformes, entre estas últimas, un gran número de especies de aves acuáticas. Las especies observadas reflejaron la elevada oferta de microhábitats en este ambiente. Las aves acuáticas por ejemplo, no se distribuyen de manera uniforme, sino que su riqueza y abundancia estuvieron asociadas a las características ambientales locales, posibilitando la presencia de un elevado número de especies (Blanco 1999). Los camalotes y otras unidades de hidrófitos flotantes que tapizan la mayoría de los cuerpos de agua, ofrecen un sustrato de refugio y alimentación a especies que se desplazan sobre ellos, como por ejemplo, *Jacana jacana* (Jacana) y rálidos de los géneros *Pardirallus* spp. y *Gallinula* sp. Algunos paseriformes, como *Serpophaga subcristata* (Piojito común) y *Embernagra platensis* (Verdón), suelen posarse circunstancialmente sobre la vegetación acuática en busca de alimento. Los márgenes de las lagunas son un sitio importante para varias especies de cuervillos (Threskiornithidae), chorlos (Charadriidae) y playeros (Scolopacidae). En las zonas de pajonales, pastizales, juncales y matorrales alrededor de los cuerpos de agua se observaron muchas especies caminadoras como *Aramides ypecaha* (Ipacaá), *Mycteria americana* (Tuyuyú) y *Ciconia maguari* (Cigüeña americana), así como paseriformes asociados a este tipo de vegetación como *Certhiaxis cinnamomea* (Curutié colorado),

Phleocryptes melanops (Junquero), *Pseudocolopteryx flaviventris* (Doradito común), *Sporophila* spp. o paseriformes de áreas abiertas como *Satrapa icterophrys* (Suirirí amarillo) y *Tyrannus savana* (Tijereta). Los canutillares contienen especies cuya biología es poco conocida, por ejemplo, se encuentran rálidos como *Laterallus melanophaius* (Burrito común), *Pardirallus sanguinolentus* (Gallineta común) y paseriformes. Se conjetura que la gran diversidad de aves observada se debe, principalmente a las diferencias en la composición de la vegetación, la cual ofrece variados microhábitats a los cuales están asociados las distintas especies. Como se concluyera en otros trabajos (Pearce-Higgins 2000, Blendinger & Alvarez 2002, Bustos 2003, De Angelo 2003, Llobera 2003, Brandolin 2007) estos datos reflejan la importancia que tiene la diversidad de hábitats en el sustento de la biodiversidad, expresado principalmente en el elevado número de especies presentes en los ambientes acuáticos.

Si bien el número de especies y las abundancias no mostraron diferencias significativas, hubo diferencias en la composición de aves entre las transectas, con especies que ocuparían diferentes sectores del Bajo de acuerdo a sus requerimientos de hábitat. En la transecta 1 por ejemplo fueron exclusivas *Columbina talpacoti* (Torcacita colorada) y *Myiarchus swansoni* (Burlisto pico canela), probablemente como resultado de la contigüidad de la Barranca con los Bajos. La transecta 2 fue la que presentó la mayor cantidad de anátidos, siendo exclusivos *Anas platalea* (Pato cuchara) y *A. sibilatrix* (Pato overo), relacionados a las lagunas presentes en el sector de los muestreos. La transecta 3, al incluir bordes de laguna sin vegetación (que no son conspicuos o no son representativos de otros sitios), presentó especies exclusivas de chorlos y playeros como *Tringa flavipes* (Pitotoy chico), *Calidris fuscicollis* (Playerito rabadilla blanca) y *Pluvialis dominica* (Chorlo pampa). El Mirasol común, *Ixobrychus involucris*, también se observó solamente en esta transecta, en una zona con totoras (*Typha* sp.) y juncos (*Schoenoplectus* spp.) que no están bien representados en las otras dos transectas. *Schoeniophylax phryganophila* (Chotoy), *Suiriri suiriri* (Suirirí común) y *Camptostoma obsoletum* (Piojito silbón) también fueron observados sólo en esta transecta asociados a la presencia de leñosas. Así, de acuerdo a la constitución de los ambientes se observaron diferencias en la composición de los ensambles con presencia o ausencia de algunas especies y/o con especies mejor representadas en alguna de las transectas.

Mediante el ANOSIM y análisis de especies indicadoras por estaciones se pudieron observar diferencias estacionales parciales provocadas principalmente por el 22% de las especies que fueron las que realizaron movimientos migratorios. Entre estas especies migratorias se registraron muchos chorlos y playeros de presencia estival como *Calidris melanotos* (Playerito pectoral), *Tringa melanoleuca* (Pitotoy grande), *T. flavipes* y *T. solitaria* (Pitotoy solitario), que se encuentran en importante número cuando el río está en bajante al igual que lo observado por Giraud (1992) y Chatellenaz (2005). Unas 23 especies fueron exclusivas de una sola estación durante los muestreos. *Ixobrychus involucris*, *Asthenes pyrrholeuca* (Canastero coludo), *Pardirallus sanguinolentus*, *Phaetusa simplex* (Atí), *Vireo olivaceus* (Chiví común), se registraron en el período otoñal; *Anas sibilatrix*, *Anas platalea*, *Columbina talpacoti*, *Tringa flavipes*, *Calidris fuscicollis* en el invierno, *Charadrius collaris* (Chorlito de collar), *Donacospiza albifrons* (Cachilo canela), *Stelgidopteryx fucata* (Golondrina cabeza rojiza), *Suiriri suiriri*, *Petrochelidon pyrrhonota* (Golondrina rabadilla canela), *Pluvialis dominica*, *Sporophila ruficollis* (Capuchino garganta café) en primavera y *Bubulcus ibis* (Garcita bueyera), *Circus buffoni* (Gavilán planeador), *Nycticryphes semicollaris* (Aguatero), *Schoeniophylax phryganophila*, *Chlorostilbon aureoventris* (Picaflor común), *Coccyzus melacoryphus* (Cuclillo canela), *Myiarchus swainsoni*, en verano. El comportamiento migratorio influyó sobre la variación temporal de la composición, ya que 10 de las especies exclusivas de una sola estación (44 %) y 6 de las indicadoras de alguna estación (24%) exhiben algún tipo de movimiento migratorio. La variación de la disponibilidad de recursos en los Bajos, puede haber tenido también una influencia sobre la variación estacional de la composición detectada. Del total de especies exclusivas e indicadoras, seis y diez especies, respectivamente, de una estación particular del año fueron especialmente propias de bosques con dietas basadas totalmente o en parte, en invertebrados. Su presencia en determinadas estaciones en los Bajos podría estar relacionada a la oferta de este tipo de recursos, lo cual, como se ha reportado en otros estudios, varía estacionalmente, de acuerdo a los cambios hidrológicos entre sitios y a lo largo del tiempo (e.g. Iwata *et al.* 2003, Chan *et al.* 2008). Esta variación en el uso de los Bajos por especies propias de bosques podría haber influenciado la variación de la composición de especies a lo largo del período de estudio.

Gremios Tróficos

En cuanto a los gremios tróficos, los más abundantes fueron Carnívoros acuáticos de orilla y Carnívoros- insectívoros durante todo el período de estudio, continuando el grupo de los Insectívoros- frugívoros.

La composición gremial se mantuvo muy constante entre años como entre estaciones. No obstante, el gremio de los Carnívoros acuáticos de orilla estuvo mejor representado durante el primer año de muestreo. Este gremio está compuesto por especies caminadoras que se alimentan en los bordes de los cuerpos de agua. Su mayor abundancia durante el primer año podría estar relacionada al estado de las lagunas y demás cuerpos de agua. De acuerdo con Beltzer & Neiff (1992), los gremios constituidos por especies caminadoras se ven beneficiados por la época de bajante del río, dado que esto les facilita el acceso a los sitios de alimentación y permite mayores concentraciones locales de estas especies. No obstante, el estado de los cuerpos de agua también depende de las precipitaciones locales. Al comparar estos factores, régimen hidrológico y pluviométrico entre años, se observa que las precipitaciones fueron mayores en el primer año de muestreo (Media anual mensual de 46,7 mm durante el período de 2006/07, versus 26,1 mm durante el período 2007/08) por lo que este elemento no coincidiría con lo planteado por Beltzer & Neiff (1996). Sin embargo, el nivel hidrométrico fue inferior durante el primer año (Media anual mensual de 2,98 mm durante el período 2006/07, versus 3,37 mm durante el período 2007/08) por lo que este factor coincidiría con lo predicho por estos autores. La idea subyacente a esta predicción se basa en las limitaciones anatómicas de las especies que constituyen el gremio, las cuales no podrían acceder a los sitios de alimentación si los cuerpos de agua presentan una excesiva profundidad. En este punto, no obstante, es necesario considerar los umbrales del nivel del río en los que cada sitio particular se inunda. Esto se analiza con más detalle en el Capítulo V. Los Insectívoros de suelo, también dependientes del estado de los cuerpos de agua que ofrece o limita los sustratos de alimentación, variaron en cuanto a su abundancia entre años, presentando una mayor cantidad de registros durante el primer año, por lo que coinciden también con lo expuesto

anteriormente. El gremio de los Filtradores, por el contrario, se vería beneficiado por una mayor extensión y/o profundidad de los cuerpos de agua, por lo que mostraría patrones inversos a los gremios conformados por especies caminadoras. Estos patrones inversos han sido reportados por Giraud (1992) y Beltzer & Neiff (1992). Sin embargo, este gremio no mostró variación interanual. La abundancia de invertebrados acuáticos se relacionaría positivamente con los períodos húmedos, como ha sido encontrado en trabajos en otras regiones (Chan *et al.* 2008), por lo que la mayor abundancia de estos gremios durante el primer año podría tener, a su vez, relación con la mayor disponibilidad de alimento. Los Omnívoros también mostraron esta tendencia, siendo la única excepción la de los Herbívoros– granívoros arborícolas, los que variaron significativamente entre años, pero al contrario de los demás, estuvieron mejor representados durante el segundo año. El hecho de que su dieta está basada en recursos predominantemente distintos de los demás gremios que mostraron cambios anuales de abundancia podría indicar la existencia de otros procesos que expliquen estas diferencias.

La variación estacional en la abundancia de los grupos tróficos pudo estar relacionada con los patrones de migración, la disponibilidad de alimentos y/o el comportamiento reproductivo. Entre estos elementos explicativos, resalta la relación con los patrones migratorios de las especies. Los gremios Carnívoros– insectívoros, Filtradores e Insectívoros aéreos están constituidos por numerosas especies migradoras (Narosky & Yzurieta 2003, Capllonch 2004, Alonso 2008). En el caso de los Filtradores, los comportamientos migratorios de sus especies constituyentes podrían a su vez explicar la ausencia de variación interanual mencionada en párrafos previos.

La disponibilidad de hábitats y de recursos heterogéneos en el espacio y el tiempo producto de la dinámica geomorfológica e hidrológica del río serían aprovechados por el ensamble de aves. Los cambios anuales y estacionales de las variables meteorológicas, temperatura y precipitaciones, influenciarían los ensambles produciendo cambios en su estructura y/o composición. La concentración de las precipitaciones durante el primer año de estudio se relacionaría con la mayor riqueza del ensamble así como también con las mayores abundancias de los gremios que presentaron cambios anuales significativos. El pulso de inundación tendría a su vez influencia sobre estos cambios, aunque para evaluar su influencia es necesario considerar los niveles de desborde propios de cada sitio, como se analiza en capítulos ulteriores. La composición del ensamble a nivel taxonómico variaría

en función de la estacionalidad del río y de las variables climáticas, frente a lo cual se producirían los movimientos locales y migratorios de las aves.

CAPÍTULO IV

DIFERENCIAS Y SIMILITUDES ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES DE DOS TIPOS DE BOSQUES EN EL RÍO PARANÁ INFERIOR

INTRODUCCIÓN

El recambio de especies de un área a otra (Vellend 2001), contribuye a la riqueza de una región y puede ser muy importante para la conservación y para asegurar la preservación total de especies de un área determinada (Blake 2007). Existen varios estudios que comparan las comunidades de aves de hábitats creados por el río, entre sí y/o con áreas adyacentes, reflejando, de acuerdo con las disimilitudes, la respuesta que presenta este grupo a la variabilidad espacial de las planicies (Rzóska 1974, Remsen & Parker 1983, Rosenberg 1990, Roche 1993, Reynaud 1998, Warkentin & Reed 1999). Por otra parte, la dinámica temporal ha sido también abordada en estudios relacionados con la respuesta de las aves a las inundaciones (Knuston & Klaas 1997).

El río Paraná es el segundo sistema fluvial de Sudamérica en extensión (Burkart 1957), se extiende desde latitudes intertropicales hasta latitudes templadas (Soldano 1947, Bonetto 1986). Se caracteriza por una llanura extensa y compleja con una gran diversidad de hábitats y por un sistema altamente productivo favoreciendo la existencia de diversas comunidades (Neiff & Malvárez 2004). En el Paraná Medio, la diversidad de aves es generalmente fluctuante y las respuestas de los diferentes grupos funcionales es variada en relación con el régimen hidrológico del río. Las especies terrestres y las especies que forrajea cerca del suelo, son más propensas a ser afectadas por las inundaciones, que las especies acuáticas o aquellas que se alimentan en el aire o en los estratos más altos en los bosques (Beltzer & Neiff 1992, Bosisio & Beltzer 2003, 2004).

Di Giacomo & Contreras (2002) destacan que la diversidad de aves en el tramo inferior del Paraná es mayor dentro de la planicie de inundación que en las tierras altas adyacentes. En el río Paraná Inferior, el paisaje está compuesto básicamente por dos tipos de bosques: los “Albardones”, insertos en la planicie de inundación, y las “Barrancas”, ubicados al borde de la planicie, pero fuera de ésta. Sus diferencias florísticas y estructurales están dadas principalmente por su susceptibilidad a sufrir o no inundaciones, lo que viene determinado por sus respectivas posiciones topográficas (Aceñolaza *et al.* 2004). El objetivo de este capítulo es describir y comparar los ensambles de aves de ambos tipos de bosques en términos de composición de especies y estructura. Se analizan las similitudes y diferencias espacial y temporalmente, comparando la dinámica de la comunidad dentro de cada bosque y entre los dos tipos de bosques; analizándose (1) sus similitudes y diferencias en el espacio (diversidad beta), y (2) su dinámica temporal intra-

bosque y entre bosques. Estos parámetros se analizan a nivel de familias, especies y gremios determinados a priori (Wiens 1989), de acuerdo al uso de los recursos y del espacio. El objetivo general es obtener un panorama acerca de cómo estos bosques contribuyen a la riqueza de aves del paisaje a partir de su grado de complementariedad, y por otra parte evaluar las dinámicas de los ensamblajes con relación a la estacionalidad climática y a partir del hecho de que sólo uno de ellos está sujeto a inundaciones periódicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se estudiaron las dos unidades ambientales de bosques, uno de ellos no inundable (Barranca) y otro con diferentes frecuencias de inundación (Albardón). Para más detalles de los bosques ver Capítulo I.

Muestreo

El trabajo de campo se llevó a cabo desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008, efectuándose un total de 96 muestreos en los dos bosques riparios. Para más detalles ver Capítulo II.

Análisis estadísticos

Se comparó la composición de la comunidad de diferentes maneras. Se utilizó análisis de rarefacción para comparar el número total de especies en base a un número similar de detecciones utilizando ECOSIM Versión 7 (Gotelli & Entsminger 2006).

Para analizar las diferencias y similitudes en la composición de la comunidad, se realizó, un análisis de ordenamiento, NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling, aplicado con PC-ORD, versión 4.0 (McCune & Mefford 1999). Además, se utilizó el procedimiento ANOSIM (Análisis de Similitud) del programa PRIMER versión 5 (Clarke & Gorley 2001) para comparar el nivel de similitud en la composición de especies entre un conjunto de muestras relacionadas (Barranca vs. Albardón). Se realizó un análisis de especies indicadoras, Dufrêne & Legendre 1997, McCune & Grace 2002).

Se comparó, entre las 2 unidades ambientales, la riqueza y la abundancia promedio por muestras (obtenidas a lo largo del año) mediante un ANOVA de medidas repetidas. Se utilizó esta metodología por el hecho de que las diferentes muestras no fueron totalmente independientes, dado que una misma transecta fue muestreada varias veces a lo largo del período anual. Los análisis se llevaron a cabo mediante StatView 5.0.

Para comparar la importancia relativa de las diferentes familias (sobre la base de la abundancia o el número de especies de la familia) y las diferentes especies (abundancia por especies) en los dos hábitats, se utilizó el método de Pitman *et al.* (2001), con los datos combinados de todas las muestras (Blake 2007). Se seleccionó arbitrariamente Albardón como eje X y se calculó la pendiente de la línea entre Albardón y Barranca para sostener la hipótesis nula de que los dos hábitats fueron equivalentes en términos de especies o composición de familias. Si el número de abundancia o especies por familia, o de abundancia de cada especie, fuese el mismo en los dos sitios a comparar, las pendientes de las líneas deberían ser iguales a uno (Pitman *et al.* 2001, Blake 2007, Blake & Loiselle 2009).

Además, se compararon las unidades ambientales respecto a sus gremios tróficos. Se siguió también la metodología de Pitman *et al.* (2001) para comparar la importancia relativa de los diferentes gremios (en base a las abundancias por gremio) entre los dos bosques, con los datos combinados entre todas las muestras. La selección de los ejes se realizó de la misma manera que la señalada previamente, y se calculó la pendiente de la recta entre Albardón y Barranca para evaluar la hipótesis nula de que los dos hábitats fueron equivalentes en términos de la abundancia de los distintos gremios. Si las abundancias de los gremios fueran las mismas en los dos bosques, las pendientes de las rectas deberían ser iguales a uno (Pitman *et al.* 2001, Blake 2007, Blake & Loiselle 2009). Se comparó también la abundancia de los gremios tróficos entre los dos tipos de bosques mediante análisis de varianza con medidas repetidas. Para más detalles de los Análisis Estadísticos, ver Capítulo II.

RESULTADOS

Riqueza de especies y abundancia

Un total de 90 especies y una abundancia promedio de 1755 individuos fueron aportados por los dos bosques (Apéndice III a y b), incluyendo 84 especies en Albardón, y una abundancia promedio de 942 individuos, y 63 especies en Barranca con una abundancia promedio de 813 individuos (Tabla 4.1). El 70% de las especies fueron compartidas por ambos hábitats. El análisis de rarefacción confirmó que con una abundancia promedio de 813 individuos (Barranca), la riqueza de especies fue mayor en el Albardón (Fig.4.1).

Las curvas de ranking- abundancia para los dos bosques fueron muy similares e indicaron que la mayoría de las especies estuvieron representadas por un número relativamente reducido de detecciones (Fig. 4.2).

El número de especies por transecta se correlacionó con la abundancia ($r = 0,684$ en Albardón, $r = 0,632$ en Barranca). El número de especies presentó diferencias significativas entre las unidades ambientales (media Albardón = $23,9 \pm 6,9$, media Barranca = $21,2 \pm 5,5$; $F = 4,789$, $df=1$, $P = 0,0492$) y entre las estaciones (media otoño = $21,0 \pm 6,8$, media invierno = $21,5 \pm 6,2$, media primavera = $25,9 \pm 6,1$, media verano = $21,7 \pm 5,3$; $F = 3,193$, $df = 3$, $P = 0,0350$). La interacción entre unidad ambiental y estaciones no fue significativa ($F = 0,496$, $df = 3$, $P = 0,6871$). Por otra parte la abundancia no varió significativamente entre los bosques (media Albardón = $19,2 \pm 6,74$, media Barranca = $19,9 \pm 6,4$; $F = 2,855$, $df = 1$, $P = 0,1169$) ni entre las estaciones (media otoño = $17,9 \pm 7,1$, media invierno = $17,4 \pm 7,8$, media primavera = $20,7 \pm 6,3$, media verano = $17,2 \pm 5,0$; $F = 1,419$, $df = 3$, $P = 0,2532$); ni existió interacción significativa entre bosques y estaciones ($F = 1,263$, $df = 3$, $P = 0,3015$). Al comparar los ensambles entre los dos años, no se encontraron diferencias significativas ni en la riqueza ($F = 1,140$, $df=1$, $P=0,3066$) ni en la abundancia ($F=3,673$, $df=1$, $P=0,074$).

La riqueza de especies residentes fue mayor durante el período otoñal para ambos sitios, siendo el mayor valor registrado de 51 especies en Albardón, durante el segundo año de muestreo, y de 42 especies durante el primer año para la Barranca. La mayor abundancia promedio de especies residentes se registró en primavera en Albardón y en

otoño en Barranca (138 y 126 registros) durante el primer año. Los valores más bajos se observaron en Albardón en verano del primer año de muestreo y en la Barranca, en verano del segundo período de estudio (92 y 72 respectivamente) (Fig. 4.3 a y b). En cuanto a las especies migrantes se registraron 21 entre ambos bosques. Entre ellas 17 residentes estivales, 1 posible residente estival y 3 visitantes invernales. Del total de especies migrantes, 7 fueron observadas sólo en Albardón y 2 sólo en Barranca. La mayor cantidad de especies migrantes se observó en Albardón en el verano del primer año de muestreo (17 especies) y en la Barranca en el verano del segundo año de muestreo (10 especies). En cuanto a la abundancia promedio, los mayores valores se registraron durante el primer año para ambos bosques, observándose 131 individuos en el verano en los Albardones y 95 individuos en la primavera en las Barrancas (Fig. 4.3 c y d).

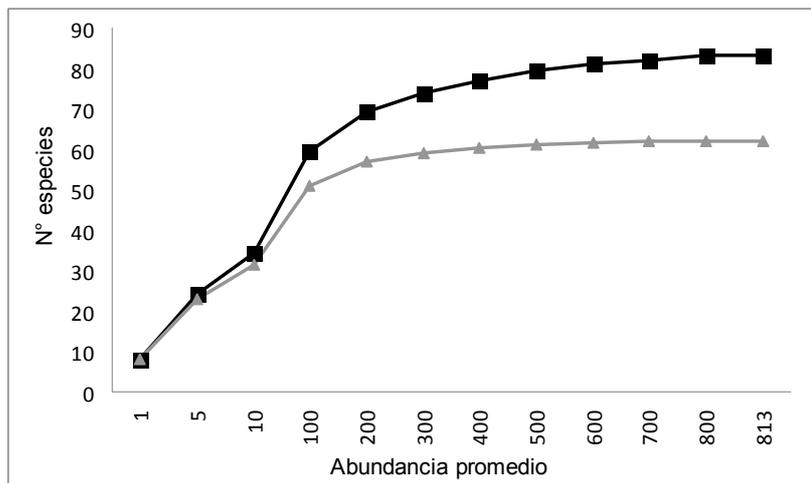


Figura 4.1: Análisis de Rarefacción en el que se compara el número de especies en dos tipos de bosques, desde uno no inundable (Barranca- gris) a otro con inundaciones frecuentes (Albardón- negro), en el Parque Nacional Pre- Delta..

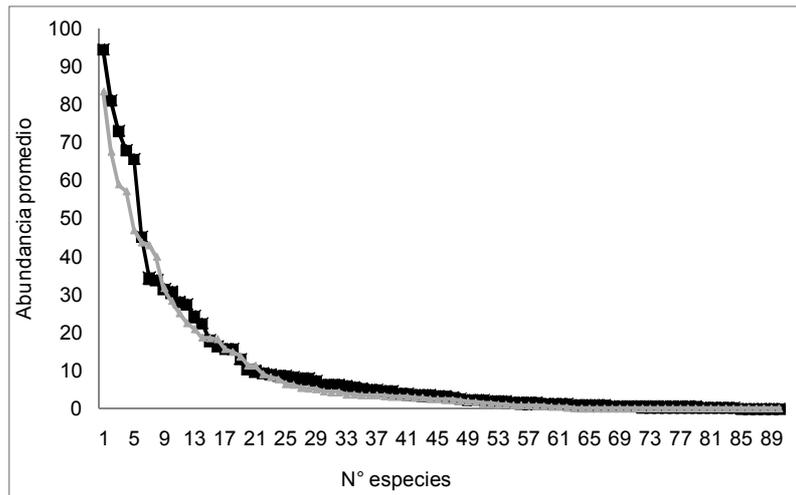


Figura 4.2: Curvas ranking- abundancia para Albardón (negro) y Barranca (gris), basadas en el número de detecciones desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008, en el Parque Nacional Pre- Delta.

Composición de los ensambles

El NMS reflejó la separación de ambos tipos de bosque, tanto espacial como temporalmente, aunque existieron algunas superposiciones. Se observaron especies dominantes en Barranca tales como *Geothlypis aequinoctialis* (Arañero cara negra), *Columba picazuro* (Paloma picazuro), *Cyclarhis gujanensis* (Juan chiviro) y *Turdus rufiventris* (Zorzal colorado) y en Albardón, *Agelaius sp.* *Molothrus bonariensis* (Tordo renegrado), *Paroaria coronata* (Cardenal), *Progne tapera* (Golondrina parda) y *Tachycineta leucorrhoa* (Golondrina ceja blanca) (Fig.4.4). En el eje 2 se registraron diferencias parciales entre estaciones, y en el eje 1 se reflejan diferencias parciales entre sitios. Los resultados de ANOSIM de dos vías (Sitios y Estaciones) soportan la separación estadísticamente significativa de muestras tanto por sitio (Global R= 0.278, $P < 0.001$), como por estaciones (Global R: 0.1 $P < 0.001$). Al separar las comparaciones por pares de estaciones, hubo diferencias entre “otoño-primavera” ($P < 0,001$), “otoño-verano” ($P < 0,042$), “invierno-primavera” ($P < 0,002$), “invierno- verano” ($P < 0,001$). Los grupos “otoño-invierno” ($P = 0,19$) y “primavera-verano” ($P = 0,09$), no fueron significativos. El análisis de especies indicadoras indicó 11 especies para el Albardón y 16 especies para la Barranca soportando los resultados del NMS y ANOSIM (Tabla 4.1).

Especies	Unidad Ambiental	P (>0,05)	Especies	Unidad Ambiental	P (>0,05)
<i>Agelaius cyanopus</i>	1	0,0432	<i>Synallaxis frontalis</i>	2	0,0004
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	1	0,0388	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	2	0,011
<i>Polioptila dumicola</i>	1	0,0104	<i>Zonotrichia capensis</i>	2	0,0252
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	1	0,0262	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	2	0,0496
<i>Tachycineta meyeri</i>	1	0,002	<i>Camptostoma obsoletum</i>	2	0,0022
<i>Paroaria capitata</i>	1	0,004	<i>Serpophaga subcristata</i>	2	0,0028
<i>Progne tapera</i>	1	0,0162	<i>Turdus amaurochalinus</i>	2	0,0012
<i>Tyrannus melancholicus</i>	1	0,0174	<i>Troglodytes aedon</i>	2	0,0138
<i>Pachyramphus viridis</i>	1	0,0148	<i>Parula pitiayumi</i>	2	0,018
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	1	0,0486	<i>Hylocharis chrysura</i>	2	0,0016
<i>Vireo olivaceus</i>	1	0,0002	<i>Synallaxis albescens</i>	2	0,0004
			<i>Elaenia spectabilis</i>	2	0,0002
			<i>Elaenia parvirostris</i>	2	0,0002
			<i>Sicalis flaveola</i>	2	0,0002
			<i>Agelaioides badius</i>	2	0,0162
			<i>Coryphospingus cucullatus</i>	2	0,0134

Tabla 4.1: Especies Indicadoras de Albardones (1) y de Barrancas (2) basadas en el Análisis de Especies Indicadoras durante el período de estudio en el Parque Nacional Pre-Delta.

Se registraron 28 familias y el grupo Schiffornis. Las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae y Emberizidae (18 y 9 especies respectivamente). El Albardón estuvo representado por más especies de las familias Tyrannidae, Icteridae, Emberizidae y del grupo Schiffornis, mientras que Cardinalidae estuvo mejor representada en la Barranca. En el Albardón se observaron familias relacionadas a ambientes acuáticos o abiertos (e.g., Ardeidae, Rallidae, Aramidae, Laridae, Alcedinidae, Hirundinidae). Respecto a la abundancia promedio, las familias Furnariidae y Columbidae tuvieron el mayor número en el ensamble en general y fueron las mejores representadas en ambos bosques (Tabla 4.2).

Las especies con mayor abundancia promedio durante los dos años de muestreo fueron *Furnarius rufus* (Hornero), *Phacellodomus ruber* (Espinero grande), *Leptotila verreauxi* (Yerutí común) y *Turdus rufiventris*, con registros de 149; 141; 140 y 140 individuos, respectivamente. La pendiente de la regresión entre ambos bosques, basada en el número de especies por familia, fue de $0,80 \pm 0,05$ (Fig. 4.5 a). Esto reflejó principalmente la influencia de la familia Tyrannidae, mejor representada en Albardón. En cambio, la pendiente de la regresión basada en la abundancia media por familia fue de $0,95 \pm 0,05$, reflejando una elevada similitud entre los bosques a este nivel de análisis (Fig. 4.5 b). Por otra parte, la regresión basada en la abundancia media por especies indica

diferencias en la representación de varias especies en uno u otro bosque. La pendiente fue de $0,75 \pm 0,05$ indicando una mayor disimilitud en este nivel (Fig. 4.5 c). La menor pendiente en gran parte refleja la influencia de *Turdus rufiventris*, *Phacellodomus ruber*, *Saltator caerulescens* (Pepitero gris) y *Vireo olivaceus* (Chiví común), con mayor abundancia en Albardón. No obstante, *Furnarius rufus*, *Saltator aurantirostris* (Pepitero de collar) y *Turdus amaurochalinus* (Zorzal chalchalero) estuvieron mejor representados en Barranca.

Órdenes	Familia	Riq. Gral	Abund. Prom. Gral.	Abund. Prom. Alb.	Abund. Prom. Barr.
Ardeiformes	Ardeidae	1	0,6	0,6	0
Falconiformes	Accipitridae	3	9,8	6,8	3
	Falconidae	1	6,8	3,4	3,4
Gruiformes	Rallidae	1	0,2	0,2	0
	Aramidae	1	0,4	0,4	0
Charadriiformes	Laridae	1	1	1	0
Columbiformes	Columbidae	6	273,6	133,2	140,4
Psittaciformes	Psittacidae	1	46,2	31,4	14,8
Cuculiformes	Cuculidae	3	10	6,4	3,6
Trochiliformes	Trochilidae	2	19,6	9	10,6
Coraciiformes	Alcedinidae	1	1,2	1,2	0
Piciformes	Picidae	4	32,8	20	12,8
Passeriformes	Dendrocolaptidae	1	31,4	17,8	13,6
	Furnariidae	7	336,6	179,4	157,2
	Thamnophilidae	2	58	29,4	28,6
	Cotingidae	1	0,2	0,2	0
	Tyrannidae	18	157	71,8	85,2
	Grupo Schiffornis	2	13	10	3
	Vireonidae	2	59	47	12
	Turdidae	2	220,9	105	115,8
	Troglodytidae	1	38,6	10,4	28,2
	Poliophtilidae	1	55	34,2	20,8
	Hirundinidae	3	28,4	28,4	0
	Fringillidae	1	3	2,2	0,8
	Parulidae	3	24,8	10,4	14,4
	Thraupidae	3	17	10,6	6,4
	Emberizidae	9	76,6	39,2	37,4
Cardinalidae	3	179,6	101,6	78	
Icteridae	6	53,6	30,2	23,4	

Tabla 4.2: Órdenes, familias, riqueza de especies y abundancia promedio del ensamble en general (Abund. Prom. Gral.) y en cada tipo de bosque (Abund. Prom. Alb. y Abund. Prom. Barr.) registrados durante los muestreos desde 2006 hasta 2008 en el Parque Nacional Pre-Delta.

Gremios Tróficos

Se agruparon las especies en 12 gremios tróficos, excluyendo las especies acuáticas. Considerando los bosques en conjunto, los gremios mejor representados en cuanto a número de especies fueron Insectívoros de follaje, Insectívoros– frugívoros e Insectívoros de vuelo corto o largo.

Los gremios con mayor cantidad de detecciones fueron Insectívoros de follaje, Insectívoros– frugívoros y Granívoros de suelo. Al comparar la composición gremial, en las Barrancas estuvieron ausentes los gremios tróficos asociados a ambientes acuáticos.

Los gremios con mayor número de especies en los bosques riparios inundables fueron Insectívoros– frugívoros, Insectívoros de follaje e Insectívoros de vuelo corto o largo; mientras que en los bosques no inundables fueron Insectívoros de follaje e Insectívoros– frugívoros. Los gremios mejores representados en cuanto a su abundancia en Albardones fueron Insectívoros de follaje e Insectívoros– frugívoros y en Barrancas, fueron Insectívoros– frugívoros, Insectívoros de follaje y Granívoros de suelo (Tabla 4.3).

Se graficó la abundancia promedio por gremio para comparar la composición entre los bosques. La pendiente de la regresión entre ambos sitios fue de 0,83 y reflejó principalmente la influencia de los gremios Insectívoros de follaje y Granívoros arborícolas, mejor representados en Albardones. La pendiente de la regresión del período otoño– invernal fue de 1,06; reflejando una elevada similitud de la abundancia por gremio entre los bosques, aunque con el gremio Granívoros de suelo, mejor representado en Barranca. En contraste, la pendiente de la regresión del período primavera– estival fue muy inferior, de 0,64; reflejando la influencia de los gremios Insectívoros de follaje representados de forma similar en sendos bosques durante el período otoño– invernal, Granívoros de suelo mejor representados en Barranca durante el período otoño– invernal y Granívoros arborícolas, que estuvieron representados en Albardón durante los dos períodos estacionales (Fig. 4.6 a, b, c).

El ANOVA en base a la abundancia promedio por gremio, mostró diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre ambos bosques de los gremios Herbívoros– granívoros arborícolas, Insectívoros de follaje, Insectívoros de suelo, Insectívoros de tronco, Insectívoros de vuelo corto o largo e Insectívoros aéreos. Al analizar el ensamble entre

años, los gremios con diferencias significativas fueron Granívoros de suelo, Insectívoros-frugívoros, e Insectívoros de follaje, y al analizar por estaciones se registraron diferencias en Insectívoros- frugívoros, Insectívoros de vuelo corto o largo y Nectarívoros (Tabla 4.4).

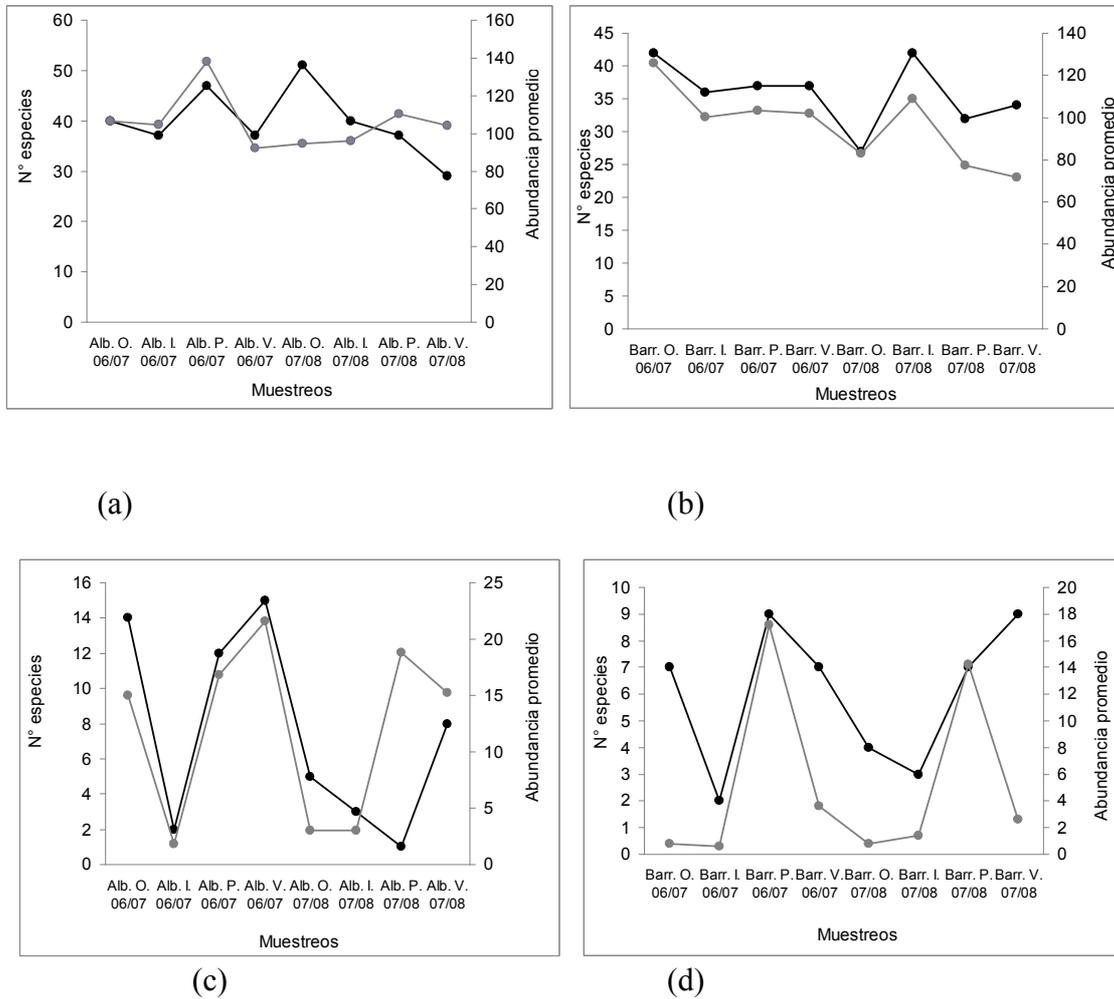


Figura 4.3: Número de especies residentes y abundancia promedio registradas para en el Albardón (a) y en la Barranca (b). Número de especies migrantes y abundancia promedio registradas para el Albardón (c) y en Barranca (d) durante dos años de muestreo en el Parque Nacional Pre- Delta. Especies (negro), abundancia promedio (gris).

