



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**DIVERSIDAD FUNCIONAL Y RIQUEZA DE ESPECIES EN LA COMUNIDAD
DE AVES SEGÚN LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL HUMEDAL
TUBUL - RAQUI**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para otorgar al título profesional de Ingeniera en Conservación de
Recursos Naturales

POR: Francisca Bordon Guerra

Profesor Guía: Cristóbal Pizarro Pinochet

Junio 2024

Concepción, Chile

© 2024, Francisca Bordon Guerra

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

DIVERSIDAD FUNCIONAL Y RIQUEZA DE ESPECIES DE LA COMUNIDAD
DE AVES SEGÚN LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DEL HUMEDAL TUBUL
- RAQUI




Profesor Guía

Cristóbal Pizarro

Profesor Asociado

Veterinario, PhD



Profesor Guía

Mauricio Aguayo

Colaborador Externo

Ciencias ambientales, PhD



Profesor Guía

Paola Araneda

Colaboradora Externo

Bióloga, PhD(c)

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer al Laboratorio de Estudios del Antropoceno y sus integrantes por la oportunidad de trabajar en el proyecto Fondecyt 11220784 de Refugios Bioculturales en Humedales Costeros del Centro Sur de Chile y por la disposición de compartir el conocimiento. También me gustaría agradecer al IEB FB210006 por el financiamiento de presentación a congreso de trabajo con resultados preliminares de esta tesis.

Además, agradezco a los profesores guía y co-guías por su dedicación y confianza en mi desarrollo académico, así como por su disposición para impartir conocimientos y orientarme en mi trayectoria educativa.

Deseo extender mi sincero agradecimiento a mi familia y amigos, quienes han sido un constante apoyo en cada etapa de mi vida. Un especial agradecimiento a Paula Muñoz, amiga y compañera de con la que realizamos los monitoreos.

Las aves han sido una constante fuente de inspiración en mi vida. Agradezco sinceramente los momentos de felicidad y emoción que me han brindado. Mi admiración por estas criaturas es inmensa, y espero continuar aprendiendo de su gracia y sabiduría. Ahora, me dispongo a emprender el vuelo en la búsqueda de mis sueños.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. METODOLOGÍA.....	9
2.1 Descripción del área de estudio.....	9
2.2 Diseño de muestreo.....	12
2.3 Monitoreo avifauna (método de campo	14
2.4 Riqueza de especies	15
2.5 Diversidad funcional	16
2.7 Heterogeneidad espacial	19
III. RESULTADOS	24
3.2 Diversidad funcional	26
3.3 Redundancia funcional: Relación entre riqueza de especies y riqueza funcional	28
3.4 Heterogeneidad ambiental relacionado con diversidad funcional y riqueza de especies: variables significativas de la correlación lineal	32
IV. DISCUSIÓN	39
4.1 Redundancia y resiliencia de la comunidad de aves del humedal Tubul-Raqui	39
4.2 Las aves y la heterogeneidad: la forma más que el tamaño en los parches.....	44
V. CONCLUSIONES.....	54
VI. GLOSARIO	57
VII. BIBLIOGRAFÍA	58
VIII. APÉNDICES	67
IX. ANEXO.....	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Datos estadísticos entregados por FRAGSTATS asociado a cada correlación significativa	38
--	----

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Mapa de la comuna de Arauco y del humedal Tubul Raqui.....	10
Figura 2. Mapa puntos de muestreo en el humedal Tubul-Raqui	14
Figura 3. Riqueza de especies en invierno (julio-agosto), primavera (septiembre-octubre), verano anticipado(noviembre-septiembre) y en el total de los 6 meses en los 18 puntos monitoreados.....	24
Figura 4. Riqueza funcional del ensamble de aves en invierno (julio-agosto), primavera (septiembre-octubre), verano anticipado(noviembre-septiembre) y en el total de los 6 meses en los 18 puntos monitoreados	28
Figura 5. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional estudiado en el total de los meses muestreados.....	29
Figura 6. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre julio y agosto.....	30
Figura 7. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre septiembre y octubre.	31
Figura 8. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre noviembre y diciembre.....	31
Figura 9. (a) Relación lineal entre el perímetro de los parches dominantes y la riqueza de especies (b) Relación lineal entre el índice de contigüidad de los parches dominantes y la riqueza de especies.	33
Figura 10. Riqueza de especies según el perímetro promedio de los parches.	34
Figura 11. Riqueza de especies según los índices de forma promedio de los parches.....	34
Figura 12 Relación entre riqueza funcional y el promedio del índice de forma de los parches.....	35
Figura 13. Relación entre riqueza funcional y el promedio del índice de la dimensión fractal de los parches.....	36
Figura 14. Relación entre riqueza funcional y el índice del círculo circunscrito.	37

RESUMEN

Los humedales son hábitats que albergan una gran biodiversidad debido a su alta heterogeneidad espacial y variabilidad temporal. Sin embargo, La pérdida y fragmentación del hábitat, genera deterioro del parche que impacta negativamente la riqueza de especies. Este estudio evalúa los efectos de la heterogeneidad espacial en la diversidad funcional y la riqueza de especies de aves en el humedal Tubul-Raqui. Para ello, se realizaron muestreos de riqueza y abundancia de aves en 18 puntos del humedal durante 6 meses, registrando un total de 89 especies. Con estos datos, se obtuvo la diversidad funcional mediante el paquete FD de R Studio. Posteriormente, al relacionar la riqueza de especies con la riqueza funcional, se detectó una relación asintótica en primavera y verano, demostrando redundancia funcional, aumentando la resiliencia del sistema ante perturbaciones. Por otro lado, se calculó la heterogeneidad espacial del humedal mediante métricas de forma y área-borde a nivel de parche en el software Fragstats, para evaluar la complejidad de estos y su efecto en el ensamble de aves del humedal Tubul-Raqui. Los resultados indican que un aumento del efecto borde y la complejidad de los parches reduce la calidad del hábitat, provocando una respuesta negativa en la riqueza de especies y la diversidad funcional. Estos resultados sugieren que son necesarias acciones conjuntas tanto de restauración de coberturas principales del humedal como de conservación de aves migratorias y acuáticas para asegurar la resiliencia del sistema.

ABSTRACT

Wetlands are habitats that harbor high biodiversity due to their high spatial heterogeneity and temporal variability. However, habitat loss and fragmentation generate patch deterioration that negatively impacts species richness. This study evaluates the effects of spatial heterogeneity on the functional diversity and species richness of birds in the Tubul-Raqui wetland. For this purpose, samples of bird richness and abundance were taken at 18 points in the wetland during 6 months, recording a total of 89 species. With these data, functional diversity was obtained using the R Studio FD package. Subsequently, when relating species richness to functional richness, an asymptotic relationship was detected in spring and summer, demonstrating functional redundancy, increasing the resilience of the system to disturbances. On the other hand, the spatial heterogeneity of the wetland was calculated using shape and area-edge metrics at the patch level in the Fragstats software, to evaluate the complexity of these and their effect on the bird assemblage of the Tubul-Raqui wetland. The results indicate that an increase in edge effect and patch complexity reduces habitat quality, causing a negative response in species richness and functional diversity. These results suggest that joint actions are needed to restore the main cover of the wetland and to conserve migratory birds and waterfowl to ensure the resilience of the system.

I. INTRODUCCIÓN

Los humedales son hábitats que albergan una gran biodiversidad debido a su alta heterogeneidad espacial y variabilidad temporal. Por lo que presentan una alta estabilidad ambiental, junto con una alta productividad, lo que ocasiona una mayor biodiversidad (Beltrán Benítez, 2012; Möller Doepping & Muñoz Pedreros, 1998). Los humedales al presentar ambientes heterogéneos generan más nichos ecológicos, que se podría traducir en mayor disponibilidad de diferentes alimentos (hábitats) y mayor estabilidad, lo que favorecen la habitabilidad para plantas y animales (Quintana, 2018). Por tanto, se espera que un ecosistema con mayor heterogeneidad espacial albergue una mayor diversidad de especies, ya que ofrece mayor posibilidad de habitabilidad para la flora y fauna (Beltrán Benítez, 2012; Möller Doepping & Muñoz Pedreros, 1998). Actualmente, la estabilidad y los procesos realizados por estos ecosistemas se han visto alterados negativamente por la actividad antrópica. La degradación del suelo afecta la estabilidad del ecosistema, reduciendo la diversidad biológica y los beneficios para las personas (Luraschi, 2014).

Según Ramsar (2015), el promedio de pérdida de humedales a escala mundial se encuentra entre un 64% a un 71% en el siglo XX, una cifra alarmante teniendo en consideración la importancia de los éstos por la biodiversidad, ya que a pesar de que su superficie solo cubra entre el 1 y el 3% de la superficie terrestre, los

humedales albergan aproximadamente el 40% de todas las especies mundiales y el 12% de todas las especies animales (Quintana, 2018). Además, el humedal abastece de agua, regula el clima e inundaciones, protege el litoral, en algunos se encuentran fibras útiles, pero también tiene importancia espiritual, cultural y turística. A pesar de su importancia, este se encuentra constantemente amenazado.

La fragmentación es una de las principales consecuencias de los impactos de distintas actividades humanas sobre los ecosistemas y los paisajes. La fragmentación provoca una pérdida de la conectividad entre parches que son hábitat para distintas especies. Provoca también una reducción del tamaño y calidad del hábitat y, por lo tanto, la disminución de la diversidad de flora y fauna (Forman, 1981; Lindenmayer & Fischer, 2013; Otavo & Echeverría, 2017). Este fenómeno ocurre debido a que las especies presentan distintos requerimientos de hábitat ocupando distintos lugares a lo largo de los gradientes ambientales (Lindenmayer & Fischer, 2013), por lo que una pérdida o reducción de hábitat limitaría la disponibilidad de recursos de un lugar, causando que este no sea un hábitat óptimo para algunas especies. Al analizar esta situación en escala espacial y temporal más pequeña con interacción entre especies es posible que la pérdida de especies conduzca a una reducción de la función ecológica (Isbell et al., 2017).

Las actividades que provocan fragmentación en humedales son múltiples y están asociado a cambios en el uso del suelo y la modificación de la hidrología de los humedales. Entre las actividades más comunes que fragmentan los humedales y complejizan los parches presentes, se encuentran los rellenos de humedales para la urbanización, el drenaje para la agricultura, la alteración de causes mediante la construcción de represas y canales fluviales, y también la contaminación y el sobrepastoreo del ganado que alteran praderas del humedal (Moreno & Valderrama, 2018).

El deterioro de la calidad y conectividad de los parches provoca la pérdida de hábitat para gran cantidad de poblaciones viables (McGarigal, 2015). Al analizar los humedales a escala espacial y temporal más pequeña (en una localidad y periodo de tiempo determinado), es posible detectar interacciones entre especies, no solo respecto a su composición y riqueza, sino también con relación a la función ecológica que desarrollan en el ecosistema (Isbell et al., 2017). Por lo tanto, investigar la diversidad funcional en relación con la heterogeneidad espacial de estos ecosistemas, contribuye a visualizar estrategias de recuperación y conservación de humedales que favorezcan la coexistencia de las actividades humanas con múltiples especies y contribuir a la integridad de los ecosistemas y su funcionalidad (Beltrán Benítez, 2012; Möller & Muñoz, 1998).

La investigación sobre la calidad y complejidad de los parches requiere un análisis detallado de los patrones del paisaje, que se realiza a través de modelos de estructura paisajística. Aunque la heterogeneidad espacial puede estudiarse a nivel de parche, clase o paisaje, las métricas suelen ser explícitas espacialmente solo a nivel de parche, además las métricas a nivel parche son utilizadas para caracterizar el carácter espacial y el contexto de los parches (McGarigal, 2015). Se pueden utilizar métricas de configuración en términos de parches individuales o si se tiene el número de parches presentes, estos pueden ser promediados para representar la métrica a nivel clase o paisaje (McGarigal, 2015). Destacan entre ellas las métricas de Área-Borde y Forma, las que generalmente indican la complejidad de la forma de un parche. La complejidad del parche puede ser simple y compacto o complicado e irregular, ya que se refiere a la geometría de los parches (McGarigal, 2015). Esta es relevante puesto que el tamaño de las parcelas puede modelar la riqueza de especies, ocupación y distribución en un paisaje. La evidencia sustancial respalda la fuerte correlación entre la riqueza y abundancia de aves y el tamaño del fragmento. (McGarigal, 2015; Robbins et al., 1989). Además, tanto la forma como el tamaño de los parches ejercen una influencia significativa en procesos ecológicos clave, como el efecto de borde que altera las estrategias de alimentación animal entre parches. (Forman & Godron, 1986; McGarigal, 2015).

