

## RESPUESTA TAXONÓMICA Y FUNCIONAL DEL ENSAMBLAJE DE AVES A MEGAINCENDIOS EN LA REGIÓN SUR DE LA CHIQUITANIA (SANTA CRUZ, BOLIVIA)

### MARCO AURELIO PINTO VIVEROS

Universidad Autónoma Gabriel René Moreno (UAGRM), Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado / Academia Nacional de Ciencias de Bolivia Departamental Santa Cruz (ANCB-SC), Avenida Irala 565, Distrito 11, UV-8, Santa Cruz, Bolivia, mpinto@museonoelkempff.org

### ERICKA MICHELLE PEÑARANDA

Universidad Autónoma Gabriel René Moreno (UAGRM), Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Avenida Irala 565, Distrito 11, UV-8, Santa Cruz, Bolivia

### DANIEL VILLARROEL

Universidad Autónoma Gabriel René Moreno (UAGRM), Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Avenida Irala 565, Distrito 11, UV-8 / Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN), Km. 7 1/2 Doble Vía La Guardia, Distrito 10, UV-189, Santa Cruz, Bolivia

1

**Resumen:** Frente a la ocurrencia de megaincendios durante 2019 en el ACIE Ñembi Guasu, evaluamos la respuesta de la ornitofauna para evidenciar la severidad del impacto. Se cuantificaron valores de riqueza, diversidad específica (números de Hill), abundancia (pruebas de Kruskal-Wallis), recambio taxonómico (análisis de correspondencia) y diversidad funcional (números de Hill) que, fueron contrastados entre áreas quemadas y no quemadas de cobertura boscosa; este contraste entre áreas se realizó para la época húmeda y también para la seca del 2020. Las áreas quemadas congregaron alta riqueza en época húmeda (27 spp), que se redujo para la seca (15 spp); las áreas no quemadas presentaron una riqueza constante durante ambas épocas (25 y 24 spp). La diversidad y abundancia no varió significativamente. La similitud taxonómica entre áreas fue baja (35,6% húmeda; 14,3% seca). En época húmeda, la diversidad funcional se incrementó en áreas quemadas, disminuyendo drásticamente para la seca. Se concluyó que, los megaincendios presentaron un impacto altamente negativo sobre el ensamblaje ornitológico, principalmente en los atributos de riqueza específica, riqueza funcional y composición taxonómica, así también, que la llegada de la época seca desfavoreció en gran medida a la resiliencia del ecosistema quemado.

**Palabras clave:** Fuego, impacto, Ñembi Guasu.

### TAXONOMIC AND FUNCTIONAL RESPONSE OF THE BIRD ASSEMBLY TO MEGAFIRES IN THE SOUTHERN REGION OF CHIQUITANIA (SANTA CRUZ, BOLIVIA)

**Abstract:** Given the occurrence of megafires during 2019 in the region of ACIE Ñembi Guasu, we evaluated the response of the ornithofauna to show the severity of the impact. Values of richness, specific diversity (Hill numbers), abundance (Kruskal-Wallis tests), taxonomic turnover (correspondence analysis) and functional diversity (Hill numbers) were quantified, which were contrasted between burned and non-burned areas of wooded cover, during the wet and dry season of 2020. The burned areas gathered high richness in the wet season (27 spp), which was reduced in the dry season (15 spp); the control areas presented a constant richness during both seasons (25 and 24 spp). The diversity and abundance did not vary significantly. Taxonomic similarity between areas was

low (35,6% wet; 14,3% dry). In the wet season, functional diversity increased in burned areas, drastically decreasing in the dry season. It was concluded that the megafires had a highly negative impact on the ornithological assemblage, mainly in the attributes of specific richness, functional richness and taxonomic composition, as well as that the arrival of the dry season greatly disadvantaged the resilience of the burned ecosystem.

**Keywords:** Fire, impact, Ñembi Guasu.

## INTRODUCCIÓN

Si bien el fuego forma parte de la historia de la tierra y la dinámica de diversos ecosistemas (Bilbao et al., 2020; Bowman et al., 2009; Pausas & Keeley, 2009; TNC, 2004), actualmente, las acciones antrópicas (Bilbao et al., 2020) y el cambio climático (IUFRO, 2018; Magrin et al., 2014) han provocado la modificación de los regímenes naturales de los incendios. Lo cual ha alterado sus patrones de ocurrencia (estacionalidad), frecuencia e intensidad (Barlow et al., 2006; Bowman, 2017).

En consecuencia, la severidad de los incendios sobre los ecosistemas naturales se ha incrementado, dando lugar a la generación de eventos extremos denominados megaincendios (Fidelis et al., 2018). Los cuales, a nivel mundial se constituyen en una seria amenaza para los ecosistemas y su diversidad biológica (Barlow et al., 2006; Bowman, 2017).

Bolivia no es ajena a esta realidad, ya que, históricamente su territorio ha sido impactado por incendios (WCS, 2019). En Iberoamérica, Bolivia y Brasil se constituyen en los países que durante las dos últimas décadas han presentado la mayor ocurrencia de incendios y la mayor extensión de áreas quemadas, alcanzando un promedio anual de 3,8 millones de ha quemadas (Bilbao et al., 2020).

Pese al histórico de incendios, en Bolivia este factor de impacto recién cobró mayor notoriedad el año 2019, no solo por la alta extensión de territorio quemado (~6,4 millones de ha; superior a lo registrado en Brasil el mismo año; Bilbao et al., 2020; FAN, 2019). Sino también, por la ocurrencia de megaincendios (también llamados incendios de sexta generación), fenómeno mundialmente catalogado como los de mayor intensidad y severidad (Anívarro et al., 2019; Castellnou et al., 2019). Estos megaincendios fueron registrados en la región sur de la Chiquitania (Santa Cruz), donde afectó drásticamente la cobertura boscosa (Maillard et al., 2020a).

La modificación de los regímenes de incendios y la ocurrencia de megaincendios, han posicionado al fuego como una seria amenaza para la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad (Bilbao et al., 2020). Por tanto, las

evaluaciones del impacto de los incendios y la respuesta de la biocenosis ante este factor de impacto, son necesarias para generar insumos técnicos-científicos que permitan gestionar y direccionar adecuadamente los esfuerzos del manejo y restauración de las áreas afectadas (Kelly et al., 2020).

Uno de los grupos biológicos más eficientes para monitorear diversos procesos de alteración de los ecosistemas son las aves (ej. La respuesta de los sistemas biológicos al cambio climático, en la degradación o recuperación de hábitats; Benton et al., 2002; Bonisoli-Alquati, 2014; Cury et al., 2011; Thiollay, 1997), ya que, estas presentan diferentes grados de sensibilidad a las perturbaciones y, son consideradas como un adecuado indicador ecológico del estado de los ecosistemas (Egwumah et al., 2017). Por otro lado, si bien el estudio de las comunidades biológicas se ha basado principalmente en el análisis de la diversidad taxonómica de sus componentes (Chave, 2004), se ha propuesto que, analizar la diversidad funcional es clave para entender la relación entre la diversidad, la estructura de las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Naeem & Wright, 2003; Tilman et al., 1997).

Así, en este estudio se reporta la respuesta de la ornitofauna al impacto de megaincendios ocurridos en el Área de Conservación e Importancia Ecológica (ACIE) Ñembi Guasu (Bolivia), para lo cual se planteó la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo varían los atributos taxonómicos (riqueza, abundancia, diversidad específica, composición taxonómica) y funcionales (diversidad funcional) del ensamblaje ornitológico entre áreas impactadas por megaincendios ocurridos durante el 2019 y áreas no quemadas (testigos)?

## MATERIAL Y MÉTODO

### ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio está localizada en el departamento de Santa Cruz (Bolivia) en la parte sur de la Chiquitania, dentro del ACIE Ñembi Guasu (Gobierno Autónomo Guaraní Charagua Iyambae; provincia Cordillera; Fig. 1); región

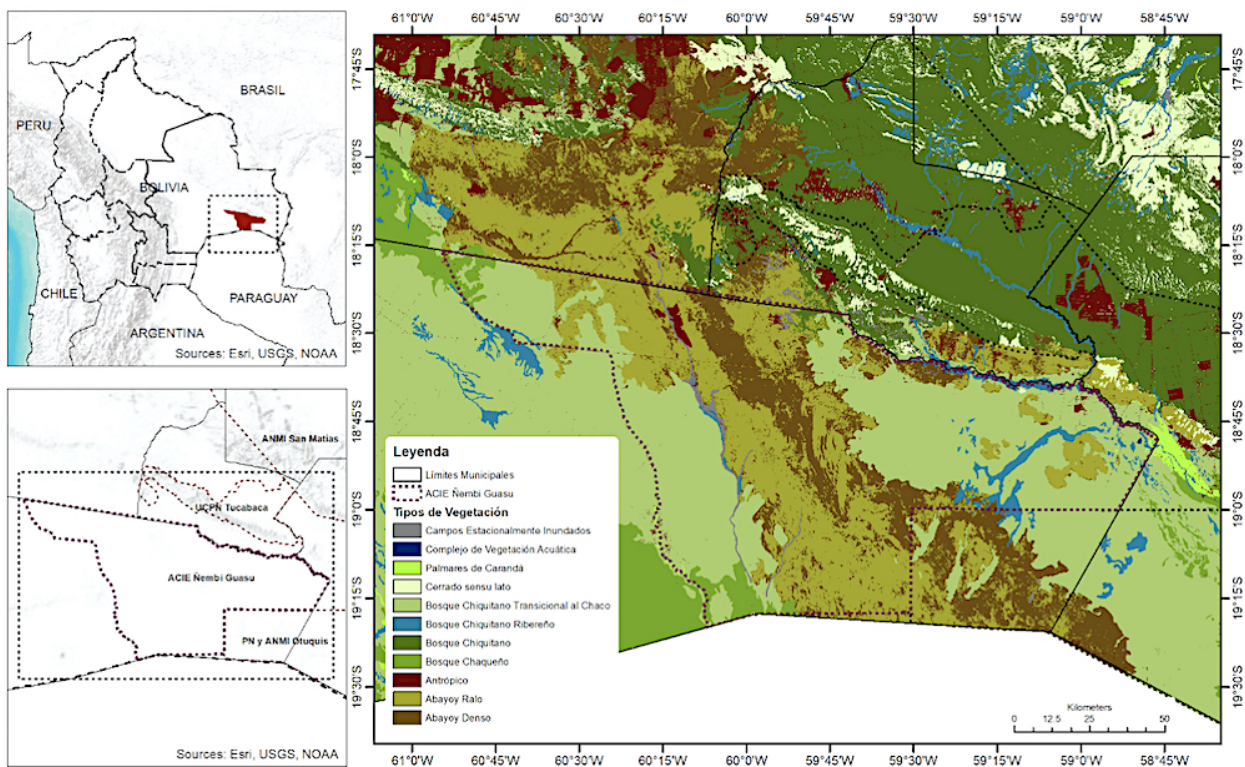
que abarca aproximadamente poco más de 1,2 millones de ha (GAIIOC, 2019). Biogeográficamente, está distribuida sobre el sector Chiquitano Transicional al Chaco de la región biogeográfica Brasileño-Paranense (Navarro & Ferreira, 2009).