Gremios Tróficos	Riq. Gral.	Riq. Alb.	Riq. Barr.	Abund. Total Gral.	Abund. Alb.	Abund. Barr.
Carnívoros- carroñeros	2	2	1	9,6	6,6	3
Granívoros de suelo	7	7	7	282	135,4	146,6
Granívoros- insectívoros	6	5	4	74	33	41
Herbívoros- granívoros arborícolas	8	7	5	229,9	136,3	93,6
Insectívoros- frugívoros	15	15	11	347,2	180,8	166,4
Insectívoros de follaje	16	12	13	354,2	206,2	148
Insectívoros de suelo	2	2	2	149,8	66,2	83,6
Insectívoros de tronco	5	5	4	64,2	37,8	26,4
Insectívoros de vuelo corto	12	12	9	55,4	33	22,4
Insectívoros aéreos	3	3	0	28,4	28,4	0
Nectarívoros	2	2	2	19,6	9	10,6
Omnívoros	5	5	5	130,2	61,8	68,4

Tabla 4.3: Gremios tróficos observados en el Parque Nacional Pre- Delta durante el período de muestreo. Riqueza y abundancia promedio en el ensamble en general (Riq. Gral. y Abund. Gral.) y en cada una de las unidades ambientales (Riq. Alb, Riq. Barr., Abund. Alb. y Abund. Barr).

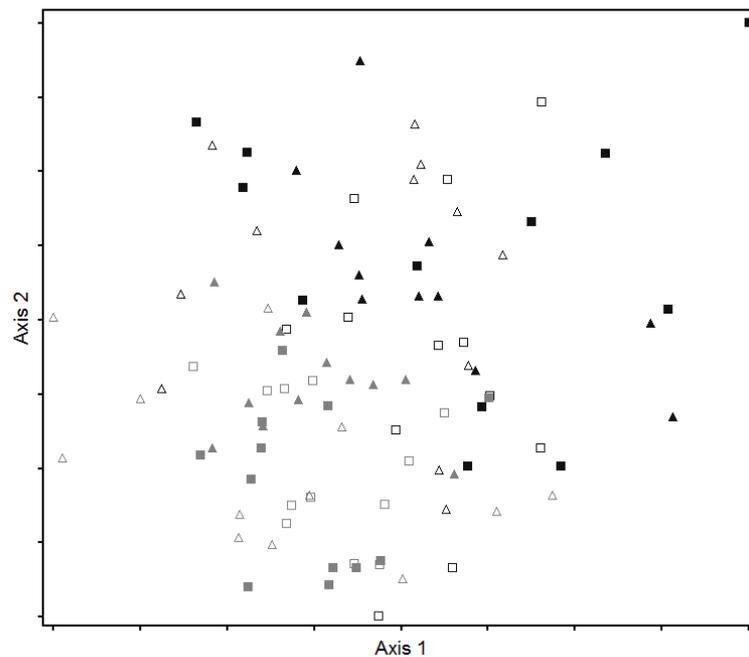


Figura 4.4: NMS basado en la composición por muestras en el Parque Nacional Pre- Delta. Los ejes reflejan diferencias en la composición entre ambos bosques y entre estaciones. Albardón (negro), Barranca (gris): Otoño (cuadrados rellenos), Invierno (cuadrados vacíos), Primavera (triángulos rellenos), Verano (triángulos vacíos).

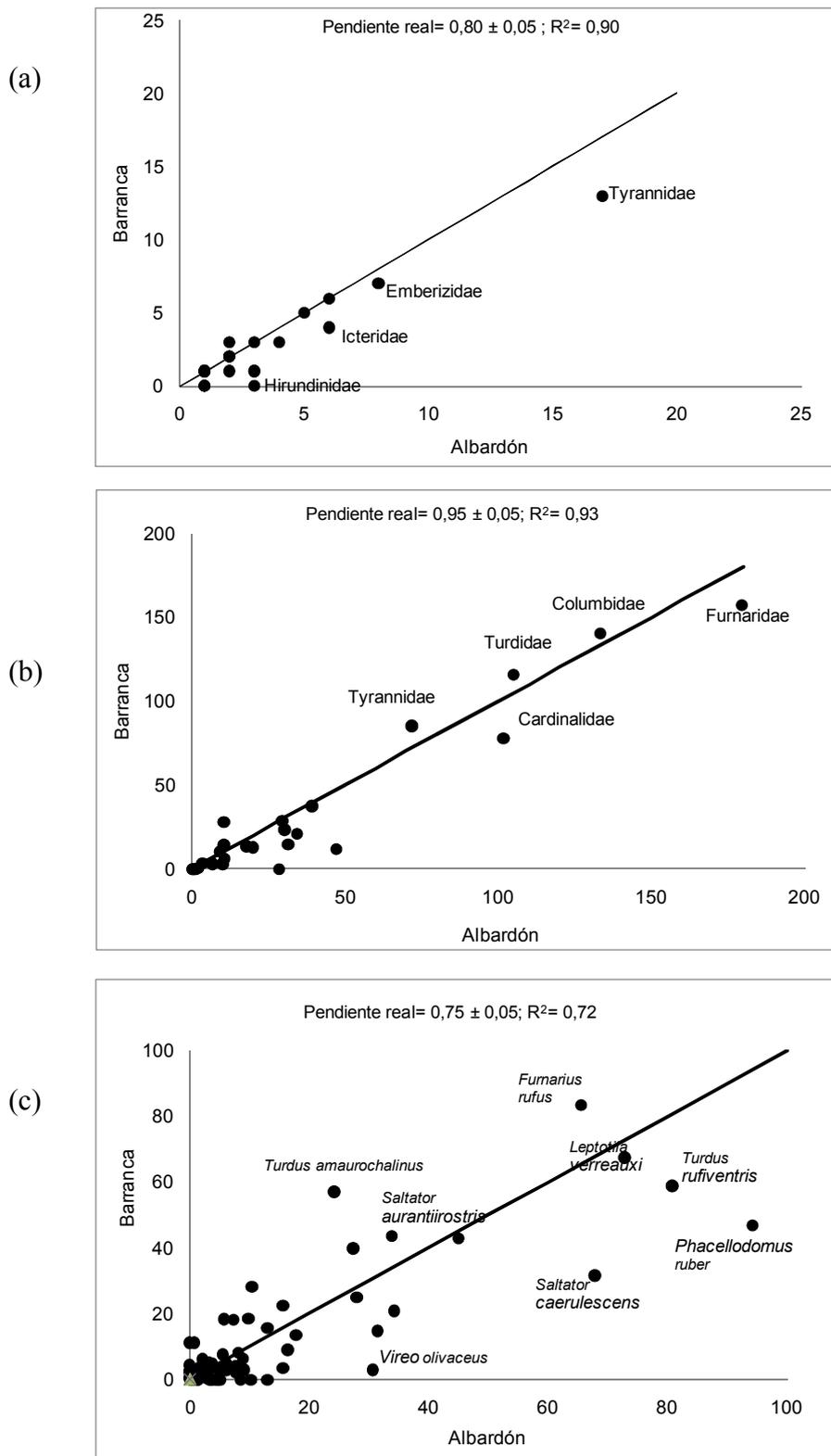


Figura 4.5: (a) Número de especies por familia, (b) abundancia promedio por familia y (c) Abundancia por especies por familia, en los dos bosques del río Paraná Inferior. La línea de regresión indica una relación 1:1 entre los valores de los bosques.

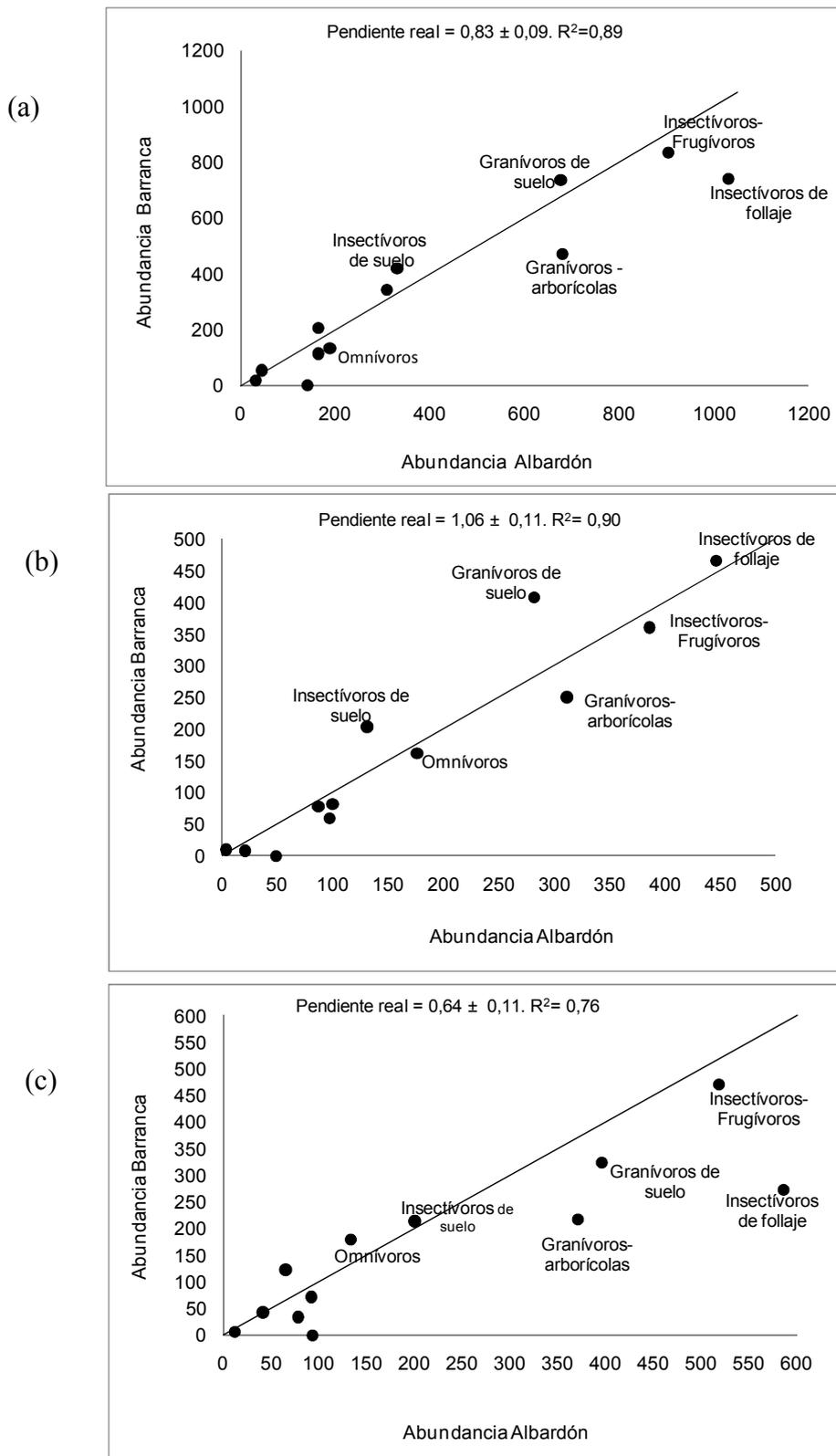


Figura 4.6: (a) Abundancia promedio por gremio durante los dos años de muestreo, (b) Abundancia promedio por gremio del período otoño – invernal y (c) abundancia promedio

por gremio en el período primavero– estival en los dos bosques del río Paraná Inferior. La línea de regresión indica una relación 1:1 entre los valores de los bosques.

Gremios Tróficos	Ambiente			Año			Año*Ambiente			Estación			Estación*Ambiente		
	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P	DF	F	P
Carnívoros- carroñeros	1	3,57	0,07	1	2,16	0,16	1	2,81	0,11	1	1,03	0,32	1	0,66	0,42
Granívoros de suelo	1	0,37	0,55	1	10,29	0,0004	1	1,6	0,22	1	0,07	0,79	1	3,76	0,07
Granívoros- insectívoros	1	0,9	0,35	1	1,52	0,23	1	2,77	0,11	1	0,027	0,87	1	4,26	0,05
Herbívoros- granívoros arborícolas	1	6,67	0,018	1	0,52	0,48	1	0,008	0,93	1	0,091	0,766	1	1,29	0,27
Insectívoros- frugívoros	1	0,41	0,53	1	4,09	0,05	1	0,36	0,55	1	8,93	0,007	1	0,074	0,79
Insectívoros de follaje	1	40,13	<0,0001	1	9,69	0,005	0,81	1,54	0,23	1	0,45	0,5	1	17,71	0,0004
Insectívoros de suelo	1	4,45	0,047	1	0,099	0,76	1	1,29	0,27	1	3,25	0,09	1	1,81	0,19
Insectívoros de tronco	1	5,05	0,036	1	0,82	0,37	1	7,83	0,011	1	0,056	0,81	1	0,33	0,57
Insectívoros de vuelo corto	1	9,18	0,006	1	0,16	0,69	1	0,16	0,69	1	6,84	0,016	1	2,98	0,09
Insectívoros aéreos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nectarívoros	1	0,48	0,49	1	6,84	0,16	1	1,09	0,31	1	29,37	<0,0001	1	0,09	0,76
Omnívoros	1	0,54	0,47	1	2,65	0,12	1	0,61	0,44	1	0,32	0,58	1	1,9	0,18

Tabla 4.4: ANOVA de medidas repetidas por Ambiente, Año, Año- Ambiente, Estación, Estación- Ambiente para los gremios tróficos observados en los bosques riparios del Parque Nacional Pre- Delta.

DISCUSIÓN

Los Albardones y Barrancas conforman los dos principales tipos de bosques que se encuentran en el área de estudio, y registraron una gran diversidad de especies de aves, incluyendo migrantes y residentes. Estos bosques difieren entre sí por una serie de características importantes asociadas a la topografía y a la vegetación. Sin embargo, compartieron un número considerable de especies. Al mismo tiempo, cada unidad ambiental presentó especies propias o que se encuentran en abundancias muy diferentes. Como consecuencia de estas diferencias, la composición general de las comunidades de aves se diferenció entre las dos unidades ambientales. Por lo tanto, esta complementariedad en la composición de especies contribuyó a la diversidad global del área. Al igual que en otros sistemas riparios (Rzóska 1974, Remsen & Parker 1983, Rosenberg 1990, Roche 1993, Knuston & Klaas 1997, Reynaud 1998, Warkentin & Reed 1999), la variación espacial y temporal en la riqueza y composición de especies observada en ambos ambientes, se relacionaría tanto con las diferencias en la vegetación como con los cambios temporales de la planicie de inundación. Gran parte de las variaciones se relacionaría con cambios en la disponibilidad y abundancia de recursos tróficos, principalmente de insectos (Beja *et al.* 2010). Además el arribo y partida de especies migrantes contribuyó aún más a la naturaleza dinámica de todo el sistema y de los dos bosques por separado. En una menor

escala, el movimiento de individuos entre los ambientes en respuesta a los cambios asociados con la variación temporal, contribuiría tanto a la variabilidad espacial como a la temporal. Los resultados de este estudio ilustran el carácter dinámico de los ecosistemas de llanuras de inundación y las complejas relaciones entre las especies y unidades ambientales.

Riqueza y abundancia

En los paisajes donde la disponibilidad de agua no es un elemento limitante, como en el río Paraná, la vegetación de las tierras altas no difiere notablemente de las zonas ribereñas como sucede en regiones más áridas. La importancia relativa de los bosques (altos e inundables) en este tipo de paisajes como hábitat para las aves no es, sin embargo, bien conocida y los estudios realizados hasta el momento no han generado conclusiones coincidentes. Por un lado, se ha reportado una mayor cantidad de especies y abundancia en bosques riparios (e.g., Stauffer *et al.* 1980, Gates & Giffen 1991, LaRue *et al.* 1995). Por el contrario, otros estudios han encontrado valores mayores de estos atributos en bosques altos (McGarigal & McComb 1992). Finalmente, existen reportes que no han encontrado diferencias en la riqueza de especies o en la abundancia (Murray & Stauffer 1995, Whitaker & Montevicchi 1997).

En el presente estudio, los resultados obtenidos sustentarían una mayor importancia de la complejidad estructural frente a la composición florística, como factores que influyen en la riqueza de especies de aves. El Albardón se presenta como un bosque estructuralmente más complejo, con presencia de parches en diferentes estados de sucesión (a partir de lo que pueden realizarse incluso subdivisiones de este bosque). En concordancia con esto, se encontraron diferencias en cuanto a la riqueza de especies, con valores en general mayores en el Albardón a lo largo de los muestreos. Por otra parte, la Barranca es florísticamente más compleja (ver área de estudio), pero a diferencia de otros estudios (Bersier & Meyer 1995, Rodríguez-Estrella *et al.* 1996, Bojorges-Baños & López-Mata 2006), esta complejidad, aparentemente, no afectó la riqueza de especies o, alternativamente, podría haber disminuido el efecto de la complejidad estructural sobre las diferencias en el número de especies entre ambientes. En contraposición con la riqueza de especies, no hubo diferencias significativas entre los hábitats en la abundancia de aves en general. La falta de diferencias sustanciales en la disponibilidad de agua, asociada a la

productividad de los ambientes, entre los bosques, probablemente contribuyó sobre estos resultados.

La variación estacional en las comunidades de aves, especialmente en las regiones templadas en gran parte está relacionada con las pautas migratorias, aunque las regiones tropicales también experimentan variaciones estacionales relacionadas con la migración. Las especies migrantes fueron un componente importante de las comunidades de aves en los ensambles estudiados, y contribuyeron a la variación temporal de la riqueza de especies y de la composición en ambos bosques. Así, la variación estacional en la riqueza de especies y abundancia estuvo fuertemente asociada a los patrones de la migración, más allá de la variabilidad en los recursos y hábitats producida por inundaciones estacionales.

Composición de los ensambles

Se observaron diferencias muy claras en la composición de especies entre los dos tipos de bosques, las cuales estarían relacionadas a las diferencias estructurales y florísticas de los dos hábitats. Gran parte de las diferencias en la composición de especies se relacionó con la presencia o ausencia de especies asociadas a hábitats acuáticos. En general, las diferencias en la abundancia de especies individuales pueden reflejar procesos ecológicos que funcionan a una escala relativamente pequeña (es decir, diferencias de hábitat entre los bosques y diferencias en los patrones de selección de hábitat por las especies), ya que ambos tipos de bosques están cerca uno de otro en el paisaje. El análisis de especies indicadoras actuó como un complemento de las especies que fueron exclusivas de un bosque, en términos de la diferenciación de los bosques sobre la base de la composición de especies. En el caso de las dos especies registradas del género *Saltator* sp., por ejemplo, cada una de ellas resultó ser indicadora de un tipo de bosque diferente. Teniendo en cuenta sus similitudes morfológicas y de comportamiento, esta separación podría indicar un cierto grado de segregación de hábitat. La mayoría de las especies indicadoras, así como las especies exclusivas de un tipo de bosque, son relativamente fáciles de identificar y detectar, por lo que es poco probable que estuvieran mejor representadas en un hábitat u otro debido a diferencias de detectabilidad. Las diferencias en los patrones de distribución de las especies en los bosques no se han examinado en el presente estudio, pero probablemente se refieren a la variación a pequeña escala en el hábitat y las preferencias de hábitat de las diferentes especies (Karr & Freemark 1981).

Palmer & Bennett (2006), encontraron que la cubierta arbórea de los estratos intermedios y la altura de las copas, así como la cobertura y presencia de ciertas formas de vida vegetales (por ejemplo, árboles, helechos, lianas), tenían relación con la composición de la comunidad de aves ribereñas. Rosseti & Giraudo (2003), por el contrario, al comparar los ensambles de aves dentro de dos tipos de bosques de albardón (mixtos y de sauces) en el Paraná Medio, no registraron diferencias en la riqueza de especies, abundancia, composición o diversidad de aves. Anderson *et al.* (1983) encontraron que los atributos de las comunidades de aves se relacionaron con los parámetros de la vegetación a escala de hábitat en la llanura de inundación del río Colorado. En el Paraná, las especies de hábitats abiertos como por ejemplo, *Tyrannus savana* (Tijereta), *Machetornis rixosa* (Picabuey), *Tachycineta leucorrhoa* se encontraron en las áreas de Albardón con una estructura más simple de la vegetación (es decir, bosques monoespecíficos dominados, en general, por *Salix humboldtiana*, y con pocos arbustos o vegetación herbácea en los estratos más bajos). De esta manera, los estudios a escala de hábitat (por ejemplo, Barranca vs. Albardón) pueden ocultar importantes diferencias dentro de los mismos que influyen en los patrones de distribución de las especies.

Gremios Tróficos

La composición de los gremios fue muy similar en Albardón y Barranca, con diferencias principalmente en la importancia relativa de las especies asociadas a hábitats diferentes, más que con respecto a la dieta o el sustrato. Willis (1979) y dos Anjos *et al.* (2007) encontraron que los omnívoros de borde y los insectívoros de estrato medio estuvieron mejor representados en los bosques ribereños y que los claros en esos bosques beneficiaron tales gremios. Los gremios Insectívoros fueron los más importantes en el presente estudio, en particular los relacionados con el follaje de árboles y arbustos. Estos gremios son por lo general los más ricos en especies en las comunidades de aves de bosques tropicales y subtropicales (e.g., Blake *et al.* 1990, Cueto & López de Casenave 2000, Blake & Loiselle 2001, Codesido & Bilenca 2004, Piratelli & Blake 2006).

La variación de la composición gremial puede estar relacionada a la variación en las inundaciones. Los Invertebrados terrestres, por ejemplo, pueden beneficiarse de la mayor humedad y, por lo tanto, favorecer a los gremios asociados con el suelo (Volpato *et al.* 2006). dos Anjos *et al.* (2007) encontraron este patrón en el bosque atlántico de Brasil,

donde los omnívoros terrestres estuvieron mejor representados en los bosques ribereños que en los bosques de tierras altas. Este patrón no fue, sin embargo, el encontrado en el presente estudio, donde los gremios asociados con el suelo no variaron significativamente entre los tipos de bosques, o, en el caso de los Insectívoros de suelo, que aunque variaron, estuvieron mejor representados en Barranca. Esta falta de diferencias podría deberse a que la Barranca es un tipo de bosque húmedo (aunque no sea inundable), de modo que las diferencias en la humedad del suelo entre los tipos de bosques no serían muy marcadas. La variación en la abundancia de algunos gremios podría reflejar preferencia por los insectos y los frutos. Aunque no ha habido ningún estudio sobre el aprovechamiento de los recursos en el área, este comportamiento ha sido reportado en los bosques subtropicales del Chaco argentino (Codesido & Bilenca 2004). Allí, las especies frugívoras abandonan los bosques secos al final del otoño, cuando los frutos llegan a ser escasos, y se trasladan a otros hábitats (Levey 1988, Blake & Loiselle 1991, Loiselle & Blake 1994, Malizia 2001), por lo que la disponibilidad de frutos tiene un efecto sobre los cambios temporales en la abundancia de los gremios frugívoros.

CAPÍTULO V

RELACIÓN ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES Y EL PULSO HIDROSEDIMENTOLÓGICO DEL RÍO PARANÁ INFERIOR

INTRODUCCIÓN

En sistemas, río-planicie aluvial (RPA), el pulso hidrosedimentológico es el principal factor o fuerza conductora, responsable de la existencia, productividad e interacciones de la biota predominante. De acuerdo a las condiciones climáticas, geomorfológicas e hidrológicas que determinan dichos pulsos, éstos pueden presentar un amplio rango de variación en cuanto a su duración y predictibilidad (Junk *et al.* 1989).

En estos sistemas, todos los años se producen uno o más pulsos de agua y sedimentos, afectando íntimamente la organización de las comunidades naturales (Neiff 1990, Neiff *et al.* 1994). En ríos como el Paraguay o el Paraná, las crecientes y las bajantes conforman dos fases complementarias del pulso: notable en la estabilidad de los ecosistemas del macrosistema fluvial (Neiff 1990, 1996). Estos pulsos de inundación y sequía o en términos de mayor acepción, los pulsos hidrosedimentológicos (Junk *et al.* 1989, Neiff 1996), han sido identificados como agentes modeladores del paisaje (Neiff 1990, Casco *et al.* 2005). En tal sentido, su dinámica espacial y temporal se presenta como el marco de condiciones ambientales donde se expresan las características de las comunidades vegetales y animales que colonizan las planicies inundables.

Estudiar la relación entre la vegetación y los pulsos hidrosedimentológicos ha sido el objetivo de muchas investigaciones desarrolladas en los distintos tramos de varios ríos de llanura que comparten con el río Paraná el hecho de poseer amplias planicies inundables, como son los casos del Missisipi y el Amazonas, incluyendo también los diferentes tributarios de sus cuencas (e.g., Pinder & Rosso 1998, Casco 2003, Carvalho *et al.* 2005, Casco *et al.* 2005). En contraste, este tipo de estudio no ha sido suficientemente exhaustivo en el área muestreada, siendo por ende escaso el conocimiento de la influencia en ella de los pulsos hidrosedimentológicos en la estructura y dinámica de las comunidades vegetales y su fauna asociada, incluyendo la ornitofauna (e.g., Beltzer & Neiff 1992, Giraudo 1992, Bó & Malvárez 1999, Beltzer *et al.* 2003 - 04).

La recurrencia de los eventos “normales” de inundación favorecería el mantenimiento de una elevada heterogeneidad ambiental, tanto espacial como temporal, en sistemas de humedales. El nivel de heterogeneidad puede entenderse aquí, como el grado de variación (en el espacio y en el tiempo) de los elementos constituyentes de los patrones de paisaje típicos (ambientes), en cuanto a sus características fisonómico-estructurales, su tamaño o cantidad y su disposición espacial relativa. Todos estos aspectos determinan, en

conjunto, la oferta o grado de aptitud de hábitat para las especies de fauna silvestre condicionando su riqueza, abundancia y su permanencia en el área, es decir, sus posibilidades concretas de supervivencia y reproducción.

La fauna, y, en particular las aves, de la planicie del Bajo Paraná no se distribuyen en forma homogénea ni aleatoria, sino que evidencian pautas repetitivas en su distribución. La presencia, ausencia y frecuencia de las especies indican la receptividad del hábitat y si el sitio es favorable o desfavorable. Debido a que las aves están condicionadas en su distribución y abundancia por las perturbaciones extremas que imponen las inundaciones y sequías, representan un muy buen indicador de cambios climáticos regionales y globales. Dado que es factible valorar el ajuste entre este indicador (fauna) y el factor forzante (pulsos), las aves constituyen valiosas referencias para el seguimiento de perturbaciones naturales o de disturbios del régimen hidrológico.

Los eventos de inundación actúan sobre los individuos, poblaciones y comunidades de fauna silvestre tanto en forma directa (e.g., los individuos se ahogan, migran) como indirecta, a través de cambios en las condiciones del hábitat (Bó & Malvárez 1999). Los procesos que expliquen la relación entre los pulsos y los ensambles de aves dependerán de la escala y de la unidad ambiental considerada.

A escala local, en los Bajos, la influencia directa de los pulsos hidrosedimentológicos está determinada por el grado de accesibilidad por parte de algunas especies y/o gremios a los sitios de alimentación. En este sentido, Beltzer & Neiff (1992) mencionan que las aves caminadoras, como los ardeidos y varias especies de rálidos, se ven imposibilitados de acceder a aquellos sitios que, durante períodos de crecientes del río, se encuentran inundados debido a la ausencia de sitios poco profundos para asentarse. De este modo, los períodos de aguas altas tienden a excluir las especies que obtienen su alimento caminando (Beltzer & Neiff 1992, Giraudo 1992, Beltzer *et al.* 2003 – 04). Las épocas de estiaje, por el contrario, no perjudicarían a las especies nadadoras dado que pueden estar presentes en el área debido a que las lagunas permanecen con agua aunque no estén en conexión con el cauce principal, y así, los anátidos y otros grupos de aves nadadoras se ven beneficiados y aumentan su abundancia. Por otro lado, estas variaciones en la composición de los ensambles tendrían influencia sobre los parámetros comunitarios estructurales, en el sentido de que los valores de riqueza deberían ser más elevados para

frecuencias de pulsos de inundación más bajos, en los que existan áreas con o sin anegamiento.

En cuanto a la influencia directa de los pulsos en bosques inundables, se han encontrado relaciones negativas entre las crecientes del río y aquellos grupos de aves que ocupan los estratos más bajos y el suelo para alimentarse (Reynaud 1998, Beja *et al.* 2010). Por otro lado, los pulsos de inundación tienen influencia indirecta sobre los ensambles de aves, a través de cambios en la estructura de la vegetación y la disponibilidad de recursos. Los bosques con mayor frecuencia de inundación, por ejemplo se presentan, en cuanto a la vegetación, estructuralmente más simples y con una composición florística relativamente reducida. Dado que, como se ha encontrado en diversos estudios, las aves se relacionan positivamente con estos parámetros de la vegetación (Snow & Snow 1971, Bersier & Meyer 1995, Rodríguez- Estrella *et al.* 1996, Bojorges-Baños & López-Mata 2006), es esperable que la riqueza sea inversamente proporcional a la frecuencia de inundación de los bosques. Del mismo modo, de acuerdo con Beltzer & Neiff (1992), las mejores condiciones en cuanto a disponibilidad de hábitat y alimento para las aves en los bosques inundables se observa cuando las limnofases son frecuentes y prolongadas, por lo que es esperable que la riqueza y abundancia de los ensambles se relacionen negativamente con el número de días en potamofase.

En este capítulo registramos el papel que cumplen los pulsos hidrosedimentológicos en la organización y estructuración del ensamble de aves del Parque Nacional Pre-Delta.

Con la localización en el gradiente topográfico de los ensambles de aves y el comportamiento hidrológico del Río Paraná como ejes conductores, el presente capítulo tiene como objetivos evaluar el grado de inundabilidad de cada uno de los sitios en los que fueron monitoreados los ensambles de aves y cuantificar la importancia relativa de los diferentes atributos de los pulsos hidrosedimentológicos sobre los parámetros que caracterizan los ensambles de aves y, diferencialmente, sobre las abundancias de cada uno de los gremios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de datos

La obtención de datos referidos al ensamble de aves se omite en este capítulo, habida cuenta de haberse detallado anteriormente (Capítulo II).

Altimetría de los puntos de conteo.

La altimetría fue realizada sólo para los Bajos y Albardones, dado que la Barranca no está sujeta al régimen pulsátil del río Paraná. La misma fue realizada en campo a través del uso de mira y nivel óptico (Teodolito Karl Zeiss). En todos los casos, la cota del nivel de agua del Río Paraná para el día de trabajo constituyó el punto de partida de todas las lecturas topográficas realizadas. La cota final de la unidad de vegetación se ajustó para todas las mediciones teniendo en cuenta los siguientes sumandos: lectura de terreno, cota del 0 hidrométrico del Puerto de Diamante (6,740 m s.n.m.) y cota correspondiente al incremento dado a partir de la pendiente hidráulica local (0.45 cm/Km.). Las cotas obtenidas de esta manera son valores únicos para cada punto y corresponden a la elevación en metros sobre el nivel del mar.

El trabajo comprendió la realización de 30 nivelaciones correspondiendo 15 a cada una de las dos unidades ambientales consideradas.

Dinámica Hidrológica del Río Paraná

Se trabajó con una serie de datos hidrológicos desde el 21 de marzo de 2006 al 20 de marzo de 2008, abarcando de esta manera el período de estudio. Los niveles hidrométricos utilizados para estudiar la dinámica del Río Paraná corresponden a los registros diarios efectuados por la Prefectura Naval Argentina en el Puerto de la ciudad de Diamante.

Análisis de datos

A diferencia de los capítulos previos, los puntos de conteo de Bajos y Albardones fueron considerados individualmente para los análisis dado, que el objetivo fue relacionar

los parámetros de los ensambles de aves registrados con el régimen pulsátil, el cual es particular para cada uno de éstos. De este modo, para cada punto se consideró el número total de especies (riqueza por punto) y de detecciones (abundancia por punto) durante los muestreos sucesivos de modo de obtener un único valor por punto.

Se utilizaron regresiones simples para evaluar el porcentaje aportado por cada atributo de los pulsos hidrosedimentológicos a la riqueza y abundancia por punto de los ensamble de aves y con respecto a la abundancia de los gremios de aves en los distintos puntos. En cuanto a la Barranca, se realizaron regresiones de riqueza, abundancia total y abundancia por gremio trófico utilizando los niveles hidrométricos correspondientes a los muestreos sucesivos. Esto se realizó con el objetivo de evaluar si las variaciones en el nivel hidrométrico y sus consecuencias sobre los distintos ambientes de la planicie de inundación afecta los parámetros estructurales del ensamble de aves de un ambiente adyacente como es la Barranca. En cada caso se evaluó la significancia estadística de la regresión. Finalmente, se realizaron análisis de correlación para evaluar la asociación entre los parámetros de riqueza y abundancia de los ensambles de aves. Los análisis estadísticos fueron realizados con StatView (2005).

Pulsos hidrosedimentológicos

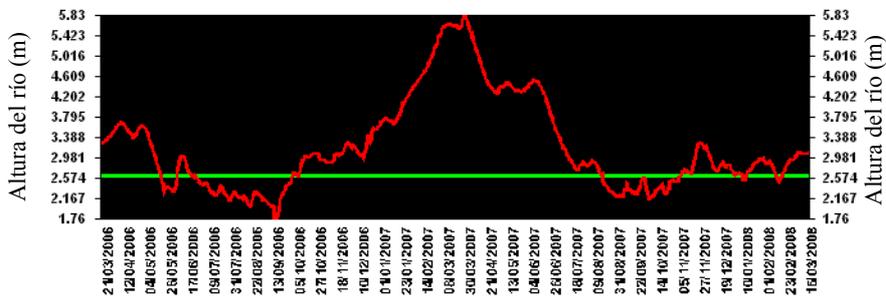
Se utilizó el programa PULSO. El mismo estudia los fenómenos que se repiten según una función sinusoidal a lo largo del tiempo (Casco *et al.* 2005). En este caso, se analiza el conjunto de fluctuaciones hidrométricas del Paraná Inferior en la ciudad de Diamante, Entre Ríos.

A partir de la cota de distribución altitudinal de cada punto (nivel de desborde según PULSO), es posible conocer su relación con los pulsos hidrosedimentológicos a través de los atributos definidos en el software por la función FITRAS, acrónimo de: *Frecuencia, Intensidad, Tensión, Regularidad, Amplitud, Estacionalidad* (Neiff 1990).

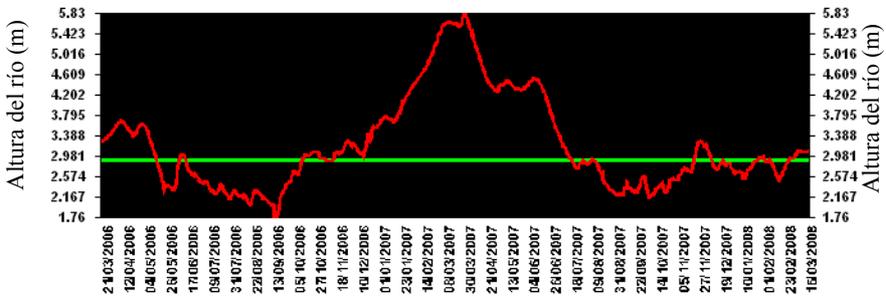
De los atributos calculados por el Software fueron seleccionados los siguientes: 1- *Frecuencia de pulsos*: entendida como el número de pulsos hidrosedimentológicos que se registran en un punto durante un período de tiempo dado y 2- *Días en potamofase* (Amplitud): cantidad de días en el que un punto se encuentra con agua en superficie durante un período de tiempo dado.

RESULTADOS

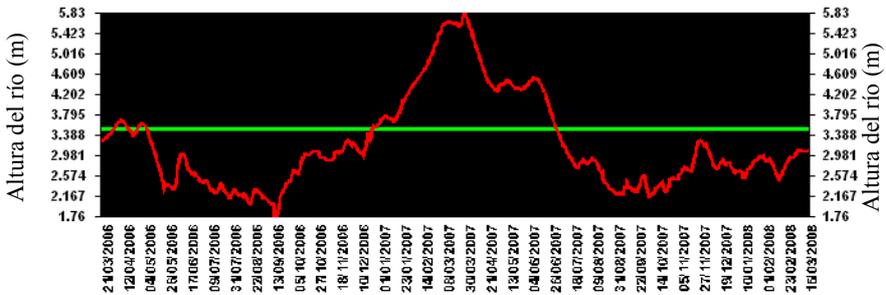
En la Tabla 5.1 se muestran las cotas (nivel de inundación) obtenidas para cada uno de los puntos de conteo, los valores de frecuencia de pulsos y número de días en potamofase durante el período de estudio para cada uno de los puntos de conteo, obtenidos a través del programa PULSO; y la riqueza y abundancia de aves para cada punto de conteo (Apéndice IV a y b). Como era de esperarse, dado que los Bajos se inundan más frecuentemente, la media de estas cotas fue inferior con respecto a Albardón (3,5 metros en Bajos y 4,8 en Albardón). Del mismo modo, se presenta el régimen pulsátil del río Paraná con respecto al nivel de inundación para 10 puntos considerados como ejemplo (Fig. 5.1).



