

**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL**  
**Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas**



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Biológicas

**Efecto de la ganadería sobre ensambles de aves en bosques  
fluviales de la región del Delta del río Paraná**

Tesista: Lic. Antonio E. Frutos

Director: Dr. Alejandro R. Giraudó

Co-director: Dr. Carlos I. Piña

Lugar de realización: Laboratorio de Ecología Animal – Centro de Investigaciones  
Científicas y Transferencia de Tecnología a la Producción

**2018**

## **AGRADECIMIENTOS**

En principio, deseo agradecer al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y al Centro de Investigaciones Científicas y Transferencia de Tecnología a la Producción (CICYTTP) por haberme dado la posibilidad de realizar mi carrera de Doctorado mediante una beca doctoral.

Deseo agradecer también a la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral, la cual en el ámbito tan valioso de la educación pública, me ha permitido cursar la carrera de Doctorado en Ciencias Biológicas.

Agradezco sinceramente a mis directores de Beca y de Doctorado, el Dr. Carlos I. Piña, la Dra. Ana L. Ronchi Virgolini y el Dr. Alejandro R. Giraud, por todo el conocimiento que me han brindado, por sus acertados consejos, sus elogios, los que siempre han apuntado a fortalecer mi convicción de avanzar en mi formación académica, y por sobre todo sus críticas, que son las que me han permitido crecer y mejorar en diversos aspectos de mi vida, tanto académica como privada.

A todos mis compañeros de trabajo, y particularmente a mis compañeros de los Laboratorios de Ecología Animal y de Ornitología por hacer que el ambiente de trabajo sea un ámbito cálido y también un lugar de encuentro de amigos, con prolongadas charlas, risas y demás gratos momentos.

Nuevamente al Dr. Carlos I. Piña por todo el apoyo brindado, por sus enseñanzas en el campo de la ecología, del diseño experimental y de la estadística entre otras, pero por sobre todo por su amistad y su franqueza durante estos años.

Particularmente a la Dra. Ana Laura Ronchi Virgolini, que desde el inicio de mi formación me sumó a su grupo de trabajo y me ha acompañado siempre en el estudio de las comunidades de aves, brindándome sus conocimientos, sus consejos, y su amistad principalmente.

A todos los que me han acompañado en las numerosas salidas a campo, particularmente al técnico del Laboratorio de Ecología Animal, Lic. Leonardo Scarpa. Si quisiera nombrarlos a todos, seguramente olvidaría a algunos de los que participaron en esta aventura de recorrer las islas del río Paraná y conocer sus espectaculares ambientes, su dinámica y las especies que lo habitan.

Al Dr. Rodrigo E. Lorenzón, quién ha estado siempre dispuesto para atender a mis consultas y me ha ayudado a comprender parte del mundo de la estadística.

Al cuerpo de Guardaparques de los Parques Nacionales Pre-Delta e Islas de Santa Fe por el apoyo brindado durante el desarrollo del trabajo, particularmente al Guardaparque Julián Alonso, por su amistad y con quien compartimos numerosas jornadas en las islas, donde me ha enseñado tantas cosas que solo se aprenden en el campo y con la compañía de personas que conocen.

Al jurado evaluador de esta tesis, Dr. Luciano Verdade, Dr. Diego Montalti y Dr. Fernando Milesi, que con sus acertadas críticas y sugerencias han ayudado a mejorar la calidad de la misma.

Agradezco a la Facultad de Ciencia y Tecnología, perteneciente a la Universidad Autónoma de Entre Ríos, por el financiamiento brindado para el desarrollo de esta investigación.

Quiero agradecer a mi gran familia, por apoyarme y acompañarme en todos los aspectos de mi vida, y particularmente a mis padres por apoyarme siempre e incentivar me a estudiar y formarme como profesional.

Finalmente, quiero agradecer profundamente a mi esposa Gisela por acompañarme durante estos años y regalarme la hermosa familia que tenemos junto con mis hijos Franco y Lucia, que motivan todos los actos de mi vida y me obligan a esforzarme todos los días por ser mejor persona. Sin ellos, su apoyo, su comprensión, amor y paciencia, no hubiese logrado transitar estos años con el entusiasmo que lo he hecho.

## **ÍNDICE**

<b>Abreviaturas y símbolos</b>	<b>7</b>
<b>Resumen</b>	<b>8</b>
<b>Abstract</b>	<b>10</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>11</b>
1.1 Descripción del sistema fluvial y del régimen hidrológico	11
1.2 Región del Delta del río Paraná	11
1.3 Ambientes del Delta del río Paraná	12
1.4 Contexto histórico de la ganadería en la región	13
1.5 Ganadería en islas y su efecto sobre el ambiente	14
1.6 Las aves y su relación con el ambiente	16
1.7 Enfoque gremial como mecanismo de estudio de las respuestas de las comunidades de aves	16
1.8 Relaciones entre la ganadería y los ensambles de aves a través de la estructura de la vegetación	17
<b>1.9 Objetivos</b>	<b>19</b>
<b>1.10 Hipótesis</b>	<b>20</b>
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>22</b>
2.1 Área de estudio	22
2.2 Diseño de muestreo	23
2.2.1 <i>Características de los sitios de estudio</i>	24
- <i>Parque Nacional Pre-Delta (PNPD)</i>	26
- <i>Parque Nacional Islas de Santa Fe (PNISF)</i>	27
- <i>Islas con Ganadería (IG)</i>	28
2.3 Dinámica hidrológica durante el período de estudio	29
2.4 Muestreo de los ensambles de aves	30
2.5 Análisis estadísticos	31
2.5.1 <i>Análisis de la estructura de la vegetación</i>	31

2.5.2 <i>Análisis de la estructura y composición de los ensambles de aves</i>	32
2.5.3 <i>Análisis por gremios funcionales</i>	35
<b>3. RESULTADOS</b>	<b>38</b>
3.1 <i>Análisis de la estructura de la vegetación</i>	38
3.1.1 <i>Cobertura del dosel</i>	38
3.1.2 <i>Cobertura del estrato arbustivo</i>	38
3.1.3 <i>Cobertura del estrato herbáceo</i>	38
3.1.4 <i>Altura del estrato herbáceo</i>	39
3.2 <i>Análisis de la estructura y composición del ensamble de aves</i>	44
3.2.1 <i>Resultados Generales</i>	44
3.2.2 <i>Descripción de la estructura y composición de la comunidad en los diferentes sitios</i>	44
- <i>Islas con Ganadería</i>	44
- <i>Parque Nacional Islas de Santa Fe</i>	45
- <i>Parque Nacional Pre-Delta</i>	45
3.2.3 <i>Descripción de la estructura y composición de la comunidad entre los distintos años</i>	47
3.2.4 <i>Descripción de la estructura y composición de la comunidad en las distintas estaciones</i>	48
3.2.5 <i>Comparación de la estructura y composición de los ensambles entre los sitios, años y estaciones</i>	50
3.3 <i>Análisis mediante el uso de gremios funcionales</i>	61
3.3.1 <i>Descripción general</i>	61
3.3.2 <i>Descripción por sitios</i>	61
3.3.3 <i>Descripción por años</i>	62
3.3.4 <i>Descripción por estaciones</i>	63
3.3.5 <i>Comparación de la estructura y composición de los distintos gremios funcionales entre los sitios, años y estaciones</i>	64
<b>4. DISCUSIÓN</b>	<b>97</b>

<i>4.1 Cambios en la estructura de la vegetación asociados a la ganadería</i>	<b>97</b>
<i>4.2 Contextualización regional del ensamble de aves</i>	<b>98</b>
<i>4.3 Variación de la estructura de los ensambles entre los sitios, años y estaciones</i>	<b>99</b>
<i>4.4 Cambios en la composición de la comunidad: gremios funcionales</i>	<b>101</b>
<i>4.5 Relación entre la ganadería, la estructura del bosque y las aves</i>	<b>104</b>
<b>5. CONCLUSIONES GENERALES</b>	<b>108</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>110</b>
<b>Anexos</b>	<b>128</b>

## **ABREVIATURAS Y SÍMBOLOS**

cm – centímetros

EE – error estándar

GLM – modelo lineal generalizado

GLMM – modelo lineal generalizado mixto

IG – Islas con Ganadería

km – kilómetros

km/h – kilómetros por hora

LM – modelo lineal general

LMM – modelo lineal general mixto

LRT – Likelihood Ratio Test (cociente de máxima verosimilitud)

MAN – Migrante austral del norte

MAS – Migrante austral del sur

MLO – Migrante longitudinal del oeste

mm – milímetros

NMS – análisis multidimensional no-métrico

°C – grados Centígrados

PERMANOVA - análisis multivariado de la varianza basado en permutaciones

PNISF – Parque Nacional Islas de Santa Fe

PNPD – Parque Nacional Pre-Delta

$R^2$  = coeficiente de determinación

## **RESUMEN**

Los bosques riparios se encuentran entre los sistemas naturales más productivos y valiosos del planeta, albergando una alta biodiversidad. La mayoría de estos ambientes han sufrido procesos de degradación antrópica, siendo la introducción de ganado uno de los procesos que más modifica el ambiente, particularmente la estructura de la vegetación. Las respuestas de la biodiversidad a estas perturbaciones pueden ser negativas, neutras, o positivas respecto a su conservación, y se ha propuesto que las diferentes respuestas se relacionan con la fertilidad y productividad de los ambientes, la historia evolutiva de los mismos en presencia o ausencia de grandes herbívoros naturales, y fundamentalmente con el manejo y la intensidad de pastoreo. Se espera que ambientes que evolucionaron con alta presión de herbivoría presenten mayores valores de diversidad con niveles moderados de ganadería, asociado a un aumento de la heterogeneidad espacial. La presencia de las aves está estrechamente relacionada con la estructura de la vegetación, lo cual establece una relación directa entre las comunidades de aves y las modificaciones causadas por la introducción del ganado. Con el objetivo de evaluar el efecto de la ganadería sobre las comunidades de aves en los bosques fluviales de la región del Delta del río Paraná, se estudiaron y compararon los atributos de los ensambles de aves y la estructura de la vegetación en tres sitios con bosques fluviales de islas con y sin ganadería (Parque Nacional Pre-Delta y Parque Nacional Islas de Santa Fe). Las observaciones de aves fueron realizadas mediante la técnica de puntos de conteo, con un diseño que consistió en una transecta con 4 puntos en cada uno de 3 bosques fluviales en cada uno de los 3 sitios ( $4 \times 3 \times 3 = 36$  puntos), los cuales fueron visitados cada 45 días (2 muestreos por estación del año) durante 3 años consecutivos (2014-2016; 864 muestras en total). Se encontró que la presencia de ganado está asociada con modificaciones en la estructura del bosque, con una disminución en la altura del estrato herbáceo y modificaciones en su composición, disminución de la cobertura del estrato arbustivo y disminución o pérdida de enredaderas, que en ausencia de la ganadería, tapizan la mayor parte de los troncos y arbustos. Estos cambios se asociaron con un aumento en la riqueza, la abundancia y la diversidad de aves en Islas con Ganadería. Respecto a la composición específica y las abundancias relativas de los distintos gremios funcionales, las diferencias estuvieron más relacionadas con los gremios que utilizan los estratos vegetales modificados en presencia de ganadería. Las especies del gremio del suelo se asociaron positivamente con Islas con Ganadería, mientras que las especies de los gremios del estrato arbustivo y del dosel bajo, se asociaron positivamente con los Parques Nacionales. Por otro lado, los gremios funcionales compuestos por especies menos relacionadas con los estratos que modifica la ganadería presentaron pocas o nulas diferencias de abundancia y riqueza entre los sitios. La actividad ganadera, que se practica en toda la región del delta del río Paraná, favorece al aumento de la diversidad de aves, por lo que los esfuerzos deberían centrarse en conocer los niveles de carga más apropiados en términos productivos, cuyo límite sea la no homogeneización del hábitat, manteniendo la dinámica que posiblemente hayan generado los grandes herbívoros naturales que habitaron en el pasado. Generar parches con exclusión completa de la ganadería dentro de las islas podría brindar hábitats a algunas especies que se ven favorecidas por la ausencia de ganadería (aumentando la diversidad beta de las islas), de manera de incrementar la diversidad de la comunidad de aves en la región (diversidad gamma). En las áreas

protegidas es importante considerar estos resultados y definir manejos adecuados a los objetivos de conservación de estos Parques Nacionales. La reintroducción o recuperación de los grandes herbívoros autóctonos que se han extinguido o disminuido en el área debería ser promovida, más allá de lo complejo que pueda resultar lograr este objetivo debido a problemas como la caza furtiva y otros conflictos de uso de suelo que puedan presentar los Parques Nacionales con las áreas que lo rodean, como ser la disponibilidad de ambientes en períodos de inundación, en los que los animales se desplazan a áreas más altas, fuera de los Parques Nacionales.

## **ABSTRACT**

Riparian forests hold high biodiversity and are considered within the most productive natural systems in the planet. Most riparian forests suffered from anthropic deterioration processes such as cattle grazing. Cattle grazing impacts heavily on the environment, mainly by changing vegetation structure. Biodiversity responses to these disturbances can be negative, neutral or positive depending on the fertility and productivity of the environment, their evolutionary history with or without natural herbivorous, and the management and intensity of cattle grazing. Environments that have evolved under high herbivory pressure are expected to show greater levels of diversity with moderate levels of cattle that increase spatial heterogeneity. Presence of birds is tightly related to vegetation structure, therefore an indirect relationship among bird communities and alterations caused by cattle grazing is expected. To assess the effect of cattle grazing over bird communities in fluvial forests in the Delta area of Paraná River, several attributes of bird assemblages and vegetation structure in fluvial forests have been compared among islands with cattle and reserves with no or few cattle (Pre-Delta National Park and Islas de Santa Fe National Park). Bird data was collected through a point-count technique following a sampling design with 4 points along a transect in each of 3 river forests per site ( $4 \times 3 \times 3 = 36$  points). Every point was visited every 45 days (2 samplings per season) for 3 consecutive years (2014–2016, 864 samples in total). The presence of cattle was associated with changes in the forest structure, with a decrease in the height of the herbaceous stratum and modifications in its composition, a decrease in the cover of the shrub layer, and lower abundance or absence of creepers, which cover most of the trunks and shrubs in the absence of cattle. These changes were associated with an increase in bird richness, abundance and diversity on islands with cattle. Most changes in the specific composition and relative abundance of the different functional guilds of birds were related to how they use plant strata. Species of the ground guild were linked positively to islands with cattle, while those species from bush strata and from low canopy were positively related to the National parks. On the other hand, functional guilds of birds less related to those strata modified by cattle showed little or no differences in abundance or richness among the sites. Livestock activity in the delta of Paraná river, associated with increased bird diversity. Consequently efforts should be made to determine the maximum cattle loading levels in terms of productivity that still maintain habitat heterogeneity, keeping the dynamics produced by native herbivores in the past. Patches with livestock exclusion within the islands could provide habitats for some sensitive bird species (increasing the beta diversity of the islands) in order to increase the diversity of the bird community in the region (gamma diversity). These results are important for the appropriate management for conservation within the National Parks. The reintroduction or recovery of the large native extinct or rare herbivores should be promoted in spite of limitations such as illegal hunting and land use conflicts of National Parks with the surrounding areas, such as the availability of environments during floods when animals move to higher areas outside the National Parks.

## **1. INTRODUCCIÓN**

### 1.1 Descripción del sistema fluvial y del régimen hidrológico

Los corredores fluviales, incluidas sus zonas ribereñas, se encuentran entre los ecosistemas más diversos, dinámicos y complejos (Naiman y col., 1993), y son reconocidos como paisajes lineales en los cuales el flujo hidrológico cumple un papel clave al conectar distintos parches (Junk y col., 1989; Malanson, 1993; Ward, 1998). En este tipo de ambiente, las planicies de inundación representan las zonas de interfase entre los ambientes acuáticos y terrestres (Naiman y col., 1993). De este modo, dichas planicies representan un tipo particular de humedales en los cuales la dinámica hidrológica es controlada en primer término por el río al cual se encuentran asociadas.

Las planicies aluviales pueden ser perturbadas por la acción fluvial a través de los regímenes de inundaciones, afectando los procesos sucesionales y determinando en gran parte su heterogeneidad espacial (Salo y col., 1986; Amoros y col., 1987; Terborgh y Petren, 1991; Ward y Stanford, 1995; Ward y col., 1999; Décamps, 1996). Una particularidad de estos ambientes es la diferencia topográfica de la planicie, lo que implica diferentes grados de conectividad hidrológica con el canal del río a través de las inundaciones (Naiman y col., 1993). Puesto que estos ciclos de creciente-bajante representan perturbaciones naturales, la variación de la conectividad hidrológica determina diferentes regímenes de disturbios, y por lo tanto, diferentes estadios sucesionales a lo largo de la extensión de la planicie de inundación. Por lo tanto, la elevada biodiversidad de los sistemas ribereños es mantenida en gran parte por dichos disturbios, los cuales crean un mosaico de parches de vegetación y por ende representan una gran diversidad de hábitats para la fauna (Junk y Piedade, 1997; Pollock y col., 1998; Ward y col., 1999; Naiman y col., 2005).

Actualmente, las planicies de inundación están entre los ecosistemas más amenazados debido a las actividades antrópicas. Muchos han sido inundados y fragmentados por represas, o bien son desconectados del río por diques o por la construcción de estructuras destinadas a estabilizar las orillas del cauce. De acuerdo con esto, las planicies de inundación remanentes en el mundo requieren mayor atención por su elevada biodiversidad, y por los diversos bienes y servicios que proveen a la sociedad humana, tales como purificación y almacenamiento de agua, rejuvenecimiento de suelos productivos, mantenimiento de pesquerías, y por su valor escénico y cultural (Tockner y col., 2010).

### 1.2 Región del Delta del río Paraná

El río Paraná es el segundo río más importante en Sudamérica por extensión, tamaño de la cuenca y caudal (Bonetto, 1986). Los cambios hidrológicos del río, determinados principalmente por las precipitaciones de las regiones tropicales y subtropicales de su cuenca de aporte, imponen una gran variabilidad temporal, determinando en gran medida la composición de hábitats de la planicie de inundación en un momento dado, así

como los cambios del paisaje en escalas temporales más amplias (Power y col., 1988; Resh y col., 1988; Naiman y col., 1993; Stanford y col., 1996, 2005). El grado en el cual el río está hidrológicamente conectado con la planicie de inundación es un fenómeno tiempo-dependiente (Tockner y col., 1999). Si un determinado punto de la planicie de inundación está o no conectado en un momento dado depende de las condiciones hidrológicas que presenta el río y la correspondiente elevación de la superficie (Ickes y col., 2005). Así, la planicie de inundación constituye hábitats que oscilan entre fases terrestres y acuáticas (Schnack, 2006). De este modo, de acuerdo con los requerimientos de hábitat de las especies, el régimen hidrológico es responsable de la mayor o menor oferta de hábitats de acuerdo al nivel de agua que existe en un momento dado, sumando a la diversidad espacial de ambientes una marcada dinámica temporal, incluso a escalas menores (Beltzer y Quiroga, 2007; Lorenzón, 2014).

La región del Delta del río Paraná posee características particulares, generadas por la confluencia e influencia de elementos bióticos y ecosistemas característicos de las llanuras templadas (Región Pampeana y Mesopotámica), y de las regiones tropicales y subtropicales (Chaqueña, Paranaense, con amplia distribución tropical), constituyendo un corredor o relicto que favorece la dispersión y asentamiento de especies de flora y fauna que utilizan sus diversos hábitats (Malvárez, 1999; Giraud y Arzamendia, 2004; Arzamendia y Giraud, 2009). Esta región se encuentra en la porción inferior del macro-sistema de humedales que conforma el río Paraná, extendiéndose a lo largo de aproximadamente 300 km, y se ve influenciada fundamentalmente por los pulsos de inundación que caracterizan la hidrología del río y por ende la biodiversidad del ecosistema (Beltzer y Neiff, 1992; Malvárez, 1999; Neiff, 1999; Bó y Malvárez, 1999; Rossetti y Giraud, 2003; Ronchi Virgolini, 2011). Presenta un periodo de ascenso a partir del mes de setiembre, culminando con un máximo en el mes de marzo. Luego comienza a descender alcanzando las bajantes más pronunciadas en el mes de agosto. Sin embargo, pueden producirse repuntes excepcionales, uno en junio y otro en octubre. Este régimen puede presentar irregularidades interanuales considerables; en años particulares pueden producirse inundaciones extraordinarias que cubren enteramente la llanura aluvial, asociadas al fenómeno de “El Niño” (Bonetto, 1986). Este fenómeno se expresa en la región a través de inundaciones de gran envergadura, no sólo por los volúmenes de agua involucrados, sino también por el tiempo que ésta permanece sobre la superficie. El pico de creciente desencadenado por las lluvias en la alta cuenca del Paraguay–Paraná se desplaza por el río Paraná provocando numerosos desbordes en su valle de inundación, y al llegar a la ciudad de Diamante se derrama por toda la superficie del Delta. La altura del agua en la región llega entonces a ascender tres o cuatro metros por encima del nivel medio y permanece durante meses dependiendo del lugar (tal como sucedió en el evento de 1982-83) aunque varía de acuerdo a la intensidad del fenómeno, produciendo un impacto de gran magnitud sobre las comunidades naturales y las actividades productivas del Delta (Kandus y col., 2006).

### 1.3 Ambientes del Delta del río Paraná

La porción superior de la región del Delta del río Paraná fue clasificada por Malvárez (1997) como la unidad de paisaje de “Bosques, praderas y lagunas de llanuras de meandros”. Esta unidad cubre una superficie

equivalente al 7 % de la región. Su diseño es muy complejo y está formado por la superposición de dos patrones (Iriondo y Scotta, 1978). El primero corresponde a una llanura aluvial antigua y se caracteriza por la presencia de numerosas lagunas no vegetadas, de gran tamaño, rodeadas por áreas bajas con inundación semipermanente que, en conjunto, representan aproximadamente el 45% de la unidad. El segundo se origina por la actividad de los numerosos distributarios del río Paraná que cruzan la planicie aluvial en el cambio de dirección que da inicio a la región. Los mencionados distributarios, que cubren el 5% de la unidad, se caracterizan así por formar un intrincado patrón de espiras de meandro que se superpone al patrón anterior, así como albardones altos en algunos tramos de su curso (Malvárez, 1997). Tanto los albardones como las espiras, especialmente las más jóvenes, constituyen las partes topográficas más elevadas de las islas. A partir de los mismos, y hacia la zona opuesta a los cauces, se desarrollan gradientes topográficos que terminan en lagunas o cuerpos de agua libre, generalmente extensos, que ocupan las partes más bajas y presentan distinto grado de conexión con los cursos principales a través de cortos canales. En los gradientes topográficos “albardón–laguna”, la vegetación arbórea se encuentra en los albardones formando bosques. A medida que disminuye la altura de los elementos en el gradiente topográfico, la fisonomía de bosque va siendo reemplazada por praderas de gramíneas altas o pajonales, cuyos individuos llegan ocasionalmente a extenderse hasta el borde de las lagunas (Malvárez, 1997). En función de esto las islas están conformadas por una parte más elevada (“albardón”), que representa aproximadamente el 20% de su superficie y otra más baja (“estero” o “pajonal”) que ocupa el 80% restante (Borodowski, 2006).

Estos bosques riparios y las áreas cercanas a los cursos de aguas son importantes unidades del sistema fluvial y actúan como zonas ecotónicas entre el río y tierras adentro, albergando una alta diversidad de aves que los utiliza como sitios de alimentación, refugio y nidificación, y permitiendo tanto el desarrollo de especies exclusivas de este ambiente como de especies que utilizan un mosaico de ambientes de la región (Hunt, 1985; Dobrowolski, 1997; Neiff, 2005; Berduc y col., 2015). La mayoría de estos ambientes han sufrido procesos de degradación antrópica que continúan en el presente, tales como la pesca, la caza, el asentamiento de viviendas, la navegación, la extracción de leña y árboles, y la introducción de ganado (Croonquist y Brooks, 1991, 1993; Kandus y Quintana, 2016). Este último factor ha sido considerado como uno de los procesos antropogénicos que más modifica el ambiente, fundamentalmente la estructura de la vegetación (Robertson y Rowling, 2000; Jansen y Robertson, 2001a, 2001b, Quintana y col., 2014).

#### 1.4 Contexto histórico de la ganadería en la región

A fines del siglo XVI se introdujeron los primeros bovinos en el Delta del río Paraná, ligado principalmente a las necesidades de alimentación de las poblaciones españolas establecidas en el litoral. Ya en el siglo XVIII era común el traslado de ganado entre la zona continental y la isleña. Inicialmente, la región estuvo caracterizada por una modalidad ganadera denominada “ganadería de islas”, la cual era extensiva, involucraba una relativamente baja carga animal y tenía un marcado carácter estacional, ya que durante los meses cálidos, coincidente con el período de aguas bajas, los animales eran introducidos en las islas para su

engorde con la vegetación nativa, retirándolos de las mismas y llevándolos hacia establecimientos relativamente cercanos ubicados en el continente en otoño. Este sistema productivo, en cierta medida adaptado a la dinámica de estos humedales, permaneció más o menos estable hasta las últimas décadas del siglo XX (Quintana y col., 2014).

La ganadería sigue siendo una de las actividades productivas de mayor importancia en el Delta Medio y Superior del río Paraná, y ha cobrado un particular impulso durante las últimas dos décadas. Debido a los altos rendimientos alcanzados en la producción de granos en las zonas pampeanas circundantes, tuvo lugar una significativa expansión de la frontera agrícola y un reemplazo de pasturas por cultivos, lo que produjo el desplazamiento de una importante fracción de la actividad ganadera hacia sitios considerados marginales para la producción agrícola tales como los humedales fluviales del Delta del Paraná (Quintana y Bó, 2010). El resultado fue un incremento notable en el número de cabezas presentes en las islas, pasando de unas 160.000 a 1.500.000 entre 1997 y 2007. En la región superior del Delta, las crecientes hacen difícil mantener una carga estable e implican realizar movimientos de hacienda no planificados. Se producen variaciones de acuerdo a los diferentes ambientes y a la época del año, aunque suele aumentar en primavera-verano. Los equivalentes de vaca (EV) por hectárea totales rondarían los 0,46, con un máximo entre 1 y 1,2 (Quintana y col., 2014).

### 1.5 Ganadería en islas y su efecto sobre el ambiente

El pastoreo de bosques y hábitats ribereños altera la estructura vertical y horizontal y la composición de la vegetación mediante una combinación de pisoteo, pastoreo, cambios en los flujos de nutrientes y pérdida o reclutamiento alterado. En general, se eliminan los arbustos, se inhibe el establecimiento de plántulas de árboles, se pisotean los árboles jóvenes y se roza la capa de pasto de manera heterogénea o, cuando la presión de pastoreo es alta, el pasto se vuelve homogéneo (Kauffman y Krueger, 1984; Fensham y Skull, 1999; McIntyre y col., 2001, 2003).

Algunos autores consideran que la ganadería extensiva es más compatible con la conservación de la biodiversidad que la agricultura a gran escala o la urbanización (por ejemplo, Cingolani y col., 2008). No obstante, si se compara la ganadería extensiva con la exclusión completa de actividades agropecuarias (como ocurre en un área protegida), la ganadería puede resultar perjudicial, neutra, o beneficiosa para la conservación de la biodiversidad (Perevolotsky y Seligman, 1998; McIntyre y col., 2003; Cingolani y col., 2005a; Lunt y col., 2007). El pastoreo produce cambios en la fisonomía y en la composición florística de los ambientes en relación con las distintas estrategias de las plantas frente a la herbivoría, que varían según la productividad del sitio (Coley y col., 1985; Rosenthal y Kotanen 1994; Cingolani y col., 2005b; Díaz y col., 2007). Existe una controversia sobre los beneficios o perjuicios que puede tener esta actividad agropecuaria, en función de los ecosistemas, tipos de explotaciones y otros aspectos que se evalúen. Muchos autores han encontrado una asociación positiva entre la ganadería y la diversidad de especies vegetales (Van Wieren, 1995; Verdú y col., 2000; Marty, 2005; Pykälä, 2004), mientras que otros han reportado una disminución de la diversidad asociada a la ganadería (Fensham y Skull, 1999; Hernández Vargas y col., 2000; Dorrough, 2006; Díaz y col. 2007;

Ratovonamana y col., 2013; Rodríguez-Medina y col., 2017). En un análisis a escala mundial, Milchunas y Lauenroth (1993) consideraron al pastoreo como un factor que influye en la conversión de pastizales a matorrales menos deseables, aunque sugieren que esas percepciones pueden ser erróneas y señalan que sus datos respaldan la controvertida hipótesis (en 1993) de que el pastoreo puede aumentar la producción primaria neta por aérea en algunas situaciones. Otros autores han encontrado que la exclusión del ganado, así como las densidades bajas o moderadas, promueven la retracción y, finalmente, la eliminación de los pastizales cortos y su reemplazo por pastizales de matas altas, o posiblemente por vegetación leñosa (Cingolani y col. 2014). Se ha propuesto que las diferentes respuestas se relacionan con la fertilidad y productividad de los ambientes, la historia evolutiva de los mismos en presencia o ausencia de grandes herbívoros naturales y, fundamentalmente, con el manejo y la intensidad de pastoreo (Van Wieren, 1995; Olf y Ritchie, 1998; Cingolani y col., 2008).

La historia evolutiva de los ambientes en relación con la herbivoría define en gran medida el tipo de respuesta que estos puedan tener con respecto a la actividad ganadera. Los sistemas que evolucionaron con altas presiones de herbivoría son más resilientes como consecuencia de las variaciones temporales y espaciales de dicha presión durante tiempos evolutivos, y en ellos los cambios producidos por las cargas ganaderas normales son reversibles (Cingolani y col., 2005a). En ambientes que evolucionaron con baja presión de herbivoría se esperan mayores valores de diversidad con bajas cargas de ganado, mientras que los ambientes que evolucionaron con alta presión de herbivoría presentarían mayores valores de diversidad con niveles moderados de ganadería (Cingolani y col., 2008). El aumento de la diversidad se produce principalmente debido a que el pastoreo impide la dominancia de unas pocas especies con alta capacidad competitiva, tal como propone la hipótesis del disturbio intermedio (Grime, 1973; Connell, 1978; Olf y Ritchie, 1998).

Debido a que las plantas son la base de la estructura trófica, se esperaría que a mayor diversidad de plantas haya mayor diversidad de fauna asociada. Por otro lado, el ganado doméstico reduce la cantidad de biomasa vegetal disponible para la alimentación de otros organismos, y simplifica la estructura vertical de la vegetación, la cual provee a los animales de refugios climáticos y de los predadores y de sitios para alimentación y reproducción (James y col., 1999, Díaz y col., 2007). La reducción de biomasa y estructura vegetal se dan simultáneamente con un aumento de la diversidad vegetal, coexistiendo dos fuerzas opuestas que estructurarían la diversidad de fauna, y el desenlace depende de cuál de estos factores es (o fue) más importante (Cingolani y col., 2008). Por eso es importante que la información de la historia evolutiva de los ambientes frente a la herbivoría forme parte de los procesos de análisis de las respuestas de la diversidad respecto a la ganadería (Kay y col., 2017).

En general, más allá de la historia evolutiva de los ambientes, se espera que a intensidades muy elevadas de pastoreo se produzca una homogenización espacial, mientras que niveles bajos o moderados de pastoreo pueden aumentar la heterogeneidad espacial (Fuhlendorf y Engle, 2001). Este aumento de la heterogeneidad espacial se relaciona positivamente con la diversidad de especies, ya sea a escala local o de paisajes (Verdú y col., 2000; Ronchi Virgolini, 2011; Frutos y col., 2016, Penteado y col., 2016).

## 1.6 Las aves y su relación con el ambiente

Las aves están entre los grupos de fauna más conspicuos, abundantes y diversos de los sistemas fluviales, presentando una gran diversidad morfológica, funcional y etológica como resultado de sus diferentes historias de vida (Blake y Karr, 1984; Owen y Black, 1990; Weller, 2003). La amplia variedad de dietas y estrategias para alimentarse de las aves resulta en una partición efectiva de los recursos disponibles, lo que facilita la coexistencia de las especies (Weller, 2003; Van der Valk, 2006). Así, diferentes especies utilizan el espectro de hábitats que caracteriza los sistemas fluviales (Krapu y Reinecke, 1992; Weller, 2003). Como resultado de esto, las aves están entre los grupos mejor adaptados para explotar los recursos que proveen los humedales, existiendo una amplia variación en los requerimientos de hábitat entre las especies, las cuales, con su abundancia y diversidad de especies, demuestran la riqueza biológica y la productividad de este tipo de ambientes (Weller, 2003; Aber y col., 2012).

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 (Verner, 1981; Wendt, 1995; Cozzani y Zalba, 2009) y de gran uso para el diseño de estrategias de conservación de ambientes en todo el mundo. Estas especies se presentan dentro de un rango limitado de hábitats disponibles (Wiens, 1989; Fandiño y col., 2010) y sus respuestas biológicas tienden a mostrarse máximas sobre un conjunto limitado de condiciones ambientales y recursos naturales, definido como su hábitat óptimo (Hall y col., 1997; Gonzáles Oreja, 2003). La estructura de la vegetación se encuentra entre los factores más importantes que condicionan la variación espacio - temporal de los ensambles de aves (Willson, 1974; Roth, 1976; Rotenberry, 1985; Cody, 1985; Ronchi Virgolini y col., 2010) lo cual establece una relación directa entre los ensambles de aves y las modificaciones causadas por la introducción del ganado.

## 1.7 Enfoque gremial como mecanismo de estudio de las respuestas de las comunidades de aves

Las especies de aves no responden de igual modo ante un determinado cambio, ya que no todas utilizan los mismos recursos de la misma manera, existiendo diferencias especie-específicas en las respuestas a la variación ambiental y/o al efecto de los disturbios, pudiendo algunas especies verse favorecidas, otras perjudicadas, y otras no ser alteradas (Rotenberry y Wiens, 1980; Weller, 2003; Okes y col., 2008). La idea de que las respuestas de las especies a los disturbios depende de su historia natural está ampliamente extendida en ecología (Okes y col., 2008; Bejarano y col., 2012). Si las respuestas de los organismos a diferentes factores de interés puede ser predicha desde lo que es conocido sobre su biología básica, en teoría es posible derivar mecanismos que permitan predecir los efectos de alteraciones particulares del hábitat sobre la biodiversidad (Okes y col., 2008). No obstante, el gran número de especies de aves a lo largo de los sistemas ribereños del mundo dificulta abordar los efectos de los impactos sobre todas las especies, así como extrapolar los resultados entre diferentes regiones geográficas (Bejarano y col., 2012). En este contexto, el enfoque gremial que propone

agrupaciones supraespecíficas ha sido profusamente aplicado en estudios ornitológicos, como una alternativa a los más complicados enfoques especie-específicos (Croonquist y Brooks, 1991; Milesi y col., 2002; Farías y col., 2007).

Originalmente, el término “gremio” describe a un grupo de especies que utiliza los mismos recursos de manera similar, independientemente de las relaciones taxonómicas (Root, 1967). No obstante, la aproximación gremial ha sido utilizada en diversos contextos a través de diferentes criterios de agrupación y con distintas finalidades. Por un lado, el concepto de gremio ha sido propuesto como una herramienta de manejo en ecología aplicada (i.e., gremios de manejo; Verner, 1984; Milesi y col., 2002; Farías y col., 2007). Este enfoque se basa en la idea de que si un gremio depende de cierto recurso que puede verse afectado por la actividad humana, alguna propiedad del gremio, como su abundancia, puede tomarse como un buen indicador del efecto de tal disturbio (Farías y col., 2007). Por lo tanto, este enfoque se basa en la idea de que las especies que hacen un uso similar de los recursos tienen respuestas también similares a los cambios ambientales y/o a los disturbios. Esta aproximación ha sido especialmente discutida puesto que otros procesos, como la competencia entre especies con nichos similares, pueden impedir respuestas ecológicas similares a cambios en el hábitat (Milesi y col., 2002; Farías y col., 2007).

Alternativamente, atendiendo a estas dificultades, se ha propuesto la agrupación de las especies de acuerdo a respuestas comunes al efecto de algún factor ambiental de interés (Verner, 1984; Wilson, 1999; Milesi y col., 2002), dejando de lado la inferencia de las respuestas a partir de las características ecológicas de las especies, siendo necesario realizar previamente estudios sobre las respuestas específicas de las especies a los cambios ambientales generados por los factores de interés, y sobre los cuales se quiere determinar su efecto (Wilson, 1999; Milesi y col., 2002).

Finalmente, la clasificación de las especies en gremios de acuerdo al uso de los recursos (Root, 1967; Gitay y Noble, 1997; Wilson, 1999; Blondel, 2003), facilita los estudios de las comunidades, permitiendo realizar comparaciones referidas a la organización funcional de los gremios, aun cuando no existan en ellos especies comunes (Terborgh y 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 funcionales de especies con la expectativa de encontrar un comportamiento ecológicamente similar entre las especies que lo componen.

### 1.8 Relaciones entre la ganadería y los ensambles de aves a través de la estructura de la vegetación

Los efectos del ganado sobre los ensambles de aves son todavía controvertidos, en parte porque los efectos del pastoreo del ganado doméstico sobre los ecosistemas varían y en parte porque este efecto es difícil de evaluar debido a la escasez de áreas sin ganado (Bellis y Muriel, 2015). La exclusión del pastoreo en sistemas que han evolucionado en presencia de grandes herbívoros puede reducir o extinguir localmente poblaciones de aves adaptadas a la vegetación controlada por el pastoreo (Bock, 1999; García y col., 2008). En estos ambientes,

la ganadería con cargas moderadas puede tener efectos positivos en algunas especies (Bock, 1999; Macchi y Grau, 2012). Por ejemplo, en las montañas europeas donde al pastoreo aumenta la heterogeneidad de la vegetación, favorece la diversidad de aves a nivel de paisaje (Laiolo y col., 2004). En Etiopía, encontraron mayores valores de riqueza y diversidad de aves en pastizales de montaña perturbados, respecto a sitios protegidos, relacionado principalmente a la altura de los pastizales (Tadele y col., 2014). En las Sierras centrales de Argentina se demostró que el pastoreo tradicional con cargas altas que mantiene un paisaje más heterogéneo mantiene una mayor diversidad de aves en comparación con su exclusión completa, pero por el momento no se conoce qué sucede a cargas moderadas, que son las que maximizan la heterogeneidad del paisaje (García y col., 2008). En bosques riparios de Australia encontraron que las especies de aves más perjudicadas por la ganadería son las que dependen de un sotobosque bien desarrollado, pero sostienen que una alta riqueza y abundancia de aves son compatibles con niveles moderados de ganadería (Martin y McIntyre, 2007). Posteriormente, se probaron modelos predictivos que concluyeron que las especies de aves más perjudicadas por la ganadería son las que explotan recursos del estrato arbustivo, mientras que las más beneficiadas son las que explotan recursos del suelo (Martin, 2010). Por otro lado, estudios sobre ensambles de aves de Norte América han sugerido que el intenso manejo ganadero actual en general reduce la diversidad porque produce una homogeneización del paisaje (Fuhlendorf y Engle, 2001). En Australia, donde el pastoreo reduce la heterogeneidad de la vegetación también se reduce la diversidad de aves (Martin y Possingham, 2005). En bosques de Inglaterra, encontraron una relación positiva entre la exclusión de ciervos y los gremios de aves del estrato arbustivo y del suelo principalmente, utilizando parcelas pequeñas de exclusión reciente (Holt y col., 2014).

En función de la gran variedad de respuestas que presentan las comunidades de aves respecto a la ganadería, asociadas a las regiones donde se lleva adelante esta actividad y a la historia evolutiva de los ambientes de esas regiones, toma relevancia evaluar el efecto de la ganadería sobre las comunidades de aves que habitan los bosques fluviales de la región del Delta del río Paraná y el estado de conservación del ambiente, donde la ganadería es una actividad importante. En este sentido, las áreas protegidas representan sitios ideales, dado que brindan puntos de referencia y control con respecto a ambientes adyacentes perturbados. Puntualmente en el tramo Inferior del río Paraná, se encuentra el Parque Nacional Pre-Delta, dentro de una región pobremente representada en el sistema nacional de áreas protegidas (Aceñolaza y col., 2005), sobre la que se cuenta con algunos estudios previos de su avifauna (Alonso, 2008; Alonso y Ronchi Virgolini, 2008; Ronchi Virgolini y col., 2008, 2010, 2011, 2013; Ronchi Virgolini, 2011). De este modo, siendo una de las pocas áreas activamente protegidas en esta planicie, representa un marco adecuado para el estudio del impacto de la ganadería sobre la biodiversidad de aves. Además, en cercanías de esta área protegida se encuentra el Parque Nacional Islas de Santa Fe, donde se ha excluido recientemente la actividad ganadera, lo que permite realizar comparaciones de estados intermedios de perturbación, frente a al resto de las islas de la región donde se lleva adelante la ganadería.

## **1.9 OBJETIVO GENERAL**

- Relacionar y comparar los atributos de los ensambles de aves con las variaciones que genera la ganadería en los Bosques Fluviales de la Planicie de Inundación del río Paraná.

## **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Evaluar el efecto de la ganadería sobre la estructura de la vegetación de los bosques fluviales de la planicie de inundación del río Paraná.
- Comparar los ensambles de aves en sus atributos de riqueza, composición específica, abundancia relativa, y diversidad, así como la composición y abundancia relativa de gremios funcionales entre bosques fluviales con ganadería y sin ganadería, con exclusión antigua (> 20 años: Parque Nacional Pre-Delta) y reciente (4 años: Parque Nacional Islas de Santa Fe) de ésta.
- Evaluar la variación temporal de los ensambles de aves en términos de riqueza, composición específica, abundancia relativa y diversidad, y a través de la composición y abundancia relativa de gremios funcionales en bosques con ganadería y sin ganadería, con exclusión antigua (> 20 años: Parque Nacional Pre-Delta) y reciente (4 años: Parque Nacional Islas de Santa Fe) de ésta.

## 1.10 HIPÓTESIS

- Hipótesis 1: La ganadería modifica la estructura de la vegetación, aumentando la heterogeneidad espacial por disminución en distinto grado de la cobertura del estrato arbustivo/arbóreo y la altura del estrato herbáceo. Esto repercute en la comunidad de aves dependiendo de la relación que tienen las distintas especies con los recursos asociados a estos estratos. Los ensambles de aves no difieren en términos de riqueza, abundancia y diversidad entre los bosques con ganadería y sin ganadería, aunque sí en la constitución de gremios funcionales en cada situación. Las principales diferencias se encuentran en la composición específica y las abundancias relativas de los distintos gremios funcionales.

- Predicción 1.1: Los valores de riqueza, abundancia y diversidad entre los sitios con ganadería y sin ganadería serán similares.

- Predicción 1.2: Los bosques fluviales con ganadería presentan mayor riqueza y abundancia en gremios funcionales compuestos por especies asociadas a la disponibilidad de acceso al suelo, y los bosques fluviales sin ganadería presentarán mayor riqueza y abundancia en gremios funcionales compuestos por especies asociadas a la presencia de un sotobosque/bosque bien desarrollado (estratos herbáceo y arbustivo).

- Hipótesis 2: Las inundaciones extraordinarias ocurren durante determinadas estaciones, generalmente asociadas al pulso de creciente estival del río (verano – otoño), y presentan dos procesos de modificaciones sobre el ambiente, temporalmente separados. Primeramente, durante la etapa de inundación se genera un proceso de homogenización a escala de paisaje modificando la estructura de la vegetación, disminuyendo la cobertura del estrato arbustivo y eliminando el estrato herbáceo y la disponibilidad de acceso al suelo. Luego, durante la etapa post-inundación, el aporte de nutrientes que ocurre durante el proceso de inundación favorece el crecimiento de la vegetación de los estratos herbáceos y arbustivos. Estos procesos afectan la composición y abundancia de gremios funcionales de aves asociados a la mayoría de estos estratos. Tales efectos enmascaran o, por su magnitud, vuelven prácticamente insignificantes a las modificaciones generadas por la ganadería (hipótesis 1).

- Predicción 2.1: Durante las estaciones donde ocurra un proceso de inundación extraordinaria bajarán los valores de riqueza y abundancia de gremios funcionales relacionados a estratos arbustivos, herbáceos y suelo de los diferentes sitios respecto a las mismas estaciones en años sin este tipo de inundaciones.

- Predicción 2.2: Durante las estaciones posteriores a la ocurrencia de un proceso de inundación extraordinaria, los valores de riqueza y abundancia de gremios funcionales relacionados a estratos arbustivos, herbáceos y suelo serán similares a los de las mismas estaciones en años sin este tipo de inundaciones.

- Predicción 2.3: Durante un proceso de inundación extraordinaria, las diferencias en la composición de especies entre sitios con ganadería y sin ganadería serán menores o indetectables, respecto a diferencias entre sitios en estaciones en años sin este tipo de inundaciones.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### 2.1 Área de estudio

El trabajo fue llevado a cabo en bosques fluviales de la planicie de inundación del río Paraná, en la región de Pre-Delta, específicamente desde el Parque Nacional Pre-Delta (32°03'S; 60°38'O), cercano a la ciudad de Diamante (Entre Ríos), hasta el Parque Nacional Islas de Santa Fe (32°25'S; 60°49'O) ubicado cerca de la ciudad de Puerto Gaboto, Santa Fe, Argentina (Fig. 1).

De acuerdo con la subdivisión de la región del Delta del río Paraná realizada por Malvárez (1999), todos los muestreos están incluidos en la unidad de paisaje “Bosques, praderas y lagunas de llanura de meandros”, la cual cubre una superficie equivalente al 7% de la región del Delta. Los numerosos distributarios del río Paraná que cruzan la planicie aluvial en el cambio de dirección que da inicio a la región del Delta se caracterizan por formar un intrincado patrón de espiras de meandro, así como albardones altos en algunos tramos de su curso, que representan las porciones topográficamente más elevadas y poseen fisonomías de bosque (Malvárez, 1999).

Las características climáticas del área la ubican dentro de un clima templado / cálido húmedo (Kottek y col., 2006). Las temperaturas medias anuales se encuentran en el orden de los 19 °C y el régimen pluviométrico anual es de 900 mm, con una marcada estacionalidad intra-anual, con periodos estivales más cálidos y con mayor cantidad de precipitaciones que los invernales. No obstante, el inmenso volumen de agua que fluye en dirección norte-sur a lo largo del Paraná y otros ríos de la Cuenca del Plata transporta una cantidad significativa de calor desde los trópicos a la región templada, generando efectos climáticos locales tales como una alta humedad ambiental y una mitigación de las fluctuaciones diarias y estacionales extremas de la temperatura (Menalled y Adámoli, 1995; Iriondo y col., 2007). 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 y Saluso, 1987).

El río Paraná forma parte de la Cuenca del Plata, la segunda cuenca más importante de Sudamérica y uno de los diez sistemas fluviales más importantes del mundo (Bonetto, 1986; Paoli y col., 2000; Marchetti y Aceñolaza, 2012). En contraste a las otras cuencas más importantes de Sudamérica (la del río Amazonas y el río Orinoco), los principales ríos de la Cuenca del Plata (como el río Paraná y el río Uruguay) fluyen en sentido norte-sur desde latitudes tropicales hasta latitudes subtropicales-templadas (Menalled y Adámoli, 1995; Giraudo y Arzamendia, 2004; Arzamendia y Giraudo, 2009), actuando como corredores biológicos de gran extensión latitudinal, permitiendo así la penetración de elementos subtropicales en una zona templada (Cabrera, 1994; Malvárez, 1999).

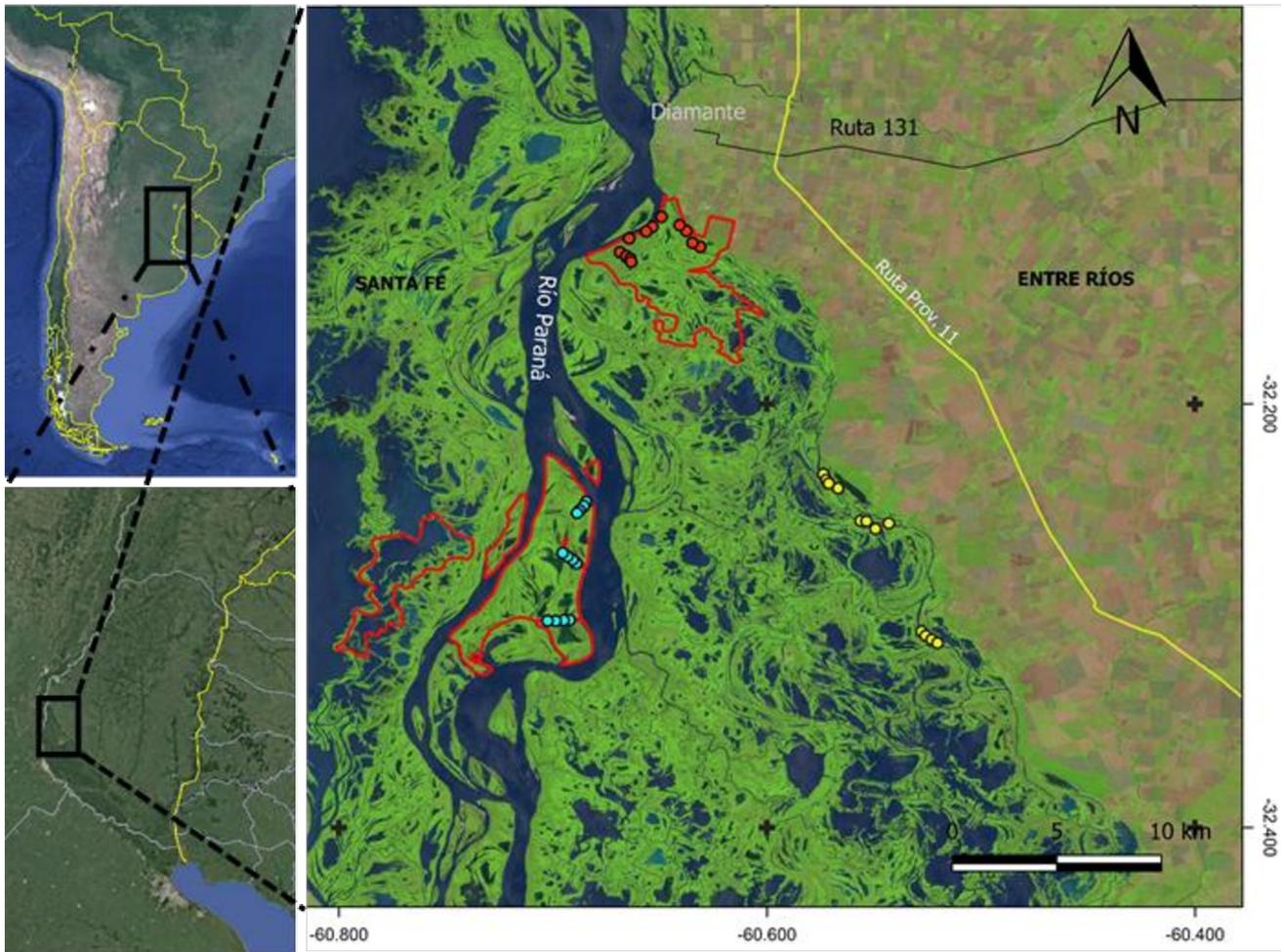
Desde el punto de vista biogeográfico, el área de estudio se encuentra en una región donde confluyen diversas corrientes florísticas, con el ingreso de especies pertenecientes principalmente a la Provincia Paranaense (Dominio Amazónico) y a las Provincias Chaqueña y del Espinal (Dominio Chaqueño) (Cabrera y Willink, 1973; Cabrera, 1994). A lo largo de su trayectoria, el tramo medio del río Paraná limita principalmente

con las ecorregiones del Chaco Húmedo y del Espinal, que difieren en clima, suelos, flora y fisonomía de la vegetación (Burkart y col., 1999; Olson y col., 2001).

## 2.2 Diseño de muestreo

El estudio fue llevado a cabo en tres sitios con diferentes manejos respecto a la ganadería. Bosques en sitios con ganadería, bosques en sitios con exclusión antigua (> 20 años: Parque Nacional Pre-Delta) y bosques en sitios con exclusión reciente (< 5 años: Parque Nacional Islas de Santa Fe) de ésta. Los sitios de muestreo fueron seleccionados teniendo en cuenta las características de los bosques tales como el ancho y la accesibilidad, priorizando sitios en los que la continuidad de un mismo albardón permitió colocar transectas compuestas por cuatro puntos separados por no menos de 250 metros entre sí.

El diseño de muestreo consistió en tres transectas de cuatro puntos de conteo en cada uno de los sitios bajo diferente manejo (9 transectas y 36 puntos de conteo en toda el área de estudio; Fig. 1). Las tres transectas dentro del mismo sitio estuvieron separadas entre sí por no menos de 1500 metros. Los monitoreos fueron realizados dos veces por estación, con intervalos de 45 días, en las cuatro estaciones del año, durante tres años (2014–2016). De esta forma, se realizaron 864 conteos (24 repeticiones temporales en cada uno de 36 puntos de conteo distintos). Se tomaron datos de la estructura del bosque en parcelas de vegetación con centro en cada punto de conteo durante cada visita realizada (mediante estimación visual), describiendo la cobertura (en %) y composición específica del estrato arbóreo, la cobertura del estrato arbustivo (en %) y la cobertura (en %) y altura media del estrato herbáceo (en cm) (Matteucci y Colma, 1982). Si bien cada transecta abarcaba un mismo albardón continuo, cada punto de conteo tenía características propias debido a que el bosque cambia su estructura de acuerdo a características tales como la topografía, la antigüedad y la composición específica vegetal.