En ecología funcional, se emplean como taxones los rasgos funcionales, que son atributos biológicos que afectan el rendimiento de los organismos (Violle et al., 2007). En esencia, los rasgos funcionales son cruciales para entender y analizar cómo los organismos interactúan y afectan la dinámica y la sostenibilidad del ecosistema (Villéger et al., 2010). Un rasgo funcional se define como un atributo morfológico, fisiológico o fenológico medible en un organismo, que está relacionado con uno o más procesos ecológicos o con la respuesta a factores ambientales (López et al., 2007). La diversidad funcional considera estos rasgos para estudiar los procesos de funcionamiento de los sistemas, con el objetivo de informar decisiones de manejo y conservación de especies y sus hábitats.

La diversidad funcional se define como “el valor, rango, distribución y abundancia relativa de los caracteres funcionales de los organismos que constituyen un ecosistema” (Casanoves et al., 2011; López et al., 2007). Además, la diversidad funcional entrega valores de la media ponderada de los rasgos funcionales en la comunidad de aves (CWM), que representa el valor del rasgo funcional predominante y se emplea frecuentemente para medir las variaciones de estos valores bajo diferentes condiciones ambientales (Bricca et al., 2019; Chelli et al., 2019; Garnier et al., 2004).

La diversidad funcional presenta cuatro componentes independientes pero que proporcionan información complementaria, estos son riqueza, uniformidad,

divergencia y distancia funcional (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). La funcional indica el espacio funcional ocupado por un conjunto de especies (Gómez-Ortiz, 2017) dentro de un nicho ecológico, el que representa un hipervolumen de n-dimensiones en un espacio funcional (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). El nicho ecológico utiliza a las especies con los valores más extremos en cada rasgo como vértice para medir el espacio funcional (Gómez-Ortiz & Moreno, 2017). Cuando la riqueza funcional presenta valores bajos, significa que existen recursos del ambiente subutilizados, es decir, que recursos potencialmente disponibles para las especies no están siendo utilizados, reduciendo la potencial productividad de un ecosistema (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). A través de la riqueza funcional (Fric) es posible estimar la redundancia funcional del sistema, afirmando que con una alta Fric la pérdida de una especie puede ser compensada por otra, lo que asegura la resiliencia de un sistema ecológico (Gómez-Ortiz, 2017).

Es fundamental que la comunidad de aves presente resiliencia, ya que según otros autores la resiliencia se puede definir como la capacidad de una comunidad para absorber perturbaciones y recuperarse sin afectar su función y estabilidad general (Côté & Darling, 2010; Ives & Carpenter, 2007; McCloy et al., 2022). Además, después de una perturbación, la recuperación no necesita volver a la composición y estructura original de la comunidad. Sino que, puede implicar la

rotación de especies, restaurando la funcionalidad original (McCloy et al., 2022; Schaefer et al., 2008).

Las aves son especies ubicuas, que presentan funciones indispensables en el ecosistema. Además, presenta uno de los taxones más conocidos y estables, sus tendencias poblacionales pueden ser indicadoras de cambios en el ambiente. Además, la distribución de las aves puede reflejar el comportamiento de otros taxones (BirdLife, 2022).

En este contexto, el presente trabajo busca evaluar los efectos de la heterogeneidad ambiental en la riqueza funcional y de especies del ensamble de aves en el humedal Tubul-Raqui. Este humedal es uno de los sitios prioritarios para la estrategia Nacional para la Conservación de la Biodiversidad (CONAMA, 2003) y la Política Regional para la Conservación de la Biodiversidad de la Región del Biobío (2017-2030), sin embargo, no se conocen aspectos de la funcionalidad del ecosistema con relación al estado de los hábitats disponibles para las aves. Las aves en el humedal Tubul-Raqui son los vertebrados más ricos y diversos que ocupan la totalidad de ambientes y hábitats del humedal. Para indagar respecto a este tema se propuso tres objetivos. Primero, identificar qué rasgos funcionales de las especies de aves presentes poseen mayor predominancia (CWM) en las distintas estaciones climáticas. Luego, comparar la relación entre diversidad funcional de las aves y la riqueza de especies entre distintas

estaciones en el humedal y, finalmente analizar qué relación existe entre la heterogeneidad ambiental del humedal, la riqueza funcional y de especies del ensamble de aves en el humedal Tubul-Raqui.

II. METODOLOGÍA

2.1 Descripción del área de estudio

El estudio se realizó en el humedal Tubul-Raqui, ubicado en la Comuna de Arauco, Provincia de Arauco, Región del Biobío, Chile. El Humedal presenta una extensión aproximada de 2.238 hectáreas, uno de los de los humedales más grandes del centro sur de Chile por lo que es categorizado como de alta importancia.

El humedal Tubul-Raqui se sitúa en el extremo sur del Golfo de Arauco ($37^{\circ}13'S$ – $73^{\circ}26'O$), a unos 17 km al sur de la ciudad de Arauco. Forma parte del sistema hidrográfico de los ríos Tubul y Raqui, que actúan como refugio y fuente de alimento para una variada biodiversidad, destacando el conjunto de aves migratorias estacionales y las grandes praderas o “espartales” de la planta halófito *Spartina densiflora* (Valdovinos et al., 2012).

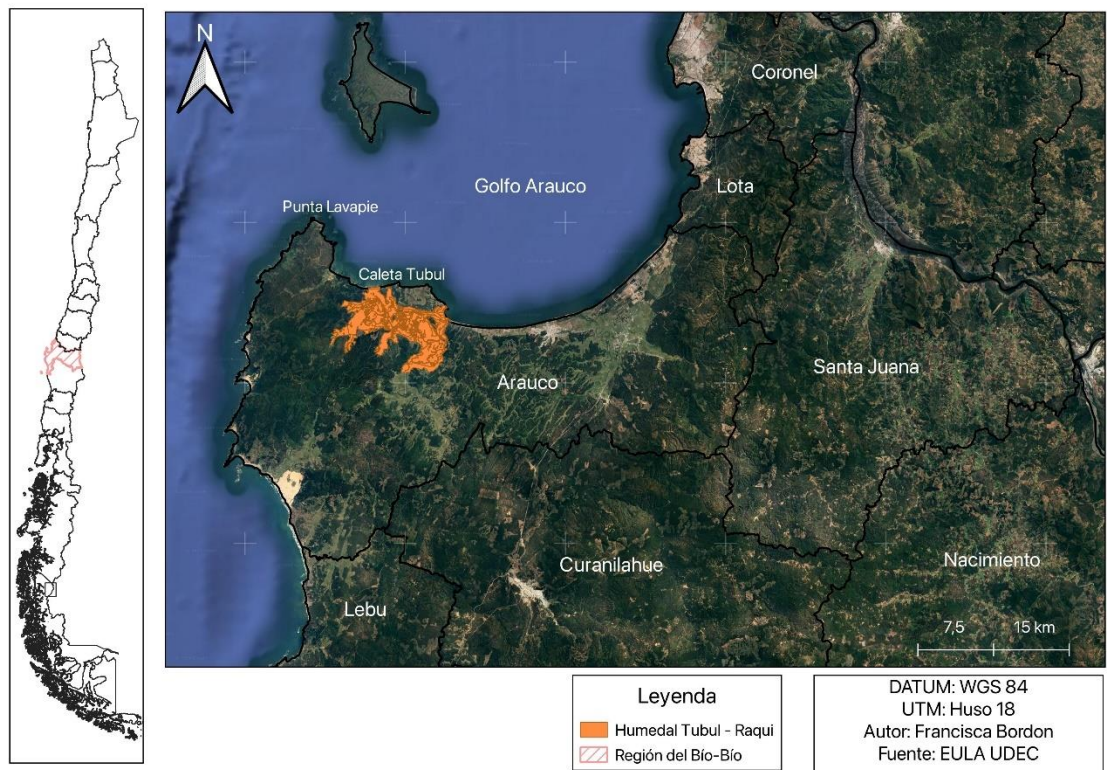


Figura 1. Mapa de la comuna de Arauco y del humedal Tubul-Raqui

El humedal es clasificado como estuario intermareal de tipo marisma, debido al contrastante gradiente de salinidad que presenta, puesto que es el sitio de transición entre aguas marino-costeras y continentales (Valdovinos et al., 2010). Según el Plan de Desarrollo Comunal de la Municipalidad de Arauco (2016), el humedal presenta principalmente un clima templado lluvioso con influencia mediterránea, clima característico de la octava región. Sin embargo, en Arauco se combinan elementos del clima con la intensidad generándose distintos tipos de clima, es por esto que se considera que el humedal Tubul-Raqui pertenece a

un clima de tipo templado costero húmedo, ya que se ubica en una zona de transición climática entre un clima templado mediterráneo cálido y un clima templado lluvioso (Vásquez, 2009), esto provoca un clima cálido con lluvias invernales y humedad atmosférica y en las tardes de primavera verano se registran vientos caracterizados por su gran velocidad. Por otro lado, según el Plan de Desarrollo Comunal del Municipalidad de Arauco (2016) la precipitación comprende entre 1.200 y 1.500 mm de agua anuales, es posible observar este fenómeno en los meses de invierno con las lluvias y los desbordes de ríos en la comuna. Además, el año 2010 Tubul y el humedal, fueron uno de los sectores más afectados por el terremoto y maremoto, lo que conllevó graves consecuencias tanto geomorfológicas como hidrológicas (Rojas et al., 2017).

El humedal Tubul-Raqui fue incorporado al Plan Nacional de Protección de Humedales 2018-2022 en donde se estableció la designación de este ecosistema como figura de área protegida denominada Santuario de la Naturaleza según el Ministerio de Medio Ambiente (2018) y el Cambio Climático, se pronuncia favorablemente a la protección del humedal Tubul-Raqui. El Plan Desarrollo del Plan Comunal de la Municipalidad de Arauco (2016) afirma el acuerdo de la aprobación de la creación del Santuario de la Naturaleza Humedal Tubul-Raqui con una superficie aproximada de 935,4 hectáreas. Por otro parte dado su relevancia, el humedal Tubul-Raqui fue declarado Sitio Prioritario bajo la Estrategia Nacional para la Conservación de la Biodiversidad (CONAMA, 2003)

y la Política Regional para la Conservación de la Biodiversidad de la Región del Biobío (2017-2030). En conjunto con esto, es uno de los 170 sitios críticos para la Ruta Migratoria de aves del Pacífico en las Américas, como punto geográfico relevante para el descanso de aves playeras de larga distancia. Tubul-Raqui es parte de la Estrategia de Conservación para las Aves Playeras del Pacífico en América (Senner et al., 2017).

Tubul destaca en la comuna de Arauco por presentar un fuerte atractivo turístico debido a su belleza escénica y paisajística en sus zonas de emplazamiento, dado que la localidad presenta sectores costeros, playa, humedal, etc.; que atrae a turistas de todas las regiones de Chile (Municipalidad de Arauco, 2019). Pero las actividades agropecuarias, los incendios para la preparación de terrenos y los proyectos energéticos son algunas de las amenazas que ponen en peligro la integridad ecológica del humedal Tubul-Raqui (Sandoval, 2020).

2.2 Diseño de muestreo

Se llevó a cabo un muestreo aleatorio estratificado en el humedal Tubul-Raqui, para determinar puntos de conteo de las aves en forma de riqueza y abundancia según las principales coberturas presentes en el humedal. Se utilizó un mapa detallado de las coberturas proporcionado por el equipo de investigadores del Centro de Ciencias Ambientales EULA. Este mapa divide al humedal en 23

coberturas, según el tipo de vegetación observada en imágenes satelitales y confirmada en terreno. Con estas coberturas, se generó una tabla de atributos y una planilla Excel con las coberturas ordenadas de mayor a menor tamaño, según su superficie en hectáreas. De esta lista, se seleccionaron las 6 coberturas más extensas, excluyendo las áreas de plantación forestal y bosque nativo, para representar de manera óptima los ecosistemas acuáticos del humedal. Además, se agregaron dos puntos de muestreo en coberturas de cuerpo de agua en los ríos Tubul y Raqui. Debido a que según Valdovinos et al. (2012) el humedal Tubul-Raqui, al ser un estuario intermareal tipo marisma, mantiene un marcado gradiente de salinidad por los ríos pluviales y las respectivas desembocaduras. Este enfoque permitió abordar los objetivos de la investigación de manera efectiva, asegurando una representación completa y significativa del área de estudio.