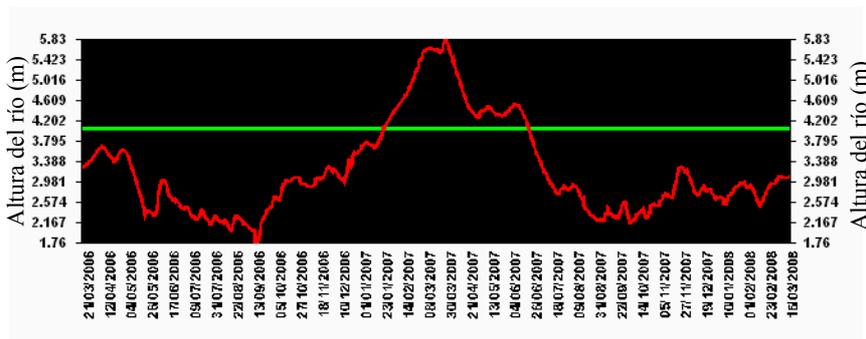
(a) Nivel de Inundación en Bajo (punto 1): 2,62 metros



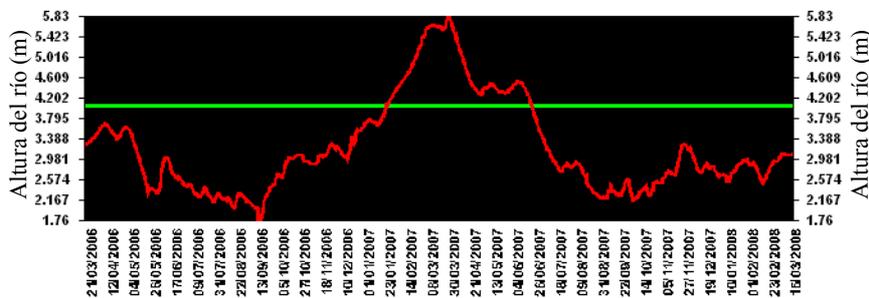
(b) Nivel de Inundación en Bajo (punto 3): 2,89 metros



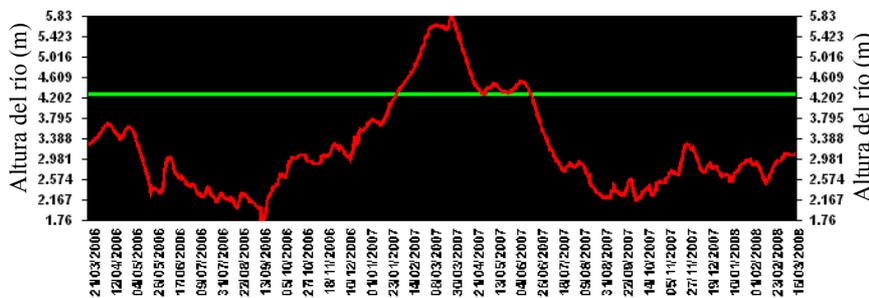
(c) Nivel de Inundación en Bajo (punto 9): 3,51 metros



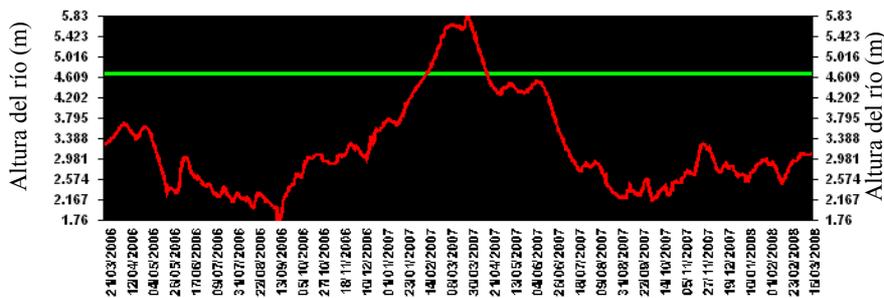
(d) Nivel de Inundación en Bajo (punto 11): 3,87 metros



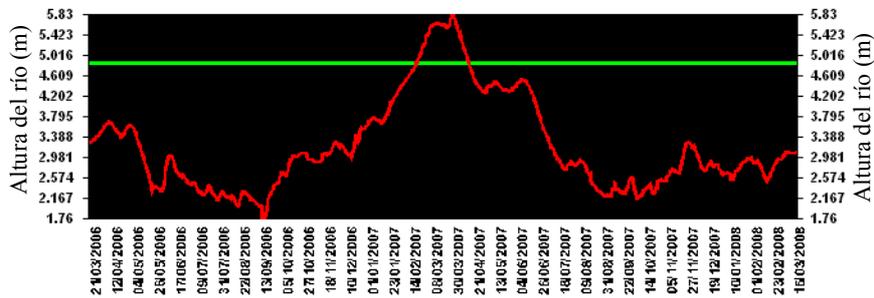
(e) Nivel de Inundación en Bajo (punto 15): 4,04 metros



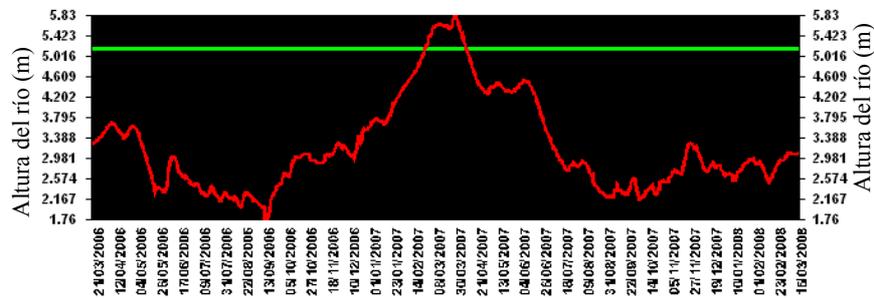
(f) Nivel de Inundación en Albardón (punto 1): 4,26 metros



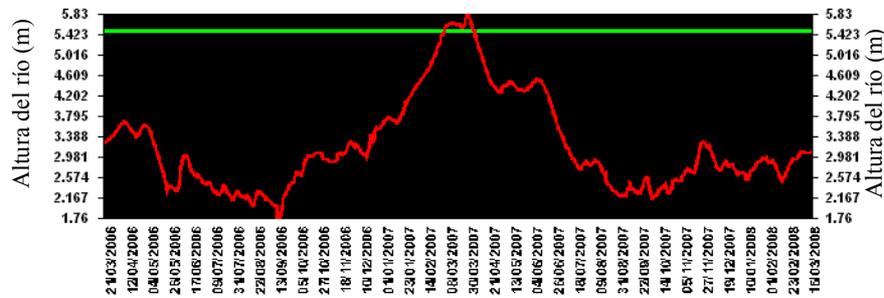
(g) Nivel de Inundación en Albardón (punto 7): 4,72 metros



(h) Nivel de Inundación en Albardón (punto 9): 4,84 metros



(i) Nivel de Inundación en Albardón (punto 13): 5,16 metros



(j) Nivel de Inundación en Albardón (punto 15): 5,48 metros

Figura 5.1: Nivel hidrométrico del río Paraná (línea roja, Puerto Diamante) con respecto a los niveles de inundación (línea verde) para 5 puntos de Bajos (a, b, c, d, e) y 5 de Albardón (f, g, h, i, j).

Bajos

Las abundancias y riquezas de aves por puntos de la unidad ambiental de Bajos presentaron regresiones significativas con los dos atributos de los pulsos hidrosedimentológicos considerados (Tabla 5.2). Las relaciones para ambos parámetros de las comunidades fueron iguales, con valores más elevados de riqueza y abundancia en aquellos puntos con menor frecuencia y duración de potamofase (relación negativa, Fig. 5.2). Los porcentajes de explicación por parte de cada uno de los atributos del régimen pulsátil fueron relativamente altos, con valores entre 45 y 60 % (Tabla 5.2). La riqueza y abundancia por puntos se correlacionaron positivamente ($r= 0,81$, $P< 0,01$).

PUNTO	HABITAT	COTA	AMPLITUD	INTENSIDAD	POTAMOFASE	N° PULSOS	ENSAMBLES DE AVES	
							Abundancia	Riqueza
1	Bajo	3,93	464	2	154	1	791	82
2	Bajo	3,87	463	2	151	1	934	86
3	Bajo	4,04	463	2	151	1	522	69
4	Bajo	3,88	465	2	155	1	865	85
5	Bajo	3,94	464	2	153	1	704	71
6	Bajo	2,86	89	1,6	423	8	338	51
7	Bajo	2,62	117	1,6	524	6	295	50
8	Bajo	3,49	157	1,6	220	3	522	57
9	Bajo	3,43	158	1,6	227	3	552	77
10	Bajo	2,89	71	1,6	400	10	356	60
11	Bajo	3,34	158	1,6	241	3	545	82
12	Bajo	3,18	104	1,6	280	6	397	64
13	Bajo	3,28	119	1,6	257	4	339	61
14	Bajo	3,51	157	1,6	216	3	576	55
15	Bajo	3,54	118	1,7	211	4	417	65
1	Albardón	4,76	395	2	58	1	330	46
2	Albardón	4,47	226	2,1	82	2	249	38
3	Albardón	4,66	397	2	63	1	315	48
4	Albardón	4,91	393	2	52	1	315	47
5	Albardón	4,46	226	2,1	89	2	290	43
6	Albardón	4,87	393	2	54	1	326	45
7	Albardón	4,84	394	2	55	1	351	48
8	Albardón	4,26	229	2,1	139	2	286	43
9	Albardón	4,67	397	2	63	1	271	45
10	Albardón	4,72	397	2	63	1	329	47
11	Albardón	4,98	392	2	50	1	271	47
12	Albardón	4,58	398	2	67	1	281	47
13	Albardón	5,16	388	2	44	1	334	48
14	Albardón	5,45	192	2,4	32	2	329	45
15	Albardón	5,48	383	2	30	1	269	40

Tabla 5.1: Nivel de Inundación, atributos del Pulso y parámetros de los ensambles de aves para cada uno de los puntos de conteo de los Bajos y Albardones del Parque Nacional Pre-Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008.

Pulso	Bajo				Albardón			
	Abundancia		Riqueza		Abundancia		Riqueza	
	R^2	P	R^2	P	R^2	P	R^2	P
Frecuencia	0,6	0,001	0,45	0,007	0,09	0,28	0,36	0,02
Potamofase	0,57	0,001	0,5	0,003	0,09	0,27	0,07	0,33

Tabla 5.2. Parámetros de las regresiones entre abundancia y riqueza de los ensambles de aves y la frecuencia y duración de la potamofase de los pulsos hidrosedimentológicos para las unidades ambientales de Bajo y Albardón del Parque Nacional Pre- Delta.

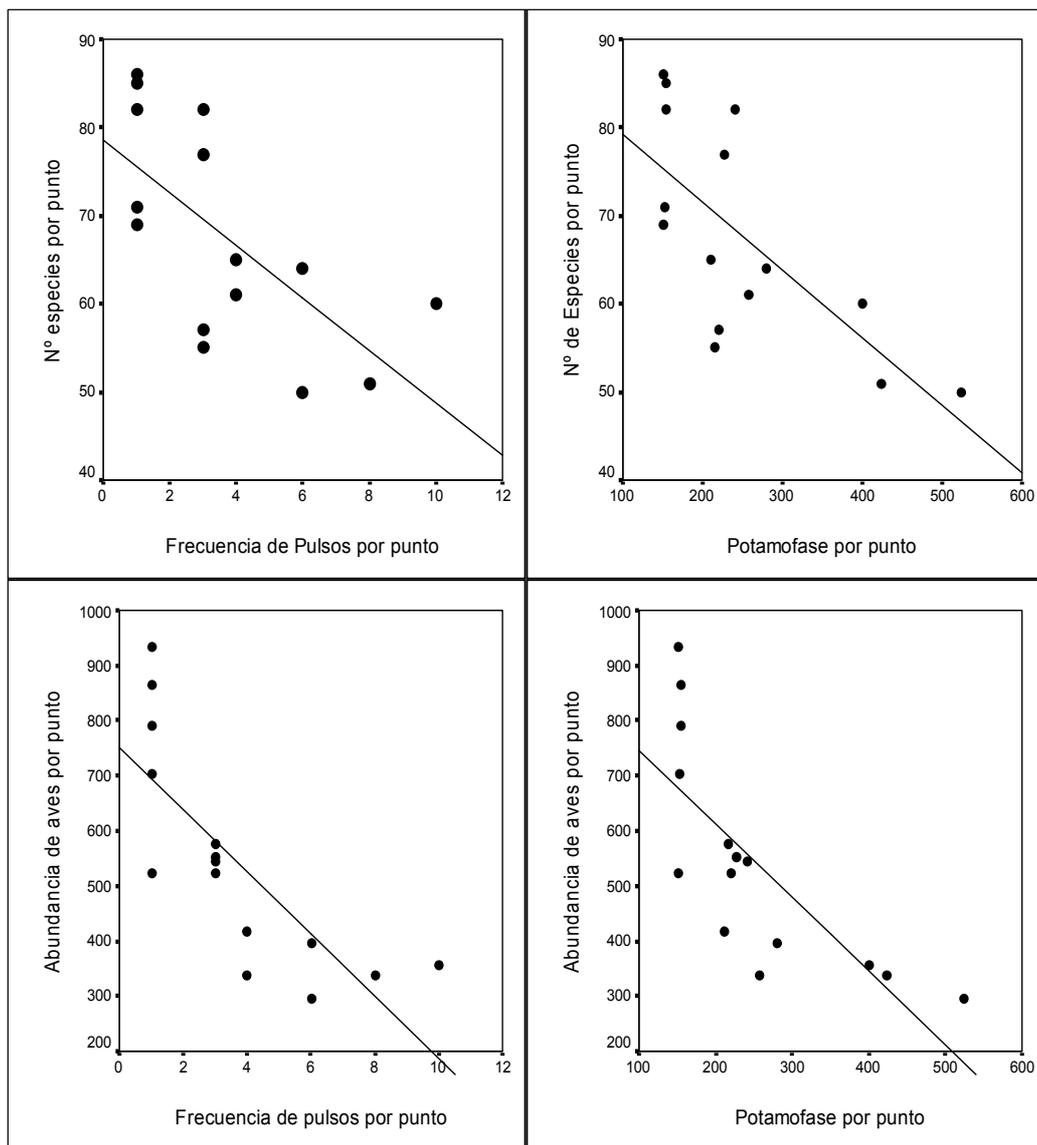


Figura 5.2: Relación entre la riquezas, abundancia y la frecuencia de pulsos y duración de la inundación para cada punto en los Bajos. Se incluyen sólo las líneas de tendencia significativas ($P < 0,05$).

En cuanto a las abundancias de los gremios en Bajos, las regresiones fueron significativas solo para algunos de éstos y con respecto a ciertos atributos de los pulsos hidrosedimentológicos (Fig. 5.3). Los Herbívoros– granívoros arborícolas y los Granívoros– insectívoros de suelo presentaron una relación negativa con la frecuencia de pulsos ($R^2= 0,45$; $P= 0,006$ y $R^2= 0,56$; $P = 0,001$ respectivamente) y la duración de la potamofase ($R^2= 0,33$; $P = 0,024$ y $R^2= 0,61$; $P < 0,001$ respectivamente). Los Insectívoros de follaje presentaron un patrón inverso a éste, con una relación positiva con la frecuencia de pulsos ($R^2= 0,61$; $P < 0,001$) y duración de la potamofase ($R^2= 0,35$; $P = 0,02$). El resto de los gremios no mostró asociaciones significativas.

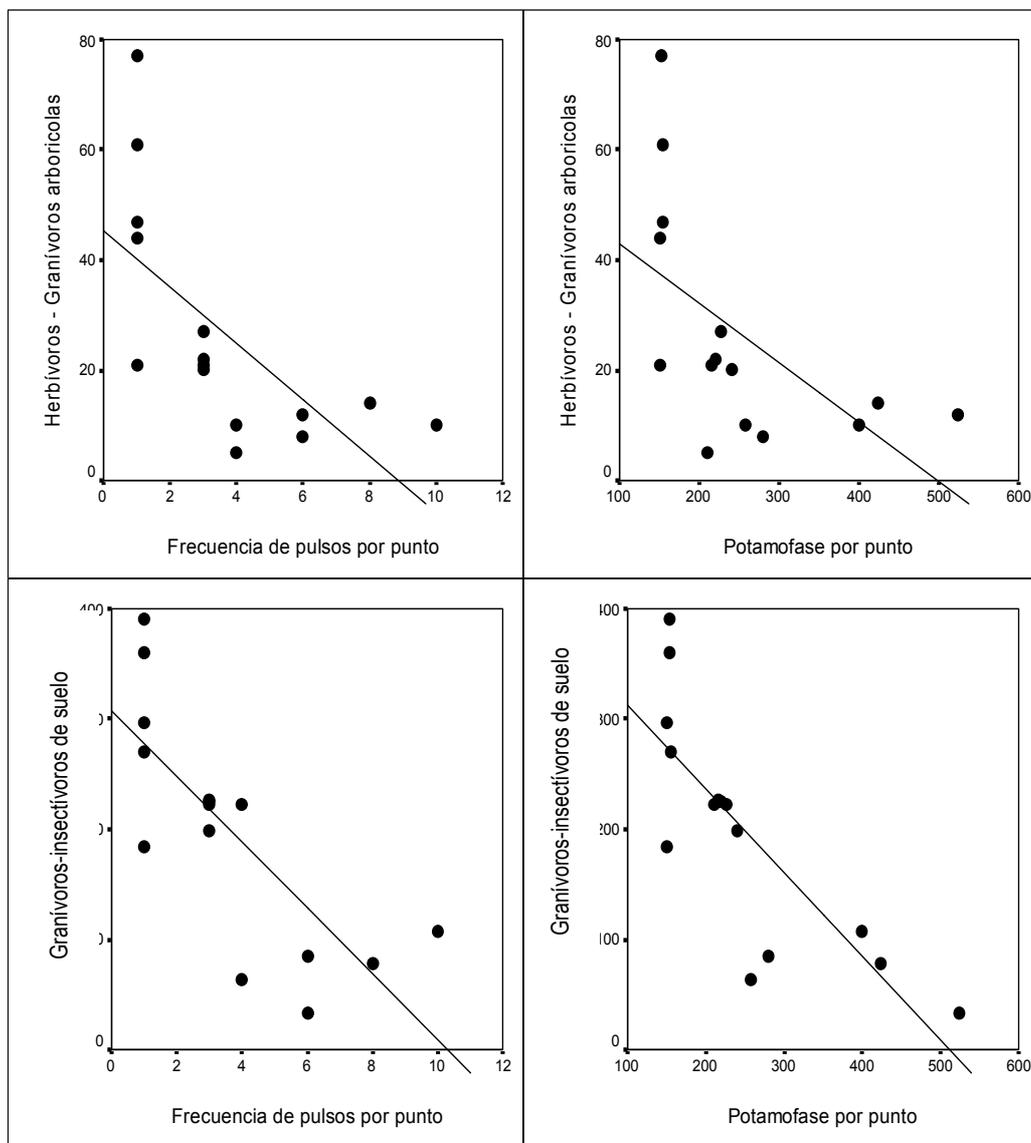
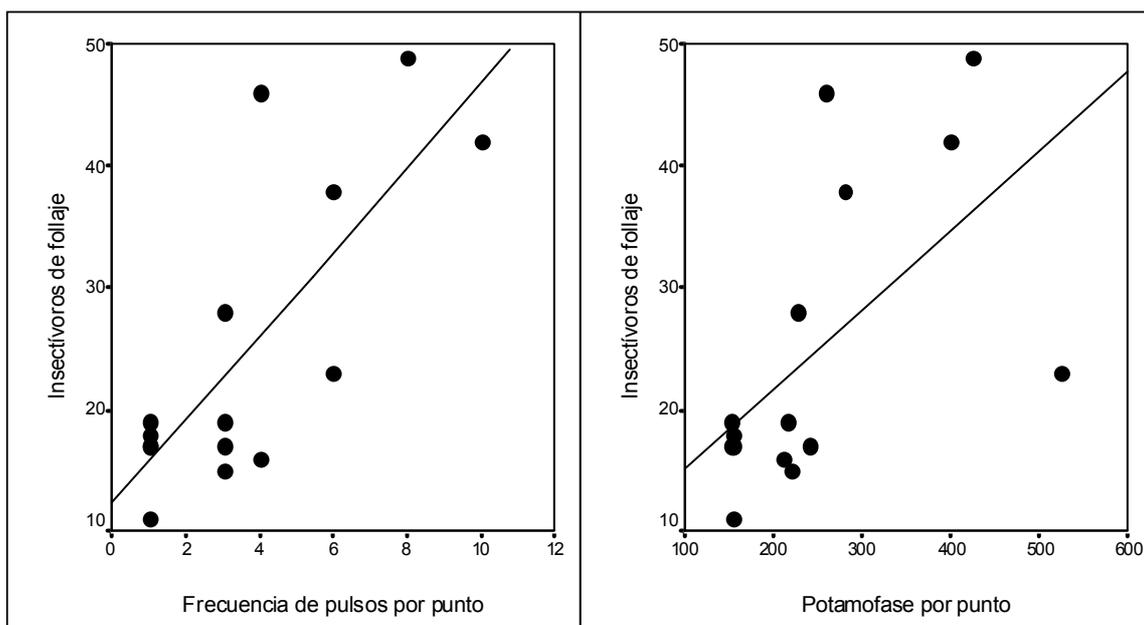


Figura 5.3 Relación entre las abundancias por gremios y la frecuencia de pulsos y duración de la potamofase para cada punto, en ambientes de Bajos en la planicie de inundación del



Río Paraná Inferior durante el período de estudio. Se incluyen sólo las líneas de tendencia significativas ($P < 0,05$).

Albardones

Entre las regresiones de Albardón, a diferencia de Bajos, sólo resultó significativa la riqueza de especies con respecto a la frecuencia de los pulsos hidrosedimentológicos (Tabla 5.2). Esta relación fue negativa, con mayor número de especies en aquellos puntos con menor frecuencia de pulsos, que explicaron un 36% de la variación en este parámetro (Fig. 5.4). La riqueza y abundancia por punto se correlacionaron positivamente ($r = 0,68$; $P < 0,01$).

Respecto de los gremios en Albardón, los Granívoros de suelo mostraron una relación negativa con la duración de la potamofase ($R^2 = 0,52$; $P = 0,03$). Los Insectívoros de tronco mostraron una relación negativa con la frecuencia de pulsos ($R^2 = 0,4$; $P = 0,01$) y la duración de la potamofase ($R^2 = 0,27$; $P = 0,047$). Finalmente, los Insectívoros aéreos mostraron una relación positiva con la duración de la potamofase ($R^2 = 0,36$; $P = 0,02$). El resto de los gremios no se asoció significativamente con ninguno de los atributos de los pulsos (Fig. 5.5).

Barrancas

Las regresiones no fueron significativas en ninguno de los parámetros analizados tanto a nivel de ensambles como de gremios tróficos, excepto el gremio de los Insectívoros- frugívoros que mostró una relación negativa estadísticamente significativa con el nivel hidrométrico del río Paraná (Tabla 5.3).

Parámetro correlacionado	<i>P</i>
Riqueza del ensamble	0,39
Abundancia del ensamble	0,76
Carnívoros- carroñeros	0,3
Granívoros de suelo	0,23
Granívoros- insectívoros	0,69
Herbívoros- granívoros arborícolas	0,52
Insectívoros- frugívoros	0,05
Insectívoros de follaje	0,56
Insectívoros de suelo	0,51
Insectívoros de tronco	0,79
Insectívoros de vuelo corto	0,7
Nectarívoros	0,5
Omnívoros	0,8

Tabla 5.3: Regresiones lineales de la riqueza, abundancia total y abundancia por gremios del ensamble de aves de Barranca durante el período de estudio en el Parque Nacional Pre-Delta. ($P \leq 0,05$).

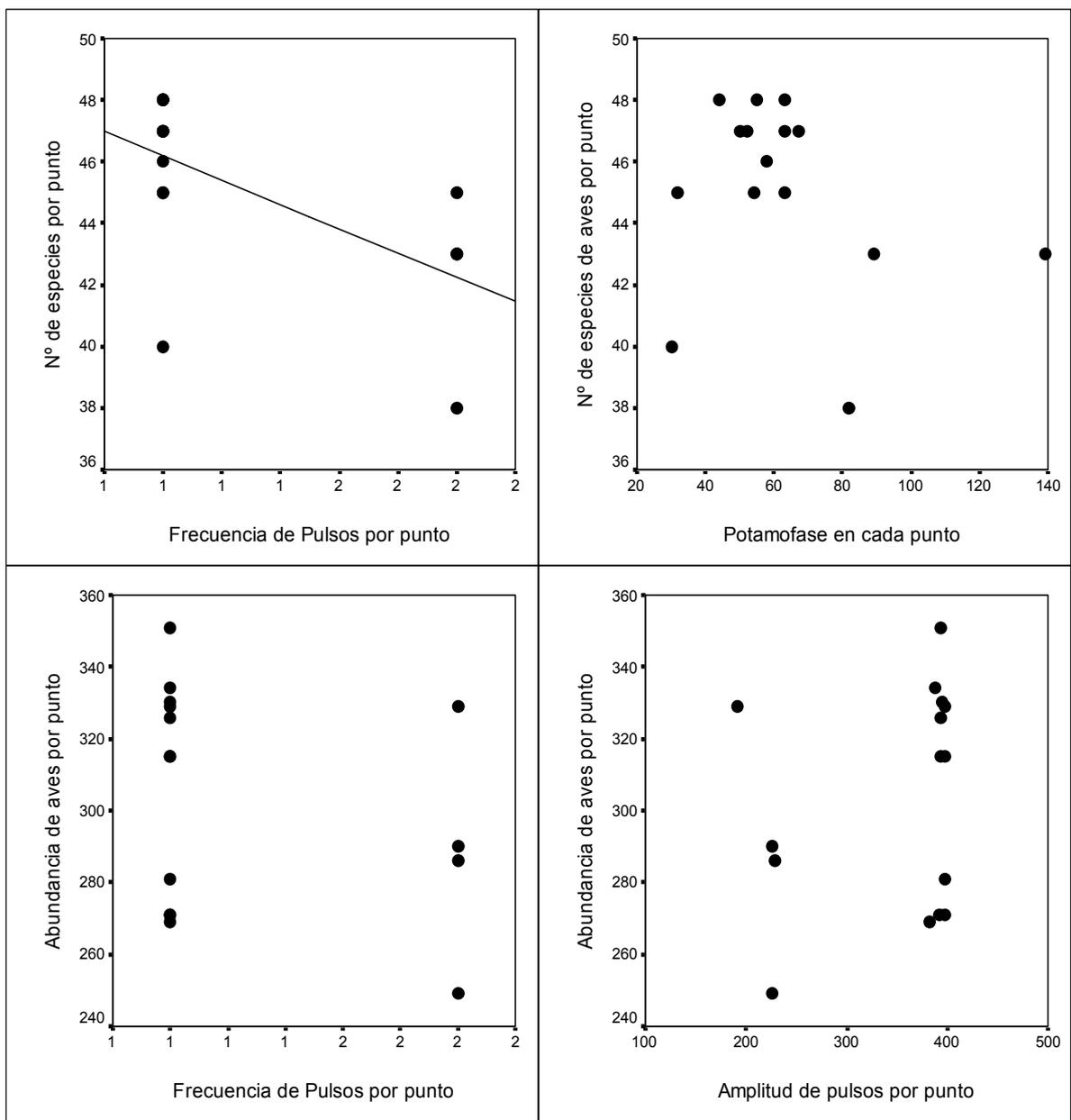


Fig. 5.4: Relación entre las riquezas y abundancias y la frecuencia de pulsos y duración de la inundación para cada punto, en ambientes de Albardón en la planicie de inundación del Paraná Inferior desde marzo del 2006 a marzo del 2008. Se incluyen sólo las líneas de tendencia significativas ($P < 0,05$).

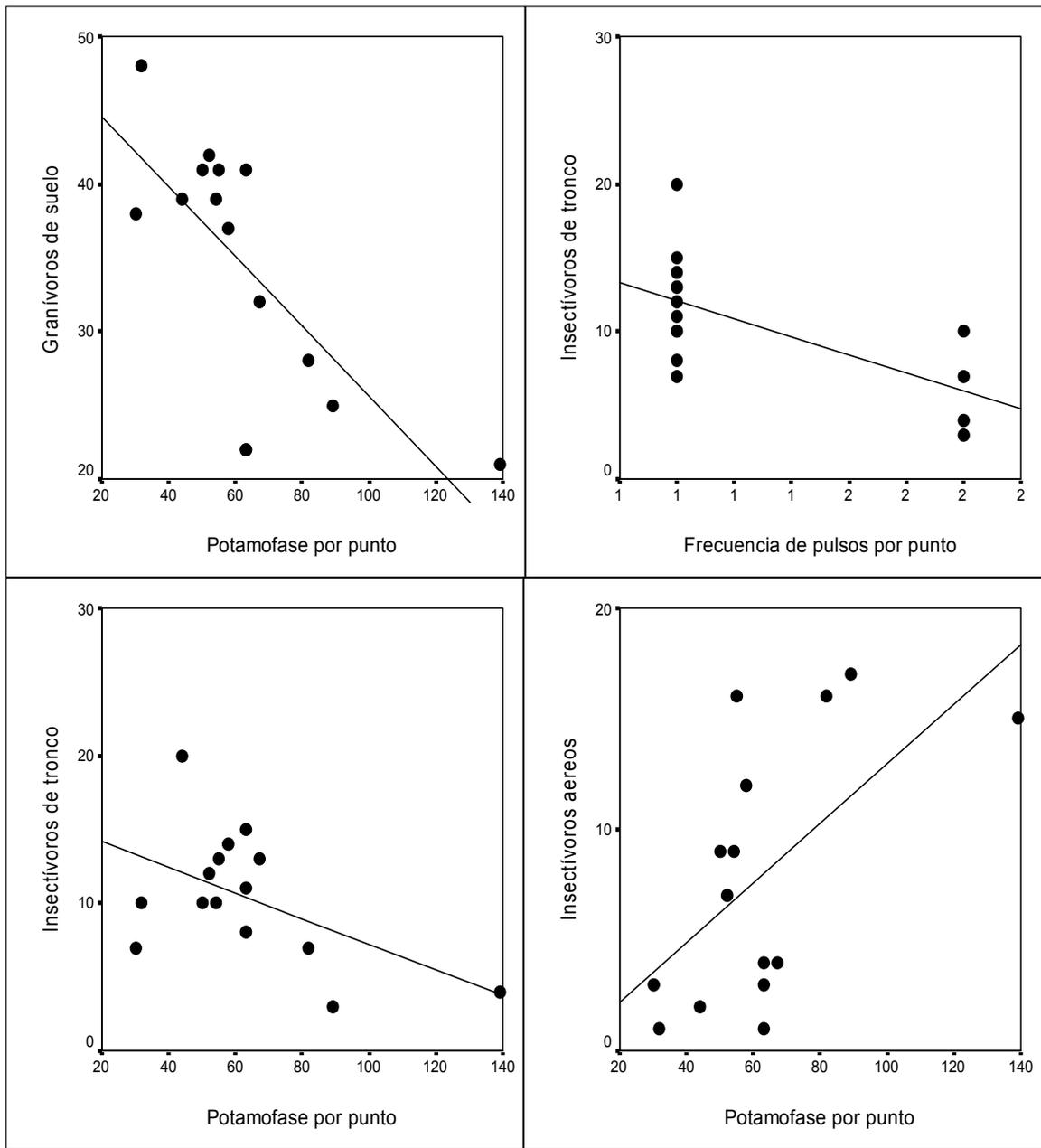


Figura 5.5: Relación entre las abundancias por gremios y la frecuencia de pulsos y duración de la potamofase para cada punto, en ambientes de Albardón en la planicie de inundación del Paraná inferior, durante el período de estudio. Se incluyen sólo las líneas de tendencia significativas ($P < 0,05$).

DISCUSIÓN

En los sistemas río– planicie de inundación las fluctuaciones hidrométricas de los ríos constituyen el factor más importante para explicar la riqueza, distribución y abundancia de los organismos (Casco *et al.* 2005). Las aves no son ajenas a esta influencia, como ha sido reportado en estudios previos (Beltzer & Neiff 1992, Giraudo 1992, Bó & Malvárez 1999, Beltzer *et al.* 2003– 04) y como se ha encontrado en el presente estudio. De acuerdo a lo predicho por los marcos conceptuales mencionados previamente, las fases de aguas bajas permitirían una mayor disponibilidad de microhábitats en los sitios, dado que las inundaciones afectan negativamente la oferta de hábitats (Beltzer & Neiff 1992, Giraudo 1992, Beltzer *et al.* 2003– 04), como por ejemplo, a aquellas especies que utilizan los estratos bajos de los bosques inundables (e.g., Reynaud 1998, Beja *et al.* 2010). Así, la abundancia y riqueza de los ensambles de aves estarían relacionadas negativamente con los pulsos hidrosedimentológicos. Los resultados del presente estudio coinciden con estas tendencias, dado que, tanto en Bajos como Albardones, se encontraron relaciones negativas entre la frecuencia de pulsos completos (limnofase más potamofase, que coincide con la frecuencia de inundaciones) y la riqueza.

En los Bajos las relaciones negativas entre los dos atributos de los pulsos hidrosedimentológicos considerados y los parámetros de los ensambles fueron muy marcadas. Las fases de aguas bajas, de acuerdo con Beltzer & Neiff (1992) permitirían una oferta de hábitats adecuada para el establecimiento de distintos gremios, por lo que el número de especies sería más elevado.

En las fases de aguas altas, el anegamiento reduciría la disponibilidad de microhábitats y por lo tanto, reduciría la presencia de las especies asociadas a éstos. Esta misma tendencia fue reportada por Beltzer *et al.* (2003- 04). Los valores de riqueza más elevados se asociaron significativamente con las fases de aguas relativamente bajas, por lo que la presencia de un mayor número de especies implicó también mayores abundancias, y así ambos parámetros mostraron las mismas tendencias en las regresiones.

Los gremios que presentarían una relación directa con el régimen de pulsos (Carnívoros– omnívoros de orilla, Carnívoros acuáticos de orilla y Carnívoros– insectívoros) no presentaron una asociación significativa con los atributos de los pulsos, a pesar de que mostraron tendencias de asociación negativa. Los únicos gremios que mostraron relaciones negativas fueron los Herbívoros– granívoros arborícolas y

Granívoros – insectívoros y están conformados por paseriformes como *Sicalis luteola* (Misto), *Carduelis magellanica* (Cabecita negra común), *Molothrus bonariensis* (Tordo renegrado), *Sturnella superciliaris* (Pecho colorado), la mayoría de los cuales obtienen su alimento en o cerca del suelo. En este caso, podría tratarse tanto de influencias directas del régimen de pulsos, a través del anegamiento de los sustratos de alimentación, como también indirectamente de acuerdo con los requerimientos del sustrato herbáceo en donde varias especies de estos gremios obtienen su alimento.

La relación positiva de los Insectívoros de follaje con los atributos del régimen de pulsos estaría relacionada con la disponibilidad de insectos presa en los sitios. Varios estudios (Nakano & Murakami 2001, Chan *et al.* 2008) han encontrado que la disponibilidad de insectos acuáticos en áreas cercanas a cursos de agua actúa como una fuente de recursos alternativa, principalmente en períodos de escasez de precipitaciones, en los que la abundancia de insectos terrestres es escasa. Estos resultados concuerdan con la idea de que los subsidios espaciales de energía y nutrientes en hábitats riparios pueden influenciar la distribución de los consumidores (Chan *et al.* 2008).

En la unidad ambiental de Albardón, los patrones fueron diferentes. Sólo hubo una relación negativa significativa entre la riqueza de especies y la frecuencia de los pulsos hidrosedimentológicos. Esto podría estar relacionado al hecho de que aquellos Albardones con mayor frecuencia de inundación se presentan más simples, con una menor complejidad estructural y composición florística (Aceñolaza *et al.* 2005). Ambas características de la vegetación se asocian positivamente con la riqueza de aves (MacArthur *et al.* 1962, Snow & Snow 1971, Bersier & Meyer 1995, Rodríguez- Estrella *et al.* 1996, Bojorges-Baños & López-Mata 2006), por lo que esto podría explicar los resultados obtenidos. A pesar de que hubo una correlación significativa entre la riqueza y la abundancia, no hubo una relación significativa de este último parámetro y alguno de los atributos de los pulsos hidrosedimentológicos.

La relación negativa de los Granívoros de suelo con la duración de la potamofase respondería a que estas especies no pueden acceder a los sustratos de alimentación durante los períodos de anegamiento. Además de esta influencia directa, la relación de la duración de la potamofase con la disponibilidad de recursos posterior a la inundación podría ser otro elemento causante de estas tendencias. En el caso de los Insectívoros de tronco, estas especies no se verían afectadas directamente por las épocas de inundación, dado que en

ningún momento, a lo largo del período de estudio, los árboles permanecieron totalmente sumergidos. Finalmente, la relación positiva de los insectívoros aéreos con la duración de la potamofase respondería a que este grupo de especies se alimenta sobrevolando las áreas anegadas.

La Barranca fue incluida en el análisis considerando que se trata de un ambiente no inundable y circundante a la planicie de inundación. De acuerdo con esto, dicha unidad ambiental representaría un potencial refugio para la fauna en general que sea afectada por las inundaciones (Bonetto 1986, Ordano 1999). Bajo este marco, es esperable que en épocas de crecientes ocurran variaciones en los parámetros estructurales de los ensambles de aves de Barrancas, como fue observado por ejemplo por Knuston & Klass (1997) en el río Mississippi. No obstante, esto no fue encontrado en los resultados presentados aunque deben señalarse algunas limitaciones. En ningún momento del ciclo hidrológico estudiado (2006/2008) todos los Albardones permanecieron completamente inundados por lo que aquellos bosques más altos también pudieron representar potenciales sitios de refugio. En series de tiempo mayores, indudablemente serían consideradas mayores variaciones hidrológicas del río. Por otra parte los ensambles varían a escala temporal debido a diversos factores (ver Capítulo IV), por lo que la influencia del río podría verse oscurecida. En el caso del gremio Insectívoros- frugívoros, que presentó una relación negativa con el nivel hidrométrico, podría existir alguna relación con la disponibilidad de insectos acuáticos como ocurrió con el gremio Insectívoros de follaje en el bosque de Albardón.

La influencia diferencial de los atributos de los pulsos hidrosedimentológicos se presentó marcadamente y de modo peculiar para los distintos parámetros de los ensambles y gremios de especies. No obstante, identificar los procesos que actúan en esta influencia de modo de diferenciar la influencia directa e indirecta de los pulsos requeriría de análisis más complejos que involucren la medición de otras variables como la oferta de recursos y su relación con el régimen hidrológico.

CAPÍTULO VI

COMPARACIÓN ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES EN AMBIENTES DENTRO Y FUERA DEL PARQUE NACIONAL PRE- DELTA

INTRODUCCIÓN

En la actualidad muchos ecosistemas naturales se encuentran bajo presión por disturbios. Entendemos por disturbio a los eventos discretos en el tiempo que eliminan, desplazan o perjudican a uno o más organismos. Los disturbios naturales causados por el fuego, viento, heladas tienen una relación importante con los ciclos de vida y en el recambio de especies de las comunidades, constituyendo una parte integral de los procesos ecológicos que forman, mantienen y modifican con el tiempo los ecosistemas. En cambio, los disturbios antropogénicos interrumpen de manera abrupta los procesos de los ecosistemas, alterando su estabilidad, provocando en muchos casos una disminución significativa de la biodiversidad. Estos impactos negativos se expresan con frecuencia en la extinción local o regional de las poblaciones naturales, pudiendo en situaciones de perturbaciones más severas a la desaparición de todas las poblaciones de una determinada especie (Naeem et al 1994, Opdam *et al.* 1994, Robinson & Redford 1997). La degradación de un ambiente afecta la asociación entre la comunidad de plantas y animales silvestres, pudiéndose detectar diferencias en la reacción de los organismos a los cambios ambientales (Croonquist & Brooks 1991).

En la región neotropical, la degradación ambiental es la principal causa de pérdida de recursos. La mayoría de los ecosistemas experimentan pérdida de su biota asociadas a actividades antropogénicas. Una de las principales causas de pérdida del hábitat es su fragmentación y destrucción por el uso de la tierra (avance de la frontera agropecuaria, tala y uso indiscriminado de las especies que lo integran). La fragmentación del hábitat natural conlleva serias implicancias para la conservación de la diversidad biológica. Cuando un área natural se aísla de una gran extensión de la que fuera parte, se producen una serie de cambios de los cuales sólo algunos son conocidos (Lovejoy *et al.* 1986). Hay cambios físicos en los regímenes de luz, temperatura y humedad, como también cambios biológicos (e.g. especies que invaden y reemplazan a las características del ambiente) lo que trae aparejado cambios en la comunidad faunística en general.