**FIGURA 1.** Ubicación del área de estudio y posición de los puntos de muestreo. Los círculos rojos corresponden a puntos de muestreo en el Parque Nacional Pre-Delta; los círculos celestes corresponden a puntos de muestreo en Parque Nacional Islas de Santa Fe; los círculos amarillos corresponden a puntos de muestreo en Islas con Ganadería. Las áreas de los Parques Nacionales se presentan delimitadas por contornos rojos.

### 2.2.1 Características de los sitios de estudio

Dentro del área de estudio, se trabajó en tres sitios con distinta accesibilidad y manejo de la ganadería: (1) un área protegida libre de actividad ganadera durante más de dos décadas (Parque Nacional Pre-Delta) que está bajo la Administración de Parques Nacionales desde el año 1992, (2) un área protegida con reciente exclusión de la actividad ganadera (Parque Nacional Islas de Santa Fe) que pasó a la Administración de Parques Nacionales en el año 2010, y (3) un grupo de islas privadas bajo uso productivo con actividad ganadera (Islas con Ganadería).

En general, entre los diferentes puntos de conteo, varió la composición específica del estrato arbóreo y la estructura de la vegetación, encontrándose (1) bosques monoespecíficos de Sauce criollo (*Salix humboldtiana*), con coberturas del dosel cercanas al 50%, acompañado por estratos arbustivos y herbáceos bien desarrollados

(Fig. 2), con altos porcentajes de enredaderas y arbustos; (2) bosques mixtos abiertos (Fig. 3), compuestos principalmente por Curupí (*Sapium haematospermum*), Ceibo (*Erythrina crista-galli*), Timbó blanco (*Albizia inundata*), Espinillo (*Acacia caven*), Sauce criollo, Aliso de río (*Tessaria integrifolia*) y Laurel de río (*Nectandra falcifolia*), con coberturas de dosel cercanas al 70%, acompañados por estratos arbustivos y herbáceos bien desarrollados, con menor proporción de enredaderas y menor altura; (3) bosques mixtos cerrados (Fig. 4), con mayor proporción de Curupí, Ceibo y Timbó blanco que los bosques mixtos abiertos, con coberturas del dosel cercanas al 85–90%, acompañados por estratos arbustivos y herbáceos bien desarrollados, con menor proporción de enredaderas y menor altura; (4) bosques monoespecíficos de Laurel de río (Fig. 5), con coberturas del dosel cercanas al 85–90%, con escaso desarrollo de los estratos herbáceos y arbustivos, y gran porcentaje de suelo desnudo. Entre las especies que se pueden encontrar en el sotobosque de los distintos tipos de bosques, se destacan: *Urera aurantiaca*, *Commelina diffusa*, *Cestrum guaraniticum*, *Lippia alba*, *Ipomea alba* y *Passiflora suberosa*. El estrato herbáceo está compuesto por especies como *Baccharis sp.*, *Sida rhombifolia* y *Aspilia silphoides*, y son frecuentes las enredaderas como *Ipomoea spp.*, *Muehlenbeckia sagittifolia* y *Mikania micrantha* (Beltzer y Neiff, 1992). Generalmente la altura del estrato herbáceo varió inversamente con la cobertura del dosel, presentando las máximas alturas medias los bosques de menor cobertura arbórea, como los monoespecíficos de Sauce criollo.

#### Parque Nacional Pre-Delta (PNPD)

El área es protegida activamente por la Administración de Parques Nacionales (APN) desde el año 1992, habiendo sido retirado el ganado vacuno a partir de esa fecha. Actualmente, además de los herbívoros naturales que habitan el área, principalmente carpinchos (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y coipos (*Myocastor coypus*), existe un pequeño grupo de caballos que son utilizados por los guardaparques.

Los bosques sobre los que se establecieron los puntos de conteo se caracterizaron por mantener un estrato herbáceo de gran altura media durante las distintas estaciones del año (Fig. 2), cercanos a los 75–85 cm en primavera-verano, y 45–60 cm en otoño-invierno, con los valores más bajos en algunos puntos dominados por bosques de Laurel del río (Fig. 5), que presentan coberturas del dosel cercanas al 100% y permiten un escaso desarrollo de los estratos herbáceos y arbustivos, dominados por Ortigas (*U. aurantiaca*), y con gran porcentaje de suelo desnudo.



**FIGURA 2.** Fotografía de un punto de conteo en el Parque Nacional Pre-Delta tomada durante la primavera de 2014, donde se observa un bosque monoespecífico de Sauce criollo (*Salix humboltiana*), con presencia de enredaderas y gran desarrollo del estrato herbáceo.

### *Parque Nacional Islas de Santa Fe (PNISF)*

Está a cargo de la APN desde fines del año 2010, momento en que se comenzó a retirar el ganado vacuno casi en su totalidad, permaneciendo en la actualidad un grupo de no más de 10 animales en una isla de más de 1.500 hectáreas. Este parque, a diferencia del Parque Nacional Pre-Delta, tiene una población de chanchos que se han asilvestrado y producen modificaciones sobre la estructura vegetal. Estas modificaciones son visibles fundamentalmente sobre los estratos herbáceos y arbustivo, siendo más intensas durante los meses de invierno y durante los pulsos de creciente del río, ya que el aumento del nivel de agua determina que los bosques sean los únicos sitios con suelo firme, produciéndose un sobrepastoreo y pisoteo del bosque por

chanchos silvestres. El estrato herbáceo presentó alturas medias cercanas a los 65–85 cm en primavera-verano (Fig. 3), y 40–55 cm en otoño-invierno.



**FIGURA 3.** Fotografía de un punto de conteo en el Parque Nacional Islas de Santa Fe tomada durante la primavera de 2014, donde se observa un bosque mixto abierto, con una alta cobertura de enredaderas y gran desarrollo del estrato herbáceo.



**FIGURA 4.** Fotografía de un punto de conteo en Islas con Ganadería tomada durante el invierno de 2014, donde se observa un bosque mixto cerrado, con un estrato arbustivo dominado por Cola de zorro (*Cortaderia selloana*) y un estrato herbáceo con muy baja altura.

#### Islas con Ganadería (IG)

Las islas de la región tienen por lo general una alta carga de ganado vacuno, debido fundamentalmente a la alta productividad primaria que caracteriza a toda la zona. Estos bosques se caracterizaron por presentar menor altura en el estrato herbáceo, cercana a los 35 cm durante las estaciones de primavera-verano, y a los 5–10 cm durante otoño-invierno (Fig. 4), dominado por especies de gramíneas, con escasa presencia de *U. aurantiaca* y enredaderas. A diferencia de los bosques de las áreas protegidas, el estrato arbustivo es casi inexistente, siendo *Cortaderia selloana* la especie de mayor porte y cobertura que sobresale del estrato herbáceo, y que fue considerada como arbustiva en los relevamientos de vegetación, debido a que era utilizada por especies de aves comunes del estrato arbustivo (ej., *Phacellodomus ruber*, *Synallaxis frontalis*, *Taraba major*). Durante los pulsos de creciente con inundación, el nivel hidrométrico compromete la disponibilidad de suelo y de pasturas, por lo que el ganado es retirado de las islas, y vuelto a reintroducir cuando el suelo recupera cobertura herbácea, por lo que no se produce un efecto muy marcado de sobrepastoreo y pisoteo.

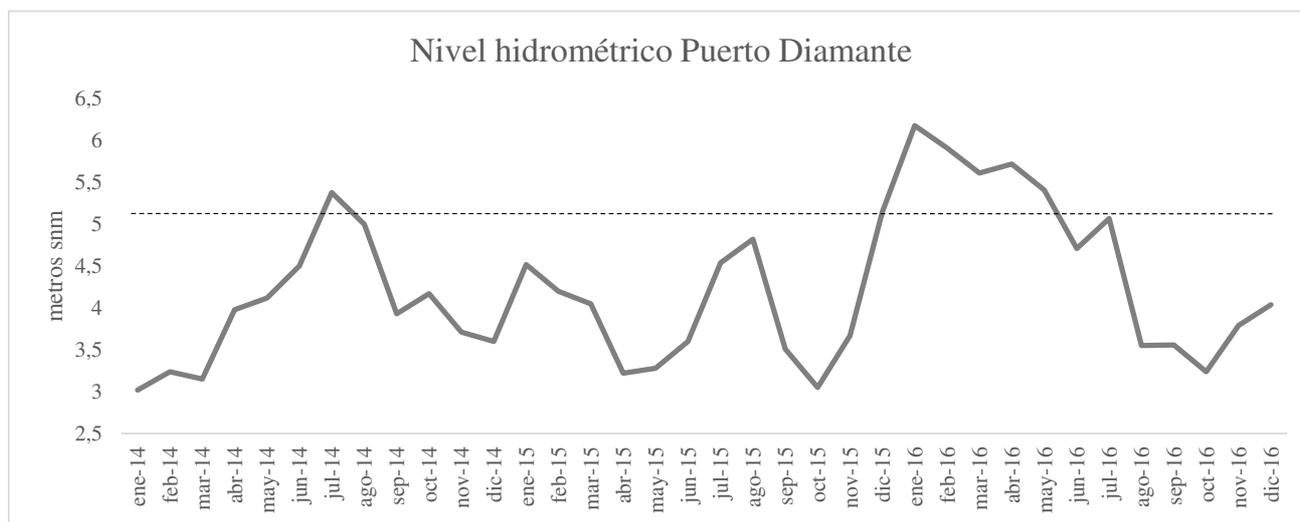


**FIGURA 5.** Fotografía de un punto de conteo en el Parque Nacional Pre-Delta tomada durante la primavera de 2014, donde se observa un bosque monoespecífico de Laurel de río (*Nectandra falcifolia*), con un estrato arbustivo casi nulo, un estrato herbáceo compuesto principalmente por Ortiga (*Urera aurantiaca*) y gran porcentaje de suelo desnudo.

### 2.3 Dinámica hidrológica durante el período de estudio

Durante el período de estudio (años 2014–2016) ocurrieron dos picos de crecida que superaron la altura de la mayoría de los albardones donde se realizaron los muestreos (Fig. 6). En primer lugar, durante los meses de julio y agosto del año 2014 hubo una breve inundación que superó la altura de los albardones de IG y del PNISF, los cuales estuvieron parcialmente anegados durante 30 días aproximadamente, mientras que la mayor parte de los puntos del PNPD no estuvieron anegados. En este proceso de inundación no se observaron marcados cambios en la estructura de la vegetación. En segundo lugar, desde mediados de diciembre de 2015 hasta mediados de junio de 2016 ocurrió una inundación extraordinaria que alcanzó a superar el nivel de todos los albardones donde se realizaron los muestreos, los que permanecieron anegados desde mediados de diciembre de 2015 hasta mayo de 2016, a excepción de algunos puntos del PNPD, los cuales estuvieron anegados durante períodos más cortos (60–75 días). Estos procesos de inundación influyeron de forma estacional sobre la estructura de la vegetación, con efectos diferentes en cada fase del proceso. Durante los meses en que la altura

del río sobrepasaba las islas, se produjo estrés sobre la vegetación, con pérdida de cobertura herbácea y arbustiva. En los meses pos-inundación, la gran cantidad de nutrientes depositados en el suelo generó un gran crecimiento de la vegetación en estos estratos. Por este motivo, el efecto de la inundación fue considerado de forma estacional, de forma que durante el verano y el otoño de 2016 hubo un período con las islas cubiertas por el agua, y en la estaciones de invierno y primavera de 2016 ocurrió el proceso pos-inundación.



**FIGURA 6.** Valores promediados mensualmente de la altura del río Paraná a la altura del puerto Diamante. La línea punteada indica el nivel en el cual se encuentran inundados la mayoría de los albardones de los sitios de estudio (Datos obtenidos de la página Web de la Prefectura Naval Argentina <http://www.prefecturanaval.gov.ar/alturas/index.php> - 05/01/2017).

#### 2.4 Muestreo de los ensambles de aves

Los muestreos de aves fueron realizados mediante la técnica de puntos de conteo (Ralph y col., 1996; Huff y col., 2000, Sutherland y col., 2004). En cada conteo se registraron durante 10 minutos todas las aves oídas y vistas, que realizaron algún tipo de uso de hábitat dentro de un radio de 75 metros (Hamel y col., 1996; Ralph y col., 1996; Dettmers y col., 1999; Drapeau y col., 1999; Ordano, 1999). Todas las aves que abandonaron el área dentro del radio de conteo durante el traslado del observador al centro del punto fueron incluidas en los registros (Sutherland y col., 2004). Adicionalmente en cada punto de conteo se registró la hora de llegada, la intensidad del viento y el porcentaje de cobertura nubosa.

Las probabilidades de detectar las especies mediante el tipo de muestreo utilizado pueden variar en función del momento del día, el observador y/o el hábitat. En todos los casos, los conteos empezaron al amanecer y continuaron hasta cuatro horas después, pues se considera el período de mayor actividad y estabilidad en términos de detección de aves (Robbins, 1981; Ralph y col., 1996; Ordano, 1999; Huff y col., 2000). El orden de recorrida de los puntos dentro de cada sitio se alternó entre los dos muestreos de cada estación, para reducir el sesgo proporcionado por la actividad de las aves y hora del día (Verner y Milne, 1989). Los muestreos fueron

realizados siempre por el mismo observador bajo condiciones climáticas favorables para la observación de este grupo, excluyendo días de lluvia y/o viento superior a 15 km/h. Durante los períodos de inundación, durante los cuales no fue posible llegar caminando hasta los puntos de conteo, se realizó una aproximación al punto desde la lancha, con el motor apagado, y los datos se tomaron desde la lancha.

Para la sistemática de las especies se siguió la clasificación adoptada por la Unión de Ornitólogos Americanos (Remsen y col., 2017). Para la determinación del estatus de residencia de las especies se siguió a Fandiño y Giraudo (2010), utilizando las siguientes categorías: 1) residentes (R): especies que permanecen en el área todo el año; 2) migrantes australes del norte (MAN): especies que nidifican en Argentina en primavera y verano y luego migran hacia el norte pasando el período otoño-invernal fuera del país; 3) migrantes australes del sur (MAS): especies que en Argentina nidifican en el sur en primavera y verano y se dispersan en otoño e invierno hacia el norte y este, invernando mayormente en el país; migrantes longitudinales del oeste (MLO): especies que se reproducen en el oeste de Argentina, principalmente en sistemas de sierras pampeanas, precordillera y cordillera andina, y migran hacia el este durante otoño-invierno.

## 2.5 Análisis estadísticos

### 2.5.1 Análisis de la estructura de la vegetación

Se compararon cada una de las variables de vegetación (cobertura del dosel, cobertura del estrato arbustivo, cobertura del estrato herbáceo y altura del estrato herbáceo) utilizando GLMMs, considerando como variables de efecto fijo al sitio, la estación, el año y todas las interacciones de primer orden (Sitio x Año; Sitio x Estación; Año x Estación), y como variables de efecto aleatorio al punto de muestreo (niveles = 36) anidado en las transectas (9= niveles), permitiendo la variación de la intercepta en función de estas variables para estimar la interdependencia de las muestras en función de los puntos de conteo (i.e., muestreos repetidos temporalmente en un mismo punto de conteo ) y de su cercanía en el espacio (los puntos dentro de una misma transecta se encontraron relativamente más cercanos entre sí). Estas variables de efecto aleatorio no fueron evaluadas para su posible eliminación en el modelo (por falta de varianza asociada), si no que siempre formaron parte de los modelos con el fin de modelar correctamente el diseño de muestreo. Para evaluar la significancia estadística de los efectos fijos se partió de un modelo general con todas las variables mencionadas y se realizó un proceso de selección de variables paso a paso y hacia atrás, mediante la comparación de modelos anidados, calculando la significancia a través de la prueba de razón de verosimilitudes (LRT: likelihood ratio test) y eliminando primero las interacciones que no resultaron estadísticamente significativas, hasta llegar a un modelo que incluyó a todas las variables de efecto fijo junto con las variables aleatorias asociadas al diseño de muestreo. Las variables fueron eliminadas considerando un nivel de significancia de  $\alpha = 0,05$ . Cuando las interacciones “Año:Sitio” y/o “Año:Estación” fueron significativas, se generaron tres nuevos modelos (uno para cada año de estudio). Cuando la interacción “Sitio:Estación” fue significativa, estas dos variables fueron reemplazadas por una variable de 12 niveles “Sit\*Est” con todas las combinaciones posibles (3 sitios  $\times$  4 estaciones).

Todos los modelos fueron ajustados de acuerdo al tipo de distribución de errores asumidos según la naturaleza de los datos, utilizando distribución normal (variables cuantitativas continuas), distribución de Poisson o Binomial Negativa (variables cuantitativas discretas). El supuesto de homogeneidad de varianzas fue evaluado visualmente mediante gráficos de los residuos en función de los valores predichos, mientras que el supuesto de normalidad se evaluó mediante la prueba de Shapiro–Wilk. En los modelos ajustados con distribución de Poisson se probó el supuesto de igualdad entre la varianza de los residuos y la media, y en los casos que hubo sobredispersión (valor de dispersión  $> 1,2$ ) se modeló bajo distribución Binomial Negativa. En modelos en los que se detectó sub-dispersión ( $< 0,7$ ) se modeló bajo distribución normal, más allá de la naturaleza de los datos (continuos o discretos), evaluando la dispersión de los errores del modelo final en todos los casos. La prueba de Tukey (HSD) fue utilizada para realizar comparaciones entre pares de niveles de factores en los casos en que las variables de efecto fijo presentaron diferencias significativas. Esta prueba compara todos los pares de medias por grupo de manera pareada controlando la tasa de error de tipo I (Quinn y Keough, 2002). Estos análisis fueron implementados en el programa R (R core team, 2017) utilizando el paquete lme4 (Bates y col., 2014) para LM, LMM, GLM y GLMM, y el paquete multcomp (Hothorn y col., 2008) para aplicar la prueba de Tukey. En todos los casos se reportaron los valores medios  $\pm$  Error Estandar estimados por los modelos lineales. De igual forma, las diferencias entre niveles de factores fueron expresadas en porcentaje, de acuerdo a los valores estimados por los modelos.

### 2.5.2 Análisis de la estructura y composición del ensamble de aves

Para estimar la riqueza (una variable acumulativa) en toda el área de estudio y en cada sitio, teniendo en cuenta que está asociada al esfuerzo de muestreo y a la abundancia y equitatividad de la comunidad de aves en cada sitio, se utilizaron curvas de rarefacción basada en muestras (Gotelli y Colwell, 2001), utilizando 100 repeticiones para el reordenamiento aleatorio de las muestras. Adicionalmente, se calcularon estimadores no-paramétricos de la riqueza de especies para evaluar la completitud del relevamiento en cada condición/sitio (Magurran, 2004; Colwell, 2006). Los estimadores calculados fueron: 1) estimador de cobertura basado en abundancias (ACE), el cual se basa en las abundancias de las especies que presentan entre 1 y 10 individuos registrados; 2) estimador de cobertura basado en incidencias (ICE), el cual focaliza sobre las especies que están presentes en menos de 10 muestras. El cálculo de las curvas de rarefacción y de los estimadores no-paramétricos de la riqueza de especies fueron realizados mediante el programa estadístico EstimateS (Colwell, 2006).

La comparación de la estructura y composición de los ensambles de aves entre muestras y sitios fue realizada utilizando diferentes técnicas de análisis. En principio, las comparaciones fueron realizadas en tres niveles de resolución diferentes para lograr explicaciones más completas sobre las posibles diferencias entre los factores explicativos: 1) Descripción a escala de sitio, combinando los datos de todos los puntos y sus repeticiones temporales dentro de cada sitio (Ej.: número total de especies registradas por sitio); 2) Análisis a escala de puntos de conteo, combinando las 24 repeticiones temporales por punto y comparando estos valores

entre los sitios (Ej.: número medio de especies por punto); 3) análisis a escala de muestras, comparando los valores entre sitios (Ej.: número medio de especies por muestra).

La estructura de los ensambles fue descrita mediante los siguientes índices: (1) Riqueza de especies, correspondiente al número de especies registradas (total observado y estimado por rarefacción); (2) Abundancia, correspondiente al número de individuos registrados ; (3) Diversidad específica, cuantificada mediante el índice de diversidad de Shannon y Weaver ( $H'$ ), información complementaria a la de riqueza debido a su ponderación de las abundancias relativas de las especies del ensamble (Tóthmérész, 1995; Jost, 2006; Maurer y McGill, 2011). El índice de diversidad de Shannon y Weaver ( $H'$ ) fue expresado en términos de diversidad verdadera (i.e., número de especies que presentaría un sitio si todas estas tuvieran la misma abundancia), mediante la fórmula:  $D = \exp(H')$  (Jost, 2006), debido a que estos valores permiten una interpretación más directa al realizar comparaciones, permitiendo cuantificar las diferencias en términos de número de especies (Jost, 2006, Moreno y col., 2011).

Para las comparaciones de la riqueza total entre sitios se utilizó la técnica de rarefacción, para controlar por diferencias en el número de individuos detectados en cada sitio. Esta técnica fue utilizada puesto que la hipótesis de muestreo aleatorio predice que mientras más individuos sean detectados, mayor es la probabilidad de registrar nuevas especies (raras) (Evans y col., 2005). Por lo tanto, aun cuando la superficie y tiempo de conteos fueron estandarizados a lo largo de todo el estudio, las diferencias en la riqueza registrada pueden estar relacionadas con cambios en la abundancia más que en cambios propios de este parámetro (Gotelli y Colwell, 2001, 2011). De acuerdo con esto, se informaron adicionalmente las comparaciones de riqueza controladas para las diferencias en la abundancia mediante rarefacción. La rarefacción calcula mediante repeticiones aleatorias (1000 en este estudio) el número estimado de especies para una cierta cantidad de individuos. De este modo, se estimó para cada sitio el número de especies correspondientes al número de individuos que presentó el sitio con menor abundancia. El análisis de rarefacción se basó en el procedimiento de simulación de Monte Carlo (con 1000 simulaciones) implementado mediante el programa informático ECOSIM Versión 7 (Gotelli y Entsminger, 2006).

En todos los análisis univariados (LMM y GLMM) y en los análisis multivariados (NMDS, PERMANOVA e ISA) se eliminaron de la matriz de datos un total de 36 especies que ocurrieron en menos de 6 de las 864 muestras (<0,7% de presencia).

Para comparar los distintos parámetros de la estructura de los ensambles a escala de punto (i.e., combinación de las 24 repeticiones temporales para cada punto de conteo) se utilizaron distintos modelos lineales mixtos. Los índices de diversidad fueron analizados con modelos lineales generales mixtos asumiendo distribución normal del error (LMM), mientras que las variables de conteo (riqueza de especies y abundancia) fueron analizadas con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distribución de Poisson o Binomial Negativa. En todos estos modelos, el sitio fue incluido como factor de efecto fijo, y las transectas como variable de efecto aleatorio, permitiendo la variación de la intercepta en función de esta variable para estimar la interdependencia de los puntos en función de la cercanía en el espacio (los puntos dentro de una misma transecta se encontraron relativamente más cercanos entre sí). Para comparar los distintos parámetros de la estructura de

los ensambles a escala de muestra, fueron utilizados LMM (diversidad) y GLMM (riqueza y abundancia). En estos modelos se consideraron como variables de efecto fijo al sitio, la estación, el año y todas las interacciones de primer orden (Sitio:Año; Sitio:Estación; Año:Estación), y como variables de efecto aleatorio al “punto de muestreo” (niveles = 36) anidado en las “transectas” (niveles = 9), permitiendo la variación de la intercepta en función de estas variables para estimar la interdependencia de las muestras en función de los puntos de conteo (i.e., muestreos repetidos temporalmente en un mismo punto de conteo) y de su cercanía en el espacio (los puntos dentro de una misma transecta se encontraron relativamente más cercanos entre sí). Se incorporó la variable aleatoria “orden de muestreo” (con el fin de modelar la variación asociada al momento de la mañana). La variable “Orden de muestreo” tuvo 12 niveles, que es el número de muestras que se tomaron en una misma mañana (3 transectas de 4 puntos en un sitio). Estos niveles se relacionan con el horario de muestreo, donde el primer nivel corresponde al amanecer, y el último nivel al momento en que se tomó la última muestra de la mañana. Las variables de efecto aleatorio “puntos de muestreo” anidados en “transectas” no fueron evaluadas para su posible eliminación en el modelo (por baja varianza asociada), si no que siempre formaron parte de los modelos con el fin de modelar correctamente el diseño de muestreo. Para evaluar la significancia estadística de los efectos fijos y el aleatorio “orden de muestreo” se partió de un modelo general con todas las variables mencionadas y se realizó un proceso de selección de variables paso a paso y hacia atrás, mediante la comparación de modelos anidados, calculando la significancia a través de la prueba de razón de verosimilitudes (LRT) y eliminando primero el “orden de muestreo” (cuando no fue importante) y luego las interacciones que no resultaron estadísticamente significativas, hasta llegar a un modelo que incluyó a todas las variables de efecto fijo junto con las variables aleatorias asociadas al diseño de muestreo. Las variables eliminaron considerando un nivel de significancia de  $\alpha = 0,05$ . Cuando las interacciones “Año:Sitio” y/o “Año:Estación” fueron significativas, se generaron tres nuevos modelos (uno para cada año de estudio). Cuando la interacción “Sitio:Estación” fue significativa, estas dos variables fueron reemplazadas por una variable de 12 niveles “Sit\*Est” con todas las combinaciones posibles (3 sitios  $\times$  4 estaciones).

Todos los modelos fueron ajustados de acuerdo al tipo de distribución de errores asumidos según la naturaleza de los datos, utilizando distribución normal (variables cuantitativas continuas), distribución de Poisson o Binomial Negativa (variables cuantitativas discretas). El supuesto de homogeneidad de varianzas fue evaluado visualmente mediante gráficos de los residuos en función de los valores predichos, mientras que el supuesto de normalidad se evaluó mediante el test de Shapiro–Wilk. En los modelos ajustados con distribución de Poisson se probó el supuesto de igualdad media –varianza: en los casos en que hubo sobredispersión (valor de dispersión  $> 1,2$ ) se modeló bajo distribución Binomial Negativa, y en modelos en los que hubo subdispersión ( $< 0,7$ ) se modeló bajo distribución normal, más allá de la naturaleza de los datos (continuos o discretos), evaluando la dispersión de los errores del modelo final en todos los casos. La prueba de Tukey (HSD) fue utilizada para realizar comparaciones entre pares de niveles de factores en los casos en que las variables de efecto fijo presentaron diferencias significativas. Cuando no se aclara lo contrario, se reportaron los valores medios  $\pm$  Error Estándar estimados por los modelos lineales. De igual forma, las diferencias entre niveles de factores fueron expresadas en porcentaje, de acuerdo a los valores estimados por los modelos.

Para representar gráficamente las similitudes y diferencias en la composición de especies a escala de puntos de conteo se utilizó un escalamiento multidimensional no-métrico (NMS). Para realizar este análisis se utilizaron iteraciones con arranques aleatorios hasta que la mejor solución para el ordenamiento (i.e., el menor estrés) se repitió en dos corridas. Además, se utilizaron modelos de análisis multivariado de la varianza basados en permutaciones (PERMANOVA) para analizar las diferencias de la composición de especies por punto entre sitios. PERMANOVA es utilizado para realizar una partición de las matrices de distancia (i.e., índices de disimilitud entre todos los pares de puntos de conteo) entre fuentes de variación y ajustar modelos lineales cuya significancia estadística es evaluada mediante permutaciones (999 en este estudio, Oksanen, 2011). Ambos análisis (NMS y PERMANOVA) fueron implementados en el programa R (R core team, 2017) mediante el paquete *vegan* (Oksanen, 2011), utilizando el índice de disimilitud de Bray Curtis sobre una matriz de abundancias relativas.

Adicionalmente, se utilizó el Análisis de Especies Indicadoras (ISA; Dufrêne y Legendre, 1997), implementado mediante el paquete *indicspecies* (De Cáceres y Legendre, 2009) en el programa estadístico R (R core team, 2017), para determinar cuáles especies estuvieron mejor representadas en cada uno de los sitios. Este análisis se basa en el grado de asociación que presenta cada especie respecto a los diferentes sitios de estudio. Este grado de asociación es estimado mediante el cálculo de un parámetro que combina las abundancias relativas y las frecuencias de las especies en cada grupo de sitios. La significancia estadística de este parámetro es evaluada mediante un test de permutaciones (999 en este estudio) que determina si éste es mayor de lo que podría esperarse según un modelo nulo de remuestreo aleatorio (De Cáceres y Legendre, 2009). A través de este análisis podemos inferir qué especies (en conjunto con las especies exclusivas de cada sitio) son las que explican principalmente las diferencias de composición y abundancias relativas de la comunidad entre grupos de puntos representadas en los gráficos de los NMS y en los análisis PERMANOVA.

### 2.5.3 Análisis por gremios funcionales

Las especies fueron agrupadas en 7 gremios funcionales, a excepción de las 3 especies del orden Apodiformes, que no fueron incluidas en los análisis gremiales, ya que una de ellas solo ocurrió en una muestra y las otras dos presentaron abundancias muy bajas. Los gremios fueron definidos en base a los estratos de la vegetación y los recursos alimenticios asociados a estos que son aprovechados por las aves, y la forma de obtención de su alimento, utilizando la información de “Habitat” y “Food and Feeding” de los tomos del *Handbooks of the birds of the World* (del Hoyo y col., 1992, 1994, 1996, 1997, 1999, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006, 2009, 2010, 2011) y observaciones personales (Anexo 1). Los gremios definidos fueron:

- Gremio del estrato Arbustivo: especies que obtienen su alimento principalmente en el estrato arbustivo o sobre el estrato herbáceo alto. Ej.: Chororó (*Taraba major*; Fig. 7).
- Gremio del Dosel bajo: especies que obtienen su alimento principalmente en la parte baja del dosel o sobre la parte alta del estrato arbustivo. Ej.: Cortarramas (*Phytotoma rutila*; Fig. 7).

- Gremio del Dosel alto: especies que obtienen su alimento principalmente en la parte alta del dosel o sobre la copa de árboles y/o arbustos altos. Ej.: Anambé común (*Pachyramphus polychopterus*; Fig. 7).
- Gremio del Suelo: especies que obtienen su alimento principalmente en el suelo, posándose sobre el mismo. Ej.: Hornero (*Furnarius rufus*; Fig. 7).
- Gremio de Cazadores aéreos: especies que obtienen su alimento principalmente cazando en vuelo, ya sea por maniobras cortas desde una percha o por vuelos constantes. Ej.: Tijerilla (*Xenopsaris albinucha*; Fig. 7).
- Gremio de Troncos: especies que obtienen su alimento principalmente trepando sobre los troncos de los árboles. Ej.: Carpintero del cardón (*Melanerpes cactorum*; Fig. 7).
- Gremio de los Bañados: especies que habitan principalmente lagunas, bordes de lagunas, bordes de arroyos, pajonales y que no suelen utilizar los bosques como sitios de alimentación, nidificación o refugio. Ej.: Martín pescador chico (*Chloroceryle americana*; Fig. 7).

Para comparar los parámetros de la estructura de los distintos gremios (riqueza total por punto, riqueza por muestra, abundancia acumulada por punto y abundancia por muestra) fueron realizados GLMM utilizando las mismas variables y procedimientos descritos en “Análisis de la estructura y composición del ensamble de aves”. En todos los casos se reportaron los valores medios  $\pm$  Error Estandar estimados por los modelos lineales. De igual forma, las diferencias entre niveles de factores fueron expresadas en porcentaje, de acuerdo a los valores estimados por los modelos.



Chororó (*Taraba major*)  
Gremio del estrato  
Arbustivo



Cortarramas (*Phytotoma rutila*)  
Gremio del Dosel bajo



Anambé común  
(*Pachyramphus polychopterus*)  
Gremio del Dosel alto



Hornero (*Furnarius rufus*)  
Gremio del Suelo



Tijerilla (*Xenopsaris albinucha*)  
Gremio de Cazadores  
aéreos



Carpintero del cardón  
(*Melanerpes cactorum*)  
Gremio de Troncos



Martín pescador chico  
(*Chloroceryle americana*)  
Gremio de los Bañados

**FIGURA 7.** Fotografías de distintas especies registradas en el área de estudio, representantes de los distintos gremios funcionales establecidos.

### **3. RESULTADOS**

#### 3.1 Análisis de la estructura de la vegetación

##### 3.1.1 Cobertura del dosel

La magnitud de las diferencias promedio de cobertura de dosel entre sitios variaron entre los años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:añ0_4} = 32,6$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) no se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones (Año 2014:  $LRT_{Test:sitio_6} = 3,4$ ;  $p = 0,760$  | Año 2015:  $LRT_{Test:sitio_6} = 5,6$ ;  $p = 0,468$  | Año 2016:  $LRT_{Test:sitio_6} = 2,9$ ;  $p = 0,816$ ). En ninguno de los tres años hubo diferencias importantes de la cobertura del dosel entre los sitios (Fig. 8, Tabla 1). En primavera del año 2014 hubo mayor cobertura que en invierno y verano (8% promedio), y en verano de 2015 hubo, en promedio, 6% más de cobertura que en otoño, invierno y primavera. No hubo diferencias entre estaciones en el año 2016 (Fig. 8, Tabla 1).

##### 3.1.2 Cobertura del estrato arbustivo

La magnitud de las diferencias promedio de cobertura de estrato arbustivo variaron entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:añ0_4} = 16,2$ ;  $p = 0,003$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) La magnitud de las diferencias promedio de cobertura de estrato arbustivo variaron entre los sitios y estaciones en todos los años (Año 2014:  $LRT_{Test:sitio_6} = 35$ ;  $p < 0,001$  | Año 2015:  $LRT_{Test:sitio_6} = 19,6$ ;  $p = 0,003$  | Año 2016:  $LRT_{Test:sitio_6} = 20,2$ ;  $p = 0,003$ ). Solo en invierno del año 2014 hubo diferencias de cobertura del estrato arbustivo entre sitios, donde PNISF tuvo 118% más de cobertura que IG (Fig. 9, Tabla 1). En general, los valores de cobertura fueron 50% más altos en PNISF respecto a IG, pero estas diferencias no fueron significativas en los análisis. Hubo diferencias entre estaciones en IG en todos los años, las cuales no presentaron un patrón claro y fueron de poca magnitud (Fig. 9, Tabla 1).

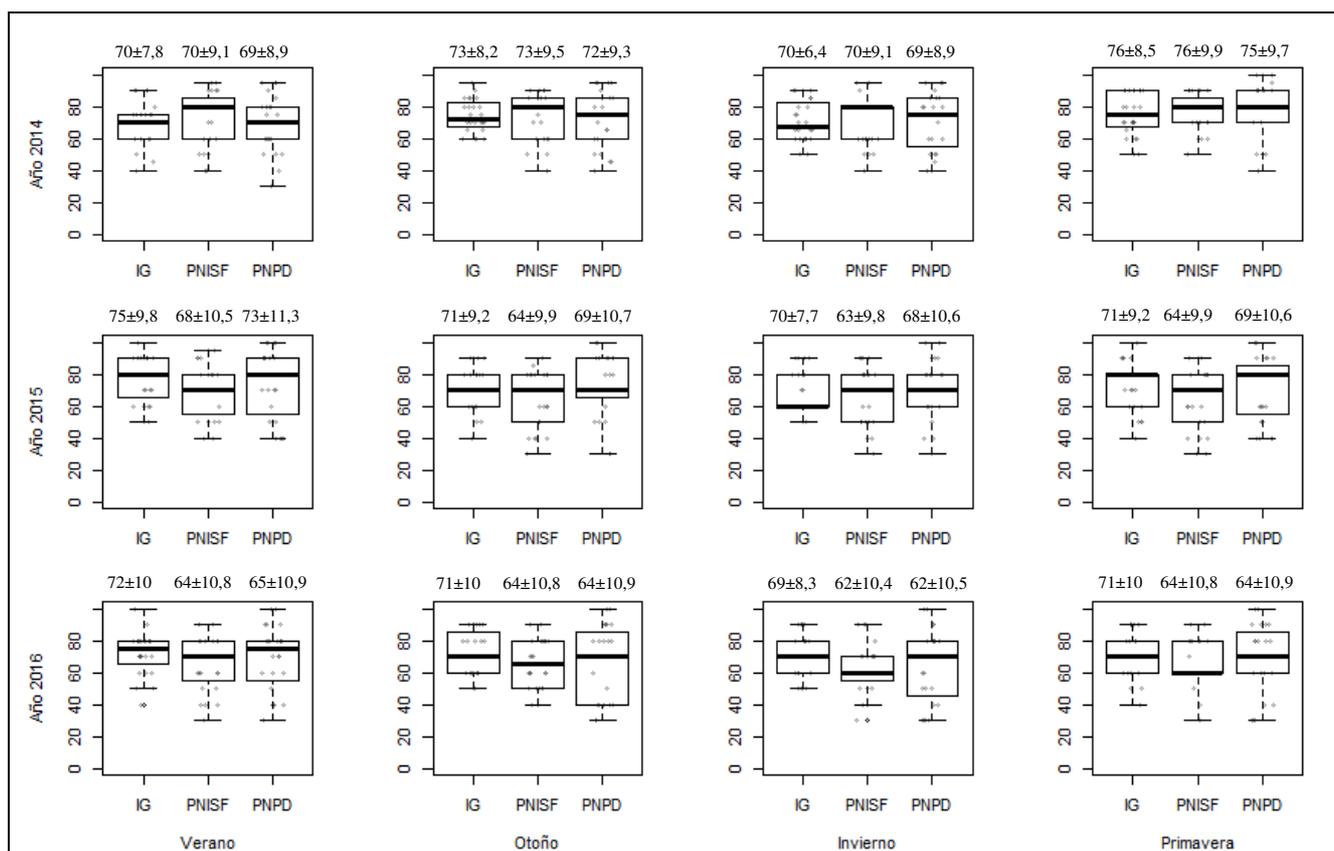
##### 3.1.3 Cobertura del estrato herbáceo

La magnitud de las diferencias promedio de cobertura del estrato herbáceo variaron entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:añ0_4} = 34,1$ ;  $p < 0,001$ ). Durante el año 2014 y el año 2015 ( $N = 288$ ) no se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones (Año 2014:  $LRT_{Test:sitio_6} = 8,8$ ;  $p = 0,185$  | Año 2015:  $LRT_{Test:sitio_6} = 4,1$ ;  $p = 0,66$ ), y no hubo diferencias importantes de la cobertura el estrato herbáceo entre los sitios. En 2014 y 2015 la cobertura de estrato herbáceo en invierno fue, en promedio, 14% menor que en el resto de las estaciones (Fig. 10, Tabla 1). No pudo ajustarse un modelo para el año 2016 (ocurrencia de una inundación extraordinaria), por lo que se analizaron diferencias entre sitios en dos modelos por separado,

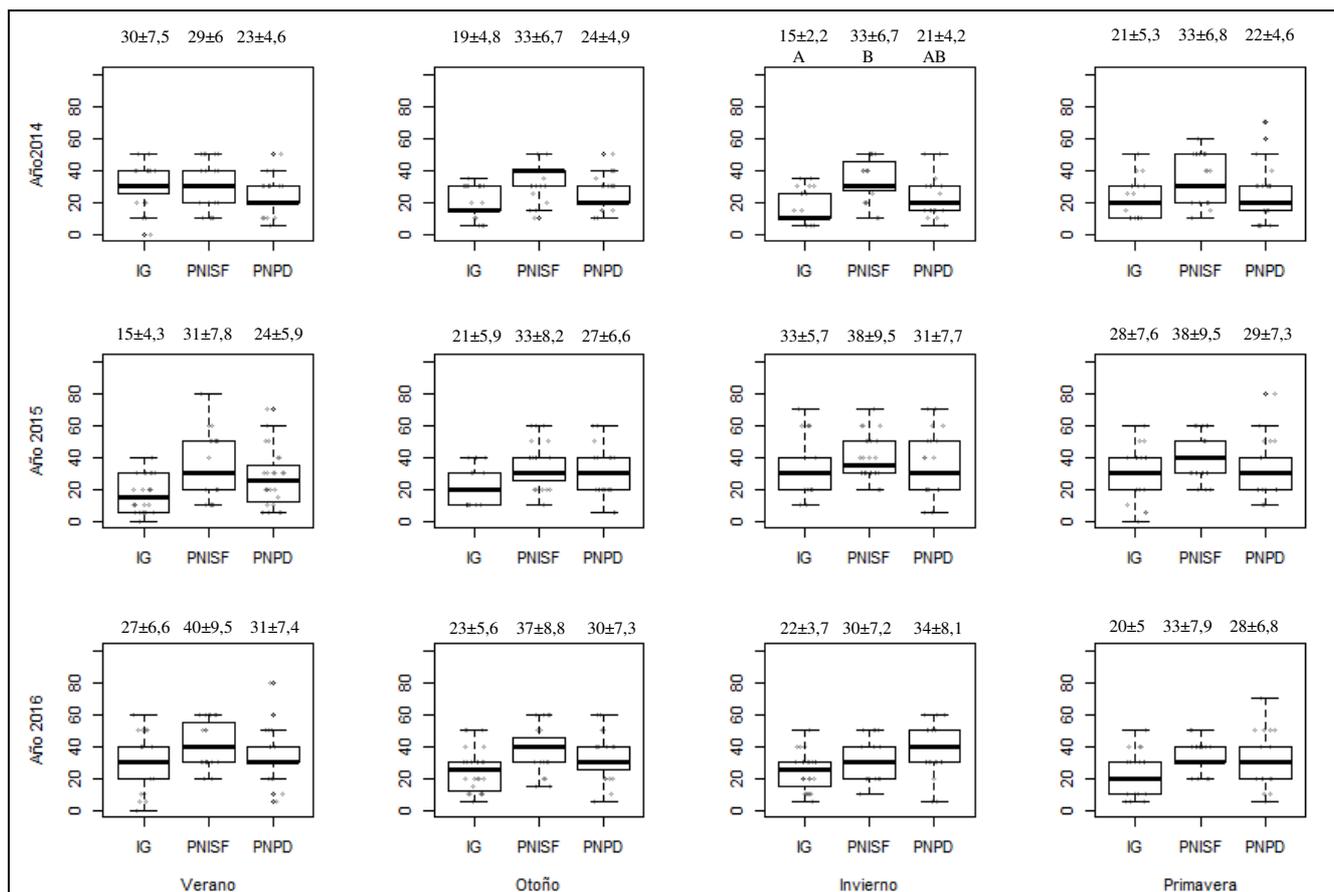
uno en las estaciones de verano y otoño (período inundado) y otro en las estaciones de invierno y primavera (período post inundación). Durante las estaciones de verano y otoño de 2016 se detectaron interacciones significativas interacciones entre sitios y estaciones (LRTest:sitio<sub>6</sub> = 19,2; p < 0,001), pero no hubo diferencias importantes de cobertura del estrato herbáceo entre los sitios ni entre las estaciones. Durante las estaciones de invierno y primavera de 2016 se detectaron interacciones significativas entre sitios y estaciones (LRTest:sitio<sub>6</sub> = 102,2; p < 0,001). En IG en invierno hubo, en promedio, 76% más de cobertura que en PNISF y PNPD. En todos los sitios en primavera la cobertura fue, en promedio, 100% mayor que en invierno (Fig. 10, Tabla 1).

#### 3.1.4 Altura del estrato herbáceo

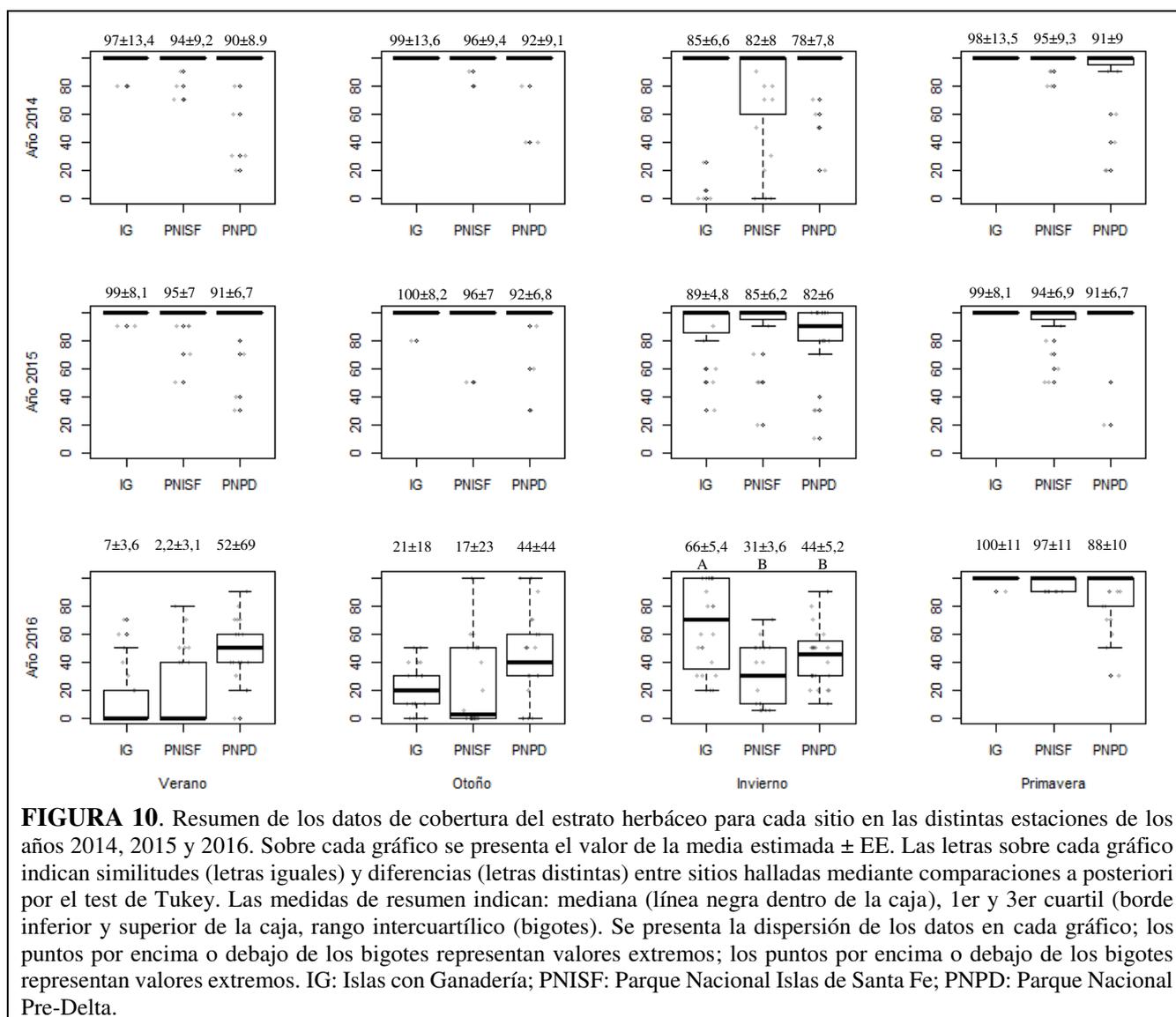
Se detectaron interacciones significativas entre los sitios y años de muestreo (N = 864; LRTsit:año<sub>4</sub> = 68,8; p < 0,001). Al estudiar cada año por separado (N = 288) hubo interacciones entre los sitios y las estaciones (Año 2014: LRTest:sitio<sub>6</sub> = 79; p < 0,001 | Año 2015: LRTest:sitio<sub>6</sub> = 175; p < 0,001 | Año 2016: LRTest:sitio<sub>6</sub> = 20; p = 0,003). En todos los años y estaciones la altura del estrato herbáceo en IG fue, en promedio, 70% menor que en los Parques Nacionales, pero solo en otoño e invierno de los años 2014 y 2015 las diferencias fueron importantes. En los años 2014 y 2015 en IG en verano hubo mayor altura del estrato herbáceo que en las demás estaciones, siendo el invierno la estación con menor altura. En el año 2016 no hubo diferencias de altura del estrato herbáceo entre los distintos sitios, mientras que en IG y el PNISF en primavera hubo mayor altura que en las demás estaciones (Fig. 11, Tabla 1).



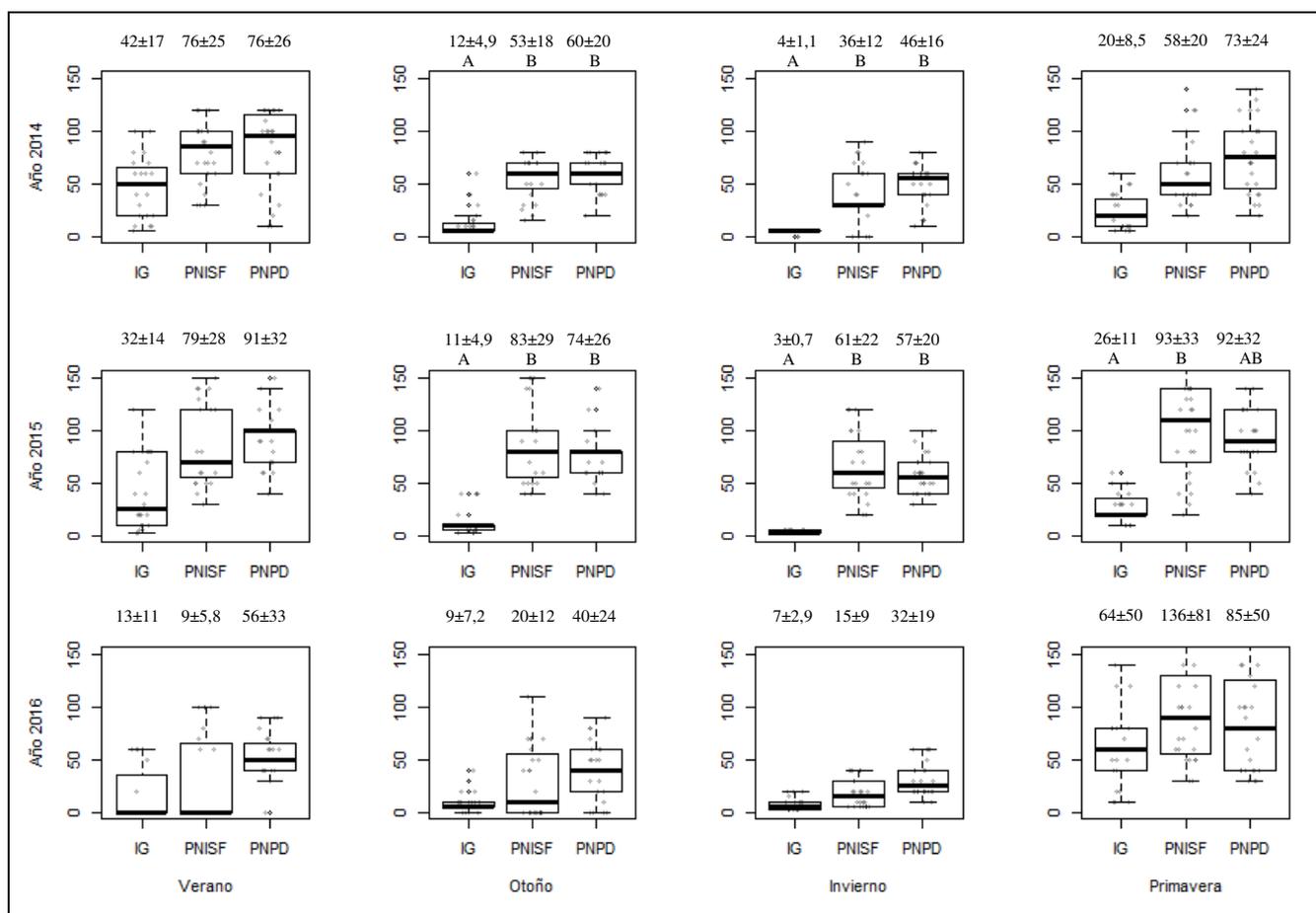
**FIGURA 8.** Resumen de los datos de cobertura del dosel para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja, rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 9.** Resumen de los datos de cobertura del estrato arbustivo para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 10.** Resumen de los datos de cobertura del estrato herbáceo para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja, rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 11.** Resumen de los datos de altura del estrato herbáceo para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja, rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.

**TABLA 1.** Modelos Lineales Generalizados Mixtos de todas las variables de vegetación analizadas. En los casos en los que previamente se encontraron interacciones entre las variables Sitio y Estación, los modelos fueron realizados con una nueva variable de 12 niveles (Sit\*Est) que incluyó todas las combinaciones entre sitios y estaciones (3 sitios por 4 estaciones). Var = Varianza.

	Modelo final	Número de muestras	Sitio			Estación			Estimaciones de los efectos aleatorios			
			GL	LRT	P	GL	LRT	P	Transecta		Punto	
									Varianza	DE	Varianza	DE
<b>Cobertura del Dosel</b>	Cob.Dos.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family=poisson,data=Tabla.2014	288	2	0	0,987	3	24,5	<0,001	0,01	0,11	0,02	0,15
	Cob.Dos.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family=poisson,data=Tabla.2015	288	2	0,5	0,791	3	15,9	0,001	0,3	0,16	0,3	0,17
	Cob.Dos.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family=poisson,data=Tabla.2016	288	2	0,5	0,771	3	4,3	0,227	0,3	0,17	0,3	0,19
<b>Cobertura del estrato arbustivo</b>	Cob..arbu.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2014	288	11	<b>51,6</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,02	0,14	0,01	0,33	
	Cob..arbu.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2015	288	11	<b>69,1</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,05	0,22	0,13	0,35	
	Cob..arbu.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2016	288	11	<b>42,8</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,04	0,2	0,14	0,38	
<b>Cobertura del estrato herbáceo</b>	Cob.herb.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family="nbinom",data=Tabla.2014	288	2	0,6	0,756	3	9	0,029	<0,01	0,09	<0,01	0,08
	Cob.herb.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family="nbinom",data=Tabla.2015	288	2	1,2	0,554	3	25	<0,001	<0,01	0,05	0,02	0,13
	Cob..herb.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family="nbinom",data=Tabla.ver-oto.2016	144	5	<b>19,5</b>	<b>0,001</b>	Sit*Est		1,51	1,22	<0,01	<0,01	
	Cob..herb.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family="nbinom",data= abla.inv-pri.2016	144	5	<b>102</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
<b>Altura del estrato herbáceo</b>	Alt.herb.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2014	288	11	<b>202</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,12	0,35	0,03	0,17	
	Alt.herb.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2015	288	11	<b>299</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,14	0,37	0,04	0,21	
	Alt.herb.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2016	288	11	<b>114</b>	<b>&lt;0,001</b>	Sit*Est		0,3	0,55	<0,01	<0,01	

### 3.2 Análisis de la estructura y composición del ensamble de aves

#### 3.2.1 Resultados Generales

Durante todo el período de muestreo se registraron en el área de estudio 20.605 individuos pertenecientes a 130 especies, 33 familias y 16 órdenes de aves (Anexo 1). El número de especies total observado no varió notoriamente entre años, durante el año 2014 se registraron 6.588 individuos pertenecientes a 103 especies, 30 familias y 14 órdenes; en el año 2015 se registraron 6.994 individuos pertenecientes a 104 especies, 31 familias y 15 órdenes; durante el año 2016 se registraron 7.023 individuos pertenecientes a 111 especies, 31 familias y 15 órdenes.