Con las coberturas seleccionadas, se realizó una nueva tabla, con la respectiva superficie de la cobertura o estrato y la cantidad de puntos de muestreo se determinó según el esfuerzo de muestreo requerido para el monitoreo del humedal Tubul-Raqui. Posteriormente, se ocupó la herramienta Random Points del software ArcGis (Esri, 2020), para lanzar puntos al azar en cada estrato según la superficie de la cobertura. Los puntos se distanciaron cada 200 metros para evitar recontar especies. Finalmente, se obtuvo un mapa con 18 puntos de

muestreo al azar en estratos definidos por mayor importancia y superficie (Chávez & Cordero, 2012).

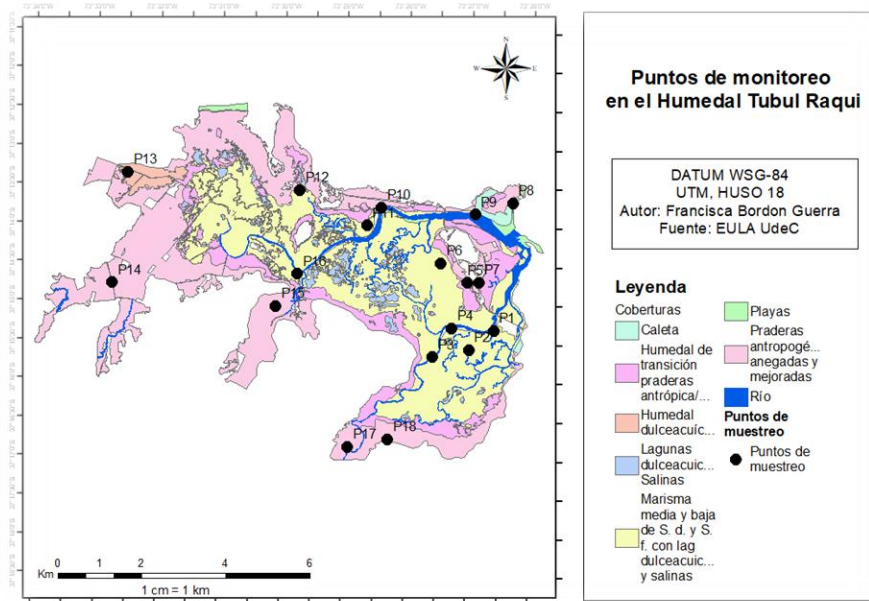


Figura 2. Mapa puntos de muestreo en el humedal Tubul-Raqui.

2.3 Monitoreo avifauna (método de campo)

En cada uno de los 18 puntos se utilizó la metodología de puntos de conteo de radio. Al llegar al punto de muestreo se espera un total de 5 minutos para que el lugar retome la calma, posteriormente se registraron las aves avistadas y escuchadas cada punto durante 10 minutos, en un radio de 150 m. Esto con el fin de abarcar gran radio del humedal en los lugares desprovistos de vegetación.

Durante cada punto de muestreo se registró la cantidad de individuos de todas las especies observadas u oídas (Musalem & Bonacic Salas, 2014)

Durante el monitoreo, se emplearon binoculares con un aumento de 10x y un diámetro de lente de 42 mm, así como un telescopio terrestre con un aumento de 15-45x y un diámetro de lente de 65 mm, para mejorar la visualización de las aves durante el muestreo. También se utilizó una cámara para fotografiar las aves difíciles de identificar en el campo, lo que permitió realizar la identificación posteriormente a partir de las imágenes registradas.

Al finalizar el conteo en cada punto, se realizó *playback* (señuelo acústico) mediante parlantes para detectar especies elusivas, tales como, *Porzana spiloptera*, *Ixobrychus involucris*, *Laterallus jamaicensis* y *Pseudocolopteryx citreola*. Tras cada conteo, se reprodujo una vez la vocalización principal del ave y luego se guardó silencio para percibir si esta vocaliza devuelta (Musalem & Bonacic Salas, 2014).

2.4 Riqueza de especies

Se utilizó la información de las especies registradas durante el monitoreo de aves realizado en el muestreo para calcular la riqueza por punto de muestreo y por estaciones. Para la estimación de la riqueza de especies, basada en los patrones

observados en el campo, se empleó el software RStudio (R Development Core Team, 2023). Los datos fueron organizados de dos maneras: primero, para obtener resultados más generales, se ordenó la riqueza y la abundancia relativa de aves en los seis meses muestreados; y luego, se agruparon los datos por estación: invierno (julio y agosto), primavera (septiembre y octubre) y verano anticipado (noviembre y diciembre). Esta organización permitió generar correlaciones más específicas entre la riqueza de especies y la riqueza funcional.

Las estaciones se identificaron según la precipitación acumulada, la temperatura del aire y las observaciones en el terreno durante los seis meses estudiados. De acuerdo con la red agrometeorológica del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) (2023), la precipitación acumulada en julio y agosto fue de aproximadamente 230 y 299 mm, respectivamente, con una temperatura del aire de 9 y 9.4°C. Entre septiembre y octubre, la precipitación acumulada fue de 322 y 51.2 mm, respectivamente, con un aumento de la temperatura a 10.1 y 11.5°C. Finalmente, en noviembre y diciembre, la precipitación acumulada fue de 84.3 y 46.4 mm, respectivamente, y la temperatura subió a 12.5 y 15.1°C.

2.5 Diversidad funcional

2.5.1 Rasgos funcionales

Para evaluar la diversidad funcional primero se identificaron y describieron 11 rasgos funcionales asociados a las aves, los que fueron seleccionados para determinar cómo un organismo responde frente al ambiente y cómo el funcionamiento del ecosistema se ve potencialmente influenciado por las distintas especies (Negret, 2016). Se buscó abarcar la mayor cantidad de funciones (rasgos funcionales que describen cómo el ave utiliza los nichos ecológicos del ecosistema), sin caer en la colinealidad entre rasgos funcional de estos.

En esta investigación, para estimar la diversidad funcional, se escogieron cuatro rasgos funcionales de historia de vida, tres conductuales y cuatro rasgos funcionales morfológicos (revisar Apéndice.2). Los que fueron seleccionados tomando en cuenta que sean datos de fácil medición u obtención, replicables con otras investigaciones y no caer en la colinealidad entre los rasgos funcionales.

2.5.2 Riqueza funcional y CWM

La diversidad funcional se midió a través de la riqueza funcional (Fric), una métrica de diversidad funcional a partir de la riqueza y los rasgos funcionales escogidos.

La riqueza funcional no puede interpretarse directamente (Villéger et al., 2010), ya que los datos de cada punto de muestreo presentan diferente riqueza en las distintas estaciones por lo que fueron procesadas mediante la utilización del software R (R Development Core Team, 2023), con el paquete FD generado por Laliberté & Legendre (2010) (Laliberté & Legendre, 2010). El que requiere de la riqueza y rasgos funcionales asociados a cada especie presente para estimar la diversidad funcional.

Además, al estimar la diversidad funcional con el paquete FD, también entrega el promedio ponderado de los rasgos funcionales en la comunidad (CWM). En el humedal Tubul-Raqui los CWM fueron identificados para las 3 estaciones y para el total de los 6 meses, en donde los valores más altos reflejan que existen gran cantidad de individuos en la comunidad que poseen ese rasgo funcional presente en su grupo funcional, ya que se estima mediante la riqueza, abundancia absoluta y los rasgos funcionales; es decir, es valor del rasgo funcional predominante en la comunidad (Bricca et al., 2019; Chelli et al., 2019; Garnier et al., 2004).

2.6 Análisis estadístico relación riqueza de especies y riqueza funcional

Se realizó una correlación entre la riqueza de especies y la riqueza funcional en invierno, primavera, verano anticipado y para los 6 meses muestreados utilizando distintos modelos de regresión en el software R studio (R Development Core

Team, 2023). Posteriormente para determinar el modelo óptimo para cada variable respuesta, se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) (Martínez et al., 2009) en el software R studio (R Development Core Team, 2023), donde se escogió el menor valor de Akaike de cada modelo de regresión en las distintas estaciones y en el total de 6 meses. Una relación asintótica refleja la existencia de redundancia funcional en el ensamble. Mientras que una relación lineal indica una contribución proporcional de las especies a la riqueza funcional (Teichert et al., 2017).

2.7 Heterogeneidad espacial

El análisis de la heterogeneidad espacial se midió a través áreas de influencia (buffer) alrededor de los puntos de conteo, con el fin de capturar mayor parte de variabilidad espacial de los hábitats (Redon et al., 2014). En el software ArcGIS (Esri, 2020), se crearon áreas de amortiguamiento con radios de 150 m (con una resolución espacial de 1.2 píxeles), 300 m (con una resolución espacial de 2.4 píxeles) y 450 m (con una resolución espacial de 3.6 píxeles) alrededor de los 18 puntos de muestreo ubicados dentro de la cartografía proporcionada por el equipo del EULA. Posteriormente estas fueron ingresadas al software Fragstats (McGarigal & Marks, 1995) en formato ráster junto a la tabla descriptiva de coberturas. En Fragstats (McGarigal & Marks, 1995) se evaluó la heterogeneidad espacial a través de las métricas de Área- Borde y Forma, a nivel parche.

Dentro de las métricas de Área-Borde se estimó el perímetro (PERIM) para el promedio de los parches y para el parche dominante. A medida que el perímetro de un parche aumenta, incrementa su efecto borde (McGarigal, 2015).

Por otro lado, dentro de la métrica de Forma se estimaron los índices perímetro-área (PARA), índice de forma (SHAPE), índice de dimensión fractal (FRAC), índice del círculo circunscrito (CIRCLE) e índice de contigüidad (CONTIG) para el promedio de los parches y para el parche dominante. El índice PARA es una medida simple de la complejidad de la forma sin estandarización euclidiana, inicia desde el 0 e incrementa a medida que aumenta la complejidad del parche, pero varía con el tamaño del parche (McGarigal, 2015).

El índice de forma (SHAPE) constituye una medida de la complejidad morfológica de un parche específico. A diferencia de otros índices, el SHAPE supera la limitación inherente a la dependencia del tamaño del parche al compararlo con una forma estándar, típicamente un cuadrado, de dimensiones equivalentes. Este índice se calcula mediante la división del perímetro del parche (medido en metros) dividido por la raíz cuadrada de su área (también en metros), ajustada por una constante que corresponde a la forma estándar, en este caso, el cuadrado. Inicialmente, este índice toma el valor de uno cuando el parche es de

forma cuadrada y aumenta conforme el parche se torna más complejo e irregular (McGarigal, 2015).

La dimensión fractal (FRAC) representa el grado de complejidad de las formas planas, reflejando la complejidad de la forma de un parche. Se calcula como dos veces el logaritmo del perímetro del parche (m) dividido por el logaritmo del área del parche (m), ajustado por una constante (para corregir el sesgo del tamaño de parche). Cuando FRAC se encuentra más cercano al valor uno posee una forma con perímetro similar al cuadrado (simple), a medida que este aumenta significa que existe una desviación en la geometría euclidiana, por lo que, al acercarse al valor dos indica formas con perímetros muy complejos (McGarigal, 2015).

El índice del círculo circunscrito (CIRCLE), genera una medida de alargamiento de la forma del parche basado en la relación entre el área del parche y el área del círculo circunscrito pequeño, este no varía con el tamaño del parche y se calcula como uno menos el área del parche (m) dividido por el área (m) del más pequeño círculo circunscrito (McGarigal, 2015).

El índice de contigüidad de celdas (CONTIG) evalúa la conexión espacial, o contigüidad, de las células dentro de un parche de celda de cuadrícula por lo que refleja la configuración de los límites del parche. El valor del índice es igual a 0 para un parche de un píxel y aumenta hasta un límite de 1 a medida que la

conexión entre las celdas dentro del parche aumenta, indicando un parche menos complejo y más regular, es decir, aumenta a medida que el borde del parche se vuelve más regular (McGarigal, 2015).

2.8 Análisis estadístico relación heterogeneidad ambiental y riqueza de especies y riqueza funcional

Se realizó un análisis de correlación (r Pearson) en el software R studio (R Development Core Team, 2023), entre los índices de heterogeneidad espacial a nivel parche, con la riqueza de especies y la riqueza funcional, para determinar la relación existente entre las variables de fragmentos y la riqueza de especies (Duque, et al., 2013). El coeficiente de correlación de Pearson va de -1 a +1, donde el cero indica que no existe relación y mientras que cercano a 1 (sin importar el signo) presenta una mayor fuerza de asociación entre las variables (Dagnino, 2014). En esta investigación se analizaron aquellas relaciones que presentan un coeficiente de Pearson mayor a 0.5 o menor a -0.5. Posteriormente, se identificaron aquellas que presenta un coeficiente de Pearson mayor a 0.5 o menor a -0.5 y se contabilizaron significativas aquellas correlaciones que presenten un p -value < 0.05 .