La denominada vegetación del Abayoy y el Bosque Semidecíduo Chiquitano Transicional al Chaco se constituyen en los tipos de vegetación más dominantes (Drawert et al., 2020; Navarro & Ferreira, 2007; Fig. 1). Siendo el curupaú (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brennan), tutumillo (*Magonia pubescens* A. St.-Hil.), ichisojo (*Terminalia argentea* Mart.), soto de arenales (*Schinopsis cornuta* Loes.) y el pototo (*Astronium fraxinifolium* Schott) las especies dominantes para el Abayoy. Mientras que, *Phyllostylon rhamnoides* (J. Poiss.) Taub., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., *Aspidosperma rigidum* Rusby, *Myrcia* sp., y *Cynophalla retusa* (Griseb.) Cornejo & Iltis lo son para el Bosque Semidecíduo Chiquitano Transicional al Chaco (Drawert et al., 2020; Navarro & Ferreira, 2011).

De acuerdo con los datos climáticos de la National Center for Atmospheric Research Staff (Dile & Srinivasan, 2014; Fuka et al., 2013), la precipitación promedio anual acumulada en esta

región oscila entorno de 575 mm ( $\pm 26,5$ ). La época seca se distribuye desde julio a octubre, siendo agosto el mes con mayor déficit hídrico y marzo el más húmedo (Fig. 2). La temperatura media anual generalmente alcanza los 26,2 °C ( $\pm 3$ ), con temperaturas máximas de 36 °C ( $\pm 3,4$ ) y mínimas de 15,8 °C ( $\pm 2,6$ ), pudiendo descender hasta 0°, provocando heladas.

Respecto a los incendios ocurridos durante el 2019, proporcionalmente el ACIE Ñembi Guasu fue el área protegida más afectada en extensión territorial (Anívarro et al., 2019) y severidad en Bolivia (Villarroel et al., 2021). Hasta finales de noviembre, las áreas quemadas se extendieron aproximadamente sobre 442 mil ha en la región, siendo la vegetación del Abayoy (357 mil ha), el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (66 mil ha) y el Bosque Chiquitano (9.110 ha), las más afectadas en extensión territorial; representando el 97,8% del total de la superficie quemada. Según el análisis de la severidad de incendio (índice Dnbr; differenced Normalized Burn Ratio Index), el 64,7% de toda la superficie quemada en esta región sufrió una alta severidad de impacto (Villarroel et al., 2021); lo cual, es el resultado de la ocurrencia de los megaincendios (Castellnou et al., 2019).





## DISEÑO DE MUESTREO

Considerando los tipos de coberturas y de vegetación descritos por Villarroel et al. (2021) para la región en estudio, los muestreos se realizaron al interior de cobertura boscosa, la cual está conformada por el Bosque Chiquitano, Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y el Abayoy Denso. Se estableció un diseño con casos entremezclados (Feinsinger, 2004; Feinsinger & Ventosa, 2014) con dos niveles de factor, siendo estos: *i.* áreas quemadas durante la gestión 2019 y que, según el análisis cartográfico presentaron una severidad de impacto alta o moderada; y *ii.* áreas no quemadas, que funcionaron como testigo o control y que no habrían sido afectadas por el fuego durante los últimos 20 años.

## TOMA DE DATOS

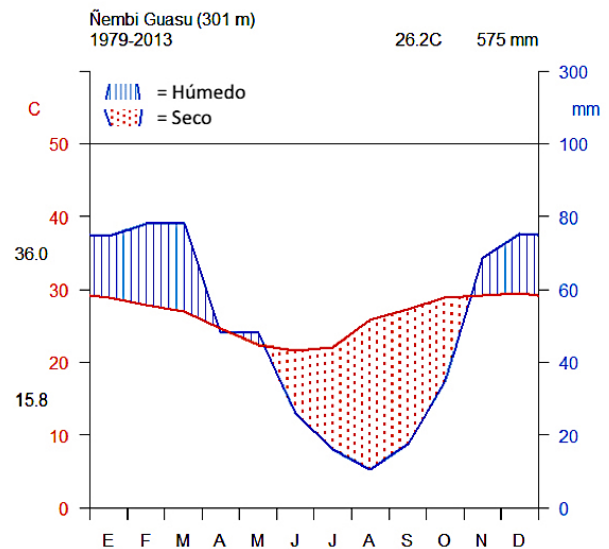
El trabajo de campo fue ejecutado en dos fases. La primera denominada como etapa de evaluación, fue realizada seis meses después de los incendios (marzo del 2020), a finales de la época húmeda (Fig. 2) y, tuvo como finalidad caracterizar los ensamblajes de aves bajo un escenario temporalmente cercano al evento de impacto. La segunda fase, denominada como etapa de monitoreo, fue ejecutada entre septiembre y octubre del 2020 (finales de la temporada seca, un año después de la ocurrencia de los incendios; Fig. 2), y tuvo como finalidad caracterizar la fluctuación de los ensamblajes en función de la estacionalidad. Cada campaña de muestreo tuvo una duración de diez días efectivos de trabajo de campo.

El relevamiento cualitativo y cuantitativo de la ornitofauna fue realizado mediante el establecimiento de un total de siete transectos; tres en áreas quemadas y cuatro en áreas testigos (no quemadas). Cada transecto tuvo una longitud de ~1 km (Buckland et al., 2001; Ralph et al., 1996) y se recorrieron por la mañana (05:00-09:00), la tarde (17:00-19:00) y en la noche (20:00-22:00; MMAP, 2015). Durante los recorridos se registró a todas las especies y se cuantificó a todos los individuos observados y/o escuchados (Ralph et al., 1996). Todos los transectos fueron muestreados durante la fase de evaluación y monitoreo (Fig. 3).

La identificación de las especies observadas en campo se realizó mediante la guía de aves de Bolivia (Herzog et al., 2017); mientras que, la identificación de aquellas entidades registradas mediante canto fue realizada con el apoyo de la biblioteca de cantos de la aplicación móvil Merlin Bird ID versión 1.6.1 (Cornell Lab of Ornithology, 2019; Pommer-Barbosa et al., 2021; Pommer-Barbosa et al., 2022).

## ANÁLISIS DE DATOS

Todos los análisis se ejecutaron con el fin de contrastar valores de riqueza, abundancia, diversidad específica, composición taxonómica y



**Fig. 2.** Climograma de distribución mensual de precipitación y temperatura.

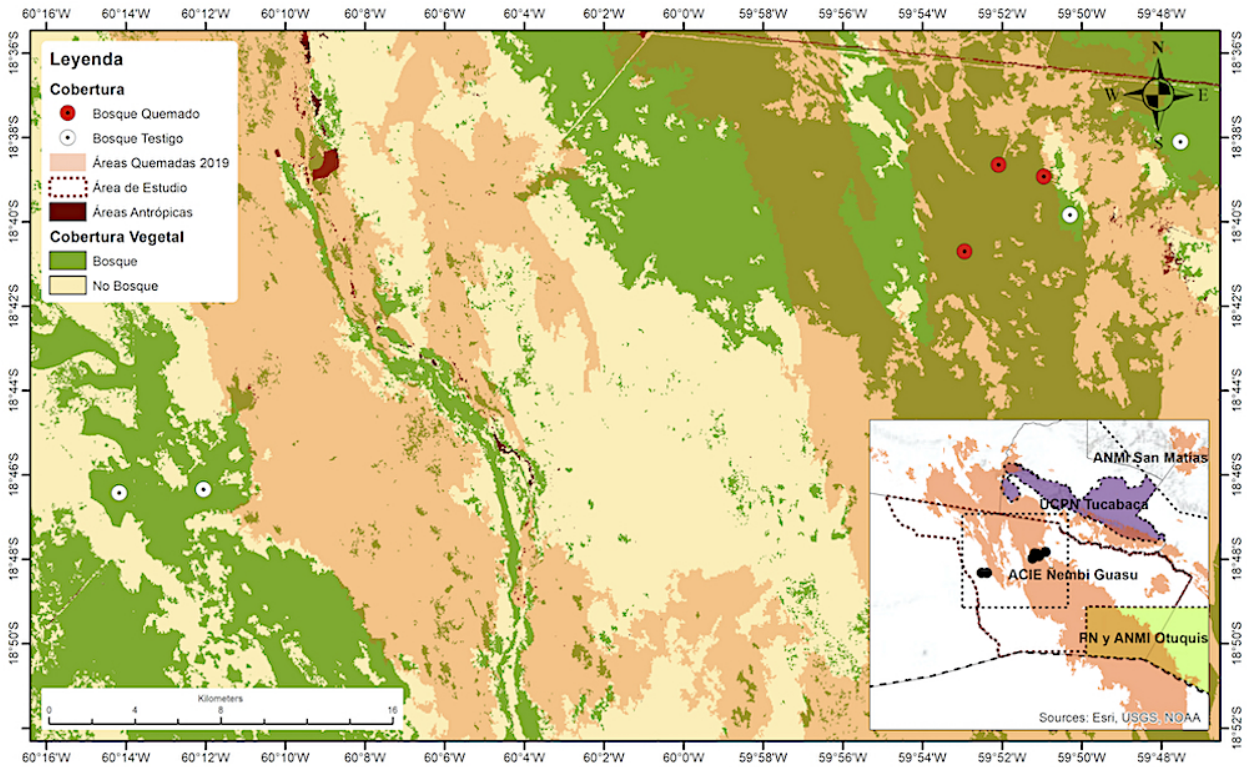
**Fig. 2.** Climogram of monthly distribution of precipitation and temperature.

diversidad funcional de los ensamblajes entre áreas quemadas y no quemadas (testigos) en ambas etapas de muestreo. Estos análisis se ejecutaron con lenguaje R versión 4.0.2 (R Core Team, 2021), utilizando el entorno de desarrollo integrado RStudio versión 1.2.1335 (RStudio Team, 2021).

Confiabilidad en la caracterización de los ensamblajes ornitológicos - El grado de éxito alcanzado en la caracterización de los ensamblajes durante el trabajo de campo, lo cual refleja la confiabilidad de los resultados, fue evaluado mediante el cálculo de la cobertura muestral (Good, 1953); análisis que permitió medir la relación entre el tamaño de la muestra y su cobertura (Chao & Jost, 2012; Hsieh et al., 2016). Este análisis fue ejecutado mediante el paquete iNEXT versión 2.0.2 (Chao et al., 2014a; Hsieh et al., 2016; Hsieh et al., 2020).

Diversidad y abundancia - Los valores de diversidad específica (número efectivo de especies) para las áreas evaluadas durante ambas épocas del año, fueron determinados con base en números de Hill (Hill, 1973; Jost, 2006); los cuales, según el algoritmo empleado ( ${}^0D$ ,  ${}^1D$  y  ${}^2D$ ), pueden presentar distintos grados de sensibilidad a las abundancias de las especies (Chao et al., 2014a; Hsieh et al., 2016). El algoritmo  ${}^0D$  calcula la riqueza de especies; con  ${}^1D$ , se caracteriza a las especies comunes o típicas del ensamblaje (exponencial del índice de Shannon); y  ${}^2D$ , se caracteriza a las especies más abundantes/dominantes (inverso del índice de Simpson; Chao et al., 2014a; Chao et al., 2020; Hsieh et al., 2016).





**Fig. 3.** Ubicación de las transectas de muestreo establecidas al interior del ACIE Ñembi Guasu para el inventario de la ornitofauna.

**Fig. 3.** Location of the sampling transects established within the ACIE Ñembi Guasu for the inventory of the ornithofauna.