Respecto a los patrones de residencia, 104 de las especies registradas (80%) residen todo el año en el área de estudio, mientras que las 26 especies restantes (20%) tienen comportamientos migratorios y están presentes sólo durante algunos meses del año. De estas 26 especies migrantes, 23 (88,5%) son MAN, 2 (7,7%) son MAS y 1 (3,8%) es MLO (Anexo 1). Hubo 27 especies que fueron consideradas como ocasionales por ser registradas solo en 1 (18 especies) o 2 (9 especies) oportunidades. Catorce de las 27 especies ocasionales ocurrieron en IG, 2 en el PNISF y 8 en el PNP, mientras que 2 especies fueron detectadas en IG y en el PNISF, y una especie en ambos Parques Nacionales.

La curva de acumulación de especies para toda el área de estudio se aproximó a una asíntota (Fig. 12A). El estimador de riqueza basado en incidencia de las especies (ICE) estimó un total de 146 especies (16 especies más que las observadas), y el estimador de riqueza basado en abundancia de las especies estimó una riqueza total de 141 especies (11 especies más que las observadas). Hubo 14 especies que presentaron solo 1 individuo y 9 especies presentaron solo 2 individuos, de las cuales 4 ocurrieron en una sola muestra. Las 10 especies más abundantes fueron *Phacellodomus ruber* con 1509 individuos (7,3%), *Saltator coerulescens* con 1318 individuos (6,4%), *Furnarius rufus* con 1094 individuos (5,3%), *Leptotila verreauxi* con 1022 individuos (5%), *Turdus rufiventris* con 853 individuos (4,1%), *Polioptila dumicola* con 787 individuos (3,8%), *Saltator aurantirostris* con 716 individuos (3,5%), *Pitangus sulphuratus* con 714 individuos (3,5%), *Lepidocolaptes angustirostris* con 711 individuos (3,4%) y *Patagioenas picazuro* con 676 individuos (3,3%), que en conjunto representan el 45,6% del total de individuos registrados.

#### 3.2.2 Descripción de la estructura y composición de la comunidad en los diferentes sitios

##### Islas con Ganadería

Se encontraron 7423 individuos pertenecientes a 110 especies, 32 familias y 16 órdenes. De las 110 especies registradas, 87 (79,1%), residen todo el año en el área de estudio, mientras que las 23 especies restantes (20,9%) son migratorias (20 migrantes australes del norte, 2 migrante austral del sur y 1 migrante longitudinal del oeste). Hubo 23 especies que fueron exclusivas de este sitio (Anexo 2), que en conjunto representaron el

1,9% de la abundancia, de las cuales 9 especies fueron registradas en más de 2 oportunidades (*Anas flavirostris*, *Embernagra platensis*, *Fluvicola albiventer*, *Hymenops perspicillatus*, *Phytotoma rutila*, *Pipraeidea bonariensis*, *Schoeniophylax phryganophilus*, *Sporophila caerulescens* y *Xenopsaris albinucha*).

La curva de acumulación de especies de las Islas con ganadería estuvo próxima a alcanzar una asíntota (Fig. 12 B). El estimador de riqueza basado en incidencia de las especies (ICE) estimó un total de 122 especies (11% más que las observadas), y el estimador de riqueza basado en abundancia de las especies (ACE) estimó una riqueza total de 120 especies (9% más que las observadas). Hubo 13 especies que presentaron solo 1 individuo y 8 especies presentaron solo 2 individuos, de las cuales 3 ocurrieron en una sola muestra. Las 10 especies más abundantes fueron *F. rufus* con 584 individuos (7,9%), *P. ruber* con 481 individuos (6,5%), *Myiopsitta monachus* con 362 individuos (4,9%), *P. sulphuratus* con 326 individuos (4,4%), *S. caerulescens* con 316 individuos (4,3%), *Paroaria coronata* con 298 individuos (4%), *P. dumicola* con 267 individuos (3,6%), *Troglodytes aedon* con 259 individuos (3,5%), *Tachycineta leucorrhoa* con 257 individuos (3,5%) y *T. rufiventris* con 242 individuos (3,3%), que en conjunto representan el 45,7% del total de individuos registrados.

#### Parque Nacional Islas de Santa Fe

Se encontraron 6928 individuos pertenecientes a 96 especies, 30 familias y 15 órdenes. De las 96 especies registradas, 79 (82,3%) residen todo el año en el área de estudio, mientras que las 17 especies restantes (17,7%) son migratorias (15 migrantes australes del norte, 1 migrante austral del sur y 1 migrante longitudinal del oeste). Hubo 3 especies que fueron exclusivas de este sitio, que en conjunto representaron el 0,16% de la abundancia, de las cuales solo el Saí común (*Conirostrum speciosum*) fue registrada en más de dos oportunidades, mientras que el Alilicucu común (*Megascops choliva*) se detectó en 2 oportunidades y el Anó chico (*Crotophaga ani*) solo fue detectado una vez.

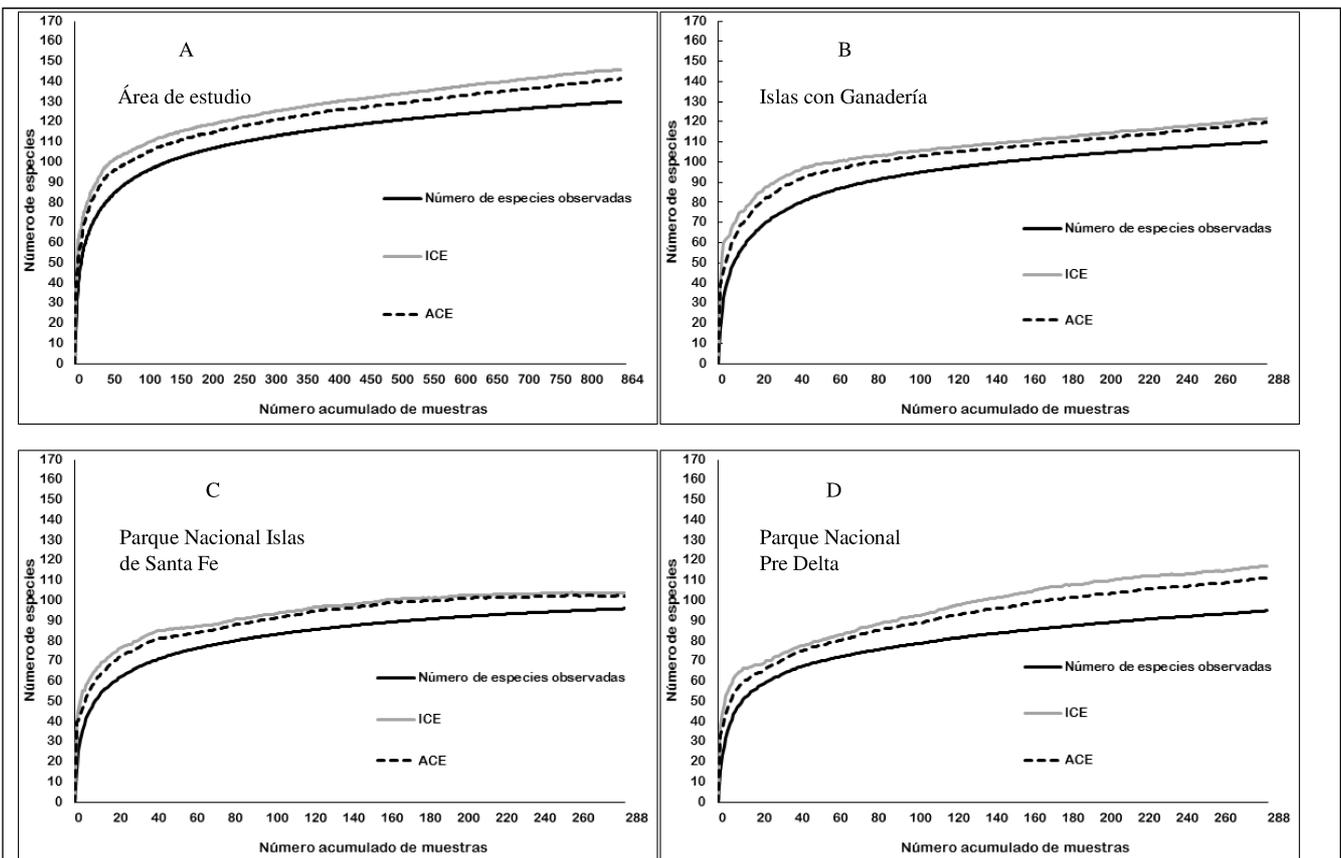
La curva de acumulación de especies del PNISF se aproximó a una asíntota (Fig. 12 C). El estimador de riqueza basado en incidencia de las especies (ICE) estimó un total de 104 especies (8% más que las observadas), y el estimador de riqueza basado en abundancia de las especies (ACE) estimó una riqueza total de 102 especies (6% más que las observadas). Hubo 9 especies que presentaron solo 1 individuo y 10 especies presentaron solo 2 individuos, de las cuales una ocurrió en una sola muestra. Las 10 especies más abundantes fueron *S. caerulescens* con 531 individuos (7,7%), *P. ruber* con 508 individuos (7,3%), *P. dumicola* con 350 individuos (5,1%), *T. rufiventris* con 323 individuos (4,7%), *L. verreauxi* con 306 individuos (4,4%), *S. aurantirostris* con 282 individuos (4,1%), *F. rufus* con 260 individuos (3,8%), *Taraba major* con 259 individuos (3,8%), *L. angustirostris* con 247 individuos (3,6%) y *P. sulphuratus* con 236 individuos (3,4%), que en conjunto representan el 47,7% del total de individuos registrados.

#### Parque Nacional Pre-Delta

En el PN PD se encontraron 6254 individuos pertenecientes a 95 especies, 28 familias y 14 órdenes. De las 95 especies registradas, 77 (81%), residen todo el año en el área de estudio, mientras que las 18 especies

restantes (19%) son migratorias (17 migrantes australes del norte y 1 migrante longitudinal del oeste). Hubo 9 especies que fueron exclusivas de este sitio, que en conjunto representaron el 0,3% de la abundancia, de las cuales solo *Syrigma sibilatrix* fue registrada en más de dos oportunidades.

La curva de acumulación de especies del PNPD estuvo próxima a alcanzar una asíntota (Fig. 12 D). El estimador de riqueza basado en incidencia de las especies (ICE) estimó un total de 117 especies (23% más que las observadas), y el estimador de riqueza basado en abundancia de las especies (ACE) estimó una riqueza total de 111 especies (17% más que las observadas). Hubo 16 especies que presentaron solo 1 individuo y 5 especies presentaron solo 2 individuos, de las cuales 2 ocurrieron en una muestra. Las 10 especies más abundantes fueron *L. verreauxi* con 521 individuos (8,3%), *P. ruber* con 520 individuos (8,3%), *S. coerulescens* con 471 individuos (7,5%), *T. rufiventris* con 288 individuos (4,6%), *S. aurantirostris* con 281 individuos (4,5%), *P. picazuro* con 264 individuos (4,2%), *T. major* con 256 individuos (4,1%), *F. rufus* con 250 individuos (4%), *L. angustirostris* con 248 individuos (4%) y *P. dumicola* con 170 individuos (2,7%), que en conjunto representan el 52,3% del total de individuos registrados.



**FIGURA 12.** Número observado y estimado de especies para: (A) toda el área de estudio en función del número acumulado de muestras (36 puntos de conteo) y sub-muestras (24 repeticiones temporales de los muestreos en cada punto); (B) Islas con Ganadería en función del número acumulado de muestras (12 puntos de conteo) y sub-muestras (24 repeticiones temporales de los muestreos en cada punto); (C) Parque Nacional Islas de Santa Fe en función del número acumulado de muestras (12 puntos de conteo) y sub-muestras (24 repeticiones temporales de los muestreos en cada punto); (D) Parque Nacional Pre-Delta en función del número acumulado de muestras (12 puntos de conteo) y sub-muestras (24 repeticiones temporales de los muestreos en cada punto). El número de especies para cada número acumulado de muestras corresponde al valor medio entre 100 corridas aleatorias.

3.2.3 Descripción de la estructura y composición de la comunidad entre los distintos años

Durante el año 2016 se registró la mayor cantidad de especies y la mayor cantidad de individuos, mientras que la menor cantidad de especies y menor número de individuos ocurrió en 2014. Hubo 7 especies que solo se registraron en 2014, 5 especies que solo ocurrieron en 2015 y 11 especies que solo ocurrieron en 2016. Todas las especies exclusivas y las compartidas entre 2 años se presentan en el Diagrama de Venn (Fig. 13). El análisis de especies indicadoras arrojó 9 especies indicadoras para el año 2016. No se detectaron especies indicadoras para el año 2015. Hubo 6 especies que fueron menos abundantes durante el año 2014 (indicadora para los años 2015 y 2016; Anexo 2).

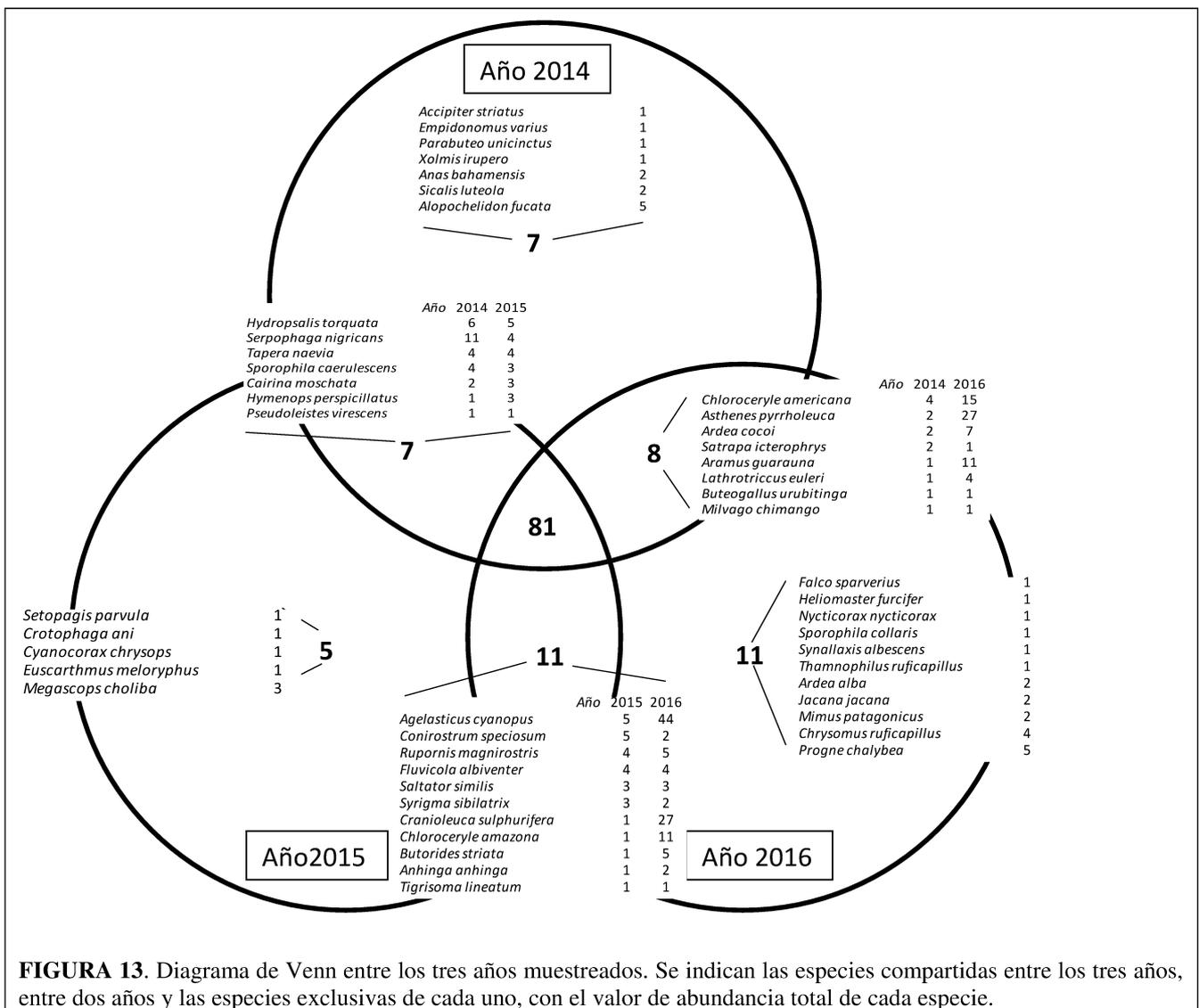


FIGURA 13. Diagrama de Venn entre los tres años muestreados. Se indican las especies compartidas entre los tres años, entre dos años y las especies exclusivas de cada uno, con el valor de abundancia total de cada especie.

### 3.2.4 Descripción de la estructura y composición de la comunidad en las distintas estaciones

La estación con mayor cantidad de especies observadas fue el verano, mientras que la menor cantidad de especies se observó en otoño. El número total de individuos registrados fue mayor en primavera y menor en otoño. Considerando solo las especies que fueron registradas en más de 2 oportunidades durante todo el período de estudio, hubo 1 especie (*Sporophila caerulescens*) que ocurrió solo durante la primavera. El Análisis de Especies Indicadoras arrojó 3 especies para verano; 3 especies para otoño-invierno, más una de invierno, y 7 especies para primavera. Las especies exclusivas y las compartidas entre 2 estaciones se presentan en el Diagrama de Venn (Fig. 14). Hubo otras 21 especies que fueron indicadoras de 2 o 3 estaciones (Anexo 2).

#### Verano

En toda el área de estudio se registraron 5105 individuos pertenecientes a 101 especies, 31 familias y 16 órdenes. Las 10 especies más abundantes fueron *S. caerulescens* con 357 individuos (7%), *P. ruber* con 348 individuos (6,8%), *L. verreauxi* con 272 individuos (5,3%), *F. rufus* con 236 individuos (4,6%), *S. aurantirostris* con 208 individuos (4,1%), *P. dumicola* con 182 individuos (3,6%), *T. major* con 176 individuos (3,4%), *T. rufiventris* con 176 individuos (3,4%), *Pachyramphus polychopterus* con 172 individuos (3,4%) y *L. angustirostris* con 162 individuos (3,2%), que en conjunto representaron el 44,8% del total de individuos registrados.

#### Otoño

En toda el área de estudio se registraron 4550 individuos pertenecientes a 90 especies, 31 familias y 14 órdenes. Las 10 especies más abundantes fueron *P. ruber* con 389 individuos (8,6%), *S. caerulescens* con 285 individuos (6,3%), *F. rufus* con 272 individuos (6%), *T. rufiventris* con 239 individuos (5,3%), *L. verreauxi* con 238 individuos (5,2%), *P. sulphuratus* con 214 individuos (4,7%), *L. angustirostris* con 208 individuos (4,6%), *M. monachus* con 192 individuos (4,2%), *T. major* con 177 individuos (3,9%) y *P. dumicola* con 170 individuos (3,7%), que en conjunto representaron el 52,4% del total de individuos registrados.

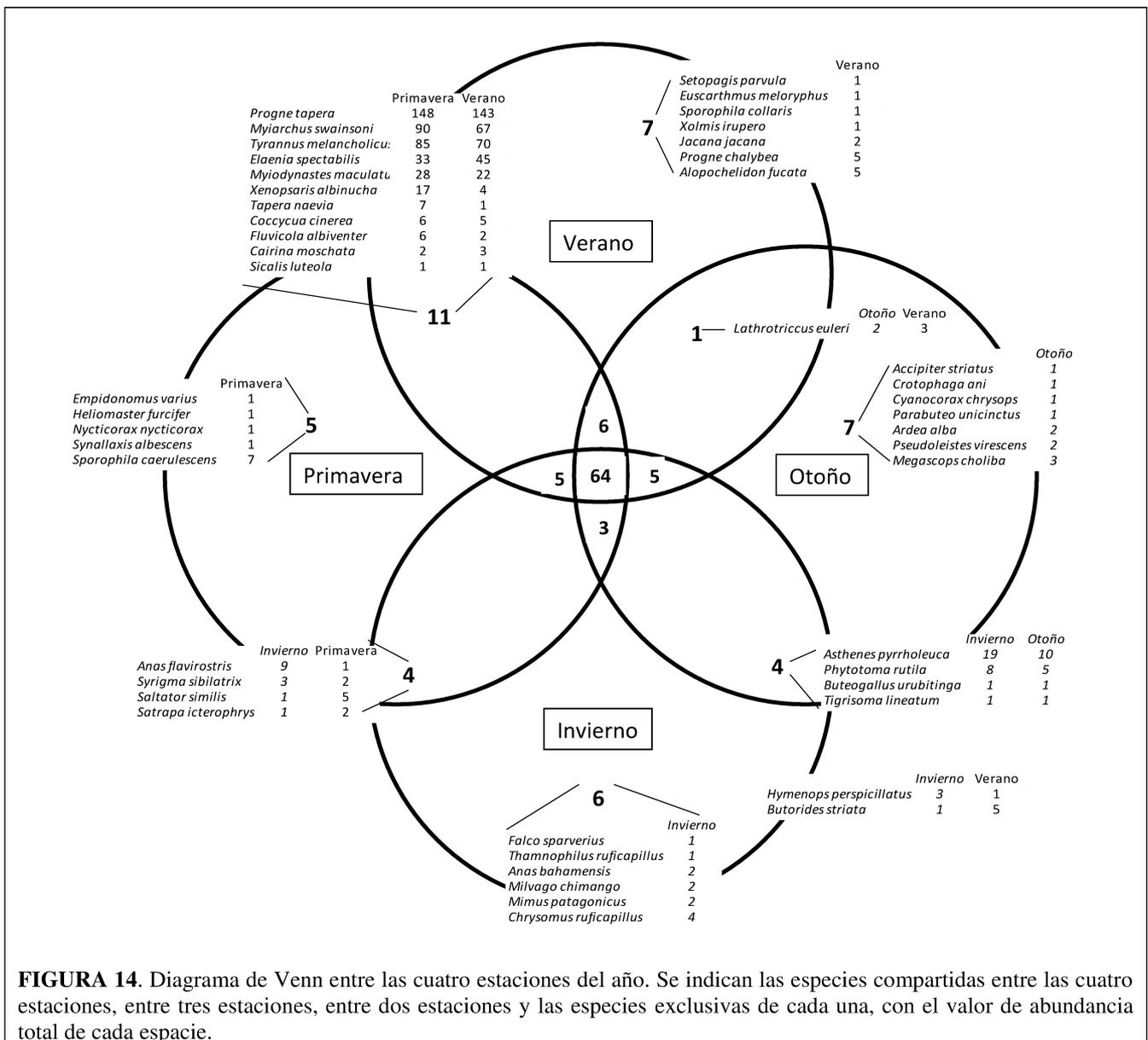
#### Invierno

En toda el área de estudio se registraron 4808 individuos pertenecientes a 93 especies, 31 familias y 15 órdenes. Las 10 especies más abundantes fueron *P. ruber* con 404 individuos (8,4%), *F. rufus* con 339 individuos (7%), *S. caerulescens* con 277 individuos (5,8%), *L. verreauxi* con 276 individuos (5,8%), *P. dumicola* con 244 individuos (5,1%), *T. leucorrhoea* con 208 individuos (4,3%), *L. angustirostris* con 179 individuos (3,7%), *P. sulphuratus* con 175 individuos (3,6%), *P. picazuro* con 175 individuos (3,6%), y *T.*

*rufiventris* con 168 individuos (3,5%), que en conjunto representaron el 50,7% del total de individuos registrados.

Primavera

En toda el área de estudio se registraron 6142 individuos pertenecientes a 98 especies, 29 familias y 14 órdenes. Las 10 especies más abundantes fueron *S. coerulescens* con 399 individuos (6,5%), *P. ruber* con 368 individuos (6%), *T. rufiventris* con 270 individuos (4,4%), *F. rufus* con 247 individuos (4%), *L. verreauxi* con 245 individuos (4%), *S. aurantirostris* con 222 individuos (3,6%), *Vireo olivaceus* con 208 individuos (3,4%), *P. dumicola* con 191 individuos (3,1%), *P. picazuro* con 179 individuos (2,9%), y *A. badius* con 178 individuos (2,9%), que en conjunto representaron el 40,8% del total de individuos registrados.



**FIGURA 14.** Diagrama de Venn entre las cuatro estaciones del año. Se indican las especies compartidas entre las cuatro estaciones, entre tres estaciones, entre dos estaciones y las especies exclusivas de cada una, con el valor de abundancia total de cada especie.

### 3.2.5 Comparación de la estructura y composición de los ensambles entre los sitios, años y estaciones

La riqueza total de especies observada por sitio fue mayor en IG (110 especies), y similar en ambos Parques Nacionales (PNPD 95 especies, PNISF 96 especies). El resultado es similar al comparar la riqueza estimada a través del método de rarefacción basado en individuos: sobre 6.254 individuos (abundancia mínima correspondiente al PNPD) la riqueza estimada es de 95 especies en cada uno de los Parques Nacionales y 108 especies en IG. El método de rarefacción basado en muestras resulta en el mismo patrón (Fig. 15). La riqueza total estimada por punto fue en promedio un 18% mayor en IG respecto al PNPD (Fig. 16, Tabla 2), mientras que el PNISF no presentó diferencias con ambos sitios. La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:año_4} = 23$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones (Año 2014:  $LRT_{est:sitio_6} = 16,9$ ;  $p = 0,009$  | Año 2015:  $LRT_{est:sitio_6} = 15,5$ ;  $p = 0,017$  | Año 2016:  $LRT_{est:sitio_6} = 15,9$ ;  $p = 0,014$ ). En invierno y primavera de 2014 el PNISF y las IG presentaron valores más altos de riqueza respecto al PNPD (43% y 34% superior en invierno; 30% y 31% superior en primavera, respectivamente), y en verano de 2014 la riqueza fue un 41% más alta en IG respecto al PNPD (Fig. 17, Tabla 2). Durante los años 2015 y 2016 no hubo diferencias en los valores de riqueza entre los distintos sitios, y solo hubo diferencias en los valores de riqueza entre las distintas estaciones. En todos los años en los distintos sitios hubo una riqueza más alta (40% promedio) en primavera respecto a otoño e invierno (Fig. 17, Tabla 2).

La abundancia total por sitio también fue mayor en IG (36%) y menor en el PNPD (30,4%). La abundancia acumulada por punto fue en promedio un 18% más alta en IG respecto al PNPD, mientras que el PNISF no presentó diferencias con ambos sitios (Fig. 16, Tabla 2). La variación de los valores de abundancia por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:año_4} = 26,1$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones de los años 2015 y 2016 (Año 2014:  $LRT_{est:sitio_6} = 8,7$ ;  $p = 0,188$  | Año 2015:  $LRT_{est:sitio_6} = 23,6$ ;  $p < 0,001$  | Año 2016:  $LRT_{est:sitio_6} = 16,3$ ;  $p = 0,012$ ). Los valores de abundancia por muestra durante el año 2014 fueron más altos en IG y el PNISF respecto al PNPD (35% mayor en IG y 28% en PNISF). Durante los años 2015 y 2016 no hubo diferencias en la abundancia por muestra entre los tres sitios (Fig. 18, Tabla 2). Los valores medios estimados de abundancia en 2014 fueron, en promedio, 33% más altos durante la estación de primavera respecto a las demás estaciones. Durante 2015 y 2016 la abundancia por muestra fue mayor en primavera respecto a las estaciones de otoño e invierno (23% promedio en 2015 y 33% promedio en 2016; Fig. 18, Tabla 2).

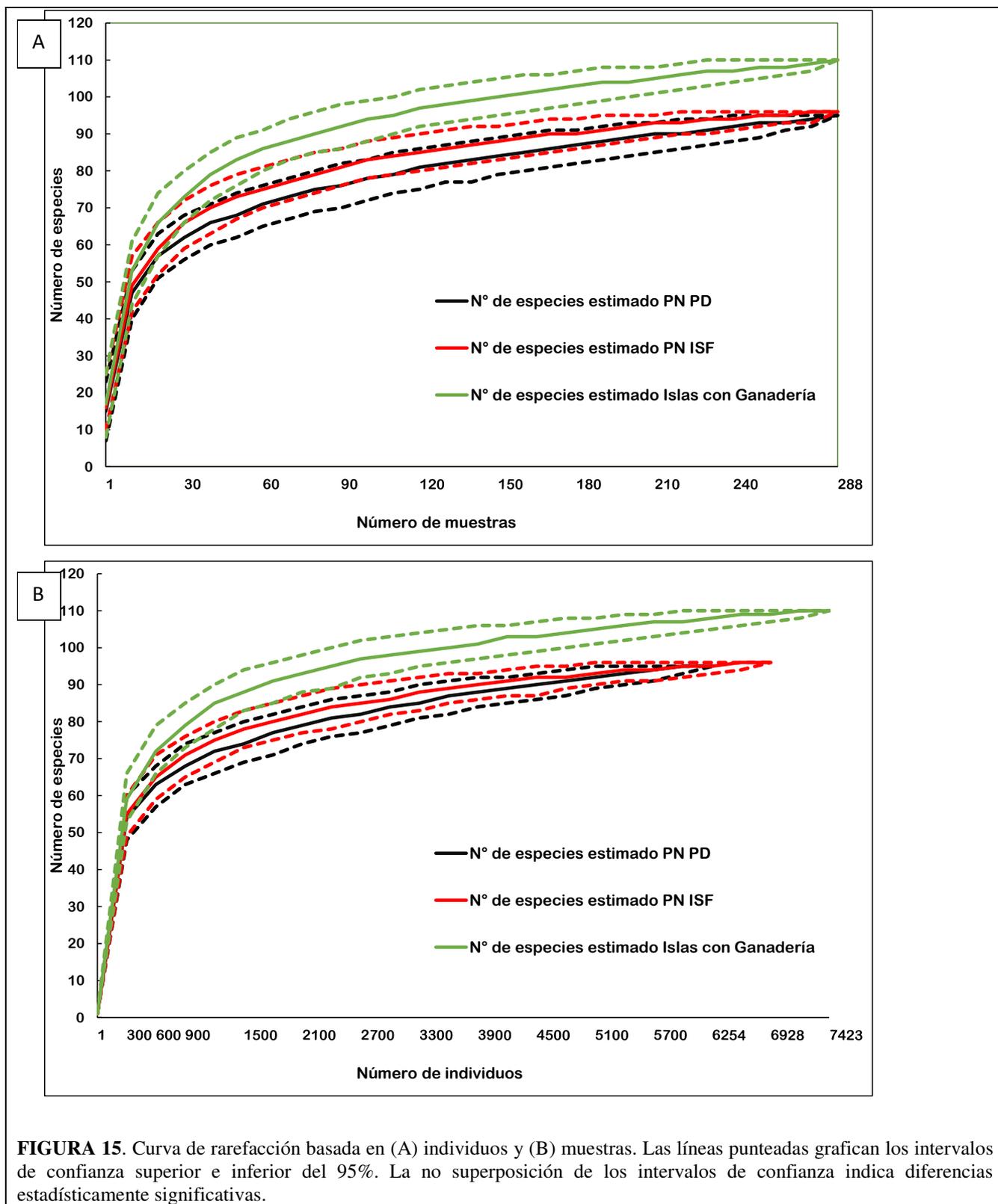
La diversidad total por sitio también fue más alta en IG y más baja en el PNPD (IG = 45; PNISF = 41,4; PNPD = 38,6). En IG hubo un 18% más de diversidad total por punto respecto al PNPD, mientras que el PNISF no presentó diferencias con ambos sitios (Fig. 16, Tabla 2). La variación de la diversidad por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:año_4} = 23,2$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año

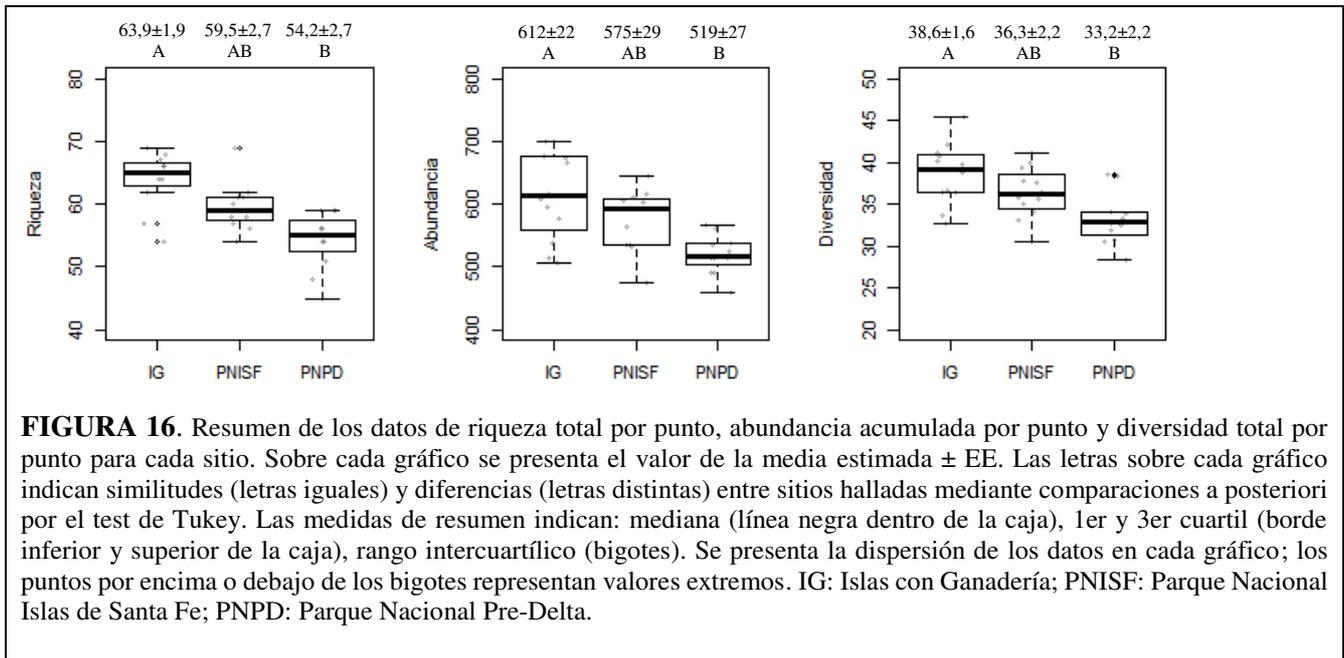
por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones (Año 2014:  $LRT_{\text{Test:sitio}_6} = 31,6$ ;  $p < 0,001$  | Año 2015:  $LRT_{\text{Test:sitio}_6} = 23,1$ ;  $p < 0,001$  | Año 2016:  $LRT_{\text{Test:sitio}_6} = 26,7$ ;  $p < 0,001$ ). En invierno y primavera de 2014 el PNISF y las IG presentaron valores más altos de diversidad por muestra respecto al PNPD (44% y 29% superior en invierno, respectivamente; 27% superior en primavera); en verano de 2014 la diversidad fue un 38% más alta en IG respecto al PNPD, y en otoño la diversidad fue un 31% más alta en el PNISF respecto a IG. En todos los sitios los valores de diversidad por muestra en primavera fueron muy superiores a las demás estaciones (37% promedio; Fig. 19, Tabla 2). Durante el año 2015 la única diferencia entre sitios ocurrió en verano, donde IG tuvo valores de diversidad 27% más altos que el PNPD (Fig. 19, Tabla 2). En todos los sitios, los valores de diversidad en primavera fueron en promedio 43% más altos respecto a otoño e invierno. En IG y el PNISF en verano la diversidad fue en promedio un 31% mayor que en otoño e invierno, mientras que en el PNPD no hubo diferencia en los valores de diversidad entre verano, otoño e invierno (Fig. 19, Tabla 2). En el año 2016 no hubo diferencias en los valores de diversidad por muestra entre los distintos sitios, y solo hubo diferencias en los valores de diversidad entre las distintas estaciones, con mayor diversidad por muestra en primavera y verano respecto a otoño e invierno 38% (Fig. 19, Tabla 2).

La composición de especies de los ensambles presentó mayores diferencias entre IG y el PNPD, que compartieron el 61,4% (78 especies) de las especies detectadas entre ambos sitios (127 especies). Las menores diferencias en la composición ocurrieron entre los Parques Nacionales, los cuales compartieron el 78,5% (74 especies) de las especies registradas en ellos (107 especies). Entre IG y el PNISF compartieron el 70,2% (85 especies) del total de especies registradas entre esos sitios (121 especies; Fig. 20). Las curvas de rango abundancia fueron similares para los tres sitios, mostrando situaciones similares de dominancia entre los sitios (Fig. 21). Sin embargo, hubo diferencias respecto a las especies que fueron más abundantes en cada sitio. De las 10 especies más abundantes en toda el área de estudio, hubo 5 que se compartieron entre todos los sitios, entre los Parques Nacionales compartieron 8 especies, entre PNPD e IG compartieron 5 especies, y entre PNISF e IG compartieron 6 especies.

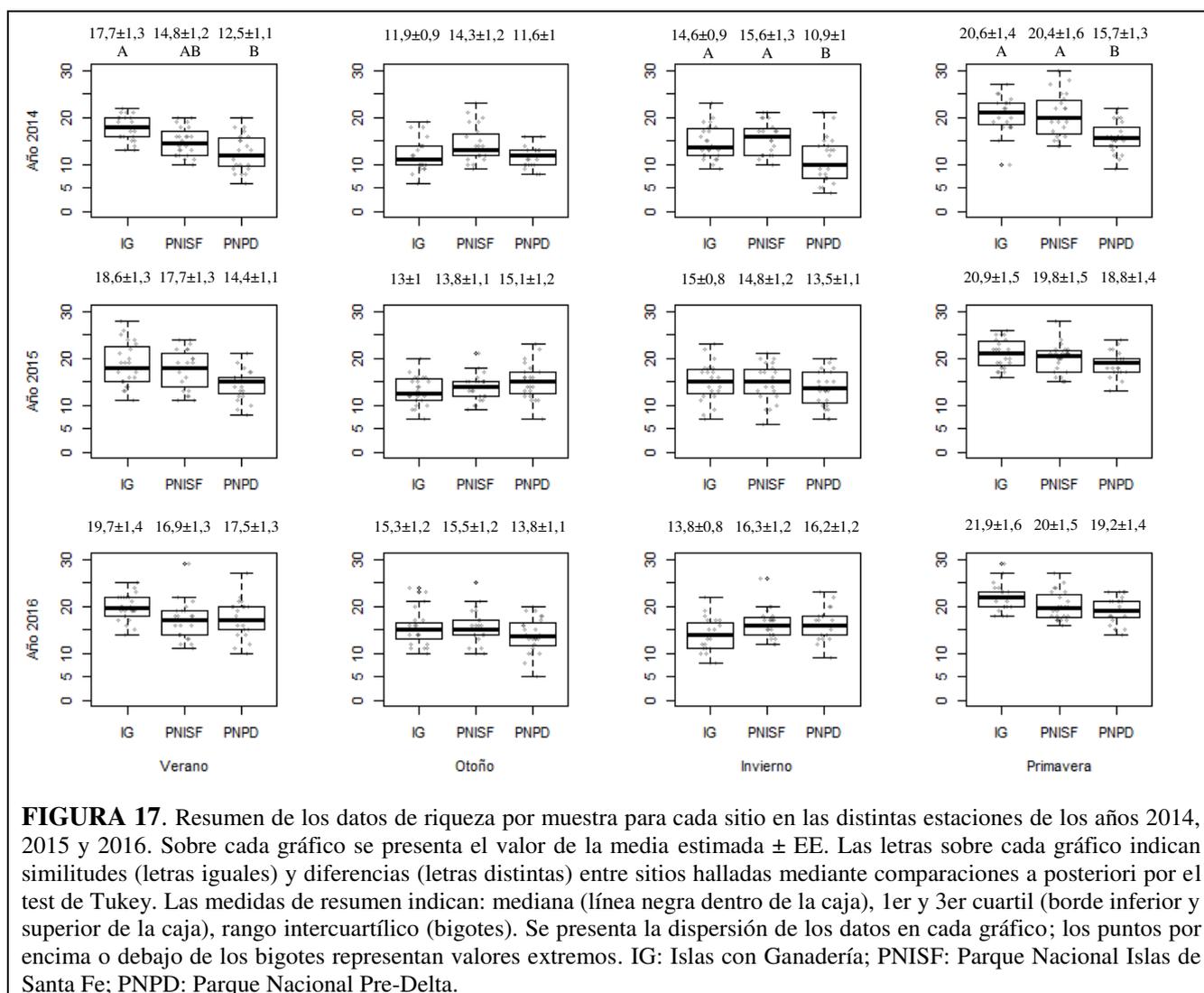
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies, en el análisis general los tres sitios presentaron diferencias entre sí, siendo mayores las diferencias entre IG y los Parques Nacionales (Fig. 22A; PERMANOVA  $F_{2,33} = 14,5$ ;  $P = 0,001$ ,  $R^2 = 0,47$ ). Sin embargo, esas diferencias entre los tres sitios fueron muy marcadas durante el año 2014 (Fig. 22B; PERMANOVA  $F_{2,33} = 9,7$ ;  $P = 0,001$ ,  $R^2 = 0,37$ ), mientras que durante los años 2015 y 2016 las diferencias se detectaron entre IG y los Parques Nacionales (Fig. 22C y 22D; PERMANOVA año 2015:  $F_{2,33} = 6,1$ ;  $P = 0,001$ ,  $R^2 = 0,27$ ; PERMANOVA año 2016:  $F_{2,33} = 5,1$ ;  $P = 0,001$ ,  $R^2 = 0,24$ ), los cuales no presentaron diferencias claras entre sí.

El análisis de especies indicadoras (Anexo 2) mostró 15 especies indicadoras de IG, 6 especies indicadoras para el PNISF y 3 especies indicadoras para el PNPD. Adicionalmente, hubo 2 especies que fueron indicadoras para IG y el PNPD, 8 especies indicadoras para IG y el PNISF, y 6 especies indicadoras para el PNPD y el PNISF.

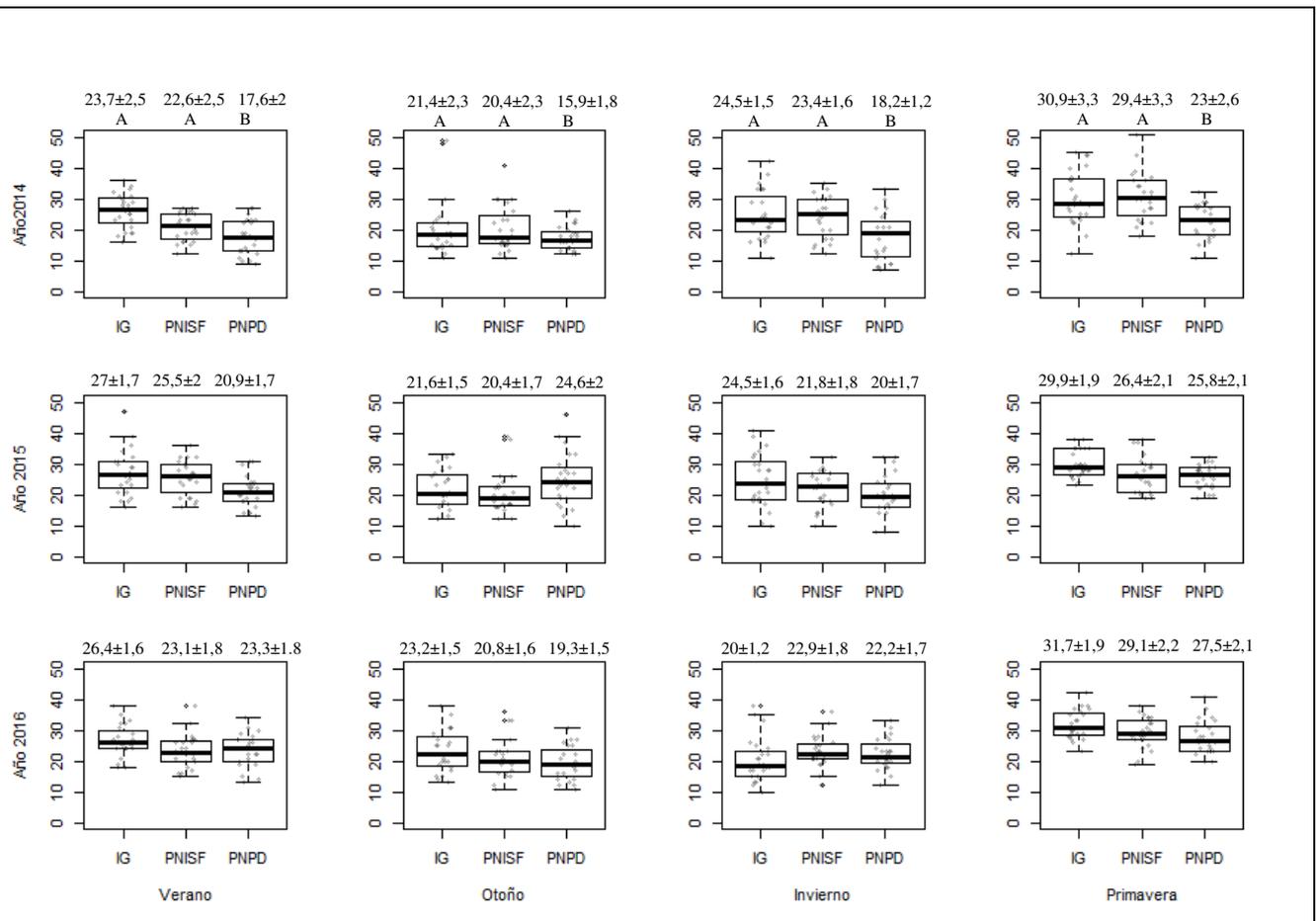




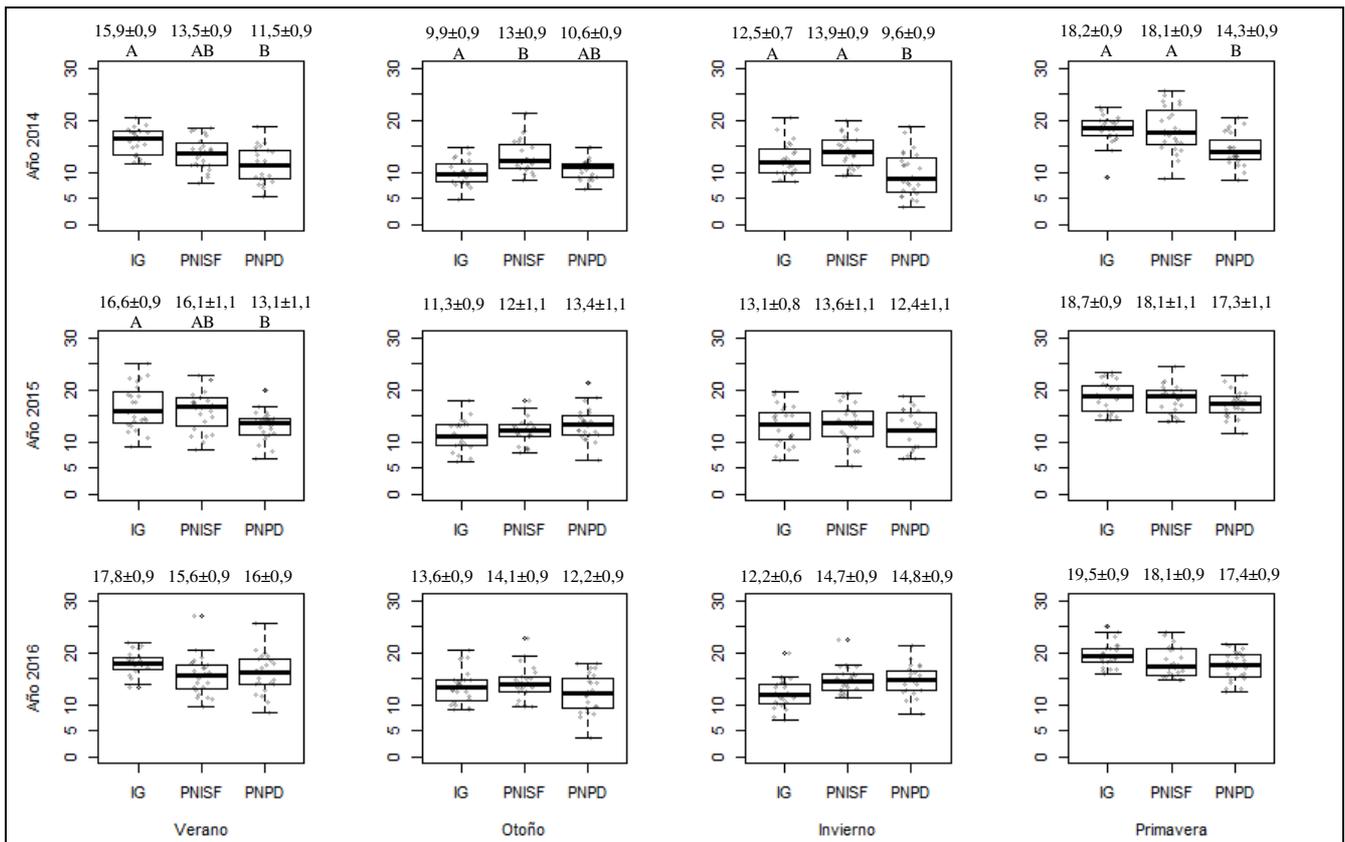
**FIGURA 16.** Resumen de los datos de riqueza total por punto, abundancia acumulada por punto y diversidad total por punto para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartilico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 17.** Resumen de los datos de riqueza por muestra para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 18.** Resumen de los datos de abundancia por muestra para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 19.** Resumen de los datos de diversidad por muestra para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.

**TABLA 2.** Modelos Lineales Generalizados Mixtos de todas las variables de estructura del ensamblaje analizadas. En los casos en los que previamente se encontraron interacciones entre las variables Sitio y Estación, los modelos fueron realizados con una nueva variable de 12 niveles (Sit\*Est) que incluyó todas las combinaciones entre sitios y estaciones (3 sitios por 4 estaciones). Var = Varianza.