Los humedales como la planicie de inundación del río Paraná pueden parecer sitios muy estables y difíciles de modificar, pero la realidad es distinta. En esta planicie, las comunidades bióticas se ven afectadas por el hombre. Los Albardones donde se sitúan los bosques fluviales, y las Barrancas que se encuentran en sitios más elevados, son utilizados como sitios para ubicar viviendas, para cría de animales, tala, fuego, etc. La deforestación

provoca que las comunidades vegetales se fragmenten, afectando los procesos de polinización, dispersión, distribución y abundancia de las poblaciones e incrementando la tasa de extinción total. Los ambientes acuáticos, si bien no son utilizados para ubicar viviendas, son perturbados por actividades de caza, pesca y cría de ganado. Como resultado de estos factores, estos ambientes sufrirían importantes cambios en su diversidad vegetal y animal.

El Parque Nacional Pre- Delta presenta una gran biodiversidad (Aceñolaza *et al.* 2004); en cuyo detrimento conspiraría el actual proceso acelerado de colonización humana, asociado a la tala de árboles con fines domésticos, y a la adecuación de tierras para pastoreo y cultivo, perturbaciones que conferirían a los sectores antropizados, características que los diferenciarían de aquellas propias de zonas próximas no perturbadas. De este modo, el área representa un marco ideal para la comparación de sitios con y sin protección respecto de las actividades típicas de la región.

La presencia de las aves está estrechamente relacionada con la condición de los hábitats, ya que muchas especies resultan altamente sensibles a la perturbación, lo cual las convierte en un grupo indicador de alteración o cambios en los ecosistemas (Wendt 1995) y de gran uso para el diseño de estrategias de conservación de ambientes en todo el mundo. Numerosos estudios han demostrado que la estructura física de la vegetación influye marcadamente sobre la composición y la abundancia de los ensambles de aves, en gran medida por su asociación con recursos críticos (como el alimento y sitios de nidificación) y con la protección contra condiciones climáticas adversas, los predadores o parásitos (Cody 1985). Aún cuando existe buena cantidad de publicaciones sobre como diversas acciones antrópicas afectan a las comunidades de aves, sobre todo en Norteamérica, los estudios en Latinoamérica, y más aún en Argentina, son escasos (e.g., Marone 1990, Isacch & Martínez 2001, Isacch *et al.* 2003).

El uso de grupos funcionales es una práctica común en la búsqueda de respuestas ecológicas de las especies a los efectos de la perturbación del hábitat. Como una de las primeras respuestas a la perturbación, los recursos se ven alterados en su abundancia y distribución, por lo que las especies de los diferentes gremios alimenticios pueden presentar reacciones diversas al aumento o disminución de los recursos; y estas respuestas se manifiestan básicamente en el cambio de sus abundancias. El estudio de las aves representa un reto importante, debido a que, al ser un grupo clave en los ecosistemas,

indicador y relativamente bien conocido, puede considerarse la vía de conservación de otras especies de plantas y animales.

El objetivo de este capítulo fue comparar la estructura y composición de los ensamblajes de aves de las distintas unidades ambientales entre áreas dentro y fuera del Parque Nacional Pre-Delta, a partir de la protección que brinda el área con relación a las actividades antropogénicas que ocurren en las áreas aledañas. A tal efecto, se evaluaron las semejanzas y diferencias entre los ensamblajes de aves de tres ambientes dentro y fuera del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio es el Parque Nacional Pre- Delta y áreas adyacentes con perturbaciones antrópicas. Los ambientes del Parque Nacional Pre- Delta fueron descriptos en el Capítulo I. Los sitios fuera del Parque se seleccionaron y fueron censados con el mismo criterio que en el área protegida. Los mismos fueron seleccionados cerca del área protegida. Se priorizaron sitios con un alto grado de disturbio, seleccionando lugares utilizados para la pesca, caza, ganadería y ubicación de viviendas.

Muestreo

El trabajo a campo se realizó desde marzo de 2006 hasta marzo del 2008, habiéndose llevado a cabo un total de 288 muestreos en los 3 ambientes (Bajos, Albardones y Barrancas) dentro y fuera del Parque Nacional Pre-Delta.

Análisis estadísticos

Se utilizó análisis de especies indicadoras (Dufrière & Legendre 1997, McCune & Grace 2002), para detectar y describir el valor de las diferentes especies que pueden indicar condiciones ambientales entre las áreas fuera y dentro del Parque Nacional Pre – Delta

Se comparó la riqueza, abundancia y diversidad alfa entre los ambientes del Parque Nacional y unidades ambientales perturbadas, entre sitios, entre años y entre estaciones a

través de un ANOVA de medidas repetidas. Los análisis se llevaron a cabo mediante StatView 5.0.

Se recurrió al método de Pitman *et al.* (2001) para comparar la importancia relativa de los diferentes gremios (en base a las abundancias por gremio) y entre los sitios dentro y fuera del Parque. Arbitrariamente, los sitios dentro del parque fueron considerados como las variables independientes. Estas comparaciones estuvieron basadas en la abundancia promedio por puntos de una transecta dada, considerando la media entre los cinco puntos por transecta. Estas comparaciones fueron realizadas con los datos obtenidos durante el período de estudio completo (2 años). Para más detalles de los análisis estadísticos ver Capítulo II.

RESULTADOS

BAJOS

Entre los sitios dentro y fuera del Parque Nacional Pre- Delta se registró, en conjunto, una abundancia promedio de 2844 individuos pertenecientes a 144 especies. La abundancia promedio dentro del Parque Nacional fue de 1662 individuos correspondientes a 139 especies, mientras que fuera del mismo la abundancia media fue de 1182 individuos pertenecientes a 130 especies (Tabla 6.1, Apéndice V). Dentro del Parque Nacional Pre-Delta se registraron 14 especies exclusivas, las mismas son: *Nycticryphes semicollaris* (Aguatero), *Ixobrychus involucris* (Mirasol común), *Pardirallus sanguinolentus* (Gallineta común), *Podiceps major* (Macá grande), *Pluvialis dominica* (Chorlo pampa), *Molothrus rufoaxillaris* (Tordo pico corto), *Rollandia rolland* (Macá común), *Pseudocolopteryx flaviventris* (Doradito común), *Chlorostilbon aureoventris* (Picaflor común), *Cairina moschata* (Pato criollo), *Tachycineta meyeri* (Golondrina patagónica), *Laterallus melanophaius* (Burrito común), *Sterna superciliaris* (Gaviotín chico) y *Phytotoma rutila* (Cortarramas). Fuera del mismo, solo se observaron 5 exclusivas, las cuales fueron *Synallaxis frontalis* (Pijuí frente gris), *Hemitriccus margaritaceiventer* (Mosqueta ojo dorado), *Pyrocephalus rubinus* (Churrinche), *Stelgidopteryx ruficollis* (Golondrina ribereña) y *Thraupis sayaca* (Celestino). El análisis de especies indicadoras mostró menos especies indicadoras dentro del Parque (12 y 15 especies, respectivamente) (Tabla 6.2). Las especies con mayor abundancia en el Parque fueron *Agelaius cyanopus* (Varillero negro), 18 % y *Agelaius ruficapillus* (Varillero congo), 13% y fuera del mismo *Vanellus*

chilensis (Tero común), *Furnarius rufus* (Hornero) y *Jacana jacana* (Jacana), que representaron un 7 % del total de la abundancia.

Al comparar los ensambles entre los dos sitios, fuera y dentro del Parque, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el número de especies ($F= 5,065$, $DF=1$, $P=0,0358$) y en la abundancia promedio ($F= 8,102$, $DF=1$, $P=0,010$). Sin embargo, la diversidad alfa no varió significativamente ($F= 0,967$, $DF=1$, $P= 0,3372$). Con respecto a la variación estacional, no hubo diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los parámetros estudiados (riqueza $F= 0,967$, $DF=3$, $P=0,4141$; abundancia promedio $F= 0,205$, $DF=3$, $P=0,8925$ y diversidad alfa $F= 1,512$, $DF=3$, $P= 0,2205$). Al comparar en conjunto los ensambles de los sitios dentro y fuera del Parque por año tampoco se observaron diferencias estadísticamente significativas en riqueza ($F= 1,382$, $DF=1$, $P= 0,2535$); abundancia promedio ($F= 1,013$, $DF=1$, $P= 0,3263$) y diversidad alfa ($F= 0,104$, $DF=1$, $P= 0,7505$). Sin embargo, la interacción sitio-año fue significativa para la riqueza ($F= 12,919$, $DF=1$, $P=0,0018$) y la diversidad alfa ($F= 5,531$, $DF=1$, $P=0,029$), no ocurriendo lo mismo con la abundancia promedio ($F= 0,244$, $DF=1$, $P= 0,3263$). Respecto de la interacción sitio- estación, esta sólo fue significativa para la diversidad alfa (abundancia promedio $F= 0,220$; $DF= 3$; $P= 0,8823$; riqueza $F= 1,068$; $DF= 3$; $P= 0,3695$; diversidad alfa $F= 21,524$; $DF= 3$; $P < 0,0001$) (Fig.6 1 a,b,c).

Unidad ambiental	N° Sp / muestra			Abundancia promedio/muestra			Diversidad / muestra		
	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio
Parque Nacional	15	56	27,83±6,62	10,2	37,6	34,63±17,02	1,538	3,311	2,67±0,38
Bajos perturbados	14	39	24,95±5,24	9	47,8	24,61± 8,27	2,296	3,307	2,74±0,27

Tabla 6.1: Rango de N° de especies/muestra, Abundancia promedio/muestra y Diversidad alfa/ muestra dentro y fuera de los Bajos del Parque Nacional Pre- Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008.

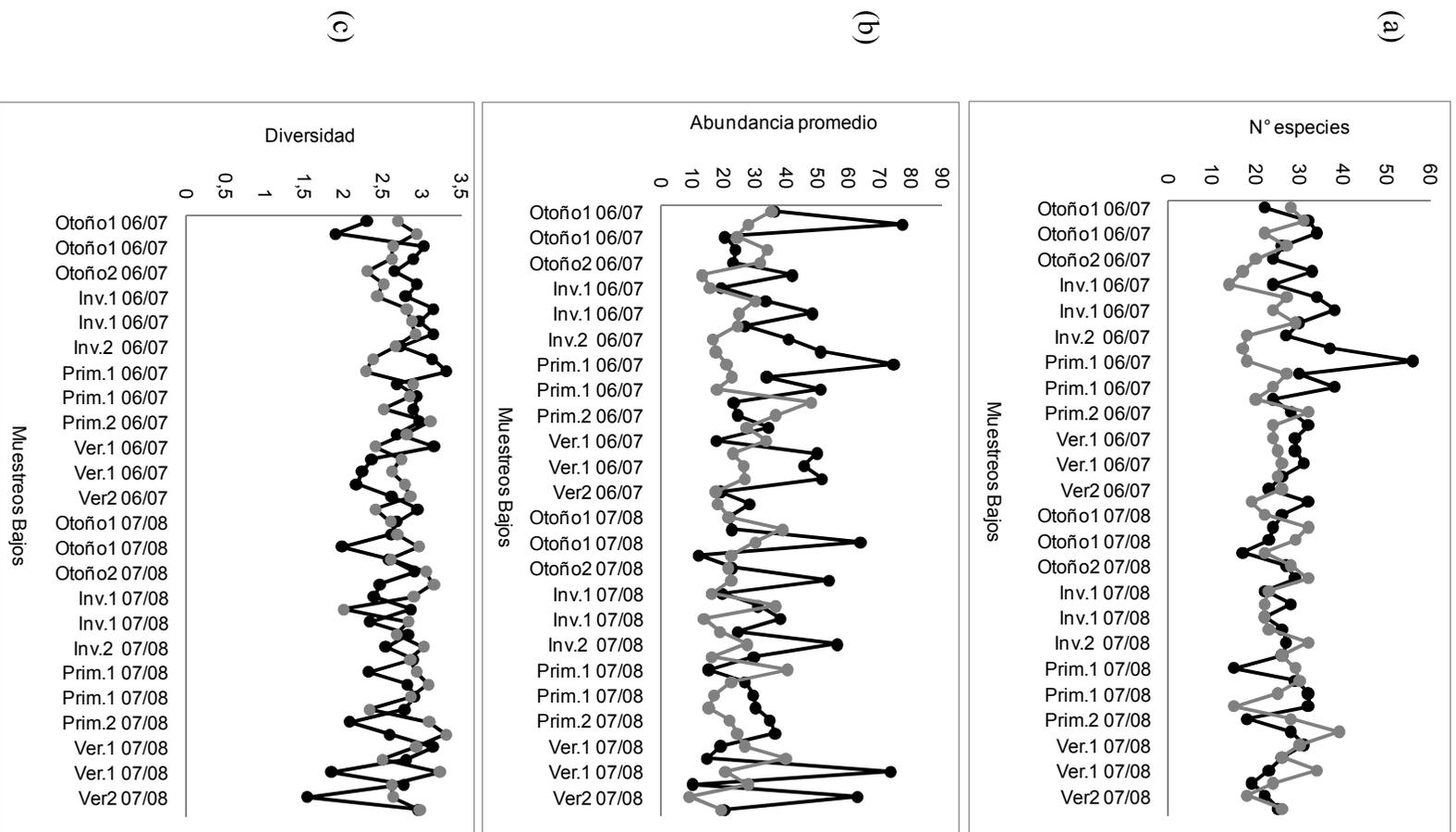


Figura 6.1: Variación del número de especies (a), abundancia promedio (b) y diversidad (c) dentro (línea negra) y fuera (gris) del Parque Nacional Pre - Delta durante el periodo de muestreo (otoño de 2006 a verano de 2008) en los Bajos.

Especie	Unidad Ambiental	P < 0,05	Especie	Unidad Ambiental	P < 0,05
<i>Anas versicolor</i>	1	0,0134	<i>Caracara plancus</i>	2	0,0014
<i>Tigrisoma lineatum</i>	1	0,0464	<i>Columba picazuro</i>	2	0,0002
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	1	0,0008	<i>Zenaida auriculata</i>	2	0,028
<i>Phleocryptes melanops</i>	1	0,0426	<i>Leptotila verreauxi</i>	2	0,0386
<i>Serpophaga nigricans</i>	1	0,0062	<i>Myiopsitta monachus</i>	2	0,0002
<i>Serpophaga griseiceps</i>	1	0,007	<i>Megaceryle torquata</i>	2	0,001
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	0,0038	<i>Colaptes melanochloros</i>	2	0,011
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	1	0,0106	<i>Furnarius rufus</i>	2	0,0002
<i>Sicalis luteola</i>	1	0,0228	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	2	0,0228
<i>Sporophila collaris</i>	1	0,0002	<i>Phacellodomus ruber</i>	2	0,0002
<i>Agelaius cyanopus</i>	1	0,0002	<i>Tyrannus melancholicus</i>	2	0,047
<i>Agelaius ruficapillus</i>	1	0,0002	<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	0,0022
			<i>Polioptila dumicola</i>	2	0,001
			<i>Saltator caeruleus</i>	2	0,0084
			<i>Molothrus bonariensis</i>	2	0,0496

Tabla 6.2: Especies Indicadoras registradas durante el período de estudio en los Bajos del Parque Nacional Pre- Delta (1) y Bajos con perturbaciones antropogénicas (2), basadas en el Análisis de Especies Indicadoras.

Gremios Tróficos

Se registraron 19 gremios tróficos en las dos unidades ambientales. En cuanto al número de especies, los Carnívoros, Filtradores, Herbívoros- granívoros arborícolas, Nectarívoros y los Piscívoros nadadores estuvieron mejor representados en el Parque Nacional. En los ambientes acuáticos perturbados solo 3 gremios de Insectívoros presentaron una especie más respecto a lo observado en el Parque Nacional (Tabla 6.3).

Al comparar la composición por gremios entre los sitios dentro y fuera del Parque mediante una regresión, se encontró que la pendiente tuvo un valor muy inferior a 1, reflejando principalmente una mayor representación de los Granívoros- insectívoros dentro del Parque. Para hacer más clara la comparación entre sitios para los demás gremios, se realizó una segunda regresión excluyendo a dicho gremio. En este caso, el valor de la pendiente fue mayor, aunque, no obstante, se mantuvo alejado de 1, reflejando en general una mayor representación de los gremios Carnívoros acuáticos de orilla, Filtradores, Carnívoros- insectívoros e Insectívoros- frugívoros. Por el contrario, los

gremios Herbívoros– granívoros arborícolas, Insectívoros de follaje, Granívoros de suelo y Omnívoros estuvieron mejor representados fuera del área protegida (Fig. 6.2 a y b).

Gremios Tróficos	Riq. P.	Riq. FP	Abund. Gral.P	Abund.P06/07	Abund.P07/08	Abund. Gral.FP	Abund.FP06/07	Abund.FP07/08
Carnívoros-omnívoros de orilla	4	2	76,2	42,2	34	87	51	36
Carnívoros acuáticos de orilla	13	12	148,8	108,8	40	88,6	39,2	49,4
Carnívoros-carroñeros	11	9	53,2	32,8	20,4	40,2	18,6	21,6
Carnívoros- insectívoros	12	10	134,4	76,8	57,6	104,8	63,6	41,2
Filtradores	12	11	90	54,2	35,8	31,4	10,6	20,8
Fitófagos- carnívoros	4	4	25,4	20,8	4,6	10	8	2
Granívoros de suelo	5	5	18,6	10,6	8	78	19,2	58,8
Herbívoros - granívoros arborícolas	10	9	85,2	37,8	47,4	102,6	39,4	63,2
Granívoros- insectívoros de suelos	4	2	39,4	10,4	29	46,4	29,4	17
Granívoros- insectívoros	6	6	585	266,2	318,8	154,8	100,8	54
Insectívoros- frugívoros	9	10	98,8	55	43,8	74,3	43,5	30,8
Insectívoros de follaje	11	12	80,6	41	39,6	101	55,6	45,4
Insectívoros de suelo	7	7	69,2	41,4	27,8	98	51,8	46,2
Insectívoros de tronco	3	3	3,6	2,4	1,2	11,4	5,6	5,8
Insectívoros de vuelo corto y largo	11	12	22,4	13,4	9	17,4	9,8	7,6
Insectívoros aéreos	5	5	52,6	32,6	20	40,6	17,4	23,2
Nectarívoros	2	1	2	2	0	0,8	0,2	0,6
Omnívoros	7	7	58	37	21	83,2	46,2	37
Piscívoros nadadores	3	1	19	9,2	9,8	9,6	1,8	7,8

Tabla 6.3: Gremios tróficos observados en los Bajos dentro y fuera del Parque Nacional Pre- Delta. Riqueza y abundancia promedio en el ensamble en general (Riq.P., Riq. FP y Abund. Gral. P, Abund. Gral FP.) y abundancia promedio en cada uno de los años muestreados Abund. P. 06/07, Abund. P. 07/08, Abund. FP. 06/07, Abund. FP 07/08.

ALBARDONES

Entre los sitios dentro y fuera del Parque se registró en conjunto una abundancia promedio de 1742 individuos pertenecientes a 94 especies. Dentro del Parque, la abundancia promedio fue de 942 individuos pertenecientes a 84 especies, mientras que fuera del mismo se contabilizaron 800 detecciones y 76 especies (Tabla 6.4, Apéndice V). Al comparar los ensambles entre los dos sitios, dentro y fuera del Parque, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el número de especies ($F=2,808$, $DF=1$, $P=0,1196$), ni en la diversidad alfa ($F=2,342$, $DF=1$, $P=0,1519$). Contrariamente, la abundancia promedio varió significativamente ($F=5,185$, $DF=1$, $P=0,039$). Al comparar los ensambles de los sitios dentro y fuera del Parque en conjunto entre años, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en ninguno de los parámetros analizados (riqueza $F=0,702$, $DF=1$, $P=0,4185$; abundancia promedio $F=0,086$, $DF=1$, $P=0,7729$ y diversidad alfa $F=2,138$, $DF=1$, $P=0,1694$). Con respecto a la variación

estacional, hubo diferencias estadísticamente significativas en los 3 parámetros estudiados (riqueza $F= 5,525$, $DF=3$, $P=0,0032$; abundancia promedio $F= 3,471$, $DF=3$, $P=0,0215$ y diversidad alfa $F= 6,243$, $DF=3$, $P= 0,0016$). La interacción sitio-año no fue significativa para ninguno de los parámetros analizados (riqueza $F= 3,864$, $DF=1$, $P=0,0729$, abundancia promedio $F= 1,882$, $DF=1$, $P= 0,1853$ y diversidad alfa ($F= 1,667$, $DF=1$, $P=0,2209$). Respecto de la interacción sitio – estación, ésta no fue significativa para ninguno de los parámetros (abundancia promedio $F= 0,802$; $DF= 3$; $P= 0,4979$; riqueza $F= 0,33$; $DF= 3$; $P= 0,8037$; diversidad alfa $F= 0,981$; $DF= 3$; $P = 0,4123$) (Fig. 6.3 a,b,c).

Se registraron 16 especies exclusivas dentro del Parque: *Phytotoma rutila*, *Rostrhamus sociabilis* (Caracolero), *Tachyphonus rufus* (Frutero negro), *Buteogallus urubitinga* (Águila negra), *Poospiza melanoleuca* (Monterita cabeza negra), *Sporophila collaris* (Dominó), *Butorides striatus* (Garcita azulada), *Fluvicola albiventer* (Viudita blanca), *Columbina picuí* (Torcacita común), *Pachyramphus viridis* (Anambé verdoso), *Tapera naevia* (Crespín), *Thlypopsis sordida* (Tangará gris), *Lathrotriccus euleri* (Mosqueta parda), *Myiophobus fasciatus* (Mosqueta estriada), *Elaenia parvirostris* (Fiofio pico corto) y *Geothlypis aequinoctialis* (Arañero cara negra), mientras que 10 lo fueron fuera del mismo: *Ardea cocoi* (Garza mora), *Basileuterus leucoblepharus* (Arañero silbón), *Certiaxis cinammomea* (Curutié colorado), *Ceryle torquata* (Martín pescador grande), *Chloroceryle americana* (Martín pescador chico), *Drymornis bridgesii* (Chinchero grande), *Chroicocephalus cirrocephalus* (Gaviota capucho gris), *Molothrus rufoaxillaris* (Tordo pico corto), *Phalacrocorax olivaceus* (Biguá), *Vanellus chilensis* (Tero común). Las especies con mayores abundancias en los bosques protegidos fueron *Phacellodomus ruber* (Espinero grande), *Turdus rufiventris* (Zorzal colorado) y *Leptotila verreauxi* (Yeruti común) (10%,9% y 8% del total, respectivamente) mientras que en los sitios con perturbación antropogénica la mayor abundancia se registró en *Furnarius rufus* y *Phacellodomus ruber* (10% y 9% respectivamente). Dentro de Parque, unas 8 especies (*Phacellodomus ruber*, *Turdus rufiventris*, *Leptotila verreauxi*, *Saltator coerulescens* (Pepitero gris), *Furnarius rufus*, *Columba picazuro* (Paloma picazuró), *Polioptila dumicola* (Tacuarita azul) y *Saltator aurantirostris* (Pepitero de collar); 9,5 % del total de especies registradas) representaron el 52 % de la abundancia total registrada, mientras que fuera del Parque unas 10 especies (*Furnarius rufus*, *Phacellodomus ruber*, *Turdus rufiventris*, *Agelaioides badius* (Tordo músico), *Pitangus sulphuratus* (Benteveo), *Saltator coerulescens*, *Leptotila verreauxi*, *Paroaria coronata* (Cardenal común), *Troglodytes*

aedon (Ratona común), *Tachycineta leucorrhoa* (Golondrina ceja blanca); 13 % del total de especies registradas) representaron el 53% de ese total. Unas 16 especies resultaron indicadoras para el Parque Nacional y 13 para los sitios fuera de éste. (Tabla 6.5).

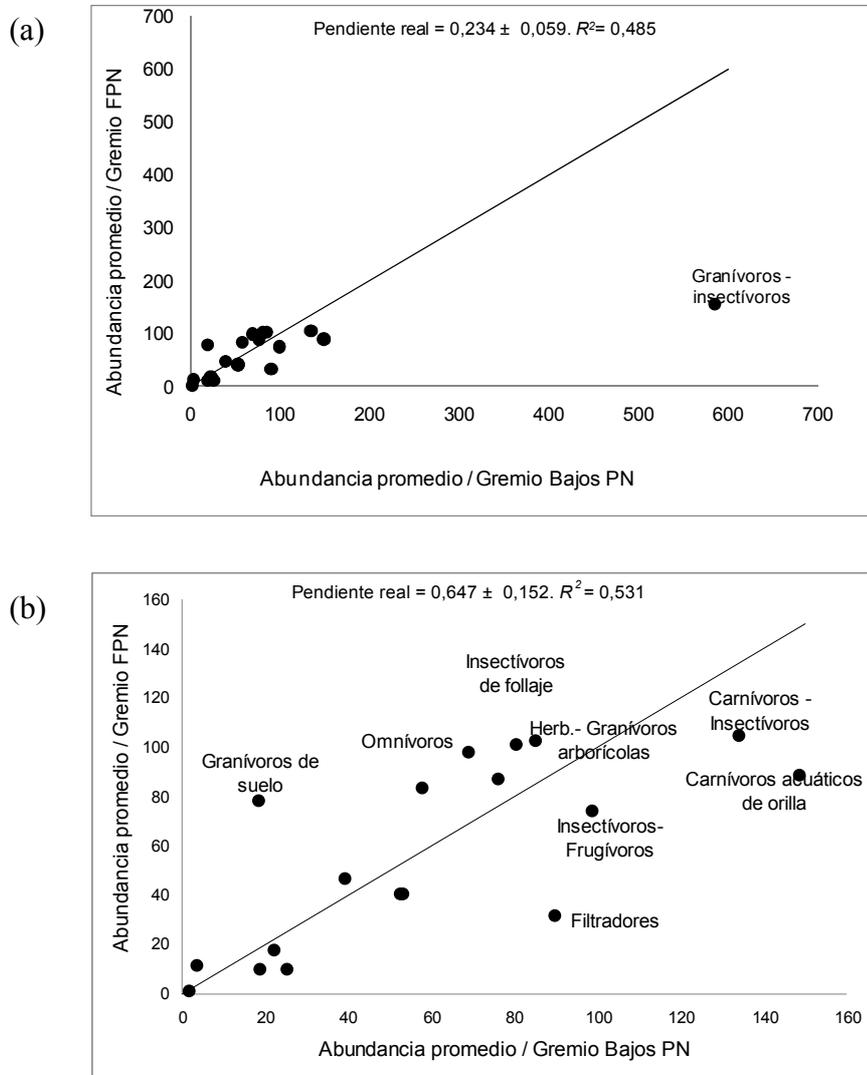


Figura 6.2: (a) Abundancia promedio por gremio total y (b) Abundancia promedio por gremio excluyendo el gremio de Granívoros- Insectívoros entre los Bajos dentro del Parque Nacional y fuera del mismo. Se indica el valor real de la pendiente de la regresión mientras que la recta del gráfico indica una relación 1:1 entre los sitios comparados. Parque Nacional (PN), Fuera Parque Nacional (FPN).

Unidad ambiental	N° Sp / muestra			Abundancia promedio/muestra			Diversidad / muestra		
	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio
Parque Nacional	12	42	23,85 ± 6,93	9,2	37,6	19,61± 6,74	2,198	3,271	2,73± 0,28
Albardones perturbados	13	35	21,69 ± 5, 04	6,8	32,6	16,68 ± 5,63	2,256	3,231	2,80± 0,27

Tabla 6.4: Rango de N° de especies/muestra, Abundancia promedio/muestra y Diversidad/muestra dentro y fuera de los Albardones del Parque Nacional Pre-Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008.

Especie	Unidad Ambiental	P < 0,05	Especie	Unidad Ambiental	P < 0,05
<i>Elaenia parvirostris</i>	1	0,0002	<i>Paroaria coronata</i>	2	0,0008
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	1	0,0002	<i>Agelaioides badius</i>	2	0,001
<i>Turdus rufiventris</i>	1	0,0008	<i>Zonotrichia capensis</i>	2	0,0032
<i>Synallaxis frontalis</i>	1	0,001	<i>Troglodytes aedon</i>	2	0,0064
<i>Saltator caeruleus</i>	1	0,0028	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	2	0,0074
<i>Leptotila verreauxi</i>	1	0,0038	<i>Pitangus sulphuratus</i>	2	0,0186
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	1	0,0044	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	2	0,0206
<i>Taraba major</i>	1	0,0162	<i>Colaptes melanochloros</i>	2	0,0274
<i>Columba picazuro</i>	1	0,0206	<i>Progne tapera</i>	2	0,0386
<i>Serpophaga nigricans</i>	1	0,0236	<i>Paroaria capitata</i>	2	0,0388
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	1	0,025	<i>Sicalis flaveola</i>	2	0,0444
<i>Buteo magnirostris</i>	1	0,0266	<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	2	0,0494
<i>Tapera naevia</i>	1	0,0272			
<i>Suiriri suiriri</i>	1	0,0288			
<i>Vireo olivaceus</i>	1	0,0368			
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	1	0,0392			

Tabla 6.5: Especies Indicadoras de Albardones en el Parque Nacional Pre- Delta (1) y Albardones con perturbaciones antropogénicas (2), basadas en el Análisis de Especies Indicadoras.

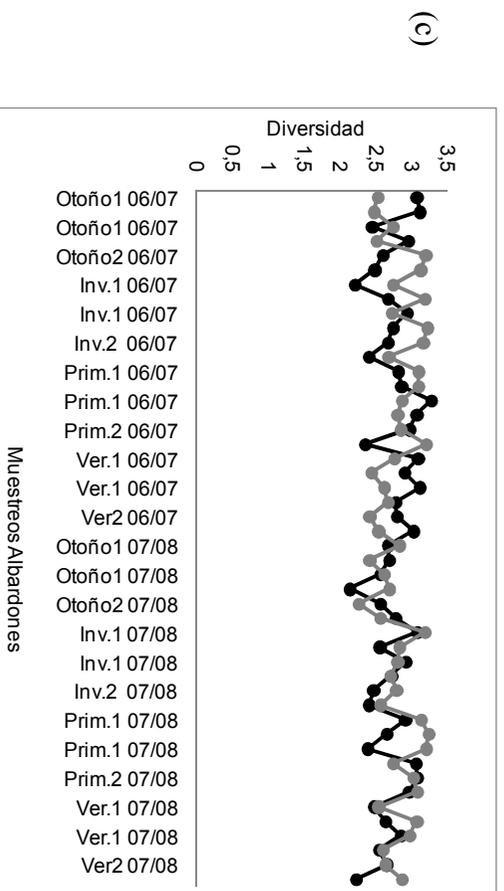
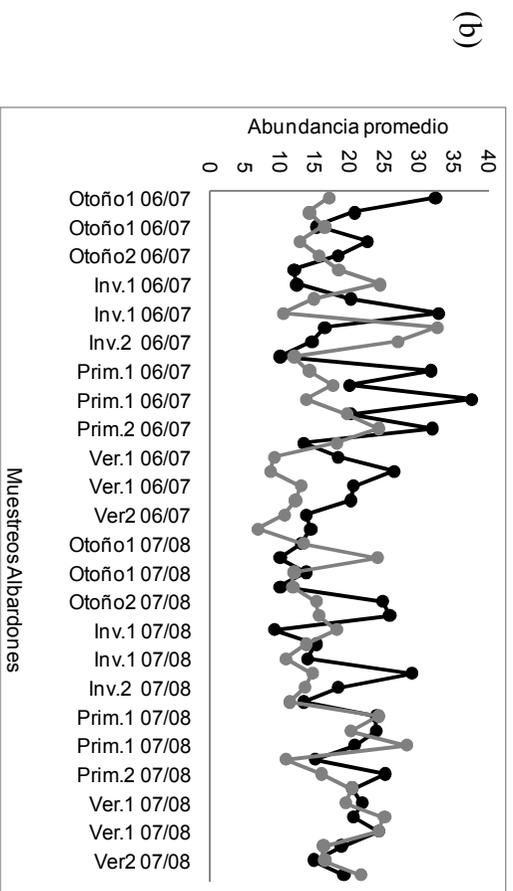
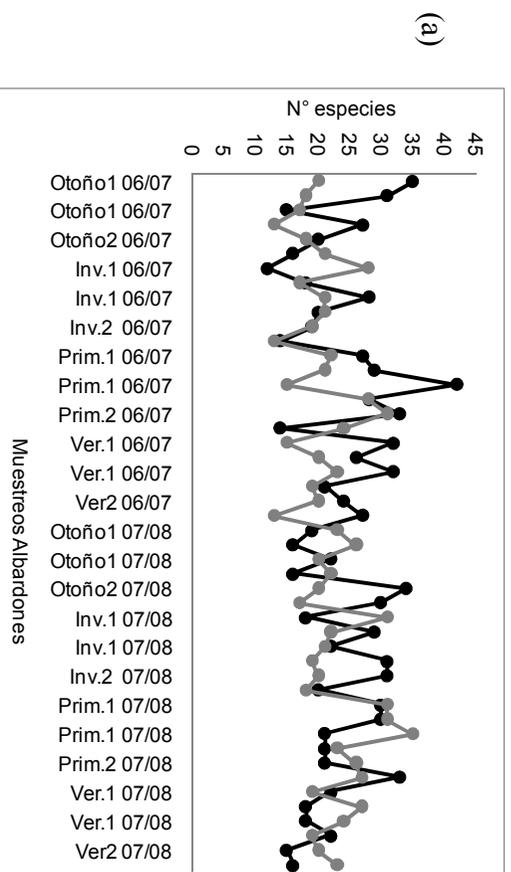


Figura 6.3: Variación del número de especies (a), abundancia promedio (b) y diversidad (c) dentro (línea negra) y fuera (gris) del Parque Nacional Pre - Delta durante el período de muestreo (otoño de 2006 a verano de 2008) en los Albardones.

Gremios Tróficos

En el Parque se registraron 15 gremios y en Albardones con perturbaciones 17 gremios. Los que incluyeron mayor cantidad de especies fueron Granívoros de suelo, Herbívoros- granívoros arborícolas, Insectívoros- frugívoros, Insectívoros de vuelo corto y largo e Insectívoros de follaje dentro del Parque y Carnívoros- carroñeros, Insectívoros aéreos, Insectívoros de tronco, Granívoros- insectívoros de suelo y Piscívoros nadadores fuera del mismo (Tabla 6.6).

La pendiente de la regresión para la composición gremial entre sitios dentro y fuera del Parque fue inferior a 1, debido principalmente a la mejor representación de los Insectívoros de follaje, Herbívoros- granívoros arborícolas y Granívoros de suelo dentro del Parque. Por el contrario, los Insectívoros de suelo y los Granívoros- insectívoros estuvieron mejor representados fuera del área protegida.

Gremios Tróficos	Riq. P.	Riq. FP	Abund. Gral.P	Abund.P 06/07	Abund.P07/08	Abund. Gral.FP	Abund.FP06/07	und.FP07
Carnívoros-omnívoros de orilla	1	1	0,2	0	0,2	1	0,4	0,6
Carnívoros acuáticos de orilla	2	2	1	0	1	0,8	0,8	0
Carnívoros-carroñeros	6	7	12,4	3,2	9,2	13	7,6	5,4
Carnívoros- insectívoros	0	1	0	0	0	0,8	0,8	0
Filtradores	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófagos- carnívoros	0	0	0	0	0	0	0	0
Granívoros de suelo	7	5	135,4	76,6	58,8	70,4	32,4	38
Herbívoros - granívoros arborícolas	7	6	136,3	71,5	64,8	72,6	44,2	28,4
Granívoros- insectívoros de suelos	1	2	7,8	6,6	1,2	5,2	2,4	2,8
Granívoros- insectívoros	4	4	25,2	10,8	14,4	64,6	19,6	45
Insectívoros- frugívoros	15	11	180,8	105,2	75,6	159,2	64,8	94,4
Insectívoros de follaje	12	12	206,2	107,4	98,8	142,6	72	70,6
Insectívoros de suelo	2	2	66,2	31,4	34,8	86,8	42	44,8
Insectívoros de tronco	5	6	37,8	14,2	23,6	53,6	21,2	32,4
Insectívoros de vuelo corto y largo	12	9	33	15,8	17,2	24,2	8,2	16
Insectívoros aéreos	3	3	28,4	14,4	14	44	27,2	16,8
Nectarívoros	2	2	9	6,6	2,4	7,4	5,4	2
Omnívoros	5	4	61,8	32,8	29	52	33,2	18,8
Piscívoros nadadores	0	1	0	0	0	2,4	1,4	1

Tabla 7.6: Gremios tróficos observados en los Albardones dentro y fuera del Parque Nacional Pre- Delta. Riqueza y abundancia promedio en el ensamble en general (Riq.P., Riq. FP y Abund. Gral. P, Abund. Gral FP.) y abundancia promedio en cada uno de los años muestreados Abund. P. 06/07, Abund. P. 07/08, Abund. FP. 06/07, Abund. FP 07/08.

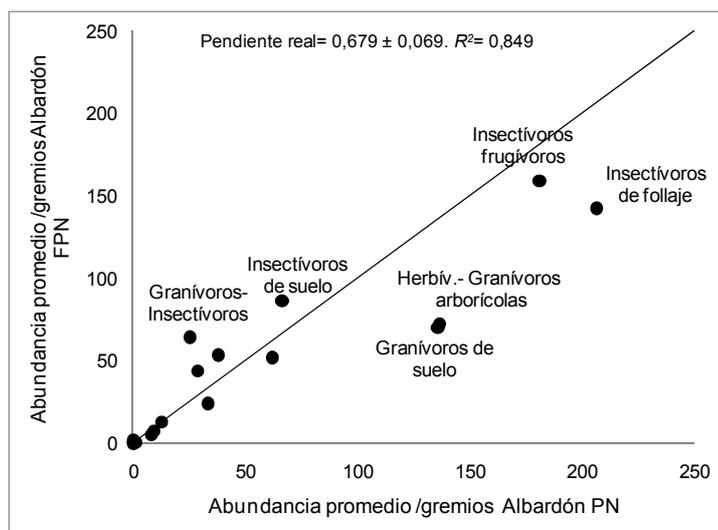


Figura 6.4: Abundancia promedio por gremio entre los dos Albardones muestreados durante los dos años. Se indica el valor real de la pendiente de la regresión mientras que la recta del gráfico indica una relación 1:1 entre los sitios comparados. Parque Nacional (PN), Fuera Parque Nacional (FPN).