Para realizar comparaciones inesgadas de los valores de riqueza y diversidad entre las áreas evaluadas (quemadas, no quemadas), las coberturas muestrales fueron estandarizadas mediante rarefacción hasta el nivel de menor cobertura ( $C_{max}$ ) alcanzada (Chao & Jost, 2012; Chao et al., 2020). El contraste estadístico de riqueza y diversidad ( $\alpha = 0,05$ ) se realizó con base en la superposición de intervalos de confianza calculados al 84% conforme a lo sugerido por MacGregor-Fors & Payton (2013). Todos estos análisis fueron ejecutados mediante el paquete iNEXT versión 2.0.2 (Chao et al., 2014a; Hsieh et al., 2016; Hsieh et al., 2020).

El contraste estadístico de la abundancia de individuos entre áreas quemadas y no quemadas para ambas épocas del año se realizó mediante el estadístico no paramétrico de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ), análisis que fue ejecutado con el paquete ggstatsplot versión 0.6.5 (Patil, 2018). El tamaño del efecto se determinó mediante  $\epsilon^2$  según las categorizaciones recomendadas por Field (2013); y su interpretación fue automatizada mediante los paquetes report versión 0.4.0 (Makowski et al., 2020) y effectsize versión 0.6.0.1 (Ben-Shachar et al., 2020).

*Recambio taxonómico de los ensamblajes y diversidad beta* - El recambio taxonómico entre ensamblajes se determinó mediante un análisis de correspondencias (CA), el cual fue calculado con el paquete FactoMineR versión 2.3 (Le et al., 2008) y graficado con el paquete factoextra versión 1.0.7 (Kassambara & Mundt, 2020). La fuerza de asociación entre las especies y las áreas en que fueron registradas se determinó mediante el cálculo de la Vcramer (Cramér, 1946), categorizando su significancia estadística conforme a lo sugerido por Cohen (1988).

La diversidad beta se analizó con base en números de Hill ( $^0D$ ,  $^1D$  y  $^2D$ ) y, sus valores fueron determinados a nivel regional según lo propuesto por Chao et al. (2014b). Este análisis fue calculado con el paquete hillR versión 0.5.1 (Li, 2018) y graficado con el paquete ggplot2 versión 3.3.3 (Wickham, 2016).

*Diversidad funcional* - La diversidad funcional fue determinada con base a tres rasgos funcionales que se seleccionaron no solo en función de la disponibilidad de información publicada, sino también, debido a la importancia que estos desempeñan dentro del funcionamiento de los ecosistemas. La información de estos rasgos funcionales fue tomada de Wilman et al. (2014).

Los dos primeros rasgos funcionales fueron, el gremio trófico y la plasticidad de estrato de forrajeo, rasgos de la historia natural de las especies que influyen en procesos relacionados con el flujo de materia y energía en los ecosistemas (Luck et al., 2012; Luck et al., 2013) y a su vez, representan la plasticidad de las especies como respuesta frente a cambios ambientales (Benito-Garzón et al., 2011; Matesanz et al., 2010). Los valores de la plasticidad de estrato de forrajeo fueron cambiados a escala continua para su análisis conforme a lo sugerido por Espejo & Morales (2019) y Luck et al. (2013).

El tercer rasgo funcional fue el de la masa corporal (gr), el cual se relaciona con la tasa metabólica y con la contribución de las especies sobre distintas funciones ecosistémicas (López et al., 2015). El análisis de diversidad funcional se ejecutó con base en números funcionales de Hill ( ${}^0D$ ,  ${}^1D$  y  ${}^2D$ ; Chiu & Chao, 2014), mediante la cuantificación del número de especies equivalentes e igualmente distintas en términos funcionales (Chao et al., 2014b; Chiu & Chao, 2014). Este análisis fue realizado con el paquete hillR versión 0.5.1 (Li, 2018) y se graficó con el paquete ggplot2 versión 3.3.3 (Wickham, 2016).

Así también, se calculó la media ponderada de la comunidad (CWM por sus siglas en inglés) para el gremio trófico y la masa corporal, la cual es una medida apropiada para representar el valor esperado de un rasgo funcional en un ensamblaje particular (Casanoves et al., 2011; Garnier et al., 2004). Este cálculo fue realizado con el paquete FD versión 1.0-12 (Laliberté & Legendre, 2010; Laliberté et al., 2014).

## RESULTADOS

### CONFIABILIDAD EN LA CARACTERIZACIÓN DE LOS ENSAMBLAJES

En el presente estudio se registraron un total de 464 individuos que, taxonómicamente,

corresponden a 52 especies, 49 géneros, 21 familias y 13 órdenes. El esfuerzo de muestreo de campo fue suficiente para la obtención de datos estadísticamente confiables (Tab. 1); habiéndose alcanzado un nivel de cobertura muestral superior al 90% para todas las áreas evaluadas durante ambas épocas del año.

### DIVERSIDAD DE ESPECIES

En términos generales, para la época húmeda las áreas quemadas presentaron una riqueza específica ( ${}^0D$ ) observada y estimada (32 y 53 spp. respectivamente) mayor que la cuantificada en las áreas testigos (25 spp. observadas; 31 esperadas; Tab. 1). Pero, con relación a la diversidad de especies, ambas áreas congregaron valores estadísticamente similares, tanto al considerar especies típicas ( ${}^1D$ ) como dominantes ( ${}^2D$ ; Tab. 1). Durante la época seca, la riqueza en las áreas quemadas disminuyó significativamente respecto a lo registrado en la época húmeda (de 32 a 18 spp.; Tab. 1); mientras que, en las áreas testigos, los valores de riqueza y diversidad se mantuvieron similares (25 spp. época húmeda; 24 spp. época seca; Tab. 1).

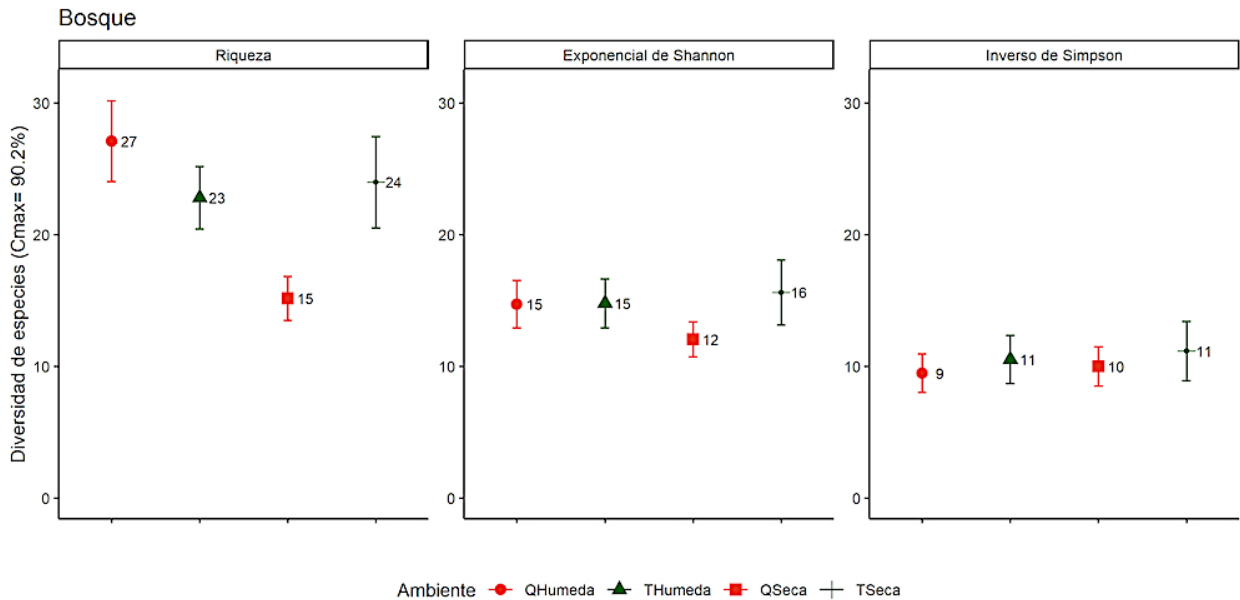
Si bien estos resultados pueden parecer descriptivos o sesgados debido a las diferentes coberturas muestrales obtenidas en el estudio (Tab. 1), el contraste de los valores de riqueza y diversidad estandarizados a un mismo nivel de cobertura muestral ( $C_{max} = 90,2\%$ ) indicó la misma tendencia previamente obtenida (Tab. 1); pues a diferencia de lo registrado en las áreas testigos (23 spp. en la época húmeda vs. 24 spp. en la época seca), la riqueza de especies en las áreas quemadas contrastó entre ambas épocas; siendo, inicialmente mayor durante la época húmeda (27 spp.) y con valores estadísticamente similares a los registrados en las áreas testigos (23 spp.), pero decayó drásticamente para la época seca (a 15 spp.; Fig. 4).

Por tanto, durante la época seca, las áreas testigos concentraron proporcionalmente, 1,6

**Tab. 1.** Cobertura de la muestra (n= Número de individuos registrados) y valores de riqueza y diversidad. Obs. = Observada. Est. = Estimada.

**Tab. 1.** Coverage of the sample (n= Number of registered individuals) and values of richness and diversity. Obs. = Observed. Est. Estimated.

Época	Áreas	n	Cobertura de la muestra (%)	Déficit de cobertura (%)	${}^0D$		${}^1D$		${}^2D$	
					Obs.	Est.	Obs.	Est.	Obs.	Est.
Húmeda	Quemadas	176	92,64	7,36	32	53,01	15,64	18,29	9,73	10,24
	Testigos	111	92,87	7,13	25	31,34	15,49	18,07	10,82	11,88
Seca	Quemadas	86	94,21	5,79	18	30,36	13,44	15,88	11,04	12,52
	Testigos	91	90,18	9,82	24	37,35	15,63	19,36	11,18	12,60



**Fig. 4.** Rarefacción de riqueza y diversidad específica a una completitud de la muestra estándar. Q= Quemado. T= Testigo. Húmeda y Seca corresponden a las épocas. Las barras de error representan intervalos de confianza al 84%.

**Fig. 4.** Rarefaction of specific richness and diversity at a completeness of the standard sample. Q= Burnt. T= Control. Wet and Dry correspond to the seasons. Error bars represent confidence intervals at 84%.

veces más riqueza que lo registrado en las áreas quemadas. Por otro lado, de acuerdo con los modelos del exponencial del índice de Shannon e inverso del índice de Simpson, la diversidad de especies que colonizaron las áreas quemadas fue similar a la registrada en las áreas testigos, manteniendo valores constantes durante ambas etapas del estudio (Fig. 4).

#### ABUNDANCIA

Si bien en términos generales durante ambas épocas del año, las áreas quemadas y testigos no presentaron abundancias significativamente diferentes ( $p > 0,05$ ; Fig. 5), durante la época húmeda se evidenció un leve incremento ( $\epsilon_2 = 0,09$ ) en la abundancia de aves de las áreas quemadas (mediana= 35 individuos/transecto) en contraste con lo cuantificado en las testigos (mediana= 25 individuos/transecto). Sin embargo, a diferencia de las áreas testigos, que se mantuvieron relativamente constantes sus valores típicos de abundancia entre ambas épocas, la abundancia cuantificada en las áreas quemadas durante la época húmeda no logró mantenerse para la seca, disminuyendo aproximadamente en un 51,43% (Fig. 5).