Variable respuesta	Modelo final	Número de muestras	Sitio			Estación			Estimaciones de los efectos aleatorios					
			GL	LRT	P	GL	LRT	P	Transecta		Punto		Orden de muestreo	
								Var	DE	Var	DE	Var	DE	
<b>Riqueza Total por punto</b>	Riq.~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",data=Tabla	36	2	<b>10,4</b>	<b>0,006</b>	X	X	X	7,8	2,8	X	X	X	X
<b>Abundancia Total por punto</b>	Abund.~Sit.+(1 Trans.), family = "nbinom",data=Tabla	36	2	<b>6,9</b>	<b>0,031</b>	X	X	X	1	1,05	X	X	X	X
<b>Diversidad Total por punto</b>	Diversidad~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",data=Tabla	36	2	<b>6,3</b>	<b>0,043</b>	X	X	X	5,8	6,2	X	X	X	X
<b>Riqueza por muestra</b>	glmer(Riq.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family="poisson",data=Tabla.2014	288	11	<b>136</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	<0,01	0,05	0	0	X	X
	glmer(Riq.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family="poisson",data=Tabla.2015		11	<b>109</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	<0,01	0,02	0	0	X	X
	glmer(Riq.~SitxEst+(1 Trans./Punto),family="poisson",data=Tabla.2016		11	<b>98,3</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	X	X
<b>Abundancia por muestra</b>	Abund.~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M),family="nbinom",data=Tabla.2014	288	2	<b>10,9</b>	<b>0,004</b>	3	64,9	<0,001	<0,01	0,06	<0,01	0,03	<0,01	0,1
	Abund.~SitxEst+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M), family="nbinom",data=Tabla.2015	288	11	<b>64,3</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	<0,01	0,06	<0,01	<0,01	0,01	0,1
	Abund.~SitxEst+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M), family="nbinom",data=Tabla.2016	288	11	<b>114</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	<0,01	0,05	<0,01	0,02	<0,01	0,08
<b>Diversidad por muestra</b>	Div.~SitxEst+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M),family="gaussian",data=Tabla.2014	288	11	<b>163</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	0,12	0,35	0	0	1	1
	Div.~SitxEst+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M),family="gaussian",data=Tabla.2015	288	11	<b>144</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	0,6	0,7	<0,01	<0,01	1,17	1,08
	Div.~SitxEst+(1 Trans./Punto)+(1 Orden.M),family="gaussian",data=Tabla.2016	288	11	<b>129</b>	<b>&lt;0,001</b>			Sit*Est	0	0	0,08	0,29	0,15	0,39

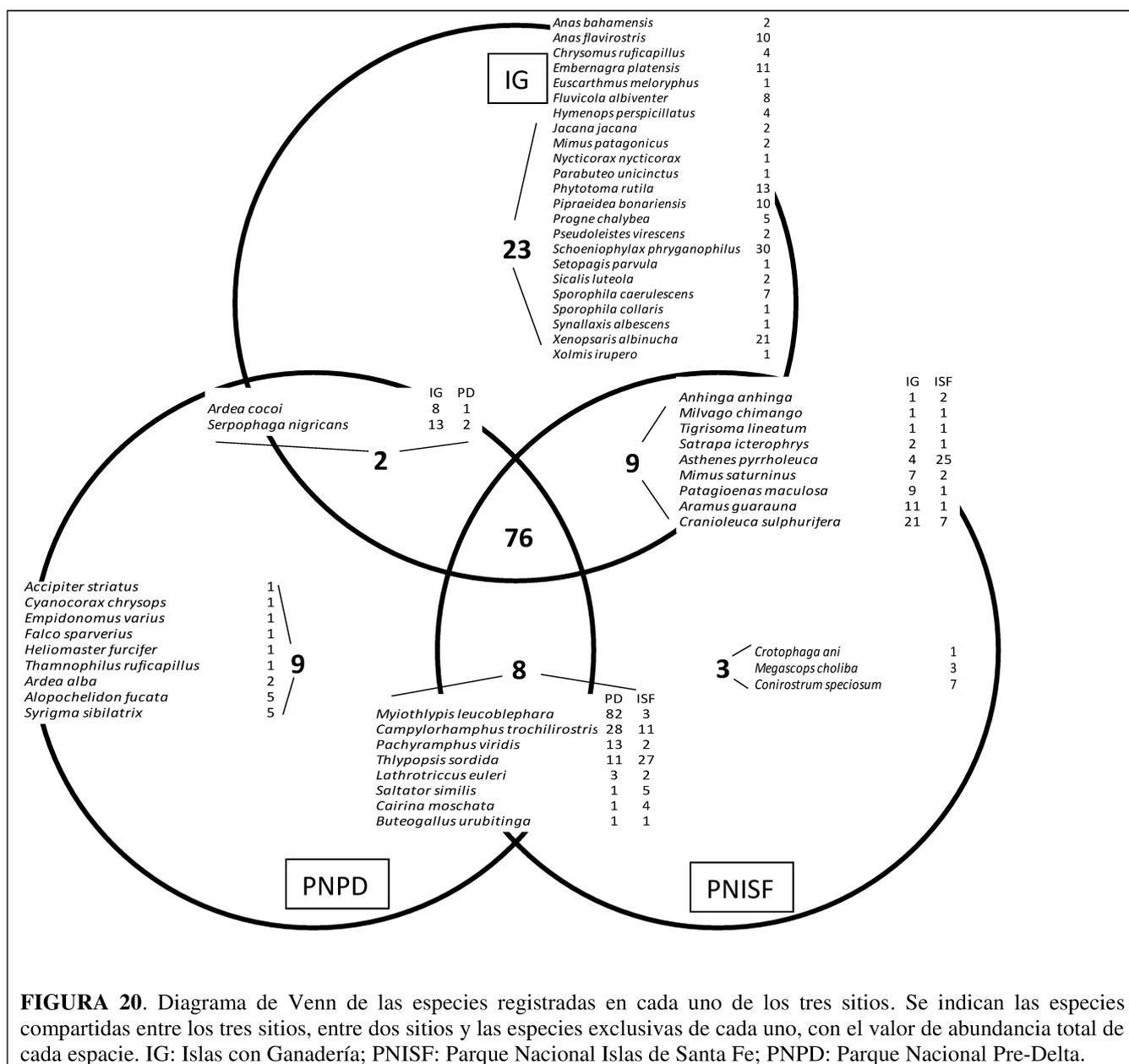
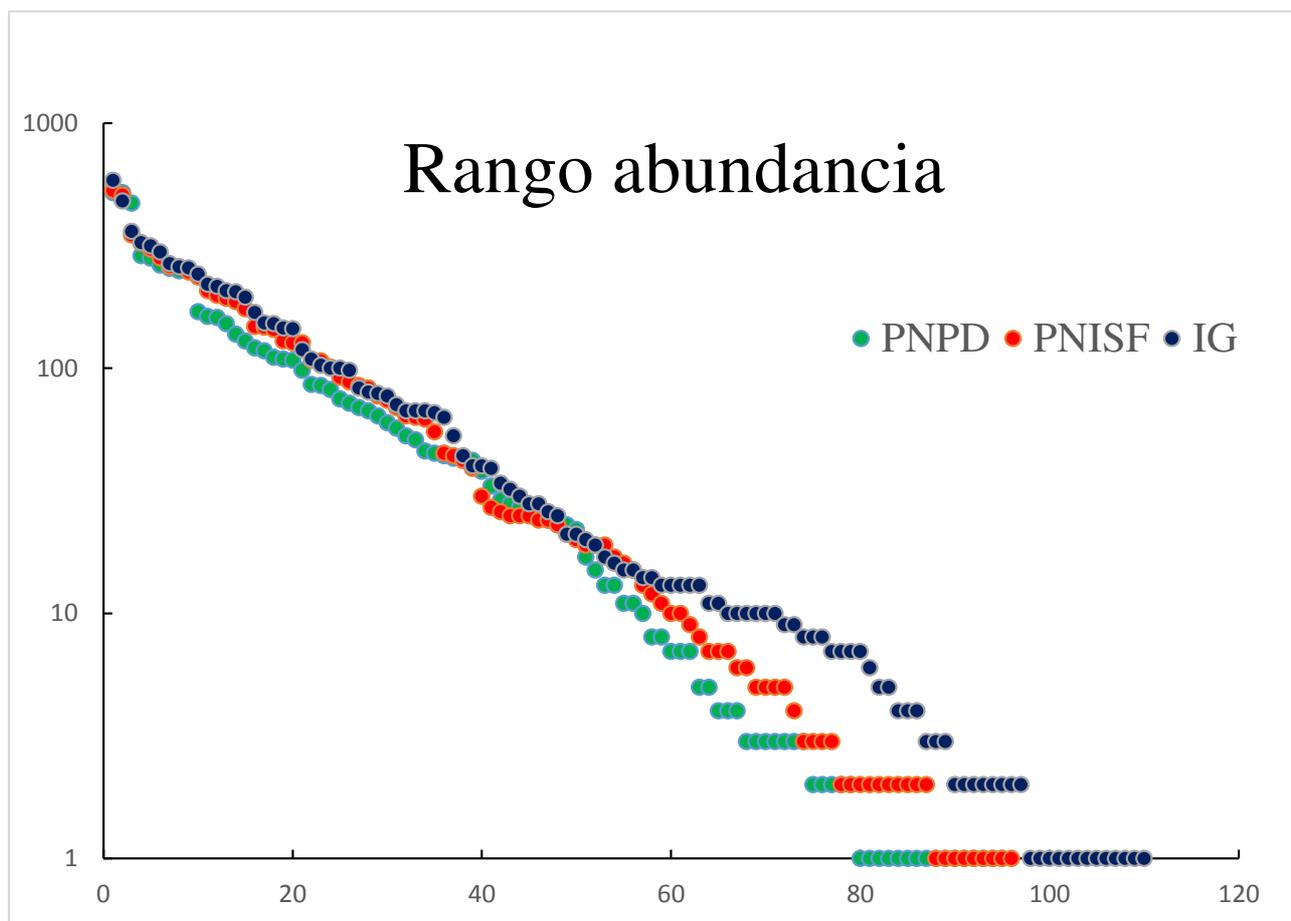
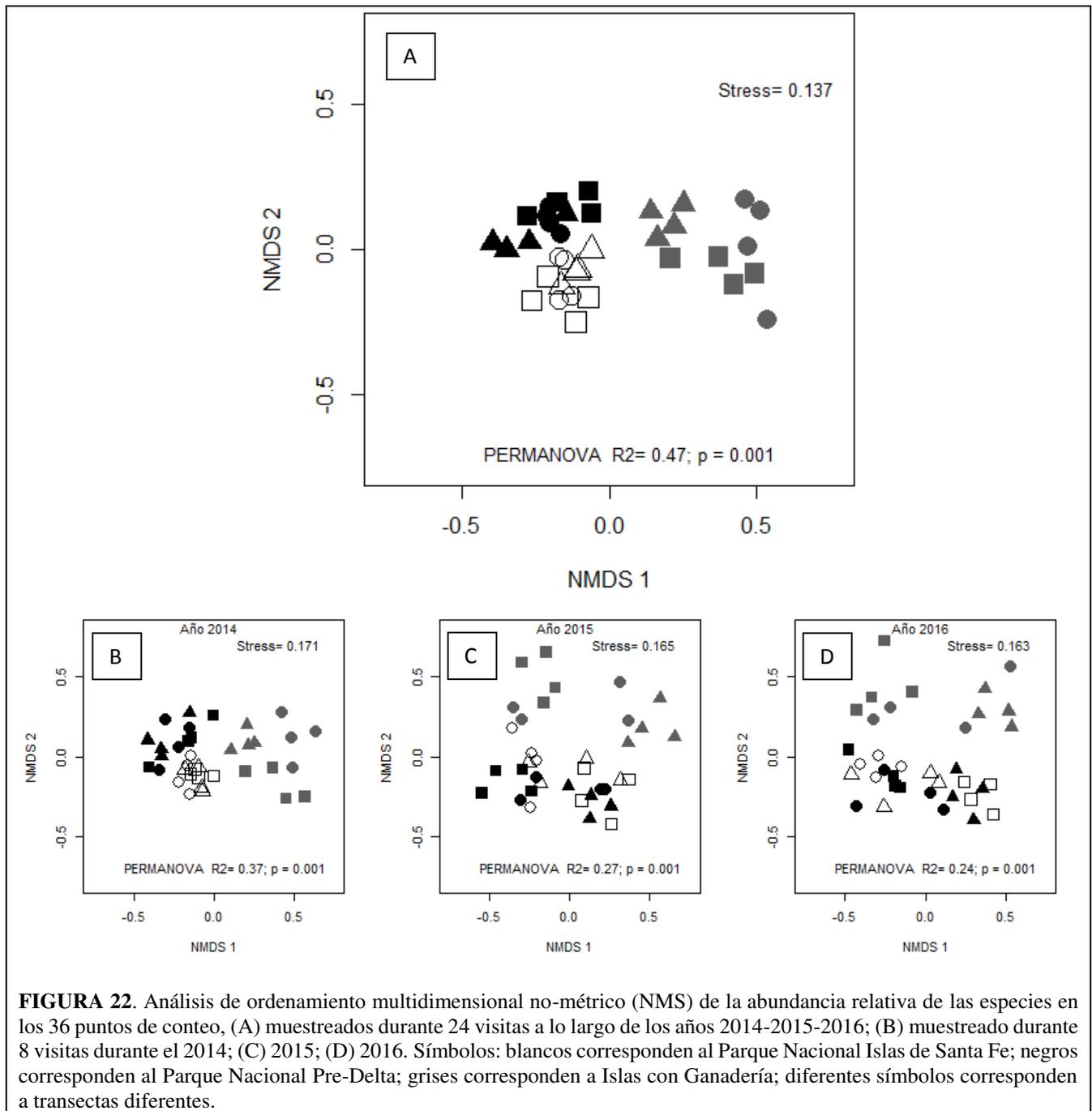


FIGURA 20. Diagrama de Venn de las especies registradas en cada uno de los tres sitios. Se indican las especies compartidas entre los tres sitios, entre dos sitios y las especies exclusivas de cada uno, con el valor de abundancia total de cada especie. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 21.** Curvas de rango-abundancia de los ensambles de aves para cada uno de los sitios. El eje Y esta expresado en escala logarítmica.



**FIGURA 22.** Análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (NMS) de la abundancia relativa de las especies en los 36 puntos de conteo, (A) muestreados durante 24 visitas a lo largo de los años 2014-2015-2016; (B) muestreado durante 8 visitas durante el 2014; (C) 2015; (D) 2016. Símbolos: blancos corresponden al Parque Nacional Islas de Santa Fe; negros corresponden al Parque Nacional Pre-Delta; grises corresponden a Islas con Ganadería; diferentes símbolos corresponden a transectas diferentes.

### 3.3 Análisis mediante el uso de gremios funcionales

#### 3.3.1 Descripción general

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble de toda el área de estudio durante los tres años, 35 especies (37% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 17 (16% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 16 (15,3% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 18 (14,7% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 7 (8,3% de la abundancia) al gremio de troncos, 12 (6,4% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 22 (1,2% de la abundancia) al gremio de los bañados, y 3 especies (1,1% de la abundancia) son nectarívoros (Anexo 1).

#### 3.3.2 Descripción por sitios

##### Islas con Ganadería

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble, 33 especies y 3281 individuos (44,2% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 13 especies y 1279 individuos (17,2% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 17 especies y 843 individuos (11,4% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 11 especies y 712 individuos (9,6% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 6 especies y 546 individuos (7,4% de la abundancia) al gremio de troncos, 10 especies y 529 individuos (7,1% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 18 especies y 157 individuos (2,1% de la abundancia) al gremio de especies de los bañados, y 2 especies y 76 individuos (1% de la abundancia) son nectarívoros (Tabla 3).

##### Parque Nacional Islas de Santa Fe

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble, 27 especies y 2167 individuos (31,4% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 14 especies y 1287 individuos (18,6% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 12 especies y 1172 individuos (16,9% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 14 especies y 1151 individuos (16,6% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 7 especies y 592 individuos (8,5% de la abundancia) al gremio de troncos, 7 especies y 418 individuos (6% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 2 especies y 89 individuos (1,3% de la abundancia) son nectarívoros y 13 especies y 52 individuos (0,7% de la abundancia) pertenecen al gremio de los bañados (Tabla 3).

##### Parque Nacional Pre-Delta

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble, 25 especies y 2182 individuos (34,9% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 14 especies y 1152 individuos (18,4% de la abundancia) al gremio

del dosel bajo, 12 especies y 1020 individuos (16,3% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 13 especies y 859 individuos (13,7% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 7 especies y 581 individuos (9,3% de la abundancia) al gremio de troncos, 9 especies y 373 individuos (6% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 3 especies y 57 individuos (0,9% de la abundancia) son nectarívoros y 12 especies y 31 individuos (0,5% de la abundancia) pertenecen al gremio de los bañados (Tabla 3).

### 3.3.3 Descripción por años

#### Año 2014

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble de toda el área de estudio, 32 especies y 2602 individuos (39,5% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 16 especies y 1045 individuos (15,9% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 14 especies y 1009 individuos (15,3% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 13 especies y 985 individuos (15% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 7 especies y 478 individuos (7,3% de la abundancia) al gremio de troncos, 10 especies y 352 individuos (5,3% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 2 especie con 79 individuos son nectarívoros (1,2% de la abundancia) y 9 especies y 34 individuos (0,5% de la abundancia) pertenecen al gremio de los bañados.

#### Año 2015

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble de toda el área de estudio, 30 especies y 2573 individuos (36,9% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 13 especies y 1111 individuos (15,9% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 15 especies y 1061 individuos (15,2% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 14 especies y 1044 individuos (14,9% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 7 especies y 583 individuos (8,3% de la abundancia) al gremio de troncos, 9 especies y 506 individuos (7,2% de la abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 2 especie con 85 individuos son nectarívoros (1,2% de la abundancia) y 14 especies y 31 individuos (0,4% de la abundancia) pertenecen al gremio de los bañados.

#### Año 2016

De acuerdo a la agremiación funcional del ensamble de toda el área de estudio, 28 especies y 2454 individuos (34,9% de la abundancia) pertenecen al gremio del suelo, 15 especies y 1133 individuos (16,1% de la abundancia) al gremio del dosel alto, 14 especies y 1105 individuos (15,7% de la abundancia) al gremio del dosel bajo, 16 especies y 983 individuos (14,1% de la abundancia) al gremio del estrato arbustivo, 7 especies y 658 individuos (9,4% de la abundancia) al gremio de troncos, 10 especies y 462 individuos (6,6% de la

abundancia) al gremio de cazadores aéreos, 18 especies y 171 individuos (2,4% de la abundancia) al gremio de los bañados, y 3 especie con 57 individuos son nectarívoros (0,8% de la abundancia).

**TABLA 3.** Abundancia relativa (en %) de los gremios funcionales en cada uno de los distintos sitios. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.

Gremio	Sitio		
	IG	PNISF	PNPD
Gremio del Suelo	44,2%	31,4%	34,9%
Gremio del Dosel Alto	17,2%	16,6%	13,7%
Gremio del estrato Arbustivo	11,4%	16,9%	16,3%
Gremio del Dosel Bajo	9,6%	18,6%	18,4%
Gremio de Troncos	7,4%	8,5%	9,3%
Gremio de Cazadores Aéreos	7,1%	6%	6%
Gremio de los Bañados	2,1%	0,7%	0,5%
Nectarívoros	1%	1,3%	0,9%

### 3.3.4 Descripción por estaciones

El gremio del estrato arbustivo presento valores de riqueza total similares entre las estaciones, pero su abundancia relativa fue superior durante otoño e invierno. El gremio del suelo presentó los mayores valores de riqueza y abundancia total durante todas las estaciones del año respecto a los demás gremios, con menor riqueza y mayor abundancia relativa en otoño, y mayor riqueza y menor abundancia relativa en verano. El gremio del dosel bajo presentó menor riqueza total en invierno, y la abundancia relativa fue superior en primavera y verano. El gremio del dosel alto presentó poca variación de la riqueza total entre las distintas estaciones, mientras que la abundancia relativa fue superior en verano. El gremio de troncos tuvo el mismo valor de riqueza en todas las estaciones, pero su abundancia relativa fue superior en otoño e invierno. El gremio de cazadores aéreos presento mayores valores de riqueza total en primavera y verano, y la abundancia relativa fue mayor en primavera y menor en otoño. El gremio de los bañados presentó una mayor riqueza en invierno, y su abundancia relativa fue menor en primavera. Las especies nectarívoras fueron 3 en total, con abundancias relativas más altas en primavera y verano, mientras que estuvieron prácticamente ausentes en invierno (Tabla 4).

**TABLA 4.** Riqueza total, abundancia y abundancia relativa (en %) de los gremios funcionales en cada una de las estaciones del año.

		Gremio del suelo	Gremio del Dosel Superior	Gremio del Dosel Bajo	Gremio del Estrato Arbustivo	Gremio de Troncos	Gremio de Cazadores Aéreos	Gremio de los Bañados	Nectarívoros
Riqueza número de individuos y abundancia relativa (en%)	<b>Verano</b>	29 1715 (33,6%)	15 957 (18,7%)	12 815 (16%)	13 734 (14,4%)	7 386 (7,6%)	11 334 (6,5%)	12 76 (1,5%)	2 88 (1,7%)
	<b>Otoño</b>	25 1737 (38,2%)	13 752 (16,5%)	13 652 (14,3%)	12 741 (16,4%)	7 445 (9,8%)	4 125 (2,8%)	14 51 (1,1%)	2 39 (0,9%)
	<b>Invierno</b>	29 1804 (37,5%)	14 746 (15,5%)	10 684 (14,2%)	12 756 (15,7%)	7 444 (9,3%)	3 302 (6,3%)	17 68 (1,4%)	1 4 (0,1%)
	<b>Primavera</b>	28 2264 (36,9%)	13 939 (15,3%)	12 1000 (16,3%)	14 809 (13,2%)	7 444 (7,3%)	10 564 (9,2%)	11 32 (0,5%)	3 90 (1,5%)

### 3.3.5 Comparación de la estructura y composición de los distintos gremios funcionales entre los sitios, años y estaciones

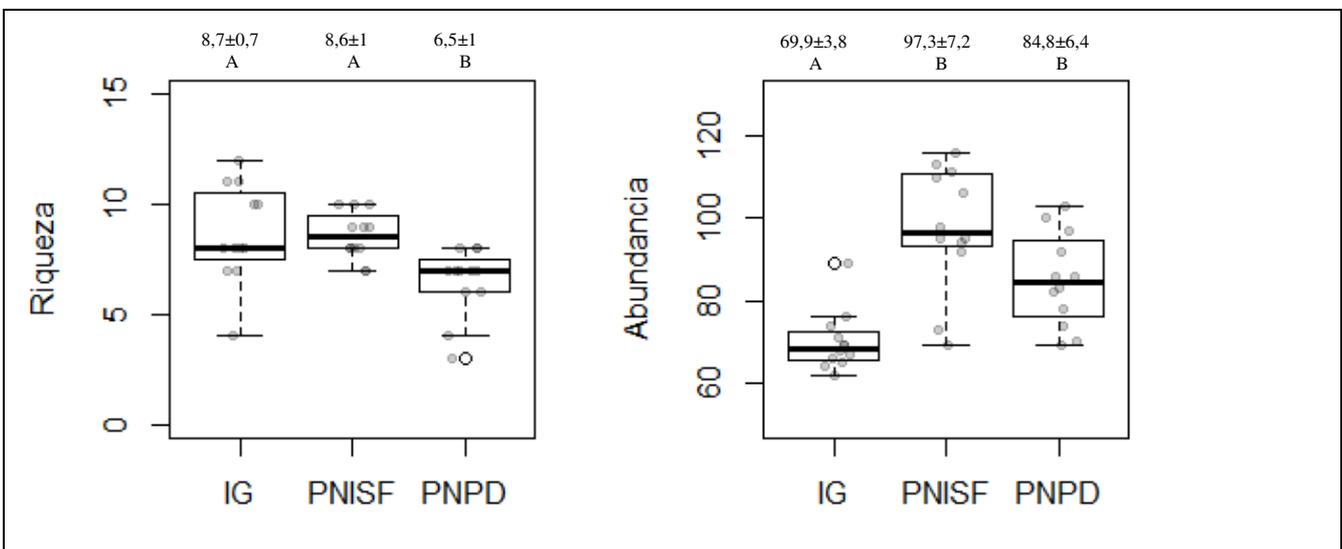
#### Gremio del estrato arbustivo

El gremio del estrato **arbustivo** presentó una abundancia total en el área de estudio de 3036 individuos, pertenecientes a 18 especies, de las cuales 12 (66,7%) son residentes y 6 (33,3%) son migrantes australes del norte. En IG se encontró la menor abundancia, con 843 individuos (27,7%) y un total de 17 especies, de las cuales 5 fueron exclusivas (*Schoeniophylax phryganophilus* con 30 individuos, *Sporophila caerulescens* con 7 individuos, *Sporophila collaris*, *Euscarthmus meloryphus* y *Synallaxis albescens* con 1 individuo). El PNISF presentó el valor más alto de abundancia total, con 1172 individuos (38,6%) y un total de 12 especies. El PNPD tuvo una abundancia de 1020 individuos (33,7%) y un total de 12 especies (Anexo 3 A). La riqueza total por punto fue 34% mayor en IG y 32% en PNISF respecto al PNPD (Fig. 23, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit: año_4} = 27,8$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones en los años 2014 y 2016 (Año 2014:  $LRT_{est: sitio_6} = 15,3$ ;  $p = 0,018$  | Año 2015:  $LRT_{est: sitio_6} = 4,5$ ;  $p = 0,611$  | Año 2016:  $LRT_{est: sitio_6} = 16,3$ ;  $p = 0,012$ ). En otoño e invierno de 2014 el PNISF presentó mayores valores de riqueza respecto a IG (67% en otoño y 63% en invierno), y en primavera de 2014 la riqueza fue más alta en el PNISF respecto a IG y al PNPD (50% y 57%, respectivamente). El PNISF presentó mayor riqueza en

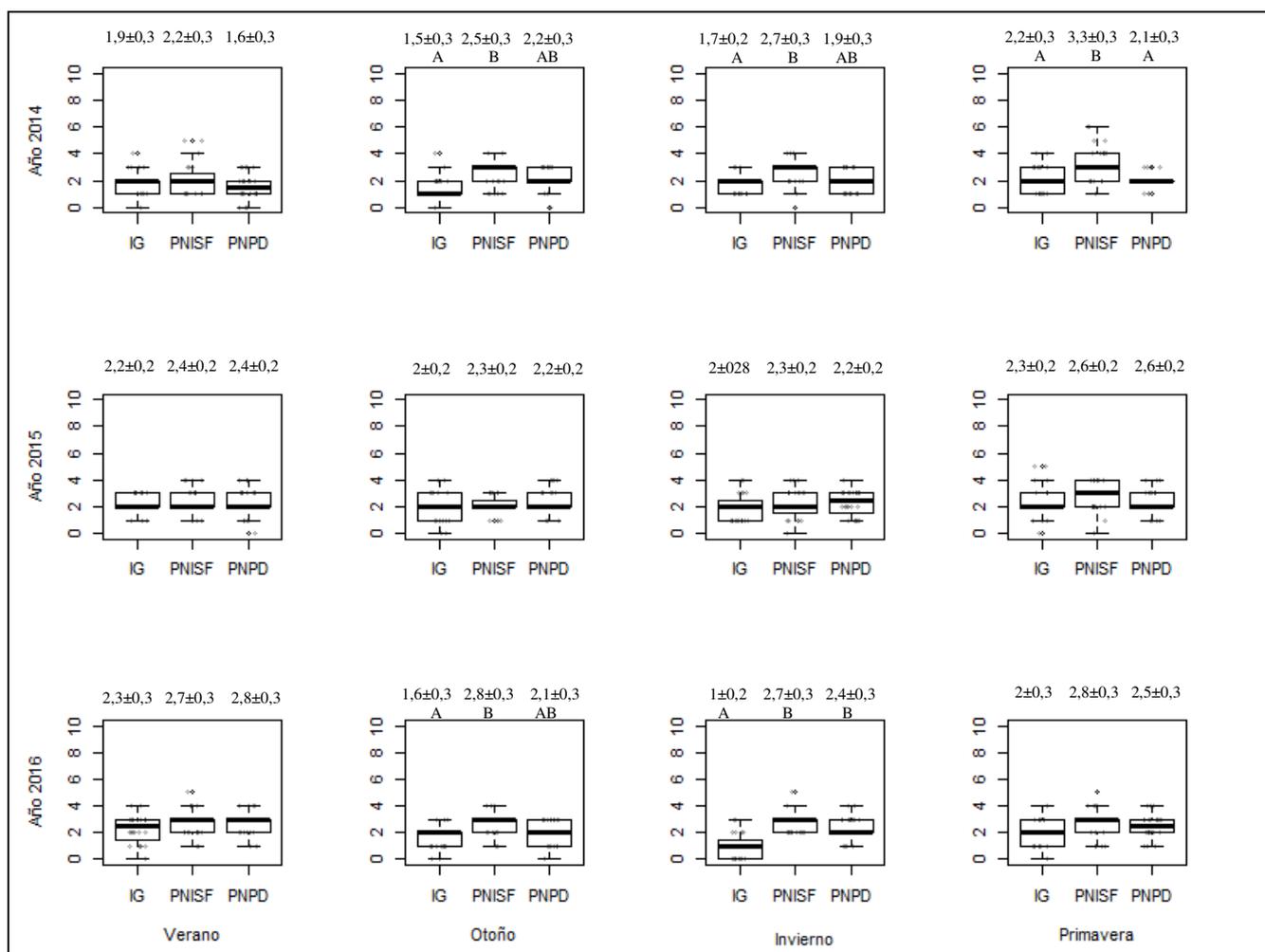
primavera (50%) respecto al verano (Fig. 24, Tabla 6). Durante el año 2015 no hubo diferencias en los valores de riqueza entre los distintos sitios ni entre las distintas estaciones (Fig. 24, Tabla 6). En invierno del año 2016 el PNPd y el PNISF presentaron mayor riqueza que IG (140% y 170%, respectivamente), y en otoño de 2016 el PNISF presentó mayor riqueza (75%) que IG. En IG hubo mayor riqueza en primavera y verano (100% y 130%, respectivamente) respecto al invierno (Fig. 24, Tabla 6).

La abundancia acumulada por punto fue 39% más alta en PNISF y 21% en PNPd respecto a IG (Fig. 23, Tabla 5). La variación de la abundancia por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sitio \times año} = 17,7$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) hubo interacciones entre los sitios y estaciones en los años 2014 y 2016 (Año 2014:  $LRT_{estacion \times sitio} = 16,1$ ;  $p = 0,013$  | Año 2015:  $LRT_{estacion \times sitio} = 11,8$ ;  $p = 0,065$  | Año 2016:  $LRT_{estacion \times sitio} = 22,1$ ;  $p = 0,001$ ). En el año 2014 solo hubo diferencias en invierno, con valores 78% más altos en PNISF respecto a IG (Fig. 25, Tabla 6). En el año 2015 no hubo diferencias entre los sitios ni entre las estaciones (Fig. 25, Tabla 6). En invierno del año 2016 el PNISF y el PNPd presentaron mayor abundancia que IG (190% y 200%, respectivamente). En IG, las estaciones de verano, otoño y primavera presentaron mayor abundancia que el invierno (125% promedio; Fig. 25, Tabla 6).

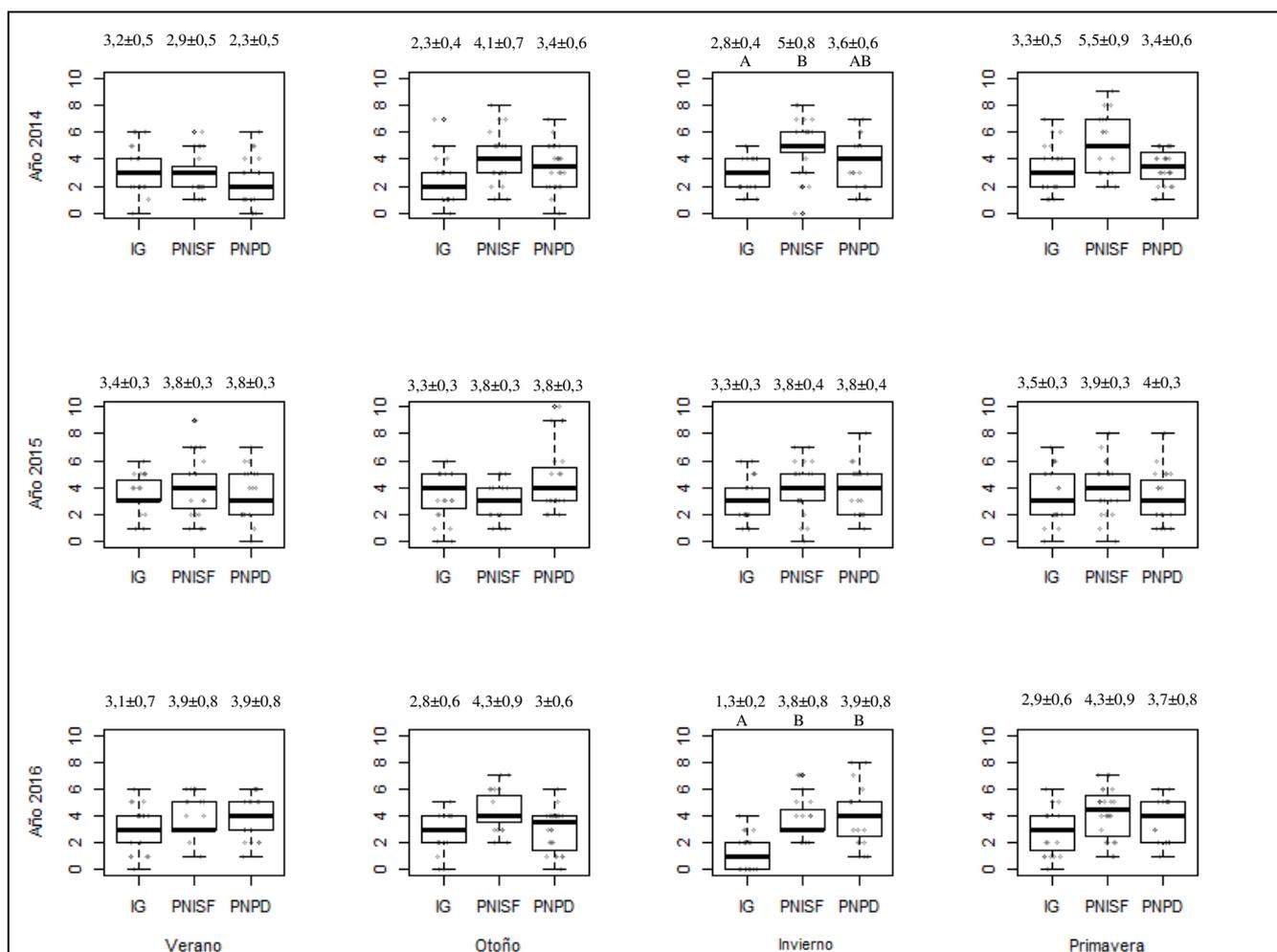
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies indica que hubo diferencias entre los tres sitios, siendo mayores entre IG y los Parques Nacionales (Fig. 26; PERMANOVA:  $R^2 = 0,40$ ;  $F_{2,33} = 11,1$ ;  $p = 0,001$ ). Además, los puntos de IG presentaron mayores diferencias entre sí.



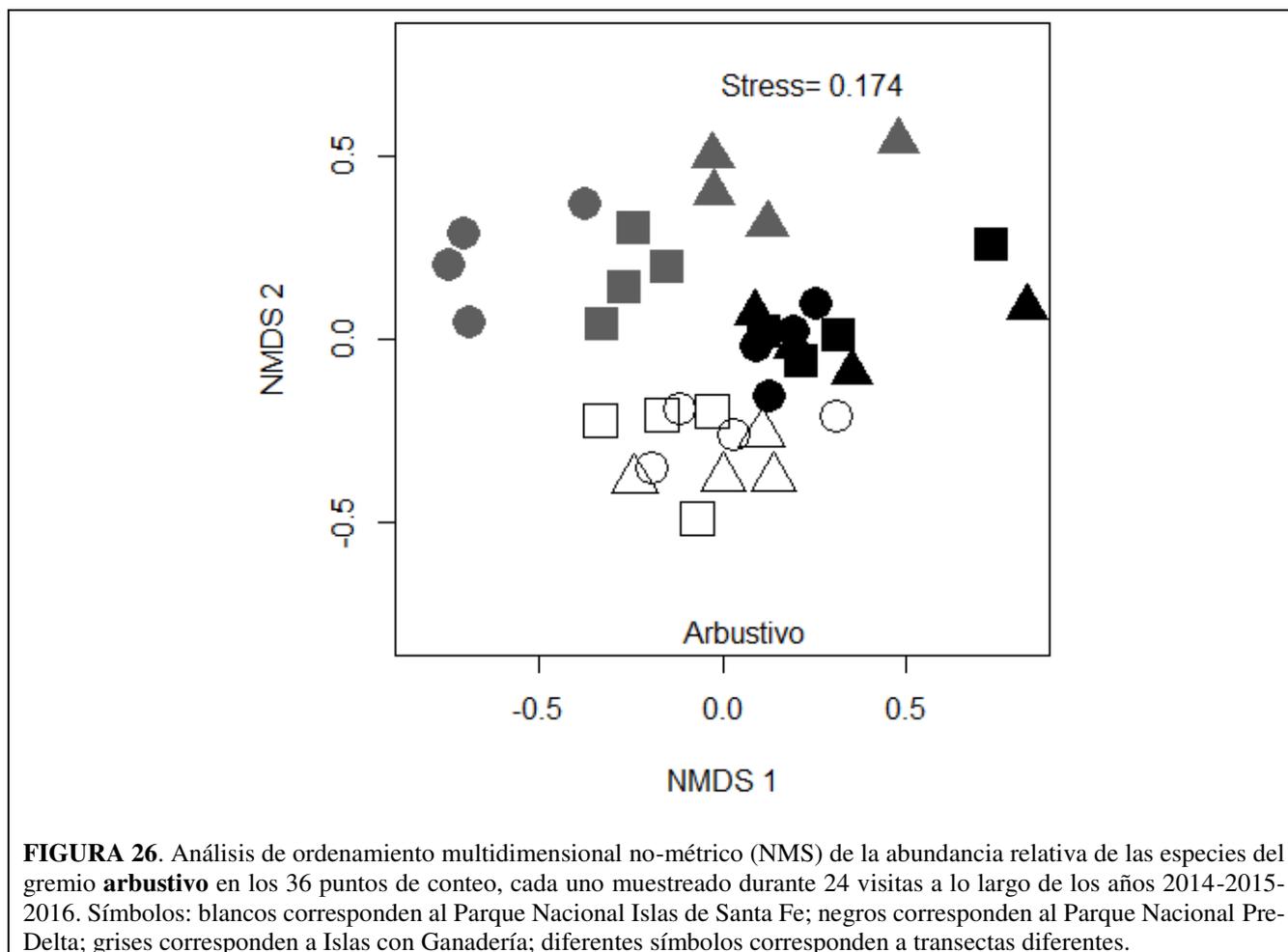
**FIGURA 23.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio del estrato **Arbustivo** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPd: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 24.** Resumen de los datos de riqueza por muestra del gremio del estrato **Arbustivo** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 25.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio del estrato **Arbustivo** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartilico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



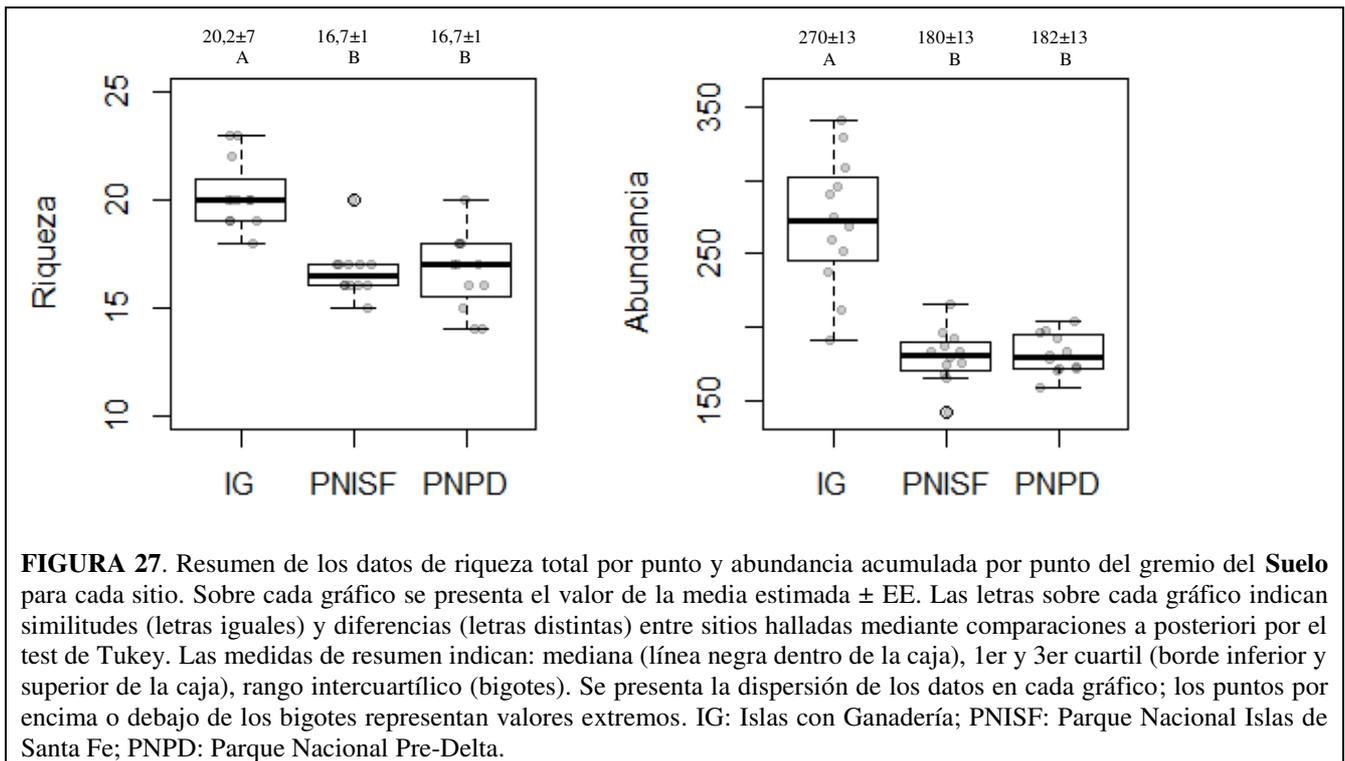
### Gremio del suelo

El gremio del **suelo** presentó una abundancia total en el área de estudio de 7629 individuos, pertenecientes a 35 especies, de las cuales 32 (91,4%) son residentes, 2 (5,7%) son migrantes australes del norte y 1 (2,9%) es migrante austral del sur. En IG se encontró el valor más alto de abundancia, con 3281 individuos (43%) y un total de 33 especies, de las cuales 7 fueron exclusivas (*Embernagra platensis* con 11 individuos, *Hymenops perspicillatus* con 4 individuos, *Mimus patagonicus*, *Sicalis luteola*, *Pseudoleistes virescens* con 2 individuos, *Setopagis parvula* y *Xolmis irupero* con 1 individuo). Ambos Parques Nacionales presentaron valores similares de abundancia total, con 2167 individuos (28,4%) y un total de 27 especies en PNISF y 2181 individuos (28,6%) pertenecientes a 25 especies en el PNPD (Anexo 3 B). La riqueza total por punto fue 21% mayor en IG respecto al PNISF y al PNPD (Fig. 27, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sitio:año_4} = 20,2$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones en todos los años (Año 2014:  $LRT_{test:sitio_6} = 32,8$ ;  $p < 0,001$  | Año 2015:  $LRT_{test:sitio_6} = 26,6$ ;  $p < 0,001$  | Año 2016:  $LRT_{test:sitio_6} = 31,8$ ;  $p < 0,001$ ). En invierno de 2014 en IG hubo un 80% más de riqueza por muestra que en el PNPD, y en

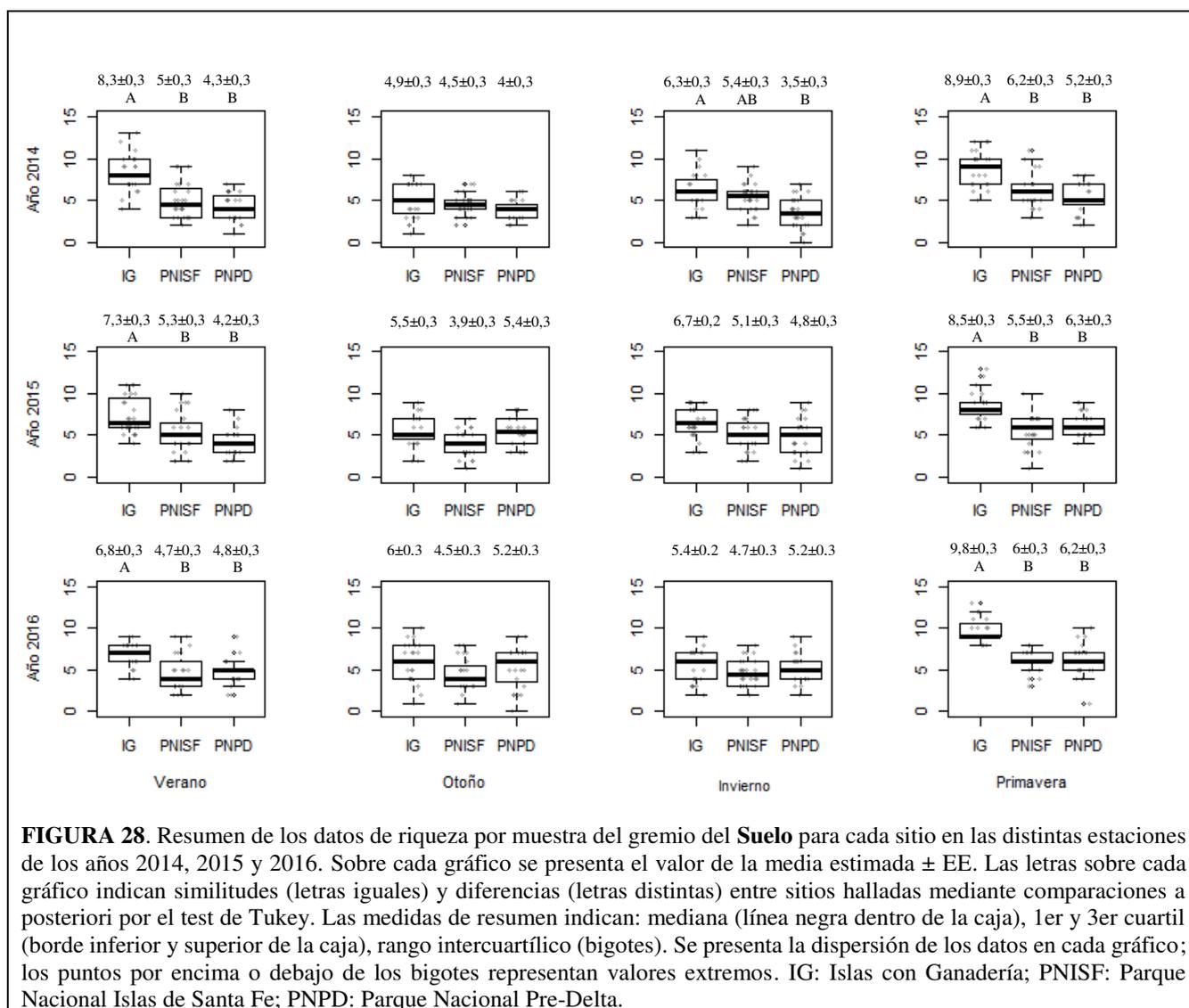
verano y primavera de 2014 en IG hubo mayor riqueza respecto al PNPD y al PNISF (93% y 66% en verano, 71% y 43% en primavera, respectivamente). En IG en verano y primavera de 2014 la riqueza fue, en promedio, 43% mayor que en otoño e invierno. El PNISF presentó mayor riqueza en primavera (38%) respecto al otoño, y el PNPD presentó mayor riqueza en primavera (48%) respecto al invierno (Fig. 28, Tabla 6). Durante el año 2015, en las estaciones de verano y primavera, en IG la riqueza por muestra fue mayor respecto al PNPD y al PNISF (74% y 38% en verano, 35% y 55% en primavera, respectivamente). En IG en primavera hubo mayor riqueza por muestra respecto a otoño e invierno (39% promedio), y en verano hubo 33% más de riqueza que el otoño; en el PNPD en primavera hubo 50% más riqueza por muestra que en verano, y en el PNISF en primavera hubo 41% más de riqueza por muestra que en otoño (Fig. 28, Tabla 6). Durante el año 2016, en las estaciones de verano y primavera, en IG la riqueza por muestra fue mayor respecto al PNPD y al PNISF (42% y 45% en verano, 58% y 63% en primavera, respectivamente). En IG en primavera hubo mayor riqueza por muestra respecto a verano, otoño e invierno (44%, 63% y 81%, respectivamente; Fig. 28, Tabla 6).

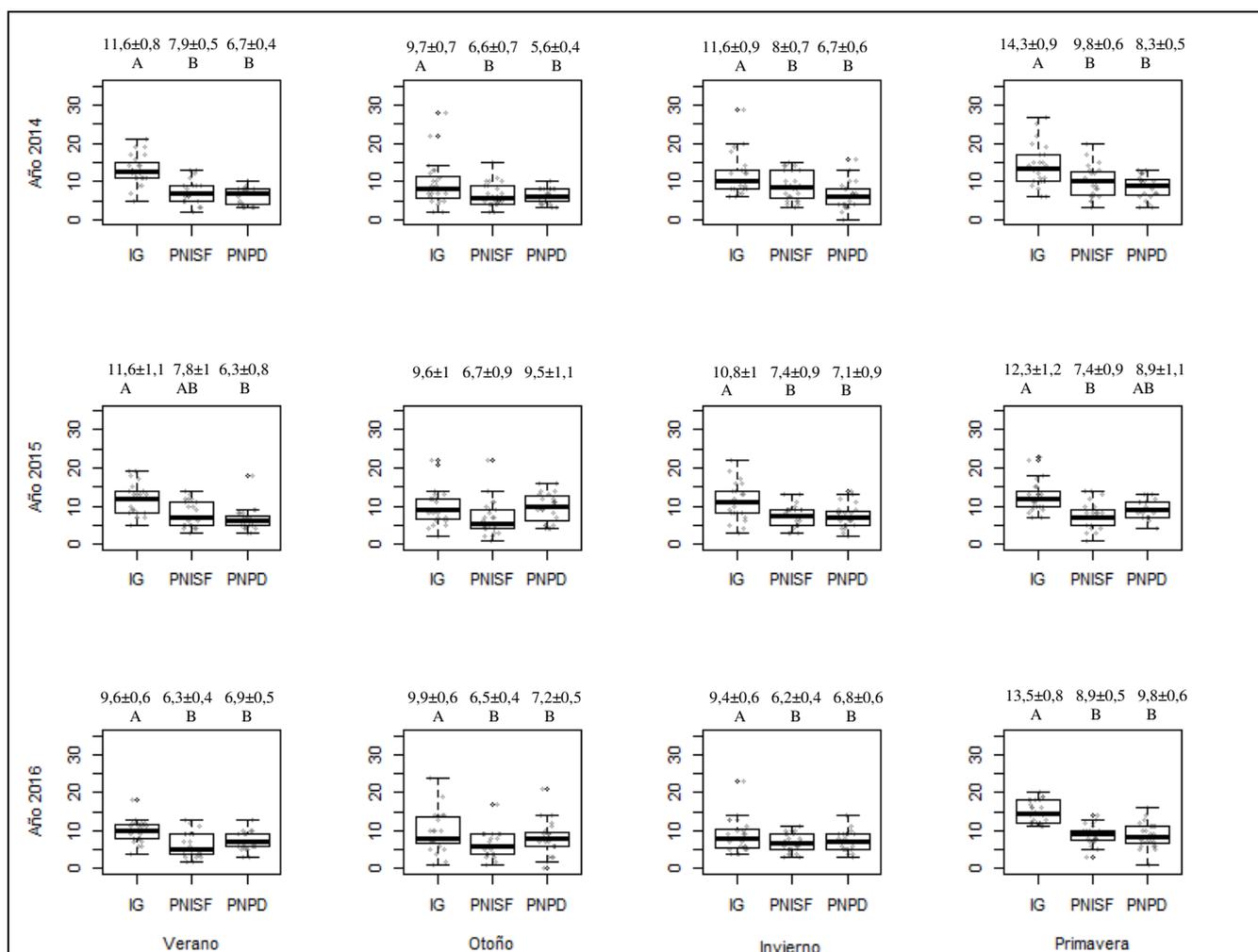
La abundancia acumulada por punto fue 49% más alta en IG respecto al PNPD y al PNISF (Fig. 27, Tabla 5). La variación de la abundancia por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit \cdot año} = 13,6$ ;  $p = 0,009$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) se detectaron interacciones significativas entre los sitios y estaciones en el año 2015 (Año 2014:  $LRT_{est:sit} = 7,8$ ;  $p = 0,253$  | Año 2015:  $LRT_{est:sit} = 20,2$ ;  $p = 0,003$  | Año 2016:  $LRT_{est:sit} = 9,6$ ;  $p = 0,14$ ). En todos los años y estaciones, a excepción de otoño del año 2015, en IG hubo mayor abundancia por muestra respecto al PNPD y al PNISF (en promedio, 65% y 49% en verano, 53% y 51% en otoño, 54% y 47% en invierno, 49% y 54% en primavera, respectivamente; Fig. 29, Tabla 6). En el año 2014 en todos los sitios hubo mayor abundancia en primavera respecto a otoño e invierno (en promedio, 48% en otoño y 23% en invierno); y a su vez, en invierno hubo 20% más de abundancia que en otoño (Fig. 29, Tabla 6). En el año 2015 no hubo diferencias en los valores de abundancia entre las distintas estaciones en ninguno de los sitios, mientras que en el año 2016 en primavera hubo mayor abundancia respecto a verano, otoño e invierno (en promedio, 41% en verano, 36% en otoño y 43% en invierno; Fig. 29, Tabla 6).

Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que los Parques Nacionales se diferenciaron claramente de IG, pero entre ellos las diferencias no fueron tan marcadas. A su vez, los puntos de IG presentaron menores diferencias entre sí (Fig. 30; PERMANOVA:  $R^2 = 0,54$ ;  $F_{2, 33} = 19,2$ ;  $p = 0,001$ ).

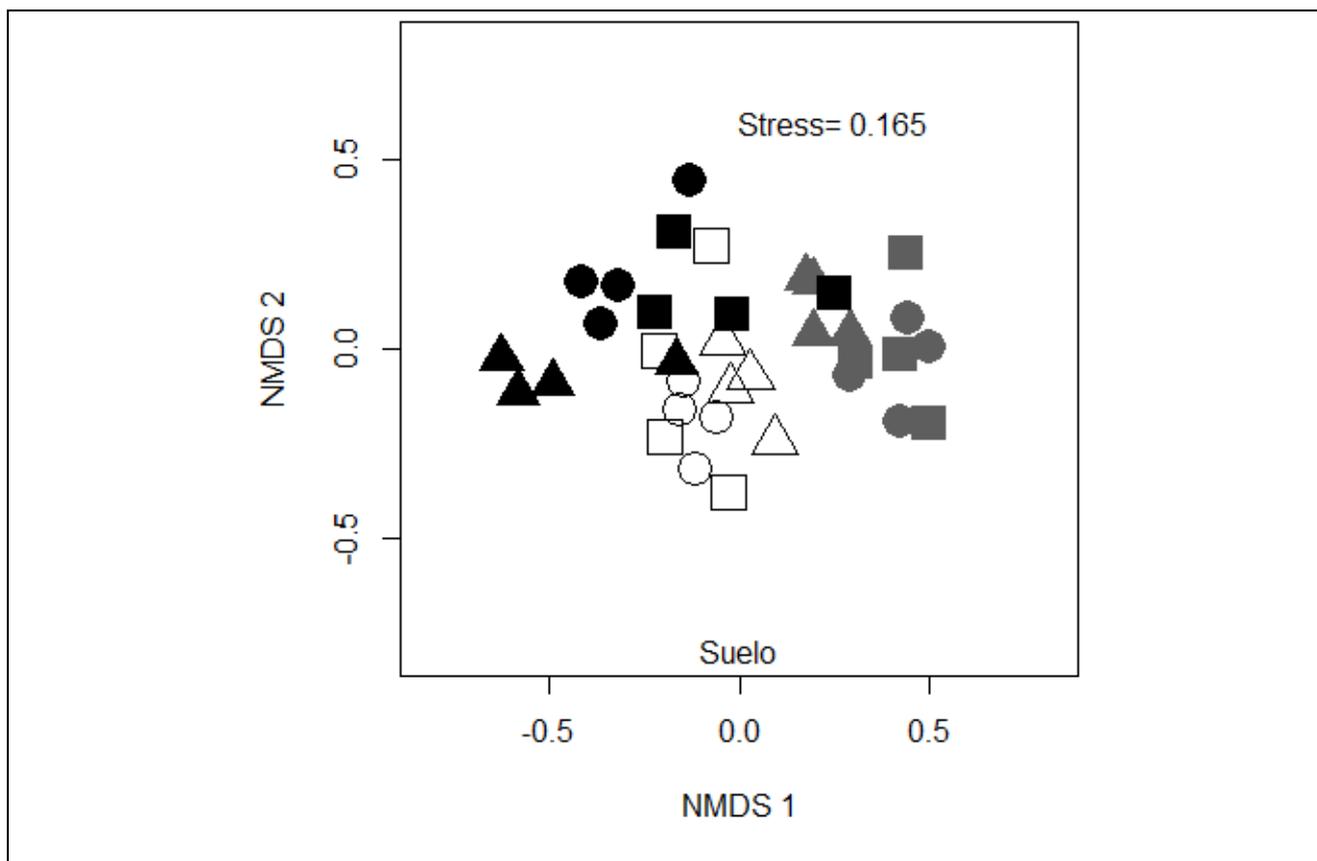


**FIGURA 27.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio del **Suelo** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.