BARRANCAS

Dentro y fuera del Parque se registró, en conjunto, una abundancia promedio de 1750 individuos pertenecientes a 75 especies. Dentro del Parque, la abundancia promedio fue de 813 individuos pertenecientes a 63 especies, mientras que fuera del mismo, se contabilizaron 937 individuos y 70 especies (Tabla 6.7, Apéndice V). Se observaron diferencias significativas entre sitios dentro y fuera del Parque en la riqueza ($F=4,572$, $DF=1$, $P=0,0450$) y en la abundancia promedio ($F=6,351$, $DF=1$, $P=0,0203$). Contrariamente, la diversidad alfa no fue significativa ($F=0,966$, $DF=1$, $P=0,3375$). Al analizar los ensambles de los sitios dentro y fuera del Parque en conjunto y entre años sólo varió significativamente la abundancia ($F=10,058$, $DF=1$, $P=0,0048$) mientras que no ocurrió lo mismo con la riqueza ($F= 3,120$, $DF=1$, $P=0,0926$) y la diversidad alfa ($F= 2,376$, $DF=1$, $P= 0,1389$). Con respecto a la variación estacional, hubo diferencias estadísticamente significativas en dos de los parámetros estudiados (riqueza $F= 4,971$, $DF=3$, $P=0,0038$ y diversidad alfa $F= 7,444$, $DF=3$, $P= 0,0003$) y la abundancia promedio no fue significativa ($F= 0,316$, $DF=3$, $P= 0,8137$). La interacción sitio-año no fue

significativa para ninguno de los parámetros analizados (riqueza $F= 0,024$, $DF=1$, $P=0,8784$, abundancia promedio $F= 0,419$, $DF=1$, $P= 0,5248$ y diversidad alfa $F= 0,489$, $DF=1$, $P=0,4926$). Respecto de la interacción sitio– estación, esta solo fue significativa para la diversidad alfa (abundancia promedio $F= 1,984$; $DF= 3$; $P= 0,1259$; riqueza $F= 0,827$; $DF= 3$; $P= 0,4844$; diversidad alfa $F= 3,011$; $DF= 3$; $P= 0,037$).

En el Parque Nacional se registraron 5 especie exclusivas, siendo las mismas *Tapera naevia* (Crespín), *Cranioleuca pyrrhophia* (Curutié blanco), *Euscarthmus meloryphus* (Barullero), *Coryphospingus cucullatus* (Brasita de fuego) y *Cacicus solitarius* (Boyero negro). Fuera de este área se registraron 11 especies exclusivas: *Elanus leucurus* (Milano blanco), *Aramides ypecaha* (Ipacaá), *Otus choliba* (Alicucú común), *Melanerpes candidus* (Carpintero blanco), *Schoeniophylax phryganophila* (Chotoy), *Serpophaga griseiceps* (Piojito gris), *Progne tapera* (Golondrina parda), *Geothlypis aequinoctialis* (Arañero cara negra), *Sporophila caerulescens* (Corbatita común), *Cyanocompsa brisonii* (Reinamora grande) y *Molothrus rufoaxillaris*. Las especies con mayores abundancias medias fueron *Furnarius rufus* (10%), *Leptotila verreauxi* (8%) y *Turdus* spp. (7%) en el área protegida y fuera de la misma se registraron los mayores valores en *Zenaida auriculata* (Torcaza), *Furnarius rufus* y *Myiopsitta monachus* (Cotorra común) (13, 11 y 7 %, respectivamente). Cuatro especies resultaron indicadoras para el Parque Nacional y otras 8 para los sitios fuera de éste (Tabla 6.8).

Unidad ambiental	N° Sp / muestra			Abundancia promedio/muestra			Diversidad / muestra		
	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio	Menor	Mayor	Promedio
Parque Nacional	14	33	21,25 ± 5,53	135	955	16,94 ± 6,38	2,341	3,143	2,71 ± 0,24
Barrancas perturbadas	10	34	22,69 ± 4,72	80	810	19,52 ± 5,90	1,841	3,129	2,67 ± 0,27

Tabla 6.7: Rango de N° de especies/muestra, Abundancia promedio/muestra y Diversidad/muestra dentro y fuera de las Barrancas del Parque Nacional Pre-Delta durante el período de estudio.

Especie	Unidad Ambiental	$P < 0,05$	Especie	Unidad Ambiental	$P < 0,05$
<i>Troglodytes aedon</i>	1	0,0002	<i>Zenaida auriculata</i>	2	0,0002
<i>Synallaxis albescens</i>	1	0,0038	<i>Myiopsitta monachus</i>	2	0,0004
<i>Turdus rufiventris</i>	1	0,0124	<i>Synallaxis frontalis</i>	2	0,007
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	1	0,0148	<i>Taraba major</i>	2	0,0146
			<i>Columba maculosa</i>	2	0,0188
			<i>Furnarius rufus</i>	2	0,0246
			<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	2	0,0288
			<i>Saltator caerulescens</i>	2	0,0308

Tabla 6.8: Especies Indicadoras de Barrancas en el Parque Nacional Pre- Delta (1) y Barrancas con perturbaciones antrópicas (2), basadas en el Análisis de Especies Indicadoras desde marzo de 2006 a marzo de 2008.

Gremios Tróficos:

En el Parque Nacional se observaron 13 gremios, mientras que en las áreas perturbadas fueron registrados 14 gremios. Los Carnívoros- insectívoros, Carnívoros acuáticos de orilla, Filtradores, Fitófagos-carnívoros y Piscívoros nadadores, registrados en el Capítulo II, no estuvieron presentes en este análisis (Tabla 6.9).

La pendiente de la regresión para la comparación de sitios dentro y fuera de Parque, fue muy cercana a uno, indicando una composición gremial similar entre las Barrancas. No obstante, los Insectívoros- frugívoros y los Insectívoros de vuelo corto y largo estuvieron mejor representados dentro de Parque, mientras que los Granívoros de suelo, los Herbívoros- granívoros arborícolas y los Insectívoros de suelo lo estuvieron fuera del área protegida.

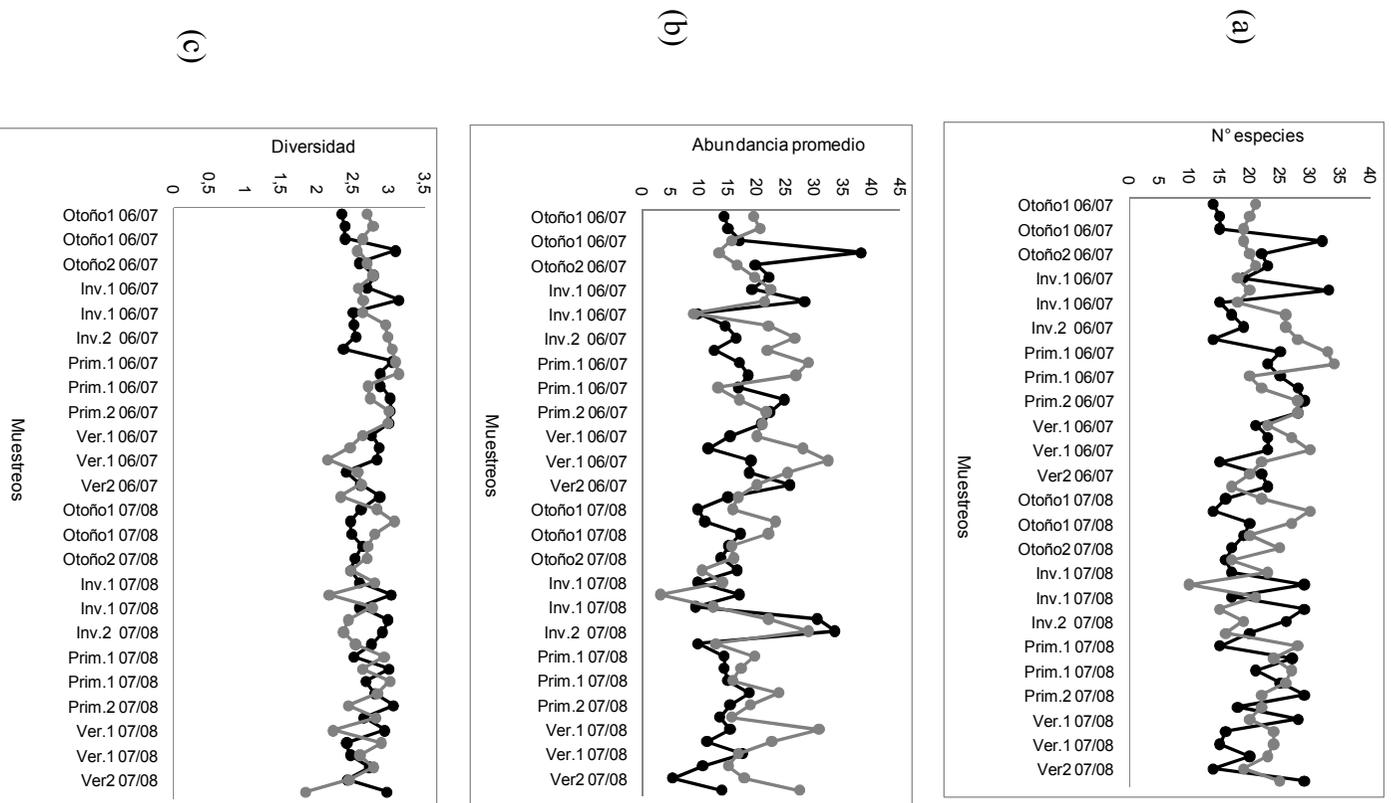


Figura 6.5: Variación del número de especies (a), abundancia promedio (b) y diversidad (c) dentro (línea negra) y fuera (gris) del Parque Nacional Pre - Delta durante el período de muestreo (otoño de 2006 a verano de 2008) en las Barrancas.

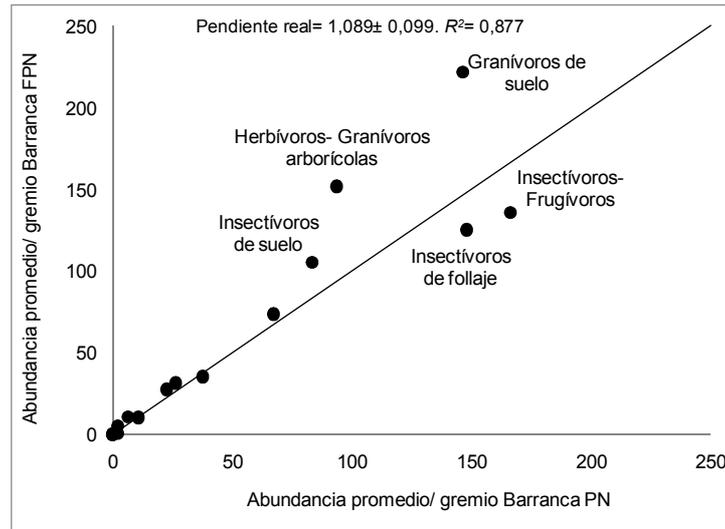


Figura 6.6: Abundancia promedio por gremio entre las dos Barrancas muestreadas durante los dos años. Se indica el valor real de la pendiente de la regresión mientras que la recta del gráfico indica una relación 1:1 entre los sitios comparados. Parque Nacional (PN), Fuera Parque Nacional (FPN).

Gremios Tróficos	Riq. P.	Riq. FP	Abund. Gral.P	Abund.P06/07	Abund.P07/08	Abund. Gral.FP	Abund.FP06/07	Abund.FP07/08
Carnívoros-omnívoros de orilla	1	1	2	1,2	0,8	0,4	0,4	0
Carnívoros acuáticos de orilla	2	2	0	0	0	0	0	0
Carnívoros-carroñeros	6	7	6,4	3,4	3	11	3,2	7,8
Carnívoros- insectívoros	0	0	0	0	0	0	0	0
Filtradores	0	0	0	0	0	0	0	0
Fitófagos- carnívoros	0	0	0	0	0	0	0	0
Granívoros de suelo	7	5	146,6	93,8	52,8	222	124,6	97,4
Herbívoros - granívoros arborícolas	7	6	93,6	49,4	44,2	152	62,2	89,8
Granívoros- insectívoros de suelos	1	2	2,2	0,2	2	5,6	2,8	2,8
Granívoros- insectívoros	4	4	37,8	13,2	24,6	35,6	12,4	23,2
Insectívoros- frugívoros	15	11	166,4	91,2	75,2	135,8	88,6	47,2
Insectívoros de follaje	12	12	148	84	64	125,4	63,2	62,2
Insectívoros de suelo	2	2	83,6	44,8	38,8	105,6	60,2	45,4
Insectívoros de tronco	5	6	26,4	15,6	10,8	31,6	13,4	18,2
Insectívoros de vuelo corto y largo	12	9	22,4	11,2	11,2	27,6	18,6	9
Insectívoros aéreos	0	3	0	0	0	0,4	0,4	0
Nectarívoros	2	2	10,6	6,2	4,4	10,4	8,4	2
Omnívoros	5	4	67,4	38,6	28,8	73,8	41,6	32,2
Piscívoros nadadores	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 6.9: Gremios tróficos observados en las Barrancas dentro y fuera del Parque Nacional Pre- Delta. Riqueza y abundancia promedio en el ensamble en general (Riq.P., Riq. FP y Abund. Gral. P, Abund. Gral FP.) y abundancia promedio en cada uno de los años muestreados Abund. P. 06/07, Abund. P. 07/08, Abund. FP. 06/07, Abund. FP 07/08.

DISCUSIÓN

Los ensambles de aves se relacionan estrechamente con la vegetación (Noon 1980), y por ende, la historia de uso de las unidades ambientales condiciona los parámetros que caracterizan las comunidades. En el presente estudio se consideró la protección activa respecto de actividades humanas que ejerce el Parque Nacional Pre-Delta con respecto a los sitios aledaños y se evaluó la hipótesis de que esto tiene influencia sobre los ensambles de aves, y de forma peculiar para cada una de las unidades ambientales, de acuerdo con las propiedades intrínsecas que estas presentan y que permiten diferenciarlas. Los parámetros estructurales mostraron coincidencia en cuanto a su variación entre Bajos y Barrancas, encontrándose diferencias significativas en la riqueza y abundancia, pero no así en la diversidad alfa. No obstante, en donde estuvieron los mayores valores de estos parámetros, dentro o fuera del Parque, si fue característico para cada uno de estos ambientes y se analiza en los párrafos siguientes. El Albardón, por otra parte, sólo mostró diferencias significativas en la abundancia. Los patrones, fueron peculiares para cada unidad ambiental debido en parte a que el estado relativo de los sitios dentro y fuera del área protegida fue distinto para cada una de estas. Por otra parte, las aves presentan una gran diversidad morfológica, funcional y etológica, como resultado de sus diferentes historias de vida (Blake 1984), y a partir de esto, deben considerarse que muchas de las respuestas de las distintas especies a actividades de disturbio serán particulares para cada una. Fitzpatrick & Bouchez (1998) y Burger (1981) observaron que las diferentes especies responden diferencialmente a los disturbios antropogénicos. Por lo tanto, es importante no sólo analizar los cambios en la riqueza y diversidad de las comunidades, sino también los cambios en su composición, y la respuesta de cada especie, particularmente aquellas consideradas con importancia para la conservación, ya sea por encontrarse amenazadas o por ser clave en el funcionamiento de los ecosistemas (Rusch *et al.* 2005). En este sentido al comparar la composición, se encontraron numerosas diferencias, con especies exclusivas o mejor representadas para cada sitio, cada una de las cuales podría responder a procesos propios. Con el objetivo de indagar si las respuestas de las especies se asocian con la forma en que éstas utilizan el hábitat se las agrupó en gremios, lo que reveló tendencias similares para varias especies y disímiles entre los distintos grupos funcionales.

Las diferencias en cuanto a disturbios humanos entre los sitios que contienen ambientes de Bajos dentro y fuera del área protegida estuvo dada en primer lugar por la

ausencia general de actividad ganadero – vacuna en el interior del área protegida, aunque existe presencia recurrente de ésta en el interior del Parque debido a transgresiones de los límites por parte de los animales. El pastoreo y las quemadas de los pastizales pueden afectar a las comunidades de aves que viven en ellos al modificar la composición florística y la estructura de los mismos, y por consiguiente, la disponibilidad de hábitat, refugio y alimento (Chatellenaz 2004). Si se compara la ganadería extensiva con la exclusión completa de actividades agropecuarias (e.g., en un área protegida), la ganadería puede resultar claramente perjudicial, relativamente neutra, o incluso deseable para objetivos de conservación de la biodiversidad (Perevolotsky & Seligman 1998, McIntyre *et al.* 2003, Cingolani *et al.* 2005a, Lunt *et al.* 2007). En este estudio, se encontró una mayor riqueza y abundancia en sitios sin ganadería, aunque no es posible aislar el efecto de esta actividad sobre los ensambles de aves. Respecto de la composición de los ensambles, sólo en el caso de una de las especies indicadoras, *Molothrus bonariensis*, es posible afirmar que su mayor abundancia y frecuencia en los sitios ubicados fuera del Parque pudo estar relacionada a la asociación de la especie con la presencia de ganado vacuno. La escasez de relictos sin ganadería, la heterogeneidad intrínseca del paisaje y la complejidad de los efectos del ganado dificultan los estudios relativos a la relación existente entre ganadería y conservación, lo cual ha generado extensos debates (Landsberg *et al.* 2002, McIntyre *et al.* 2003, Lunt *et al.* 2007, Cingolani *et al.* 2008). Estos sitios protegidos pueden brindar excelentes áreas para realizar tales estudios.

Las aves acuáticas estuvieron mejor representadas dentro del Parque. Esto podría responder al hecho de que la mayoría de éstas son especies de importancia cinegética, dado que se realiza sobre ellas algún tipo de uso, como ser caza de subsistencia o caza deportiva (Bó *et al.* 2002) y que, por ende, sean huidizas al contacto humano, como es común en los sitios fuera del área protegida. De acuerdo con esto, 4 de las especies exclusivas (*Pardirallus sanguinolentus*, *Podiceps major*, *Rollandia rolland* y *Cairina moschata*) y 2 de las especies indicadoras como ser *Anas versicolor* (Pato capuchino) y *Tigrisoma lineatum* (Hocó colorado) son mencionadas por Bó *et al.* (2002) como especies sobre las que se realiza algún tipo de uso en la región del Delta del Paraná. No obstante, no hubo diferencias entre sitios para muchas otras especies utilizadas según Bó *et al.* (2002) y registradas en el presente trabajo como por ejemplo, *Ardea cocoi*, *Ardea alba* (Garza blanca), *Aramides ypecaha*, *Aramus guarana* (Carau), Anatidae spp., *Chauna torquata*

(Chajá), *Podiceps major*, *Plegadis chihi* (Cuervillo de cañada), *Fulica leucoptera* (Gallareta chica) y *F. rufifrons* (Gallareta escudete rojizo).

Otras diferencias entre los ensambles de aves de ambas unidades ambientales pueden ser debidas a factores naturales (Bó *et al.* 2002) o a la distribución natural de la vegetación, lo que genera hábitats que no están presentes en todos los sitios de Bajos. Por ejemplo, los sitios dentro del Parque Nacional Pre- Delta presentan en la zona de Bajos comunidades monoespecíficas del “Falso Junco” (*Schoenoplectus californicus*). Éstas no son frecuentes en los sitios de Bajos fuera del Parque. En estos juncales se observaron 2 especies que resultaron exclusivas (*Ixobrychus involucris* y *Pseudocolopteryx flaviventris*) y 3 indicadoras (*Phleocryptes melanops* (Junquero), *Agelaius cyanopus*, *Agelaius ruficapillus*) de los sitios dentro de Parque y que están asociadas a este tipo de comunidades. Así, la heterogeneidad intrínseca del paisaje, puede explicar en parte las diferencias en la composición halladas entre los sitios, sumándose a las diferencias que serían debidas a disturbios antropogénicos.

La heterogeneidad intrínseca del paisaje puede ser también el argumento más probable para interpretar las causales de la principal diferencia encontrada en la composición gremial entre los sitios dentro y fuera del Parque. El gremio Granívoros – insectívoros fue el que mayores diferencias mostró en cuanto a los sitios. Las especies con más abundancias dentro de este gremio son *Agelaius cyanopus* y *A. ruficapillus*, ambas asociadas a las comunidades monoespecíficas de *Schoenoplectus californicus* de mayor representatividad dentro del área protegida. Por otra parte, los Filtradores, gremio compuesto por Anátidos, estuvieron mejor representados dentro del Parque, y esto podría responder al hecho de que se trata de especies de valor cinegético. No obstante, se ha reportado que el grupo varía en correlación con la disponibilidad de recursos tróficos (Kaminski & Prince 1981) y con la conformación de los cuerpos de agua, por ejemplo, con respecto al número de claros y de aguas abiertas (Weller & Fredrickson 1974). Así, son muchos los elementos que podrían explicar el patrón encontrado, pero considerando el elevado uso que se da a estas especies, tanto para caza de subsistencia como deportiva (Bó *et al.* 2002), los resultados del presente estudio adquieren gran importancia teniendo en cuenta la finalidad del área protegida. En el caso de los Granívoros de suelo, integrados por las distintas especies de palomas (Columbidae), su mayor representatividad fuera del área probablemente esté relacionada a los hábitos peri domésticos de muchas de estas especies,

siendo muy frecuentes en zonas habitadas como los sitios de Bajos muestreados fuera del Parque.

Los parámetros estructurales de los ensambles de los sitios de Albardón dentro y fuera no variaron significativamente, a excepción de la abundancia, que fue significativamente superior dentro del área protegida. De las especies exclusivas de los sitios dentro de Parque, siete (*Tachyphonus rufus*, *Buteogallus urubitinga*, *Poospiza melanoleuca*, *Pachyrhamphus viridis*, *Thlypopsis sordida*, *Lathrotriccus eulerei*, *Myiophobus fasciatus*) son especies asociadas a bosques y arbustales estricta o facultativamente (Stotz *et al.* 1996, Narosky & Yzurieta 2003, Rossetti & Giraudo 2003). Del mismo modo, nueve de las especies indicadoras de los sitios dentro de Parque (*Synallaxis frontalis*, *Saltator caerulescens*, *Leptotila verreauxi*, *Hemitriccus margaritaceiventer*, *Taraba major* (Chororó), *Buteo magnirostris* (Taguató común), *Tapera naevia*, *Suiriri suiriri* (Suiriri común), *Vireo olivaceus* (Chiví común) están incluidas en esta categoría. En conjunto, las especies exclusivas y las indicadoras consideradas como asociadas a bosques y arbustales representan un 25 % de la abundancia total registrada y explicarían parte de las diferencias significativas encontradas en este parámetro entre sitios dada su mayor representatividad dentro del área protegida. No obstante, dos de estas especies, *Saltator caerulescens* y *Leptotila verreauxi*, que además presentan las mayores abundancias entre las indicadoras dentro de Parque, estuvieron muy bien representadas en los sitios fuera del área protegida. Estos resultados adquieren particular relevancia en el marco de la conservación, dado que estas especies están mayormente restringidas a bosques y podrían mostrar alguna susceptibilidad a los cambios antrópicos que ocurren en los bosques ubicados fuera del área protegida.

Los efectos del pastoreo sobre la avifauna son complejos, y las observaciones son frecuentemente confundidas con otros disturbios tales como tala de árboles (e.g., Abensberg – Traun *et al.* 1996, Arnold & Weeldenburg 1998, Jansen & Robertson 2001). En el área de estudio, la presencia de ganado produce una reducción visible en el sotobosque, aunque esto mismo se manifiesta en aquellos bosques con una frecuencia de inundación relativamente alta, por lo que las diferencias en estructura y composición florística pueden atribuirse tanto a factores antropogénicos, en especial actividades productivas (cría de ganado) como naturales (pulsos hidrosedimentológicos). No obstante, tres de las especies exclusivas: *Poospiza melanoleuca*, *Myiophobus fasciatus*, *Geothlypis*

aequinoactialis (19 %) y cinco de las especies indicadoras: *Turdus rufiventris*, *Synallaxis frontalis*, *Coccyzus melacoryphus* (Cuclillo canela, 36 %) están asociadas al estrato bajo de los bosques (Narosky & Yzurieta 2003, obs.pers) y podrían responder al estado en el que se encuentre este estrato. Los Albardones se muestran como ambientes muy variables de acuerdo básicamente a su posición topográfica y susceptibilidad de inundación, lo que determina que los bosques se presenten en distintos estadios de sucesión, con diferencias en cuanto a su estructura y composición florística. Esta elevada heterogeneidad hace difícil las comparaciones entre los sitios de bosques dentro y fuera de área protegida, que, aunque presentan diferencias en cuanto a su uso, con ganado y presencia humana más frecuente fuera del área protegida, muestran gran variabilidad interna.

Rossetti & Giraudo (2003) observaron un patrón similar al comparar este mismo tipo de bosques entre sitios habitados y no habitados por el hombre, dado que no encontraron diferencias ni en la riqueza ni en la diversidad. Estos autores atribuyeron esta ausencia de diferencias, entre otros factores, al hecho de que la mayoría de las especies registradas no eran dependientes de la presencia de bosques. Esto coincide con nuestros resultados, en el que 61 % de las especies registradas fueron generalistas de hábitat, no estrictamente dependientes de la presencia de bosques (Stotz *et al.* 1996, Rossetti & Giraudo 2003, Narosky & Yzurieta 2003). Tal composición de especies podría deberse a que los bosques fluviales se distribuyen linealmente a lo largo de cursos de agua y son relativamente estrechos, lo que posiblemente provoque un elevado efecto de borde que favorecería a las especies generalistas (Rossetti & Giraudo 2003). Esto coincide con lo observado en cuatro de las especies indicadoras de los sitios de bosque fuera de Parque: *Agelaioides badius*, *Zonotrichia capensis* (Chingolo), *Troglodytes aedon*, *Pitangus sulphuratus* (33 %), las que se encuentran comúnmente asociadas a áreas antropizadas (Narosky & Yzurieta 2003, Ronchi & Alonso obs. pers.). Por otro lado, dos de las especies indicadoras de los sitios fuera de área protegida, *Colaptes melanochloros* (Carpintero real) y *Lepidocolpates angustirostriis* (Chincherito chico), están asociadas a bosques (Stotz *et al.* 1996, Rossetti & Giraudo 2003). Estas especies no se verían perjudicadas por los disturbios antropogénicos, sino que, por el contrario, podrían verse de algún modo beneficiadas. La reducción del sotobosque, en parte por la presencia de ganado, podría beneficiar a estas especies. Esto coincide con lo reportado por López de Casenave *et al.* (1998), quienes sugieren que la reducida cobertura de follaje y la presencia de claros en el estrato intermedio de los bosques podrían beneficiar a los insectívoros de corteza.

Las diferencias en la composición de los gremios entre los sitios dentro y fuera de Parque estuvieron dadas en mayor grado por la mayor representatividad de los gremios Insectívoros de follaje, Granívoros de suelo y Herbívoros – Granívoros arborícolas en los sitios en el interior del área protegida. Los insectívoros de follaje podrían verse poco representados en los sitios fuera del Parque debido a la presencia de claros en los bosques y a la reducción del sotobosque arbustivo, teniendo en cuenta que muchas de las especies que lo integran frecuentan los estratos bajos. En relación con lo expresado, se ha observado que las especies de aves son afectadas diferencialmente por el pastoreo del ganado, de acuerdo a los microhábitats que ocupan. Las especies que dependen de la vegetación del estrato bajo para alimentarse y nidificar son afectadas negativamente por el pastoreo del ganado, mientras que las especies que se alimentan predominantemente en el dosel son probablemente menos afectadas por dicha perturbación (Sedgwick & Knopf 1987, Arnold & Weeldenburg 1998, Woinarski & Ash 2002, Martin & Possingham 2005). En consecuencia, la altura en la que las especies de aves prefieren alimentarse puede ser un predictor adecuado de cuales son susceptibles al pastoreo por el ganado. Las especies que se alimentan predominantemente dentro de la vegetación del estrato bajo, el estrato más afectado por el pastoreo, declinan en cuanto a su abundancia relativa con el incremento de los niveles de pastoreo, mientras que aquellas que se alimentan primariamente en el suelo tienden a incrementarse (Martin & Possingham 2005). No obstante, esto último no coincide con nuestros registros, por cuanto los Granívoros de suelo estuvieron mejor representados en los sitios dentro del área protegida, donde el estrato arbustivo del sotobosque permanece mejor desarrollado.

Finalmente, con respecto a la unidad ambiental de bosque de Barranca, las diferencias significativas de la riqueza y abundancia, con valores medios más elevados fuera del área protegida, estarían relacionados con el estado de los bosques, los que visualmente presentan diferencias en cuanto a la estructura de la vegetación. Lejos de ser sitios no disturbados, los sitios incluidos en al área protegida se encuentran habitados con presencia de animales domésticos. El estrato bajo es muy abierto, con presencia de sendas y claros. Esto mismo ocurre con los sitios de Barranca fuera del área protegida, por lo que la clasificación de los sitios dentro y fuera como perturbados y no perturbados no es muy adecuada. No obstante, el gremio Granívoros de suelo estuvo mejor representado fuera del Parque Nacional, lo que podría tener alguna relación con el hecho de que está constituido por especies de colúmbidos que se encuentran asociadas en general a áreas de viviendas y

de cultivos. Más allá de lo expuesto, los resultados obtenidos adquirirían gran relevancia en políticas de conservación, considerando la elevada riqueza y abundancia de los ensamblajes en sitios que carecen de protección.

Las especies exclusivas e indicadoras de los sitios dentro de Parque estarían relacionadas en parte con diferencias ambientales naturales, dado que 2 especies exclusivas (*Cranioleuca pyrrhophia* y *Euscarthmus meloryphus*) y *Synallaxis albescens* (Pijú cola parda) que es una de las indicadoras; están asociadas con bosques más representativos de la eco región del espinal (Narosky & Izurieta 2003), apareciendo en las áreas más altas de la Barranca y alejadas de la planicie de inundación, en especial, en los sitios dentro del Parque. Por otra parte, las especies exclusivas de los sitios fuera del área protegida tuvieron muy pocas detecciones (*Elanus leucurus*, *Aramides ypecaha*, *Otus choliba*) ya sea porque no son propias del ambiente o porque son de hábitos nocturnos. Con respecto a las especies con dependencia de bosques, solo una de las exclusivas (*Cyanocompsa brisonii*) y cuatro de las indicadoras (*Synallaxis frontalis*, *Taraba major*, *Lepidocolaptes angustirostris* y *Saltator caerulescens*) de los sitios fuera del área protegida, fueron especies asociadas a bosques (Stotz *et al.* 1996, Rossetti & Giraudo 2003). Estos sitios fuera del área protegida, a pesar de estar habitados, se presentan en buen estado de conservación. El sotobosque se mantiene denso, con abundante cobertura herbácea y arbustiva. Un elemento que probablemente pudo haber influido en los presentes resultados es la influencia del ancho de los bosques, que se mantiene constante en los sitios fuera del área, pero que presenta discontinuidades en los sitios de Barranca dentro del área protegida, con sitios muy angostos. Se ha reportado en otros estudios que el ancho de los bosques así como el tamaño de los fragmentos afecta negativamente las comunidades de aves, en especial a aquellas especies asociadas a bosques (Martin & McIntyre 2007, Giraudo *et al.* 2008). Otros estudios que evalúen la influencia de este elemento sobre los ensamblajes de aves serían necesarios para comprender mejor las diferencias encontradas entre los ensamblajes. Los bosques riparios y las áreas más cercanas a los cursos de agua están entre los sistemas naturales más productivos y valiosos del planeta (Hunt 1985), pero han sido degradados en su mayoría (Croonquist & Brooks 1991, 1993). Estos bosques son importantes unidades de los sistemas fluviales, que actúan como zonas ecotónicas entre el río y tierras adentro, albergando una alta diversidad de aves que responde a la habilidad adaptativa de esta comunidad (Dobrowoslski 1997).

CAPÍTULO VII

CONCLUSIÓN GENERAL

Las especies de aves se adaptaron a las variaciones del ambiente tanto a escala espacial como temporal, teniendo al pulso hidrosedimentológico como el principal factor determinante, tal como fue establecido en las hipótesis de estudio. Con respecto a la variación espacial, los ensambles de aves mostraron diferencias en sus atributos entre las unidades ambientales y entre los puntos dentro de cada unidad ambiental. Esto se relacionó con la frecuencia de pulsos completos y el número de días en que los sitios permanecieron inundados. Cuando el nivel del río permaneció en periodo de potamofase, representó una influencia negativa en cuanto a la oferta de hábitats, en cambio en el período de limnofase o bajante influyó positivamente sobre la riqueza y abundancia de las aves. Los Bajos presentaron la mayor riqueza de especies, determinando la riqueza total encontrada en el área de estudio. No obstante, muchas de las especies registradas en este ambiente se encuentran más asociadas a bosques en cuanto a sus requerimientos de hábitat, y esto indica que el paisaje, conformado por parches intercalados de ambientes, condiciona en gran medida los atributos de las comunidades en cada ambiente. Los ensambles de los bosques presentaron diferencias en sus parámetros, siendo el Albardón el que presentó una riqueza y abundancia de aves superior a la Barranca lo que sugiere que las aves responderían a las diferencias de estructura y composición de la vegetación.

A escala temporal, el pulso hidrosedimentológico afectó diferencialmente, de modo directo e indirecto, a las especies de acuerdo al uso de hábitat según lo postulado en la hipótesis 1. Los ensambles de aves de los Bajos presentaron diferencias solamente en su riqueza interanual. Los bosques, por el contrario, sólo mostraron diferencias de la riqueza entre estaciones. De este modo, la dinámica temporal de los ensambles fue particular para cada unidad ambiental, y no siguió una tendencia general para toda la planicie de inundación. A partir de estos resultados, la hipótesis 2 puede ser sostenida, en el sentido de que al existir una respuesta diferencial de las especies al pulso hidrosedimentológico, estas pueden ser agrupadas en gremios de acuerdo a similitudes en sus formas de uso de hábitat. Así, se observó que cada uno de los gremios mostró una respuesta diferencial con respecto a la heterogeneidad ambiental. Por ejemplo, los gremios de Carnívoros de orilla se relacionaron positivamente con las épocas de bajante del río, lo que no ocurrió con otros gremios acuáticos como el de los Filtradores.

Los patrones de distribución encontrados ponen de manifiesto que las comunidades de aves no tienen límites definidos dentro de la planicie de inundación, sino que las

poblaciones responden de manera independiente a los gradientes de la estructura y composición de la vegetación del entorno, de modo tal que las comunidades se presentan como en un continuo. La celularidad del paisaje, entendida como las diferencias de tamaño, forma y combinaciones cualitativas de los parches que integran los patrones de paisaje, permitió una mayor oferta de hábitat e influyó sobre los valores elevados de biodiversidad presentes, a través de la presencia de especies exclusivas en cada uno de éstos, elevando la diversidad beta. De esta manera, a partir del hecho de que las comunidades vegetales se encuentran adyacentes y en contigüidad, dispuestas de tal forma por la influencia del pulso hidrosedimentológico, se encontraron especies que utilizaron varias unidades ambientales, mientras que un porcentaje similar se presentó solamente en alguna de éstas. En este punto se observa una diferenciación clara de las planicies de inundación con los ambientes terrestres, donde los parches son unidades fragmentadas en un paisaje discontinuo, actuando en muchos casos como barreras para la dispersión o interconexión entre las comunidades.

El abordaje de la intervención antropogénica mostró a este elemento como un factor preponderante en cuanto a su influencia sobre los ensambles de aves. Al comparar los resultados entre los sitios dentro y fuera del Parque Nacional Pre- Delta se encontraron diferencias en al menos uno de los parámetros estructurales en las tres unidades ambientales estudiadas. Esto pone en evidencia como la presencia de un área protegida genera una influencia marcada sobre los ensambles de aves.

La integración de la información ornitológica presentada con datos provenientes de otros grupos permitirá una mejor aproximación para una zonificación del área protegida en lo que respecta a la biodiversidad, diferenciando aquellas zonas en que coincidan organismos de importancia especial y que por ende, requieran mayor protección. Además contribuirá en la identificación de aquellas áreas que se muestren relativamente degradadas con respecto al paisaje y que requieran prácticas de recuperación. Finalmente, los resultados pueden constituir información de base para el señalamiento de aquellos sectores periféricos al área protegida que se muestren importantes y/o necesarios para ser incluidos en políticas de conservación, como ocurre, al menos desde el punto de vista ornitológico y florístico, con los bosques de Barranca estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- ABENSBERG-TRAUN, M., G. T. SMITH, G. W. ARNOLD & D. E. STEVEN. 1996. THE EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION AND LIVESTOCK-GRAZING ON ANIMAL COMMUNITIES IN REMNANTS OF GIMLET *EUCALYPTUS SALUBRIS* WOODLAND IN THE WESTERN AUSTRALIAN WHEATBELT. I. ARTHROPODS. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 33:1281–1301.
- ACEÑOLAZA, P. G., H. E. POVEDANO, A. S. MANZANO, J. D. MUÑOZ, J. I. ARETA & A. L. RONCHI-VIRGOLINI. 2004. BIODIVERSIDAD DEL PARQUE NACIONAL PRE- DELTA. PP. 169-184 EN: F. G. ACEÑOLAZA (ED.). TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- ACEÑOLAZA, P. G., W. F. SIONE, F. KALESNIK & M. S. SERAFIN. 2005. DETERMINACIÓN DE UNIDADES HOMOGÉNEAS DE VEGETACIÓN EN EL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA (ARGENTINA). PP. 81–90 EN: F. G. ACEÑOLAZA (ED.). TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO II. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- ACEÑOLAZA P., A. MANZANO, E. RODRÍGUEZ, L. SANCHEZ, A. L. RONCHI, E- JIMÉNEZ, D. DEMONTE & Z. MARCHETTI. 2008. BIODIVERSIDAD DE LA REGIÓN SUPERIOR DEL COMPLEJO DELTAICO DEL RÍO PARANÁ. PP. 127-152 EN: F. G. ACEÑOLAZA (ED.) TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO III. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- ALONSO J. M. 2008. INVENTARIO DE LAS AVES DEL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA. ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES, BUENOS AIRES. 95 PP.
- ALONSO, J. M. & A. L. RONCHI-VIRGOLINI. 2008. AVES DEL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA, ENTRE RÍOS, ARGENTINA. *COTINGA* 29: 126-134.
- ANDERSON, B. W., R. D. OHMART & J. RICE. 1983. AVIAN AND VEGETATION COMMUNITY STRUCTURE AND THEIR SEASONAL RELATIONSHIPS IN THE LOWER COLORADO RIVER VALLEY. *THE CONDOR* 85: 392–405.
- ANJOS, L., G. H. VOLPATO, E. V. LOPES, P. P. SERAFINI, F. POLETTO & A. ALEIXO. 2007. THE IMPORTANCE OF RIPARIAN FOREST FOR MAINTENANCE OF BIRD SPECIES RICHNESS IN AN ATLANTIC FOREST REMNANT, SOUTHERN BRAZIL. *REVISTA BRASILEIRA DE ZOOLOGIA* 24: 1078–1086.