#### RECAMBIO TAXONÓMICO DE LOS ENSAMBLAJES Y DIVERSIDAD BETA

La ornitofauna que colonizó las áreas quemadas después de los incendios (época húmeda) estuvo conformada por una composición de especies altamente distinta a la del ensam-

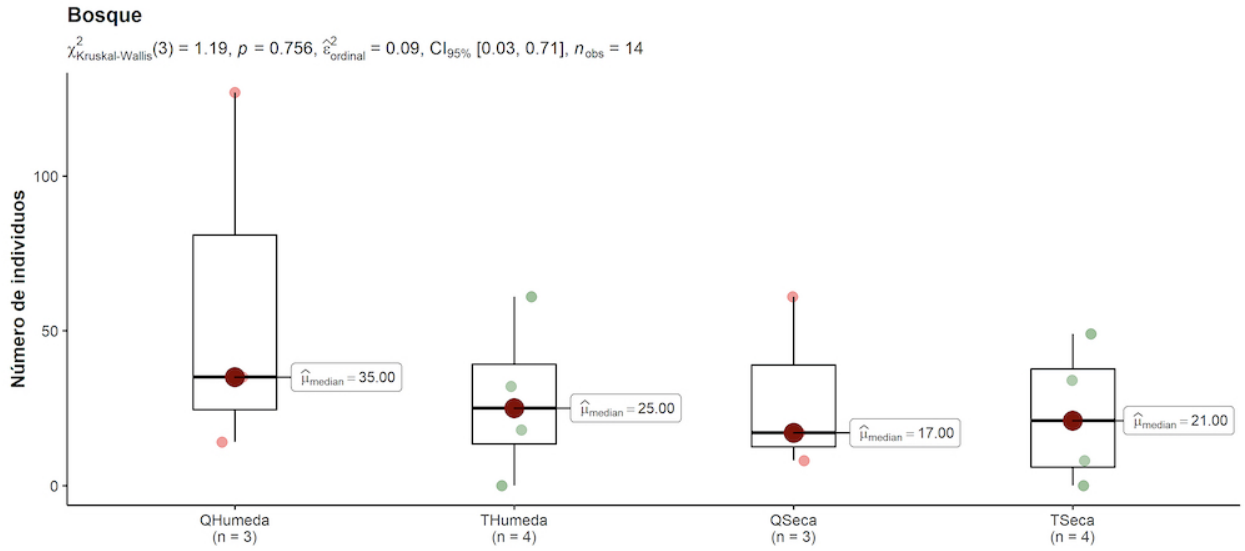
blaje que habitaba en las áreas testigos (solo 35,6% de similitud); situación que, continuó cambiando aún más para la época seca, donde los ensamblajes existentes en áreas quemadas y testigos solo demostraron una afinidad taxonómica del 14,3% (Fig. 6). Durante ambas épocas, la fuerza de asociación entre las especies y las áreas en que se registraron (quemadas, testigos) resultó estadísticamente significativa, alcanzando una alta disimilaridad ( $p < 0,05$ ;  $\phi^2 = 1,3$ ;  $V_{\text{cramer}} = 43,3\%$ ; Fig. 6).

En cuanto a la diversidad beta cuantificada para la época húmeda, los valores de riqueza específica ( ${}^0D$ ) fueron altamente diferentes entre las áreas evaluadas (70% de diferenciación; Fig. 7). Sin embargo, estructuralmente, ambas comunidades demostraron contener un conjunto de especies típicas ( ${}^1D$ ; 40% de recambio) y dominantes ( ${}^2D$ ; 20% de recambio) semejante. Por otro lado, durante la época seca, el grado de diversidad beta entre las áreas quemadas y testigos se incrementó significativamente con relación a la época húmeda, tanto en riqueza (80% de recambio) como también en diversidad de especies típicas (70% de recambio) y dominantes (60% de recambio; Fig. 7).

#### DIVERSIDAD FUNCIONAL

En términos funcionales, a diferencia de lo determinado con relación a las especies típicas y dominantes ( ${}^1D$  y  ${}^2D$  respectivamente), cuyos valores entre áreas por épocas no presentaron diferencias considerables (Fig. 8), la

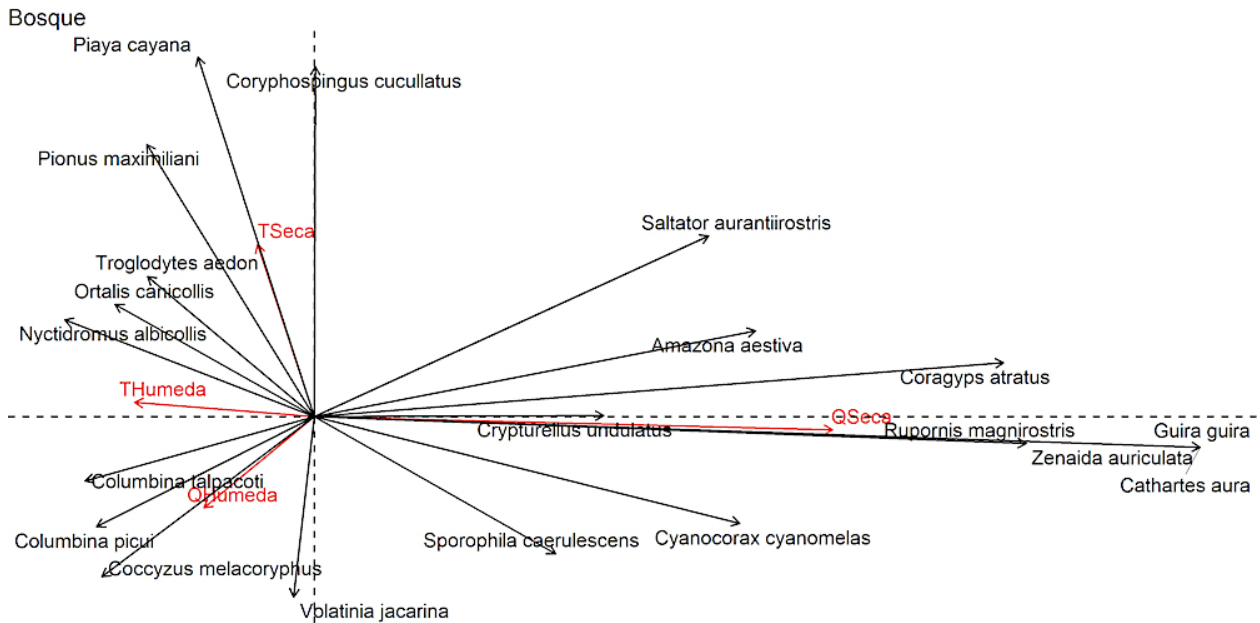




Pairwise test: **Dunn test**; Comparisons shown: **only significant**

**Fig. 5.** Contraste descriptivo e inferencial de las abundancias de aves. Q = Quemado. T = Testigo. Húmeda y Seca corresponden a las épocas.

**Fig. 5.** Descriptive and inferential contrast of the abundances of birds. Q = Burnt. T = Control. Wet and Dry correspond to the seasons.

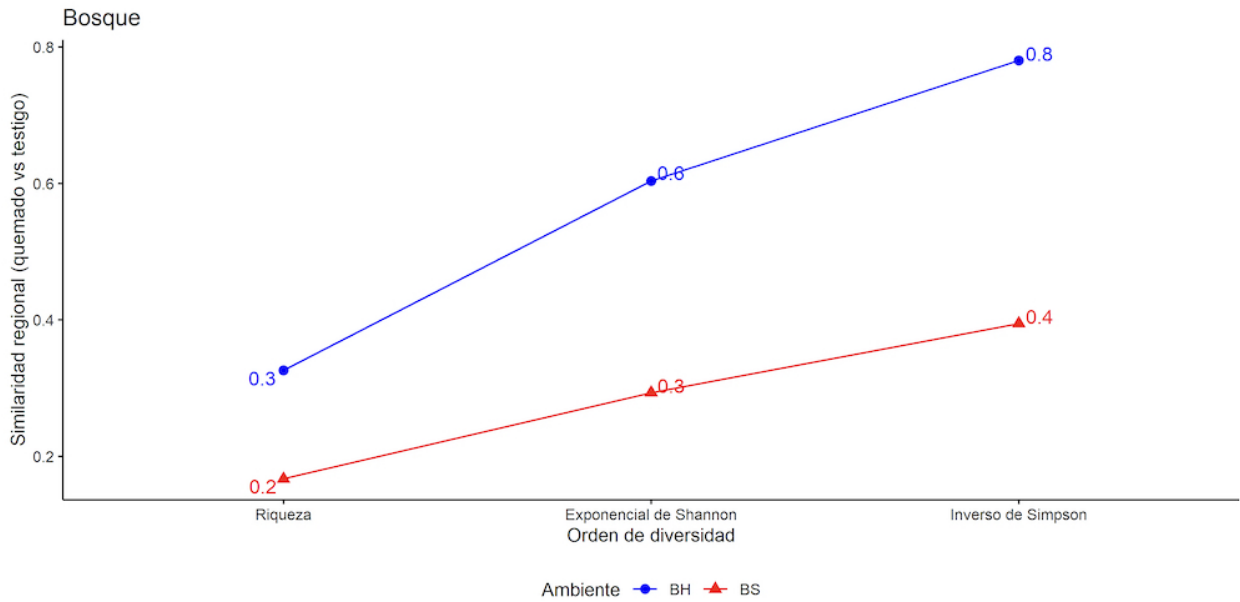


**Fig. 6.** Biplot asimétrico para la cobertura boscosa y épocas. Se muestran las 20 especies que más contribuyeron al análisis y su relación con los ambientes muestreados. Q = Quemado. T = Testigo. Húmeda y Seca corresponden a las épocas.

**Fig. 6.** Asymmetric biplot for wooded cover and seasons. The 20 species that contributed the most to the analysis and their relationship with the sampled environments are shown. Q = Burnt. T = Control. Wet and Dry correspond to the seasons.