**FIGURA 29.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio del Suelo para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartilico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 30.** Análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (NMS) de la abundancia relativa de las especies del gremio del suelo en los 36 puntos de conteo, cada uno muestreado durante 24 visitas a lo largo de los años 2014-2015-2016. Símbolos: blancos corresponden al Parque Nacional Islas de Santa Fe; negros corresponden al Parque Nacional Pre-Delta; grises corresponden a Islas con Ganadería; diferentes símbolos corresponden a transectos diferentes.

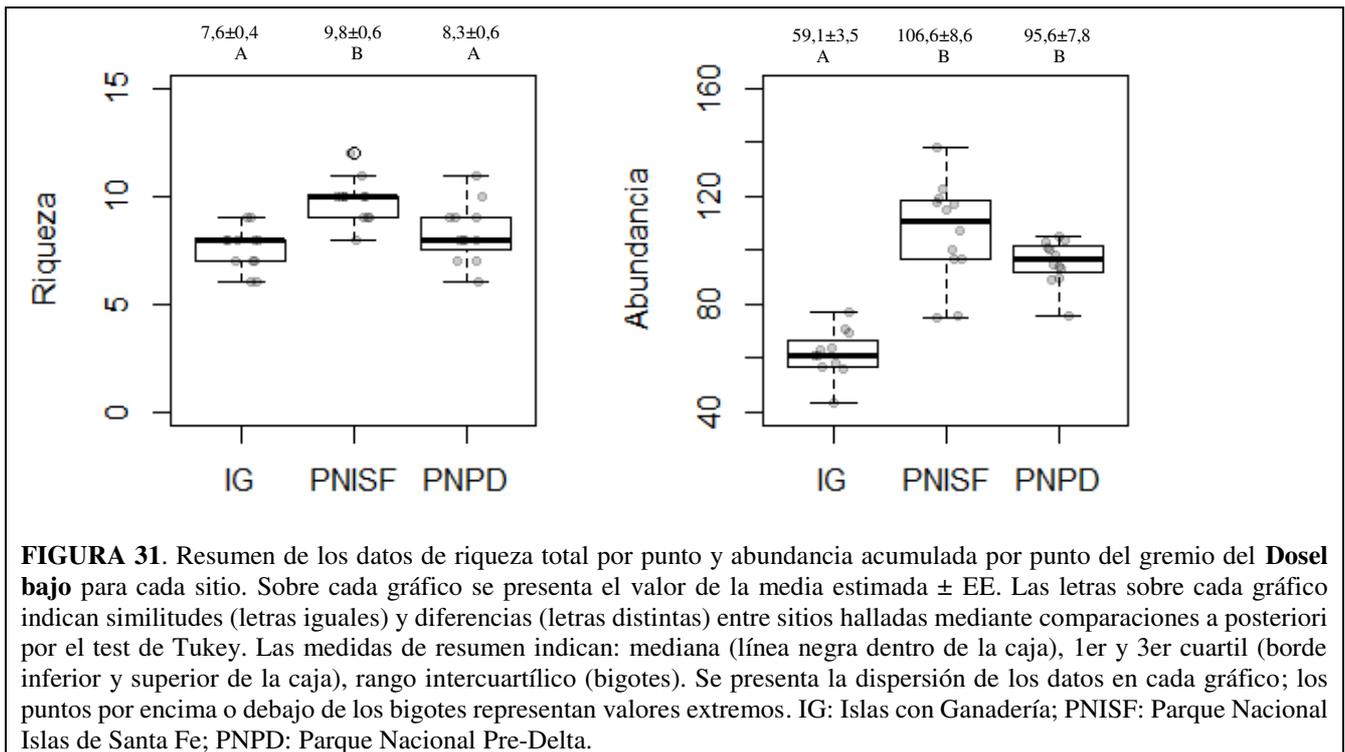
### Gremio del dosel bajo

El gremio del **dosel bajo** presentó una abundancia total en el área de estudio de 3151 individuos, pertenecientes a 16 especies, de las cuales 12 (75%) son residentes y 4 (25%) son migrantes australes del norte. En IG se encontró el menor valor de abundancia, con 712 individuos (22,6%) y un total de 11 especies, de las cuales *P. rutila* (con 13 individuos) fue exclusiva. El PNISF presentó el mayor valor de abundancia total, con 1287 individuos (40,8%) y un total de 14 especies. En el PNPD se encontraron 1152 individuos (36,6%) pertenecientes a 14 especies (Anexo 3 C). La riqueza total por punto fue mayor en PNISF respecto a IG y al PNPD (29% y 18%, respectivamente; Fig. 31, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre las estaciones y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRTest: año_6 = 25,7$ ;  $p < 0,001$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) hubo interacciones entre los sitios y estaciones en todos los años (Año 2014:  $LRTest: sitio_6 = 17,1$ ;  $p = 0,009$  | Año 2015:  $LRTest: sitio_6 = 12,8$ ;  $p = 0,0461$  | Año 2016:  $LRTest: sitio_6 = 15,9$ ;  $p = 0,014$ ). En otoño, invierno y primavera de 2014 en PNISF hubo mayor riqueza por muestra que en IG (210% en otoño, 107% en invierno y 81% en primavera), y el PNPD en otoño tuvo mayor riqueza que IG (175%; Fig. 32, Tabla 6). En IG en verano y primavera de 2014 la riqueza fue, en promedio, 175% mayor que en otoño, y

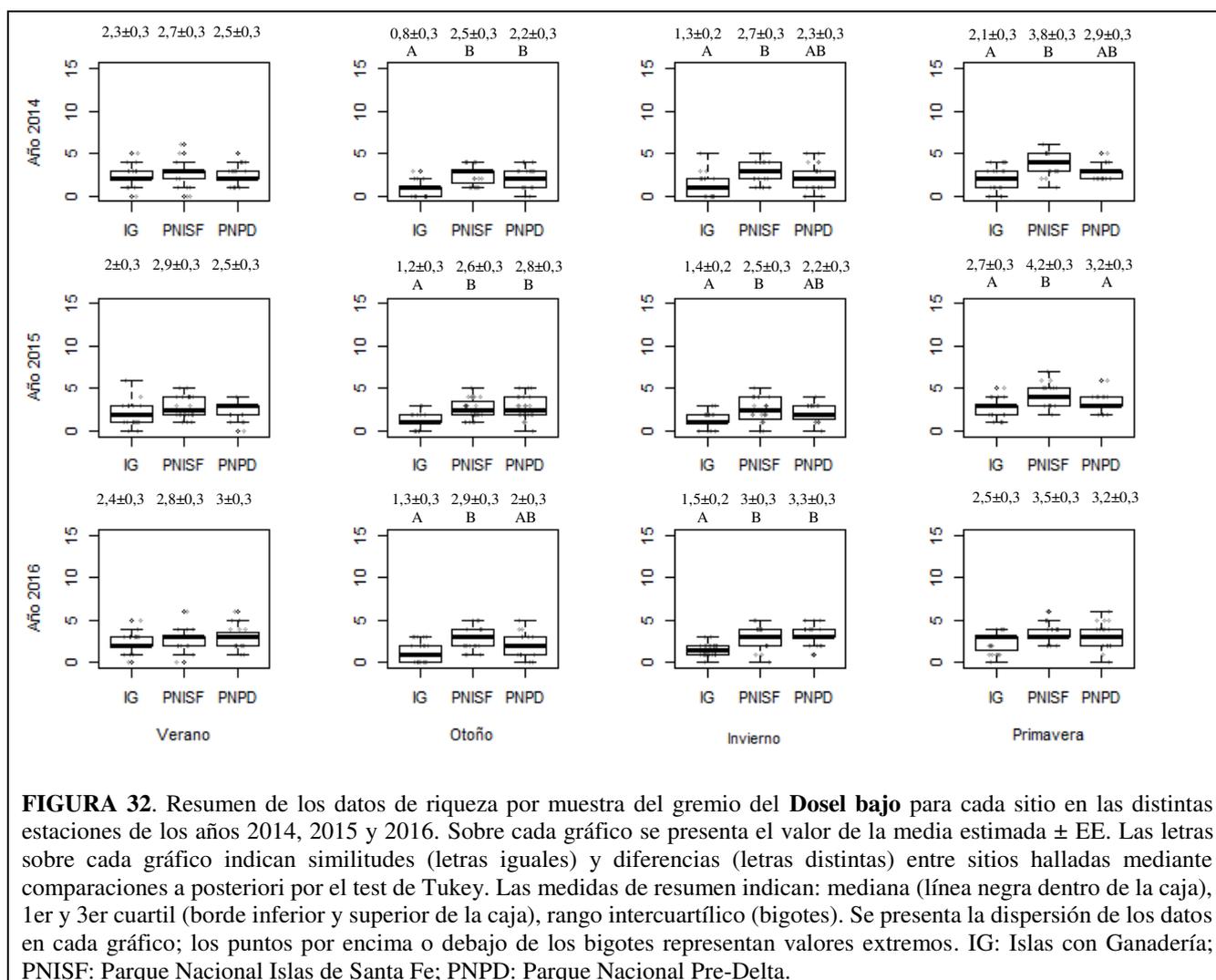
en verano fue 61% mayor que en invierno. El PNISF presentó mayor riqueza en primavera (44% promedio) respecto a verano, otoño e invierno (Fig. 32, Tabla 6). En otoño de 2015 en el PNISF y el PNPD hubo, en promedio, 125% más de riqueza por muestra que en IG. En invierno de 2015 en el PNISF hubo 78% más de riqueza por muestra que en IG. En primavera de 2014 en PNISF hubo mayor riqueza por muestra que en IG y en PNPD (55% y 31%, respectivamente; Fig. 32, Tabla 6). En primavera de 2014 en IG la riqueza por muestra fue mayor que en otoño e invierno (107% promedio). En primavera en el PNISF la riqueza por muestra fue mayor que en verano, otoño e invierno (57% promedio). En primavera en el PNPD la riqueza por muestra fue mayor que en invierno (45%; Fig. 32, Tabla 6). En otoño de 2016 en el PNISF hubo 123% más de riqueza por muestra que en IG. Durante el invierno de 2016 en PNISF y en PNPD hubo mayor riqueza por muestra que en IG (78% y 57%, respectivamente; Fig. 32, Tabla 6). En IG en verano y primavera hubo, en promedio, 88% más de riqueza por muestra que en otoño, mientras que en PNPD en invierno y primavera hubo, en promedio, 62% más de riqueza por muestra que en otoño (Fig. 32, Tabla 6).

La abundancia acumulada por punto fue más alta en PNISF y PNPD respecto a IG (80% y 62%, respectivamente; Fig. 31, Tabla 5). La variación de la abundancia por muestras presentó interacciones entre las estaciones y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $\text{LRTest: año}_6 = 13,2$ ;  $p = 0,038$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) hubo interacciones significativas entre los sitios y estaciones en todos los años (Año 2014:  $\text{LRTest: sitio}_6 = 16,5$ ;  $p = 0,011$  | Año 2015:  $\text{LRTest: sitio}_6 = 17,6$ ;  $p = 0,007$  | Año 2016:  $\text{LRTest: sitio}_6 = 13,8$ ;  $p = 0,032$ ). En otoño de 2014 en PNISF y en PNPD hubo mayor abundancia por muestra que en IG (233% y 150%, respectivamente). En invierno de 2014 en PNISF hubo 116% más de abundancia que en IG. En verano de 2014 en IG hubo, en promedio, 113% más de abundancia por muestra que en otoño e invierno (Fig. 33, Tabla 6). En otoño e invierno de 2015 en PNISF y en PNPD hubo mayor abundancia por muestra que en IG (153% y 200% en otoño, 89% y 83% en invierno, respectivamente). En primavera de 2015 en IG hubo, en promedio, 136% más de abundancia que en otoño e invierno (Fig. 33, Tabla 6). En invierno de 2016 en PNISF y PNPD hubo mayor abundancia por muestra que en IG (126% y 137%, respectivamente). En primavera de 2016 en IG hubo 84% más de abundancia por muestra que en invierno (Fig. 33, Tabla 6).

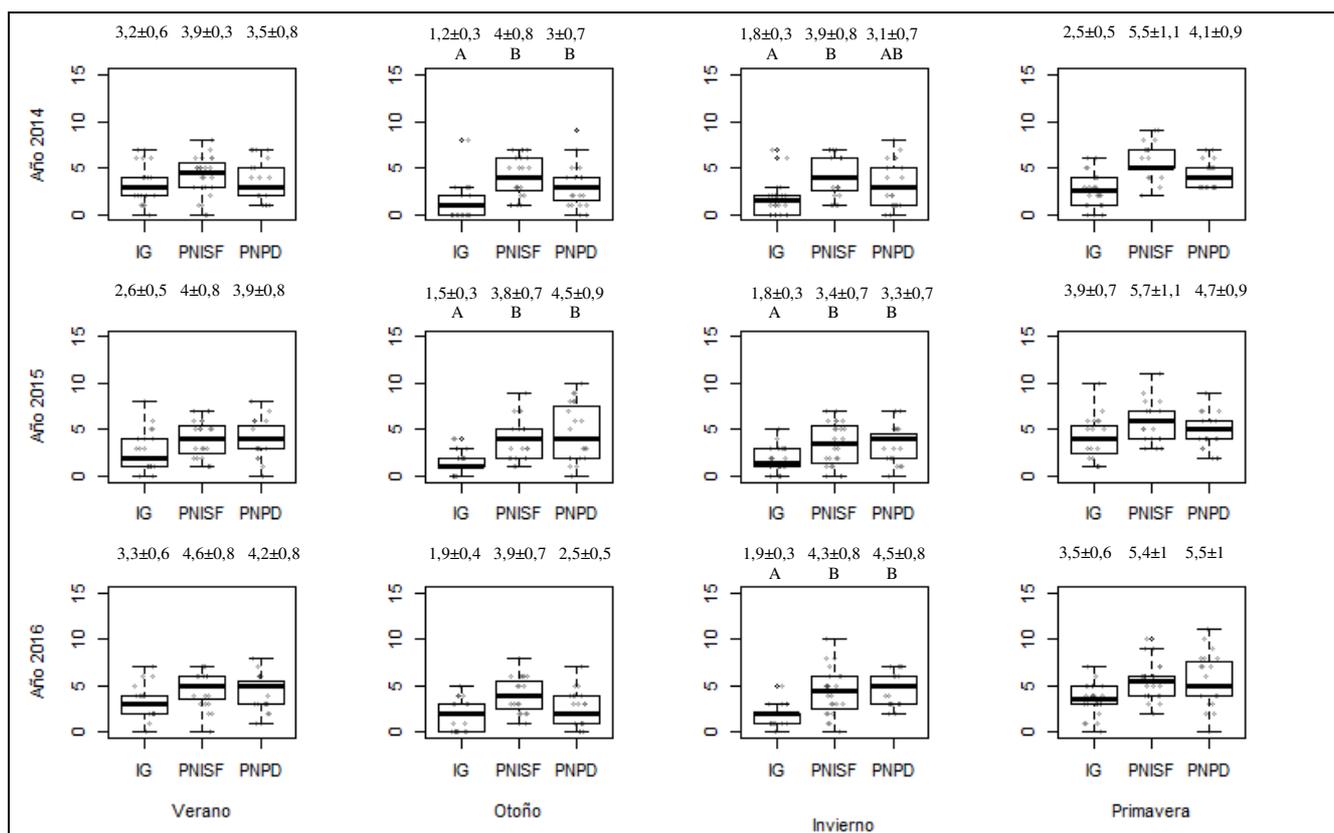
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que el PNISF se diferenció de IG, pero ambos sitios presentaron una mayor similitud con el PNPD (Fig. 34; PERMANOVA:  $R^2=0,23$ ;  $F_{2, 33}=4,91$ ;  $p=0,001$ ).



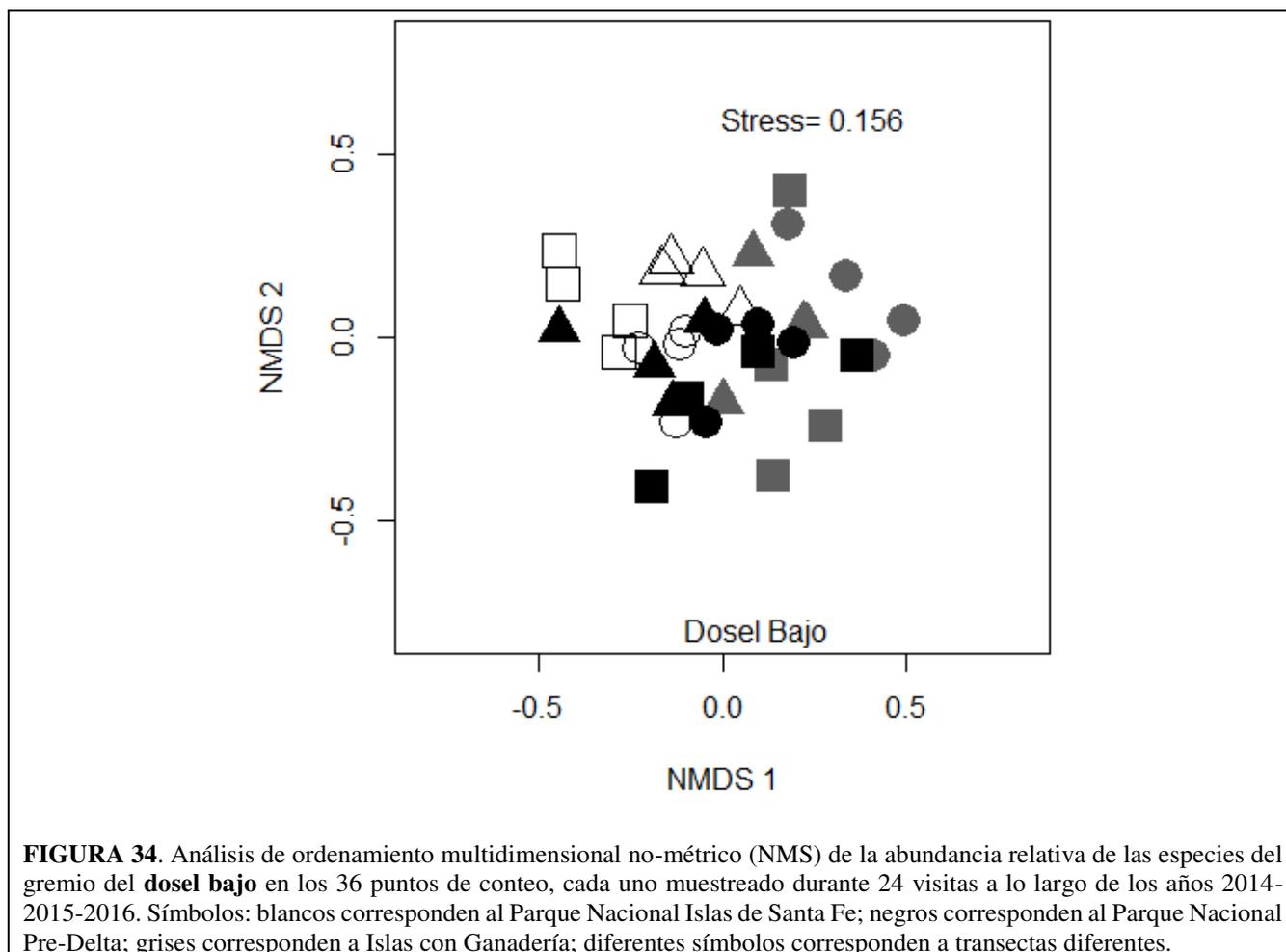
**FIGURA 31.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio del **Dosel bajo** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 32.** Resumen de los datos de riqueza por muestra del gremio del **Dosel bajo** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 33.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio del **Dose bajo** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



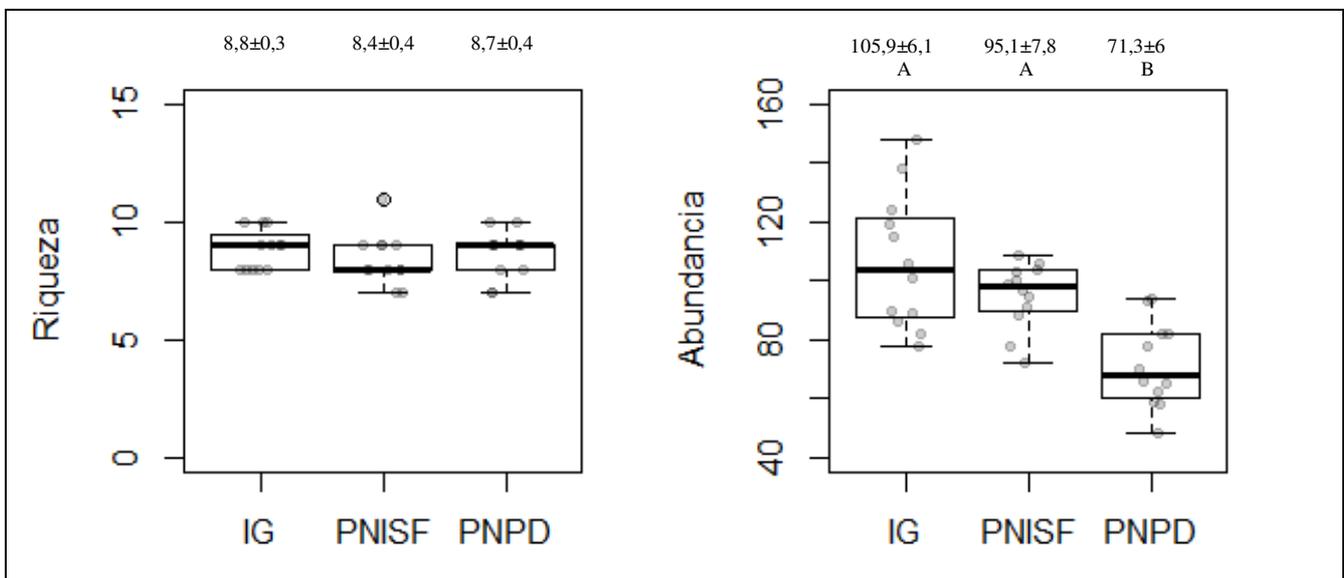
### Gremio del dosel alto

El gremio del **dosel alto** presentó una abundancia total en el área de estudio de 3289 individuos, pertenecientes a 17 especies, de las cuales 14 (82,4%) son residentes, 2 (11,8%) son migrantes australes del norte y 1 (5,8%) es migrante longitudinal del oeste. En IG se encontró el valor más alto de abundancia total, con 1279 individuos (38,9%) y un total de 13 especies, de las cuales *Pipraeidea bonariensis* fue exclusiva (con 10 individuos en múltiples registros). El PNISF presentó una abundancia total de 1152 individuos (34,9%) y un total de 14 especies, de las cuales *C. speciosum* (con 7 individuos en múltiples registros) fue exclusiva. El PNPD presentó el valor más bajo de abundancia total, con 859 individuos (26,8%) y un total de 11 especies (Anexo 3 D). La riqueza total por punto no tuvo diferencias entre los distintos sitios (Fig. 35, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit: año_4} = 9,7$ ;  $p = 0,045$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) no hubo interacciones significativas entre los sitios y estaciones en ninguno de los años (Año 2014:  $LRT_{sit: sitio_6} = 6,5$ ;  $p = 0,373$  | Año 2015:  $LRT_{sit: sitio_6} = 11,4$ ;  $p = 0,076$  | Año 2016:  $LRT_{sit: sitio_6} = 10,5$ ;  $p = 0,105$ ). En el año 2014 en PNISF y en IG hubo mayor riqueza por muestra que en PNPD (50% y 44%, respectivamente), y en primavera del año 2014 la riqueza por muestra fue mayor que en verano, otoño e invierno (26%, 44% y 47%, respectivamente; Fig. 36, Tabla 6). En los años

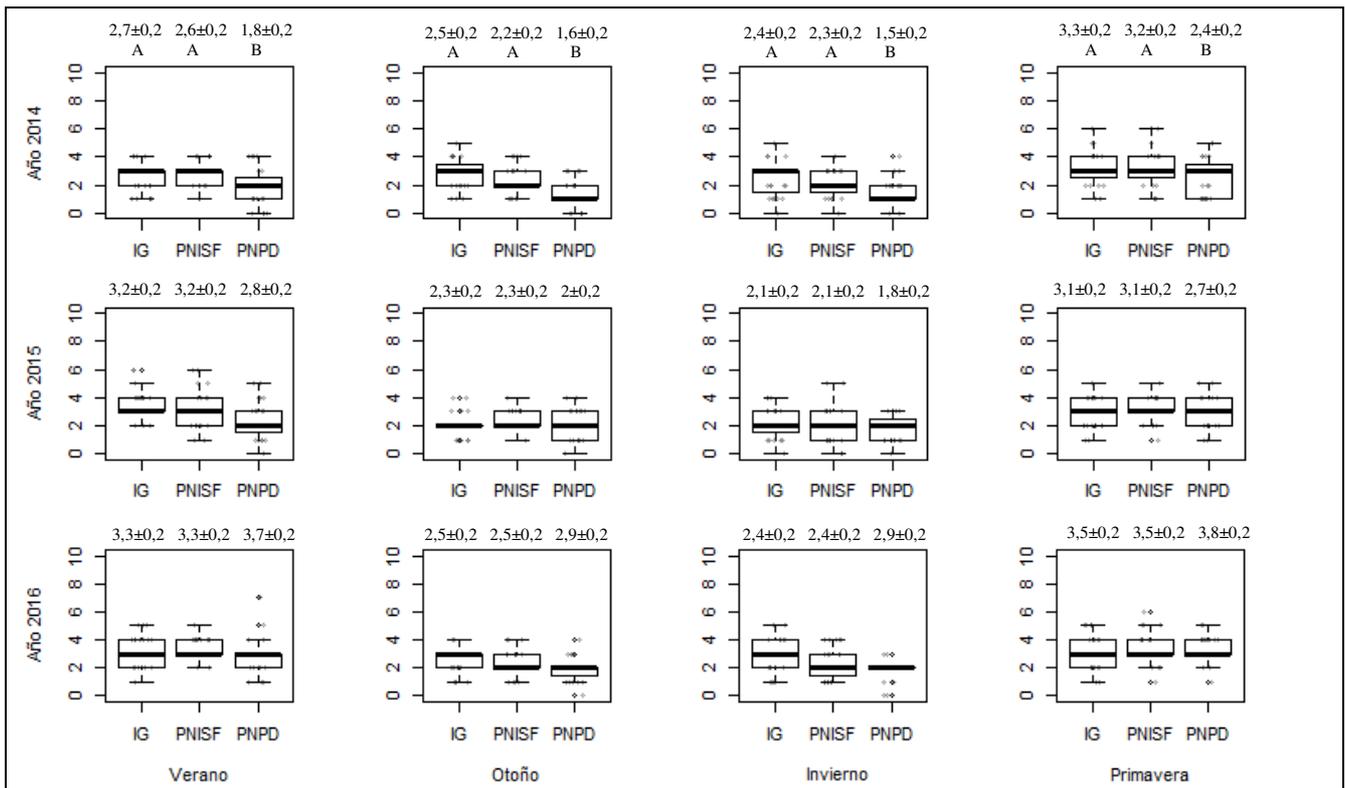
2015 y 2016 no hubo diferencias en la riqueza por muestra entre los sitios, y las estaciones de verano y primavera tuvieron mayor riqueza por muestra que las estaciones de otoño e invierno (en promedio, 41% en 2015 y 36% en 2016; Fig. 36, Tabla 6).

La abundancia acumulada por punto fue más alta en IG y en PNISF respecto a PNP (48% y 33%, respectivamente; Fig. 35, Tabla 6). La variación de la abundancia por muestras presentó interacciones entre los sitios y años de muestreo ( $N = 864$ ;  $LRT_{sitio \times año} = 12,3$ ;  $p = 0,015$ ). Al estudiar cada año por separado ( $N = 288$ ) hubo interacciones significativas entre los sitios y estaciones en el año 2014 (Año 2014:  $LRT_{estacion \times sitio} = 14,6$ ;  $p = 0,024$  | Año 2015:  $LRT_{estacion \times sitio} = 8,7$ ;  $p = 0,193$  | Año 2016:  $LRT_{estacion \times sitio} = 12$ ;  $p = 0,063$ ). En otoño e invierno de 2014 en IG hubo mayor abundancia por muestra que en PNP (128% en otoño y 96% en invierno), mientras que no hubo diferencias entre las distintas estaciones en cada sitio (Fig. 37, Tabla 6). En todas las estaciones del año 2015 en IG hubo mayor abundancia por muestra que en PNP (42% promedio), mientras que en todos los sitios en verano hubo mayor abundancia que en invierno (26% promedio). En todas las estaciones del año 2016 en IG y en PNISF hubo mayor abundancia por muestra que en PNP (en promedio, 30% en IG y 27% en PNISF). En todos los sitios en primavera del año 2016 hubo mayor abundancia por muestra que en otoño e invierno (39% promedio; Fig. 37, Tabla 6)).

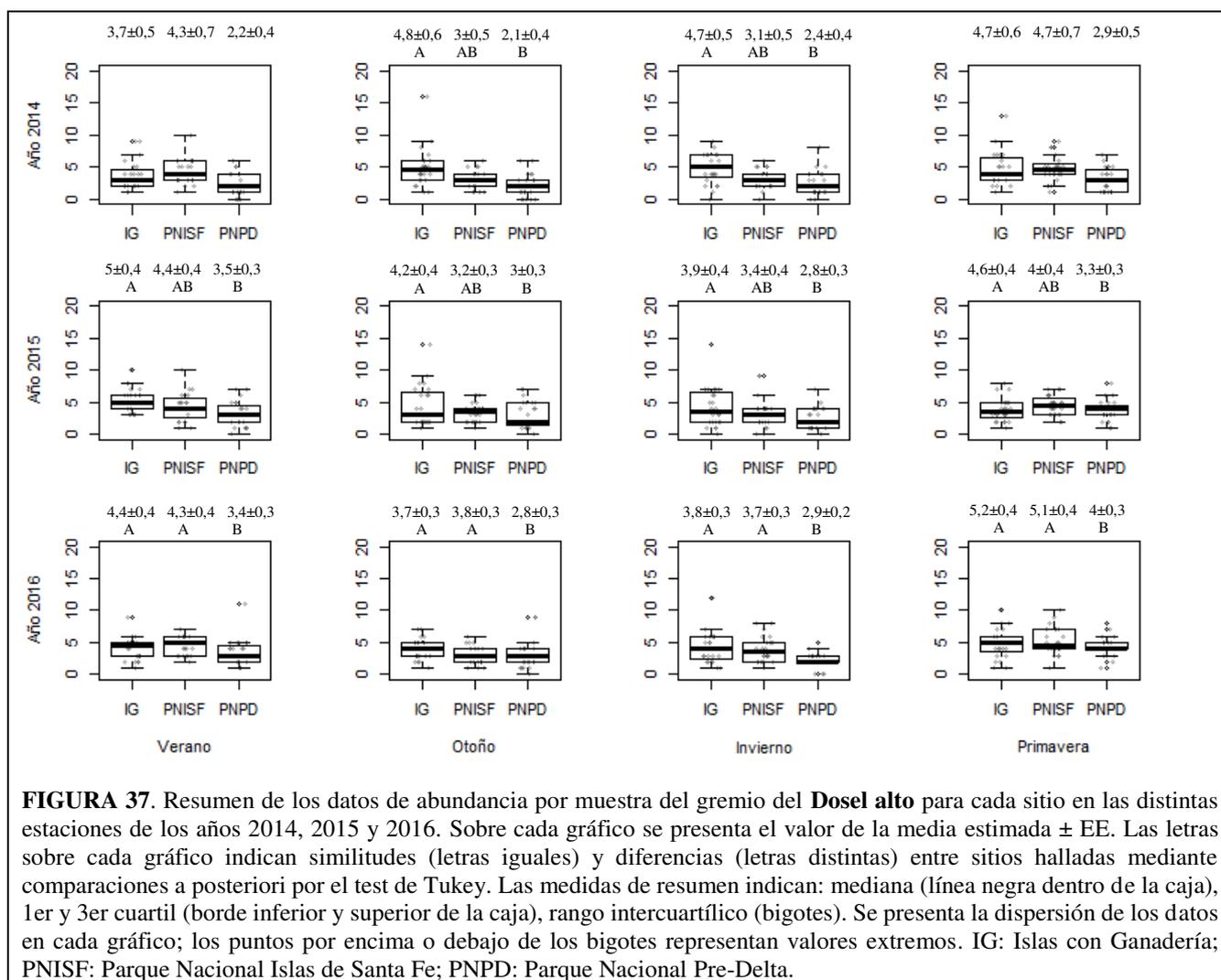
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que las mayores diferencias se dieron entre IG y el PNISF, mientras que el PNP presentó mayor similitud con el PNISF. A su vez, los puntos del PNISF presentaron mayor similitud entre sí (Fig. 38; PERMANOVA:  $R^2 = 0,454$ ;  $F_{2, 33} = 13,73$ ;  $p = 0,001$ ).



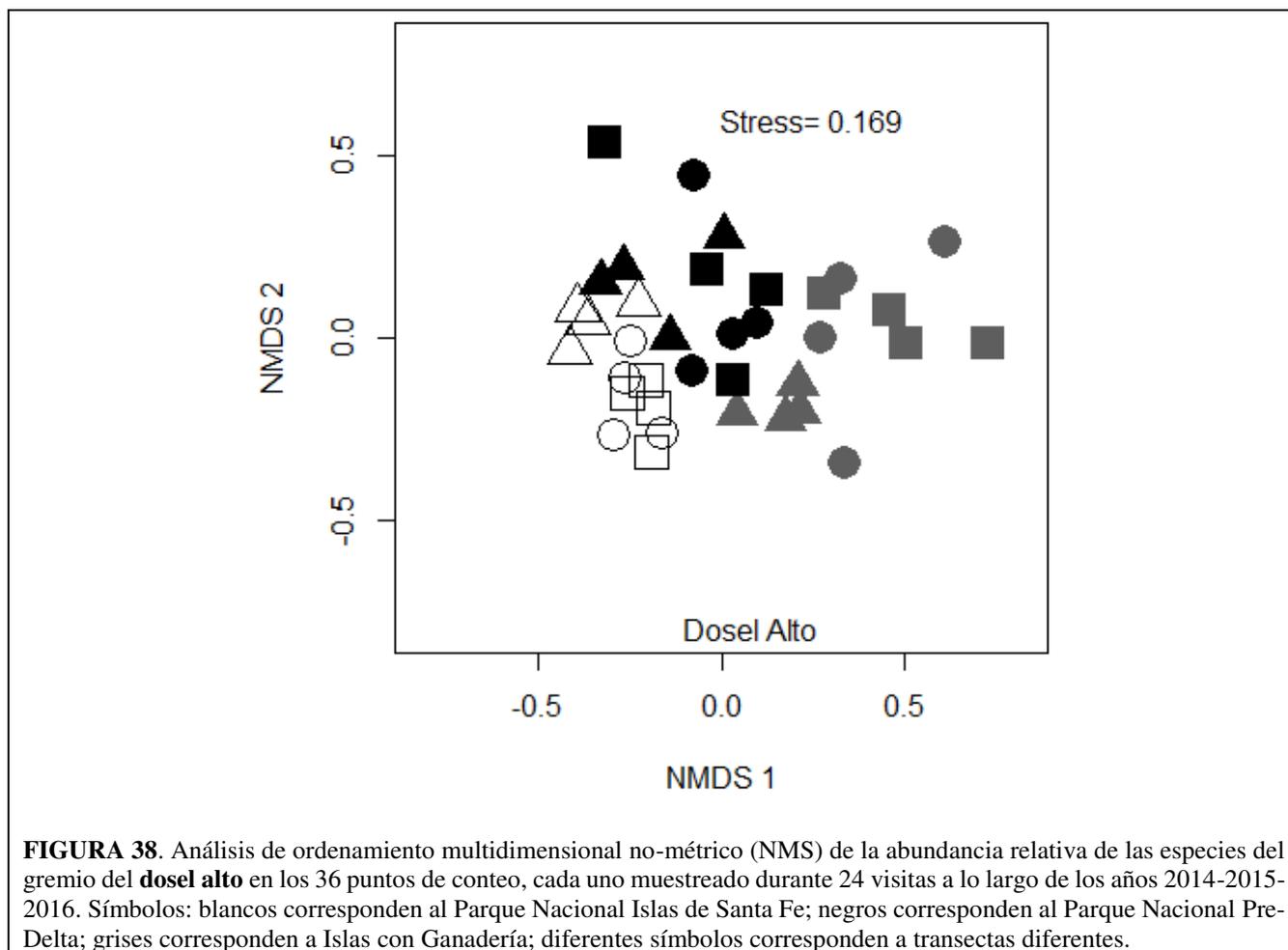
**FIGURA 35.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio del **Dosel alto** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 36.** Resumen de los datos de riqueza por muestra del gremio del **Dosel alto** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 37.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio del **Dosel alto** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



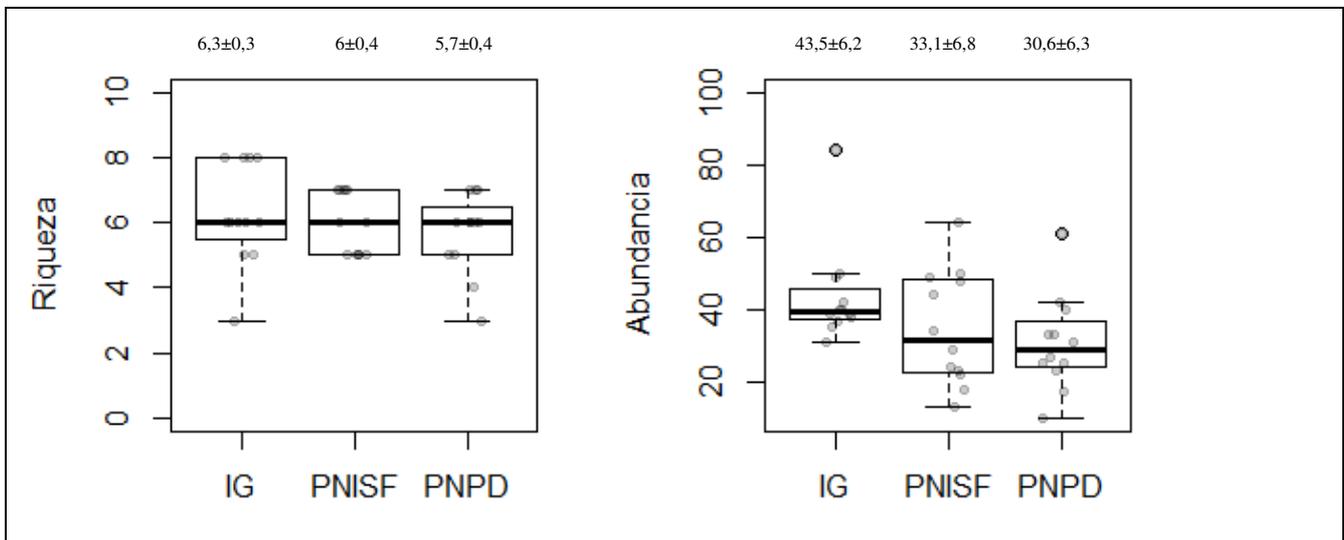
### Gremio de cazadores aéreos

El gremio de **cazadores aéreos** presentó una abundancia total en el área de estudio de 1320 individuos, pertenecientes a 12 especies, de las cuales 3 (25%) son residentes y 9 (75%) son migrantes australes del norte. En IG se encontró la mayor abundancia total, con 529 individuos (40,1%) y un total de 10 especies, de las cuales 3 fueron exclusivas (*Xenopsaris albinucha* con 21 individuos, *Fluvicola albiventer* con 8 individuos y *Progne chalybea* con 5 individuos). El PNISF presentó una abundancia total de 418 individuos (31,6%) y un total de 7 especies. El PNPD presentó el valor más bajo de abundancia total, con 373 individuos (28,3%) y un total de 9 especies, de las cuales *Alopochelidon fucata* fue exclusiva (con 5 individuos; Anexo 3 E). La riqueza total por punto no tuvo diferencias entre los distintos sitios (Fig. 39, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras presentó interacciones entre las estaciones y los sitios ( $N = 864$ ;  $LRT_{est:sit_6} = 13,6$ ;  $p = 0,034$ ). Los años 2015 y 2016 presentaron mayor riqueza por muestra que el año 2014 (37% y 50%, respectivamente). No hubo diferencias entre los sitios en ninguna estación en ninguno de los años. En IG durante las primaveras hubo mayor riqueza por muestra que en las estaciones de verano, otoño e invierno (77%, 316% y 270% respectivamente), y en verano hubo 140% más de riqueza por muestra que en otoño (Fig. 40, Tabla 6). En

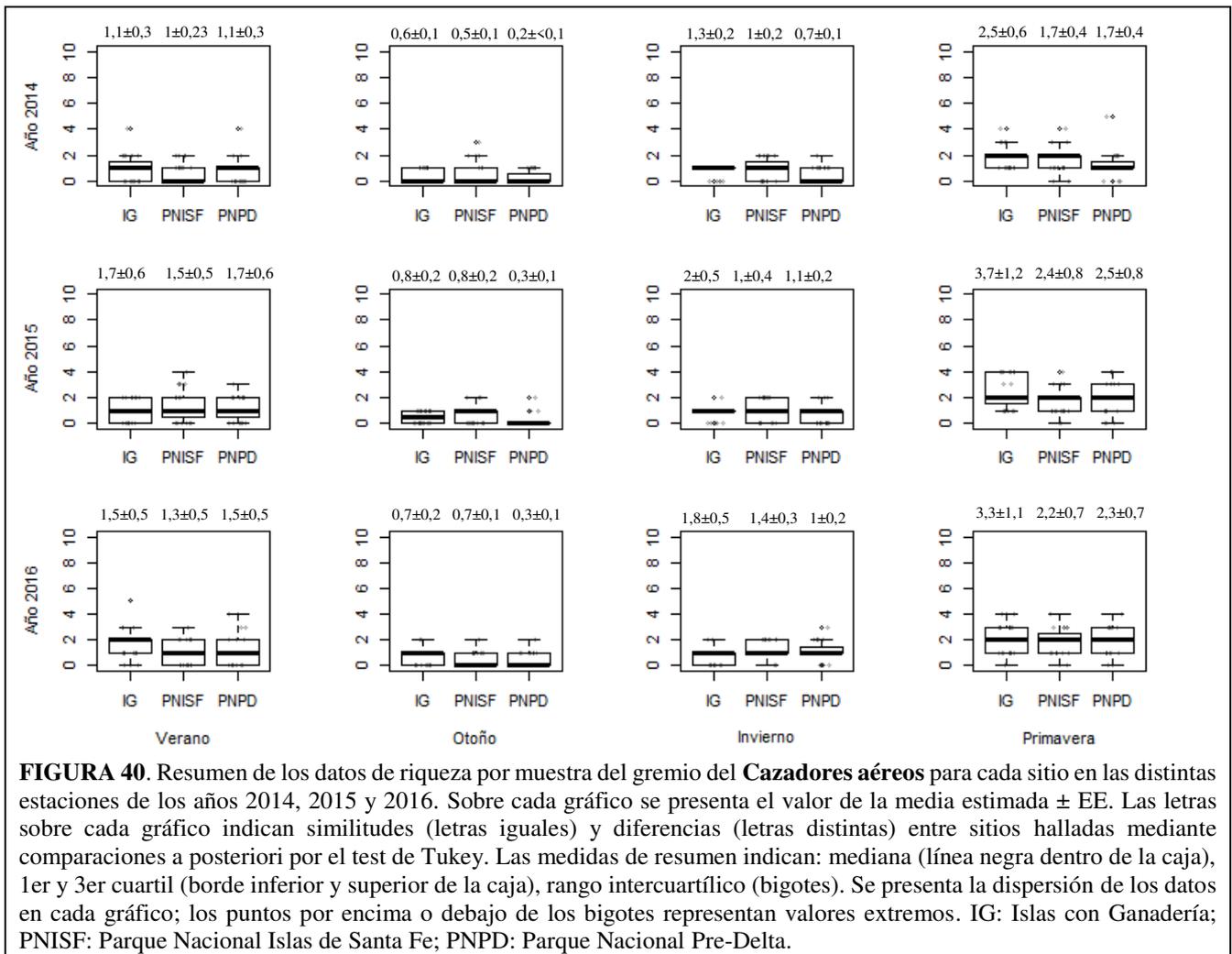
PNISF durante las primaveras hubo mayor riqueza por muestra que en las estaciones de verano, otoño e invierno (70%, 215% y 57% respectivamente), y en verano e invierno hubo mayor riqueza por muestra que en otoño (81% y 93%, respectivamente; Fig. 40, Tabla 6). En PNPD durante las primaveras hubo mayor riqueza por muestra que en las estaciones de verano, otoño e invierno (55%, 536% y 128% respectivamente), y en verano e invierno hubo mayor riqueza por muestra que en otoño (300% y 175%, respectivamente; Fig. 40, Tabla 6).

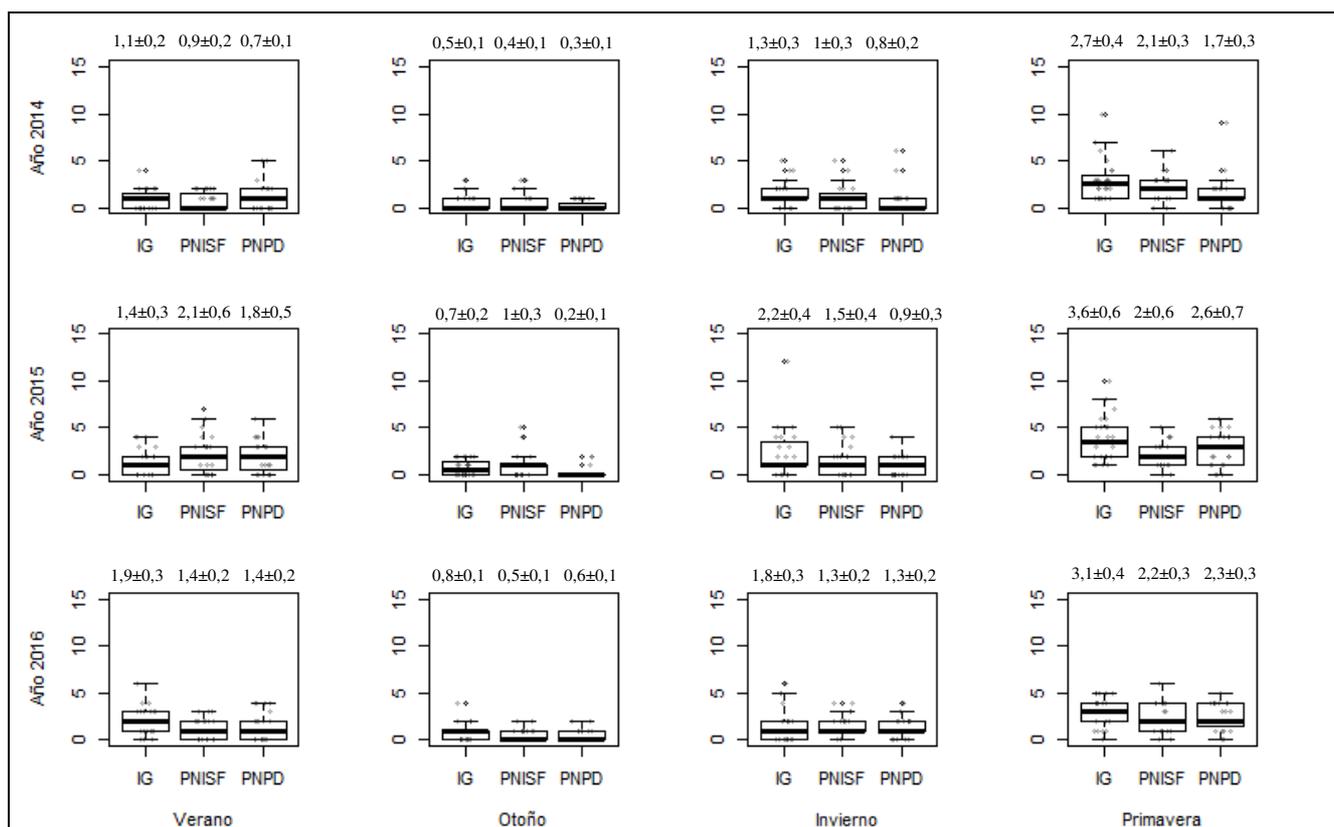
La abundancia acumulada por punto fue similar en los distintos sitios (Fig. 39, Tabla 5). La variación de la abundancia por muestras presentó interacciones entre las estaciones y los sitios ( $N = 864$ ;  $LRT_{sit:est_6} = 20,9$ ;  $p = 0,002$ ). Los años 2015 y 2016 presentaron mayor abundancia por muestra que el año 2014 (54% y 36%, respectivamente). No hubo diferencias entre los sitios en ninguna estación en ninguno de los años. En IG durante las primaveras hubo mayor abundancia por muestra que en las estaciones de verano, otoño e invierno (119%, 347% y 86% respectivamente), y en verano e invierno hubo mayor riqueza por muestra que en otoño (109% y 143%, respectivamente; Fig. 41, Tabla 6). En PNISF en otoño hubo menor abundancia por muestra que en primavera (70%). En PNPD en otoño hubo menor abundancia por muestra que en verano y primavera (82% y 88%, respectivamente; Fig. 41, Tabla 6).

Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que ambos Parques Nacionales se diferenciaron de IG (mayores diferencias entre el PNPD e IG), y presentaron menores diferencias entre ellos. Los puntos del PNISF presentaron una alta similitud entre sí, y los puntos de IG presentaron mayores diferencias entre sí (Fig. 42; PERMANOVA:  $R^2 = 0,36$ ;  $F_{2, 33} = 9,3$ ;  $p = 0,001$ ).

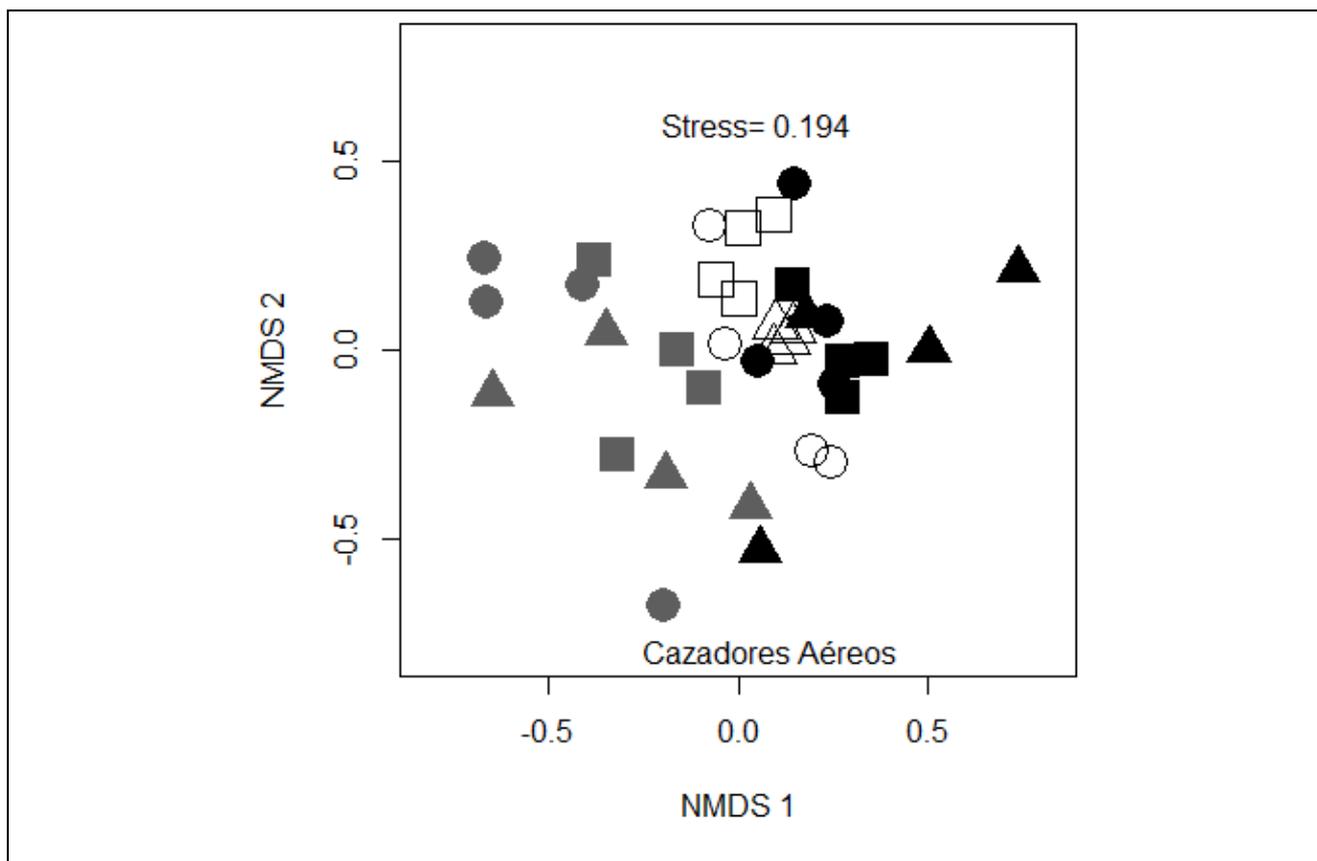


**FIGURA 39.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio de **Cazadores aéreos** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.