- APARICIO, K. & T. LYONS. 1998. LAS AVES DEFINEN LAS ÁREAS PROTEGIDAS. *ESPECIES* 1(7): 26.
- ARNOLD, G. W. & J. R. WEELDENBURG. 1998. THE EFFECTS OF ISOLATION, HABITAT FRAGMENTATION AND DEGRADATION BY LIVESTOCK GRAZING ON THE USE BY BIRDS OF PATCHES OF GIMLET *EUCALYPTUS SALUBRIS* WOODLAND IN THE WHEATBELT OF WESTERN AUSTRALIA. *PACIFIC CONSERVATION BIOLOGY* 4: 155–163.
- BABARSKAS, M., E. HAENE & J. PEREIRA. 2003. AVES DE LA RESERVA NATURAL OTAMENDI. PP. 47-113 EN: HAENE E & PEREIRA (EDS) FAUNA DE OTAMENDI. INVENTARIO DE LOS ANIMALES VERTEBRADOS DE LA RESERVA NATURAL OTAMENDI, CAMPANA, BUENOS AIRES, ARGENTINA. TEMAS DE NATURALEZA Y CONSERVACIÓN. AVES ARGENTINAS / AOP, BUENOS AIRES. 3: 1-192.
- BALL, P. J. & T. D. NUDDS. 1989. MALLARD HÁBITAT SELECTION: AN EXPERIMENT AND IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT. PP. 659 – 671 EN: SHARITZ, R. R. Y GIBBONS, J. W. (EDS). *FRESHWATER WETLANDS AND WILDLIFE*. US DEPARTMENT OF ENERGY. PROCEEDINGS OF A SYMPOSIUM HELD AT CHARLESTON, SOUTH CAROLINA.
- BECERRA SERIAL, R. & D. GRIGERA. 2005. DINÁMICA ESTACIONAL DEL ENSAMBLE DE AVES DE UN BOSQUE NORPATAGÓNICO DE LENGUA (*NOTHOFAGUS PUMILIO*) Y SU RELACIÓN CON LA DISPONIBILIDAD DE SUSTRATOS DE ALIMENTACIÓN. *EL HORNERO* 20(2): 131-139.
- BEJA, P., C. D. SANTOS, J. SANTANA, M. J. PEREIRA, J. T. MARQUES, H. L. QUEIROZ & J. M. PALMEIRIM. 2010. SEASONAL PATTERNS OF SPATIAL VARIATION IN UNDERSTORY BIRD ASSEMBLAGES ACROSS A MOSAIC OF FLOODED AND UNFLOODED AMAZONIAN FORESTS. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION* 19: 129–152.
- BELTZER, A. H. 1988A. CONSIDERACIONES SOBRE LA ECOLOGÍA ALIMENTARIA DEL CHIVIRO DE ISLA *SALTATOR COERULESCENS COERULESCENS* Y EL CHIVIRO DE CORBATA *SALTATOR AURANTIROSTRIS* (AVES: EMBERIZIDAE) EN EL VALLE ALUVIAL DEL RÍO PARANÁ MEDIO (ARGENTINA). *STUDIES ON NEOTROPICAL FAUNA AND ENVIRONMENT* 23: 9-23.
- BELTZER, A. H. 1988B. BIOLOGÍA ALIMENTARIA DEL TORDO MULATO *MOLOTHRUS BADIUS BADIUS* (AVES: ICTERIDAE) EN EL VALLE ALUVIAL DEL RÍO PARANÁ MEDIO, ARGENTINA. *REVISTA DE LA ASOCIACIÓN DE CIENCIAS NATURALES DEL LITORAL* 19: 113-121.

- BELTZER, A. H. 1990A. BIOLOGÍA ALIMENTARIA DEL VERDÓN COMÚN *EMBERNAGRA PLATENSIS PLATENSIS* (AVES EMBERIZIDAE) EN EL VALLE ALUVIAL DEL RÍO PARANÁ MEDIO, ARGENTINA. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL* 1: 25-30.
- BELTZER, A. H. 1990B. BIOLOGÍA ALIMENTARIA DEL HALCONCITO COMÚN *FALCO SPARVERIUS* EN EL VALLE ALUVIAL DEL RÍO PARANÁ MEDIO, ARGENTINA. *EL HORNERO* 13: 133-136.
- BELTZER, A. H. 2003. ASPECTOS TRÓFICOS DE LA COMUNIDAD DE AVES DE LOS ESTEROS DEL IBERÁ. PP. 257-272 EN: ALVAREZ, B. B. (ED.) FAUNA DEL IBERÁ. UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE, CORRIENTES.
- BELTZER, A. H. & J. NEIFF. 1992. DISTRIBUCIÓN DE LAS AVES EN EL VALLE DEL RÍO PARANÁ. RELACIÓN CON EL RÉGIMEN PULSÁTIL Y LA VEGETACIÓN. *AMBIENTE SUBTROPICAL* 2: 77-102.
- BELTZER A. H., M. A. QUIROGA & A. L. BORTOLUZZI. 2003-2004. VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD DE AVES EN UN AMBIENTE LENÍTICO DEL VALLE DE INUNDACIÓN DEL RÍO PARANÁ. *NATURA NEOTROPICALIS* 34 Y 35: 33-37
- BERSIER L. F. & D. R. MEYER. 1995. RELATIONSHIPS BETWEEN BIRD ASSEMBLAGES, VEGETATION STRUCTURE, AND FLORISTIC COMPOSITION OF MOSAIC PATCHES IN RIPARIAN FORESTS. *REVUE D'ÉCOLOGIE (LA TERRE ET LA VIE)* 50: 15-33.
- BLAKE, J. G. 2007. NEOTROPICAL FOREST BIRD COMMUNITIES: A COMPARISON OF SPECIES RICHNESS AND COMPOSITION AT LOCAL AND REGIONAL SCALES. *THE CONDOR* 109: 237-255.
- BLAKE, J. G. & J. R. KARR. 1984. SPECIES COMPOSITION OF BIRD COMMUNITIES AND THE CONSERVATION BENEFIT OF LARGE VERSUS SMALL FORESTS. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 30: 173-187.
- BLAKE J. G. & B. A. LOISELLE. 1991. VARIATION IN BIRDS IN THREE LOWLAND HABITATS IN COSTA RICA. *THE AUK* 108: 114-127.
- BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 2001. BIRD ASSEMBLAGES IN SECOND-GROWTH AND OLD-GROWTH FORESTS, COSTA RICA: PERSPECTIVES FROM MIST NETS AND POINT COUNTS. *THE AUK* 118: 304-326.

- BLAKE, J. G. & B. A. LOISELLE. 2009. SPECIES COMPOSITION OF NEOTROPICAL UNDERSTORY BIRD COMMUNITIES: LOCAL VERSUS REGIONAL PERSPECTIVES BASED ON CAPTURE DATA. *BIOTROPICA* 41: 85–94.
- BLANCO, D. E. 1999. LOS HUMEDALES COMO HÁBITAT DE AVES ACUÁTICAS. PP. 219-218 EN: MALVÁREZ, A. I. (ED.) *TÓPICOS SOBRE HUMEDALES SUBTROPICALES Y TEMPLADOS DE SUDAMÉRICA*. OFICINA REGIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE LA UNESCO PARA AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE. MONTEVIDEO.
- BLENDINGER, P. G. & M. E. ALVAREZ. 2002. ENSAMBLES DE AVES DE LOS BAÑADOS DE CARILAUQUEN (LAGUNA LLANCANELO, MENDOZA, ARGENTINA): CONSIDERACIONES PARA SU CONSERVACIÓN. *EL HORNERO* 17: 71-83.
- BLONDEL, J. 2003. GUILDS OR FUNCTIONAL GROUPS: DOES IT MATTER? *OIKOS* 100: 223-231.
- BÓ, R. F. 1995. DIAGNÓSTICO DE FAUNA SILVESTRE EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DE LA HIDROVÍA. ECOREGIÓN DELTA DEL PARANÁ. INFORME TÉCNICO FINAL. LABORATORIO DE ECOLOGÍA REGIONAL, DPTO. DE CIENCIAS BIOLÓGICAS, FCEYN, UBA. 95 PP.
- BÓ, R. F. 2006. ECO REGIÓN DELTA E ISLAS DEL PARANÁ. PP. 130 – 174 EN: BROWN A., MARTÍNEZ ORTIZ, U., ACERBI, M. Y J. CORCUERA (EDS). LA SITUACIÓN AMBIENTAL DE LA ARGENTINA 2005. FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA. BUENOS AIRES..
- BÓ, R. F. & A. I. MALVÁREZ. 1999. BIODIVERSIDAD EN HUMEDALES. UN ANÁLISIS DEL EFECTO DE EVENTOS EXTREMOS SOBRE LA FAUNA SILVESTRE. PP. 140–161 EN: MALVÁREZ, A. I. (ED.). *TÓPICOS SOBRE HUMEDALES SUBTROPICALES Y TEMPLADOS DE SUDAMÉRICA*. OFICINA REGIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE LA UNESCO PARA AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE. MONTEVIDEO.
- BÓ, R. F. & R. D. QUINTANA. 1999. ACTIVIDADES HUMANAS Y BIODIVERSIDAD EN HUMEDALES: EL CASO DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. PP. 291-316 EN: MATTEUCCI, S.D.; O.T. SOLBRIG, J. MORILLO Y G. HALFFTER (EDS.). BIODIVERSIDAD Y USO DE LA TIERRA. CONCEPTOS Y EJEMPLOS DE LATINOAMÉRICA. COLECCIÓN CEA, EUDEBA, BUENOS AIRES.
- BÓ, R. F., R. D. QUINTANA & A. I. MALVÁREZ. 2002. EL USO DE LAS AVES ACUÁTICAS EN LA REGIÓN DEL DELTA DEL RÍO PARANÁ. PP. 93 - 106 EN: BLANCO, D. E., BELTRAN J. Y V. DE LA BALZE. (EDS.). PRIMER TALLER SOBRE LA CAZA DE AVES ACUÁTICAS. HACIA UNA ESTRATEGIA PARA EL USO SUSTENTABLE DE LOS RECURSOS DE LOS HUMEDALES, WETLANDS INTERNACIONAL. BUENOS AIRES.

- BOJORGES-BAÑOS, J. C. & L. LÓPEZ MATA. 2006. ASOCIACIÓN DE LA RIQUEZA Y DIVERSIDAD DE ESPECIES DE AVES Y ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN UNA SELVA MEDIANA SUBPERENNIFOLIA EN EL CENTRO DE VERACRUZ, MÉXICO. *REVISTA MEXICANA DE BIODIVERSIDAD* 77: 235–249.
- BONETTO, A. A. 1986. THE PARANA RIVER SYSTEM. PP. 541-555 EN: DAVIES, B.R. Y K. F. WALKERS (EDS.). THE ECOLOGY OF RIVER SYSTEMS. DR W JUNK PUBLISHERS, DORDRECHT. 793 PP.
- BONETTO A. A. & S. HURTADO. 1999. CUENCA DEL PLATA, EN: CANEVARI, P., D. E. BLANCO, E. H. BUCHER, G. CASTRO E I. DAVIDSON (EDS.), *LOS HUMEDALES DE LA ARGENTINA: CLASIFICACIÓN, SITUACIÓN ACTUAL, CONSERVACIÓN Y LEGISLACIÓN*, BUENOS AIRES, WETLANDS INTERNATIONAL.
- BOSISIO, A. & A. H. BELTZER. 2003-04. DINÁMICA PRIMAVERO-ESTIVAL DE UN ENSAMBLE DE AVES EN EL ÁREA DE INUNDACIÓN DEL RÍO PARANÁ. *NATURA NEOTROPICALIS* 34 Y 35:51-61.
- BRANDOLIN, P, R. MARTORI & M. AVALOS. 2007. VARIACIONES TEMPORALES DE LOS ENSAMBLES DE AVES DE LA RESERVA NATURAL DE FAUNA LAGUNA LA FELIPA (CÓRDOBA, ARGENTINA). *EL HORNERO* 22(1): 1-8.
- BUCHER, E. H. & HERRERA, G. 1981. COMUNIDADES DE AVES ACUÁTICAS DE LA LAGUNA MAR CHIQUITA (CÓRDOBA, ARGENTINA). *ECOSUR*, 8 (15): 91-120.
- BUCHER, E. H., A. BONETTO, T. P. BOYLE, P. CANEVARI, G. CASTRO, P. HUSZAR & T. STONE. 1993. HIDROVÍA: EXAMEN INICIAL AMBIENTAL DE LA HIDROVÍA FLUVIAL PARAGUAY - PARANÁ. HUMEDALES PARA LAS AMÉRICAS, MANOMET, MASSACHUSSETS.
- BURGER, J. 1981. THE EFFECT OF HUMAN ACTIVITY ON BIRDS AT A COASTAL BAY. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 21: 231–241.
- BURGER, J., J. SHISLER & F. H. LESSER. 1982. AVIAN UTILIZATION ON SIX SALT MARSHES IN NEW JERSEY. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 23: 187 – 212.
- BURKART, A. 1957. LA VEGETACIÓN DEL DELTA DEL RÍO PARANÁ. *DARWINIANA* 11 (3): 458-545.
- BURNE, S., N. MASSET, P. ACEÑOLAZA & E. RIEGELHAUPT. 2003. ESTRUCTURA Y DINÁMICA DE REGENERACIÓN DEL BOSQUE DE BARRANCA EN EL PARAJE “LA AZOTEA”, DIAMANTE (ENTRE RÍOS). LIBRO DE ACTAS XVIII JORNADAS FORESTALES DE ENTRE RÍOS. CONCORDIA.

- BUSTOS, J. 2003. ANÁLISIS TEMPORAL Y AMBIENTAL DE LA DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE AVES DE LA LAGUNA DE SUCO, SUDOESTE DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA, ARGENTINA. TESIS DE GRADO. UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO. RÍO CUARTO.
- CABRERA, A. L. 1994. REGIONES FITOGEográfICAS ARGENTINAS. Pp. 1-85 EN: KUGLER, W. F. (ED.) ENCICLOPEDIA ARGENTINA DE AGRICULTURA Y JARDINERÍA, 1. TOMO 2. SEGUNDA EDICIÓN. ACME. BUENOS AIRES.
- CABRERA, A. L. & A. WILLINK 1973. BIOGEOGRAFÍA DE AMÉRICA LATINA. MONOGRAFÍA 13, SERIE DE BIOLOGÍA, OEA, WASHINGTON D.C.
- CANEVARI, M., P. CANEVARI, G. R. CARRIZO, G. HARRIS, J. RODRÍGUEZ MATA & R. J. STRANECK. 1991. NUEVA GUÍA DE LAS AVES ARGENTINAS. TOMO I Y II. FUNDACIÓN ACINDAR, BUENOS AIRES.
- CANEVARI, P., D. E. BLANCO, D. E. BUCHER, G. CASTRO & I. DAVIDSON. 1998. LOS HUMEDALES DE LA ARGENTINA: CLASIFICACIÓN, SITUACIÓN ACTUAL, CONSERVACIÓN Y LEGISLACIÓN. WETLANDS INTERNATIONAL, SECRETARÍA DE RECURSOS NATURALES Y DESARROLLO SUSTENTABLE, BUENOS AIRES
- CANAVELLI, S., M. E. ZACCAGNINI, J. TORRESIN, N. CALAMARI, M. P. DUCOMMUN & P. CAPLLONCH. 2004. MONITOREO EXTENSIVO DE AVES EN EL CENTRO-SUR DE ENTRE RÍOS. Pp. 349-362 EN: ACEÑOLAZA, F. (ED.). TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- CANTERO, J.J. 1993. LA VEGETACIÓN Y SU RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES EN PAISAJES HIDROHALOMÓRFICOS DEL CENTRO DE ARGENTINA. UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO, RÍO CUARTO.
- CAPLLONCH, P. 2004. MIGRACIONES DE AVES EN EL LITORAL ARGENTINO. Pp. 363-368 EN: F. G. ACEÑOLAZA (ED.). TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- CAPURRO, H. A. & E. H. BUCHER. 1986. VARIACIÓN ESTACIONAL EN LA COMUNIDAD DE AVES DEL BOSQUE CHAQUEÑO DE CHAMICAL. *PHYSIS* (SECC. C) 44: 1-6.
- CARVALHO, D. 2005. DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES ARBÓREO-ARBUSTIVAS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE SOLOS E TOPOGRAFIA EM UM TRECHO DE FLORESTA RIPÁRIA DO RIO SÃO

- FRANCISCO EM TRÊS MARIAS, M.G, BRASIL. *REVISTA BRASIL. BOT., SÃO PAULO*, 28 (2): 329-345
- CASCO, S. L. 2004. DISTRIBUCIÓN DE LA VEGETACIÓN FLUVIAL Y SU RELACIÓN CON EL RÉGIMEN DE PULSOS EN EL BAJO PARANÁ. Pp. 5 – 12 EN: ACEÑOLAZA, F. (ED.) TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- CASCO, S. L., NEIFF, M. & J. J. NEIFF. 2005. BIODIVERSIDAD EN RÍOS DEL LITORAL FLUVIAL. UTILIDAD DEL SOFTWARE PULSO. Pp. 105 – 119 EN: F. G. ACEÑOLAZA (ED.) TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO II. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.
- CAZIANI, S. M. 1996. INTERACCIÓN PLANTES – AVES DISPERSORAS EN UN BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO. TESIS DOCTORAL, UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES (UBA), BUENOS AIRES.
- CAZIANI, S.M., E. J. DERLINDATI, A. TÁLAMO, A. L. SUREDA, C. E. TRUCCO & G. NICOLOSSI. 2001. WATERBIRD RICHNESS IN ALTIPLANO WETLANDS OF NORTHWESTERN ARGENTINA. *WATERBIRDS* 24: 103–117.
- CEJAS, W. 2002. BIODIVERSIDAD DE AVES ACUÁTICAS NO PASSERIFORMES DE HUMEDALES DEL ESPINAL. CÓRDOBA, ARGENTINA. TESIS DE GRADO, UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA.
- CHAN, E. K. W., Y. YAT-TUNG, Y. ZHANG & D. DUDGEON. 2008. DISTRIBUTION PATTERNS OF BIRDS AND INSECT PREY IN A TROPICAL RIPARIAN FOREST. *BIOTROPICA* 40 (5): 623–629.
- CHATELLENAZ, M. L. 2004. AVIFAUNA DEL BOSQUE DE QUEBRACHO COLORADO Y URUNDAY DEL NOROESTE DE CORRIENTES, ARGENTINA. *FACENA* 20: 3-12.
- CHATELLENAZ, M. L. 2005. AVES DEL VALLE DEL RÍO PARANÁ EN LA PROVINCIA DEL CHACO, ARGENTINA: RIQUEZA, HISTORIA NATURAL Y CONSERVACIÓN. Pp. 527 – 550 EN: F. ACEÑOLAZA (ED.). TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO II. INSTITUTO SUPERIOR DE CORRELACIÓN GEOLÓGICA. TUCUMÁN.

- CHÉBEZ, J.C., N. R. REY, M. BABARSKAS & A. G. DI GIACOMO. 1998. *LAS AVES DE LOS PARQUES NACIONALES DE LA ARGENTINA*. A.P.N. Y A.O.P. MONOGRAFÍA ESPECIAL L.O.L.A. BUENOS AIRES. 127 PP.
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. CHANGE IN MARINE COMMUNITIES: AN APPROACH TO STATISTICAL ANALYSIS AND INTERPRETATION. 2ND. ED. PRIMER- E, LTD., PLYMOUTH, UK.
- CLARKE, K. B. & R. N. GORLEY. 2002. PRIMER 5 FOR WINDOWS, VERSION 5.2.9. PRIMER- E, LTD., PLYMOUTH, UK.
- CINGOLANI, A. M., I. NOY-MEIR & S. DÍAZ. 2005. GRAZING EFFECTS ON RANGELAND DIVERSITY: A SYNTHESIS OF CONTEMPORARY MODELS. *ECOLOGICAL APPLICATIONS* 15:757–773.
- CINGOLANI, A. M., D. RENISON, P. TECCO, D. GURVICH & M. CABIDO. 2008. PREDICTING COVER TYPES IN A MOUNTAIN RANGE WITH LONG EVOLUTIONARY GRAZING HISTORY: A GIS APPROACH. *JOURNAL OF BIOGEOGRAPHY*, 35: 538-551.
- CODESIDO, M. & D. BILENCA. 2004. VARIACIÓN ESTACIONAL DE UN ENSAMBLE DE AVES EN UN BOSQUE SUBTROPICAL SEMIÁRIDO DEL CHACO ARGENTINO. *BIOTROPICA* 36 (4): 544-554.
- CODY, M. L. 1985. HABITAT SELECTION IN GRASSLAND AND OPEN-COUNTRY BIRDS. CAPÍTULO 6. PP. 191-226 EN: CODY, ML (ED.). *HABITAT SELECTION IN BIRDS*. ACADEMIC PRESS, NEW YORK.
- CROONQUIST, M. J. & R. P. BROOKS. 1991. USE OF AVIAN AND MAMMALIAN GUILDS AS INDICATOR OF COMULATIVE IMPACTS IN RIPARIAN WETLANDS AREAS. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 15: 701–714.
- CROONQUIST, M. J. & BROOKS, R. P. 1993. EFFECTS OF HABITAT DISTURBANCE ON BIRD COMMUNITIES IN RIPARIAN CORRIDORS. *JOURNAL OF SOIL AND WATER CONSERVATION* 48:65–70
- CUETO, V. R. 1996. RELACIÓN ENTRE LOS ENSAMBLES DE AVES Y LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN. UN ANÁLISIS A TRES ESCALAS ESPACIALES. TESIS DOCTORAL. FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES, UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES.

- CUETO, V. R. 2006. ESCALAS EN ECOLOGÍA: SU IMPORTANCIA PARA EL ESTUDIO DE LA SELECCIÓN DE HÁBITAT EN AVES. *EL HORNERO* 21(1): 1-13
- CUETO, V. R. & J. LÓPEZ DE CASENAVE. 2000. SEASONAL CHANGES IN BIRD ASSEMBLAGES OF COASTAL WOODLANDS IN EAST-CENTRAL ARGENTINA. *STUDIES ON NEOTROPICAL FAUNA AND ENVIRONMENT* 35: 173-177.
- DARRIEU, C. A., A. R. CAMPERI & A. C. CICCHINO. 1996. ECOLOGÍA ALIMENTARIA DE *PSEUDOLEISTES VIRESCENS* (VIEILLOT 1819) (AVES, ICTERIDAE), EN AMBIENTES RIBEREÑOS DEL NORDESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA. COMISIÓN DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES (C.I.C.), SERIE INFORMES 51, 14pp.
- DE ÁNGELO, C. D. 2003. VARIACIÓN TEMPORAL DE LA ACTIVIDAD RELATIVA DE UN ENSAMBLE DE ANUROS. TESIS DE GRADO, UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO, CÓRDOBA
- DE GONZO, G. M. & M. E. MOSQUEIRA. 1996. UTILIZACIÓN DE RECURSOS Y ESTRUCTURA DE UNA COMUNIDAD DE ANÁTIDOS EN UN AMBIENTE DEL CHACO SERRANO DE LA PROVINCIA DE SALTA. *ACTA ZOOLOGICA LILLOANA* 43:237-250
- DE LA BALZE, V. & D. E. BLANCO. 2002. EL CAUQUÉN COLORADO (*CHLOEPHAGA RUBIDICEPS*): UNA ESPECIE AMENAZADA POR LA CAZA DE AVUTARDAS. Pp. 119-122 EN: BLANCO, D. E., BELTRAN J. Y V. DE LA BALZE. (EDS.). PRIMER TALLER SOBRE LA CAZA DE AVES ACUÁTICAS. HACIA UNA ESTRATEGIA PARA EL USO SUSTENTABLE DE LOS RECURSOS DE LOS HUMEDALES, WETLANDS INTERNACIONAL. BUENOS AIRES.
- DE LA PEÑA, M. R. 2001. OBSERVACIONES DE CAMPO EN LA ALIMENTACIÓN DE LAS AVES. *FAVE*, 15 (1): 99-107.
- DE LA PEÑA, M. R. 2006. LISTA Y DISTRIBUCIÓN DE LAS AVES DE SANTA FE Y ENTRE RÍOS. LITERATURE OF LATIN AMERICA. BUENOS AIRES, ARGENTINA.
- DI GIACOMO, A. S. 2005. ÁREAS IMPORTANTES PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES EN LA ARGENTINA. SITIOS PRIORITARIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD. AVES ARGENTINAS/ASOCIACIÓN ORNITOLÓGICA DEL PLATA, BUENOS AIRES. 514 pp.
- DI GIACOMO, A. & J. CONTRERAS. 2002. CONSIDERACIONES ACERCA DE LA DIVERSIDAD DE LAS AVES EN RELACIÓN CON EL EJE FLUVIAL PARAGUAY- PARANÁ, EN SUDAMÉRICA. *HISTORIA NATURAL* 1 (5): 23-29.

- DOBROWOLSKI, K. A. 1997. BIRD DIVERSITY IN ECOTONAL HABITATS. PP. 205–222 EN: LACHAVANNE, J. B. Y R. JUGE (EDS). BIODIVERSITY IN LAND-INLAND WATER ECOTONES UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. PARIS, 308.
- DUFRENE, M. & P. LEGENDRE. 1997. SPECIES ASSEMBLAGES AND INDICATOR SPECIES: THE NEED FOR A FLEXIBLE ASYMMETRICAL APPROACH. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 67: 345–366.
- FILIPELLO, A. M. & J. LÓPEZ DE CASENAVE. 1993. VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD DE AVES ACUÁTICAS DE LA RESERVA COSTANERA SUR. *REVISTA DEL MUSEO ARGENTINO DE CIENCIAS NATURALES, Bs. As., ECOLOGÍA* 4(1): 1-15.
- FITZPATRICK, S. & B. BOUCHEZ. 1998. EFFECTS OF RECREATIONAL DISTURBANCE ON THE FORAGING BEHAVIOUR OF WADERSON A ROCKY BEACH. *BIRD STUDY* 45: 157–171.
- FRAGA, R. M. 1997. LA CATEGORIZACIÓN DE LAS AVES ARGENTINAS. PP. 155-219 EN: J. J. G. FERNÁNDEZ, R. A. OJEDA, R. M. FRAGA, G. B. DÍAZ Y R. J. BAIGÚN (COMPILS). LIBRO ROJO DE MAMÍFEROS Y AVES AMENAZADOS DE LA ARGENTINA. ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES, BUENOS AIRES.
- GATES, E. J. & N. R. GIFFEN. 1991. NEOTROPICAL MIGRANT BIRDS AND EDGE EFFECTS AT A FOREST – STREAM ECOTONE. *WILSON BULLETIN* 103: 204–217.
- GILL, J. A., W. J. SUTHERLAND Y A. R. WATKINSON. 1996. A METHOD TO QUANTIFY THE EFFECTS OF HUMAN DISTURBANCE FOR ANIMAL POPULATIONS. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 33: 786–792.
- GILLESPIE, T. W. & H. WALTER. 2001. DISTRIBUTION OF BIRD SPECIES RICHNESS AT A REGIONAL SCALE IN TROPICAL DRY FOREST OF CENTRAL AMERICA. *JOURNAL BIOGEOGRAPHY* 28: 651-662.
- GIRAUDO, A. R. 1992. *AVIFAUNA DE UN AMBIENTE LENÍTICO DEL VALLE ALUVIAL DEL PARANÁ MEDIO Y CONSIDERACIONES SOBRE LA INFLUENCIA DEL CICLO HIDROLÓGICO EN LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE SUS POBLACIONES*. TESIS DE LICENCIATURA, UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA, CÓRDOBA.
- GIRAUDO, A. R. 2008. SITIO RAMSAR JAAUKANIGÁS. BIODIVERSIDAD, ASPECTOS SOCIOCULTURALES Y CONSERVACIÓN (RÍO PARANÁ, SANTA FE, ARGENTINA). CLIMAX N° 14, ASOCIACION DE CIENCIAS NATURALES.

- GIRAUDO, A. & M. A. ORDANO. 2003. PATRONES DE DIVERSIDAD DE LAS AVES DEL IBERÁ: VARIACIÓN DE LA RIQUEZA, ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD ENTRE LOCALIDADES, REGIONES Y HÁBITAT. PP. 235-256 EN: ALVAREZ B. B. (ED.). FAUNA DEL IBERÁ - AVIFAUNA. CORRIENTES, EUDENE. 1ª EDICIÓN.
- GIRAUDO, A. R. & ARZAMENDIA, V. 2004. ¿SON LOS HUMEDALES FLUVIALES DE LA CUENCA DEL PLATA CORREDORES DE BIODIVERSIDAD? LOS AMNIOTAS COMO EJEMPLO. PP. 157 – 170 EN: NEIFF, J. J. (ED.) HUMEDALES DE IBEROAMÉRICA. LA HABANA, CUBA, CYTED, PROGRAMA IBEROAMERICANO DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA PARA EL DESARROLLO Y RED IBEROAMERICANA DE HUMEDALES (RIHU).
- GITAY, H. & I. R. NOBLE. 1997. WHAT ARE FUNCTIONAL TYPES AND HOW SHOULD WE SEEK THEM? PP. 3-19 EN: SMITH, T.M., H.H. SHUGART & F.I. WOODWARD (EDS.). PLANT FUNCTIONAL TYPES. THEIR RELEVANCE TO ECOSYSTEM PROPERTIES AND GLOBAL CHANGE. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE.
- GOTELLI, N. J. & G. L. ENTSMINGER. (ONLINE) 2006. EcoSIM: NULL MODELS SOFTWARE FOR ECOLOGY. VERSIÓN 7. ACQUIRED INTELLIGENCE, INC., AND KESEY- BEAR, JERICHO, VT. [HTTP://GARYENTSMINGER.COM/ECOSIM.HTM](http://garyentsminger.com/ecosim.htm).
- GREENBERG, R. & P. P. MARRA. 2005. BIRDS OF TWO WORLDS: THE ECOLOGY AND EVOLUTION OF MIGRATION. JOHNS HOPKINS UNIVERSITY PRESS, LONDRES.
- GRIGERA, D. & C. UBEDA. 2000. CRITERIOS PARA DETERMINAR EL VALOR DE CONSERVACIÓN DE LOS AMBIENTES NATURALES SEGÚN SU FAUNA DE VERTEBRADOS. UN ANÁLISIS DE CASO. *MEDIO AMBIENTE* 13(2): 50-61.
- HERRERA, C. M. 1978. EVOLUCIÓN ESTACIONAL DE LAS COMUNIDADES DE PASSERIFORMES EN DOS ENCINARES DE ANDALUCÍA OCCIDENTAL. *ARDEOLA* 25:143–180
- HERRERA, C. M. 1981. ORGANIZACIÓN TEMPORAL EN LAS COMUNIDADES DE AVES. *DOÑANA, ACTA VERTEBRATA* 8: 79–101.
- HUFF, M. H., K. A. BETTINGER, H. L. FERGUSON, M. J. BROWN & B. ALTMAN. 2000. A HABITAT-BASED POINT-COUNT PROTOCOL FOR TERRESTRIAL BIRDS, EMPHASIZING WASHINGTON AND OREGON. GEN. TECH. REP. PNW- GTR – 501. FOREST SERVICE, U.S. DEPT. OF AGRICULTURE, PACIFIC NORTHWEST RESEARCH STATION, PORTLAND.

- HUNT, C. 1985. THE NEED FOR RIPARIAN HABITAT PROTECTION. *NATIONAL WETLANDS NEWSLETTER* 7:5–8.
- HURLBERT, S. H. & C. C. Y. CHANG. 1983. *ORNITHOLIMNOLOGY: EFFECTS OF GRAZING BY THE ANDEAN FLAMINGO (PHOENICOPARRUS ANDINUS)*. PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES.
- HUTTO, R. L., S. M. PLETSCHET & P. HENDRICKS. 1986. A FURED-RADIUS POINT COUNT METHOD FOR NONBREEDING AND BREEDING SEASON USE. *THE AUK* 103: 593-602.
- IRMLER, U. 1981. ÜBERLEBENSSTRATEGIEN VON TIERREN IM SAISONAL ÜBERSCHWEMMTEM AMAZONISCHEN ÜBERSCHWEMMUNGSWALD. *ZOOLOGISCHE ANZEIGER* 206: 26-38.
- ISACCH, J. P. & M. M. MARTÍNEZ. 2001. ESTACIONALIDAD Y RELACIONES CON LA ESTRUCTURA DEL HÁBITAT DE LA COMUNIDAD DE AVES DE PASTIZALES DE PAJA COLORADA (*PASPALUM QUADRIFARIUM*) MANEJADOS CON FUEGO EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL* 12: 345-354.
- ISACCH, J. P., M. S. BO, N. O. MACIRA, M. R. DEMARÍA & S. PELUC. 2003. COMPOSITION AND SEASONAL CHANGES OF THE BIRD COMMUNITY IN THE WEST PAMPA GRASSLANDS OF ARGENTINA. *JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY* 74(1): 59-65.
- IUCN 1990. INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES IUCN RED LIST OF THREATENED ANIMALS. GLAND, SUIZA Y CAMBRIDGE, 288 PP.
- IWATA, T., N. SHIGERU & M. MURAKAMI. 2003. STREAM MEANDERS INCREASE INSECTIVOROUS BIRD ABUNDANCE IN RIPARIAN DECIDUOUS FORESTS. *ECOGRAPHY* 26: 325-337.
- JANSEN, A. & A. I. ROBERTSON. 2001. RIPARIAN BIRD COMMUNITIES IN RELATION TO LAND MANAGEMENT PRACTICES IN FLOODPLAIN WOODLANDS OF SOUTHEASTERN AUSTRALIA. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 100: 173–185.
- JAQUEMET, S., L. E., M. CORRE & H. WEIMERSKIRCH. 2004. SEABIRD COMMUNITY STRUCTURE IN A COASTAL TROPICAL ENVIRONMENT: IMPORTANCE OF NATURAL FACTORS AND FISH AGGREGATING DEVICES (FADS). *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES* 268: 281–292

- JUNK, W. J. 1997. STRUCTURE AND FUNCTION OF THE LARGE CENTRAL AMAZONIAN RIVER FLOODPLAINS: SYNTHESIS AND DISCUSSION EN: THE CENTRAL AMAZON FLOODPLAIN ECOLOGY OF A PULSING SYSTEM. *SPRINGER ECOLOGICAL STUDIES*. VOL. 126.
- JUNK, W. J., P. BAYLEY & R. SPARKS. 1989. THE FLOOD PULSE CONCEPT IN RIVER-FLOODPLAIN SYSTEMS. *CANADIAN JOURNAL OF FISHERIES AND AQUATIC SCIENCES* 106: 110-127.
- KAMINSKI, R. M. & H. H. PRINCE. 1981. DABBLING DUCK AND AQUATIC MACROINVERTEBRATE RESPONSES TO MANIPULATED WETLAND HABITAT. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 45: 1- 15.
- KARR, J. R. 1990. THE AVIFAUNA OF BARRO COLORADO ISKABD AND PIPELINE ROAS, PANAMÁ. PP 183-198 EN: GENTRY, A. H. (ED.). FOUR NEOTROPICAL RAINFOREST. YALE UNIVERSITY PRESS, NEW HAVEN.
- KEDDY, P. A. 2000. *WETLAND ECOLOGY. PRINCIPLES AND CONSERVATION*. CAMBRIDGE: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.
- KNUSTON, M. G. & E. E. KLAAS. 1997. DECLINES IN ABUNDANTS AND SPECIES RICHNESS OF BIRDS FOLLOWING A MAJOR FLOOD ON THE UPPER MISSISSIPI RIVER. *THE AUK* 114 (3): 367-380.
- LANDSBERG, J., C. D. JAMES, J. MACONOCHIE, A. O. NICHOLLS, J. STOL & R. TYNAN. 2002. SCALE-RELATED EFFECTS OF GRAZING ON NATIVE PLANT COMMUNITIES IN AN ARID RANGELAND REGION OF SOUTH AUSTRALIA. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 39, 427–444.
- LARUE, P., L. BELANGER & J. HUOT. 1995. RIPARIAN EDGE EFFECTS ON BOREAL BALSAM FIR BIRD COMMUNITIES. *CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH* 25: 555–566.
- LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. NUMERICAL ECOLOGY: DEVELOPMENTS IN ENVIRONMENTAL MODELING 20. ELSEVIER SCIENCE B.V., AMSTERDAM, 853P.
- LEVEY, D. J. 1988. SPATIAL AND TEMPORAL VARIATIONS IN COSTA RICAN FRUITS AND FRUIT-EATING BIRD ABUNDANCE. *ECOL. MONOGR.* 58: 251-269.
- LLOBERA, I. 2003. RIQUEZA ESPECÍFICA Y ESTRUCTURA GREMIAL DEL ENSAMBLE DE AVES DE LA LAGUNA DE SUCO, CÓRDOBA, ARGENTINA. TESIS DE GRADO, UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO CUARTO. CÓRDOBA.