A nivel parche se utilizaron dos valores para los distintos índices utilizados en la base de datos de correlación. Se utilizaron los valores del promedio del parche

por punto muestreado (promedio de todos los parches dentro del buffer) y también se utilizaron los valores de los parches dominantes de cada punto muestreado.

III. RESULTADOS

3.1 Riqueza de especies

En los 18 sitios muestreados durante 6 meses se obtuvo una riqueza total de 89 especies (Figura 3), donde las especies con mayor abundancia relativa total son el *Rynchops niger*, *Vanellus chilensis*, *Larus dominicanus*, *Mareca sibilatrix*, *Himantopus mexicanus* con un porcentaje de individuos muestreados de 20.1%, 9.8%, 9.1%, 6.2% y 5.5% respectivamente, con relación al total de especies muestreadas.

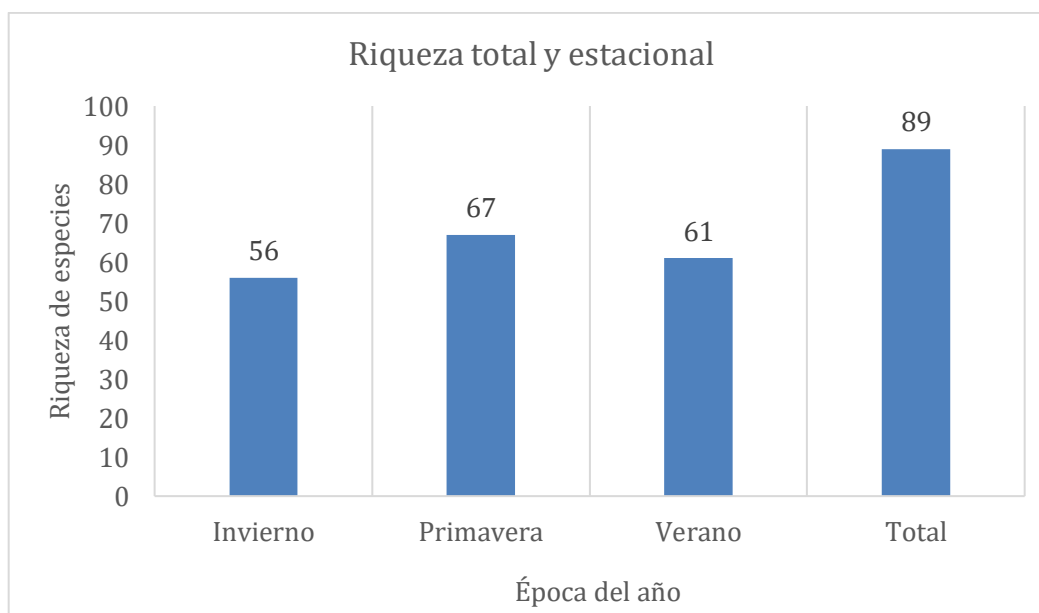


Figura 3. Riqueza de especies en invierno (julio-agosto), primavera (septiembre-octubre), verano anticipado(noviembre-septiembre) y en el total de los 6 meses en los 18 puntos monitoreados.

Al calcular la riqueza mensual en el total de puntos muestreados, el mes que presentó mayor cantidad de especies fue el mes de octubre con 57 especies de aves, seguido por el mes de septiembre, noviembre, diciembre, julio y agosto, con valores de 53, 50, 49, 48 y 47 especies, respectivamente. Esto se puede ver reflejado al estimar la riqueza estacional (Figura 3) puesto que primavera es la estación con mayor riqueza con 67 especies, seguido por verano anticipado e invierno con 61 y 56 especies respectivamente.

En los 6 meses estudiados y 18 puntos muestreados, se obtuvo un total de 14 órdenes y 33 familias. El orden con mayor cantidad de especies fue Passeriformes con 33 especies, seguido del Charadriiformes con 14 especies. Por otro lado, los órdenes representados por solo 1 especie son Caprimulgiformes, Strigiformes y Tinamiformes.

Durante el monitoreo de invierno, primavera y verano anticipado, se observó que el orden con mayor número de especies registradas fue Passeriforme, con 21, 24 y 20 especies respectivamente. Le siguió el orden Charadriiforme, con 8, 11 y 13 especies respectivamente, y Anseriformes, con 6, 10 y 6 especies respectivamente.

3.2 Diversidad funcional

3.2.1 Rasgos funcionales: valor de cada rasgo funcional

Al estimar la diversidad funcional con el paquete FD, esta también entrega el peso de los distintos rasgos funcionales (CWM) utilizados al momento de calcular los índices. para los 18 puntos muestreados en las distintas estaciones y cada estación por separado (Apéndice B1).

Se obtuvo que en invierno los 4 atributos funcionales con mayor peso fueron: omnívoro (nicho trófico), pastizal (hábitat preferencial), carroñero (nicho trófico) y frugívoro (nicho trófico), por lo que los rasgos funcionales con mayor dominancia es el ecológico y el nicho espacial. En cambio, en la estación de primavera predominaron los atributos: omnívoro (nicho trófico), tolerancia de hábitat antrópico (ausencia de hábitat antrópico), humedal (hábitat preferencial), frugívoro (nicho trófico), por lo que según las especies presentes en primavera predominaron los rasgos de historia de vida. En la estación de verano anticipado los cuatro atributos con mayor peso fueron la ausencia en hábitat antrópico (Tolerancia hábitat antrópico), parcialmente migratorio (migración), seguido del humedal (hábitat preferencial) y arbóreo (hábitat preferencial), predominando el rasgo nicho espacial y conductual.

En el total de los 6 meses muestreados se obtuvo que los cuatro atributos funcionales de mayor peso son ausencia en hábitat antrópico (tolerancia hábitat antrópico), omnívoro (nicho trófico), frugívoro (nicho trófico) y humedal (hábitat preferencial), predominando aquellos rasgos funcionales ecológicos y nicho espacial.

3.2.2 Riqueza funcional

Al estimar la diversidad funcional estacional en el total de puntos muestreados, la estación que presentó mayor riqueza funcional es la estación de invierno con un Fric de 71.44, seguido del verano con un Fric de 50.25 y la estación de primavera presento el Fric más bajo con un valor de 15.25 (Figura 4).

En el total de los 6 meses estudiados y 18 puntos muestreados, se obtuvo que la comunidad de aves (89 especies) del humedal Tubul-Raqui presenta una riqueza funcional de 0.04.

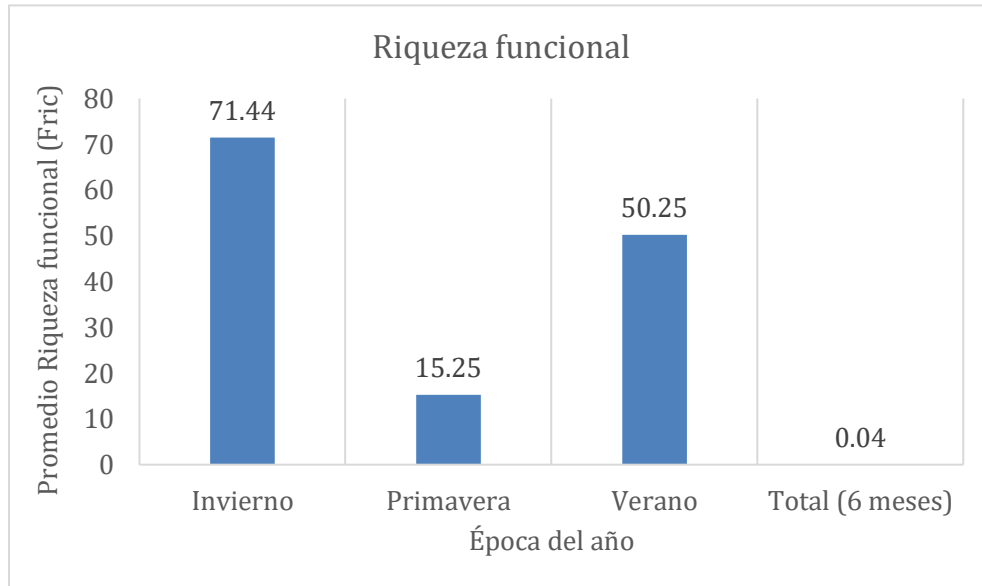


Figura 4. Riqueza funcional del ensamble de aves en invierno (julio-agosto), primavera (septiembre-octubre), verano anticipado (noviembre-septiembre) y en el total de los 6 meses en los 18 puntos monitoreados.

3.3 Redundancia funcional: Relación entre riqueza de especies y riqueza funcional

La riqueza funcional se encuentra estrechamente relacionada a la riqueza de especies, se reveló que solo en la estación de invierno existe un modelo lineal, mientras que en las otras estaciones se presenta un efecto de saturación de la relación, utilizando términos cuadráticos o cúbicos en los modelos de regresión. Entre los meses de julio y diciembre (Figura 5), en los 18 puntos de muestreo se observó una asíntota entre la riqueza de especies y la riqueza funcional (Figura 5), a medida que aumenta la riqueza de especies aumenta la riqueza funcional

de forma proporcional, pero esto ocurre hasta llegar a un límite, luego a medida que se sigan agregando especies al sistema, no significa que continuarán aumentando la cantidad de rasgos funcionales presentes.

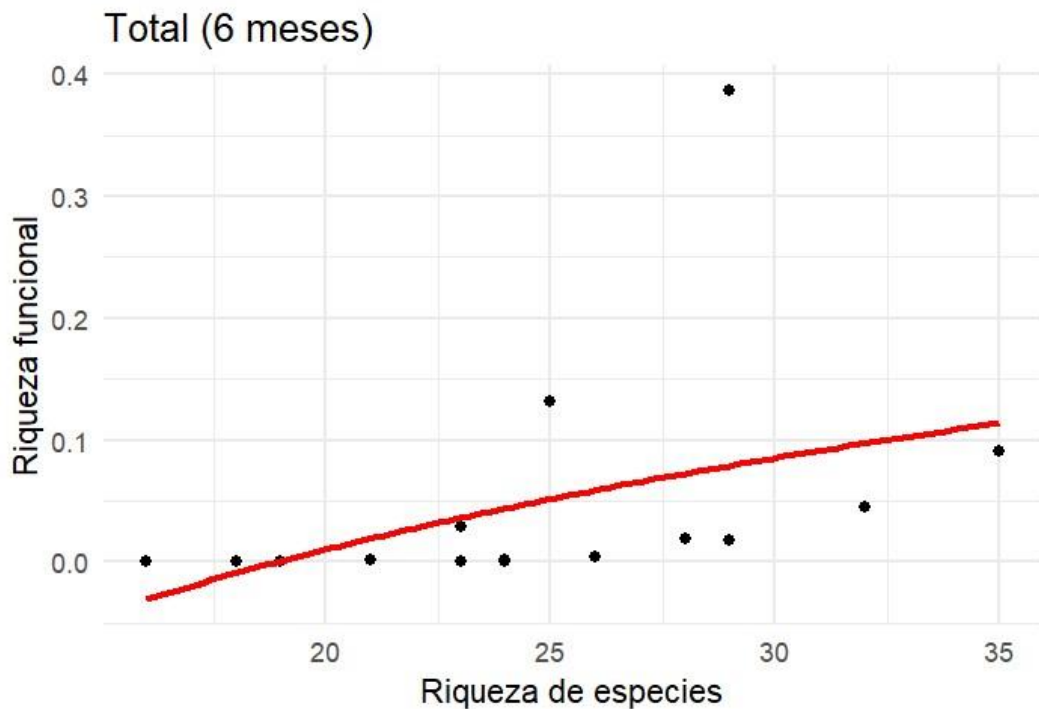


Figura 5. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional estudiado en el total de los meses muestreados.

En invierno (Figura 6) se observó una relación lineal con pendiente entre la riqueza de especies y la riqueza funcional, ya que a medida que aumenta la cantidad de especies en el humedal, aumenta la riqueza funcional. Para esta relación se utilizó un modelo de regresión lineal.