**FIGURA 41.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio del **Cazadores aéreos** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartilico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



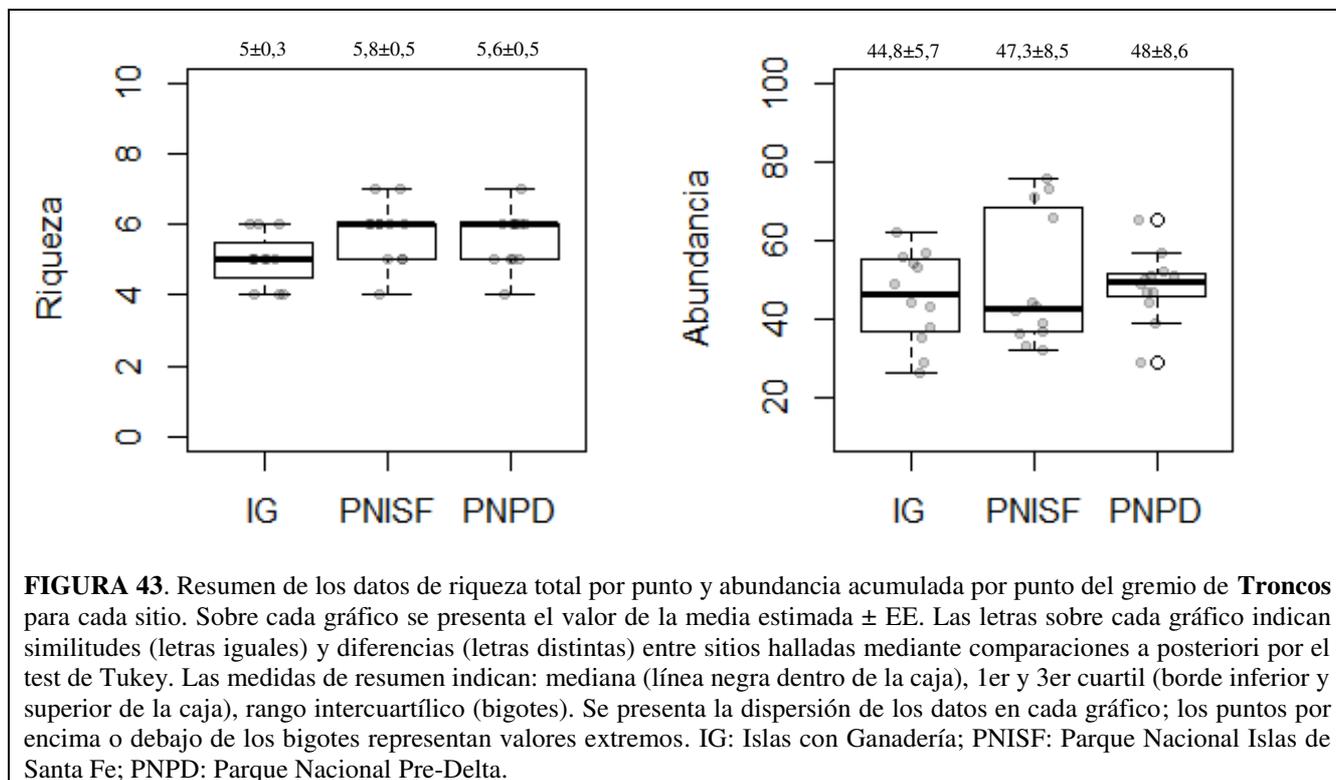
**FIGURA 42.** Análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (NMS) de la abundancia relativa de las especies del gremio de **cazadores aéreos** en los 36 puntos de conteo, cada uno muestreado durante 24 visitas a lo largo de los años 2014-2015-2016. Símbolos: blancos corresponden al Parque Nacional Islas de Santa Fe; negros corresponden al Parque Nacional Pre-Delta; grises corresponden a Islas con Ganadería; diferentes símbolos corresponden a transectas diferentes.

### Gremio de troncos

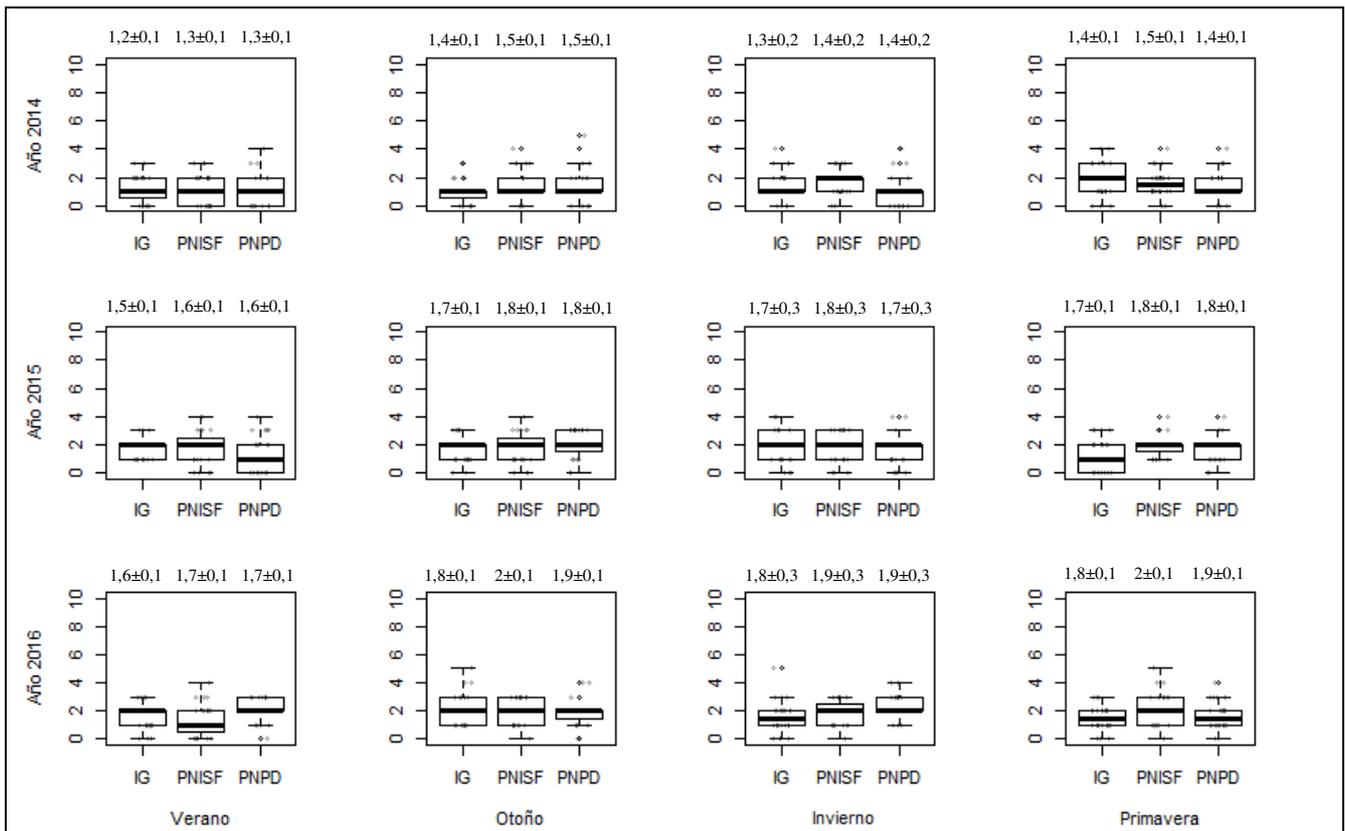
El gremio de **troncos** presentó una abundancia total en el área de estudio de 1719 individuos, pertenecientes a 7 especies, todas residentes. En IG se encontró la menor abundancia total, con 546 individuos (31,8%) y un total de 6 especies. El PNISF presentó la mayor abundancia total, con 592 individuos (34,4%) y un total de 7 especies. El PNPDP presentó una abundancia total de 581 individuos (33,8%) y un total de 7 especies (Anexo 3 F). La riqueza total por punto no tuvo diferencias entre los distintos sitios (Fig. 43, Tabla 5). La variación de la riqueza por muestras no presentó interacciones entre los sitios, las estaciones y los años. Los años 2015 y 2016 presentaron mayor riqueza por muestra que el año 2014 (21% y 28%, respectivamente). No hubo diferencias entre los sitios ni entre las estaciones (Fig. 44, Tabla 6).

La abundancia total por punto no tuvo diferencias entre los distintos sitios (Fig. 43, Tabla 5). La variación de la abundancia por muestras no presentó interacciones entre los sitios, las estaciones y los años. Los años 2015 y 2016 presentaron mayor abundancia por muestra que el año 2014 (25% y 37%, respectivamente). No hubo diferencias entre los sitios ni entre las estaciones (Fig. 45, Tabla 6).

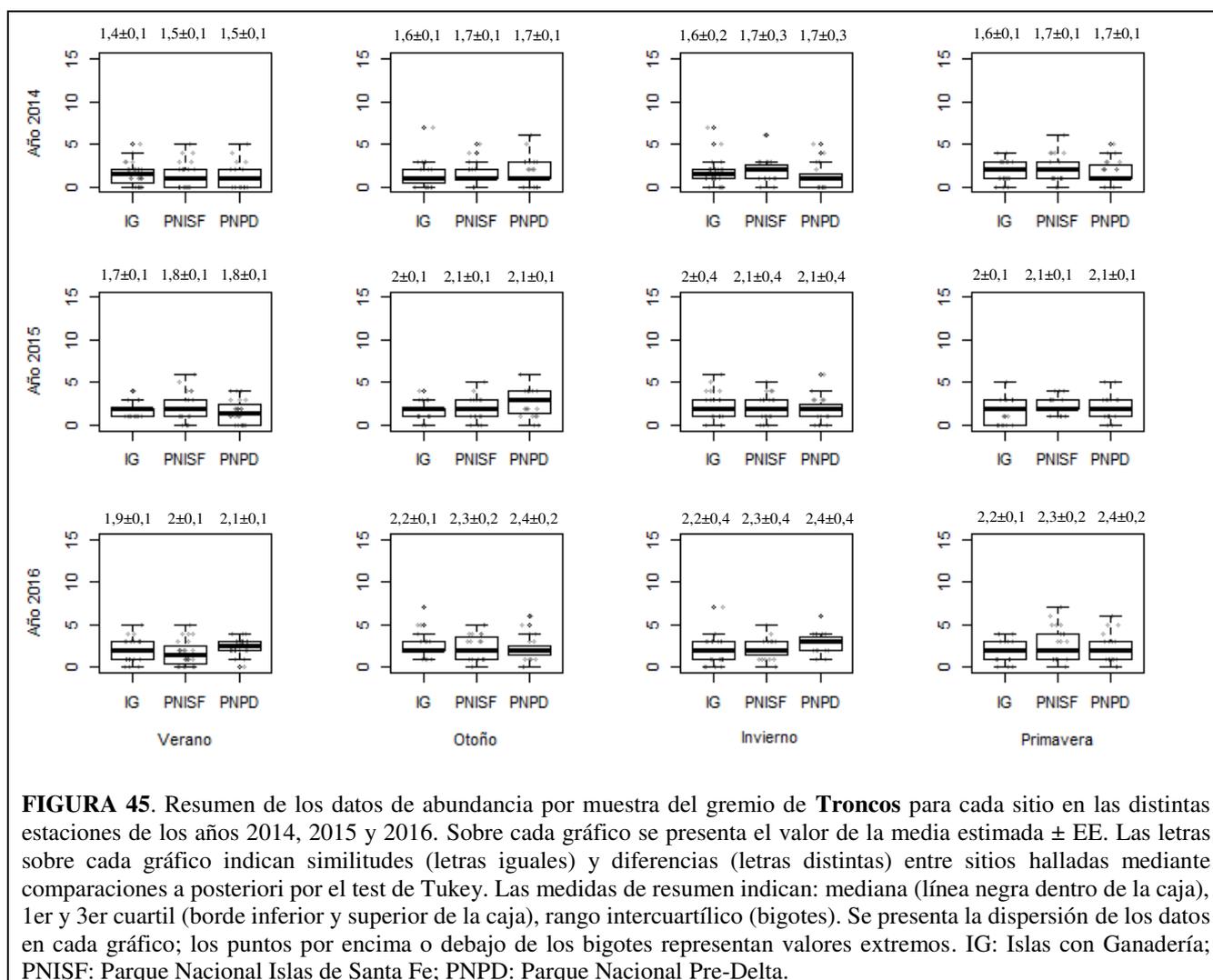
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que, si bien todos los puntos presentaron mucha similitud entre sí, hubo claras diferencias entre IG y el PNP, mientras que el PNISF no se diferenció de ninguno de los sitios (Fig. 46; PERMANOVA:  $R^2= 0,12$ ;  $F_{2, 33}= 2,3$ ;  $p=0,025$ ).



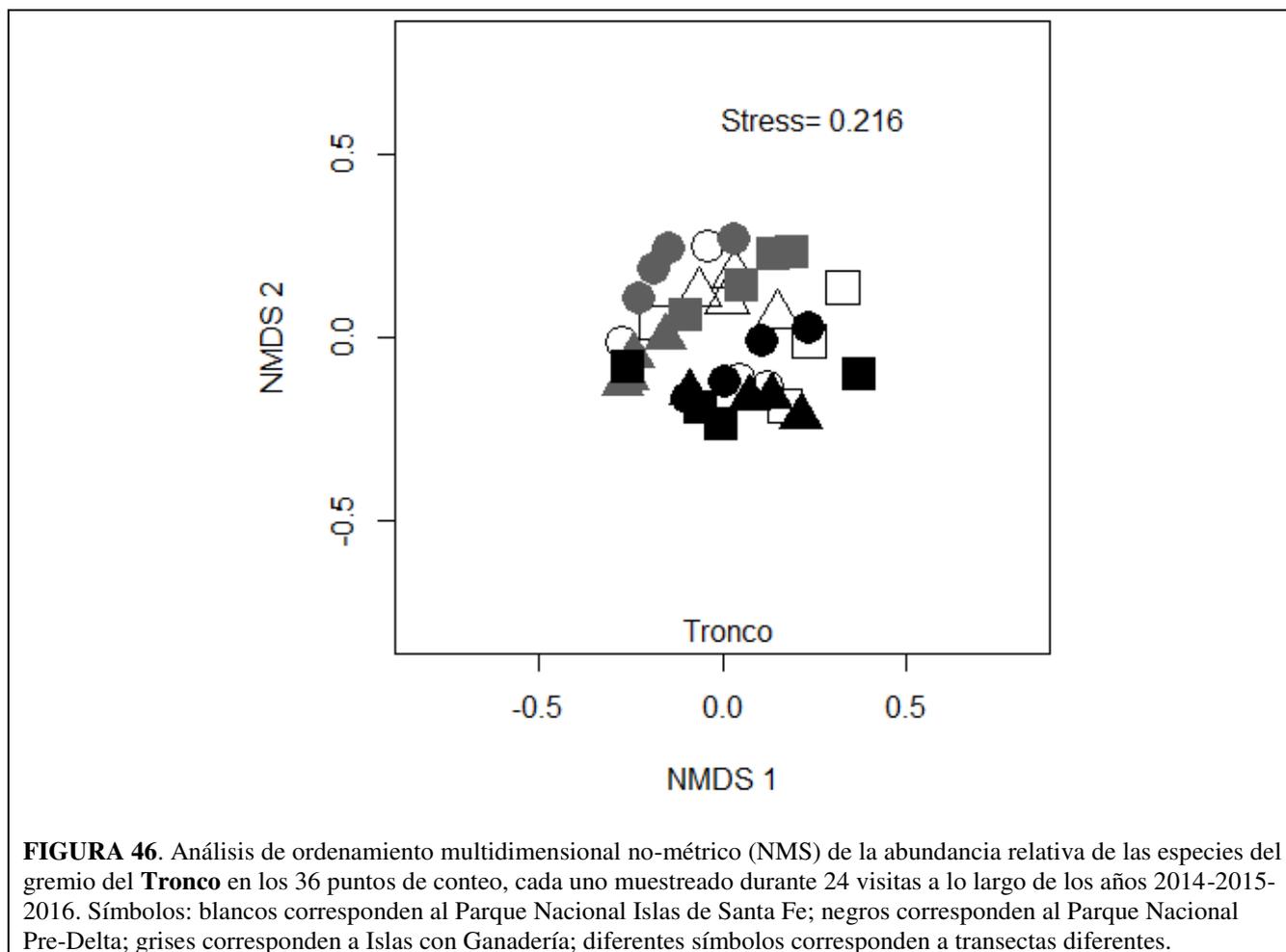
**FIGURA 43.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio de **Troncos** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 44.** Resumen de los datos de riqueza por muestra del gremio de **Troncos** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 45.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio de **Troncos** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.

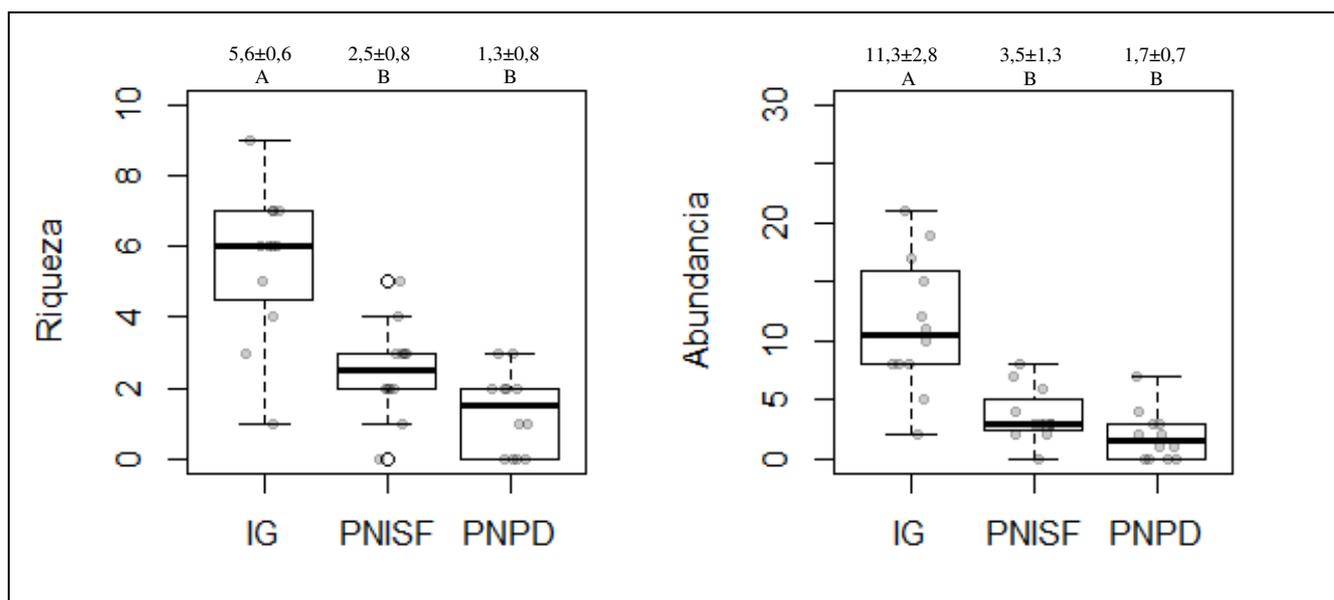


### Gremio de los bañados

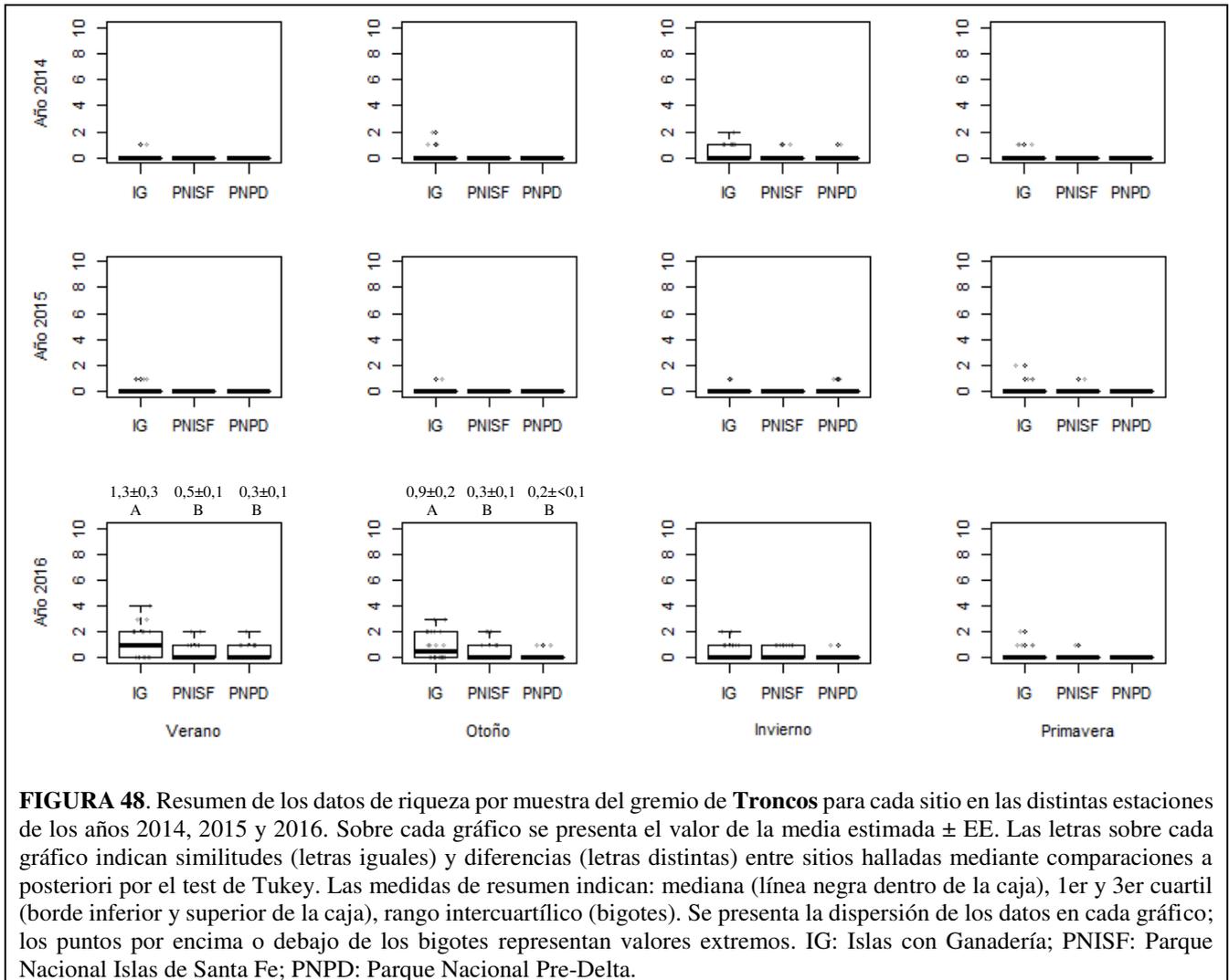
El gremio de **bañados** presentó una abundancia total en el área de estudio de 240 individuos, pertenecientes a 22 especies, de las cuales 21 son residentes y 1 es migrante austral del norte. En IG se encontró la mayor abundancia total, con 157 individuos (65,4%) y un total de 18 especies, de las cuales 5 fueron exclusivas (*Anas flavirostris* con 10 individuos, *Chrysomus ruficapillus* con 4 individuos, *Anas bahamensis* y *Jacana jacana* con 2 individuos y *Nycticorax nycticorax* con 1 individuo). El PNISF presentó una abundancia total de 52 individuos (21,7%) y un total de 13 especies. El PNPD presentó el valor más bajo de abundancia total, con 31 individuos (12,9%) y un total de 12 especies, de las cuales 2 fueron exclusivas (*Syrigma sibilatrix* con 5 individuos y *Ardea alba* con 2 individuos; Anexo 3 G). La riqueza total por punto fue mayor en IG que en PNISF y en PNPD (124% y 330%, respectivamente; Fig. 47, Tabla 5). Debido a que en general este gremio estuvo prácticamente ausente en la mayor parte del período de muestreo, solo se pudieron analizar diferencias entre sitios en las estaciones de verano y otoño del año 2016 (período con inundación extraordinaria). No hubo interacciones entre sitios y estaciones. En IG en verano y otoño de 2016 hubo mayor riqueza por muestra que en PNISF y en PNPD (160% y 330% en verano, y 200% y 350% en otoño, respectivamente; Fig. 48, Tabla 6).

La abundancia acumulada por punto fue mayor en IG que en PNISF y en PNP (223% y 564%, respectivamente; Fig. 47, Tabla 5). Debido a que en general este gremio estuvo prácticamente ausente en la mayor parte del período de muestreo, solo se pudieron analizar diferencias entre sitios en las estaciones de verano y otoño del año 2016 (período con inundación extraordinaria). No hubo interacciones entre sitios y estaciones. En IG en verano y otoño de 2016 hubo mayor riqueza por muestra que en PNISF y en PNP (240% y 466% en verano, y 300% y 500% en otoño, respectivamente; Fig. 49, Tabla 6). En verano hubo 33% más de abundancia por punto que en otoño (Fig. 49, Tabla 6).

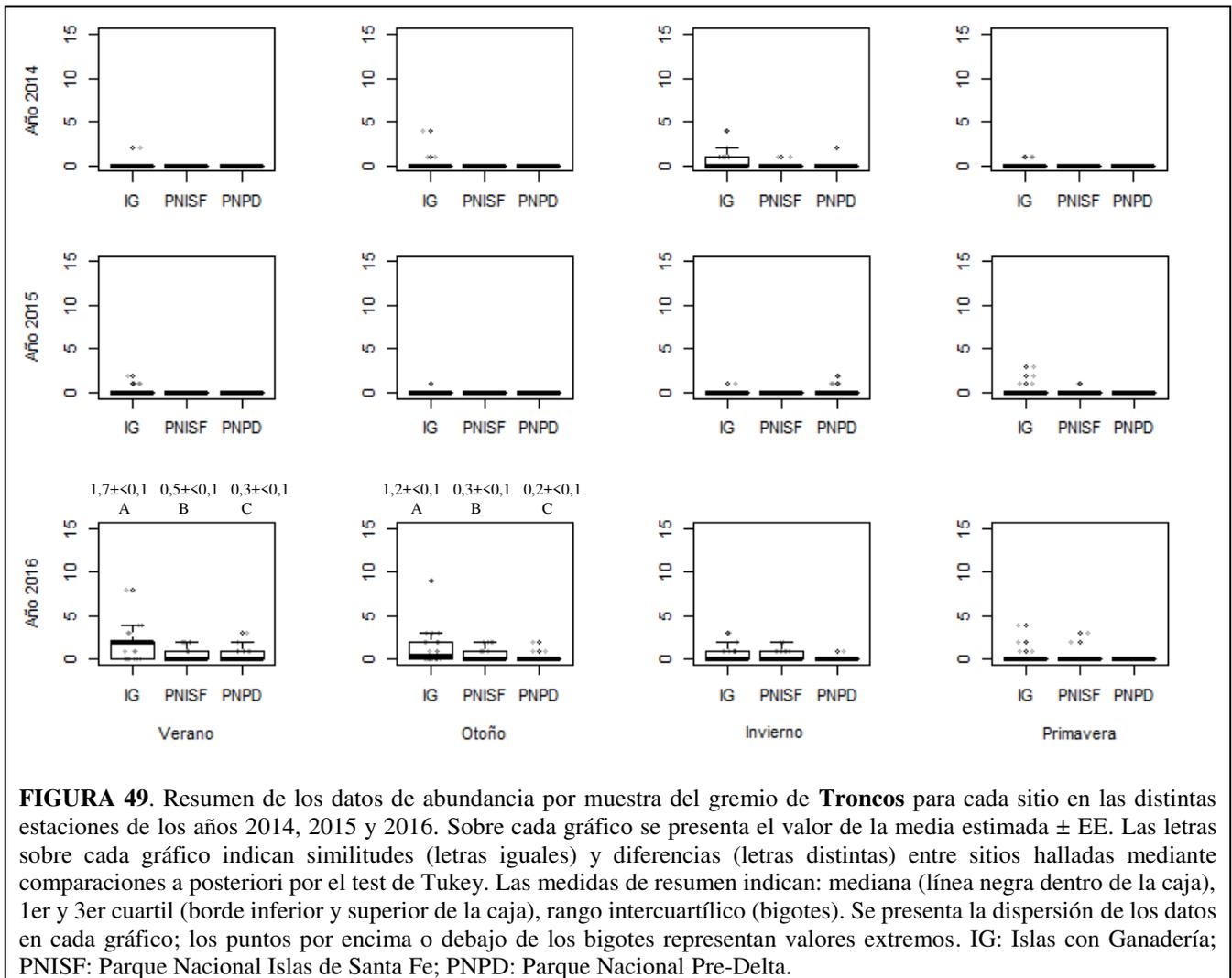
Las comparaciones entre sitios según el ordenamiento multidimensional basado en su composición específica y las abundancias relativas de las especies muestran que los Parques Nacionales no presentaron diferencias claras entre sí, y las mayores diferencias fueron entre IG y el PNP, mientras que el PNISF no se diferenció tan claramente de IG. Los puntos de IG presentaron mucha similitud entre ellos, mientras que los puntos de ambos Parques Nacionales presentaron muchas diferencias (Fig. 50; PERMANOVA:  $R^2 = 0,16$ ;  $F_{2,33} = 2,6$ ;  $p = 0,001$ ).



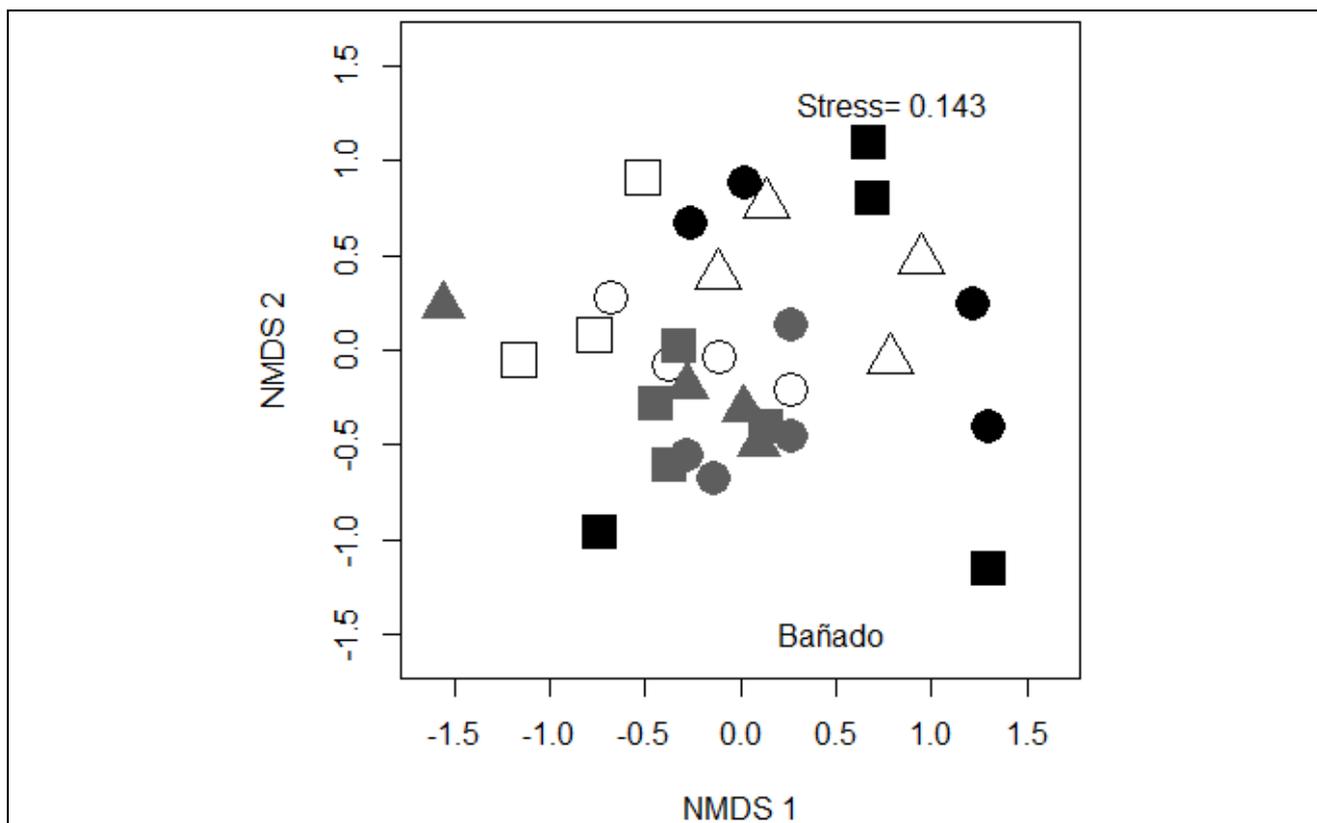
**FIGURA 47.** Resumen de los datos de riqueza total por punto y abundancia acumulada por punto del gremio de **los Bañados** para cada sitio. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 48.** Resumen de los datos de riqueza por muestra del gremio de **Troncos** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada ± EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNPD: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 49.** Resumen de los datos de abundancia por muestra del gremio de **Truncos** para cada sitio en las distintas estaciones de los años 2014, 2015 y 2016. Sobre cada gráfico se presenta el valor de la media estimada  $\pm$  EE. Las letras sobre cada gráfico indican similitudes (letras iguales) y diferencias (letras distintas) entre sitios halladas mediante comparaciones a posteriori por el test de Tukey. Las medidas de resumen indican: mediana (línea negra dentro de la caja), 1er y 3er cuartil (borde inferior y superior de la caja), rango intercuartílico (bigotes). Se presenta la dispersión de los datos en cada gráfico; los puntos por encima o debajo de los bigotes representan valores extremos. IG: Islas con Ganadería; PNISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PNP: Parque Nacional Pre-Delta.



**FIGURA 50.** Análisis de ordenamiento multidimensional no-métrico (NMS) de la abundancia relativa de las especies del gremio de **bañados** en los puntos de conteo en los cuales hubo especies de este gremio, cada uno muestreado durante 24 visitas a lo largo de los años 2014-2015-2016. Símbolos: blancos corresponden al Parque Nacional Islas de Santa Fe; negros corresponden al Parque Nacional Pre-Delta; grises corresponden a Islas con Ganadería; diferentes símbolos corresponden a transectas diferentes.

**TABLA 5.** Modelos Lineales Generalizados Mixtos de de la riqueza y abundancia total por punto de cada gremio funcional. Var = Varianza.

Variable respuesta	Modelo final	Número de muestras	Sitio			Estación			Estimaciones de los efectos aleatorios					
			GL	LRT	P	GL	LRT	P	Transecta		Punto		Orden de muestreo	
									Var	DE	Var	DE	Var	DE
<b>Riqueza Total por punto</b>	Riq.Arbustivo~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	<b>6,3</b>	<b>0,042</b>	X	X	X	0,92	0,96	X	X	X	X
	Riq.Suelo~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	<b>12,5</b>	<b>0,002</b>	X	X	X	1	1	X	X	X	X
	Riq.Dosel.Bajo~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	<b>11,6</b>	<b>0,003</b>	X	X	X	0,21	0,46	X	X	X	X
	Riq.Dosel.Alto~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	1,2	0,55	X	X	X	0,02	0,13	X	X	X	X
	Riq.Cazadores.Aéreos~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	1,3	0,511	X	X	X	0,15	0,39	X	X	X	X
	Riq.Troncos~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	3,4	0,184	X	X	X	0,22	0,47	X	X	X	X
	Riq.Bañados~Sit.+(1 Trans.),family="gaussian",Data=Tabla	36	2	<b>15,7</b>	<b>&lt;0,001</b>	X	X	X	0,47	0,69	X	X	X	X
<b>Abundancia Total por punto</b>	Abun.Arbustivo~Sit.+(1 Trans.),family="poisson",Data=Tabla	36	2	<b>10,5</b>	<b>0,005</b>	X	X	X	<0,01	0,07	X	X	X	X
	Abun.Suelo~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	<b>15,5</b>	<b>&lt;0,001</b>	X	X	X	<0,01	0,07	X	X	X	X
	Abun.Dosel.Bajo~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	<b>18,3</b>	<b>&lt;0,001</b>	X	X	X	<0,01	0,07	X	X	X	X
	Abun.Dosel.Alto~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	<b>11,7</b>	<b>0,003</b>	X	X	X	<0,01	0,06	X	X	X	X
	Abun.Cazadores.Aéreos~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	2,8	0,245	X	X	X	0,03	0,19	X	X	X	X
	Abun.Troncos~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	0,2	0,92	X	X	X	0,01	0,09	X	X	X	X
	Abun.Bañados~Sit.+(1 Trans.),family="nbinom",Data=Tabla	36	2	<b>10,6</b>	<b>0,005</b>	X	X	X	0,12	0,35	X	X	X	X

**TABLA 6.** Modelos Lineales Generalizados Mixtos de la riqueza y abundancia por muestra de cada gremio funcional. En los casos en los que previamente se encontraron interacciones entre las variables Sitio y Estación, los modelos fueron realizados con una nueva variable de 12 niveles (Sit\*Est) que incluyó todas las combinaciones entre sitios y estaciones (3 sitios por 4 estaciones). Var = Varianza.

Variable respuesta	Modelo final	Número de muestras	Sitio			Estación			Estimaciones de los efectos aleatorios						
			GL	LRT	P	GL	LRT	P	Transecta		Punto		Orden de muestreo		
									Var	DE	Var	DE	Var	DE	
Riqueza por muestra	Riq.Arbustivo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2014	288	11	<b>47,4</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			0,03	0,16	0	0	X	X	
	Riq.Arbustivo~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2015	288	2	2,9	0,235	3	6,2	0,104	0,03	0,21	0	0	0,04	0,17	
	Riq.Arbustivo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2015	288	11	<b>51</b>	<b>&lt; 0,001</b>	SitXEst			0,02	0,13	0	0	0	0,05	
	Riq.Suelo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2014	288	11	<b>109</b>	<b>&lt; 0,001</b>	SitXEst			0,19	0,43	0	0	X	X	
	Riq.Suelo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2015	288	11	<b>77,7</b>	<b>&lt; 0,001</b>	SitXEst			0,17	0,41	0	0	0,29	0,54	
	Riq.Suelo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2016	288	11	<b>116</b>	<b>&lt; 0,001</b>	SitXEst			0	0	0	0	0,15	0,38	
	Riq.Dosel-Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2014	288	11	<b>17,1</b>	<b>0,009</b>	SitXEst			0,06	0,25	0,02	0,12	0,15	0,38	
	Riq.Dosel-Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2015	288	11	<b>12,8</b>	<b>0,046</b>	SitXEst			<0,01	0,04	0,05	0,22	0,11	0,34	
	Riq.Dosel-Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2016	288	11	<b>55,5</b>	<b>&lt; 0,001</b>	SitXEst			0,06	0,25	0	0	0,04	0,2	
	Riq.Dosel.Alto~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2014	288	2	<b>14,7</b>	<b>&lt; 0,001</b>	3	<b>30,7</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<0,01	0,06	0,06	0,25	X	X	
	Riq.Dosel.Alto~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2015	288	2	3,7	0,155	3	<b>47,3</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,04	0,21	0,02	0,15	0,01	0,12	
	Riq.Dosel.Alto~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto), family = "gaussian",data=Tabla.2016	288	2	5,5	0,065	3	<b>60,3</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<0,01	<0,01	0,09	0,3	X	X	
	Riq.Cazadores.aéreos~SitxEst+Año+(1 Trans./Punto), family = "poisson" data=Tabla	864	Año	2	<b>18,5</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			0,02	0,14	0,03	0,17	X	X
	Riq.Troncos~Sit+Est+Año+(1 Trans./Punto), family = "nbinom" data=Tabla	864	Año	2	<b>19,8</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Est.			0,03	0,17	<0,01	<0,01	X	X
		Sit	2	0,3	0,878	3	3,9	0,277							
Riq.Bañados~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family="poisson",data=Tabla.ver.oto.2016	144		2	<b>8,9</b>	<b>0,011</b>	1	2,3	0,13	0,06	0,25	<0,01	0,09	X	X	
Abundancia por muestra	Abun.Arbustivo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "poisson",data=Tabla.2014	288	11	<b>46,4</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	0,09	<0,01	<0,01	X	X	
	Abun.Arbustivo~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family = "poisson",data=Tabla.2015	288	2	1,9	0,39	3	0,3	0,958	<0,01	0,07	<0,01	0,07	X	X	
	Abun.Arbustivo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2016	288	11	<b>44,8</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	X	X	
	Abun.Suelo~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2014	288	2	<b>14,8</b>	<b>&lt; 0,001</b>	3	<b>32,2</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<0,01	0,08	<0,01	<0,01	0,01	0,12	
	Abun.suelo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2015	288	11	<b>37,5</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	0,07	<0,01	0,08	0,02	0,15	
	Abun.Suelo~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2016	288	2	<b>16</b>	<b>&lt; 0,001</b>	3	<b>44</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,02	0,13	
	Abun.Dosel.Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2014	288	11	<b>52,7</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			0,02	0,12	<0,01	0,06	0,04	0,2	
	Abun.Dosel.Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2015	288	11	<b>72,3</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,04	0,2	
	Abun.Dosel.Bajo~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2016	288	11	<b>72</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,02	0,12	
	Abun.Dosel.Alto~SitxEst+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2014	288	11	<b>36</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			<0,01	0,04	0,03	0,17	X	X	
	Abun.Dosel.Alto~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family = "nbinom",data=Tabla.2015	288	2	<b>7,2</b>	<b>0,028</b>	3	8,9	0,03	<0,01	0,09	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	
	Abun.Dosel.Alto~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family = "poisson",data=Tabla.2016	288	2	<b>8,9</b>	<b>0,012</b>	3	<b>22,9</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0	0	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	
	Abun.Cazadores.aéreos~SitxEst+Año+(1 Trans./Punto), family = "nbinom" data=Tabla	864	Año	2	<b>28,5</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Sit*Est			0,04	0,19	0,08	0,28	X	X
	Abun.Troncos~Sit+Est+Año+(1 Trans./Punto), family = "nbinom" data=Tabla	864	Año	2	<b>28,7</b>	<b>&lt; 0,001</b>	Est.			0,04	0,21	<0,01	<0,01	X	X
		Sit	2	0,2	0,923	3	6,1	0,109							
Abun.Bañados~Sit.+Est.+(1 Trans./Punto),family="poisson",data=Tabla.ver.oto.2016	144		2	<b>7,7</b>	<b>0,021</b>	1	3,8	0,05	0,24	0,49	0,14	0,38	X	X	

## **4. DISCUSIÓN**

### 4.1 Cambios en la estructura de la vegetación asociados a la ganadería

En general, la estructura de la vegetación varió de la forma que se esperaba (Robertson y Rowling, 2000; Jansen y Robertson, 2001a), mostrando una fuerte asociación entre la ganadería y los cambios en la estructura del bosque, fundamentalmente la altura del estrato herbáceo y la cobertura del estrato arbustivo. Además, se observó una diferencia adicional: las enredaderas tapizaban un gran porcentaje de los troncos y arbustos en los Parques Nacionales, pero no en IG. Estudios sobre la vegetación han encontrado que la exclusión de la ganadería en períodos de 4 a 20 años disminuye la diversidad de plantas como consecuencia del aumento de la cobertura de pocas especies de plantas con mayor capacidad competitiva que normalmente son controladas por el pastoreo (Pucheta y col., 1998; Cingolani y col., 2003; Firn y col., 2017).

Los cambios ocurridos en la cobertura del estrato herbáceo entre los distintos años pueden ser explicadas por el efecto de la inundación ocurrida durante el verano y el otoño del año 2016. Durante los años 2014 y 2015 la cobertura del estrato herbáceo presentó valores de hasta el 100%, con muy poca variación, a diferencia del año 2016, en donde se hubo diferencias entre los distintos sitios y los valores de cobertura bajaron marcadamente respecto a los años anteriores, presentando mayor variabilidad. Los valores de cobertura levemente mayores en el PNPD durante el año 2016 se deben a que algunos de los albardones donde están ubicados los bosques son más antiguos (más altos) y el proceso de inundación los afectó durante menos tiempo, ocasionando un menor daño del estrato.

La altura del estrato herbáceo presentó valores más bajos en IG que en los Parques Nacionales durante todos los años y en todas las estaciones, en coincidencia con lo que se espera que esté comiendo el ganado y lo reportado en otros trabajos que compararon sitios con y sin ganadería (Ratovonamana y col., 2013; van Doorn y col., 2015). Sin embargo, las diferencias fueron menores durante el año 2016, tanto durante el período con inundación como durante el período post-inundación, y durante la estación de verano de todos los años analizados. A comienzos del proceso de inundación el ganado fue retirado de las islas, y fue reintroducido a principios de primavera de 2016. Mientras los bosques se mantuvieron inundados (más de cuatro meses durante el año 2016) la altura del estrato herbáceo fue disminuyendo al nivel general en el área de estudio, mientras que en el período post-inundación el estrato herbáceo se recuperó rápidamente, lo que influyó en la menor diferencia entre sitios al comparar los datos de todo el año en conjunto.

La cobertura del estrato arbustivo fue mayor en el PNISF y menor en IG, aunque las diferencias entre estos sitios fueron significativas solo durante el invierno del año 2014. Popotnik y Giuliano (2000) reportaron resultados similares: menor cobertura del estrato arbustivo en sitios con ganadería. Si bien los valores de cobertura fueron menores en IG, las diferencias con los P.N. fueron menores de lo que se esperaba. Un motivo puede ser su subestimación en los Parques Nacionales, ya que durante muchos muestreos la altura del estrato herbáceo (con valores superiores a los 100 cm) dificultó la estimación de la cobertura de arbustos. Un gran porcentaje del estrato arbustivo registrado en Islas con Ganadería correspondía a Cola de zorro (*Cortaderia*

*selloana*), que si bien es una gramínea se la consideró como componente del estrato arbustivo ya que sobresalía del estrato herbáceo y era utilizada por especies de aves comunes del estrato arbustivo (ej., *Phacellodomus ruber*, *Synallaxis frontalis*, *Taraba major*). En los Parques Nacionales, esta planta estuvo prácticamente ausente en el bosque.

Se observó que la cobertura del dosel fue similar entre los sitios, tanto entre los diferentes años como entre las distintas estaciones. Sin embargo, el Parque Nacional Pre-Delta presentó mayor heterogeneidad respecto a los valores de cobertura (dentro de lo esperable según la distribución de error del modelo). Esto se debe a que en algunos puntos, el bosque presentaba coberturas de dosel de 95–100% (bosques monoespecíficos de laurel), mientras que en otros puntos la cobertura del dosel presentaba valores cercanos al 30% (bosques monoespecíficos de sauce), tal como ha sido descrito en trabajos previos (Aceñolaza y col., 2005).

La verificación de estos cambios en la estructura vertical de la vegetación permitió sostener el objetivo general de “Relacionar y comparar los atributos de los ensambles de aves con las variaciones que genera la ganadería en los Bosques Fluviales de la Planicie de Inundación del Paraná” poniendo a prueba las hipótesis planteadas sobre los cambios en las comunidades de aves asociados con las modificaciones estructurales en la vegetación, asociadas a su vez al uso productivo de los sitios (manejo ganadero).

#### 4.2 Contextualización regional del ensamble de aves

El número total de especies registradas en el área de estudio (130 especies) fue similar a lo registrado en bosques del PNPD (131 especies) por Alonso y Ronchi Virgolini (2008), y superior a lo reportado en trabajos previos realizados en bosques de albardón de la región (Rossetti y Giraudo, 2003; Ronchi Virgolini y col., 2010, 2011). Las curvas de acumulación de especies mostraron que el esfuerzo de muestreo fue adecuado para toda el área de estudio, ya que se aproximaron a una asíntota. De acuerdo con las estimaciones, se registró al menos el 81% de las especies potencialmente presentes según las estimaciones de los distintos modelos. Con excepción de algunas especies raras en la zona (como *Anumbius annumbi* y *Passer domesticus*), todas las especies frecuentes que han sido registradas en bosques fluviales en trabajos previos fueron registradas en este estudio, coincidiendo en general cuáles son las especies más abundantes en los distintos trabajos, y los patrones temporales de abundancia en función de sus comportamientos migratorios (Rossetti y Giraudo, 2003; Alonso y Ronchi Virgolini, 2008; Ronchi Virgolini y col., 2010, 2011). Estas coincidencias en la composición de los ensambles con los trabajos previos que existen para la zona muestra que las comunidades de aves de los bosques fluviales se mantienen estables en el tiempo, y apoya la idea de que estos sitios son importantes para la conservación de la diversidad de aves (Skagen y col., 1998; Arcos y col., 2008). A nivel de sitios, la mayor diferencia entre la riqueza observada y la estimada ocurrió en el PNPD, donde el estimador basado en Incidencia de especies estimó 22 especies más que las observadas (solo 8 especies más en PNISF y 12 especies más en IG).

Las especies que ocurrieron en una sola muestra son en su mayoría comunes en la región pero habitan los ambientes palustres o acuáticos lindantes (*Crotophaga ani*, *Jacana jacana*, *Sporophila collaris*) o las áreas

abiertas y/o arbustales (*Setopagis parvula*, *Thamnophilus ruficapillus*, *Synallaxis albescens*, *Euscarthmus meloryphus*, *Xolmis irupero*, *Mimus patagonicus*, *Sicalis luteola*, *Pseudoleistes virescens*) y no suelen utilizar los bosques como los que se muestrearon. Probablemente aparecen como ocasionales en los bosques sin responder fuertemente a las variaciones asociadas a la ganadería.

#### 4.3 Variación de la estructura de los ensambles entre los sitios, años y estaciones

Las principales diferencias de riqueza entre sitios se dieron en el año 2014 entre IG, que presentó valores más altos, y el PNPD, mientras que el PNISF presentó valores intermedios. Las diferencias entre los sitios fueron más pronunciadas en los valores de riqueza acumulada por punto que en los valores por muestra, lo que evidencia que la mayor riqueza acumulada en IG se debe principalmente a un grupo grande de especies poco abundantes, compuesto por las especies exclusivas (representaron el 1,9% de la abundancia), más algunas de las especies indicadoras de este sitio, que en conjunto generaron un aumento en el número de especies totales del sitio pero sin aumentar marcadamente los valores de riqueza promedio por muestra. Las diferencias de riqueza por muestra parecen explicarse mayormente por un pequeño grupo de especies indicadoras que fueron particularmente abundantes en IG (*Myiopsitta monachus*, *Columbina picui*, *Sicalis flaveola*, *Troglodytes aedon* y *Paroaria coronata*), y solo en menor medida por las especies poco abundantes.

Las comparaciones de abundancia mostraron el mismo patrón que la riqueza, tanto para los valores acumulados por punto como por muestra, siendo mayores durante el año 2014, con valores más altos en IG y más bajos en el PNPD. Estas diferencias, al igual que las diferencias en riqueza por muestra, se explican en parte por las especies indicadoras que fueron abundantes, las cuales en conjunto representaron el 8,5 % de la abundancia total del área de estudio, ocurriendo la mayor cantidad de individuos de esas especies en IG (68 % de la abundancia de las especies indicadoras).

Los valores de diversidad presentaron el mismo patrón que la riqueza y la abundancia, 1: fueron más bajos en el PNPD, lo cual indica que el grado de dominancia de las especies fue mayor respecto a IG y al PNISF. Esto se explica principalmente al comparar los valores de las 10 especies más abundantes de cada sitio, que en IG representaron el 45,7% de la abundancia total, en el PNISF representaron el 47,7% del total, y en el PNPD representaron el 52,3%. Estos valores más altos en la abundancia de las especies dominantes en el PNPD (menos equitatividad), sumado a los valores más bajos de riqueza del sitio, explican la disminución de los valores de diversidad, tanto en los valores acumulados por punto como en los valores por muestra (López de Casenave y Marone, 1996). Popotnik y Giuliano (2000) registraron mayores valores de riqueza y abundancia de aves en hábitats riparios sin ganadería en Pensilvania, aunque en sus sitios sin ganadería la actividad ganadera había sido eliminada un año antes del estudio, por lo que es posible que sus resultados no reflejen tendencias a largo plazo.