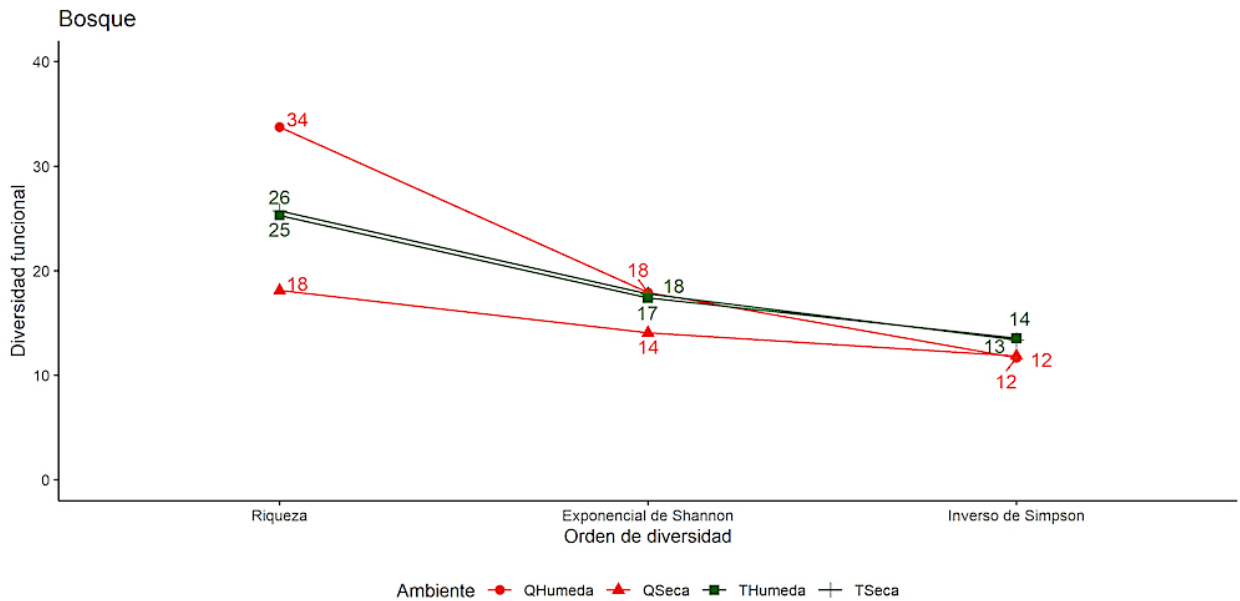
riqueza funcional ( $^0D$ ) de la ornitofauna que colonizó las áreas quemadas después de los incendios (época húmeda; 34 spp. equivalentes e

igualmente distintas en términos funcionales), fue mayor que la cuantificada en las áreas testigos (25 spp.; Fig. 8). El ensamblaje de las áre-



**Fig. 7.** Perfil del grado de recambio taxonómico (diversidad beta) entre ambiente quemado y no quemado. BH y BS representa a la cobertura boscosa en época húmeda y seca respectivamente.

**Fig. 7.** Profile of the degree of taxonomic turnover (beta diversity) between burned and non-burned environment. BH and BS represent the wooded cover in the wet and dry seasons respectively.



**Fig. 8.** Perfil de riqueza y diversidad funcional entre ambiente quemado y no quemado. Q = Quemado. T = Testigo. Húmeda y Seca corresponden a las épocas.

**Fig. 8.** Richness and functional diversity profile between burned and non-burned environments. Q = Burnt. T = Control. Wet and Dry correspond to the seasons.

as quemadas estuvo mejor representado por especies omnívoras, cuya masa corporal promedio fue menor (98,51 gr ±167,21) que la determinada en áreas testigos (180,95 gr ± 211,41; mejor representadas por especies granívoras; Tab. 2).

Sin embargo, la riqueza funcional existente durante la época húmeda en áreas quemadas no logró mantenerse para la época seca, disminuyendo drásticamente a tan solo 18 spp., y resultando inferior a lo cuantificado en áreas

**Tab. 2.** Resultados de la media ponderada de la comunidad (CWM) para el gremio trófico y masa corporal.

**Tab. 2.** Results of the community weighted average (CWM) for the trophic guild and body mass.

Época	Áreas	Gremio trófico	Masa promedio (gr)	Desviación estándar (gr)
Húmeda	Quemadas	Omnívoros	98,51	167,21
	Testigos	Granívoros	180,95	211,41
Seca	Quemadas	Carnívoros-carroñeros	362,77	482,68
	Testigos	Omnívoros	157,43	244,21

testigos (26 spp.; Fig. 8). Durante la época seca, las áreas testigos se caracterizaron por contener principalmente especies omnívoras, mientras que, los carnívoros-carroñeros caracterizaron el ensamblaje de las áreas quemadas. Así también, para la temporada seca, en las áreas testigos la masa corporal de la ornitofauna disminuyó levemente (menos 23,5 gr) comparado con lo cuantificado en la época húmeda, mientras que, en las áreas quemadas se registró lo contrario, cuantificándose un considerable incremento en el valor de masa promedio (más 264,3 gr) durante le época seca (Tab. 2).

## DISCUSIÓN

### DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA DE ESPECIES

La rápida recolonización ornitológica a las áreas quemadas después de los incendios puede atribuirse a la oportunidad que tienen las especies de capitalizar los recursos que se generan como parte del proceso de sucesión natural (Murphy & Lehnhausen, 1998; Watson et al., 2012). Especialmente si coincide con la época húmeda, donde la productividad vegetal es mayor y el rápido rebrote de la vegetación herbácea promueve la llegada de diversos organismos, entre ellos, las aves (Giorgis et al., 2021).

Sin embargo, en contraste con las áreas testigo, donde, el ensamblaje ornitológico demostró una mayor estabilidad ecológica (sin variaciones estacionales de riqueza y diversidad), la drástica disminución de la riqueza específica en las áreas quemadas durante la época seca puede atribuirse a que, si bien a corto plazo la productividad vegetal puede incrementarse, ésta suele ser de corta duración (como el caso de la regeneración de la cobertura herbácea conformada por plantas anuales), lo cual afecta significativamente los patrones de respuesta en la riqueza de aves (Woinarski & Recher, 1997). La disminución de la riqueza de especies duran-

te la época seca en las áreas quemadas, también puede atribuirse al efecto de las condiciones climáticas post incendio, ya que, la sequía posterior a la ocurrencia de incendios llega a exacerbar el impacto negativo del fuego (Woinarski & Recher 1997,). Por lo cual, la presencia de una especie dentro de un hábitat impactado no significa necesariamente que éste sea adecuado para su persistencia a través del tiempo (O'Brien et al., 2003).

De igual manera, la disminución de la abundancia de aves registradas en las áreas quemadas durante época seca (vs. abundancia de aves registrada en la época húmeda), podría atribuirse a las variaciones en la disponibilidad de recursos y la modificación de la estructura del hábitat (Woinarski & Recher, 1997). Por tanto, si bien en la temporada húmeda los ambientes quemados al parecer ofertaron condiciones y recursos favorables (disponibilidad de agua, rápida regeneración del estrato herbáceo, disponibilidad de variados recursos alimenticios) para la recolonización de más individuos (no necesariamente más especies), con la llegada del estrés hídrico de la temporada seca, estos factores favorables disminuyeron ya que, se caracterizan por ser de corta duración en un escenario post incendio (Woinarski & Recher, 1997).

Finalmente, en relación con las curvas de respuesta que pueden presentar las comunidades de aves después del impacto provocado por los incendios (Watson et al., 2012), la ornitofauna en las áreas quemadas presentó una curva de tipo 2, la cual denota una respuesta irruptiva, ya que, la riqueza de especies aumentó en un periodo de tiempo cercano al incendio (seis meses después; etapa de evaluación; época húmeda) pero declinó posteriormente con la llegada de la época seca (seis meses después de la evaluación). En este sentido, se evidencia la importancia de monitorear los ensamblajes ornitológicos más allá de muestreos puntuales, considerando ventanas temporales amplias que,



involucren la influencia de la estacionalidad climática, solo así será posible tener un panorama más preciso sobre como responden las aves frente al impacto de los incendios a través del tiempo (Cano & Leynaud, 2010; Pinto-Viveros & Gonzales, 2021).

#### **RECAMBIO TAXONÓMICO DE LOS ENSAMBLAJES Y DIVERSIDAD BETA**

La disimilaridad en la composición de especies que conformaron los ensamblajes de las áreas quemadas y testigos durante ambas épocas del año fue altamente significativa. El que la chai morada (*Columbina talpacoti* Temminck, 1810) y la chai ploma (*C. picui* Temminck, 1813) fueran especies dominantes (en cuanto a su abundancia relativa) para la época húmeda tanto en las áreas testigos como quemadas no es de extrañarse, ya que, son especies comunes en los tipos de hábitats evaluados y, además, suelen adaptarse fácilmente a ambientes impactados. Por tanto, no es raro que ambas especies hayan logrado recolonizar abundantemente las áreas quemadas (Herzog et al., 2017).

Sin embargo, la presencia del mochuelo (*Volatinia jacarina* Linnaeus, 1766) como una especie dominante y exclusiva de las áreas quemadas durante la temporada húmeda es algo sobresaliente, ya que, es un ave característica de hábitats abiertos y dominados por pastos (por tanto, su ausencia en áreas testigos era de esperarse) y, también habita con facilidad ambientes perturbados (Herzog et al., 2017). Por ende, esta especie podría ser un indicador de la magnitud del impacto del fuego, factor de impacto que, modificó la estructura vegetal de la cobertura boscosa, transformándolo en un hábitat idóneo y utilizable para esta especie.

Esta situación coincide con lo expresado por Sitters et al. (2016), quienes postulan que incendios de alta severidad tienden a simplificar notoriamente la complejidad de la vegetación a corto plazo, lo cual, a su vez favorece la proliferación de especies de áreas abiertas (Edenius, 2011). El incremento en la diferenciación de los ensamblajes de aves durante la época seca, puede atribuirse al efecto de las condiciones climáticas propias de esta temporada del año, lo cual limita aún más la ocurrencia de aves en las áreas quemadas, pues, este factor de impacto tiende a exacerbar el efecto de los incendios (Woinarski & Recher, 1997).

Respecto a la diversidad beta regional determinada para la época húmeda, el que la mayor diferenciación se haya dado para la riqueza específica sugiere que, a nivel del paisaje, este atributo ecológico no estaría representado en gran medida en un solo ambiente en particular (Portillo-Quintero et al.,

2015), y que las especies raras presentes en los ensamblajes, serían el principal factor de diferenciación entre áreas quemadas y testigos. Sin embargo, el que esta situación no se hubiese mantenido en la época seca, donde la diferenciación entre ambientes evaluados ocurrió también a nivel de especies típicas y dominantes, podría atribuirse a que, durante esta época la estructura de la vegetación quemada tiende a simplificarse aún más a causa del estrés hídrico, lo cual puede conllevar al reemplazo de las especies dominantes, las cuales, ante la ausencia de recursos y/o refugios, migran a ambientes más favorables (Brotons et al., 2005; Herrando et al., 2003).

Entonces, considerando que la composición de la avifauna tiende a modificarse juntamente con el cambio en la estructura y composición florística de la vegetación (Woinarski & Recher, 1997), este grupo de vertebrados resulta sensible a alteraciones por fuego (Albanesi et al., 2014). Por tanto, las características del ensamblaje ornitológico (riqueza, diversidad, abundancia, etc.) en ambientes quemados podrían estar estrechamente relacionadas con las condiciones de estructura de la vegetación después del incendio (Rainsford et al., 2021), lo cual a su vez depende de la gravedad y extensión de este factor de impacto (Wills et al., 2020).

En este sentido, el que en términos generales se haya detectado un elevado recambio taxonómico entre las áreas quemadas y testigos para la época húmeda, el cual se acrecentó aún más para la seca, puede inferir que el efecto de los megaincendios sobre la cobertura boscosa resultó altamente negativo, y que modificó la vegetación de tal modo que cambió significativamente la composición de los ensamblajes ornitológicos. Esto se respalda en lo expresado por Albanesi et al. (2014), quienes descubrieron que la afinidad taxonómica entre áreas quemadas y no quemadas disminuye significativamente con el aumento de la gravedad de la alteración por fuego.

#### **DIVERSIDAD FUNCIONAL**

La alta riqueza funcional registrada en áreas quemadas durante la época húmeda sugiere que, las especies colonizadoras presentaban baja redundancia funcional (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015), lo cual podría relacionarse con la heterogeneidad del hábitat y recursos producidos por la rápida regeneración del estrato herbáceo después del paso del fuego (Giorgis et al., 2021), situación que, favorece la llegada de especies con diferentes rasgos funcionales. Sin embargo, las modificaciones detectadas en la época seca, donde la riqueza y diversidad

funcional de las áreas quemadas disminuyeron por debajo de lo detectado en las áreas testigos sugeriría que, el impacto del fuego más las condiciones climáticas adversas durante esta época estarían limitando la permanencia de las especies (Woinarski & Recher, 1997); lo cual, repercute en una disminución de la funcionalidad del ecosistema.