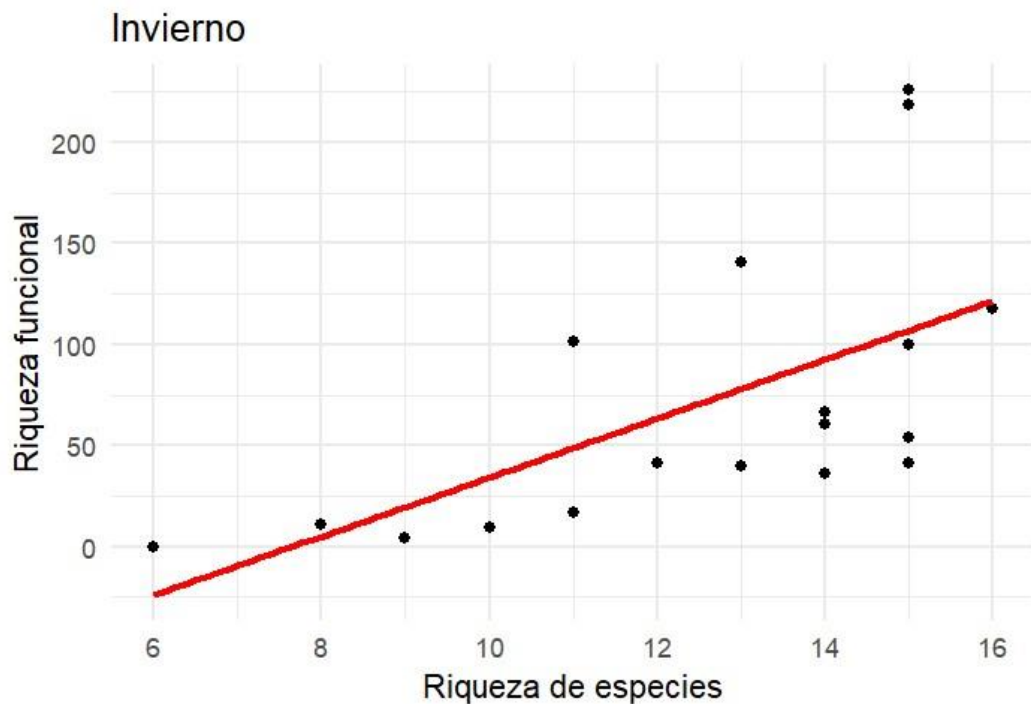


Figura 6. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre julio y agosto.

En cambio, en el mes de primavera (Figura 7) se observó una asíntota entre la riqueza de especies y la riqueza funcional del ensamble de aves, donde el modelo de regresión que mejor se ajusta a los datos es el polinomio al cuadrado. De igual manera en la estación de verano (Figura 8) se observó una asíntota entre la riqueza de especies y la riqueza funcional. A medida que aumenta la cantidad de especies, aumenta la riqueza funcional de la comunidad de aves. El modelo que mejor se ajusta a los datos es el polinomio al cubo.

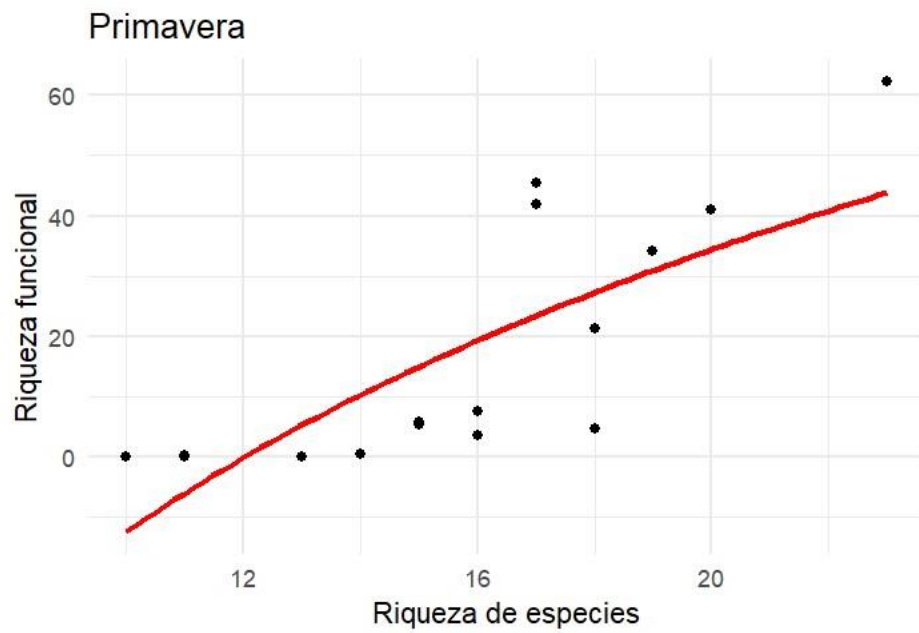


Figura 7. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre septiembre y octubre.

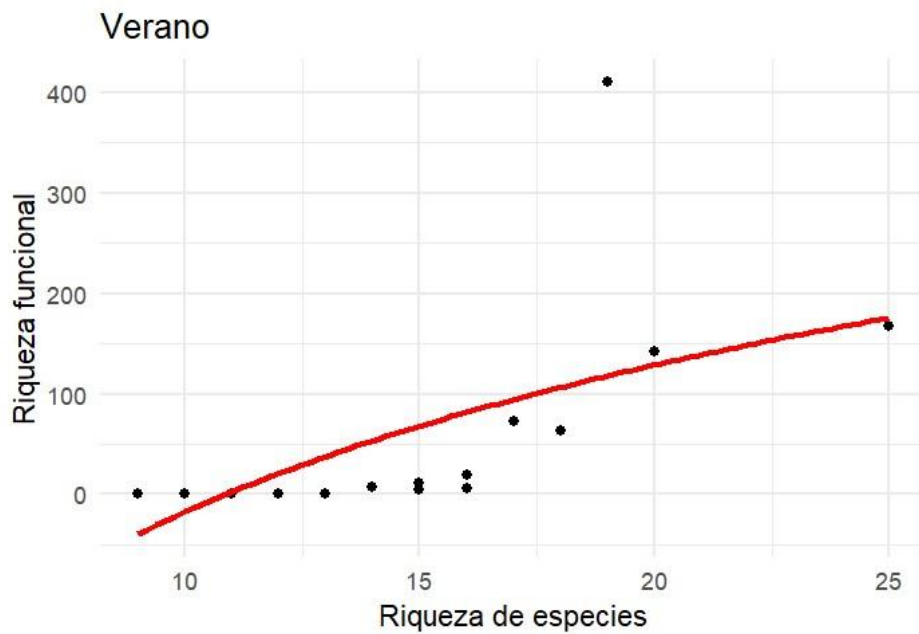


Figura 8. Correlación entre riqueza de especies y riqueza funcional entre noviembre y diciembre.

3.4 Heterogeneidad ambiental relacionado con diversidad funcional y riqueza de especies: variables significativas de la correlación lineal

Al evaluar los efectos de la heterogeneidad espacial sobre la riqueza de especies y riqueza funcional del ensamble de aves en las distintas escalas utilizadas, se obtuvieron correlaciones significativas entre índices de parche (en el buffer de 300 m) y la riqueza funcional y de especies. Sin embargo, no se obtuvieron correlaciones significativas al relacionar los buffers de 150 y 450 m de radio con la riqueza funcional y de especies. A continuación, se presentan solo aquellos resultados que presentan correlación significativa lineal.

En primer lugar, al relacionar las distintas métricas del paisaje con la riqueza de especies se registraron 4 correlaciones lineales según el coeficiente de Pearson mayor. Se obtuvo una correlación lineal positiva (Figura 9a) entre la relación perímetro-área (PARA) del parche dominante y la riqueza de especies, en donde a medida que aumenta la complejidad de la forma del parche, aumenta la riqueza de especies. Por otra parte, el índice de contigüidad de los parches dominantes (CONTIG_dom) presenta una correlación lineal negativa con la riqueza de especies (Figura 9b).

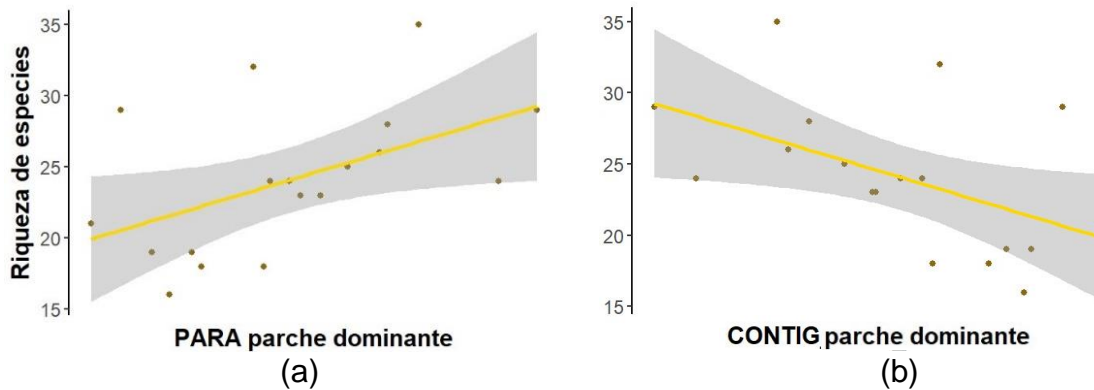


Figura 9. (a) Relación lineal entre el perímetro de los parches dominantes y la riqueza de especies (b) Relación lineal entre el índice de contigüidad de los parches dominantes y la riqueza de especies.

También se obtuvo que a medida que aumenta el perímetro promedio (PERIM_prom) de los parches, la riqueza de especies disminuye (Figura 10). Al igual que PERIM, se obtuvo que el índice de forma (SHAPE) presenta una correlación lineal negativa con la riqueza de especies, es decir, a medida que aumenta la complejidad del promedio de parches, disminuye la riqueza de especies (Figura 11).

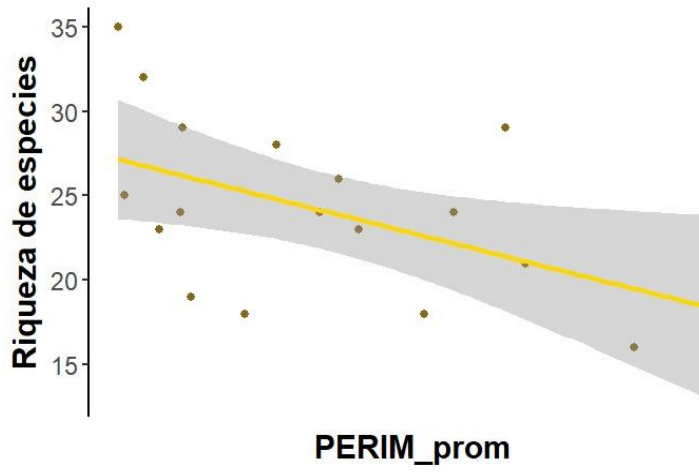


Figura 10. Riqueza de especies según el perímetro promedio de los parches.

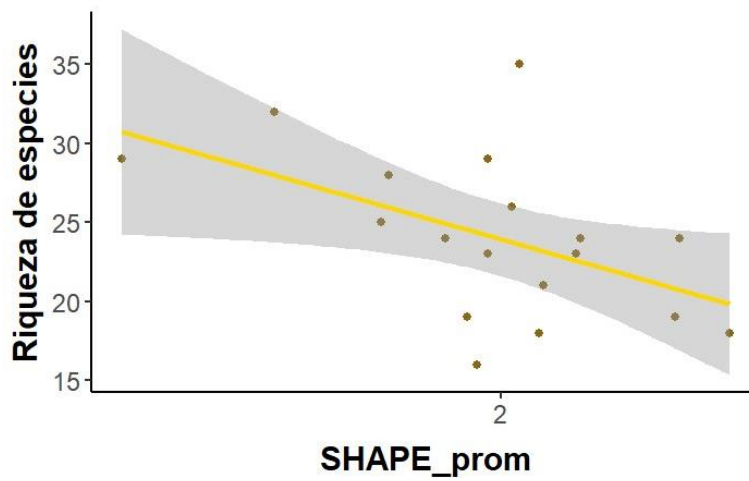


Figura 11. Riqueza de especies según los índices de forma promedio de los parches.

En segundo lugar, al relacionar las métricas a nivel de parche con la riqueza funcional se registraron 3 correlaciones con un coeficiente de Pearson mayor a 0.5 o menor a -0.5. Se obtuvo que existe correlación lineal negativa entre el promedio del índice de forma del parche (SHAPE) y la riqueza funcional (Figura 12), es decir, disminuye la riqueza a medida que el parche se vuelve más complejo.