- LOISELLE, B. A. & J. G. BLAKE. ANNUAL VARIATION IN BIRDS AND PLANTS OF A TROPICAL SECOND-GROWTH WOODLAND. *THE CONDOR* 96: 368-380.
- LÓPEZ DE CASENAVE, J. & A. M. FILIPELLO. 1995. LAS AVES ACUÁTICAS DE LA RESERVA COSTANERA SUR: CAMBIOS ESTACIONALES EN LA COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y EN LA ABUNDANCIA DE POBLACIONES Y GREMIOS. *EL HORNERO* 14(1-2):9-14
- LÓPEZ DE CASENAVE, J., J. P. PELOTTO, S. M. CAZIANI, M. MERMOZ & J. PROTOMASTRO. 1998. RESPONSES OF AVIAN ASSEMBLAGES TO A NATURAL EDGE IN A CHACO SEMIARID FOREST IN ARGENTINA. *THE AUK* 115: 425-435.
- LÓPEZ-LANÚS, B., P. GRILLI, E. COCONIER, A. DI GIÁCOMO & R. BANCHS. 2008. CATEGORIZACIÓN DE LAS AVES DE LA ARGENTINA SEGÚN SU ESTADO DE CONSERVACIÓN. INFORME DE AVES ARGENTINAS/AOP Y SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE. BUENOS AIRES. 65 PP.
- LOVEJOY, T. E., R. O. BIERREGAARD, A. B. RYLANDS, J. R. MALCOLM, C. E. QUINTELA, L. H. HARPER, K. S. BROWN, A. H. POWELL, G. V. N. POWELL, H. O. R. SCHUBART & M. B. HAYS. 1986. EDGE AND OTHER EFFECTS OF ISOLATION ON AMAZON FOREST FRAGMENTS. PP. 257–285 EN: SOULÉ ME (ED.) CONSERVATION BIOLOGY. THE SCIENCE OF SCARCITY AND DIVERSITY. SINAUER ASSOCIATES, SUNDERLAND.
- LUNT, I. D., D. I. ELDRIDGE, J. W. MORGAN & G. BRADD WITT. 2007. A FRAMEWORK TO PREDICT THE EFFECTS OF LIVESTOCK GRAZING AND GRAZING EXCLUSION ON CONSERVATION VALUES IN NATURAL ECOSYSTEMS IN AUSTRALIA. *AUSTRALIAN JOURNAL OF BOTANY* 55:401-415.
- MACARTHUR, R. H. & J. W. MACARTHUR. 1961. ON BIRD SPECIES DIVERSITY. *ECOLOGY* 42: 594-598.
- MACARTHUR, R. H., J. W. MACARTHUR & J. PREER. 1962. ON BIRD SPECIES DIVERSITY II. PREDICTION OF BIRD CENSUS FROM HABITAT MEASUREMENTS. *THE AMERICAN NATURALIST* 96 (888):167-174.
- MALIZIA, L. R. 2001. SEASONAL FLUCTUATIONS OF BIRDS, FRUITS AND FLOWERS IN A SUBTROPICAL FOREST OF ARGENTINA. *THE CONDOR* 103: 45-61
- MALVÁREZ, A. I. 1999. EL DELTA DEL RÍO PARANÁ COMO MOSAICO DE HUMEDALES. PP. 35-53 EN: MALVÁREZ, A. I. (ED.) TÓPICOS SOBRE HUMEDALES SUBTROPICALES Y TEMPLADOS DE SUDAMÉRICA. OFICINA REGIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA DE LA UNESCO PARA AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE (ORCYT), MONTEVIDEO.

- MALVÁREZ, A. I., P. KANDUS & J. A. MERLER. 1992. EVALUACIÓN Y DIAGNÓSTICO DEL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA. INF. INÉDITO.
- MARATEO, G., H. POVEDANO & J. ALONSO. 2009. INVENTARIO DE LAS AVES DEL PARQUE NACIONAL EL PALMAR, ARGENTINA. *COTINGA* 31.
- MARONE, L. 1990. MODIFICATIONS OF LOCAL AND REGIONAL BIRD DIVERSITY AFTER A FIRE IN THE MONTE DESERT, ARGENTINA. *REVISTA CHILENA DE HISTORIA NATURAL* 63:187-195
- MARONE, L. 1992. SEASONAL AND YEAR-TO-YEAR FLUCTUATIONS OF BIRD POPULATIONS AND GUILDS IN THE MONTE DESERT, ARGENTINA. *JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY* 63: 294-308.
- MARTIN, T. G. & H. P. POSSINGHAM. 2005. PREDICTING THE IMPACT OF LIVESTOCK GRAZING ON BIRDS USING FORAGING HEIGHT DATA. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 42: 400–408.
- MARTIN, T. G. & S. MCINTYRE. 2007. IMPACTS OF LIVESTOCK GRAZING AND TREE CLEARING ON BIRDS OF WOODLAND AND RIPARIAN HABITATS. *CONSERVATION BIOLOGY*. 21(2): 504-514.
- MARTÍNEZ, M. M. 1993. LAS AVES Y LA LIMNOLOGÍA. PP. 127-142 EN: BOLTOVSKOY, A. Y H. L. LÓPEZ (EDS). CONFERENCIAS DE LIMNOLOGÍA. INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA «DR. R.A. RINGUELET». LA PLATA.
- MAZAR BARNETT, J. & M. PEARMAN. 2001. LISTA COMENTADA DE LAS AVES ARGENTINAS. BARCELONA: LYNX EDICIONS.
- MENALLED, F. & ADÁMOLI, J. 1995. A QUANTITATIVE PHYTOGEOGRAPHIC ANALYSIS OF RICHNESS IN FOREST COMMUNITIES OF THE PARANÁ RIVER DELTA, ARGENTINA. *VEGETATION* 120: 81-90.
- MENGUI, M. 2000. RESERVA NATURAL DE FAUNA LAGUNA LA FELIPA (UCACHA, CÓRDOBA). UN ENCUENTRO CON EL PAISAJE AUTÓCTONO, SUS ECOSISTEMAS Y COMUNIDADES VEGETALES. UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO, RÍO CUARTO.
- MCCUNE, B. & M. J. MEFFORD. 1999. PC-ORD. MULTIVARIATE ANÁLISIS OF ECOLOGICAL DATA, VERSIÓN 4.28. MjM SOFTWARE DESIGN, GLENEDEN BEACH, OR.
- MCCUNE, B. & J. B. GRACE. 2002. ANALYSIS OF ECOLOGICAL COMMUNITIES. MjM SOFTWARE DESIGN, GLENEDEN BEACH, OR.

- McGARIGAL, K. & W. C. McCOMB. 1992. STREAMSIDE VERSUS UPSLOPE BREEDING BIRD COMMUNITIES IN THE CENTRAL OREGON COAST RANGE. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 56: 10–23.
- McINTYRE, S., K. M. HEARD & T. G. MARTIN. 2003. THE RELATIVE IMPORTANCE OF CATTLE GRAZING IN SUBTROPICAL GRASSLANDS—DOES IT REDUCE OR ENHANCE PLANT BIODIVERSITY? *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 40:445–457.
- MILESI, F. A., L. MARONE, J. LOPEZ DE CASENAVE, V. R. CUETO & E. T. MEZQUIDA. 2002. GREMIOS DE MANEJO COMO INDICADORES DE LAS CONDICIONES DEL AMBIENTE: UN ESTUDIO DE CASO CON AVES Y PERTURBACIONES DEL HÁBITAT EN EL MONTE CENTRAL, ARGENTINA. *ECOLOGÍA AUSTRAL* 12: 149 - 161.
- MITSCHE, W. J. & J. G. GOSSELINK. 1986. HYDROLOGY OF WETLANDS. Pp. 40-47 EN W. J. MITSCHE & J. G. GOSSELINK (EDS.), *WETLANDS*. VAN NOSTRAND & REINHOLD, NEW YORK.
- MOSSO, E. D. & A. H. BELTZER. 1992. NUEVOS APORTES A LA BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DE LA GARCITA AZULADA *BUTORIDES STRIATUS* (AVES: ARDEIDAE). *EL HORNERO*: 13 (3), 236 – 240.
- MURRAY, N. L. & D. F. STAUFFER. 1995. NONGAME BIRD USE OF HABITAT IN CENTRAL APPALACHIAN RIPARIAN FORESTS. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 59: 78–88.
- NAEEM, S., L. J. THOMPSON, S. P. LOWLER, J. H. LAWTON, & R. M. WOODON. 1994. DECLINING BIODIVERSITY CAN ALTER THE PERFORMANCE OF ECOSYSTEMS. *NATURE* 368, 734-737
- NAIMAN, R. J., H. DÉCAMPS & M. POLLOCK. 1993. THE ROLE OF RIPARIAN CORRIDORS IN MAINTAINING REGIONAL DIVERSITY. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 3 (2): 209-212.
- NAKANO, S. & M. MURAKAMI. 2001. RECIPROCAL SUBSIDIES: DYNAMIC INTERDEPENDENCE BETWEEN TERRESTRIAL AND AQUATIC FOOD WEBS. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCE* 98:166–170.
- NAROSKY, T & D. YZURIETA. 2010. GUÍA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LAS AVES DE ARGENTINA Y URUGUAY. BUENOS AIRES: VÁZQUEZ MAZZINI.
- NEIFF, J. J. 1981. PANORAMA ECOLÓGICO DE LOS CUERPOS DE AGUA DEL NORDESTE ARGENTINO. SYMPOSIA, VI JORNADAS ARGENTINAS DE ZOOLOGÍA: 115-151.

- NEIFF, J. J. 1990. IDEAS PARA LA INTERPRETACIÓN ECOLÓGICA DEL PARANÁ. *INTERCIENCIA* 15: 424-441.
- NEIFF, J. J. 1996. LARGE RIVERS OF SOUTH AMERICA: TOWARD THE NEW APPROACH. *VERHANDLUNGEN INTERNATIONALE VEREINIGUNG FÜR THEORETISCHE UND ANGEWANDTE LIMNOLOGIE* 26: 167-180.
- NEIFF, J. J., M. H. IRIONDO & R. CARIGNAN. 1994. LARGE TROPICAL SOUTH AMERICAN WETLANDS: AN OVERVIEW. *PROC. OF THE INTERNAT. WORKSHOP ON THE ECOLOGY AND MANAGEMENT OF AQUATIC-TERRESTRIAL ECOTONES*: 156-165.
- NEIFF, J. J. & A. I. MALVÁREZ. 2004. GRANDES HUMEDALES FLUVIALES. Pp. 77-85 EN: MALVÁREZ, A. I. Y R. F. BÓ (COMP.), DOCUMENTOS DEL CURSO TALLER BASES ECOLÓGICAS PARA LA CLASIFICACIÓN E INVENTARIO DE HUMEDALES EN ARGENTINA, BUENOS AIRES.
- NEWMARK, W. D. 1991. TROPICAL FOREST FRAGMENTATION AND THE LOCAL EXTINCTION OF UNDERSTORY BIRDS IN THE EASTERN USAMBARA MOUNTAINS, TANZANIA. *CONSERVATION BIOLOGY* 5: 67 – 68.
- NOON, B. R. 1980. TECHNIQUES FOR SAMPLING AVIAN HÁBITATS. Pp. 42-52 EN: CAPEN, D. E. (ED). THE USE OF MULTIVARIATE STATISTICS IN STUDIES OF WILDLIFE HABITAT. BURLINGTON: UNIVERSITY OF VERMONT.
- NORES, M. 1987. ZONAS ORNITOGEOGRÁFICAS DE ARGENTINA. Pp. 295–303 EN: NAROSKY, T., & D. YZURIETA. GUÍA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE LAS AVES DE ARGENTINA Y URUGUAY. ASOCIACIÓN ORNITOLÓGICA DEL PLATA & VÁZQUEZ MAZZINI EDITORES, BUENOS AIRES.
- NORES, M. 1996. AVIFAUNA DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA. Pp. 255-337 EN: DI TADA, I. E. Y E. BUCHER (EDS.) *BIODIVERSIDAD DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA*. VOL. I. FAUNA. UNIV. NAC. RÍO CUARTO, CÓRDOBA.
- OPDAM, P., R. FOPPEN, R. REIJENEN & A. SCHOTMAN. 1994. LANDSCAPE ECOLOGICAL APPROACH IN BIRD CONSERVATION: INTEGRATING THE METAPOPOPULATIONS CONCEPT IN TO SPATIAL PLANNING. *IBIS* 137:139-146.
- ORDANO, M. 1999. AVES DE BOSQUES DE SAUCE DEL RÍO PARANÁ MEDIO (ARGENTINO): EVALUACIÓN DE LA TÉCNICA DE CONTEOS DE PUNTOS. TESIS DE POSTGRADO EN ECOLOGÍA. UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ENTRE RÍOS. ARGENTINA.

- PAGE, G. W., E. PALACIOS, L. ALFARO, S. GONZÁLEZ, L. E. STENZEL & M. JUNGERS. 1997. NUMBERS OF WINTERING SHOREBIRDS IN COASTAL WETLANDS OF BAJA CALIFORNIA, MEXICO. *JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY* 68:562–574.
- PAGE, G. W., L. E. STENZEL, & J. E. KJELMYR. 1999. OVERVIEW OF SHOREBIRD ABUNDANCE AND DISTRIBUTION IN WETLANDS OF PACIFIC COAST OF THE CONTIGUOUS UNITED STATES. *THE CONDOR* 101:461–471.
- PALMER, G. C. & A. F. BENNETT. 2006. RIPARIAN ZONES PROVIDE FOR DISTINCT BIRD ASSEMBLAGES IN FOREST MOSAICS OF SOUTHEAST AUSTRALIA. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 130: 447–457.
- PEARCE-HIGGINS, J.W. 2000. THE AVIAN COMMUNITY STRUCTURE OF A BOLIVIAN SAVANNA ON THE EDGE OF THE CERRADO SYSTEM. *EL HORNERO* 15:77–84.
- PEARMAN, P. B. 2002. THE SCALE OF COMMUNITY STRUCTURE: HABITAT VARIATION AND AVIAN GUILDS IN TROPICAL FOREST UNDERSTORY. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 72: 19-39.
- PEREVOLOTSKY, A. & N. G. SELIGMAN, N.G. 1998. DEGRADATION OF MEDITERRANEAN RANGELAND ECOSYSTEMS BY GRAZING: INVERSION OF A PARADIGM. *BIOSCIENCE* 48: 1007-1017.
- PETERMAN, P. 1997. THE BIRDS EN: THE CENTRAL AMAZON FLOODPLAIN ECOLOGY OF A PULSING SYSTEM. *SPRINGER ECOLOGICAL STUDIES*. VOL. 126.
- PINDER, L. & S. ROSSO. 1998. CLASSIFICATION AND ORDINATIONS OF PLANTS FORMATIONS IN THE PANTANAL OF BRASIL. *PLANT ECOLOGY DRODRECHT* 133: 151-165.
- PIRATELLI, A. & J. G. BLAKE. 2006. BIRD COMMUNITIES OF THE SOUTHEASTERN CERRADO REGION, BRAZIL. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL* 17: 213-225.
- PITMAN, N. C. A., J. W. TERBORGH, M. R. SILMAN, V. P. NUÑEZ, D. A. NEILL, C. E. CERÓN, W. A. PALACIOS & M. AULESTIA. 2001. DOMINANCE AND DISTRIBUTION OF TREE SPECIES IN UPPER AMAZONIAN TERRA FIRME FOREST. *ECOLOGY* 82: 2101-2117.
- POULIN B, LEFEBVRE G Y MCNEIL R 1993. VARIATIONS IN BIRD ABUNDANCE IN TROPICAL ARID AND SEMI-ARID HABITATS. *IBIS* 135:432–441
- QUINTANA, R. D., R. F. BÓ & F. KALESNIK. 2002. LA VEGETACIÓN Y LA FAUNA SILVESTRE DE LA PORCIÓN TERMINAL DE LA CUENCA DEL PLATA. CONSIDERACIONES BIOGEOGRÁFICAS Y

- ECOLÓGICAS. PP. 99-124 EN: J. M. BORTHAGARAY (ED.). EL RÍO DE LA PLATA COMO TERRITORIO. EDICIONES FADU, FURBAN E INFINITO, BUENOS AIRES.
- RALPH, C. J, S. DROEGE & J. R. SAUER. 1995. MANAGING AND MONITORING BIRDS USING POINT COUNTS: STANDARDS AND APPLICATIONS. PP. 161-168 EN: RALPH, CJ, SAUER JR AND DROEGE S (TECH. EDS.). MONITORING BIRD POPULATIONS BY POINT COUNTS. GEN. TECH. REP. PSW- GTR-149, ALBANO, CA; PACIFIC RESEARCH STATION, FOREST SERVICE, U. S. DEPARTAMENT OF AGRICULTURE.
- RALPH, C., G. GEUPEL, P. PYLE, T. MARTIN, D. DE SANTE & B. MILA. 1996. MANUAL DE MÉTODOS DE CAMPO PARA EL MONITOREO DE AVES TERRESTRES. GENERAL TECHNICAL REPORT, PSW-GTR 159, PACIFIC SOUTHWEST RESEARCH STATION, US, FOREST SERVICES. DEPARTAMENT OF AGRICULTURE.
- RAMSAR. 2006. MANUAL DE LA CONVENCION DE RAMSAR: GUÍA A LA CONVENCION SOBRE LOS HUMEDALES (RAMSAR, IRÁN, 1971), 4A. EDICION. SECRETARIA DE LA CONVENCION DE RAMSAR, GLAND (SUIZA).
- REMSEM, J. V. & T. A. PARKER III. 1983. CONTRIBUTION OF RIVER- CREATED HABITATS TO BIRDS SPECIES RICHNESS IN AMAZONIAN. *BIOTROPICA* 15 (3): 223-231.
- REYNAUD, P. A. 1998. CHANGES IN UNDERTSTORY AVIFAUNA ALONG THE SINNAMRY RIVER (FRENCH GUYANA, SOUTH AMERICA). *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL* 9: 51-70.
- RINGUELET, R. A. 1961. RASGOS DE LA ZOOGEOGRAFÍA DE LA ARGENTINA. *PHYSIS* 22: 151-170.
- RINGUELET, R. A. 1963. ECOLOGÍA ACUÁTICA CONTINENTAL. EDITORIAL UNIVERSITARIA DE BUENOS AIRES (EUDEBA), 138 PP.
- ROBINSON, S. K. & J. TERBORGH. 1990. BIRDS COMMUNITIES OF THE COCHA CASHU BIOLOGICAL STATION IN AMAZONIAN PERÚ. PP. 199-216 EN: A. H. GENTRY (ED.). FOUR NEOTROPICAL RAINFORESTS. YALE UNIVERSITY PRESS. NEW HAVEN: 199-216
- ROBINSON, J.& K. REDFORD. 1997. *USO Y CONSERVACIÓN DE LA VIDA SILVESTRE NEOTROPICAL*. 2ª ED. FONDO DE CULTURA ECONÓMICA. MÉXICO. 601 PP.
- ROBINSON, C. T.; K. TOCKNER & J. V. WARD. 2002. THE FAUNA OF DYNAMIC RIVERINE LANDSCAPES. *FRESHWATER BIOLOGY* 47: 661-677.
- ROCHÉ, J. & B. FROCHOT. 1993. ORNITHOLOGICAL CONTRIBUTION TO RIVER ZONATION. *ACTA OECOLOGICA* 14: 415-434.

- ROJAS A. & J. H. SALUSO. 1987. INFORME CLIMÁTICO DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS. PUBLICACIÓN TÉCNICA 14. ENTRE RÍOS: INTA EEA, PARANÁ.
- RODRÍQUEZ–ESTRELLA, R., L. LEÓN DE LA LUZ, A. BRECEDA, A. CASTELLANOS, J. CANCINO & J. LLINAS. 1996. STATUS, DENSITY AND HABITAT RELATIONSHIPS OF THE ENDEMIC TERRESTRIAL BIRDS OF SOCORRO ISLAND, REVILLAGIGEDO ISLANDS, MEXICO. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 76: 195–202
- ROMANO, M. I., F. PAGANO & J. MAIDAGAN. 2005. SEASONAL AND INTERANNUAL VARIATION IN WATERBIRD ABUNDANCE AND SPECIES COMPOSITION IN THE MELINCÚE SALINE LAKE, ARGENTINA. *EUROPEAN JOURNAL OF WILDLIFE RESEARCH* 51: 1–13
- RONCHI-VIRGOLINI, A. L., A. BELTZER & A. MANZANO. 2008. BIRD COMMUNITIES IN WETLANDS ALONG THE LOWER PARANÁ RIVER. *AVIAN BIOLOGY REVIEWS* VOL. 1 (4) 153-163.
- RONCHI-VIRGOLINI, A. L., R. E. LORENZÓN, A. BELTZER, A. & J. ALONSO. ENSAMBLES DE AVES EN EL PARQUE NACIONAL PRE-DELTA (DIAMANTE, ARGENTINA): UN ANÁLISIS DE LA IMPORTANCIA ORNITOLÓGICA DE DISTINTAS UNIDADES AMBIENTALES. *EL HORNERO* (EN PRENSA).
- ROOT, R. B. 1967. THE NICHE EXPLOITATION PATTERN OF THE BLUE-GRAY GNATCATCHER. *ECOLOGICAL MONOGRAPHS* 37: 317-350.
- ROZZARTI, J. C., G. MARTELEUR & A. H. BELTZER. 1995. DIETA DEL PATO CAPUCHINO *ANAS VERSICOLOR* (AVES: ANATIDAE) EN LA PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA. *REVISTA DE ECOLOGÍA LATINOAMERICANA*. 3 (1-3): 19 – 24.
- ROSEMBERG, G. 1990. HABITAT SPECIALIZATION AND FORAGING BEHAVIOR BY BIRDS OF AMAZONIAN RIVER ISLANDS IN NORTHEASTERN PERU. *THE CONDOR* 92:427-443.
- ROSSETTI M. A. & A. GIRAUDO. 2003. COMUNIDAD DE AVES DE BOSQUES FLUVIALES HABITADOS Y NO HABITADOS POR EL HOMBRE EN EL RIO PARANÁ MEDIO, ARGENTINA. *EL HORNERO* 18 (2): 89-96.
- ROTENBERRY, J. T. & A. WIENS. 1980. HABITAT STRUCTURE, PATCHINESS, AND AVIAN COMMUNITIES IN NORTH AMERICAN STEPPE VEGETATION: A MULTIVARIATE ANALYSIS. *ECOLOGY* 64: 1228- 1250.

- RUSCH, V., M. SARASOLA & T. SCHLICHTER. 2005. INDICADORES DE BIODIVERSIDAD EN BOSQUES DE *NOTHOFAGUS*. *IDIA XII*, 8:8-14.
- RZÓSKA, J. 1974. THE UPPER NILE SWAMPS, A TROPICAL WETLAND STUDY. *FRESHWATER BIOLOGY* 4: 1-30.
- SARRÍAS, A. M., D. BLANCO & J. LÓPEZ DE CASENAVE. 1996. ESTRUCTURA EN GREMIOS DE UN ENSAMBLE DE AVES ACUÁTICAS DURANTE LA ESTACIÓN REPRODUCTIVA. *ECOLOGÍA AUSTRAL* 6:106-114.
- SAS INSTITUTE INC. 1998. STATVIEW USER'S GUIDE 5.0 SAS INSTITUTE INC., CARY, NC.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS & C. R. MARGULES. 1991. BIOLOGICAL CONSEQUENCES OF ECOSYSTEMS FRAGMENTATIONS: A REVIEW. *CONSERVATION BIOLOGY* 5:18-32.
- SEDGWICK, J. A. & F. L. KNOPF. 1987. BREEDING BIRD RESPONSE TO CATTLE GRAZING OF A COTTONWOOD BOTTOMLAND. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 51:230-237.
- SNOW, B. K. Y D. W. SNOW. 1971. THE FEEDING ECOLOGY OF TANAGERS AND HONEYCREEPER IN TRINIDAD. *THE AUK* 88:291-322.
- SOLDANO, F. A. 1947. RÉGIMEN Y APROVECHAMIENTO DE LA RED FLUVIAL ARGENTINA. *EL RÍO PARANÁ Y SUS TRIBUTARIOS*. VOL. 1. CIMERA. BUENOS AIRES. 277p.
- STAUFFER, D. F. & L. B. BEST. 1980. HABITAT SELECTION BY BIRDS OF RIPARIAN COMMUNITIES: EVALUATING EFFECTS OF HABITAT ALTERATIONS. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 44: 1-15.
- STAICER, C. A. 1992. SOCIAL BEHAVIOR OF THE NORTHERN PARULA, CAPE MAY WARBLER, & PRAIRIE WARBLER WINTERING IN SECOND-GROWTH FORESTS IN SOUTHWESTERN PUERTO RICO. PP 308 - 320 EN HAGAN JM & JOHNSTON DW (EDS). *ECOLOGY AND CONSERVATION OF NEOTROPICAL MIGRANT LANDBIRDS*. SMITHSONIAN INSTITUTION PRESS, WASHINGTON, DC.
- STILES, F. G. 1980. THE ANNUAL CYCLE IN A TROPICAL WET FOREST HUMMINGBIRD COMMUNITY. *IBIS* 122:322-343.
- STOTZ, D.F., J.W. FITZPATRICK, T.A. PARKER III & D.K. MOSKOVITS. 1996. NEOTROPICAL BIRDS: ECOLOGY AND CONSERVATION. UNIVERSITY OF CHICAGO PRESS, CHICAGO. 480
- STRANECK, R. 1990. CANTO DE LAS AVES ARGENTINAS. ED. L.O.L.A. BUENOS AIRES.

- TERBORGH, J. & S. ROBINSON. 1986. GUILDS AND THEIR UTILITY IN ECOLOGY. PP. 65-90 EN: J. KIKKAWA & D.J. ANDERSON. (EDS.). COMMUNITY ECOLOGY: PATTERN AND PROCESS. BLACKWELL SCIENTIFIC PUBLICATIONS, PALO ALTO.
- THIOLLAY, J. M. 2002. BIRD DIVERSITY AND SELECTION OF PROTECTED AREAS IN A LARGE NEOTROPICAL FOREST TRACT. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION*. VOL. 11 (8), PP. 1377-1395.
- THOMPSON, W. L., G. C. WHITE & C. GOWAN. 1998. MONITORING VERTEBRATE POPULATIONS. ACADEMIC PRESS, INC., SAN DIEGO, CALIFORNIA, USA, 365 PP.
- TUOMISTO H., K. RUOKOLAINEN, M. YLI-HALLA. 2003. DISPERSAL, ENVIRONMENT, AND FLORISTIC VARIATION OF WESTERN AMAZONIAN FORESTS. *SCIENCE*, 299: 241-244.
- VELLEND, M. 2001. DO COMMONLY USED INDICES OF DIVERSITY MEASURE SPECIES TURNOVER? *JOURNAL OF VEGETABLE SCIENCE* 12: 545–552.
- VERNER, J. & K. A. MILNE. 1989. COPING WITH SOURCES OF VARIABILITY WHEN MONITORING POPULATION TRENDS. *ANNALES ZOOLOGIC FENNICI* 26: 191-199.
- VOLPATO, G. H., L. DOS ANJOS, F. POLETO, P. P. SERAFINO, E. V. LOPES & F. L. FAVARO. 2006. TERRESTRIAL PASSERINES IN AN ATLANTICS FOREST REMNANT OF SOUTHERN BRAZIL. *BRAZILIAN JOURNAL OF BIOLOGY* 66: 473–478.
- WARKENTIN I. G. & J. M. REED. 1999. EFFECTS OF HABITAT TYPE AND DEGRADATION ON AVIAN SPECIES RICHNESS. *GREAT BASIN NATURALIST* 59: 205-212.
- WELLER, M. & L. FREDRICKSON. 1974. AVIAN ECOLOGY OF A MANAGED GLACIAL MARSH. *THE LIVING BIRD* 12: 269-291.
- WELLER, M. W. 1978. *MANAGEMENT OF FRESHWATER MARSHES FOR WILDLIFE*. PP. 267 – 284 EN: R. E. GOOD, D. F. WHIGHAM Y R. L. SIMPSON. FRESHWATER WETLANDS. ECOLOGICAL PROCESSES AND MANAGEMENT POTENTIAL. NEW YORK: ACADEMIC PRESS.
- WENDT. J. S. 1995. BIRDS AS COMPONENT OF BIOLOGICAL DIVERSITY IN MEXICO AND CANADA. PP. 37-41 EN: MEMORIAS DEL SIMPOSIO-TALLER: CONSERVACIÓN DE LAS AVES MIGRATORIAS NEOTROPICALES EN MÉXICO.
- WIENS, J. A. 1989. THE ECOLOGY OF BIRD COMMUNITIES. VOL. I. FOUNDATIONS AND PATTERNS, 538 P. VOL II PROCESSES AND VARIATION, 316 P. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS.

- WILLIAMS, P.L. & W. D. KOENIG. 1980. WATER DEPENDENCE OF BIRDS IN A TEMPERATE OAK WOODLAND. *THE AUK* 97:339–350.
- WILLIS, E. O. 1979. THE COMPOSITION OF AVIAN COMMUNITIES IN REMANESCENT WOODLOTS IN SOUTHERN BRAZIL. *PAPÉIS AVULSOS ZOOLOGÍA DO ESTADO DE SAO PAULO* 33: 1–25.
- WILSON, J. B. 1999. GUILDS, FUNCTIONAL TYPES AND ECOLOGICAL GROUPS. *OIKOS* 86: 507-522.
- WITHERS, K. & B. R. CHAPMAN. 1993. SEASONAL ABUNDANCE AND HABITAT USE OF SHOREBIRDS ON AN OSO BAY MUDFLAT, CORPUS CHRISTI, TEXAS. *JOURNAL OF FIELD ORNITHOLOGY* 64:382–392.
- WHITAKER, D. M., & W. A. MONTEVECCHI. 1997. BREEDING BIRD ASSEMBLAGES ASSOCIATED WITH RIPARIAN, INTERIOR FOREST, AND NONRIPARIAN EDGE HABITATS IN A BALSAM FIR ECOSYSTEM. *CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH* 27: 1159–1167.
- WHITTAKER, R. H. 1972. EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY. *TAXON* 21: 213-251.
- WOINARSKI, J. C. Z. & A. J. ASH. 2002. RESPONSES OF VERTEBRATES TO PASTORALISM, MILITARY LAND USE AND LANDSCAPE POSITION IN AN AUSTRALIAN TROPICAL SAVANNA. *AUSTRAL ECOLOGY* 27:311–323.

Apéndice I: Abundancias (promedio) por especies registradas en las diferentes unidades ambientales en el Parque Nacional Pre-Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008. Estatus de Residencia: (Rp) Residente Permanente, (pRp) Probable Residente Permanente, (Re) Residente Estival, (Ve) Visitante Estival, (Vi) Visitante Invernal, (O) Ocasional, (Ind) Residencia Indeterminada. Especie Exclusiva: (*) Bajo, (**) Albardón, (***) Barranca. Gremios Tróficos: (1) Carnívoros-omnívoros de orillas, (2) Carnívoros acuáticos de orilla (3) Carnívoros- carroñeros (4) Carnívoros- insectívoros (5) Filtradores (6) Fitófagos-carnívoros nadadores (7) Granívoros de suelo (8) Herbívoros- granívoros arborícolas (9) Granívoros- insectívoros de suelo (10) Granívoros- insectívoros (11) Insectívoros- frugívoro (12) Insectívoros de follaje (13) Insectívoros de suelo (14) Insectívoros de troncos (15) Insectívoros de vuelos cortos o largos (16) Insectívoros aéreos (17) Nectarívoros (18) Omnívoros (19) Piscívoros nadadores. Los valores representan adiciones entre transectas de la abundancia media por punto.

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007
<i>Rollandia rolland</i>	Rp	*	19	1,2	0,4	0	0	0
<i>Podiceps major</i>	pVi	*	19	0	0,6	0	0	0
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Rp	*	19	8	8,8	0	0	0
<i>Chauna torquata</i>	Rp	*	6	3	2,2	0	0	0
<i>Dendrocygna bicolor</i>	Rp	*	5	3,2	1,4	0	0	0
<i>Dendrocygna viduata</i>	Rp	*	5	10,2	0,2	0	0	0
<i>Cairina moschata</i>	Rp	*	5	0	4,6	0	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Rp	*	5	17	18,8	0	0	0
<i>Anas sibilatrix</i>	Rp	*	5	0,4	0	0	0	0
<i>Anas flavirostris</i>	Rp	*	5	0,6	0,4	0	0	0
<i>Anas georgica</i>	Ind.	*	5	2,2	0,8	0	0	0
<i>Anas versicolor</i>	Rp	*	5	9	8,8	0	0	0
<i>Anas cyanoptera</i>	Ind.	*	5	0,2	0,8	0	0	0
<i>Anas platalea</i>	Ind.	*	5	0,4	0	0	0	0
<i>Netta peposaca</i>	Rp	*	5	10,6	0	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Rp	*	2	1,6	0	0	0	0
<i>Egretta thula</i>	Rp	*	2	0,4	0,2	0	0	0

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Ardea cocoi</i>	Rp	*	2	3,2	2,2	0	0	0	0
<i>Ardea alba</i>	Rp	*	2	7,8	1,2	0	0	0	0
<i>Bubulcus ibis</i>	O	*	2	2,6	0	0	0	0	0
<i>Butorides striatus</i>	Rp		2	1,6	1,6	0	0,6	0	0
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Rp	*	2	2,8	1	0	0	0	0
<i>Ixobrychus involucris</i>	Ind.	*	2	0	0,4	0	0	0	0
<i>Phimosus infuscatus</i>	Rp	*	2	1,8	2,8	0	0	0	0
<i>Plegadis chihi</i>	Rp	*	2	50,8	23,8	0	0	0	0
<i>Ajaia ajaja</i>	O	*	5	0,4	0	0	0	0	0
<i>Mycteria americana</i>	O	*	2	4,4	0	0	0	0	0
<i>Ciconia maguari</i>	Rp	*	2	8	1	0	0	0	0
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Rp		3	2,6	6,2	0	0,2	0	0
<i>Circus buffoni</i>	Rp	*	3	0,4	0	0	0	0	0
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Rp		3	0	0	0	0,4	0	0
<i>Buteo magnirostris</i>	Rp		3	2,2	1,2	1,8	4,4	1,6	1,4
<i>Caracara plancus</i>	Rp		3	7,8	4,4	0,4	3	1,8	1,6
<i>Milvago chimango</i>	Rp	*	3	0,8	0	0	0	0	0
<i>Laterallus melanophaius</i>	Rp	*	1	0	7	0	0	0	0
<i>Aramides ypecaha</i>	Rp		1	4	1,8	0	0,2	0	0
<i>Rallus sanguinolentus</i>	Rp	*	1	0	0,4	0	0	0	0
<i>Gallinula chloropus</i>	Rp	*	6	9,4	0	0	0	0	0
<i>Fulica leucoptera</i>	Rp	*	6	8	0	0	0	0	0
<i>Fulica rufifrons</i>	Rp	*	6	0,4	2,4	0	0	0	0
<i>Aramus guarauna</i>	Rp		2	23,8	5,8	0	0,4	0	0

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Jacana jacana</i>	Rp	*	1	38,2	24,8	0	0	0	0
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	pRp	*	4	0	0,2	0	0	0	0
<i>Gallinago paraguayae</i>	Rp	*	4	2	4,4	0	0	0	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	Ve	*	4	3	4,4	0	0	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	Ve	*	4	1,8	0	0	0	0	0
<i>Tringa solitaria</i>	ve	*	4	2,8	8,4	0	0	0	0
<i>Calidris fuscicollis</i>	Ve	*	4	0,4	0	0	0	0	0
<i>Calidris melanotos</i>	Ve	*	4	12,4	3	0	0	0	0
<i>Phalaropus tricolor</i>	Ve	*	4	0,4	0,6	0	0	0	0
<i>Himantopus melanurus</i>	Rp	*	4	12,6	6,2	0	0	0	0
<i>Charadrius collaris</i>	Rp	*	4	0,6	0	0	0	0	0
<i>Vanellus chilensis</i>	Rp	*	4	40,8	29,6	0	0	0	0
<i>Pluvialis dominica</i>	Ve	*	4	0	0,8	0	0	0	0
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	pVi	*	3	10,4	0,4	0	0	0	0
<i>Phaetusa simplex</i>	Rp	*	3	0,4	0	0	0	0	0
<i>Sterna superciliaris</i>	Rp		3	7,6	5,8	1	0	0	0
<i>Columba picazuro</i>	Rp		7	1,8	2,2	19,8	25,2	16,4	26,4
<i>Columba maculosa</i>	pRp		7	0	0	0	0,4	1,4	0,8
<i>Zenaida auriculata</i>	Rp		7	2	2,2	10	3	14	1,6
<i>Columbina talpacoti</i>	pRp		7	0	0,2	0,8	0,4	0,6	0,6
<i>Columbina picui</i>	Rp		7	2,6	2	0	0,8	6,8	4,4
<i>Leptotila verreauxi</i>	Rp		7	4,2	1,4	43,8	29	50	17,4
<i>Myiopsitta monachus</i>	Rp		8	8,6	6,8	17,8	13,6	4,4	10,4
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Re		18	0,2	0	3,2	0	0,2	0,8

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Crotophaga ani</i>	Rp	*	18	1	0	0	0	0	0
<i>Guira guira</i>	Rp		18	7,4	1,6	0	2	1,6	0,8
<i>Tapera naevia</i>	Re		18	1,6	0	0,8	0,4	0,2	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Re		17	1,8	0	0,8	0	1,8	0,6
<i>Hylocharis chrysura</i>	Rp		17	0,2	0	5,8	2,4	4,4	3,8
<i>Megaceryle torquata</i>	Rp	*	3	0,6	1,4	0	0	0	0
<i>Chloroceryle amazona</i>	Rp		3	0	0,6	0	1,2	0	0
<i>Chloroceryle americana</i>	Rp	*	3	0	0,4	0	0	0	0
<i>Picumnus cirratus</i>	Rp		14	0	0	2,2	1,6	4	1
<i>Melanerpes candidus</i>	pRp	**	14	0	0	0	1,4	0	0
<i>Picoides mixtus</i>	Rp		14	0,4	0,4	2,8	3,4	1,8	2,6
<i>Colaptes melanochloros</i>	Rp		14	1,6	0,6	2	6,6	2	1,4
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Rp		14	0,4	0,2	7,2	10,6	7,8	5,8
<i>Cinclodes fuscus</i>	Vi	*	13	2	0,8	0	0	0	0
<i>Furnarius rufus</i>	Rp		13	25,2	15	30,8	34,8	44,8	38,4
<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	Rp	*	12	0,2	0	0	0	0	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	Rp		12	0	0	3,8	11,8	15,2	7,2
<i>Synallaxis albescens</i>	pRe	***	12	0	0	0	0	2	2,4
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>	Rp	*	12	14,8	13	0	0	0	0
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	pRp	***	12	0	0	0	0	0	0,4
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	Vi		12	0,2	0	0,2	3,4	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Rp		12	6,6	1,4	0	0,4	0	0
<i>Phacellodomus ruber</i>	Rp		12	11,2	6,8	54,6	39,6	28,2	18,6
<i>Phleocryptes melanops</i>	Rp	*	12	1,4	9,4	0	0	0	0