Respecto a los gremios tróficos de la época húmeda, la alta representatividad de omnívoros en las áreas quemadas, podría relacionarse con la dominancia de la vegetación herbácea pionera, ya que, estas plantas suelen ser las primeras en colonizar, favoreciendo al incremento de aves que se alimentan en el suelo, principalmente las omnívoras (Gray et al., 2007; Gricera & Pavic, 2007; Perfetti-Bolaño et al., 2013). Además, el que se haya registrado un valor de masa promedio inferior en el ambiente quemado respecto de lo determinado para el testigo, indicaría que en general, las especies que conformaron el ensamblaje en áreas quemadas tendieron a ser de menor tamaño y, por tanto, de menores tasas metabólicas (White et al., 2007).

Esto respalda la idea que, las áreas quemadas presentaron alta heterogeneidad ambiental ya que, esta condición del hábitat tiende a favorecer la presencia de organismos de tallas menores (Ritchie, 2010). Se citan al mochuelo (*V. jacarina*), el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura* Shaw, 1812) y el semillero corbatita (*Sporophila caerulea* Vieillot, 1823) como especies que influyeron en este resultado al ser especies pequeñas (en cuanto a su masa corporal) y que fueron registradas abundantemente en el ambiente quemado.

La dominancia de omnívoros registrada en las áreas testigos durante la época seca (desplazando a los granívoros que dominaron durante la época húmeda), puede atribuirse principalmente al efecto de la estacionalidad climática, ya que, aquellos ecosistemas que presentan cambios ambientales o climáticos de consideración entre épocas (seca vs. húmeda), la temporada seca resulta menos favorable, lo cual promueve la dominancia de especies generalistas que deben diversificar su dieta en función de la disponibilidad de recursos (Futuym & Moreno, 1988). Así también, el incremento de la relevancia de carnívoros y carroñeros en las áreas quemadas durante la época seca, puede deberse al impacto del déficit hídrico, ya que, al simplificarse la estructura de la vegetación, se favorece a la captura de presas o el encuentro de carroña dentro de las áreas quemadas (Aguilera, 2018); siendo así, un ambiente adecuado para albergar a especies cuyos valores de masa promedio resultan mayor al de las áreas testigos.

Todos nuestros hallazgos respaldan la tesis de que, lo ocurrido en el 2019 en el ACIE

Ñembi Guasu representaría el incendio con mayor severidad registrado en Bolivia y uno de los más severos del mundo, tesis que se postuló debido a que, se evidenció la formación de cinco *Pyrocumulonimbus* (*PyroCb*) (Castellnou et al., 2019; Maillard et al., 2020b) que son provocadores de tormentas de fuego (Castellnou, 2019). Razón por la cual, los incendios ocurridos en Ñembi Guasu se catalogaron como megaincendios (Castellnou et al., 2019). Esto no pasa desapercibido reconociendo que, históricamente en Sudamérica solo se habían evidenciado dos eventos de formación de *PyroCb* en más de 20 años de monitoreo (Castellnou et al., 2019).

Si bien nuestros hallazgos indican que en general a casi un año después de la ocurrencia de los megaincendios (etapa de monitoreo; época seca), las áreas boscosas afectadas estarían lejanas de mostrar una restauración exitosa de sus ensamblajes ornitológicos, aún no se conoce con certeza como fluctuaría esta realidad en lapsos de tiempo mayores. Por tanto, considerando que los ecosistemas leñosos podrían necesitar hasta más de 40 años para recuperarse después del fuego (Cavallero et al., 2015; Doherty et al., 2017), resulta importante seguir monitoreando los efectos del fuego; ya que, la restauración y conservación de hábitats quemados se relaciona directamente con el conocimiento sobre el proceso de recuperación de sus ensamblajes (Rainsford et al., 2021). Además, es imperante resaltar la importancia de la prevención de nuevos eventos de incendios para la región del ACIE Ñembi Guasu ya que, esta se encuentra en un proceso de retroalimentación positiva (Cochrane et al., 1999) que la convierte en propensa de quemarse nuevamente.

Finalmente, considerando que publicaciones recientes han evidenciado la baja representatividad de estudios que evalúen la respuesta de la fauna frente al impacto generado por incendios en América del Sur (Geary et al., 2019; Prichard et al., 2017), resaltamos la importancia de realizar este tipo de estudios en Bolivia ya que, nuestro país es considerando como un gran vacío de información, pues, entre 1900 y 2019, no se realizó ninguna publicación relacionada con esta temática (Giorgis et al., 2021). Por tanto, frente a la ausencia de publicaciones que reporten estudios realizados en ambientes y condiciones similares a las de nuestro trabajo, la capacidad de contrastar los resultados de esta investigación fue altamente limitada (Fontaine & Kennedy, 2012; Giorgis et al., 2021), pero, este estudio se convierte en la base de discusión para futuras indagaciones que se realicen en Bolivia y, sienta las bases para futuras evaluaciones de impacto y/o respuesta de la fauna frente a la ocurrencia de incendios en el país.

## CONSIDERACIONES FINALES

El impacto de los megaincendios ocurridos en el 2019 sobre el ensamblaje ornitológico existente en la cobertura boscosa del ACIE Ñembi Guasu fue altamente negativo y se dio sobre todo en los atributos de riqueza específica, riqueza funcional y composición taxonómica. Las áreas quemadas presentaron un ensamblaje ornitológico distinto al existente en las testigos. Se evidenció que el cambio de estacionalidad jugó un papel negativo de gran magnitud en la capacidad de resiliencia del ecosistema en términos ornitológicos, ya que, para las áreas quemadas, la llegada de la época seca desfavoreció en gran medida a todos los atributos ecológicos antes indicados, mientras que, las testigos mostraron estabilidad ecológica a través del tiempo. Finalmente, es importante evitar la recurrencia de incendios para la región que, llegarían a agravar aún más la situación ecológica en la que se encuentran las áreas quemadas del ACIE Ñembi Guasu.

## AGRADECIMIENTOS

Al proyecto "Evaluación de los impactos ecológicos de las áreas afectadas por quemadas e incendios en la Amazonía, el Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano", financiado por World Wildlife Fund (WWF Bolivia) y ejecutado por la Fundación Amigos de la Naturaleza en consorcio con el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. A Roland Landívar y Alexander Dorado de la hacienda "La Asunta" que se encuentra el interior del ACIE Ñembi Guasu, por su desinteresada colaboración durante el trabajo de campo. A Miguel Ángel Aponte Justiniano y Miguel Ángel Montenegro Ávila, por su colaboración en la identificación y corroboración en las identidades taxonómicas. A Lila Sainz, por las orientaciones y recomendaciones durante el desarrollo del proyecto.

## REFERENCIAS

- Aguilera, J.** 2018. Efecto de los incendios forestales sobre la avifauna en el bosque seco caducifolio del Parque Natural Walter Thilo Deininger. Tesis de Licenciatura. Universidad de El Salvador, San Salvador. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.16568.80642>
- Albanesi, S., S. Dardanelli & L. M. Bellis.** 2014. Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. *J. For. Res.* 19: 105-114. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10310-012-0388-4>

- Anívarro, R., H. Azurduy, O. Maillard & A. Markos.** 2019. Diagnóstico por teledetección de áreas quemadas en la Chiquitania. Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. Santa Cruz, Bolivia. 70 p. Disponible en: <https://www.fcbo.org.bo/wp-content/uploads/2019/12/Resumen-de-diagnostico-de-areas-quemadas-en-la-chiquitania.pptx.pdf>. Acceso en 18 Feb. 2022.

- Barlow, J., C. A. Peres, L. M. P. Henriques, P. C. Stouffer & J. M. Wunderle.** 2006. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis. *Biol. Conserv.* 128(2): 182-192. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.028>

- Benito-Garzón, M., R. Alía, T. M. Robson & M. A. Zavala.** 2011. Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20(5): 766-778. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00646.x>

- Ben-Shachar, M., D. Lüdecke & D. Makowski.** 2020. effectsize: Estimation of Effect Size Indices and Standardized Parameters. *J. Open Source Softw.* 5(56): 2815. DOI:<https://doi.org/10.21105/joss.02815>

- Benton, T. G., D. M. Bryant, L. Cole & H. Q. P. Crick.** 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39: 673-687. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00745.x>

- Bilbao, B., L. Steil, I. R. Urbieta, L. Anderson, C. Pinto, M. E. González, A. Millán, R. M. Falleiro, E. Morici, V. Ibarnegaray, D. R. Pérez-Salicrup, J. M. Pereira & J. M. Moreno.** 2020. Wildfires. pp. 435-496. En: Moreno, J. M., C. Laguna-Defior, V. Barros, E. Calvo-Buendía, J. A. Marengo & U. Oswald-Spring (Eds.). *Adaptation to Climate Change Risks in Ibero-American Countries-RIOCCADAPT Report*. Madrid, McGraw Hill. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/346487629\\_Wildfires\\_Adaptation\\_to\\_Climate\\_Change\\_Risks\\_in\\_Ibero-American\\_Countries-RIOCCADAPT](https://www.researchgate.net/publication/346487629_Wildfires_Adaptation_to_Climate_Change_Risks_in_Ibero-American_Countries-RIOCCADAPT). Acceso en 05 Ene. 2022.

- Brotons, L., P. Pons & S. Herrando.** 2005. Colonisation of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *J. Biogeogr.* 32: 789-798. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01195.x>