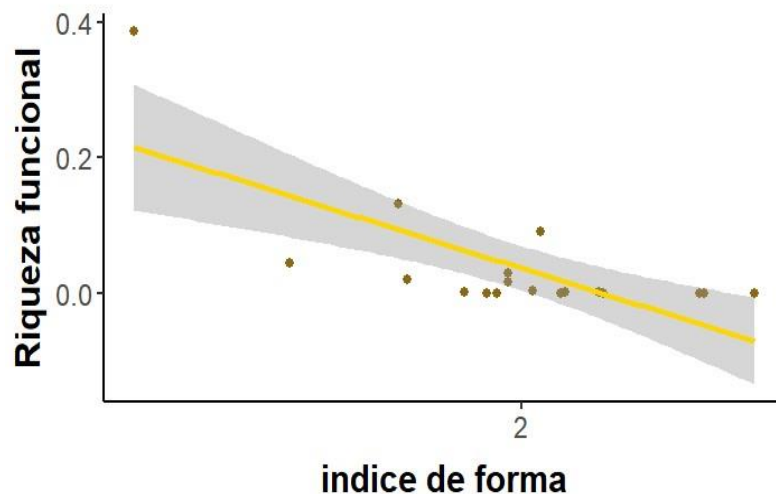


Figura 12 Relación entre riqueza funcional y el promedio del índice de forma de los parches.

Al igual que en SHAPE, se obtuvo correlación lineal negativa entre la Dimensión Fractal promedio de los parches y la riqueza funcional, es decir, a medida que el índice FRAC es más cercano a dos, significa que aumenta la complejidad de la forma del parche. Por lo que en el humedal Tubul-Raqui al aumentar la complejidad del parche, disminuyó la riqueza de especies (Figura 13).

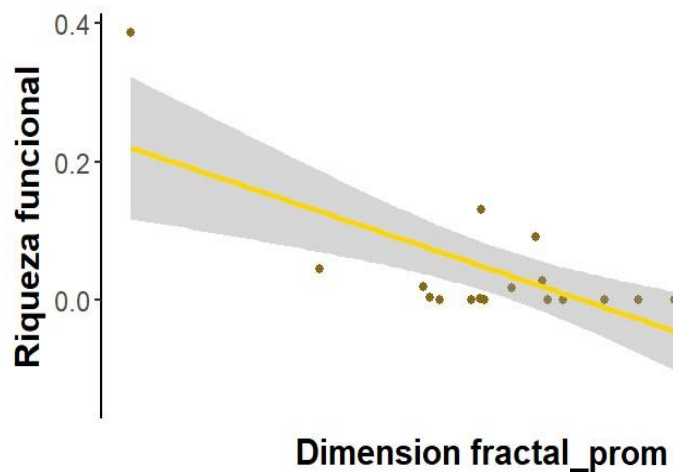


Figura 13. Relación entre riqueza funcional y el promedio del índice de la dimensión fractal de los parches.

También se obtuvo una correlación lineal negativa entre el CIRCLE_prom y la riqueza funcional, es decir, a medida que aumenta el círculo circunscrito relacionado (relación entre el área del parche y el área del círculo circunscrito más pequeño), disminuye la riqueza funcional presente en el ensamble de aves (Figura 14).

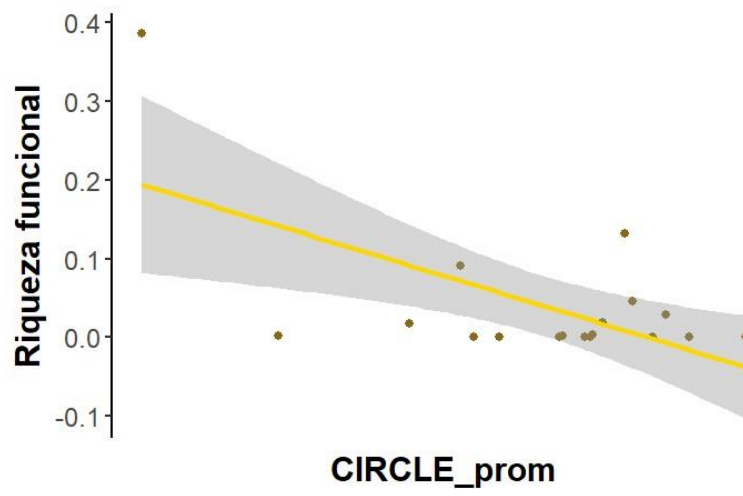


Figura 14. Relación entre riqueza funcional y el índice del círculo circunscrito.

Tabla 1. Datos estadísticos entregados por FRAGSTATS asociado a cada correlación significativa

	Coeficiente de Pearson	P-value	F-statistic
PARA_dominante - Riqueza de especies	0.51	0.03	5.50 on 1 and 16 DF
CONTIG_dominante - Riqueza de especies	-0.51	0.03	5.56 on 1 and 16 DF
PERIM_promedio - Riqueza de especies	-0.52	0.03	5.88 on 1 and 16 DF
SHAPE_promedio - Riqueza de especies	-0.50	0.03	5.44 on 1 and 16 DF
SHAPE_promedio - Riqueza funcional	-0.73	0.00	18.15 on 1 and 16 DF
FRAC_promedio - Riqueza funcional	-0.70	0.00	15.49 on 1 and 16 DF
CIRCLE_promedio - riqueza funcional	-0.61	0.00	9.53 on 1 and 16 DF,

IV. DISCUSIÓN

Esta investigación reúne los primeros antecedentes de la relación que existe entre heterogeneidad espacial, diversidad funcional y riqueza de especies del futuro Santuario de la Naturaleza Humedal Tubul-Raqui. Se encontraron 81, especies distribuidas en el humedal, que está compuesto por 23 coberturas satelitales, donde la heterogeneidad espacial cumple un papel que es necesario discutir desde el punto de vista de ecología de la avifauna y de los humedales costeros en el centro sur de Chile. Además, es fundamental discutir acerca de la redundancia funcional puesto que se relaciona con la resiliencia del ensamble de aves en el tiempo.

4.1 Redundancia y resiliencia de la comunidad de aves del humedal Tubul-Raqui

La riqueza de especies y la riqueza funcional están estrechamente relacionadas en el humedal Tubul-Raqui, por lo que coincide con otros autores que afirman que los valores esperados de Fric aumentan monótonicamente a medida que se incrementan el número de especies en el ecosistema (Mouchet et al., 2010; Ding et al., 2013). Para el total de 6 meses muestreados hay una relación asintótica, debido a que ambas variables aumentaron monótonicamente, pero llegan a cierto límite en el que, si continúa aumentando el número de especies, la riqueza funcional se mantiene, también se analizó esto a una escala temporal más

pequeña (estaciones). Donde, la estación de verano presentó una relación lineal, que aumentan proporcionalmente. En primavera y verano, a diferencia del invierno, se observa un efecto de saturación entre la riqueza de especies y la riqueza funcional, indicando la existencia de redundancia funcional en estas estaciones.

Los resultados coinciden con otros autores explican que, con el incremento del número de especies en un ecosistema, es más probable que estas presenten diferencias funcionales, de esta manera, una relación asintótica entre la riqueza de especies y la diversidad funcional reflejaría la redundancia funcional de las comunidades (Flynn et al., 2009; Gómez & Moreno, 2017). La redundancia en comunidades y ecosistemas, indica que múltiples especies pueden desempeñar roles similares, lo que significa que la ausencia de alguna de ellas tendría un impacto limitado (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). En efecto, en el humedal Tubul-Raqui solo se observó redundancia funcional en la estación de primavera y verano, por lo que en invierno se asume que cada especie es principalmente única y presentan rasgos particulares (Negret, 2016). La eliminación de especies provocaría impactos directos en los procesos del ecosistema (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Scherer-Lorenzen, 2009).

Al analizar los datos de la estación de primavera, se puede observar que en esta estación se presenta la mayor riqueza de especies (Figura 3) con 67 especies,

pero también posee el Fric más pequeño, con un valor de 15.2. Valores bajos de Fric significa que hay más especies usando los mismos nichos ecológicos, es decir, las especies poseen rasgos funcionales similares. Además, puede indicar que existen recursos potencialmente disponibles que no están siendo utilizados (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). Al analizar la relación de riqueza de especies y Fric (Figura 7), se sugiere que existe redundancia funcional en el ensamble de aves de primavera, por lo que se revisaron los datos de la riqueza de especies que estuvieron presentes en primavera, pero que no estuvieron en el mes de invierno y verano. Resultando un total de 11 especies que solo se encontraron en primavera, estas fueron: *Aphrastura spinicauda*, *Asio flammeus*, *Eugralla paradoxa*, *Fulica leucoptera*, *Fulica rufifrons*, *Pelecanus thagus*, *Phrygilus patagonicus*, *Spatula platalea*, *Spatula versicolor*, *Spinus barbatus*, *Sylviorthorhynchus desmursii*. Al comparar los rasgos funcionales de estas especies con el resto de la comunidad de aves presentes en primavera se observa que estas especies pertenecen a los mismos grupos funcionales, presentando rangos de tolerancia ambiental similar, de manera que sus funciones pueden ser realizadas por otra especie (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015). Además, se observa que de las 11 especies encontradas solo en primavera, 54,54% de ellas presentan una alimentación asociada al agua (nicho trófico: herbívoro y depredador acuático), 36,36% de ellas presenta un rasgo funcional de estilo de vida acuático y 36,6% tiene como hábitat preferencial el humedal. Por tanto, se sugiere que el régimen hídrico podría haber limitado los

recursos potencialmente disponibles para las aves, restringiendo la utilización de recursos a ciertos gremios funcionales, ya que los niveles de agua determinan los recursos disponibles para las distintas especies (Lorenzón et al., 2019).

Al analizar la relación que existe entre riqueza de especies con Fric en la estación de verano también se sugiere que puede existir redundancia funcional en el ensamble de aves del humedal Tubul-Raqui. Por lo que se revisaron los datos de la riqueza de especies que estuvieron presentes en verano, pero que no estuvieron en el mes de invierno y primavera. Resultando un total de 9 especies que solo se encontraron en el verano anticipado, estas fueron: *Calidris bairdi*, *Falco peregrinus*, *Ixobrychus involucris*, *leucophaeus pipixcan*, *Parabuteo unicintus*, *Podiceps major*, *Sterna hirundinacea*, *Sula variagata*, *Thalasseus elegans*. Al contrastar los rasgos funcionales asociadas a estas especies y el resto de las especies registradas podemos observar que existen similitudes en las características funcionales de las especies presentes tanto de morfología, como de conducta o estilo de vida, es decir, existen especies en el ensamble de aves que pertenecen a grupos funcionales similares, pudiendo reemplazarse entre sí y teniendo rangos de tolerancia ambiental parecidos (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015).

Al analizar los rasgos funcionales de las 9 especies que solo están presentes en verano, llamó la atención que en los rasgos de conducta solo *Podiceps major*

pertenece a una conducta residente. En cambio, el resto de las 8 especies presentan una conducta migrante, en donde un 62% pertenecen a aves migratorias y un 48% pertenecen a aves parcialmente migratorias. Por este motivo, se sugiere que en el humedal Tubul-Raqui existe redundancia funcional en la estación de verano producto de la llegada de las aves migratorias. Esto puede ocurrir debido a que las especies contribuyen de forma distinta al nicho ecológico, existen especies que pueden tener una contribución aditiva cuando su función es única en el ecosistema, o ser redundantes cuando varias especies realizan la misma función, de modo que la pérdida de una especie puede ser compensada funcionalmente por otra (Farias & Jaksic, 2011; Flynn et al., 2009; Gómez & Moreno, 2017; Petchey & Gaston, 2006), en el caso de Tubul-Raqui, tomando en cuenta el periodo estudiado y los rasgos funcionales elegidos, se sugiere que las especies aditivas serían las que se encuentran presentes la mayoría del año, en cambio las especies redundantes serían especies migratorias.

En este sentido, la ecología funcional permite analizar la vulnerabilidad de un sistema al considerar cómo se complementan y se solapan funcionalmente las especies que lo integran (Negret, 2016; Walker, 1992). Por esto, se sugiere que el ensamble de aves que habita en el humedal Tubul-Raqui en la estación de invierno puede indicar que existen recursos potencialmente disponibles que no

están siendo utilizados. A diferencia de la primavera y el verano anticipado, donde existe redundancia funcional de la comunidad de aves.

La redundancia funcional es de gran importancia ya que están relacionados con la resiliencia de individuos, poblaciones y comunidades (Negret, 2016). Lo que concuerda con otros autores quienes afirman que la resiliencia es la capacidad que posee una comunidad para absorber perturbaciones y recuperarse sin afectar su función y estabilidad general (Côté & Darling, 2010; Ives & Carpenter, 2007; McCloy et al., 2022). Hay que tener en cuenta que la recuperación no implica volver a la composición y estructura original de la comunidad, sino que se restaure la funcionalidad original del sistema (McCloy et al., 2022; Schaefer, et al., 2008). Por lo que la redundancia funcional refleja la resiliencia de la comunidad de aves del humedal Tubul-Raqui en el tiempo. Este resultado puede estar ajustado a un sesgo, ya que la estimación de la diversidad funcional depende de los rasgos funcionales medidos y en los procesos ecológicos estudiados (Negret, 2016).