Las diferencias espaciales de riqueza, abundancia y diversidad encontradas en este estudio contrastan con las predicciones derivadas de la Hipótesis 1 que postuló que los sitios no presentarían diferencias respecto de estos valores. Se observó finalmente un aumento de estos atributos de los ensambles en IG, presentando un

gradiente negativo respecto al grado de exclusión de la ganadería, al considerar al PNISF como un sitio que se encuentra en un proceso de sucesión respecto a la estructura de la vegetación (Biasatti y col. 2016), asociado a la exclusión reciente de la ganadería y a la presencia de alteraciones producidas actualmente por la presencia de chanchos asilvestrados. Sin embargo, las diferencias a escala de muestras solo fueron importantes durante el año 2014, por lo que se espera que los cambios de estos parámetros de la estructura de la comunidad estén influenciados por otros factores espacio-temporales, además de la ganadería.

Las diferencias entre sitios respecto a la riqueza, abundancia y diversidad por muestra ocurridas principalmente en el año 2014 pueden explicarse por un aumento en los valores de abundancia en el PNPD durante 2015 y 2016, lo que generó un aumento en los valores de riqueza por muestra. El aumento en los valores de diversidad en el PNPD muestra que la mayor abundancia no estuvo asociada a las especies dominantes, sino que fue un aumento a nivel general, lo que se observa al comparar las abundancias relativas de las 10 especies más abundantes durante los distintos años, que en el año 2014 representaron en conjunto el 57,7% de la abundancia total del sitio, en el año 2015 representaron el 53,4% de la abundancia, y en el año 2016 representaron el 48,3% de la abundancia total.

Las principales diferencias de riqueza, abundancia y diversidad por muestra entre las diferentes estaciones se explican por valores más altos en primavera y valores más bajos en otoño-invierno. Esto coincide con los patrones temporales descritos anteriormente para ensambles de aves de estos bosques (Ronchi Virgolini y col., 2011) y de bosques ribereños en otras cuencas (ej., Marigliano y col., 2017), y está relacionado fuertemente con los patrones migratorios de las especies, que producen un marcado aumento de la riqueza y abundancia durante las estaciones cálidas. Por otro lado, el aumento de recursos durante la primavera y los eventos reproductivos asociados producen un aumento de la abundancia, contrastando con las estaciones de otoño e invierno cuando la menor oferta de recursos produce una disminución de la abundancia, ya sea por mortalidad o por movimiento de individuos que si bien no son migratorios presentan comportamientos nómades durante la temporada no reproductiva, conformando bandadas mixtas (Gram, 1998; Jayarathna y col., 2013; Fanjul y Echevarria, 2015).

Las mayores diferencias entre sitios se observan durante las estaciones de primavera y verano, con valores más altos en IG y más bajos en el PNPD. Sin embargo, durante las estaciones de otoño e invierno, los valores de los distintos sitios se asemejan, e incluso llegan a ser más altos en el PNISF que en los otros sitios. Este cambio en el patrón de la estructura entre los sitios se debe principalmente a las marcadas diferencias de riqueza, abundancia y diversidad por muestra entre estaciones en IG, que presenta valores muy altos en primavera verano, y muy bajos en otoño e invierno. Es posible que la presencia del estrato herbáceo bien desarrollado junto a la gran cantidad de enredaderas en ambos Parques Nacionales pueda ofrecer mayor cantidad de recursos alimenticios durante las estaciones frías, generando menores fluctuaciones de los ensambles de aves en esos sitios. Muchos trabajos concluyen que la variación espacial y temporal en la riqueza y composición de especies en los ambientes se relaciona tanto con las diferencias en la vegetación como con los cambios temporales de la planicie de inundación (Rzóska, 1974; Remsen y Parker, 1983; Rosenberg, 1990; Roche y Frochot, 1993; Knutson y Klaas, 1997; Reynaud, 1998; Warkentin y Reed, 1999; Arcos y col., 2008, Ronchi

Virgolini, 2011; Coelho y col., 2016), y se ha argumentado que gran parte de las variaciones se relacionaría con cambios en la disponibilidad y abundancia de recursos tróficos, principalmente de insectos (Beja y col., 2010). También se ha propuesto que las actividades humanas (en este caso la ganadería) pueden generar un aumento en la heterogeneidad espacial del bosque, y por ende un aumento de la riqueza y abundancia (Karr, 1990; Wiens, 1994; Rossetti y Giraudo, 2003).

#### 4.4 Cambios en la composición de la comunidad: gremios funcionales

Las diferencias en la composición de la comunidad de aves parecen estar fuertemente asociadas a los cambios mencionados de los estratos herbáceos y arbustivos y de enredaderas asociados a la ganadería. Las especies que componen el gremio del suelo explican una gran parte de las diferencias de la comunidad entre sitios, y muestran estar fuertemente asociadas a IG, presentando mayores valores de riqueza y abundancia en este sitio, y valores más bajos y similares en los Parques Nacionales. Las diferencias en los valores de riqueza y abundancia por muestra entre los sitios ocurrieron principalmente en las estaciones de primavera y verano, coincidiendo con los períodos de mayor desarrollo del estrato herbáceo, cuya cobertura fue reducida por el ganado en IG y presentó mayor altura en los Parques Nacionales. Veinte especies de este gremio fueron exclusivas (en general especies raras o con una única detección) o indicadoras de IG (en general especies abundantes o muy abundantes), destacándose la abundancia de Hornero (*Furnarius rufus*), Misto (*Sicalis flaveola*), Torcacita (*Columbina picui*), Ratona común (*Troglodytes aedon*), Cardenal común (*Paroaria coronata*), Cardenilla (*Paroaria capitata*) y Chingolo (*Zonotrichia capensis*), siendo estas las especies que más influyeron en los cambios de abundancia entre sitios. Solo dos especies del gremio del suelo no ocurrieron en IG. Una de ellas es el Halconcito colorado (*Falco sparverius*), de la cual se detectó un solo individuo en el PNPD, y la otra es Arañero silbón (*Myiothlypis leucoblephara*), que si bien estuvo presente en ambos Parques Nacionales, ocurrió principalmente en el PNPD. Se trata de una especie que habita preferentemente bosques maduros, con disponibilidad de acceso al suelo, como los bosques de barranca (Ronchi Virgolini y col., 2010), y que en general estuvo presente en un albardón antiguo del PNPD, dominado por arboles de laurel que generaban un dosel cerrado, y por ende un estrato herbáceo poco desarrollado, con gran porcentaje de suelo desnudo. Otra especie del gremio del suelo que ocurrió con menor frecuencia y en menor abundancia en Islas con Ganadería fue la Paloma yerutí (*Leptotila verreauxi*). Esta especie presentó abundancias muy altas a nivel general en toda el área de estudio (fue la cuarta especie más abundante), pero ocurrió principalmente en el PNPD en donde fue la especie más abundante (521 individuos detectados), con menor abundancia en IG (195 individuos detectados), y valores medios en el PNISF (306 individuos). No resultan evidentes los factores que explican esta asociación positiva de la especie con sitios sin ganadería (menor disponibilidad de acceso al suelo), ya que se trata de una especie que se alimenta fundamentalmente sobre el suelo en los bosques (Montaldo, 2005). Es interesante mencionar la menor abundancia de la Paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en el PNPD, y mayores abundancias en IG, pudiendo existir una relación interespecífica negativa entre ambas especies, aunque no hay estudios sobre estas posibles interacciones.

Otro grupo de especies que explica parte de los cambios en la composición de la comunidad entre los sitios son las del gremio del estrato arbustivo, que si bien presentó la mayor riqueza total en IG, la abundancia y los valores de riqueza promedio por muestra fueron generalmente mayores en el PNISF, en concordancia con los mayores valores de cobertura del estrato arbustivo en este sitio. Los mayores valores de riqueza acumulada en IG se deben a un grupo de especies poco abundantes que fueron exclusivas o indicadoras de IG, de las cuales el Chotoy (*Schoeniophylax phryganophilus*), el Corbatita (*Sporophila caerulescens*), el Espinero pecho manchado (*Phacellodomus striaticollis*), el Curutié colorado (*Certhiaxis cinnamomeus*) y el Fiofío grande (*Elaenia spectabilis*) presentaron múltiples registros (aunque su abundancia fue baja), mostrando una posible asociación positiva con la ganadería. Sin embargo, a excepción del Fiofío grande, son especies que no suelen habitar los bosques, sino matorrales, arbustales y pajonales (Narosky e Yzurieta, 2010). Por otro lado, las diferencias en los valores de riqueza por muestra y abundancia se relacionan a un grupo de especies abundantes que estuvieron asociadas a los Parques Nacionales, destacándose en el PNISF el Canastero coludo (*Asthenes pyrrholeuca*), el Fiofío pico corto (*Elaenia parvisrostris*) y la Monterita cabeza negra (*Microspingus melanoleucus*). Una especie muy abundante que aparece fuertemente asociada a ambos Parques Nacionales es el Pijú frente gris (*Synallaxis frontalis*), que si bien estuvo presente en IG, apareció con mucha menor frecuencia. Durante el invierno del año 2016 en IG y en el PNISF hubo una marcada disminución en la abundancia del Espinero grande (*Phacellodomus ruber*). Es posible que esta especie haya sido afectada de forma negativa por la inundación prolongada durante el verano y el otoño de 2016, lo cual no se observa en el PNPD posiblemente a causa de que los albardones donde están ubicados los bosques son más antiguos (más altos) y el proceso de inundación produjo un menor impacto sobre los estratos bajos de vegetación.

Las especies del gremio del dosel bajo estuvieron preferentemente asociadas a los Parques Nacionales, mostrando una mayor cantidad de especies y una abundancia muy superior a la registrada en IG. El Cortarramas (*Phytotoma rutila*) fue la única especie de este gremio que estuvo asociada a IG, la cual, si bien ha sido descripta como “herbívoro-arborícola” que recolecta materiales vegetales de árboles y arbustos (Lopez de Casenave y col., 2008), es posible que se vea favorecida por la disponibilidad de acceso al suelo o a una mayor abundancia de árboles de Tala (*Celtis tala*) y Espinillo (*Acacia caven*) en IG, que han sido descriptos como ítems importantes en su dieta (Bucher y col., 2003). Por otro lado, entre ambos Parques Nacionales presentaron ocho especies de este gremio que fueron exclusivas o indicadoras, destacándose la mayor abundancia de la Mosqueta de ojo dorado (*Hemitriccus margaritaceiventer*), la Choca común (*Thamnophilus caerulescens*), el Juan chiviro (*Cyclarhis gujanensis*) y el Tangará gris (*Thlypopsis sordida*). Las principales diferencias en los valores de riqueza y abundancia por muestras ocurrieron en las estaciones frías (otoño e invierno), posiblemente debido a la oferta de recursos asociada a las enredaderas que colonizan la mayor parte de los troncos de los árboles, las cuales no están presentes en las IG.

La riqueza total de especies del gremio del dosel alto no presentó diferencias entre los sitios, aunque la menor abundancia de este gremio en el PNPD generó diferencias en los valores de riqueza y abundancia por muestra, las cuales ocurrieron principalmente durante el año 2014. Dentro de IG aparece el Naranjero (*Pipraeidea bonariensis*), como especie exclusiva con múltiples registros, y como indicadoras el Piojito trinador

(*Serpophaga griceicapilla*), el Celestino (*Thraupis sayaca*) y la Cotorra (*Myiopsitta monachus*). Esta última, junto con el Benteveo (*Pitangus sulphuratus*), explican en gran medida las diferencias en los valores de abundancia entre los sitios. En el caso de la Cotorra, posiblemente esté siendo favorecida por la disponibilidad de acceso al suelo (Lorenzón, 2014), ya sea para explotar recursos alimenticios o material para construcción de nidos, mientras que al Benteveo se lo ha descrito como una especie oportunista que puede aprovechar la mayor oferta de distintos tipos de recursos (Beltzer, 1983). En el PNISF, aparece el Saí común (*Conirostrum speciosum*) como especie exclusiva, aunque con muy pocos registros, la cual es una especie que tiene distribución en el norte de nuestro país (Narosky e Yzurieta, 2010), y fue detectada en cuatro oportunidades diferentes durante los años 2015 y 2016, generalmente sobre árboles altos de Aliso y Sauce criollo, siendo una especie sin registros en esta zona, cuyos registros en la provincia de Santa Fe se dan en el norte (De la Peña, 1996), en Entre Ríos se la registró por primera vez sobre la costa del río Uruguay en mayo de 2016, y también en la reserva Costanera sur en la Provincia de Buenos Aires (Bonomi y col., 2017).

Las especies del gremio de cazadores aéreos generaron grandes cambios en la comunidad a escala temporal (entre estaciones), ya que la mayoría de ellas son especies migrantes australes del norte, pero no presentaron diferencias entre los sitios. En las estaciones frías, solo la Golondrina ceja blanca (*Tachycineta leucorrhoea*), el Piojito silbón (*Camptostoma obsoletum*) y el Suirirí común (*Suiriri suiriri*) estuvieron presentes. Por otro lado, en IG fueron exclusivas la Tijerilla (*Xenopsaris albinucha*), la Viudita blanca (*Fluvicola albiventer*) y la Golondrina parda (*Progne chalybea*), todas ellas migrantes australes del norte, que posiblemente tengan algún grado de afinidad con el sitio, asociado a los procesos migratorios previos, o tengan preferencias por hábitats más abiertos. La Golondrina parda utiliza los nidos de Hornero para nidificar (Narosky e Yzurieta, 2010), el cual presentó una mayor abundancia también en IG.

El grupo de especies del gremio de troncos no presentó diferencias, ni entre los distintos sitios, ni entre las estaciones, aunque se observó un aumento en la abundancia total de este gremio a lo largo de los tres años de estudio, representado el 7,3% de la abundancia total en el año 2014 (478 individuos), el 8,3% durante el año 2015 (583 individuos), y el 9,4% durante el año 2016 (658 individuos). El Picapalo colorado (*Campylorhamphus trochilirostris*) fue la única especie que presentó diferencias, ya que solo estuvo presente en los Parques Nacionales (principalmente en el PNPD). Es una especie que, de acuerdo a los mapas de distribución más actuales (Narosky e Yzurieta, 2010; Marantz y col., 2017), parece estar ampliando su distribución y colonizando nuevos ambientes, ya que no había sido registrada en años anteriores en el área (Rossetti y Giraudo, 2003, Alonso y Ronchi Virgolini, 2008, Ronchi Virgolini y col., 2011). Quizá la ausencia de esta especie en IG no esté relacionada a los cambios en la vegetación, sino a que aún no ha llegado a colonizar los sitios donde se tomaron los datos.

El grupo de especies que componen el gremio de bañados presentó diferencias tanto en la escala espacial, entre los distintos sitios, como a escala temporal. Se trata de un grupo grande de especies (22 especies) que tuvo una abundancia muy baja en toda el área de estudio, con 236 individuos registrados (1,2% de la abundancia total). Sin embargo, los valores de riqueza y abundancia por año fueron muy diferentes, existiendo dos picos que coinciden con los períodos de inundación. Por un lado se produjo un pequeño aumento en otoño

e invierno del año 2014, y posteriormente ocurrió un marcado aumento de riqueza y abundancia en verano y otoño del año 2016. Este gremio ocurrió fundamentalmente en IG, pero debido a que solo se tomaron datos de la comunidad de aves dentro de los bosques, no es posible afirmar que estas especies sean más abundantes en los bañados de IG, pero sí es claro que aparecen como oportunistas con mayor frecuencia en los bosques de estas islas. Es probable que la ganadería influya en este patrón, debido a que durante los procesos de inundación, los ambientes de bañado en general son perturbados antes que los bosques (por diferencias del nivel hidrométrico), brindando menor oferta de hábitats y microhábitats, generando un desplazamiento de la comunidad de aves de los bañados (Beltzer y Neiff, 1992; Ronchi Virgolini, 2011; Lorenzón, 2014). En ese proceso, los bosques de las IG parecen ofrecer un ambiente a estas aves, al presentar un estrato herbáceo muy bajo, con pequeñas lagunas (sitios más bajos dentro de los bosques), lo cual no ocurre en los Parques Nacionales debido a que la mayor altura del estrato herbáceo imposibilita el acceso al suelo. Es importante mencionar que resultados preliminares de una investigación sobre las comunidades de aves en los ambientes de bañados en esta misma área de estudio han registrado menores valores de riqueza y abundancia dentro de Parques Nacionales que en sitios no protegidos (Virginia Quiroga, comunicación personal).

#### 4.5 Relación entre la ganadería, la estructura del bosque y las aves

En conjunto, se observa que los cambios espaciales en la estructura y composición de la comunidad de aves estuvieron fuertemente relacionados a especies de los gremios asociados a estratos vegetales modificados por la ganadería (gremio del suelo, gremio del estrato arbustivo y gremio del dosel bajo), y también a las especies del gremio de bañados, las cuales considero que están respondiendo a los efectos de la presencia de ganadería (discutido anteriormente). Estos resultados apoyan la hipótesis 1 respecto a cambios esperados en relación a los distintos gremios funcionales.

Algunas investigaciones han encontrado relaciones negativas entre la ganadería y la conservación. Bellis y Muriel (2015) reportan que *Sturnella loyca* (una especie de ave de pastizales), respondió de forma positiva a la exclusión de la ganadería por períodos mayores a 10 años en praderas de las Sierras Grandes de Córdoba. En el caso de las aves de Norte América se ha sugerido que el intenso manejo ganadero actual en general reduce la diversidad porque produce una homogeneización del paisaje (Fuhlendorf y Engle, 2001). De igual manera, en Australia, donde el pastoreo reduce la heterogeneidad de la vegetación también se reduce la diversidad de aves (Martin y Possingham, 2005), y en bosques riparios donde se practica la ganadería y se produce una limpieza del sotobosque, se ha encontrado una relación negativa respecto a las especies de aves sensibles a la ganadería, mientras que las especies tolerantes a la ganadería no presentan diferencias de acuerdo a la intensidad de la misma (Jansen y Robertson, 2001a).

Cingolani y col. (2008) han propuesto que los ambientes productivos responderán de manera diferente a la ganadería de acuerdo a si han evolucionado con o sin presencia de grandes herbívoros, prediciendo que la ganadería producirá un aumento de la diversidad en los sitios que evolucionaron con alta presión de herbivoría, y una disminución en los sitios que evolucionaron con baja presión. En este sentido, los bosques fluviales son

considerados uno de los ambientes más productivos y valiosos del planeta (Hunt, 1985; Sabo y col., 2005; Bennett y col., 2014), y mis resultados muestran un aumento de la diversidad en relación a la ganadería, lo cual, siguiendo lo propuesto por Cingolani y col. (2008), estaría proponiendo que la región del Delta del río Paraná ha evolucionado con alta presión de herbivoría.

Actualmente, los herbívoros nativos de mayor tamaño que habitan en la región del pre-delta del Paraná son el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y el coipo (*Myocastor coypus*), mientras que en la región del bajo delta existen poblaciones de ciervos de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) (Bó y Quintana, 1999; Quintana y col., 2002; D'Alessio y col., 2006; Fracassi y col., 2010). Bajo esta presión de herbivoría, los recursos forrajeros no parecen estar siendo aprovechados fuertemente por herbívoros naturales (gran desarrollo de estratos bajos en los Parques Nacionales), y por lo tanto la actividad ganadera en la región pre-delta no estaría compitiendo con otras especies de herbívoros naturales sino aprovechando estos recursos disponibles, realizando una función “nueva” en el ambiente y modificándolo. Como resultado de esta investigación, encontré que estas modificaciones del ambiente están generando más nichos (aumento de la riqueza de especies) y poniendo a disposición más recursos (aumento de la abundancia de individuos), pero sin producir desequilibrios en la equitatividad de la comunidad, sino por el contrario aumentándola (aumento de la diversidad). Fuhlendorf y Engle (2001) plantean que si los grandes herbívoros que modelaban la dinámica de la vegetación en tiempos evolutivos se han extinto, la ganadería puede remplazar esta función en el ambiente.

Cabe preguntarse si, previo a la colonización y la modificación del ambiente causada por el hombre europeo, estas áreas tenían poblaciones de grandes herbívoros naturales que cumplieran el rol funcional que hoy tiene la actividad ganadera. Si negamos esta afirmación deberíamos concluir que la actividad ganadera está generando una presión negativa en términos de la evolución natural del ambiente, y por más que produzca aumento de la riqueza, la abundancia y la diversidad en la comunidad de aves, esto va en contra del proceso natural. Sin embargo, pensar en ambientes tan productivos en términos de biomasa vegetal y sin especies que allí hayan evolucionado para aprovechar estos recursos no parece ser la situación más usual. En este sentido, si volvemos al cuestionamiento del ambiente en su estado precolombino y suponemos la existencia de poblaciones de grandes herbívoros aprovechando estos recursos forrajeros, entonces deberíamos concluir que la actividad ganadera está devolviendo una función que ha sido removida por el hombre en el ambiente, y que el manejo de las áreas protegidas, sin estos herbívoros, está afectando de forma negativa a la evolución natural del ambiente.

Los estudios antropológicos en sitios arqueológicos de la región del Pre-Delta pueden ayudar a echar luz sobre la situación del ambiente en esos tiempos precolombinos. Recientemente se han encontrado restos de dos especies de cérvidos. Por un lado dentro del PNP, Bonomo y col. (2014) reportan restos de ciervo de los pantanos y venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) datados en 520-650 años antes del presente, y por otro lado en el sitio arqueológico “Laguna de los Ganzos”, en cercanías del PNP, Bonomo y col. (2016) reportan restos de ciervos de los pantanos datados en 1200-1800 años antes del presente. Estos hallazgos evidencian la presencia de estas especies de ciervos en el área, aunque no arrojan datos de su abundancia.

En un trabajo actual, Quintana y col. (2014) proponen a la región del Delta como “*un sistema ecológico que evolucionó con baja presión de herbivoría por grandes mamíferos*”. El presente trabajo, presenta evidencia

que parece no coincidir con esta idea del Delta, debido al aumento de la diversidad que se pudo observar en los sitios con ganadería. Respecto a esto, es interesante la información contenida en la crónica de una expedición portuguesa que abarcó el Río de la Plata y el Delta del río Paraná entre los años 1530 y 1532, en la que Pero Lopes de Souza, en su Diario de Navegación (Souza, 1861), relata sobre la presencia de ciervos como un componente importante del paisaje. Primeramente, con fecha del 27-11-1531, describe sobre la costa uruguaya del Río de la Plata “...en la tierra había muchos ciervos y caza que tomábamos, huevos de ñandú y pequeños ñandúes...”; luego, ya en el Delta del río Paraná, cerca del río Paranacito y con fecha del 10-12-1531, describe “...Esa noche matamos cuatro ciervos, los más grandes que nunca vi...”; sigue narrando, con fecha del 12-12-1531 en una isla frente a la localidad de San Pedro, refiriéndose a la tierra de los Querandíes “...en ella, hay mucha caza de ciervos y ñandúes, perdices y codornices...”; finalmente, con fecha del 13-12-1531, describe una parada durante seis días en un isla mientras retornaba hacia el Río de la Plata “...Aquí estuve seis días esperando, en los cuales tomé mucha caza y muchos pescados, y muchos ciervos...”.

Con lo antes expuesto, estos resultados apuntan a que la región del Delta del río Paraná ha evolucionado bajo un contexto de presión de herbivoría importante, posiblemente dominada por Ciervos de los pantanos (a los que probablemente se refería Lopes de Souza en sus crónicas), Venados de las pampas, Carpinchos y Coipos. Bajo este contexto, la exclusión completa de la actividad ganadera en los Parques Nacionales y la ausencia de los cérvidos que habitaron en el pasado esta región, estaría modificando la condición natural del ambiente, y parece estar generando una disminución de la diversidad en estos sitios.

Sin embargo, es importante destacar la presencia de algunas especies de aves dentro de los Parques Nacionales que no fueron detectadas (o fueron detectadas ocasionalmente) en Islas con Ganadería: *Thliopsis sordida*, *Pachyramphus viridis*, *Lathrotriccus euleri*, *Saltator similis*, *Asthenes pyrrholeuca*, *Microspingus melanoleucus*, *Thamnophilus caerulescens* y *Hemitriccus margaritaceiventer*. Estas especies parecen estar muy asociadas a la presencia de los estratos herbáceos y arbustivos muy desarrollados, junto a la presencia de enredaderas. Conservar estas características de la estructura de la vegetación en algunos sectores de los bosques de toda la región puede ser importante para asegurar la permanencia de estas especies en el área. Las prácticas de manejo que incluyan sitios con ganadería junto a sitios no pastoreados pueden ser apropiadas para la conservación de las aves. Por ejemplo, en pastizales productivos de Israel se permite parcialmente la ganadería controlada en las áreas protegidas para preservar un gran conjunto de especies que desaparecen sin pastoreo, mientras que en otras zonas se recomienda un manejo sin pastoreo o sólo con pastoreo ocasional, para conservar otro conjunto de especies (menor pero importante) que son vulnerables al pastoreo intenso (Noy-Meir y Kaplan, 2002). Estudios sobre la avifauna alpina en Italia (Laiolo y col., 2004) encontraron un aumento de la diversidad luego del abandono de la ganadería, pero asociado a especies generalistas, mientras que algunas especies típicas de pastizales fueron perjudicadas. Algunos estudios sobre avifauna de pastizales altos han demostrado que la combinación de intensidades moderadas de pastoreo y quema proporcionan un hábitat para una diversidad más amplia de especies de aves de pastizales respecto a las praderas no perturbadas, al aumentar la heterogeneidad del hábitat tanto en el tiempo como en el espacio (Vickery, 1996; Fuhlendorf y col., 2006; Coppedge y col., 2008; Powell, 2008; Isacch y Cardoni, 2011; Cardoni y col., 2015), sosteniendo que los regímenes moderados

de perturbación pueden mejorar la heterogeneidad de los ecosistemas y promover un aumento de la diversidad biológica, ya que aquellos sitios que presentan una mayor heterogeneidad del hábitat brindan más oportunidades para el establecimiento de especies del pool regional (Wiens, 1997; Huston, 1999; Freestone y Harrison, 2006; Stefano y col., 2012; Sica, 2016; Frutos y col., 2016). De la misma forma, se ha señalado que un aumento de la riqueza de especies es a menudo el resultado de hábitats estructuralmente intermedios y altamente heterogéneos (Connell, 1978; Roxburgh y col., 2004), y que un bosque ligeramente perturbado a menudo contiene una mayor riqueza de especies de aves que el de un bosque prístino (Mason, 1996; Thiollay, 1999; Barlow y col., 2002).

Dentro de los Parques Nacionales, con el objetivo de conservar el ambiente en su estado natural, sería interesante plantear la reintroducción de los ciervos o la recuperación plena de otros herbívoros (*Mazama*, *Hydrochoerus*) que habitaron antiguamente la región y que puedan favorecer niveles de herbivoría que naturalmente pudieron tener. Sin embargo, esta acción puede ser compleja debido a la caza furtiva. Los disturbios causados por las inundaciones posiblemente generen desplazamientos temporales de los ciervos hacia las tierras más altas, donde la presión de caza pueda ser mayor.

## **5. CONCLUSIONES GENERALES**

Los datos de vegetación mostraron que la ganadería en los bosques fluviales de la región del Pre-Delta está asociada a diferencias en la estructura del bosque, con disminución de la altura del estrato herbáceo y cambios en su composición, disminución de la cobertura del estrato arbustivo y disminución o eliminación de enredaderas que, en ausencia de la ganadería, tapizan la mayor parte de los troncos y arbustos. Estos cambios asociados a la ganadería en la estructura vertical de la vegetación se asociaron a su vez con un aumento en la riqueza, la abundancia y la diversidad de aves, a diferencia de lo que se esperaba según la primera hipótesis. Sin embargo, las diferencias en los valores promedio a escala de muestras solo fueron importantes durante el año 2014, por lo que se espera que los cambios de estos parámetros de la estructura de la comunidad estén influenciados por otros factores espacio-temporales además de la ganadería.

La composición de los ensambles de aves también presentó diferencias entre los distintos sitios, y en este caso sí se correspondieron con lo planteado en la primera hipótesis, observándose diferencias en la composición específica y las abundancias relativas de los distintos gremios funcionales más relacionados con los estratos vegetales modificados en presencia de la ganadería. Hubo una mayor riqueza y abundancia de especies del gremio del suelo en Islas con Ganadería, mayor abundancia y riqueza por muestra del gremio del estrato arbustivo en los Parques Nacionales, y mayores valores de riqueza y abundancia de las especies del gremio del dosel bajo. Además, el gremio del dosel alto presentó mayor abundancia en Islas con Ganadería respecto al Parque Nacional Pre-Delta. Por otro lado, los demás gremios funcionales compuestos por especies menos asociadas con los estratos vegetales modificados en presencia de la ganadería presentaron pocas o nulas diferencias de abundancia y riqueza entre los sitios.

Respecto a los cambios generados por el proceso de inundación, el proceso de análisis presentó limitaciones para poner a prueba diferencias entre períodos con y sin inundaciones, asociadas con las interacciones entre las variables espaciales y temporales, y su posterior análisis intra anual. Sin embargo, en la estructura de la vegetación se observó una fuerte disminución de la cobertura del estrato herbáceo y una disminución de su altura (más evidentes en los Parques Nacionales) durante el período con inundación, que tendieron a revertirse durante el período post-inundación. La cobertura del estrato arbustivo no evidenció diferencias entre estaciones con y sin inundaciones. Las diferencias entre períodos con y sin inundación en la riqueza y abundancia de los gremios funcionales asociados a los estratos bajos de vegetación no fueron evidentes ni a nivel del área de estudio en general ni en cada sitio en particular, con excepción de un aumento de la riqueza y la abundancia del gremio del dosel bajo en invierno de 2016 (período post-inundación) en el Parque Nacional Pre-Delta, lo que sugiere que en general las especies de aves que habitan los bosques fluviales están adaptadas a estos procesos hidrológicos que modelan el paisaje, y que el efecto de la ganadería es mayor al de la inundación respecto a los cambios que genera a escala espacial en la comunidad de aves.

El gremio de especies de los bañados, sobre el cual no se habían generado hipótesis debido a que está compuesto por especies que no suelen utilizar el bosque como sitio de alimentación, reproducción, refugio, etc., estuvo presente casi exclusivamente durante el período con inundación y presentó mayor riqueza y abundancia

en sitios con ganadería. Aparentemente, las modificaciones de la estructura de la vegetación en presencia de la ganadería generan condiciones de hábitat propicias dentro del bosque durante los procesos de inundación, permitiendo la permanencia de algunas especies típicas de bañados. Hay estudios que indican que la riqueza de especies y la abundancia de este gremio funcional son más altas fuera de las áreas protegidas en la región del Pre-Delta (V. Quiroga, comunicación personal), donde la ganadería es la actividad más importante.

La actividad ganadera, que se practica en toda la región del delta del río Paraná, estaría favoreciendo al aumento de la diversidad de aves, por lo que los esfuerzos deberían centrarse en conocer los niveles de carga más apropiados en términos productivos cuyo límite sea la no homogenización del hábitat, manteniendo la dinámica que posiblemente hayan generado los grandes herbívoros naturales que habitaron en el pasado. Por otro lado, algunas especies se ven favorecidas por la ausencia de ganadería, asociándose a estratos herbáceos y arbustivos muy desarrollados y a la presencia de enredaderas. Generar parches con exclusión completa de la ganadería dentro de las islas de la región podría brindar hábitats a estas especies (aumentando la diversidad beta en las islas) y contribuir a aumentar la diversidad en toda el área (diversidad gamma).

Es importante considerar estos resultados para definir manejos adecuados a los objetivos de conservación de los Parques Nacionales. Si bien la actividad ganadera se lleva a cabo en la mayor superficie de la región y los Parques Nacionales son las únicas zonas de exclusión, la extinción local de ciertos herbívoros de porte como los Ciervos de los Pantanos amerita que se evalúe su reintroducción, más allá de lo complejo que pueda resultar este objetivo en relación a problemas como la caza furtiva y otros conflictos de uso de suelo que puedan presentar los Parques Nacionales con las áreas que lo rodean, como ser la disponibilidad de ambientes en períodos de inundación en los que los animales se desplazan a áreas más altas, fuera de los Parques Nacionales.

## **6. BIBLIOGRAFÍA**

Aber JS, F Pavri, WS Aber (2012) *Wetland Environments: A Global Perspective*. Primera Edición. *Blackwell Publishing Ltd.*, Chichester, United Kingdom, p. 421.

Aceñolaza PG, WF Sione, F Kalesnik, MC Serafín (2005) Determinación de unidades homogéneas de vegetación en el Parque Nacional Pre-Delta (Argentina). *INSUGEO, Miscelánea* 14:81-90.

Alonso JM (2008) *Inventario de las Aves del Parque Nacional Pre-Delta*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires. 95 pp.

Alonso JM, AL Ronchi-Virgolini (2008) Avifauna del Parque Nacional Pre-Delta, Entre Ríos, Argentina. *Cotinga* 29:123-134.

Amoros C, AL Roux, JL Reygrobellet, JP Bravard, G Pautou (1987) A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *River Research and Applications* 1: 17-36.

Arcos IT, F Jiménez, CA Harvey, F Casanoves (2008) Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Revista de Biología Tropical* 56 (1):355-369.

Arzamendia V, AR Giraud (2009) Influence of large South American rivers of the Plata Basin on distributional patterns of tropical snakes: a panbiogeographical analysis. *Journal of Biogeography* 36:1739-1749.

Barlow J, T Haugaasen, CA Peres (2002) Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105:157-169.

Bates D, M Maechler, B Bolker, S Walker (2014) *lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4*. R package version 1.1-7. [Http://CRAN.R-project.org/package=lme4](http://CRAN.R-project.org/package=lme4).

Beja P, CD Santos, J Santana, MJ Pereira, J Tiago Marques, HL Queiroz, JM 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.

Bejarano MD, M González del Tánago, D García de Jalón, M Marchmalo, Á Sordo-Ward, J Solana-Gutiérrez (2012) Responses of riparian guilds to flow alterations in a Mediterranean stream. *Journal of Vegetation Science* 23:443-458.

Bellis LM, N Muriel (2015) Response of the endemic Long-tailed Meadowlark (*Sturnella loyca obscura*) to grazing exclusion in herbivore dependent upland grasslands of Argentina. *Emu* 115:176-184.

Beltzer AH (1983) Fidelidad y participación trófica del “Macá grande” (*Podiceps major*) y su relación con el “Biguá común” (*Phalacrocorax olivaceus*) en ambientes del río Paraná Medio (Aves: Podicipedidae y Phalacrocoracidae). *Historia Natural* 3:17-20.

Beltzer AH, 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 AH, MA Quiroga (2007) Birds, En: *The Middle Paraná River. Limnology of a Subtropical Wetland*, (Eds.: Iriondo MH, JC Paggi, MJ Parma), Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, p. 363-377.

Bennett AF, DG Nimmo, JQ Radford (2014) Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. *Journal of Applied Ecology* 51:514-523.

Berduc A, RE Lorenzón, AH Beltzer (2015) Patrones de diversidad de aves a lo largo de un gradiente latitudinal de bosques ribereños del río Paraná medio, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:419-430.

Biasatti NR, JC Rozzatti, B Fandiño, A Pautaso, E Mosso, G Marteleur, N Algañaz, A Giraudo, C Chiarulli, M Romano, P Ramírez Llorens, L Vallejos (2016) Capítulo 6 – PARQUE NACIONAL “ISLAS DE SANTA FE”, En: *Las ecoregiones, su conservación y las Areas Naturales Protegidas de la provincia de Santa Fe*, (Ed: Biasatti NR), Ministerio de Medio Ambiente, Santa Fe, p. 144-150.

Blake JG, JR Karr (1984) Species Composition of bird Communities and the Conservation Benefit of Large versus Small Forests. *Biological Conservation* 30 (2):173-187.

Blondel J (2003) Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100 (2):223-231.

Bó RF, AI Malvárez (1999) Las inundaciones y la biodiversidad en humedales. Un análisis del efecto de eventos extremos sobre la fauna silvestre, En: *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica* (Ed.: Malvárez AI), Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, ORCYT, Montevideo, Uruguay, p. 147-168.

Bó RF, RD Quintana (1999) Actividades humanas y biodiversidad en humedales: el caso del Bajo Delta del Río Paraná, En: *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica*, (Eds.: Matteucci SD, OT Solbrig, J Morillo, G Halffter), Colección CEA, EUDEBA, Buenos Aires, p. 291-316.

Bock CE (1999) ‘Birds and Bovines: Effects of Livestock Grazing on Birds in the West.’ (Public Lands Ranching Organization Press: Boulder CO.)

Bonetto AA (1986) The Paraná River system, En: *The ecology of River Systems*, (Eds.: Davis BR, KF Walker), Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, *Springer Netherlands*, p. 541-598.

Bonomi G, H Dri, G Berterame, G Berón (2017) Primer registro del Saí común (*Conirostrum speciosum*) para la provincia de Entre Ríos, Argentina. *EcoRegistros Revista* 7 (3): 5-7.

Bonomo M, G Politis, CB Silva, L Bastourre, MA Ramos van Raap, CC Latorre, C Scabuzzo, E Apolinaire (2016) Estado actual de las investigaciones en la localidad arqueológica Laguna de los Gansos (Diamante, Entre Ríos). *Revista del Museo de Antropología* 9 (2):51-66.

Bonomo M, JC Castro, CB Silva (2014) Tecnología y subsistencia en el sitio arqueológico Cerro Tapera Vásquez (Parque Nacional Pre-Delta, República Argentina). *Cadernos do LEPAARQ* Vol. XI (22) 51-81.

Borodowski E (2006) Álamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y Silvicultura. *Actas Jornadas de Salicáceas*. Buenos Aires, Argentina, p. 61-70.

Bucher EH, D Tamburini, A Abril, P Torres (2003) Folivory in the white-tipped plantcutter *Phytotoma rutila*: seasonal variations in diet composition and quality. *Journal of Avian Biology* 34:211-216.

Burkart R, N Bárbaro, RR Sánchez, DA Gómez (1999) Ecorregiones de la Argentina. *PRODIA, APN*, Buenos Aires, Argentina.

Cabrera AL (1994) Regiones fitogeográficas argentinas, En: *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería, I*, (Ed.: Kugler WF), Tomo 2. Segunda edición. ACME. Buenos Aires, p. 1-85.

Cabrera AL, A Willink (1973) Biogeografía de América Latina. *Monografía 13, Serie de Biología, OEA*, Washington D.C.

Cardoni DA, JP Isacch, O Iribarne (2015) Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of south-eastern South America. *Emu* 115:12-19.

Cingolani AM, G Posse, MB Collantes (2005b) Plant functional traits, herbivore selectivity and response to sheep grazing in Patagonian steppe grasslands. *Journal of Applied Ecology* 42:50-59.

Cingolani AM, I Noy-Meir, DD Renison, M Cabido (2008) La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos? *Ecología Austral* 18:253-271.

Cingolani AM, I Noy-Meir, S Díaz (2005a) Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological applications* 15 (2):757-773.

Cingolani AM, M Cabido, D Renison, V Solís-Neffa (2003) Combined effects of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands. *Journal of Vegetation Science* 14 (2):223-232.

Cingolani AM, MV Vaieretti, MA Giorgis, M Poca, PA Tecco, DE Gurvich (2014) Can livestock grazing maintain landscape diversity and stability in an ecosystem that evolved with wild herbivores?. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16 (4):143-153.

Cody ML (1985) Capítulo 6 - Habitat selection in grassland and open-country birds, En: *Habitat selection in birds*, (Ed.: Cody ML), Academic press, New York, p. 191-226.

Coelho MTP, M Raniero, MI Silva, E Hasui (2016) The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic Forest birds. *The Wilson Journal of Ornithology* 128 (3):520-534.

Coley PD, JP Bryant, FS Chapin (1985) Resource availability and plant antiherbivore defense. *Science* 230:895-899.

Colwell RK (2006) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1.0. [Http://purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates).

Connell JH (1978) Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* 199 (4335):1302-1310.

Coppedge BR, SD Fuhlendorf, WC Harrell, DM Engle (2008) Avian community response to vegetation and structural features in grasslands managed with fire and grazing. *Biological Conservation* 141 (5):1196-1203.

Cozzani N, SM Zalba (2009) Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral* 19:35-44.

Croonquist MJ, RP Brooks (1991) Use of avian and mammalian guilds as indicator of cumulative impacts in riparian wetlands areas. *Environmental Management* 15 (5):701-714.

Croonquist MJ, RP Brooks (1993) Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:65-70.

D'Alessio S, B Lartigau, G Aprile, P Herrera, D Varela, F Gagliardi, C Mónaco (2006) Distribución, abundancia relativa y acciones para la conservación del ciervo de los pantanos en el bajo delta del río Paraná, En: *Humedales fluviales de América del Sur: hacia un manejo sustentable*, (Eds.: Peteán J, J Cappato), *PROTEGER Ediciones*, Santa Fe, p. 129-153.

De Cáceres M, P Legendre (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90 (12):3566-3574.

De La Peña MR (1996) Nuevos registros o aves poco citadas para las provincias de Santa Fe y Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 14 (3):87-89.

Décamps H (1996) The renewal of flood- plain forests along rivers: a landscape perspective. Edgardo Baldi memorial lecture. *Verh Int Verein Limnol* 26:35-59.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2003) Handbook of the Birds of the World. Vol. 8: Broadbills to Tapaculos. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2004) Handbook of the Birds of the World. Vol. 9: Cotingas to Pipits and Wagtails. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2005) Handbook of the Birds of the World. Vol. 10: Cuckoo-shrikes to Thrushes. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2006) Handbook of the Birds of the World. Vol. 11: Old World Flycatchers to Old World Warblers. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2009) Handbook of the Birds of the World. Vol. 14: Bush-shrikes to Old World Sparrows. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2010) Handbook of the Birds of the World. Vol. 15: Weavers to New World Warblers. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, DA Christie (2011) Handbook of the Birds of the World. Vol. 16: Tanagers to

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (1992) Handbook of the Birds of the World. Vol. 1: Ostrich to Ducks. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (1994) Handbook of the Birds of the World. Vol. 2: New World Vultures to Guineafowl. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (1996). Handbook of the Birds of the World. Vol. 3: Hoatzin to Auks. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (1997). Handbook of the Birds of the World. Vol. 4: Sandgrouse to Cuckoos. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (1999). Handbook of the Birds of the World. Vol. 5: Barn-owls to Hummingbirds. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (2001). Handbook of the Birds of the World. Vol. 6: Mousebirds to Hornbills. *Lynx Edicions*, Barcelona.

del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal (2002). Handbook of the Birds of the World. Vol. 7: Jacamars to Woodpeckers. *Lynx Edicions*, Barcelona.

Dettmers R, DA Buehler, JG Bartlett (1999) Influence of point count length and repeated visits on habitat model performance. *The Journal of wildlife management* 63:815-823.

Díaz S, S Lavorel, S McIntyre, V Falczuk, F Casanoves, DG Milchunas, C Skarpe, G Rusch, M Sternberg, I Noy-Meir, J Landsberg, W Zhang, H Clark, BD Campbell (2007) Plant traits responses to grazing - a global synthesis. *Global Change Biology* 13(2), 313-341.

Dobrowolski KA (1997) Bird diversity in ecotonal habitats, *MAN AND THE BIOSPHERE SERIES* 18:205-222.

Dorrrough J, C Moxham, V Turner, G Sutter (2006) Soil phosphorus and tree cover modify the effects of livestock grazing on plant species richness in Australian grassy woodland. *Biological Conservation* 130 (3):394-405.

Drapeau P, A Leduc, R McNeil (1999) Refining the use of point counts at the scale of individual points in studies of bird-habitat relationships. *Journal of Avian Biology* 30:367-382.

Dufrêne M, P Legendre (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs* 67 (3)345-366.

Evans KL, PH Warren, KJ Gaston (2005) Species-energy relationships at the macroecological scale: a review of the mechanisms. *Biological Reviews* 80:1-25.

Fandiño B, AJ Berduc, AH Beltzer (2010) Ensamblajes de aves de bosques nativos y exóticos en la estación reproductiva de un área protegida en el espinal de Entre Ríos, Argentina. *Ornitología Neotropical* 21:1-3.

Fandiño B, AR Giraudo (2010) Revisión del inventario de aves de la provincia de Santa Fe, Argentina. *FABICIB* 14:116-137.

Fanjul ME, AL Echevarria (2015) Composición, estructura y rol social de las bandadas mixtas de aves de la selva montana de Yungas, provincia de Tucumán, Argentina. *Acta zoológica lilloana* 59 (1-2):141-154.

Farías AA, L Marone, FM Jaksic (2007) Capítulo 10 – Gremios, En: *Ecología de Comunidades*, 2ª edición. (Eds.: Jaksic, FM, L Marone), Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile, p. 336.

Fensham RJ, SD Skull (1999) Before cattle: a comparative floristic study of Eucalyptus savanna grazed by macropods and cattle in north Queensland, Australia. *Biotropica* 31 (1):37-47.

Firn J, M Schütz, H Nguyen, AC Risch (2017) Herbivores sculpt leaf traits differently in grasslands depending on life form and land-use histories. *Ecology* 98 (1):239-252.

Fracassi NG, PA Moreyra, B Lartigau, P Teta, R Landó, JA Pereira (2010) Nuevas Especies De Mamíferos Para El Bajo Delta Del Paraná Y Bajíos Ribereños Adyacentes, Buenos Aires, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 17 (2):367-373.

Freestone A, S Harrison (2006) Regional enrichment of local assemblages is robust to variation in local productivity, abiotic gradients, and heterogeneity. *Ecology Letters* 9 (2):95-102.

Frutos AE, CF Reales, RE Lorenzón, AL Ronchi-Virgolini (2016) Spatial variation in bird assemblages are linked to environmental heterogeneity in agricultural landscapes in the province of Entre Ríos, Argentina. *Avian Biology Research* 9 (4):273-281.

Fuhlendorf SD, DM Engle (2001) Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience* 51 (5):625-632.

Fuhlendorf SD, WC Harrell, DM Engle, RG Hamilton, CA Davis, DM Leslie (2006) Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications* 16 (5):1706-1716.

García C, D Renison, AM Cingolani, E Fernández-Juricic (2008) Avifaunal changes as a consequence of large scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology* 45 (1):351-360.

Giraud AR, V Arzamendia (2004) ¿Son las planicies fluviales de la cuenca del Plata corredores de biodiversidad? Los Vertebrados Amniotas como ejemplo, En: *Humedales de Iberoamérica* (Ed.: Neiff, JJ), Editado por el CYTED. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Cuba, p. 157-170.

Gitay H, IR Noble (1997) What are functional types and how should we seek them?, En: *Plant functional types. Their relevance to ecosystem properties and global change*, (Eds.: Smith TM, HH Shugart, FI Woodward), Cambridge University Press, Cambridge, p. 3-19.

González Oreja JA (2003) Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales. *Ardeola* 50:47-58.

Gotelli NJ, GL Entsminger (2006) Ecosim: null models software for ecology. Versión 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.

Gotelli NJ, RK Colwell (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters* 4 (4):379-391.

Gotelli NJ, RK Colwell (2011) Estimating species richness, En: *Frontiers in measuring biodiversity* (Eds.: Magurran AE, BJ McGill), Oxford University Press, New York, p. 39-54.

Gram WK (1998) Winter participation by neotropical migrant and resident birds in mixed-species flocks in northeastern Mexico. *The Condor* 100:44-53.

Grime JP (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242 (5396):344-347.

Hall LS, PA Kraussman, ML Morrinson (1997) The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25:173-182.

Hamel PB, Smith WP, DJ Twedt, JR Woehr, E Morris, RB Hamilton, RJ Cooper (1996) A land manager's guide to point counts of birds in the Southeast. *General Technical report SO-120. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, New Orleans, Louisiana*, p. 50.

Hernández Vargas GL, LR Sánchez Velásquez, T Carmona Valdovinos, MR Pineda López, GR Cuevas (2000) Efecto de la ganadería extensiva sobre los bosques subtropicales de montaña de la Sierra de Manantlán, México. *Madera y Bosques* 6:13-28.

Holt CA, RJ Fuller, PM Dolman (2014) Exclusion of deer affects responses of birds to woodland regeneration in winter and summer. *Ibis* 156 (1):116-131.

Hothorn T, F Bretz, P Westfall (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50 (3):346-363.

Huff MH, KA, Bettinger, HL Ferguson, MJ Brown, B Altman (2000) A habitat based point-count protocol for terrestrial birds, emphasizing Washington and Oregon. *General Technical report PNW- GTR – 501. Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.*

Hunt C (1985) The need for riparian habitat protection. *National Wetlands Newsletter* 7:5-8.

Huston MA (1999) Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86:393-401.

Ickes BS, J Vallazza, J Kalas, B Knights (2005) River Floodplain Connectivity and Lateral Fish Passage: A literatura Review. *U.S. Geological Survey, Upper Midwest Environmental Sciences Center, La Crosse, Wisconsin, USA.*

Iriondo MH, E Scotta (1978) The evolution of the Paraná River Delta. *Proceedings of the International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary*: 405-418. INQUA. San Pablo.

Iriondo MH, JC Paggi, MJ Parma (2007) The Middle Paraná River. *Limnology of a Subtropical Wetland. Springer Science & Business Media, New York.*

Isacch JP, DA Cardoni (2011) Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor* 113 (4):724-734.

James CD, J Landsberg, SR Morton (1999) Provision of watering points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *Journal of arid environments* 41:87-121.

Jansen A, AI Robertson (2001a) Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. *Journal of Applied Ecology* 38:63-75.

Jansen A, AI Robertson (2001b) Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands of south-eastern of Australian. *Biological Conservation* 100 (2):173-185.

Jayarathna A, SW Kotagama, E Goodale, (2013) The seasonality of mixed-species bird flocks in a Sri Lankan Rainforest in relation to the breeding of the nuclear species, Orange-Billed Babbler *Turdoides rufescens*. *Forktail* 29:138-139.

Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113 (2):363-375.

Junk WJ, MTF Piedade (1997) Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants, En: *The Central Amazon floodplain – ecology of a pulsing system* (Eds.: Junk WJ), Ecological Studies 126, Springer-Verlag, Berlin, p. 147-186.

Junk WJ, PB Bayley, RE Sparks (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106:110-127.

Kandus P, RD Quintana (2016) The Paraná River Delta, En: *The Wetland Book: II: Distribution, Description and Conservation* (Eds.: Finlayson CM, R Milton, C Prentice, NC Davidson). Springer Netherlands

Kandus P, RD Quintana, R. Bó (2006) "Patrones de paisaje y ambientes del Bajo Delta del Río Paraná. Mapa de Ambientes" p. 44.

Karr JR (1990) Interactions between forest birds and their habitats: a comparative synthesis, En: *Biogeography and ecology of forest bird communities*, (Ed.: Keast A), SPB Academic Publishing, The Hague, p. 379-386.

Kauffman JB, WC Krueger (1984) Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications... a review. *Journal of range management* 37 (5):430-438.

Kay GM, A Mortelliti, A Tulloch, P Barton, D Florance, SA Cunningham, DB Lindenmayer (2017) Effects of past and present livestock grazing on herpetofauna in a landscape-scale experiment. *Conservation Biology* 31 (2):446-458.

Knutson MG, EE Klaas (1997) Declines in abundance and species richness of birds following a major flood on the Upper Mississippi River. *The Auk* 114:367-380.

Kottek M, J Grieser, C Beck, B Rudolf, F Rubel (2006) World map of the Koppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15 (3):259-263.

Krapu GL, KJ Reinecke (1992) Foraging ecology and nutrition, En: *Ecology and Management of Breeding Waterfowl* (Eds.: Batt BDJ, AD Afton, MG Anderson, CD Ankney, DH Johnson, JA Kadlec, GL Krapu), University of Minnesota Press, Minneapolis, USA, p. 1-29.

Laiolo P, F Dondero, E Ciliento, A Rolando (2004) Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41 (2):294-304.

López de Casenave J, L Marone (1996) Efectos de la riqueza y de la equitatividad sobre los valores de diversidad en comunidades de aves. *Ecología* 10:447-455.

Lopez de Casenave J, VR Cueto, L Marone (2008) Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic and Applied Ecology* 9:78-90.

Lorenzón RE (2014) Respuestas biológicas de ensambles de aves no-paseriformes a la variación espacio-temporal de ambientes acuáticos a escalas local y regional en la planicie de inundación del Paraná Medio. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Litoral

Lunt ID, DI Eldridge, JW 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 (4):401-415.

Macchi L, HR Grau (2012) Piospheres in the dry Chaco. Contrasting effects of livestock *puestos* on forest vegetation and bird communities. *Journal of Arid Environments* 87:176-187.

Magurran AE (2004) Measuring biological diversity. *Blackwell Science, Oxford*, p. 256.

Malanson GP (1993) Riparian Landscapes. *Cambridge University Press*. Nueva York, USA.

Malvárez AI (1997) Las comunidades vegetales del Delta del río Paraná. Su relación con factores ambientales y patrones de paisaje. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Malvárez AI (1999) El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales, En: *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, (Ed.: Malvárez AI), Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe (ORCYT), Montevideo, p. 35-53.

Marantz CA, A Aleixo, LR Bevier, MA Patten (2017) Red-billed Scythebill (*Campylorhamphus trochilirostris*), En: *Handbook of the Birds of the World Alive*, (Eds.: del Hoyo J, A Elliott, J Sargatal, DA Christie, E de Juana), Lynx Edicions, Barcelona, [http://www.hbw.com/node/56644\\_07/092017](http://www.hbw.com/node/56644_07/092017).

Marchetti ZY, PG Aceñolaza (2012) Pulse regime and vegetation communities in fluvial systems: the case of the Paraná River floodplain, Argentina. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207 (11):795-804.

Marigliano NL, CM Antelo, ZJ Brandán Fernández, CI Navarro (2017) Avifauna asociada a sectores de bosques ribereños con modificaciones antropogénicas (Tucumán, Argentina). III. Composición y cambios estacionales del ensamble. *Acta zoológica lilloana* 61 (1):15-26.

Martin TG (2010) Grazing away our woodland birds, En: *Temperate Woodland Conservation and Management* (Eds.: Lindenmayer D, AF Bennett, RJ Hobbs). CSIRO Publishing.

Martin TG, S McIntyre (2007) Impacts of livestock grazing and tree clearing on birds of woodland and riparian habitats. *Conservation Biology* 21 (2):504-514.