- Bonisoli-Alquati, A.** 2014. avian genetic ecotoxicology: DNA of the canary in a coalmine. *Curr. Zool.* 60(2): 285-298. DOI: <https://doi.org/10.1093/czoolo/60.2.285>
- Bowman, D. M. J. S., J. K. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, J. M. Carlson, M. A. Cochrane, C. M. D'Antonio, R. S. DeFries, J. C. Doyle, S. P. Harrison, F. H. Johnston, J. K. Keeley, M. A. Krawchuk, C. A. Kull, J. B. Marston, M. A. Moritz, I. C. Prentice, C. I. Roos, A. C. Scott, T. W. Swetnam, G. R. van der Werf & S. J. Pyne.** 2009. Fire in the Earth System. *Science.* 324(5926): 481-484. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- Bowman, D.** 2017. Ecohydrology: When will the jungle burn? *Nat. Clim. Chang.* 7(6): 390-391. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate3284>
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers & L. Thomas.** 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations.* Oxford University Press. Oxford, England. 448 p.
- Cano P. D. & G. C. Leynaud.** 2010. Effects of fire and cattle grazing on amphibians and lizards in northeastern Argentina (Humid Chaco). *Eur. J. Wildl. Res.* 56: 411-420. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0335-7>
- Casanoves, F., L. Pla & J. A. Di Rienzo** (Eds.). 2011. Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 84 p. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/283466039\\_Valoracion\\_y\\_analisis\\_de\\_la\\_diversidad\\_funcional\\_y\\_su\\_relacion\\_con\\_los\\_servicios\\_ecosistemicos](https://www.researchgate.net/publication/283466039_Valoracion_y_analisis_de_la_diversidad_funcional_y_su_relacion_con_los_servicios_ecosistemicos). Acceso en 20 Dic. 2021.
- Castellnou, M.** 2019. Qué son las "tormentas de fuego" que cada vez son más frecuentes y por qué son tan difíciles de combatir. *BBC News Mundo.* Disponible en: <https://www.bbc.com/mundo/noticias-50588121>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Castellnou, M., L. Alfaro, M. Miralles, D. Montoya, B. Ruiz, T. Artes, L. Besold, J. Brull, F. Ramirez, M. A. Botella, F. Martins, M. Bachsficher, J. Vendrell & S. Purdy.** 2019. Field journal: Bolivia. learning to fight a new kind of fire. *Wildfire.* 26-34.
- Cavallero, L., D. R. López, E. Raffaele & M. A. Aizen.** 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. *Ecol. Indic.* 52: 85-95. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.019>
- Chao, A., C. H. Chiu & L. Jost.** 2014b. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45: 297-324. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chao, A. & L. Jost.** 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology.* 93(12): 2533-2547. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. Colwell & A. Ellison.** 2014a. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84(1): 45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., Y. Kubota, D. Zelený, C. Chiu, C. Li, B. Kusumoto, M. Yasuhara, S. Thorn, C. Wei, M. Costello & R. Colwell.** 2020. Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35: 292-314. DOI: <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102>
- Chave, J.** 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecol. Lett.* 7:241-253. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x>
- Chiu, C. H. & A. Chao.** 2014. Distance-Based Functional Diversity Measures and Their Decomposition: A Framework Based on Hill Numbers. *PLoS ONE.* 9(7): 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100014>
- Cochrane, M. A., A. Alencar, M. D. Schulze, C. M. Souza, D. C. Nepstad, P. Lefebvre & E. A. Davidson.** 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science.* 284: 1832-1835. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.284.5421.1832>
- Córdova-Tapia, F. & L. Zambrano.** 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas.* 24(3): 78-87. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.10>

- Cornell Lab of Ornithology.** 2019. Merlin Bird ID. Disponible en: <<https://merlin-bird-id.en.uptodown.com/android/download/2079823>>. Acceso en 10 Mar. 2022.
- Cramér, H.** 1946. Capítulo 21. El caso bidimensional. Métodos matemáticos de estadística. Princeton University Press. 282 p.
- Cohen, J.** 1988. Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. 2 edition, Hillsdale: Lawrence Erlbaum. 579 p.
- Cury, P. M., I. L. Boyd, S. Bonhommeau, T. Anker-Nilssen, R. J. M. Crawford, R. W. Furness, J. A. Mills, E. Murphy, H. Österblom & M. Paleczny.** 2011. Global seabird response to forage fish depletion: One-third for the birds. *Science*. 334(6063): 1703-1706. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1212928>
- Dile, Y. T. & R. Srinivasan.** 2014. Evaluation of CFSR climate data for hydrologic prediction in data-scarce watersheds: an application in the Blue Nile River Basin. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 50(5): 1226-1241. DOI: <https://doi.org/10.1111/jawr.12182>
- Doherty, T. S., E. J. B. van Etten, R. A. Davis, C. Knuckey, J. Q. Radford & S. A. Dalglish.** 2017. Ecosystem Responses to Fire: Identifying Cross-taxa Contrasts and Complementarities to Inform Management Strategies. *Ecosystems*. 20: 872-884. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0082-z>
- Drawert, H. A., J. C. Catari, M. A. Pinto-Viveros, L. H. Acosta, A. C. Paca, C. Ergueta, C. A. Terceros, E. Cortez, S. Gutiérrez & J. d. D. Garay.** 2020. Estudio de Biodiversidad en el Área de Importancia Ecológica Nación Guaraní Charagua Iyambae - Ñembi Guasu. Fundación Nativa. Santa Cruz, Bolivia. 167 p.
- Edenius, L.** 2011. Short-term effects of wildfire on bird assemblages in old pine- and spruce-dominated forests in northern Sweden. *Ornis. Fenn.* 88: 71-79. Disponible en: <<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.664.711&rep=rep1&type=pdf>>. Acceso en 30 Dic. 2021.
- Egwumah, F. A., P. O. Egwumah & D. I. Edet.** 2017. Paramount Roles of Wild Birds as Bioindicators of Contamination. *Int. J. Avian Wildl. Biol.* 2(6): 194-199. DOI: <https://doi.org/10.15406/ijawb.2017.02.00041>
- Espejo, N. & N. Morales.** 2019. Variación de la diversidad taxonómica y funcional de la avifauna en un bosque seco tropical (bs-T) en diferentes estados de sucesión en el sur del Valle del Magdalena, Huila, Colombia. *Caldasia*. 41(1): 108-123. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71272>
- FAN.** Fundación Amigos de la Naturaleza. 2019. Incendios Forestales en Bolivia 2019. FAN. Disponible en: <<http://incendios.fan-bo.org/Satirfo/publicaciones/#tab-4>>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Feinsinger, P.** 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Santa Cruz, FAN. 244 p.
- Feinsinger, P. & I. Ventosa.** 2014. Suplemento decenal al texto: El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Santa Cruz, FAN. 156 p.
- Field, A.** 2013. Discovering statistics using IBM SPSS Statistics. Fourth Edition. London, Sage.
- Fidelis, A., S. Alvarado, A. Barradas & V. Pivello.** 2018. The Year 2017: Megafires and Management in the Cerrado. *Fire*. 1(3): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.3390/fire1030049>
- Fontaine, J. B. & P. L. Kennedy.** 2012. Meta-analysis of avian and small-mammal response to fire severity and fire surrogate treatments in US fire-prone forests. *Ecol. Appl.* 2(5): 1547-1561. DOI: <https://doi.org/10.1890/12-0009.1>
- Fuka, D., T. Walter, C. MacAlister, A. Degatano, T. Steenhuis & Z. Easton.** 2013. Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrol. Process.* 28(22): 5613-5623. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10073>
- Futuym, D. J. & G. Moreno.** 1988. The evolution of ecological specialization. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 19: 207-233. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001231>
- GAIOC.** Gobierno Autónomo Indígena Originario Campesino de Charagua Iyambae. 2019. Ley de consolidación y establecimiento de límites del Área de Conservación e Importancia Ecológica Ñembi Guasu. Santa Cruz, GAIOC. 10 p.
- Garnier, E., J. Cortez, G. Bille's, M. L. Navas, C. Roumet, M. Debussche, G. Laurent, A. Blanchard, D. Aubry, A. Bellmann, C. Neill & J. P. Toussaint.** 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*. 85: 2630-2637. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0799>

- Geary, W. L., D. G. Nimmo, T. S. Doherty, E. G. Ritchie & A. I. T. Tulloch.** 2019. Threat at webs: Reframing the co-occurrence and interactions of threats to biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 56: 1992-1997. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13427>
- Giorgis, M., S. Zeballos, L. Carbone, H. Zimmermann, H. Wehrden, R. Aguilar, A. Ferreras, P. Tecco, E. Kowaljow, F. Barri, D. Gurvich, P. Villagra & P. Jau-reguiberry.** 2021. A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire. *Fire. Ecol.* 17(11): 1-20. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00100-9>
- Good, I. J.** 1953. The Population Frequencies of Species and the Estimation of Population Parameters. *Biometrika.* 40(3): 237-264. DOI: <https://doi.org/10.2307/2333344>
- Gray, M. A., S. L. Baldauf, P. J. Mayhew & J. K. Hill.** 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv. Biol.* 21(1): 133-141. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x)
- Gricera, D. & C. Pavic.** 2007. Ensamblajes de aves en un sitio quemado y en un sitio no alterado en un área forestal del noroeste de la patagonia Argentina. *Hornero.* 22(1): 29-37. Disponible en: <http://www.scielo.org.ar/pdf/hornero/v22n1/v22n1a05.pdf>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Herrando, S., L. Brotons & S. Llacuna.** 2003. Does fire increase the spatial heterogeneity of bird communities in Mediterranean landscapes? *Ibis.* 145: 307-317. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00155.x>
- Herzog, S., S. Terril, A. Jahn, J. Remsem, O. Maillard, V. García-Solíz, R. MacLeod, A. McCormick & J. Vidoz.** 2017. Aves de Bolivia: Guía de campo. Santa Cruz, Asociación Armonía. 501 p.
- Hill, M. O.** 1973. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology.* 54(2): 427-432. DOI: <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hsieh, T. C., K. H. Ma & A. Chao.** 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. Disponible en: <https://cran.r-project.org/package=iNEXT>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Hsieh, T. C., K. H. Maand & A. Chao.** 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7(12): 1451-1456. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- IUFRO.** International Union of Forest Research Organizations. 2018. Global Fire Challenges in a Warming World. IUFRO. Vienna, Austria. 60 p. Disponible en: <https://www.iufro.org/news/article/2019/01/23/occasional-paper-32-global-fire-challenges-in-a-warming-world/#:~:text=Occasional%20Paper%2032%20%2D%20Global%20Fire%20Challenges%20in%20a%20Warming%20World&text=Today%2C%20catastrophic%20wildfires%20are%20increasingly,has%20yet%20to%20be%20eradicated>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Jost, L.** 2006. Entropy and diversity. *Oikos.* 113(2): 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Kassambara, A. & F. Mundt.** 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. Disponible en: <https://cran.r-project.org/package=factoextra>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Kelly, L. K., K. M. Giljohann, A. Duane, N. Aquilué, S. Archibald, E. Batllori, A. F. Bennett, S. T. Buckland, Q. Canelles, M. F. Clarke, M. F. Fortin, V. Hermoso, S. Herrando, R. E. Keane, F. K. Lake, M. A. McCarthy, A. Morán-Ordóñez, C. L. Parr, J. G. Pausas, T. D. Penman, A. Regos, L. Rumpff, J. L. Santos, A. L. Smith, A. D. Syphard, M. W. Tingley & L. Brotons.** 2020. Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science.* 370(6519): 929-939. DOI: [10.1126/science.abb0355](https://doi.org/10.1126/science.abb0355)
- Laliberté, E. & P. Legendre.** 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology.* 91(1): 299-305. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté, E., P. Legendre & B. Shipley.** 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. Disponible en: <https://cran.r-project.org/package=FD>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Le, S., J. Josse & F. Husson.** 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *J. Stat. Softw.* 25(1): 1-18. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Li, D.** 2018. hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. *J. open source softw.* 3(31): 1041. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.01041>