4.2 Las aves y la heterogeneidad: la forma más que el tamaño en los parches.

La literatura existente respalda la idea de que un aumento en la heterogeneidad espacial suele asociarse con una mayor riqueza de especies y riqueza funcional. Stein et al. (2014), en un metaanálisis que abarcó 1148 estudios, destacaron esta

relación positiva promedio entre la heterogeneidad espacial y la riqueza de especies, a diversas escalas y tipos de heterogeneidad. Sin embargo, los resultados de esta investigación sugieren que la heterogeneidad espacial medida a través de métricas del paisaje no es el factor determinante, ni más influyente en la riqueza de especies y riqueza funcional en el humedal Tubul-Raqui.

Al analizar el humedal Tubul-Raqui, se encuentran correlaciones significativas a nivel de parche, donde la heterogeneidad de los parches dominantes incide positivamente en la riqueza de especies, mientras que la heterogeneidad del promedio de los parches afecta negativamente tanto a la riqueza de especies como a la funcionalidad.

4.2.1 Riqueza de aves y la heterogeneidad espacial a nivel parche: Parches dominantes

Al explorar las relaciones entre los índices de heterogeneidad espacial de los parches dominantes y la riqueza de especies, se observa que solo hubo correlación significativa de los índices PARA y CONTIG, ambos relacionados con la forma del parche. Se observa que el índice PARA aumenta a medida que se complejiza la forma del parche, presentando una correlación positiva con la riqueza de especies, pero este índice varía con el tamaño de parche (McGarigal, 2015), es por esto que debe ser respaldado junto a otro índice. En el caso del

humedal Tubul-Raqui, el índice CONTIG también presenta una respuesta positiva de la comunidad de aves frente a la complejidad de parches, y es complementario al índice PARA puesto que refleja la forma del parche, (McGarigal, 2015). Es decir, para este estudio, ambos índices demuestran, que la riqueza de especies aumenta con el aumento de la complejidad, es decir que parches más irregulares poseen mayor riqueza de especies.

Además, en el análisis del Apéndice 3 se identificó que los hábitats predominantes, en los 18 puntos de muestreo, son principalmente marisma, pradera, humedal de transición, humedal dulceacuícola y río, representando 9, 6, 1, 1 y 1 puntos respectivamente. Resultando ser un análisis sesgado, puesto que, en los 18 puntos de muestreo, el 50% de los parches corresponden a la cobertura de marisma y más del 33% a la cobertura de pradera. Esta predominancia de ciertos tipos de cobertura en los parches de mayor superficie, junto con el análisis de métricas de forma en los parches dominantes, sugiere que, al analizar parches de coberturas similares, cuando estos presentan contornos irregulares y estructuras complejas podría promover la diversidad biológica al proporcionar una gama más amplia de microhábitats y nichos ecológicos. En el caso de Tubul-Raqui el 83,3% de las coberturas dominantes en los puntos de muestreo son marisma y pradera, lo que indica una posible limitación en la disponibilidad de recursos en los parches dominantes para las especies de aves, por lo que, al aumentar la complejidad de estos parches, aumentan los recursos disponibles y

por tanto la riqueza de especies presentes. Este hallazgo coincide con investigaciones anteriores que destacan cómo la diversidad de aves se ve favorecida por la variedad de hábitats y variedad de cultivos y las zonas inundadas, que ofrecen una mayor diversidad de recursos para la alimentación y el refugio de especies (Apeno & Apont, 2022).

4.2.2 Riqueza de las aves y la heterogeneidad espacial a nivel parche: Promedio de los parches

Por otro lado, al explorar las relaciones entre los índices de heterogeneidad obtenido del promedio de los parches y la riqueza de especies, se observa que solo hubo correlación significativa con los índices de PERIM y SHAPE, los que pertenecen a métrica de área-borde y métrica de forma respectivamente.

El perímetro se considera como un borde, la intensidad y distribución de estos bordes son aspectos críticos del patrón del paisaje. Es decir, el efecto borde proviene de una fragmentación de hábitat el que genera una la interacción de dos ecosistemas adyacentes y tiene efectos negativos sobre las especies (Murcia, 1995). En el caso del humedal Tubul-Raqui se observó que, a medida que aumenta el borde de los parches, disminuye la riqueza de especies. Lo que coincide con Santos & Tellería (2006) quienes afirman que cuando se observa un efecto de borde cada vez más pronunciado en un parche, provoca efectos

negativos sobre las especies que se refugian en los parches. Además, cuando múltiples bordes convergen, los efectos del borde se pueden intensificar, cambiando la estructura del hábitat, disponibilidad de alimento y las interacciones entre especies, lo que altera la distribución de aves en el paisaje altamente fragmentado (Fletcher et al., 2005). Al analizar los rasgos funcionales (Anexo 1) se puede observar que hay especies que utilizan distintos recursos del humedal y tienen distintos estilos de vida, por lo que no todas las especies responden de igual forma al efecto borde, existiendo especies más generalistas y especialistas de hábitat, en este trabajo esta valorizado según el número de hábitats descritos para cada ave según la UICN (IUCN, 2023).

Esta relación se ve respaldada por el índice de forma (SHAPE), métrica de forma que mide la complejidad de la forma de un parche, pero que supera las limitaciones que presenta PARA, puesto que lo compara con una forma estándar de igual tamaño (McGarigal, 2015). En el caso del humedal Tubul-Raqui se encontró relación significativa de que a medida que los parches se vuelven más complejos e irregulares, disminuye la riqueza de especies. Lo que coincide con otros autores quienes afirman que la forma y el área del parche son los que determinan cuanto hábitat borde hay presente en el parche, pudiendo alterar la ocupación del parche (Helzer and Jelinski, 1999; Shake et al., 2012). Por ejemplo, las aves de matorral prefieren parches largos, y evitan la forma irregular de los parches (Shake et al., 2012).

Para este estudio, ambos índices demuestran que en el caso del humedal Tubul-Raqui existen correlaciones significativamente negativas con la riqueza de especies debido a que un incremento en el efecto borde produce una disminución del hábitat de interior y por ende un deterioro de la calidad del hábitat, causando efectos negativos en las especies que se refugian en los fragmentos (Santos & Tellería, 2006) y favorece la invasión de especies generalistas, aumentando la competencia y depredación entre especies, lo que afecta funciones ecosistémicas como la dispersión de semillas y polinización, y provoca cadenas de extinción locales (Aizen & Feisinger, 1994, Tallmon et al., 2003).

4.2.2 Riqueza funcional del ensamble de aves y la heterogeneidad espacial a nivel parche: Promedio de los parches

A diferencia de la riqueza de especies, la diversidad funcional no respondió de la misma forma al conjunto de datos de heterogeneidad espacial del humedal Tubul-Raqui, pero ambos presentaron relaciones significativamente negativas. Al correlacionar los índices de heterogeneidad obtenidos del promedio de los parches y la riqueza funcional del ensamble de aves en el total de los meses monitoreados, se observó que la riqueza funcional está fuertemente relacionada con la riqueza de especies. Además, se observa que el índice de forma (SHAPE),

fue el único índice que obtuvo respuesta significativa de la riqueza de especies y de la riqueza funcional del ensamble de aves.

En el humedal Tubul-Raqui la riqueza funcional respondió de forma significativamente negativa al aumento del índice SHAPE, FRAC Y CIRCLE, los tres pertenecientes al índice de forma. En donde SHAPE aumenta a medida que aumenta la irregularidad de los parches. La dimensión fractal (FRAC) refleja la complejidad de la forma de un parche, pero supera la limitación de PERIMETRO (McGarigal, 2015) y el círculo circunscrito (CIRCLE), genera una medida de alargamiento de la forma del parche que no depende del tamaño del parche, pero, que a diferencia de FRAC no varía con el tamaño de la celda (McGarigal, 2015).

En el humedal Tubul-Raqui los tres índices reflejan que la riqueza funcional respondió de forma significativamente negativa frente a métricas de forma, específicamente al incremento de complejidad del parche. Ya que a medida que aumenta la irregularidad del parche, incrementa el efecto borde y disminuye el área núcleo, lo que provoca una disminución en la calidad del parche pudiendo alterar la supervivencia de especies residentes (Santos & Tellería, 2006). Además, según Fletcher (2005), mientras mayor complejidad e irregularidad exista en la geometría de los parches mayor será el impacto en la distribución de aves y por ende en la riqueza funcional del ensamble de aves presentes en los parches del humedal Tubul-Raqui. Es decir, al aumentar la complejidad del

parche, disminuye la riqueza funcional, lo que podría implicar una reducción en la productividad de un ecosistema, puesto que indica que ciertos recursos potencialmente disponibles no están siendo utilizados por las aves. (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

4.2.3 Las aves y la heterogeneidad: la forma más que el tamaño en los parches y otros posibles factores.

De las 36 correlaciones realizadas entre métricas de Área-borde y Forma evaluado a nivel parche, evaluado en tres escalas distintas, a través de buffer de radio 150, 300 y 450 m, solo se obtuvieron 7 correlaciones significativas. Sin embargo, los resultados reflejan que a medida que la geometría de los parches se vuelve más compleja y la convergencia de múltiples bordes de parches aumenta, indica mayor fragmentación, generando grandes consecuencias para la distribución de aves (Fletcher et al., 2005).

La existencia de la fragmentación ha provocado cambios en la calidad de los parches, debido a la gran cantidad de factores bióticos y físicos que han sido alterados (Fletcher , et al., 2005; Murcia, 1995; Ries et al., 2004), esto sumado a la pérdida de hábitat genera cambios progresivos en la configuración del parche, provocando la reducción del tamaño medio de los parches y el aumento de fragmentos de hábitat disminuyen gradualmente las poblaciones sostenidas por

cada fragmento (Santos & Tellería, 2006). Además, al aumentar el efecto borde y la complejidad de los parches influye en la diversidad de aves (Fletcher et al., 2005), ya que el aumento de la relación perímetro/superficie expone más el hábitat fragmentado a diversas interferencias de los hábitats periféricos, conocidos como "matriz de hábitat" provocando un creciente aumento del efecto borde que reduce la calidad del hábitat afectando a las especies que lo utilizan (Santos & Tellería, 2006). Además, se observó que en el humedal Tubul-Raqui existen 3 métricas de forma del parche que presentan una correlación negativa significativamente fuerte con la riqueza funcional. Las correlaciones indican que, al aumentar la complejidad de un parche, disminuye la riqueza funcional, lo que indica que existe mayor cantidad de recursos potencialmente disponibles no aprovechados por las aves, provocando una reducción en la productividad de un ecosistema (Córdova-Tapia y Zambrano, 2015).

Este estudio sugiere que pueden existir otros factores tanto antrópicos y/o naturales que estén influyendo de manera más directa a la riqueza de especies y riqueza funcional, como por ejemplo el régimen hidrológico. Esto coincide con otros autores que afirman que los humedales fluviales son vistos como sistemas extremadamente dinámicos, donde la estacionalidad del clima y las variaciones hidrológicas afectan los patrones temporales en el ensamble de aves, puesto que los niveles de agua determinan los recursos disponibles para las distintas especies (Lorenzón, et al., 2019). Además, Blanco (1999) afirma que la cantidad

y variedad de aves acuáticas que viven en un humedal están influenciadas por varios factores, como el régimen hidrológico, el tamaño y la diversidad del área, así como la estructura de la vegetación. Esto se puede ver reflejado en el humedal Tubul-Raqui por la alta presencia de aves acuáticas durante el periodo de invierno y primavera. Puesto que a medida que las condiciones del hábitat en los humedales fluviales varían, cambian los niveles de agua, se favorecen diferentes especies, lo que genera patrones de rotación de especies a lo largo del tiempo (Lorenzón, et al., 2019).

V. CONCLUSIONES

En el presente estudio se trabajó con la riqueza de especies y la riqueza funcional, componentes clave de la diversidad funcional. La riqueza de especies se obtuvo a través de muestreos, y esta información, junto con las abundancias de especies, se utilizó para calcular la diversidad funcional. Un aspecto crucial para evaluar la diversidad funcional es la selección de rasgos funcionales, ya que determinan cómo las aves utilizan los recursos del ecosistema. Es importante incluir una variedad amplia de rasgos funcionales sin caer en colinealidad de rasgos (rasgos que proporcionan información muy similar). Además, los rasgos seleccionados deben ser fáciles de medir u obtener.