Martin TG, HP Possingham (2005) Predicting the impact of livestock grazing on birds using foraging height data. *Journal of Applied Ecology* 42 (2):400-408.

Marty JT (2005) Effects of Cattle Grazing on Diversity in Ephemeral Wetlands. *Conservation Biology* 19 (5):1626-1632.

Mason D (1996) Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips and vine-cutting. *Biotropica* 28:296-309.

Matteucci DS, A Colma (1982) Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Washington, D. C, p. 168.

Maurer BA, BJ McGill (2011) Chapter 5 - Measurement of species diversity, En: *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*, (Eds.: Magurran AE, BJ McGill), Oxford University Press, New York, USA, p. 55-65.

McIntyre S, KM Heard, TG Martin (2001) How grassland plants are distributed over five human-created habitats typical of eucalypt woodlands in a variegated landscape. *Pacific Conservation Biology* 7 (4):274-289.

McIntyre S, KM Heard, TG Martin (2003) The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands—does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40 (3):445-457.

Menalled FD, JM Adámoli (1995) A quantitative phytogeographic analysis of species richness in forest communities of the Paraná River Delta, Argentina. *Plant Ecology* 120:81-90.

Milchunas DG, WK Lauenroth (1993) Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological monographs* 63 (4):327-366.

Milesi FA, L Marone, J Lopez de Casenave, VR Cueto, ET 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 (2):149-161.

Montaldo NH (2005) Aves frugívoras de un relicto de selva subtropical ribereña en Argentina: manipulación de frutos y destino de las semillas. *Hornero* 20 (2):163-172.

Moreno CE, F Barragán, E Pineda, NP Pavón (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82 (4):1249-1261.

Naiman RJ, H Décamps, M McClain (2005) Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. Elsevier, Academic Press, San Diego, USA.

Naiman RJ, H Décamps, M Pollock (1993) The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications* 3 (2):209-212.

Narosky T, D Yzurieta (2010) Guía para la Identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. 16ª Edición. Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires, Argentina.

Neiff JJ (1999) El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica, En: *Tópicos sobre grandes humedales sudamericanos* (Eds.: Malvarez AI, P Kandus), Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe (ORCYT), Montevideo, p. 97-145.

Neiff JJ (2005) Bosques fluviales de la cuenca del Paraná, En: *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*, (Eds.: Goya JF, JL Frangi, MF Arturi), Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Nores M (1987) Zonas ornitogeográficas de Argentina, En: *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*, (Eds.: Narosky T, D Yzurieta), Asociación Ornitológica del Plata Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires, p. 295-303.

Noy-Meir I, D Kaplan (2002) Species richness of annual legumes in relation to grazing in Mediterranean vegetation in northern Israel. *Israel journal of plant sciences* 50:95-109.

Okes NC, PAR Hockey, GS Cumming (2008) Habitat use and life history as predictors of bird responses to hábitat change. *Conservation Biology* 22:151-162.

Oksanen J (2011) Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. [Http://cran.r-project.org](http://cran.r-project.org).

Olf H, ME Ritchie (1998) Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution* 13 (7):261-265.

Olson DM, E Dinerstein, ED Wikramanayake, ND Burgess, GVN Powell, EC Underwood, JA D'Amico, I Itoua, HE Strand, JC Morrison, CJ Loucks, TF Allnut, TH Ricketts, Y Kura, JF Lamoreux, WW Wettengel, P Hedao, KR Kassem (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *BioScience* 51 (11):933-938.

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.

Owen M, JM Black (1990) Waterfowl Ecology. *Glasgow, Blackie Publ.* p. 194.

Paoli C, M Iriondo, N García (2000) Características de las cuencas de aporte, En: *El río Paraná en su tramo medio: contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura* (Eds.: Paoli C, M Schreider), Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, p. 27-68.

Penteado M, C Yamashita, TS Marques, LM Verdade (2016) Bird diversity in relation to land use in agricultural landscapes of southeastern Brazil, En: *Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil*, (Eds.: Gheler-Costa C, MC Lyra-Jorge, LM Verdade), De Gruyter, Berlin, p. 243-268.

Perevolotsky A, NG Seligman (1998) Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. *BioScience* 48 (12):1007-1017.

Pollock MM, RJ Naiman, TA Hanley (1998) Plant species richness in riparian wetlands. A test of Biodiversity theory. *Ecology* 79:94-105.

Popotnik GJ, WM Giuliano (2000) Response of birds to grazing of riparian zones. *The Journal of wildlife management* 976-982.

Powell AF (2008). Responses of breeding birds in tallgrass prairie to fire and cattle grazing. *Journal of Field Ornithology* 79:41-52.

Power ME, RJ Stout, CE Cushing, PP Harper, FR Hauer, WJ Matthews, PB Moyle, B Statzner, IR Wais de Badgen (1988) Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society* 7 (4):456-479.

Pucheta E, M Cabido, S Díaz, G Funes (1998) Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 19 (2):97-105.

Pykälä J (2004) Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175 (2):217-226.

Quinn G, M Keough (2002) Experimental design and data analysis for biologists. *Cambridge University Press*, Cambridge, U.K.

Quintana RD, RF Bó (2010) Caracterización general de la región del Delta del Paraná, En: *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná. Situación, efectos ambientales y marco jurídico*, (Eds.: Blanco DE, FM Méndez), Fundación Humedales/ Wetlands International, Buenos Aires.

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

Quintana RD, RF Bó, F Kalesnik (2002) La vegetación y la fauna silvestre de la porción terminal de la Cuenca del Plata. Consideraciones biogeográficas y ecológicas, En: *El Río de la Plata como territorio* (Ed.: Borthagaray JM), Ediciones FADU, FURBAN e Infinito, Buenos Aires, p. 99-124.

R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

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. Department of Agriculture Albany, California.

Ratovonamana YR, C Rajeriarison, E Roger, I Kiefer, JU Ganzhorn (2013) Impact of livestock grazing on forest structure, plant species composition and biomass in southwestern Madagascar. *Scripta Botanica Belgica* 50:82-92.

Remsen Jr. JV, JI Areta, CD Cadena, S Claramunt, A Jaramillo, JF Pacheco, J Pérez-Emán, MB Robbins, FG Stiles, DF Stotz, KJ Zimmer (2017) A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>

Remsen Jr. JV, TA Parker III (1983) Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. *Biotropica* 15:223-231.

Resh VH, AV Brown, AP Covich, ME Gurtz, HW Li, GW Minshall, SR Reice, AL Sheldon, JB Wallace, RC Wissmar (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American benthological society* 7 (4):433-455.

Reynaud PA (1998) Changes in understory avifauna along the Sinnamry river (French Guyana, South America). *Ornitología Neotropical* 9:51-70.

Ringuelet RA (1961) Rasgos de la zoogeografía de la Argentina. *Physis* 22 (63):151-170.

Robbins CS (1981) Effect of time of day on bird activity. *Studies in Avian Biology* 6:275-286.

Robertson AI, RW Rowling (2000) Effects of livestock on riparian zone vegetation in an Australian dryland river. *River Research and Applications* 16 (5):527-541.

Roché J, B Frochot (1993) Ornithological contribution to river zonation. *Acta Oecologica* 14:415-434.

Rodríguez-Medina K, P Moreno-Casasola, C Yañez-Arenas (2017) Effect of livestock and seasonal variation on floristic composition and plant biomass in wetlands of the central western coast of the Gulf of Mexico. *Acta botánica Mexicana* 119:79-99.

Rojas A, JH Saluso (1987) Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. *Publicación Técnica N° 14*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Paraná. Entre Ríos, Argentina.

Ronchi Virgolini AL (2011) Composición y distribución de los ensambles de aves de la Planicie de Inundación del Paraná Inferior (Entre Ríos, Argentina). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

Ronchi Virgolini AL, AH Beltzer, A Manzano (2008) Bird Communities in wetlands along the Lower Paraná River, Entre Ríos, Argentina. *Avian Biology Research* 1 (4):153-163.

Ronchi Virgolini AL, JG Blake, RE Lorenzón, AH Beltzer (2011) Bird assemblages in two types of forests in the floodplain of the Lower Paraná River (Argentina). *Ornitología Neotropical*. 22 (3):387-404.

Ronchi Virgolini AL, RE Lorenzón, AH Beltzer, J Alonso (2010) Ensamblajes de aves del Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina): análisis de la importancia ornitológica de distintas unidades ambientales. *Hornero* 25:27-40.

Ronchi Virgolini AL, RE Lorenzón, JG Blake, AH Beltzer (2013) Temporal variation of bird assemblages in a wetland: influence of spatial heterogeneity. *Avian Biology Research* 6 (3):198-206.

Root RB (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs* 37 (4):317-350.

Rosenberg G (1990) Habitat specialization and foraging behavior by birds of Amazonian river islands in northeastern Peru. *The Condor* 92:427-443.

Rosenthal JP, PM Kotanen (1994) Terrestrial plant tolerance to herbivory. *Trends in Ecology & Evolution* 9 (4):145-148.

Rossetti MA, AR Giraudo (2003) Comunidad de aves de bosques fluviales habitados y no habitados por el hombre en el río Paraná Medio, Argentina. *Hornero* 18 (2):89-96.

Rotenberry JT (1985) The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristic? *Oecologia* 67 (2):213-217.

Rotenberry JT, A Wiens (1980) Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American Steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology* 61 (5):1228-1250.

Roth RR (1976) Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57 (4):773-782.

Roxburgh SH, K Shea, JB Wilson (2004) The intermediate disturbance hypothesis: Patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85 (2):359-371.

Rzóska J (1974) The upper Nile Swamps, a tropical wetland study. *Freshwater Biology* 4:1-30.

Sabo JL, R Sponseller, M Dixon, K Gade, T Harms, J Heffernan, A Jani, G Katz, C Soykan, J Watts, J Welter (2005) Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86:56-62.

Salo J, R Kalliola, I Hakkinen, Y Makinen, P Niemela, M Puhakka, PD Coley (1986) River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature* 322 (6076):254-258.

Schnack JA (2006) Why wetlands? *Oecologia Australis* 10 (2):127-134.

Sica YV (2016) Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Skagen S, C Melcher, W Howe, F Knopf (1998) Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology* 12 (4):896-909.

Sousa de P (1861) Diario da Navegação de Pero Lopes de Sousa. Río de Janeiro. Revista Trimensal do Instituto Histórico Geográfico e Ethnográfico do Brasil. Rio de Janeiro: Tipología de Luiz dos Santos, Tomo XXIV, p. 9-75.

Stanford JA, JV Ward, WJ Liss, CA Frissell, RN Williams, JA Litchatowich, CC Coutant (1996) A general protocol for restoration of regulated rivers. *River Research and Applications* 12 (4-5):391-413.

Stanford JA, MS Lorang, FR Hauer (2005) The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* 29:123-136.

Stefano K, JA Merler, AL Magnano, AS Nanni, P Kandus, RD Quintana (2012) Relacion entre la heterogeneidad ambiental y el patrón de distribución y la riqueza de aves en dos unidades de paisajes del Delta del Paraná, Argentina. *Ornitología Neotropical* 23:169-184.

Sutherland WJ, I Newton, RE Green (2004) Bird Ecology and Conservation: a Handbook of Techniques. *Oxford University Press*. New York, USA.

Tadele H, A Bekele, A Asefa (2014) Comparison of Avifaunal Assemblage and their Association with Plant Cover in Protected and Unprotected Montane Grassland Ecosystems in Bale Mountains National Park, Ethiopia. *SINET: Ethiopian Journal of Science* 37 (2):105-112.

Terborgh J, K Petren (1991) Development of hábitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest, En: *Habitat Structure* (Eds.: Bell SS, ED McCoy, HR Mushinsky), Chapman and Hall, London, p. 28-46.

Terborgh J, S Robinson (1986) Guilds and their utility in ecology, En: *Community ecology: pattern and process* (Eds.: Kikkawa J, DJ Anderson), Blackwell Scientific Publications, Palo Alto, p. 65-90.

Thiollay J (1999) Responses of an avian community to rain forest degradation. *Biodiversity and Conservation* 8 (4):513-534.

Tockner K, F Schiemer, C Baumgartner, G Kum, E Weigand, I Zweimuller, JV Ward (1999) The Danube Restoration Project: species diversity patterns across habitat gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management* 15 (1):245-258.

Tockner K, MS Lorang, JA Stanford (2010) River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. *River research and applications* 26:76-86.

Tóthmérész B (1995) Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of vegetation Science* 6 (2):283-290.

Van der Valk AG (2006) *The Biology of Freshwater Wetlands*. Oxford University Press, New York, USA.

van Doorn A, JCZ Woinarski, PA Werner (2015) Livestock grazing affects habitat quality and persistence of the threatened Purple-crowned Fairy-wren *Malurus coronatus* in the Victoria River District, Northern Territory, Australia. *Emu* 115 (4):302-308.

Van Wieren SE (1995) The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 56:11-23.

Verdú JR, MB Crespo, E Galante (2000) Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 9 (12):1707-1721.

Verner J (1981) Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. *Studies in Avian Biology* 6:543-47.

Verner J (1984) The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management* 8:1-13.

Verner J, KA Milne (1989) Coping with sources of variability when monitoring population trends. *Annales Zoologici Fennici* 26:191-199.

Vickery PD (1996) Grasshopper Sparrow (*Ammodramus savannarum*), En: *'The Birds of North America'*, (Eds.: Poole A, F Gill), Academy of Natural Sciences and American Ornithologists' Union: Philadelphia, PA, and Washington, DC.

Ward JV (1998) Riverine landscapes, biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological conservation* 83 (3):269-278.

Ward JV, JA Stanford (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *River Research and Applications* 11:105-119.

Ward JV, K Tockner, F Schiemer (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated rivers: research & management* 15:125-139.

Warkentin IG, JM Reed (1999) Effects of habitat type and degradation on avian species richness. *Great Basin Naturalist* 59:205-212.

Weller MW (2003) Wetland birds. Habitat resources and Conservation Implications. *Cambridge University Press*, New York.

Wendt JS (1995) Birds as component of biological diversity in Mexico and Canada, En: *Memorias del Simposio-Taller: Conservación de las Aves Migratorias Neotropicales en México*. p. 37-41.

Wiens JA (1989) The ecology of bird communities. Volume 1. Foundations and patterns. *Cambridge University Press*. Cambridge, Reino Unido.

Wiens JA (1994) Habitat fragmentation: island vs. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137:97-104.

Wiens JA (1997) Metapopulation dynamics and landscape ecology, En: *Metapopulation Biology. Ecology, Genetics, and Evolution*, (Eds.: Hanski IA, ME Gilpin), Academic Press, New York, p. 43-62.

Willson MF (1974) Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1017-1029.

Wilson JB (1999) Guilds, functional types and ecological groups. *Oikos* 86:507-522.

**ANEXO 1.** Listado de especies de aves registradas en el área de estudio. Se presenta los valores de abundancia total, abundancia en cada sitio, gremio funcional y el estatus migratorio de las especies (Fandiño y Girauco, 2010). La taxonomía sigue la clasificación adoptada por la Union de Ornitólogos Americanos (Remsen y col., 2017, <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>). IG= Islas con Ganadería, PN ISF= Parque Nacional Islas de Santa Fe, PN PD= Parque Nacional Pre-Delta, B= Bañados, S= suelo, DB= Dosel Bajo, DA= Dosel Alto, T= Tronco, A= Arbustivo, CA= Cazadores Aéreos, R= Residente, MAN= Migrante Austral del Norte, MAS= Migrante Austral del Sur, MLO= Migrante Longitudinal del Oeste.

Orden	Familia	Nombre específico	ABUNDANCIA				Gremio	Estatus Migratorio
			Total	IG	PN ISF	PN PD		
Anseriformes	Anatidae	<i>Cairina moschata</i>	5		4	1	B	R
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas flavirostris</i>	10	10			B	R
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	2	2			B	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	676	205	207	264	S	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas maculosa</i>	10	9	1		S	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	1022	195	306	521	S	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	363	169	127	67	S	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	12	1	3	8	S	R
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina picui</i>	173	146	2	25	S	R
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Guira guira</i>	74	44	23	7	S	R
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	1		1		B	R
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Tapera naevia</i>	8	3	2	3	S	MAN
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzua cinerea</i>	11	3	7	1	DB	MAN
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	41	15	16	10	DB	MAN
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Setopagis parvula</i>	1	1			S	MAN
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Hydropsalis torquata</i>	11	9	1	1	S	R
Apodiformes	Trochilidae	<i>Helimaster furcifer</i>	1			1		R
Apodiformes	Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	39	13	15	11		R
Apodiformes	Trochilidae	<i>Hylocharis chrysura</i>	181	63	74	44		R
Gruiformes	Aramidae	<i>Aramus guarauna</i>	12	11	1		B	R
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides ypecaha</i>	32	25	6	1	B	R
Charadriiformes	Jacanidae	<i>Jacana jacana</i>	2	2			B	R
Suliformes	Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i>	3	1	2		B	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Tigrisoma lineatum</i>	2	1	1		B	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	1			B	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides striata</i>	6	2	1	3	B	MAN
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	9	8		1	B	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	2			2	B	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i>	5			5	B	R
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	9	5	2	2	B	R
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	1			1	DA	R
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Buteogallus urubitinga</i>	2		1	1	DA	R
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	118	16	64	38	DA	R
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	1	1			DA	R
Strigiformes	Strigidae	<i>Megascops choliba</i>	3		3		DB	R

Strigiformes	Strigidae	<i>Bubo virginianus</i>	17	10	5	2	S	R
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	12	6	3	3	B	R
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>	12	7	2	3	B	R
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	19	10	5	4	B	R
Piciformes	Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	245	80	101	64	T	R
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes candidus</i>	30	13	13	4	T	R
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes cactorum</i>	65	28	20	17	T	R
Piciformes	Picidae	<i>Veniliornis mixtus</i>	310	109	92	109	T	R
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	319	100	108	111	T	R
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	147	83	21	43	S	R
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	2	1	1		S	R
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	1			1	S	R
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	535	362	55	118	DA	R
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Taraba major</i>	667	152	259	256	A	R
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	1			1	A	R
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	59	2	24	33	DB	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	39		11	28	T	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	711	216	247	248	T	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	1094	584	260	250	S	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	43	40	2	1	A	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Phacellodomus ruber</i>	1509	481	508	520	A	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	29	4	25		A	MAS
Passeriformes	Furnariidae	<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	28	21	7		B	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	31	20	10	1	A	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	30	30			A	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Synallaxis albescens</i>	1	1			A	R
Passeriformes	Furnariidae	<i>Synallaxis frontalis</i>	385	26	198	161	A	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia spectabilis</i>	78	40	25	13	A	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia parvirostris</i>	12	1	10	1	A	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	65	17	26	22	CA	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Suiriri suiriri</i>	183	10	88	85	CA	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Serpophaga nigricans</i>	15	13		2	B	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Serpophaga subcristata</i>	172	53	77	42	DA	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Serpophaga griseicapilla</i>	24	19	2	3	DA	MLO
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Euscarthmus meloryphus</i>	1	1			A	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	89	3	62	24	DB	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiophobus fasciatus</i>	48	14	19	15	A	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Lathrotriccus euleri</i>	5		2	3	DB	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Hymenops perspicillatus</i>	4	4			S	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Satrapa icterophrys</i>	3	2	1		DA	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Xolmis irupero</i>	1	1			S	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Fluvicola albiventer</i>	8	8			CA	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Machetornis rixosa</i>	22	15	5	2	S	R
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	714	326	236	152	DA	R

Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	50	14	9	27	CA	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	1			1	CA	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	155	67	42	46	CA	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus savana</i>	63	32	24	7	CA	MAN
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus swainsoni</i>	157	67	45	45	DB	MAN
Passeriformes	Cotingidae	<i>Phytotoma rutila</i>	13	13			DB	R
Passeriformes	Tityridae	<i>Xenopsaris albinucha</i>	21	21			CA	MAN
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus viridis</i>	15		2	13	DA	R
Passeriformes	Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	290	77	127	86	DA	MAN
Passeriformes	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	405	67	175	163	DB	R
Passeriformes	Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	351	66	187	98	DA	MAN
Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax chrysops</i>	1			1	DB	R
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Alopochelidon fucata</i>	5			5	CA	MAN
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	291	98	85	108	CA	MAN
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Progne chalybea</i>	5	5			CA	MAN
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	473	257	144	72	CA	R
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	391	259	63	69	S	R
Passeriformes	Poliopitilidae	<i>Poliopitila dumicola</i>	787	267	350	170	DA	R
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	853	242	323	288	S	R
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	370	103	129	138	S	R
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus patagonicus</i>	2	2			S	MAS
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	9	7	2		S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	7		7		DA	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i>	167	119	19	29	S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i>	2	2			S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila caerulescens</i>	7	7			A	MAN
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila collaris</i>	1	1			A	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator caerulescens</i>	1318	316	531	471	DB	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator similis</i>	6		5	1	DB	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Saltator aurantiirostris</i>	716	153	282	281	DB	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Embernagra platensis</i>	11	11			S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Poospiza nigrorufa</i>	26	13	6	7	S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	38		27	11	DB	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Microspingus melanoleucus</i>	117	8	83	26	A	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Paroaria coronata</i>	480	298	107	75	S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Paroaria capitata</i>	345	145	147	53	S	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Pipraeidea bonariensis</i>	10	10			DA	R
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	238	79	30	129	DA	R
Passeriformes	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	415	207	148	60	S	R
Passeriformes	Parulidae	<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	18	7	8	3	A	R
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga pitayumi</i>	21	1	12	8	DA	R
Passeriformes	Parulidae	<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	85		3	82	S	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Cacicus solitarius</i>	124	34	39	51	DB	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	165	39	69	57	DB	R

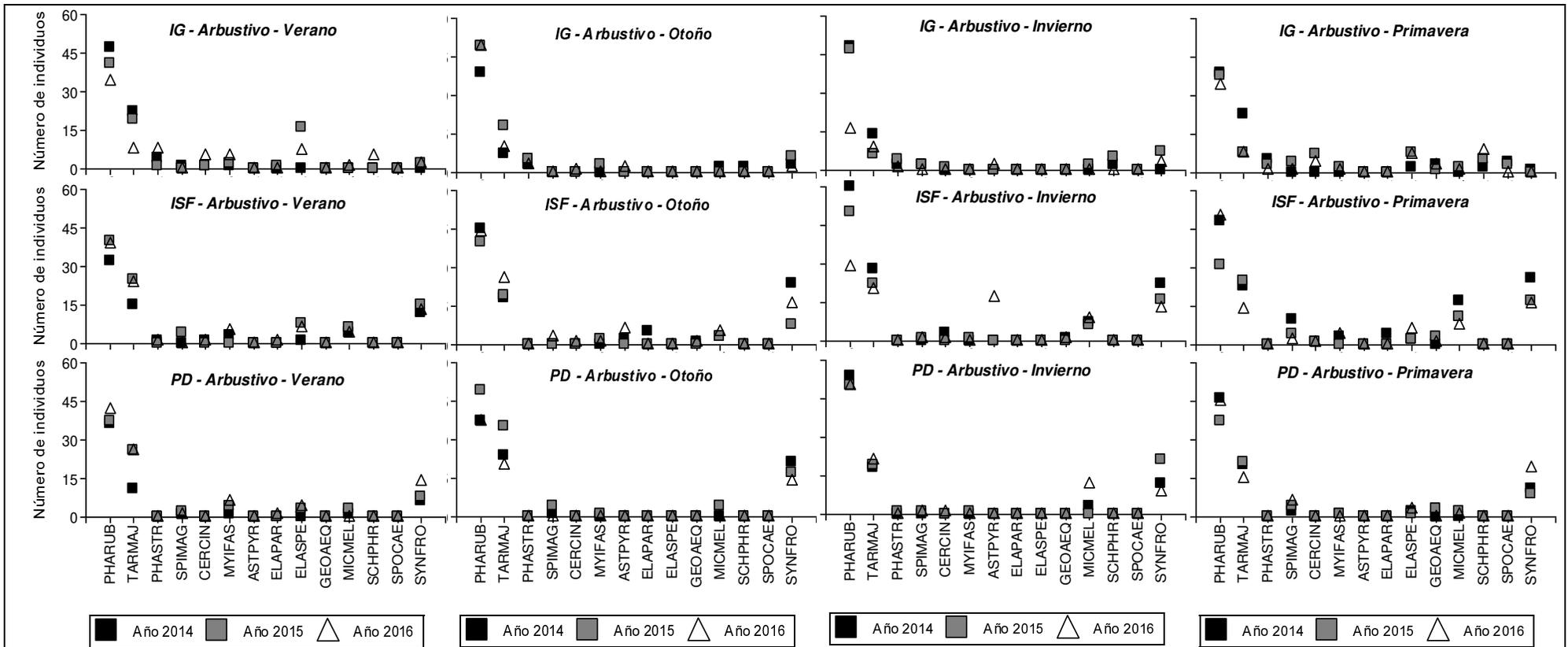
*Efecto de la ganadería sobre ensambles de aves en bosques fluviales de la región del Delta del río Paraná*

Passeriformes	Icteridae	<i>Agelasticus cyanopus</i>	49	28	17	4	B	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Chrysomus ruficapillus</i>	4	4			B	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Pseudoleistes virescens</i>	2	2			S	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Agelaioides badius</i>	534	220	193	121	S	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	186	100	44	42	S	R
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	113	71	19	23	S	R
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	58	10	25	23	A	R

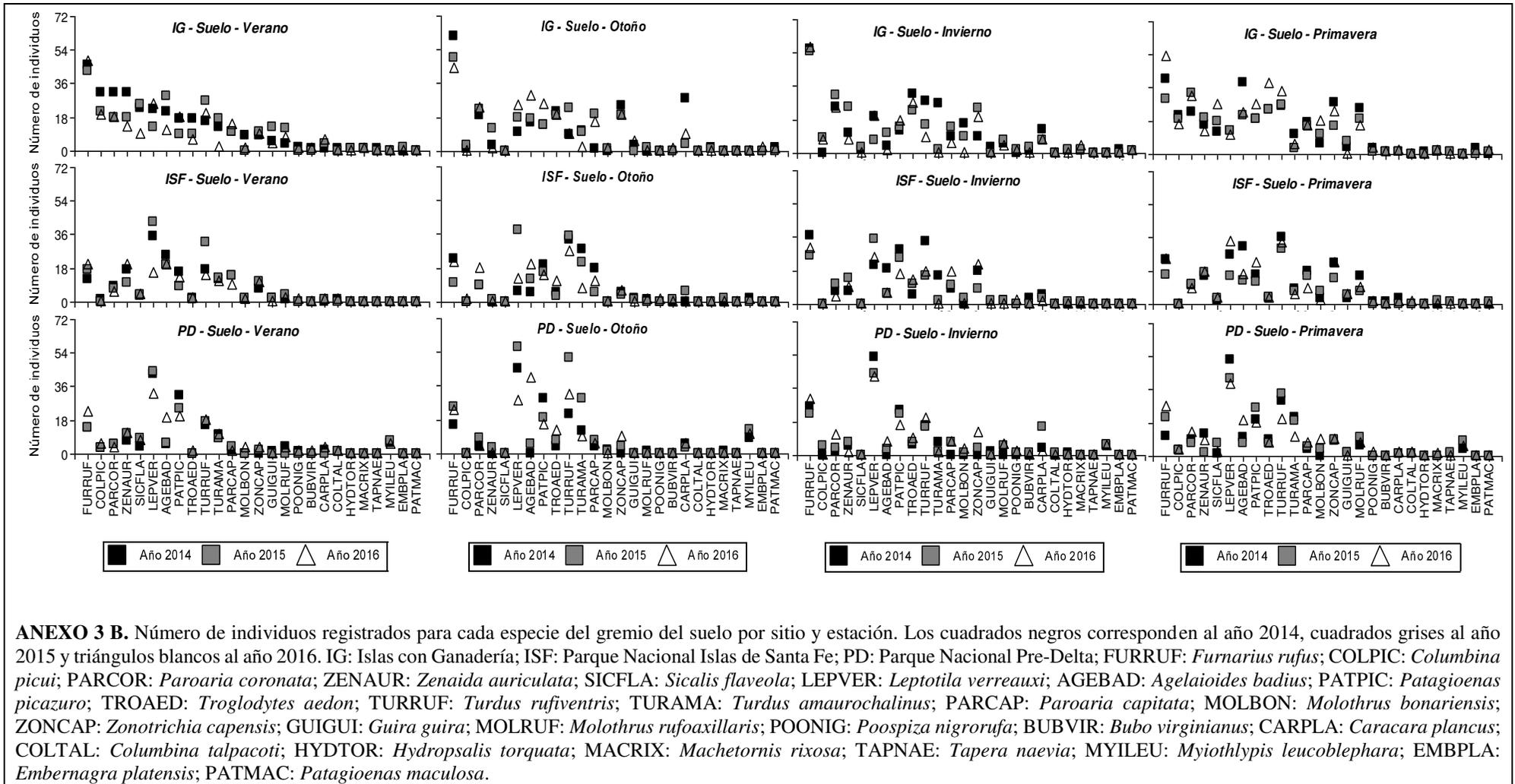
**ANEXO 2.** Especies seleccionadas como indicadoras (\*) o especies que fueron menos abundantes (-) en un determinado sitio a través del Análisis de Especies Indicadoras. Se indica el gremio y la abundancia total de individuos registrados en el área de estudio. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; V: verano; O: otoño; I: invierno; P: primavera; A: Ausente; EA: estrato arbustivo; B: bañados; CA: cazadores aéreos; DA: dosel alto; DB: dosel bajo; S: suelo; T: tronco.

Especie	Gremio	Abundancia Total	Sitio			Año			Estación			
			IG	ISF	PD	2014	2015	2016	V	O	I	P
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	EA	31			-							-
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	EA	43	*			A		*				
<i>Elaenia spectabilis</i>	EA	78			-		A	*				
<i>Elaenia parvirostris</i>	EA	12		*				*				
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	EA	18					A	*				A
<i>Asthenes pyrrholeuca</i>	EA	29		*	A		A	*	A			A
<i>Myiophobus fasciatus</i>	EA	48										
<i>Spinus magellanicus</i>	EA	58										
<i>Microspingus melanoleucus</i>	EA	117		*		A			*	A		A
<i>Synallaxis frontalis</i>	EA	385						*				
<i>Ardea cocoi</i>	B	9	*	A		-	A					
<i>Aramus guarana</i>	B	12	*		A							*
<i>Serpophaga nigricans</i>	B	15	*	A					*	*		
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	B	28	*		A							
<i>Aramides ypecaha</i>	B	32	*			A		*				
<i>Agelasticus cyanopus</i>	B	49			-		A	*	*			A
<i>Butorides striata</i>	B	6							*		A	
<i>Chloroceryle amazona</i>	B	12								-	A	
<i>Chloroceryle americana</i>	B	19							*			*
<i>Tyrannus savana</i>	CA	63			-					A	-	
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	CA	473			-	A		*	*	*		
<i>Fluvicola albiventer</i>	CA	8		A	A							
<i>Xenopsaris albinucha</i>	CA	21		A	A							A
<i>Camptostoma obsoletum</i>	CA	65				-				A	A	
<i>Suiriri suiriri</i>	CA	183	-			A				A	A	*
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	DA	24	*						A			*
<i>Thraupis sayaca</i>	DA	238		-				-	*			*
<i>Myiopsitta monachus</i>	DA	535	*						-			
<i>Pachyramphus viridis</i>	DA	15	A		*							
<i>Setophaga pitiaiyumi</i>	DA	21	-								-	
<i>Rupornis magnirostris</i>	DA	118	-									
<i>Serpophaga subcristata</i>	DA	172									*	*
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	DA	290										*
<i>Vireo olivaceus</i>	DA	351							*			*
<i>Saltator similis</i>	DB	6	A	*								
<i>Thlypopsis sordida</i>	DB	38	A	*						-	A	
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	DB	41								A	-	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	DB	59	-									
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	DB	89		*								
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	DB	405	-							*	*	
<i>Patagioenas maculosa</i>	S	10	*		A					A		
<i>Hydropsalis torquata</i>	S	11	*									
<i>Machetornis rixosa</i>	S	22	*								-	
<i>Guira guira</i>	S	74			-						-	
<i>Caracara plancus</i>	S	147		-		A				A	A	*
<i>Sicalis flaveola</i>	S	167	*			-					*	A
<i>Columbina picui</i>	S	173	*					A				
<i>Paroaria capitata</i>	S	345			-					*	*	
<i>Troglodytes aedon</i>	S	391	*							A	-	

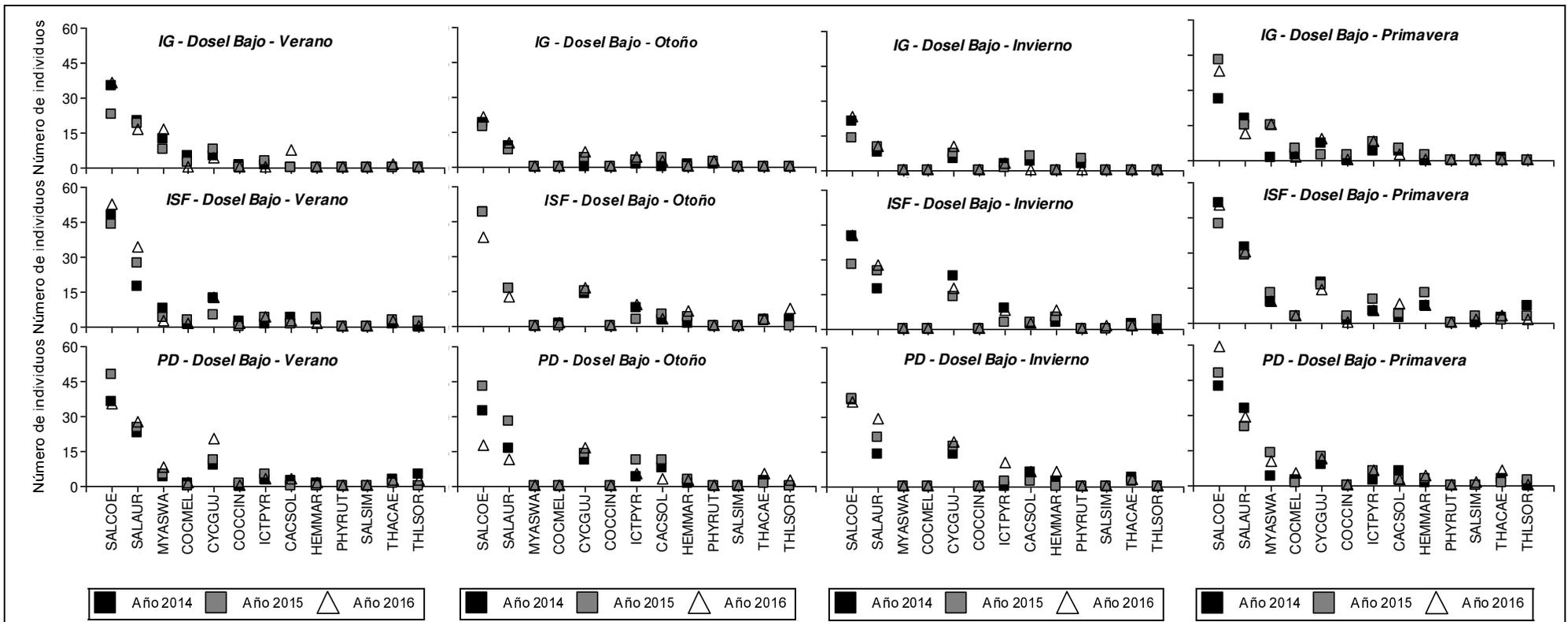
<i>Zonotrichia capensis</i>	S	415		-				
<i>Paroaria coronata</i>	S	480	*					
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	S	85	A	*				
<i>Tapera naevia</i>	S	8				A	A	*
<i>Columbina talpacoti</i>	S	12						
<i>Poospiza nigrorufa</i>	S	26						
<i>Molothrus bonariensis</i>	S	113						*
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	S	186					-	
<i>Zenaida auriculata</i>	S	363			-		-	A
<i>Agelaioides badius</i>	S	534						-
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	T	39	A	*	-		A	A
<i>Chlorostilbon lucidus</i>		39					*	A
<i>Hylocharis chrysura</i>		181						-



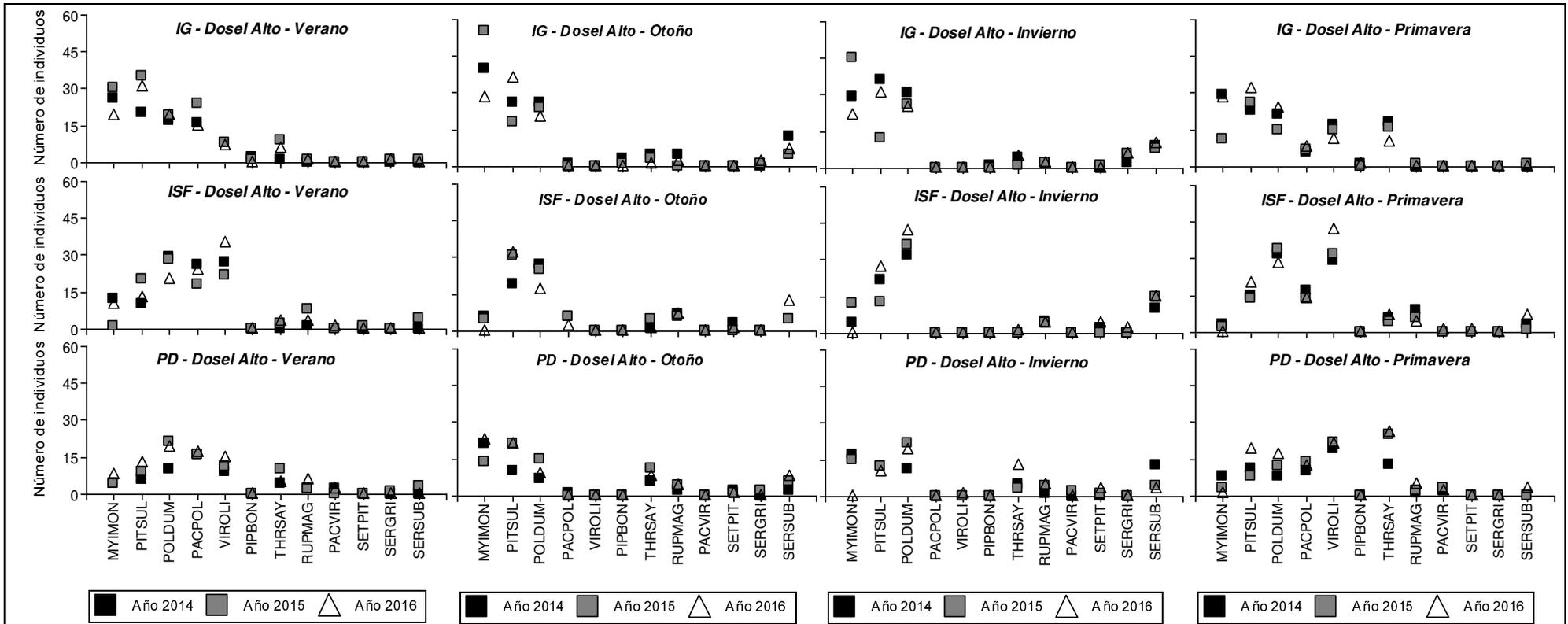
**ANEXO 3 A.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio del estrato arbustivo por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; PHARUB: *Phacellodomus ruber*; TARMAJ: *Taraba major*; PHASTR: *Phacellodomus striaticollis*; SPIMAG: *Spinus magellanicus*; CERCIN: *Certhiaxis cinnamomeus*; MYIFAS: *Myiophobus fasciatus*; ASTPYR: *Asthenes pyrrholeuca*; ELAPAR: *Elaenia parvirostris*; ELASPE: *Elaenia spectabilis*; GEOAEQ: *Geothlypis aequinoctialis*; MICMEL: *Microspingus melanoleucus*; SCHPHR: *Schoeniophylax phryganophilus*; SPOCAE: *Sporophila caerulescens*; SYNFRRO: *Synallaxis frontalis*.



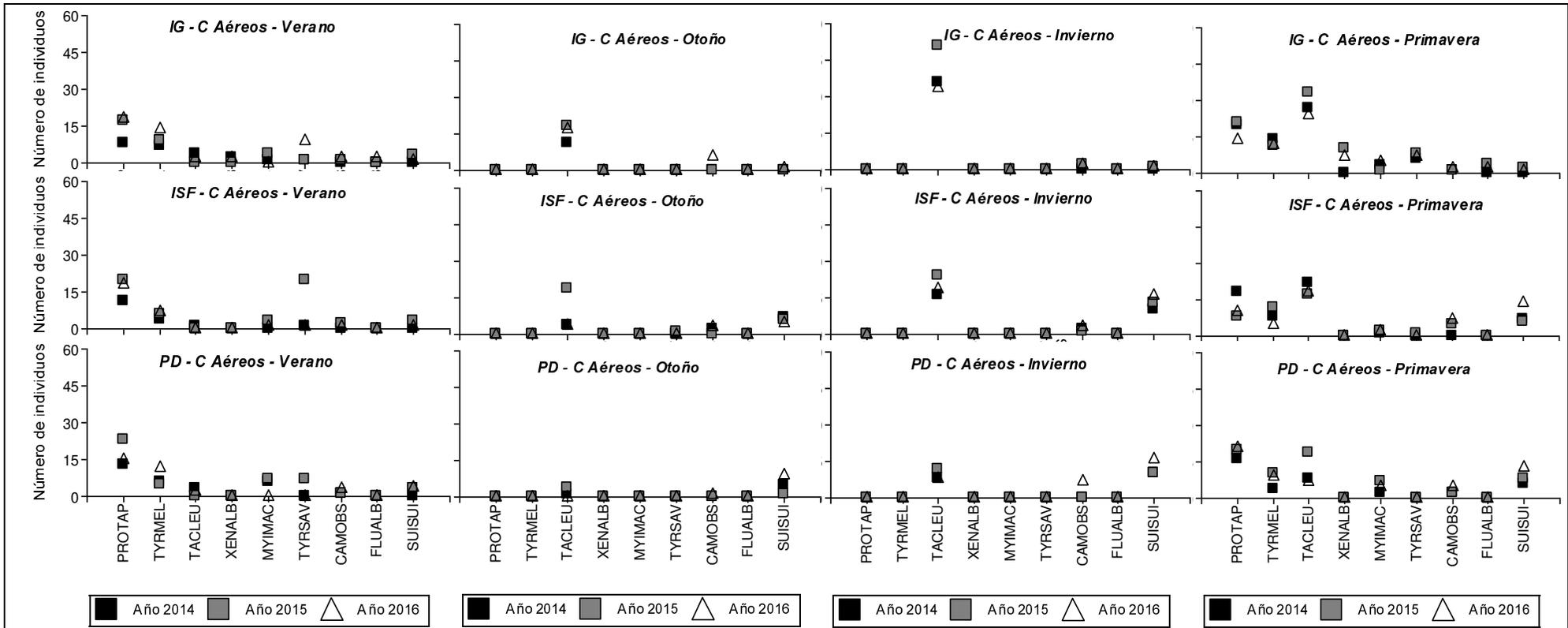
**ANEXO 3 B.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio del suelo por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; FURRUF: *Furnarius rufus*; COLPIC: *Columbina picui*; PARCOR: *Paroaria coronata*; ZENAU: *Zenaida auriculata*; SICFLA: *Sicalis flaveola*; LEPVER: *Leptotila verreauxi*; AGEBAD: *Agelaioides badius*; PATPIC: *Patagioenas picazuro*; TROAED: *Troglodytes aedon*; TURRUF: *Turdus rufiventris*; TURAMA: *Turdus amaurochalinus*; PARCAP: *Paroaria capitata*; MOLBON: *Molothrus bonariensis*; ZONCAP: *Zonotrichia capensis*; GUIGUI: *Guira guira*; MOLRUF: *Molothrus rufoaxillaris*; POONIG: *Poospiza nigrorufa*; BUBVIR: *Bubo virginianus*; CARPLA: *Caracara plancus*; COLTAL: *Columbina talpacoti*; HYDTOR: *Hydropsalis torquata*; MACRIX: *Machetornis rixosa*; TAPNAE: *Tapera naevia*; MYILEU: *Myiothlypis leucoblephara*; EMBPLA: *Embernagra platensis*; PATMAC: *Patagioenas maculosa*.



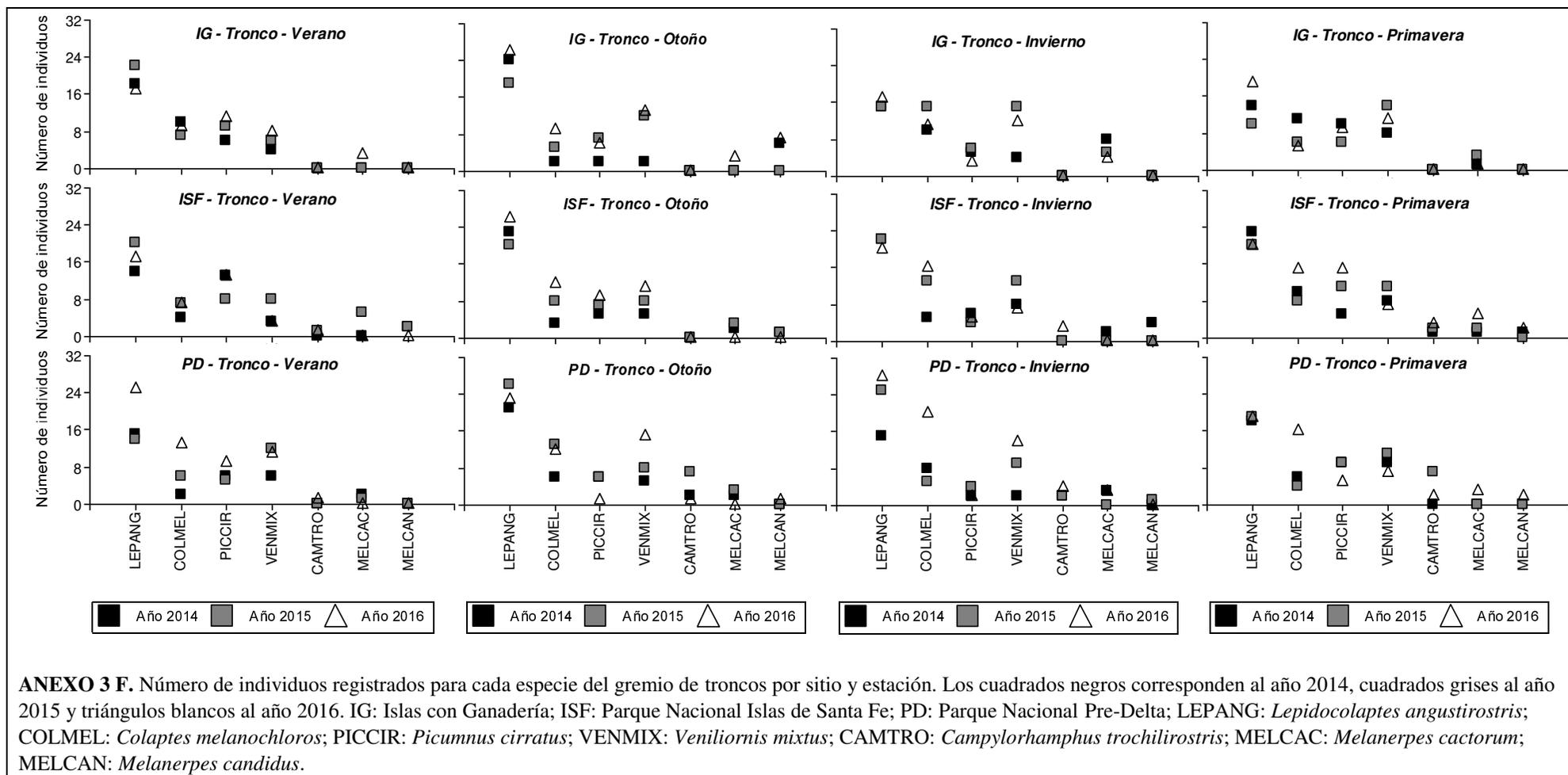
**ANEXO 3 C.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio del dosel bajo por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; SALCOE: *Saltator coerulescens*; SALAUR: *Saltator aurantirostris*; MYASWA: *Myiarchus swainsoni*; COCMEL: *Coccyzus melacoryphus*; CYCGUJ: *Cyclarhis gujanensis*; COCCIN: *Coccyca cinerea*; ICTPYR: *Icterus pyrrhopterus*; CACSOL: *Cacicus solitarius*; HEMMAR: *Hemitriccus margaritaceiventer*; PHYRUT: *Phytotoma rutila*; SALSIM: *Saltator similis*; THACAE: *Thamnophilus caerulescens*; THLSOR: *Thlypopsis sordida*.

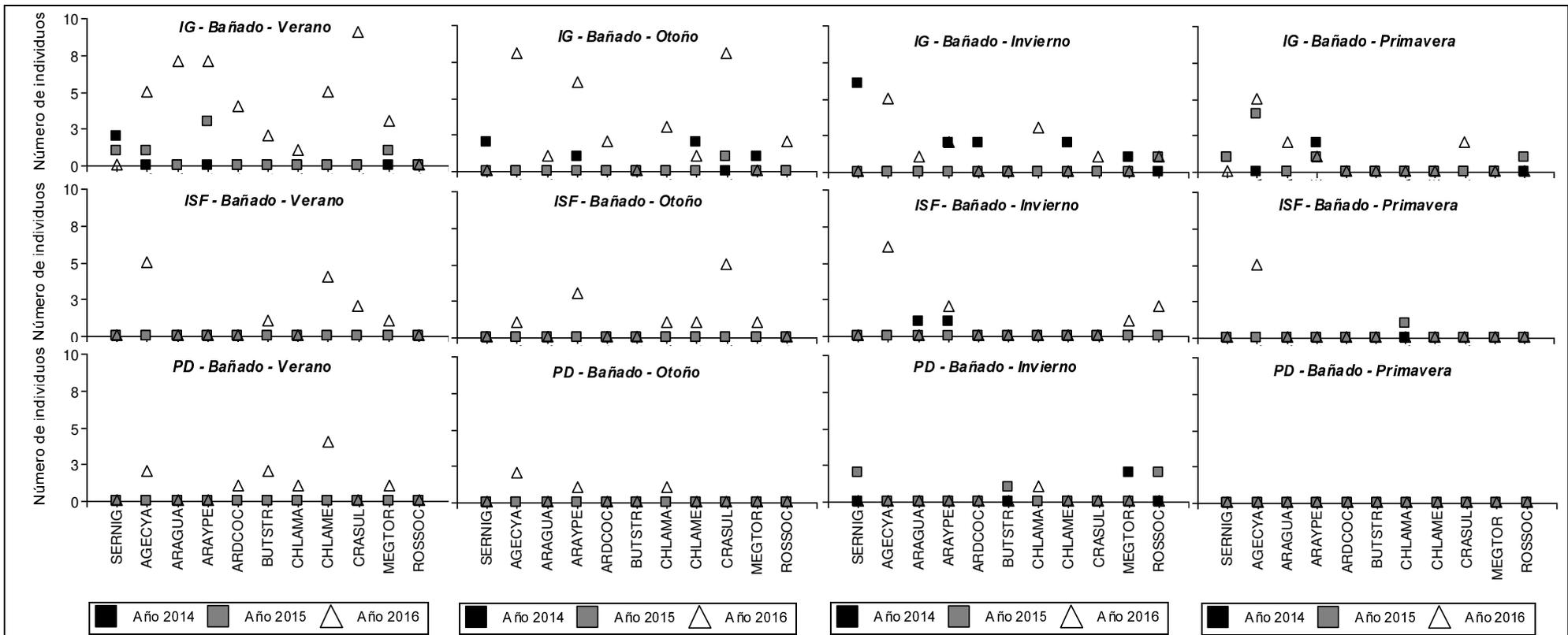


**ANEXO 3 D.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio del dosel alto por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; MYIMON: *Myiopsitta monachus*; PITSUL: *Pitangus sulphuratus*; POLDUM: *Polioptila dumicola*; PACPOL: *Pachyrhamphus polychopterus*; VIROLI: *Vireo olivaceus*; PIPBON: *Pipraeidea bonariensis*; THRSAY: *Thraupis sayaca*; RUPMAG: *Rupornis magnirostris*; PACVIR: *Pachyrhamphus viridis*; SETPIT: *Setophaga pitiayumi*; SERGRI: *Serpophaga griseicapilla*; SERSUB: *Serpophaga subcristata*.



**ANEXO 3 E.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio de cazadores aéreos por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; PROTAP: *Progne tapera*; TYRMEL: *Tyrannus melancholicus*; TACLEU: *Tachycineta leucorrhoa*; XENALB: *Xenopsaris albinucha*; MYIMAC: *Myiodynastes maculatus*; TYRSAV: *Tyrannus savana*; CAMOBS: *Camptostoma obsoletum*; FLUALB: *Fluvicola albiventer*; SUISUI: *Suiriri suiriri*.





**ANEXO 3 G.** Número de individuos registrados para cada especie del gremio del bañado por sitio y estación. Los cuadrados negros corresponden al año 2014, cuadrados grises al año 2015 y triángulos blancos al año 2016. IG: Islas con Ganadería; ISF: Parque Nacional Islas de Santa Fe; PD: Parque Nacional Pre-Delta; SERNIG: *Serpophaga nigricans*; AGECYA: *Agelasticus cyanopus*; ARAGUA: *Aramus guarauna*; ARAYPE: *Aramides ypecaha*; ARDCOC: *Ardea cocoi*; BUTSTR: *Butorides striata*; CHLAMA: *Chloroceryle amazona*; CHLAME: *Chloroceryle americana*; CRASUL: *Cranioleuca sulphurifera*; MEGTOR: *Megaceryle torquata*; ROSSOC: *Rostrhamus sociabilis*.