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Taraba major</i>	Rp		18	0,8	4,8	13,8	14,2	15	10
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Rp		12	0	0	0,8	0,6	2,8	0,8
<i>Phytotoma rutila</i>	Vi		8	0,2	15,8	0,2	0	0	0
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Rp		15	0	0	3,4	2,8	1,4	3,6
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Rp		15	0,6	0	0,8	2,4	3,6	1,6
<i>Suiriri suiriri</i>	Rp		15	0	0,2	1,6	3,2	0	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	Re		11	0,6	0	4,4	0	2	1,6
<i>Elaenia parvirostris</i>	Re		11	0	0	3,4	2,4	10	8,4
<i>Serpophaga nigricans</i>	Rp		15	2,2	1,2	0,4	3,6	0	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	Rp		15	1	0,8	2,2	3,4	3	4,6
<i>Serpophaga griseiceps</i>	Vi	*	15	0,2	1	0	0	0	0
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	Ind.	*	9	0	2	0	0	0	0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Re	***	15	0	0	0	0	0,4	0,2
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Re		15	0	0	2	0,2	0,8	0,4
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Re		15	0	0	0,4	1,2	0,6	0,4
<i>Xolmis irupero</i>	pRp	*	15	1,4	0	0	0	0	0
<i>Lessonia rufa</i>	Vi	*	13	0,8	0	0	0	0	0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Rp	*	13	7,6	5,6	0	0	0	0
<i>Fluvicola albiventer</i>	pRp		15	0,4	0,8	0,6	0	0	0
<i>Satrapa icterophrys</i>	Rp		15	1,4	2,6	0,2	0	0	0
<i>Machetornis rixosa</i>	Rp		13	1,4	3,6	0,6	0	0	0,4
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Re		15	0,2	0	0,8	0,4	0,6	0,2
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Re		15	3,2	0,2	3	0	0	0,4
<i>Tyrannus savana</i>	Re		15	2,8	2,2	0,4	0	1,2	0

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Re	**	11	0	0	0,6	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Rp		18	25,2	14,6	15	12,4	22,6	17,2
<i>Pachyramphus viridis</i>	Rp	**	11	0	0	0,8	0	0	0
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	Re		11	0	0	6,6	2,6	1,4	1,6
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rp		11	0,4	0	9	7,4	6,8	2,2
<i>Vireo olivaceus</i>	Re		12	0	5,4	16,8	13,8	1	2
<i>Turdus rufiventris</i>	Rp		11	16,4	12,8	46,2	34,6	34,4	24,4
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Rp		11	4	3,8	12	12,2	28,4	28,6
<i>Mimus triurus</i>	Vi	*	18	0,8	0	0	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>	Rp		12	1,4	1,4	6,6	3,8	15,4	12,8
<i>Polioptila dumicola</i>	Rp		12	1	0,6	15	19,2	10	10,8
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Rp		16	18,6	11,4	9,4	0,8	0	0
<i>Tachycineta meyeri</i>	Vi		16	0	5,8	0	13	0	0
<i>Progne tapera</i>	Re		16	9,8	2,8	5	0,2	0	0
<i>Stelgodopterix fucata</i>	Rp	*	16	3,4	0	0	0	0	0
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Ve	*	16	0,8	0	0	0	0	0
<i>Anthus correndera</i>	Rp	*	13	1,2	0,2	0	0	0	0
<i>Anthus lutescens</i>	Rp	*	13	3,2	2,6	0	0	0	0
<i>Carduelis magellanica</i>	Rp		8	1	0,4	2,2	0	0,4	0,4
<i>Parula pitiaiyumi</i>	pRp		12	0	0	0,8	1	1,6	1,6
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Re		12	2,8	1,2	6,6	2	0	0
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Rp	***	12	0	0	0	0	6,2	5
<i>Thlypopsis sordida</i>	Rp	**	11	0	0	0,2	1,2	0	0
<i>Thraupis sayaca</i>	Rp		11	0	0	4,2	4,8	3,6	2,8

Apéndice I: continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Bajo 2006/2007	Bajo 2007/2008	Albardón 2006/2007	Albardón 2007/2008	Barranca 2006/2007	Barranca 2007/2008
<i>Thraupis bonariensis</i>	Rp	**	11	0	0	0	0,2	0	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	Rp		10	11,8	21	3,2	4,2	7,4	10,8
<i>Paroaria coronata</i>	Rp		11	14,4	5,2	7,2	0,6	2,2	2
<i>Paroaria capitata</i>	Rp		11	14	18,2	7,8	7,8	1	2,4
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Rp	***	10	0	0	0	0	1,2	0,8
<i>Donacospiza albifrons</i>	Rp	*	11	0,2	0	0	0	0	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Rp		10	0,8	0,4	0	0,4	0	0,6
<i>Poospiza melanoleuca</i>	Rp		12	1,4	0,4	2,2	2,8	1,2	1,6
<i>Sicalis flaveola</i>	Rp		8	1	5,2	2,2	0	4,6	1,6
<i>Sicalis luteola</i>	Rp	*	8	6,4	1	0	0	0	0
<i>Embernagra platensis</i>	Rp	*	11	3,2	3,6	0	0	0	0
<i>Sporophila collaris</i>	Rp		8	3,8	8,4	0	0,4	0	0
<i>Sporophila caerulea</i>	Re		8	7	0,6	0	0,4	0	0
<i>Sporophila ruficollis</i>	pRe	*	8	0	0,4	0	0	0	0
<i>Saltator caerulea</i>	Rp		8	4,6	4	39,9	28	16,2	15,4
<i>Saltator similis</i>	pRp	***	8	0	0	0	0	1,6	1,2
<i>Saltator aurantirostris</i>	Rp		8	5,2	4,8	11,4	22,4	26,8	16,8
<i>Cacicus solitarius</i>	Rp		11	0	0	1,8	0,2	0,4	0,4
<i>Icterus cayanensis</i>	Rp		11	1,8	0,2	1	1,6	1	0,8
<i>Agelaius thilius</i>	pRp	*	10	2	3	0	0	0	0
<i>Agelaius cyanopus</i>	Rp		10	138	169	3	0,4	0	0
<i>Agelaius ruficapillus</i>	Rp		10	109	109,2	3,2	1,4	0	0
<i>Sturnella superciliosa</i>	Rp	*	9	3,8	22,8	0	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Rp		9	6,2	3,8	6,6	1,2	0,2	2
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Rp	*	9	0,4	0,4	0	0	0	0
<i>Agelaioides badius</i>	Rp		10	4,6	16,2	1,4	8,4	5,6	13

Apéndice II: Abundancias (promedio) por especies registradas en las diferentes estaciones del año en los Bajos del Parque Nacional Pre-Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008. Estatus de Residencia: (Rp) Residente Permanente, (pRp) Probable Residente Permanente, (Re) Residente Estival, (Ve) Visitante Estival, (Vi) Visitante Invernal, (O) Ocasional, (Ind) Residencia Indeterminada. Especie Exclusiva: (*) 2006/2007, (**) 2007/2008. Gremios Tróficos: (1) Carnívoros-omnívoros de orillas, (2) Carnívoros acuáticos de orilla (3) Carnívoros-carroñeros (4) Carnívoros- insectívoros (5) Filtradores (6) Fitófagos-carnívoros nadadores (7) Granívoros de suelo (8) Herbívoros-granívoros arborícolas (9) Granívoros- insectívoros de suelo (10) Granívoros- insectívoros (11) Insectívoros- frugívoro (12) Insectívoros de follaje (13) Insectívoros de suelo (14) Insectívoros de troncos (15) Insectívoros de vuelos cortos o largos (16) Insectívoros aéreos (17) Nectarívoros (18) Omnívoros (19) Piscívoros nadadores. Los valores representan adiciones entre transectas de la abundancia media por punto.

Especies	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Rollandia rolland</i>		19	0,2	1	0	0	0	0,4	0	0
<i>Podiceps major</i>	**	19	0	0	0	0	0,4	0,2	0	0
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>		19	1,4	1,2	4,8	0,6	2,6	4,2	1,2	0,8
<i>Chauna torquata</i>		6	0,4	1,2	1,4	0	0	1,6	0,6	0
<i>Dendrocygna bicolor</i>		5	0	2	0	1,2	1,2	0	0,2	0
<i>Dendrocygna viduata</i>		5	0	9,2	0	1	0	0	0,2	0
<i>Cairina moschata</i>	**	5	0	0	0	0	0,2	4,4	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>		5	1,4	3,6	6,2	5,8	4,8	6	7,6	0,4
<i>Anas sibilatrix</i>	*	5	0	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Anas flavirostris</i>		5	0	0,6	0	0	0	0	0,2	0,2
<i>Anas georgica</i>		5	0,2	2	0	0	0	0	0,2	0,6
<i>Anas versicolor</i>		5	0,2	7,2	0,8	0,8	1,4	4,4	2	1
<i>Anas cyanoptera</i>		5	0	0	0	0,2	0	0	0	0,8
<i>Anas platalea</i>	*	5	0	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Netta peposaca</i>	*	5	2,8	0	0	7,8	0	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i>	*	2	0,8	0,8	0	0	0	0	0	0
<i>Egretta thula</i>		2	0	0,2	0	0,2	0	0	0,2	0

Apéndice II: continuación

Especies	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Ardea cocoi</i>		2	1,2	0,6	0,8	0,6	0,4	0	0,6	1,2
<i>Ardea alba</i>		2	0,8	2	3,8	1,2	0,2	0	0,6	0,4
<i>Bubulcus ibis</i>	*	2	0	0	0	2,6	0	0	0	0
<i>Butorides striatus</i>		2	0	0,4	0,2	1	0,8	0	0,6	0,2
<i>Tigrisoma lineatum</i>		2	0	2,4	0,4	0	0,4	0,4	0,2	0
<i>Ixobrychus involucris</i>	**	2	0	0	0	0	0,4	0	0	0
<i>Phimosus infuscatus</i>		2	0	1,8	0	0	0	2,6	0	0,2
<i>Plegadis chihi</i>		2	5,8	10	11,2	23,8	8,4	10,8	4,6	0
<i>Ajaia ajaja</i>	*	5	0	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Mycteria americana</i>	*	2	1,8	2,4	0	0,2	0	0	0	0
<i>Ciconia maguari</i>		2	1,4	5,6	1	0	0	0	1	0
<i>Rostrhamus sociabilis</i>		3	2	0,6	0	0	0,4	1,6	2,8	1,4
<i>Circus buffoni</i>	*	3	0	0	0	0,4	0	0	0	0
<i>Buteo magnirostris</i>		3	1,2	0,6	0	0,4	0,4	0,4	0	0,4
<i>Laterallus melanophaius</i>	**	1	0	0	0	0	6,8	0,2	0	0
<i>Aramides ypecaha</i>		1	1,6	0,4	0	2	0,4	0,4	0,6	0,4
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	**	1	0	0	0	0	0,4	0	0	0
<i>Gallinula chloropus</i>	*	6	0,2	2,4	6,8	0	0	0	0	0
<i>Fulica leucoptera</i>	*	6	0,4	7,4	0	0,2	0	0	0	0
<i>Fulica rufifrons</i>		6	0	0,4	0	0	0,6	0,4	1,4	0
<i>Aramus guarauna</i>		2	6,8	12,4	1,4	3,2	0,2	3,4	1	1,2
<i>Jacana jacana</i>		1	8,2	9	13,2	7,8	0,4	7,8	7,4	9,2
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	**	4	0	0	0	0	0	0	0	0,2
<i>Gallinago paraguaiae</i>		4	0,2	0	1,2	0,6	0	3,2	1,2	0

Apéndice II: continuación

Especies	Especie Excluyente	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Tringa melanoleuca</i>		4	0	0,4	2,6	0	0	2	2,4	0
<i>Tringa flavipes</i>	*	4	0	1,8	0	0	0	0	0	0
<i>Tringa solitaria</i>		4	0	2	0,8	0	0	8,4	0	0
<i>Calidris fuscicollis</i>	*	4	0	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris melanotos</i>		4	0	2,4	9	1	0	0	3	0
<i>Phalaropus tricolor</i>		4	0	0,4	0	0	0	0,6	0	0
<i>Himantopus melanurus</i>		4	0,2	9,2	3,2	0	0	3	3,2	0
<i>Charadrius collaris</i>	*	4	0	0	0,6	0	0	0	0	0
<i>Vanellus chilensis</i>		4	13,2	12	8,6	7	5,4	15,2	5,2	3,8
<i>Pluvialis dominica</i>	**	4	0	0	0	0	0	0	0,8	0
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>		3	0	0,2	10,2	0	0	0	0,4	0
<i>Phaetusa simplex</i>	*		0,4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna supercilialis</i>		3	1,4	0,8	4,8	0,6	4	0	0,8	1
<i>Columba picazuro</i>		7	0,2	1	0,6	0	2	0	0,2	0
<i>Zenaida auriculata</i>		7	0	0	0,4	1,6	0,2	0,2	1,8	0
<i>Columbina talpacoti</i>	**	7	0	0	0	0	0	0,2	0	0
<i>Columbina picui</i>		7	0	0,8	1,4	0,4	0,6	0,4	0,2	0,8
<i>Leptotila verreauxi</i>		7	0,6	0,2	2	1,4	0,2	1	0	0,2
<i>Myiopsitta monachus</i>		8	7	0,4	0,8	0,4	0,2	2	1,2	3,4
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	*	18	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Crotophaga ani</i>	*	18	0,6	0	0,4	0	0	0	0	0
<i>Guira guira</i>		18	0,6	2,4	3,8	0,6	0	0	0	1,6
<i>Tapera naevia</i>	*	18	0	0	0,2	1,4	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	*	17	0	0	0	1,8	0	0	0	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	*	17	0	0	0	0,2	0	0	0	0

Apéndice II: continuación

Especies	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Megaceryle torquata</i>		3	0	0,2	0	0,4	1,2	0	0,2	0
<i>Chloroceryle amazona</i>	**	3	0	0	0	0	0	0,2	0	0,4
<i>Chloroceryle americana</i>	**	3	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
<i>Picoides mixtus</i>		14	0	0	0	0,4	0,4	0	0	0
<i>Colaptes melanochloros</i>		14	0,8	0	0,6	0,2	0,4	0	0,2	0
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>		14	0	0,4	0	0	0,2	0	0	0
<i>Cinclodes fuscus</i>		13	1,2	0,8	0	0	0	0	0,8	0
<i>Furnarius rufus</i>		13	3,8	4,4	7,6	9,4	3,2	2,8	5	4
<i>Schoeniophylax phryganophila</i>	*	12	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Certhiaxis cinnamomea</i>		12	1,2	6,2	4	3,4	1,6	3,8	4,8	2,8
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	*	12	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>		12	0	0	3,4	3,2	0	0,2	0	1,2
<i>Phacellodomus ruber</i>		12	5,4	1,6	3,4	0,8	2,4	0,6	2	1,8
<i>Phleocryptes melanops</i>		12	0,4	0,8	0	0,2	9,4	0	0	0
<i>Taraba major</i>		18	0,4	0	0	0,4	4,6	0	0,2	0
<i>Phytotoma rutila</i>		8	0,2	0	0	0	15,8	0	0	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	*	15	0,2	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Suiriri suiriri</i>	**	15	0	0	0	0	0	0	0,2	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	*	11	0,4	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Serpophaga nigricans</i>		15	1	0,4	0,6	0,2	0,4	0,2	0	0,6
<i>Serpophaga subcristata</i>		15	0	1	0	0	0	0,4	0	0,4
<i>Serpophaga griseiceps</i>		15	0,2	0	0	0	0,4	0	0	0,6
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	**	9	0	0	0	0	0	1,6	0,4	0
<i>Xolmis irupero</i>	*	15	0	1,2	0	0,2	0	0	0	0

Apéndice II: continuación

Especies	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Lessonia rufa</i>	*	13	0,4	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Hymenops perspicillatus</i>		13	1,6	2,6	2	1,4	1,2	4	0,2	0,2
<i>Fluvicola albiventer</i>		15	0,2	0	0	0,2	0	0,2	0	0,6
<i>Satrapa icterophrys</i>		15	0	0	1,2	0,2	2,6	0	0	0
<i>Machetornis rixosa</i>		13	0	0,8	0,2	0,4	3,6	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	*	15	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>		15	0	0	3,2	0	0	0	0	0,2
<i>Tyrannus savana</i>		15	0	0	1,2	1,6	0	0	1,6	0,6
<i>Pitangus sulphuratus</i>		18	13	4,6	6,2	1,4	0,2	6	1,8	6,6
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	*	11	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Vireo olivaceus</i>	**	12	0	0	0	0	5,4	0	0	0
<i>Turdus rufiventris</i>		11	4,6	2	5,6	4,2	0,2	7	1,8	3,8
<i>Turdus amaurochalinus</i>		11	0,2	2,6	1,2	0	0,2	0,8	1	1,8
<i>Mimus triurus</i>	*	18	0,4	0,4	0	0	0	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>		12	0	0,6	0,8	0	0,2	0	0	1,2
<i>Polioptila dumicola</i>		12	0,8	0	0	0,2	0,4	0	0,2	0
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>		16	0,4	9,6	7,4	1,2	2	6,4	0	3
<i>Tachycineta meyeri</i>	**	16	0	0	0	0	0	0,8	5	0
<i>Progne tapera</i>		16	0	0	4,8	5	0	0	1,2	1,6
<i>Stelgodopteryx fucata</i>	*	16	0	0	3,4	0	0	0	0	0
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	*	16	0	0	0,8	0	0	0	0	0
<i>Anthus correndera</i>		13	0,8	0	0,4	0	0	0,2	0	0
<i>Anthus lutescens</i>		13	1,4	0,6	1	0,2	0	0,4	2,2	0
<i>Carduelis magellanica</i>		8	0,2	0,4	0,4	0	0	0	0,4	0

Apéndice II: continuación

Especies	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>		12	0	0	1,8	1	0,2	0	0,4	0,6
<i>Zonotrichia capensis</i>		10	2,8	3,2	3,6	2,2	6	7	5,4	2,6
<i>Paroaria coronata</i>		11	3,6	8,6	1,4	0,8	1,6	1	2	0,6
<i>Paroaria capitata</i>		11	1,4	6,6	2,2	3,8	12,6	2,4	1,6	1,6
<i>Donacospiza albifrons</i>	*	11	0	0	0,2	0	0	0	0	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>		10	0,2	0	0	0,6	0	0	0	0,4
<i>Poospiza melanoleuca</i>		12	1,4	0	0	0	0	0,4	0	0
<i>Sicalis flaveola</i>		8	0	0	0,6	0,4	0,8	0,2	1,2	3
<i>Sicalis luteola</i>		8	1,6	0	4,6	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
<i>Embernagra platensis</i>		11	0,8	0	0,6	1,8	2	0,4	0,4	0,8
<i>Sporophila collaris</i>		8	0	0	1,6	2,2	0,6	0,2	1,6	6
<i>Sporophila caerulescens</i>		8	0,2	6,8	0	0	0,2	0	0	0,4
<i>Sporophila ruficollis</i>	**	8	0	0	0	0	0	0	0	0,4
<i>Saltator caerulescens</i>		8	3,8	0,4	0,4	0	0,8	0,4	0,4	2,4
<i>Saltator aurantirostris</i>		8	2,2	0	1,8	1,2	3	1	0,4	0,4
<i>Icterus cayanensis</i>		11	0,8	0,6	0,4	0	0	0,2	0	0
<i>Agelaius thilius</i>		10	1,4	0,2	0,2	0,2	0	0,6	0,8	1,6
<i>Agelaius cyanopus</i>		10	61,4	18	17,6	41	20,6	28,2	41,4	78,8
<i>Agelaius ruficapillus</i>		10	29	5,6	36,8	37,6	42,2	21,4	14,6	31
<i>Sturnella supercilialis</i>		9	0	0,2	1,2	2,4	0	0	16	6,8
<i>Molothrus bonariensis</i>		9	5	0	0,6	0,6	0,2	1,6	1,6	0,4
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>		9	0	0	0,4	0	0	0,4	0	0
<i>Agelaioides badius</i>		10	0	1,8	1,2	1,6	3	11,4	0,6	1,2

Apéndice III (a): Abundancias (promedio) por especies registradas en las diferentes estaciones del año en los Albardones del Parque Nacional Pre- Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008. Estatus de Residencia: (Rp) Residente Permanente, (pRp) Probable Residente Permanente, (Re) Residente Estival, (Ve) Visitante Estival, (Vi) Visitante Invernal, (O) Ocasional, (Ind) Residencia Indeterminada. Especie Exclusiva: (**) Albardón, (***) Barranca. Gremios Tróficos: (1) Carnívoros-omnívoros de orillas, (2) Carnívoros acuáticos de orilla (3) Carnívoros- carroñeros (4) Carnívoros- insectívoros (5) Filtradores (6) Fitófagos-carnívoros nadadores (7) Granívoros de suelo (8) Herbívoros- granívoros arborícolas (9) Granívoros- insectívoros de suelo (10) Granívoros- insectívoros (11) Insectívoros- frugívoro (12) Insectívoros de follaje (13) Insectívoros de suelo (14) Insectívoros de troncos (15) Insectívoros de vuelos cortos o largos (16) Insectívoros aéreos (17) Nectarívoros (18) Omnívoros (19) Piscívoros nadadores. Los valores representan adiciones entre transectas de la abundancia media por punto.

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Albardón							
				Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Butorides striatus</i>	Rp		2	0	0	0	0	0,2	0	0,4	0
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Rp		3	0	0	0	0	0,2	0	0	0
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Rp		3	0	0	0	0	0	0,4	0	0
<i>Buteo magnirostris</i>	Rp		3	1	0,2	0,2	0,4	1,2	1,4	1,4	0,4
<i>Caracara plancus</i>	Rp		3	0	0,2	0,2	0	2,6	0,4	0	0
<i>Aramides ypecaha</i>	Rp		1	0	0	0	0	0,2	0	0	0
<i>Aramus guarauna</i>	Rp		2	0	0	0	0	0,4	0	0	0
<i>Sterna superciliaris</i>	Rp		3	0	0,8	0,2	0	0	0	0	0
<i>Columba picazuro</i>	Rp		7	2,8	6,6	5	5,4	4,6	6,4	8,8	5,4
<i>Columba maculosa</i>	pRp		7	0	0	0	0	0	0,4	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	Rp		7	1,4	1,4	5,6	1,6	0,8	0	2,2	0
<i>Columbina talpacoti</i>	pRp		7	0,4	0	0,4	0	0	0,2	0,2	0
<i>Columbina picui</i>	Rp		7	0	0	0	0	0,2	0,2	0	0,4
<i>Leptotila verreauxi</i>	Rp		7	11,6	11,2	12,8	8,2	4,6	3	9	12,4
<i>Myiopsitta monachus</i>	Rp		8	3,2	6	6,8	1,8	5	5,2	2,4	1
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Re		18	2	0	0,6	0,6	0	0	0	0

Apéndice III (a): continuación

Especies	Estatus	Especie Residencia Exclusiva	Gremio Tráfico	Albardón							
				Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Guira guira</i>	Rp		18	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Tapera naevia</i>	Re		18	0,2	0	0,2	0,4	0	0	0	0,4
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Re		17	0,2	0	0	0,6	0	0	0	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	Rp		17	0,4	0	1,2	4,2	0,2	0	0,6	1,6
<i>Chloroceryle amazona</i>	Rp		3	0	0	0	0	0,8	0,4	0	0
<i>Picumnus cirratus</i>	Rp		14	0,8	0,6	0,6	0,2	0,6	1	0	0
<i>Melanerpes candidus</i>	pRp	**	14	0	0	0	0	0,8	0	0,2	0,4
<i>Picoides mixtus</i>	Rp		14	1,4	0,4	0,6	0,4	0,8	1,2	1,2	0,2
<i>Colaptes melanochloros</i>	Rp		14	0	0,2	0,8	1	1,4	1,4	2	1,8
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Rp		14	2	1,4	1,6	2,2	2,6	2,8	2,4	2,8
<i>Furnarius rufus</i>	Rp		13	5,8	7,8	11,6	5,6	6,2	6	10	12,6
<i>Synallaxis frontalis</i>	Rp		12	1,4	0,6	1,2	0,6	1,6	3,2	4,2	2,8
<i>Synallaxis albescens</i>	pRe	***	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	pRp	***	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	Vi		12	0	0	0,2	0	2	1,4	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Rp		12	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
<i>Phacellodomus ruber</i>	Rp		12	14,4	13,4	15,2	11,6	6,4	7,6	9,6	16
<i>Taraba major</i>	Rp		18	4,8	3,2	5	0,8	1,4	4,4	2	6,4
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Rp		12	0	0,6	0,2	0	0	0	0,4	0,2
<i>Phytotoma rutila</i>	Vi		8	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Rp		15	0,8	1,6	0,8	0,2	1	0,8	1	0
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Rp		15	0	0	0,4	0,4	0,6	1	0,8	0
<i>Suiriri suiriri</i>	Rp		15	0	0	0,2	1,4	0,6	1,6	1	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	Re		11	0,8	0	0,8	2,8	0	0	0	0

Apéndice III (a): continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Tráfico	Albardón							
				Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
				2006/07	2006/07	2006/07	2006/07	2007/08	2007/08	2007/08	2007/08
<i>Elaenia parvirostris</i>	Re		11	0,8	0	0,8	1,8	0	0	2,2	0,2
<i>Serpophaga nigricans</i>	Rp		15	0,2	0	0,2	0	1,2	1,2	1,2	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	Rp		15	1	0,8	0,4	0	0,2	2,6	0,6	0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Re	***	15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Re		15	0,8	0	1	0,2	0,2	0	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Re		15	0,2	0	0	0,2	0	0	0,2	1
<i>Fluvicola albiventer</i>	pRp		15	0,4	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Satrapa icterophrys</i>	Rp		15	0	0	0,2	0	0	0	0	0
<i>Machetornis rixosa</i>	Rp		13	0	0,4	0,2	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Re		15	0,2	0	0,4	0,2	0	0	0,4	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Re		15	0,4	0	0,4	2,2	0	0	0	0
<i>Tyrannus savana</i>	Re		15	0	0	0	0,4	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Re	**	11	0	0	0	0,6	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Rp		18	5,6	5,4	2,2	1,8	4,2	2	3,2	3
<i>Pachyramphus viridis</i>	Rp	**	11	0	0	0	0,8	0	0	0	0
<i>Pachyramphus polichopterus</i>	Re		11	2	0	2,6	2	0	0	0,8	1,8
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rp		11	1,4	2,6	2,8	2,2	0,8	3,6	1,4	1,6
<i>Vireo olivaceus</i>	Re		12	3,6	1,2	5,6	6,4	0	0	7,4	6,4
<i>Turdus rufiventris</i>	Rp		11	10,8	9,8	13,8	11,8	9,2	4,2	9,4	11,8
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Rp		11	4,4	2,8	3	1,8	3,2	3,6	3,4	2
<i>Troglodytes aedon</i>	Rp		12	1,2	1,2	3,4	0,8	0,8	1,6	0,6	0,8
<i>Polioptila dumicola</i>	Rp		12	1,4	6	3	4,6	3,8	7,6	5,6	2,2
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Rp		16	2,4	4,4	2,2	0,4	0,6	0,2	0	0
<i>Tachycineta meyeni</i>	Vi		16	0	0	0	0	0,2	0,8	7,2	4,8
<i>Progne tapera</i>	Re		16	1,2	0	1,6	2,2	0	0	0,2	0

Apéndice III (a): continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Tráfico	Albardón							
				Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
				2006/07	2006/07	2006/07	2006/07	2007/08	2007/08	2007/08	2007/08
<i>Carduelis magellanica</i>	Rp		8	0,2	0,8	1,2	0	0	0	0	0
<i>Parula pitiayumi</i>	pRp		12	0,2	0,2	0,4	0	0,2	0,8	0	0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Re		12	2,4	0,6	2,6	1	0,2	0,8	0,4	0,6
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Rp	***	12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thlypopsis sordida</i>	Rp	**	11	0	0	0	0,2	0,8	0	0,4	0
<i>Thraupis sayaca</i>	Rp		11	1	0,8	1,6	0,8	0,8	0,6	1,4	2
<i>Thraupis bonariensis</i>	Rp	**	11	0	0	0	0	0,2	0	0	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	Rp		10	0,6	2,2	0	0,4	1	1,8	1	0,4
<i>Paroaria coronata</i>	Rp		11	1,2	0,8	2	3,2	0,6	0	0	0
<i>Paroaria capitata</i>	Rp		11	1,6	1,6	3,6	1	0,6	3,8	3,4	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Rp	***	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Rp		10	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2
<i>Poospiza melanoleuca</i>	Rp		12	0,8	0	1,4	0	0,4	1,2	0	1,2
<i>Sicalis flaveola</i>	Rp		8	0,6	0	1	0,6	0	0	0	0
<i>Sporophila collaris</i>	Rp		8	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2
<i>Sporophila caerulea</i>	Re		8	0	0	0	0	0,4	0	0	0
<i>Saltator caeruleus</i>	Rp		8	9,3	4,6	15	11	6,8	5,6	8,8	6,8
<i>Saltator similis</i>	pRp	***	8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	Rp		8	3,4	2,6	3	2,4	3,4	5,4	8,2	5,4
<i>Cacicus solitarius</i>	Rp		11	0	0,4	0,8	0,6	0,2	0	0	0
<i>Icterus cayanensis</i>	Rp		11	0,4	0,2	0,4	0	0,6	1	0	0
<i>Agelaius cyanopus</i>	Rp		10	1,8	0	1,2	0	0,4	0	0	0
<i>Agelaius ruficapillus</i>	Rp		10	0,8	0	2,4	0	1,4	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Rp		9	3,2	0,8	1,8	0,8	0	0	1,2	0
<i>Agelaioides badius</i>	Rp		10	0,2	0	0,4	0,8	5,8	0	0,4	2,2

Apéndice III (b): Abundancias (promedio) por especies registradas en las diferentes estaciones del año en las Barrancas del Parque Nacional Pre-Delta desde marzo de 2006 a marzo de 2008. Estatus de Residencia: (Rp) Residente Permanente, (pRp) Probable Residente Permanente, (Re) Residente Estival, (Ve) Visitante Estival, (Vi) Visitante Invernal, (O) Ocasional, (Ind) Residencia Indeterminada. Especie Exclusiva: (**) Albardón, (***) Barranca. Gremios Tróficos: (1) Carnívoros-omnívoros de orillas, (2) Carnívoros acuáticos de orilla (3) Carnívoros- carroñeros (4) Carnívoros- insectívoros (5) Filtradores (6) Fitófagos-carnívoros nadadores (7) Granívoros de suelo (8) Herbívoros- granívoros arborícolas (9) Granívoros- insectívoros de suelo (10) Granívoros- insectívoros (11) Insectívoros- frugívoro (12) Insectívoros de follaje (13) Insectívoros de suelo (14) Insectívoros de troncos (15) Insectívoros de vuelos cortos o largos (16) Insectívoros aéreos (17) Nectarívoros (18) Omnívoros (19) Piscívoros nadadores. Los valores representan adiciones entre transectas de la abundancia media por punto.

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Trófico	Barranca								
				Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	
				2006/07	2006/07	2006/07	2006/07	2007/08	2007/08	2007/08	2007/08	
<i>Butorides striatus</i>	Rp		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Rp		3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Rp		3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Buteo magnirostris</i>	Rp		3	0,2	0,6	0,6	0,2	0	0,8	0,2	0,4	0,4
<i>Caracara plancus</i>	Rp		3	0,8	0,8	0	0,2	1	0,6	0	0	0
<i>Aramides ypecaha</i>	Rp		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aramus guarauna</i>	Rp		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna superciliaris</i>	Rp		3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Columba picazuro</i>	Rp		7	6,8	4,4	3,4	1,8	8	10,4	4,2	3,8	3,8
<i>Columba maculosa</i>	pRp		7	0,2	0	0	1,2	0,8	0	0	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	Rp		7	1,8	0,6	5,4	6,2	0	1,2	0,4	0	0
<i>Columbina talpacoti</i>	pRp		7	0,4	0	0	0,2	0	0	0,2	0,4	0,4
<i>Columbina picui</i>	Rp		7	1,4	0,8	0,2	4,4	0	0,4	3	1	1
<i>Leptotila verreauxi</i>	Rp		7	17,6	12,4	6,4	13,6	5,2	9,4	0,8	2	2
<i>Myiopsitta monachus</i>	Rp		8	0,6	0,6	3,2	0	7,4	0,8	0	2,2	2,2
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	Re		18	0	0	0,2	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Apéndice III (b): continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Tráfico	Barranca							
				Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Guira guira</i>	Rp		18	0	0	0,4	1,2	0,2	0	0,6	0
<i>Tapera naevia</i>	Re		18	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	Re		17	0	0,2	0	1,6	0,2	0,2	0,2	0
<i>Hylocharis chrysura</i>	Rp		17	0,2	0,2	3	1	0	1	1,6	1,2
<i>Chloroceryle amazona</i>	Rp		3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Picumnus cirratus</i>	Rp		14	0,4	0,4	2,8	0,4	0	1	0	0
<i>Melanerpes candidus</i>	pRp	**	14	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Picoides mixtus</i>	Rp		14	0,6	0,4	0,6	0,2	0,6	0,4	1,2	0,4
<i>Colaptes melanochloros</i>	Rp		14	0,2	0,4	0,8	0,6	0,4	0,6	0	0,4
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Rp		14	1,8	1,8	2,4	1,8	1,4	1,6	0,4	2,4
<i>Furnarius rufus</i>	Rp		13	11,6	8,8	11,2	13,2	10,6	9,8	6,8	11,2
<i>Synallaxis frontalis</i>	Rp		12	8	3,6	1,6	2	2,4	2,8	0,2	1,8
<i>Synallaxis albescens</i>	pRe	***	12	0,8	0	1,2	0	0	1	1,4	0
<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	pRp	***	12	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	Vi		12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Rp		12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacellodomus ruber</i>	Rp		12	12,8	4	3	8,4	7,2	3,6	5,2	2,6
<i>Taraba major</i>	Rp		18	4,2	3,6	3,4	3,8	0,6	2,6	2,6	4,2
<i>Thamnophilus caeruleus</i>	Rp		12	1,2	0,6	0	1	0	0,8	0	0
<i>Phytotoma rutila</i>	Vi		8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Rp		15	0,8	0,4	0,2	0	1	1,6	0,6	0,4
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Rp		15	0,8	1,8	0	1	0	0,8	0,8	0
<i>Suiriri suiriri</i>	Rp		15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elaenia spectabilis</i>	Re		11	0	0	1,8	0,2	0	0	1,4	0,2

Apéndice III (b): continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Tráfico	Barranca							
				Otoño 2006/07	Invierno 2006/07	Primavera 2006/07	Verano 2006/07	Otoño 2007/08	Invierno 2007/08	Primavera 2007/08	Verano 2007/08
<i>Elaenia parvirostris</i>	Re		11	0	0	9,4	0,6	0	0	7,8	0,6
<i>Serpophaga nigricans</i>	Rp		15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serpophaga subcristata</i>	Rp		15	1,4	1,6	0	0	2,2	2,4	0	0
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	Re	***	15	0	0	0	0,4	0	0	0	0,2
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Re		15	0	0,4	0	0,4	0	0	0	0,4
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Re		15	0	0	0,6	0	0,2	0	0	0,2
<i>Fluvicola albiventer</i>	pRp		15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Satrapa icterophrys</i>	Rp		15	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Machetornis rixosa</i>	Rp		13	0	0	0	0	0	0	0	0,4
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Re		15	0	0	0,4	0,2	0	0	0	0,2
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Re		15	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2
<i>Tyrannus savana</i>	Re		15	0	0	1,2	0	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Re	**	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Rp		18	8	4,2	4,4	6	3,4	5,2	4,6	4
<i>Pachyramphus viridis</i>	Rp	**	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pachyramphus polichopterus</i>	Re		11	0	0	1,4	0	0	0	1,2	0,4
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rp		11	2,8	1,8	1	1,2	0	2,2	0	0
<i>Vireo olivaceus</i>	Re		12	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Turdus rufiventris</i>	Rp		11	10,4	8	8,8	7,2	5,8	5,2	8	5,4
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Rp		11	3,4	13	8,2	3,8	5,2	6,4	10	7
<i>Troglodytes aedon</i>	Rp		12	4,8	6,6	3	1	2	5,6	3,8	1,4
<i>Polioptila dumicola</i>	Rp		12	3,8	3	1,6	1,6	2,8	4,8	0,8	2,4
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Rp		16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tachycineta meyeri</i>	Vi		16	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Progne tapera</i>	Re		16	0	0	0	0	0	0	0	0

Apéndice III (b): continuación

Especies	Estatus Residencia	Especie Exclusiva	Gremio Tráfico	Barranca							
				Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
				2006/07	2006/07	2006/07	2006/07	2007/08	2007/08	2007/08	2007/08
<i>Carduelis magellanica</i>	Rp		8	0	0	0	0,4	0	0	0	0,4
<i>Parula pitiayumi</i>	pRp		12	0,4	0,8	0,4	0	0	1,4	0	0,2
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Re		12	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Rp	***	12	2	1,8	0,4	2	1,4	0,6	0,8	2,2
<i>Thlypopsis sordida</i>	Rp	**	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thraupis sayaca</i>	Rp		11	0,8	1,2	1,2	0,4	0	0,8	1,2	0,8
<i>Thraupis bonariensis</i>	Rp	**	11	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	Rp		10	1,8	0,2	3,6	1,8	5,6	1,2	3,6	0,4
<i>Paroaria coronata</i>	Rp		11	0,4	0,4	1,4	0	0,8	0,6	0,6	0
<i>Paroaria capitata</i>	Rp		11	0,6	0	0,2	0,2	0	0,6	1,8	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Rp	***	10	0,4	0	0,2	0,6	0	0,2	0	0,6
<i>Poospiza nigrorufa</i>	Rp		10	0	0	0	0	0,2	0	0	0,4
<i>Poospiza melanoleuca</i>	Rp		12	0,6	0	0	0,6	0	1,6	0	0
<i>Sicalis flaveola</i>	Rp		8	0	0	3,6	1	0	0	1,2	0,4
<i>Sporophila collaris</i>	Rp		8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sporophila caerulescens</i>	Re		8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saltator caerulescens</i>	Rp		8	1,6	4	6,2	4,4	2,4	8,2	1,6	3,2
<i>Saltator similis</i>	pRp	***	8	0,4	0,2	0,4	0,6	0	1,2	0	0
<i>Saltator aurantirostris</i>	Rp		8	7,6	6,8	5,6	6,8	1,4	7	5,6	2,8
<i>Cacicus solitarius</i>	Rp		11	0,2	0,2	0	0	0	0,4	0	0
<i>Icterus cayanensis</i>	Rp		11	0,6	0	0,4	0	0	0,4	0,4	0
<i>Agelaius cyanopus</i>	Rp		10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agelaius ruficapillus</i>	Rp		10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molothrus bonariensis</i>	Rp		9	0	0	0,2	0	0	0,8	0,4	0,8
<i>Agelaioides badius</i>	Rp		10	1,4	0,4	3,8	0	2,8	1,6	4,2	4,4