- López, O. J., F. G. Stiles & J. Parra.** 2015. Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. pp 80-125. En: Salgado-Negret, B. (Ed.), *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Luck, G. W., A. Carter & L. Smallbone.** 2013. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE*. 8(5): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063671>
- Luck, G. W., S. Lavorel; S. McIntyre & K. Lumb.** 2012. Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *J Anim. Ecol.* 81(5): 1065-1076. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x>
- MacGregor-Fors, I. & M. E. Payton.** 2013. Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS ONE*. 8(2): 1-4. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794>
- Magrin, G. O., J. A. Marengo, J. P. Boulanger, M. S. Buckeridge, E. Castellanos, G. Poveda, F. R. Scarano & S. Vicuña.** 2014. Central and South America en: *climate change 2014: impacts, adaptation, and Vulnerability. Part b: regional aspects*. pp. 1499-1566. In: Barros, V. R., C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. Maccracken, P. R. Mastrandrea & L. L. White (Eds.). *Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom y New York, USA.
- Maillard, O., H. Azurduy, M. Bachfischer, M. Castellnou, R. Coronado, S. Angulo & M. Flores.** 2020b. Aportes a la evaluación de severidad de quemadas en la Chiquitania. *Incendios 2019: Integrando tres estudios de caso Alta Vista, Laguna Marfil y Ñembi Guasu*. Santa Cruz, Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. 50 p. Disponible en: [https://observatorio.fcbc.org.bo/wp-content/uploads/2020/11/Informe01\\_SeveridadQ6marzo-1.pdf](https://observatorio.fcbc.org.bo/wp-content/uploads/2020/11/Informe01_SeveridadQ6marzo-1.pdf). Acceso en 25 Ene. 2022.
- Maillard, O., R. Vides-Almonacid, R. Coronado, P. Vogt, S. M. Vicente-Serrano, H. Azurduy, R. Anívarro & R. L. Cuellar.** 2020a. Relationship of Forest Cover Fragmentation and Drought with the Occurrence of Forest Fires in the Department of Santa Cruz, Bolivia. *Forests*. 11(9): 1-16. DOI: <https://doi.org/10.3390/f11090910>
- Makowski, D., M. S. Ben-Shachar, I. Patil & D. Lüdtke.** 2020. Automated Results Reporting as a Practical Tool to Improve Reproducibility and Methodological Best Practices Adoption. Disponible en: <https://github.com/easystats/report>. Acceso en 30 Ene. 2022.
- Matesanz, S., E. Gianoli & F. Valladares.** 2010. Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1206: 35-55. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2010.05704.x.
- MMAP.** Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. 2015. *Guía de inventario de la fauna silvestre* Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. MMAP. Lima, Perú. 83 p. Disponible en: <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2676-guia-de-inventario-de-la-fauna-silvestre>. Acceso en 10 Mar. 2022.
- Murphy, E. C. & W. A. Lehnhausen.** 1998. Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire. *J. Wildl. Manage.* 62(4): 1359-1372. DOI: <https://doi.org/10.2307/3802002>
- Naeem, S. & J. P. Wright.** 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecol. Lett.* 6: 567-579. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00471.x>
- Navarro, G. & W. Ferreira.** 2007. *Leyenda explicativa de las unidades del mapa de vegetación de Bolivia a escala 1:250000*. Rumbol S. R. L. Cochabamba, Bolivia. 65 p.
- Navarro, G. & W. Ferreira.** 2009. *Biogeografía de Bolivia*. pp. 23-39. En: Moraes, M., B. Mostacedo & S. Altamirano (Eds.). *Libro Rojo de Parientes Silvestres de Cultivos de Bolivia*. La Paz, Viceministerio de Medio Ambiente, Biodiversidad y Cambio Climático (VMABCC).
- Navarro, G. & W. Ferreira.** 2011. *Mapa de vegetación de Bolivia. Sistemas ecológicos*. CDROM interactive, The Nature Conservancy & Rumbol.



- O'Brien, T. G., M. F. Kinnaird, A. Nurcahyo, M. Prasetyaningrum & M. Iqbal.** 2003. Fire, demography and the persistence of siamang (*Symphalangus syndactylus*: Hylobatidae) in a Sumatran rainforest. *Anim. Conserv.* 6(2): 115-121. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1367943003003159>
- Patil, I.** 2018. ggstatsplot: "ggplot2" Based Plots with Statistical Details. Disponible en: <https://cran.r-project.org/package=ggstatsplot>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Pausas, J. G. & J. E. Keeley.** 2009. A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience.* 59(7): 593-601. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Perfetti-Bolaño, A., D. González-Acuña, C. Barrientos & L. Moreno.** 2013. Efectos del fuego sobre la avifauna del cerro Cayumanque, región del Bío-Bío, Chile. *Bol. Chil. Ornitol.* 19(1-2): 1-11. Disponible en: [http://www.aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/03/01-11\\_Perfetti-Bol..pdf](http://www.aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/03/01-11_Perfetti-Bol..pdf). Acceso en 11 Ene. 2022.
- Pinto-Viveros, M.A. & L. Gonzales.** 2021. Impacto de incendios forestales en anfibios y reptiles del Bosque Seco Chiquitano. FCBC & MHNNKM. Santa Cruz, Bolivia. 120 p. Disponible en: [https://www.fcbc.org.bo/wp-content/uploads/2021/07/2021\\_ImpactoIncendios-en-reptiles-2.pdf](https://www.fcbc.org.bo/wp-content/uploads/2021/07/2021_ImpactoIncendios-en-reptiles-2.pdf). Acceso en 20 Oct. 2022.
- Pommer-Barbosa R. A. P., D. C. Teixeira, A. M. Albino, W. S. P. Nascimento, R. S. S. Dutra, A. A. Sousa, M. A. Oliveira & A. L. Prestes.** 2021. First record of Fulvous Whistling-duck, *Dendrocygna bicolor* (Vieillot, 1816) (Anseriformes, Anatidae), in the Rondônia state, Brazil. *Check List.* 17(5): 1261-1264. DOI: <https://doi.org/10.15560/17.5.1261>
- Pommer-Barbosa, R. A., M. A. Oliveira, F. F. T. Reis, W. S. P. Nascimento & A. L. Prestes.** 2022. New record and range extension of *Columbina minuta* (Linnaeus, 1766) (Columbiformes, Columbidae) in Rondônia state, Brazil. *Check List.* 18(2): 447-450. DOI: <https://doi.org/10.15560/18.2.447>
- Portillo-Quintero, C., A. Sanchez-Azofeifa, J. Calvo-Alvarado, M. Quesada & M. Espirito-Santo.** 2015. The role of tropical dry forests for biodiversity, carbon and water conservation in the neotropics: lessons learned and opportunities for its sustainable management. *Reg. Environ. Change.* 15: 1039-1049. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0689-6>
- Prichard, S. J., C. S. Stevens-Rumann & P. F. Hessburg.** 2017. Tamm review: shifting global fire regimes: lessons from reburns and research needs. *For. Ecol. Manag.* 396: 217-233. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.03.035>
- Rainsford, F., L. T. Kelly, S. W. Leonard & A. F. Bennett.** 2021. Fire and functional traits: Using functional groups of birds and plants to guide management in a fire-prone, heathy woodland ecosystem. *Divers. Distrib.* 28: 372-385. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.13278>
- Ralph, C., R. Geoffrey, P. Pyle, E. Thomas, D. DeSante & M. Borja.** 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. USA. 46 p.
- R Core Team.** 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna. Disponible en: <https://www.r-project.org/>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Ritchie, M. E.** 2010. Scale, heterogeneity and the structure and diversity of ecological communities. Princeton University Press. USA. 233 p.
- RStudio Team.** 2021. RStudio: Integrated Development for R. RStudio Inc. Boston. Disponible en: <https://www.rstudio.com/>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Sitters, H., A. York, M. Swan, F. Christie & J. Di Stefano.** 2016. Opposing Responses of Bird Functional Diversity to Vegetation Structural Diversity in Wet and Dry Forest. *PLoS ONE.* 11(10): 1-18. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164917>
- Thiollay, J. M.** 1997. Disturbance, Selective Logging and Bird Diversity: A Neotropical Forest Study. *Biodivers. Conserv.* 6: 1155-1173. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1018388202698>
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie & E. Siemann.** 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277: 1300-1302. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>
- TNC.** The Nature Conservancy. 2004. Fire, Ecosystems & People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue. Disponible en: <http://www.nature.org/initiatives/fire/science>. Acceso en 10 Dic. 2020.

- Villarroel, D., M. A. Pinto-Viveros & L. Sainz** (Eds.). 2021. Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios en la Amazonía, Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano: monitoreo y diagnóstico integral de los impactos generados por los incendios. Santa Cruz, FAN & WWF. 202 p. Disponible en: <<https://www.google.com/search?q=Evaluaci%C3%B3n+de+impactos+ecol%C3%B3gicos+en+%C3%A1reas+afectadas+por+quemas+e+incendios+en+la+Amazon%C3%ADa%2C+Bosque+Seco+Chiquitano+y+el+Pantanal+boliviano%3A+monitoreo+y+diagn%C3%B3stico+integral+de+los+impactos+generados+por+los+incendios.+FAN+%26+WWF.+Santa+Cruz%2C+Bolivia&oq=Evaluaci%C3%B3n+de+impactos+ecol%C3%B3gicos+en+%C3%A1reas+afectadas+por+quemas+e+incendios+en+la+Amazon%C3%ADa%2C+Bosque+Seco+Chiquitano+y+el+Pantanal+boliviano%3A+monitoreo+y+diagn%C3%B3stico+integral+de+los+impactos+generados+por+los+incendios.+FAN+%26+WWF.+Santa+Cruz%2C+Bolivia&aqs=chrome..69i57j0j4&sourceid=chrome&ie=UTF-8>>. Acceso en 10 Mar. 2022.
- Watson, S. J., R. S. Taylor, D. G. Nimmo, L. T. Kelly, A. Haslem, M. F. Clarke & A. F. Bennett.** 2012. Effects of time since fire on birds: How informative are generalized fire response curves for conservation management? *Ecol. Appl.* 22(2): 685-696. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-0850.1>
- WCS.** Wildlife Conservation Society. 2019. Áreas prioritarias para la conservación afectadas por incendios en el Chaco, la Chiquitania y la Amazonía. WCS. La Paz, Bolivia. 12 p. Disponible en: <[https://ggplot2-book.org/](https://bolivia.wcs.org/Portals/14/AREAS%20PRIORITARIAS%20PARA%20LA%20CONSERVACION%20AFECTADAS%20POR%20LOS%20INCENDIOS%20EN%20EL%20CHACO_26092019.pdf?ver=2019-09-27-151127-097#:~:text=Seg%C3%BAn%20el%20reporte%20de%20FAN,%25)%20y%20Tucabaca%20(16%20%25)>. Acceso en 18 Ene. 2022.</p>
<p><b>White, E. P., S. K. M. Ernest, A. J. Kerkhoff & B. J. Enquist.</b> 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. <i>Trends Ecol. Evol.</i> 22: 323-330.</p>
<p><b>Wickham, H.</b> 2016. <i>ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis.</i> New York. 213 p. Disponible en: <<a href=)>. Acceso en 18 Ene. 2022.
- Wills, A. J., G. Liddelw & V. Tunsell.** 2020. Wildfire and fire mosaic effects on bird species richness and community composition in south-western Australia. *Fire. Ecol.* 16(5): 1-15. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0065-5>
- Wilman, H., J. Belmaker, J. Simpson, C. De la Rosa, M. Rivadeneira & W. Jetz.** 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology.* 95(7): 2027-2027. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Woinarski, J. C. Z. & H. F. Recher.** 1997. Impact and response: a review of the effects of fire on the Australian avifauna. *Pacific Conserv. Biol.* 3: 183-205. DOI: <https://doi.org/10.1071/PC970183>

**Editor Científico / Scientific Editor:** Augusto João Piratelli, UFSCar, Brasil / Lucas Matias Leveau, UBA, Argentina

**Recibido / Recibido / Received:** 16.03.2022

**Revisado / Revised:** 28.12.2022

**Aceito / Aceptado / Accepted:** 31.12.2022

**Publicado / Published:** 08.01.2023

**DOI:** <https://doi.org/10.5216/rbn.v20i1.72266>

**Dados disponíveis / Datos disponibles / Available data:** Repositório no informado