Se observaron leves diferencias entre la riqueza de especies entre estaciones, mostrando grandes cambios en la composición de especies, pero la cantidad se mantuvo relativamente estable (rango de riqueza: 56 a 67 especies). Sin embargo, la riqueza funcional presentó grandes diferencias entre estaciones y en el total de los meses muestreados. Esta investigación enfatiza en la relación de riqueza de especies y riqueza funcional del ensamble de aves del humedal Tubul-Raqui, donde presenta redundancia funcional principalmente en primavera y verano anticipado. La redundancia funcional es fundamental para identificar la resiliencia funcional, es decir, la capacidad de la comunidad para mantener o recuperar sus funciones ecosistémicas después de una perturbación. En el

invierno puede ser por a la presencia de aves migratorias y parcialmente migratorias, lo que se complementa con el alto valor que presento el rasgo de conducta parcialmente migratoria en los CWM, probablemente debido a la llegada de grandes bandadas de aves migratorias.

Pero en primavera llama la atención que haya sido la estación con mayor riqueza de especies y menor riqueza funcional, ya que, a pesar de la gran cantidad de especies muestreadas, estas presentan similitud en sus gremios funcionales, donde al analizar las especies presentes en primavera y ausentes en invierno y verano se puede observar que destacan los rasgos funcionales de preferencia de hábitat humedal y nicho trófico acuático. Lo que es complementado con los mayores valores de los CWM. Por lo que se sugiere estudiar el régimen hidrológico presente en el humedal Tubul-Raqui, ya que los humedales fluviales son vistos como sistemas extremadamente dinámicos, que pueden estar influenciado tanto por los ríos, mareas y precipitaciones, pudiendo afectar los patrones temporales en el ensamble de aves, ya que los niveles de agua determinan los recursos disponibles para las distintas especies

Por otro lado, también se evaluó la heterogeneidad espacial, que presenta una influencia significativa en la riqueza funcional y de especies del ensamble de aves en el humedal Tubul-Raqui. Aunque no se encontraron relaciones significativas a nivel de paisaje o clase, a nivel de parche se identificó que la métrica de forma

del parche es un factor clave. A medida que los parches se vuelven más complejos y presentan mayor efecto borde, la calidad de los parches disminuye, lo que provoca una reducción tanto en la riqueza de especies como en la funcional. Ambas riquezas respondieron de manera similar a la disminución de la calidad del parche. Además, la irregularidad de los parches, junto con su tamaño y cantidad en los buffers analizados, indica que existe fragmentación en el humedal Tubul-Raqui, lo que afecta negativamente la riqueza de especies y la riqueza funcional del ensamble de aves.

Para futuros estudios, se recomienda desarrollar una metodología estandarizada y replicable en distintos lugares, ya que las aves son indicadores sensibles de cambios ambientales y proporcionan una gran cantidad de información. La diversidad funcional es una herramienta valiosa para la toma de decisiones y futuras medidas de conservación en los territorios, para identificar zonas críticas para la biodiversidad.

VI. GLOSARIO

CÍRCULO: Índice de círculo circunscripto.

CONTIG: Índice de contigüidad.

Diversidad funcional: Dimensión de la biodiversidad que permite analizar los roles o funciones de las especies.

FRAC: Índice de dimensión fractal.

PARA: Relación entre el perímetro parche (m) y el área (m).

PERIM: Perímetro del parche.

Riqueza de especies: Número total de especies que se encuentran en un hábitat, ecosistema, paisaje, área o región determinada.

Riqueza funcional (Fric): Representa la cantidad de espacio funcional disponible ocupado por un ensamblaje de especies.

SHAPE: Índice de forma.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75(2), 330-351.

Ambiente, M. d. M. POLITICA REGIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LA REGIÓN DEL BIOBIO 2017-2030

Apeno, A., & Aponte, H. (2022). Caracterización de la diversidad de aves en un humedal altamente intervenido del Pacífico suramericano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(179), 380-392.

Arruda Almeida, B. d., Green, A. J., Sebastian-Gonzalez, E., & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PloS one*, 13(7), e0200959.

Beltrán Benítez, M. (2012). Transformaciones espaciales y valoración social del humedal Rocuant Andalién (Concepción, Chile): Período de 1950 a 2011.

BirdLife, R. S. (2022). El último informe de SEO/BirdLife dibuja el peor panorama jamás registrado. *Aves y naturaleza*(38), 20-23.

Blanco, D. E. (1999). Los humedales como hábitat de aves acuáticas. In A. I. Malvárez (Ed.), *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica* (Vol. 2, pp. 208-217). Montevideo, Uruguay: ORCYT-UNESCO.

Bricca, A., Conti, L., Tardella, M. F., Catorci, A., Iocchi, M., Theurillat, J.-P., & Cutini, M. (2019). Community assembly processes along a sub-Mediterranean elevation gradient: analyzing the interdependence of trait community weighted mean and functional diversity. *Plant Ecology*, 220(12), 1139-1151.

Carmona-Galindo, V. D., & Carmona, T. V. (2013). La Diversidad de los Análisis de Diversidad La Diversidad de los Analisis de Diversidad [The Diversity of Diversity Analyses]. *Bioma*.

Casanoves, F., Pla, L., & Di Rienzo, J. A. (2011). Valoración y análisis de la diversidad funcional y su relación con los servicios ecosistémicos. *Serie técnica. Informe técnico*.

Chelli, S., Marignani, M., Barni, E., Petraglia, A., Puglielli, G., Wellstein, C., Campetella, G. (2019). Plant–environment interactions through a functional traits perspective: a review of Italian studies. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 153(6), 853-869.

Chávez Escobar, F., Cordero, C. (2012). Manual para Evaluación de Línea Base Componente Fauna Silvestre. Gobierno de Chile.

Córdova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87.

Côté, I. M., & Darling, E. S. (2010). Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *PLoS biology*, 8(7), e1000438.

Dagnino, J. (2014). Coeficiente de correlación lineal de Pearson. *Chil Anest*, 43(1), 150-153.

Ding, Z., Feeley, K. J., Wang, Y., Pakeman, R. J., & Ding, P. (2013). Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82(4), 781-790.

Duque, A., Álvarez, E., Rodríguez, W., & Lema, Á. (2013). Impacto de la fragmentación en la diversidad de plantas vasculares en bosques andinos del nororiente de Colombia. *Colombia forestal*, 16(2), 115-137.

Esri. (2020). ArcGIS Desktop: Release 10.8 [Software]. Environmental Systems Research Institute.

Farias, A. A., & Jaksic, F. M. (2011). Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. *Journal of Animal Ecology*, 80(4), 809-817.

Fletcher Jr, R. J. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74(2), 342-352.

Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., . . . DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.

Forman, R. G., & Godron, M. M.(1986): *Landscape Ecology*. New York.

Forman, R. T. (1981). Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology.
Perspectives in landscape ecology, 35-48.

Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., . . . Bellmann, A. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630-2637.

Gómez–Ortiz, Y., & Moreno, C. (2017). La diversidad funcional en comunidades animales: una revisión que hace énfasis en los vertebrados. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(2), 165-174.

Helzer, C. J., & Jelinski, D. E. (1999). The relative importance of patch area and perimeter–area ratio to grassland breeding birds. *Ecological applications*, 9(4), 1448-1458.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (2023). Red de Estaciones Agrometeorológica de INIA. Ministerio de agricultura. <https://agrometeorologia.cl/> consulta: julio, 2024.

Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Díaz, S., Hector, A., . . . Duffy, J. E. (2017). Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature*, 546(7656), 65-72.

IUCN. (2023). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>. Consulta: enero 2023.

Ives, A. R., & Carpenter, S. R. (2007). Stability and diversity of ecosystems. *Science*, 317(5834), 58-62.

Jonathan, E. (1995). *AVES las grandes migraciones*. Tusquets: Materia viva.

Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.

Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2013). *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*: Island Press.

López Ordóñez, J. P. (2013). Protocolo de medición de atributos funcionales para campo y colecciones biológicas para el grupo de aves de páramos y humedales de Colombia.

Lorenzón, R. E., Beltzer, A. H., Olguin, P. F., León, E. J., Sovrano, L. V., Antoniazzi, C. E., & Ronchi-Virgolini, A. L. (2019). Temporal variation of bird assemblages in dynamic fluvial wetlands: seasonality and influence of water level and habitat availability. *Revista de Biología Tropical*, 67(6), 1131-1145.

Luraschi, I. (2014). CBD PLATAFORMA INTERGUBERNAMENTAL CIENTÍFICO-NORMATIVA SOBRE DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS.

Martín-López, B., González, J. A., Díaz, S., Castro, I., & García-Llorente, M. (2007). Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, 16(3).

Martinez, D. R., Albin, J., Cabaleiro, J., Pena, T., Rivera, F., & Blanco, V. (2009). El Criterio de Información de Akaike en la Obtención de Modelos Estadísticos de Rendimiento. Paper presented at the Conference: XX Jornadas de Paralelismo.

Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *OIKOS*, 111(1), 112-118.

McCloy, M. W., Andringa, R. K., & Grace, J. K. (2022). Resilience of avian communities to urbanization and climate change: An Integrative Review. *Frontiers in Conservation Science*, 3, 918873.

McGarigal, K., & Marks, B. (1995). Fragstats 4.2 [Software]. University of Massachusetts, Amherst, USA.

McGarigal, K. (2015). FRAGSTATS help. University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 182.

Municipalidad de Arauco. (2016). Plan de Desarrollo Comunal (PLADECO) Arauco 2016-2019.

Möller Doepking, P., & Muñoz Pedreros, A. (1998). Humedales y educación ambiental: guía práctica para padres, profesores y monitores.

Moore, J. W. (2016). *Anthropocene or capitalocene?: Nature, history, and the crisis of capitalism*: Pm Press.

Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876

Mouillot, D., & Wilson, J. B. (2002). Can we tell how a community was constructed? A comparison of five evenness indices for their ability to identify

theoretical models of community construction. *Theoretical Population Biology*, 61(2), 141-151.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.

Musalem, M., & Bonacic Salas, C. (2014). Manual para el monitoreo de fauna silvestre en Chile.

Negret, B. E. S. (2016). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Otavo, S., & Echeverría, C. (2017). Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.

Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758.

Quintana, R. (2018). Humedales, biodiversidad y servicios eco sistémicos.¿ Hacia dónde vamos?

Ramsar, C. (2015). El Cuarto Plan Estratégico para 2016-2024. In: Recuperado de:[\https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents

R Development Core Team (2023). (version12.1)[Software]. Disponible en: www.https://www.r-project.org/

Redon, M., Berges, L., Cordonnier, T., & Luque, S. (2014). Effects of increasing landscape heterogeneity on local plant species richness: how much is enough? *Landscape Ecology*, 29(5), 773-787.

Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491-522.

Roa Moreno, D. R., & Triana Valderrama, A. M. (2018). *Determinación de los efectos de la fragmentación de hábitat sobre los servicios ecosistémicos en los humedales el manantial, las tinguas y las piedras del tunjo del municipio de facatativá, cundinamarca y su valoración económica.*

Robbins, C. S., Dawson, D. K., & Dowell, B. A. (1989). Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, 3-34.

Sandoval Nova N.E. 2020. Modificaciones causadas por el terremoto 8, 8 MW del 2010 sobre el humedal costero Tubul Raqui: una propuesta emergética para lograr una evaluación ambiental holística. Tesis Doctoral. Universidad de Concepción. Departamento de Sistemas Acuáticos. Concepción, Chile. 264. p.

Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2).

Schaefer, H. C., Jetz, W., & Böhning-Gaese, K. (2008). Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus adaptation. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 38-49.

Scherer-Lorenzen, M. (2009). Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. *Biodiversity: structure and function. Encyclopedia of life support systems*, 1, 68-88.

Senner, S., Andres, B., & Gates, R. (2017). Estrategia de Conservación de las Aves Playeras de la Ruta del Pacífico de las Americas. In: National Audubon Society.

Shake, C. S., Moorman, C. E., Riddle, J. D., & Burchell, M. R. (2012). Influence of patch size and shape on occupancy by shrubland birds. *The Condor*, 114(2), 268-278.

Smith, B., & Wilson, J. B. (1996). A consumer's guide to evenness indices. *OIKOS*, 70-82.

Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology letters*, 17(7), 866-880.

Tallmon, D. A., Jules, E. S., Radke, N. J., & Mills, L. S. (2003). Of mice and men and trillium: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological applications*, 13(5), 1193-1203.

Teichert, N., Lepage, M., Sagouis, A., Borja, A., Chust, G., Ferreira, M. T., . . . Argillier, C. (2017). Functional redundancy and sensitivity of fish assemblages in European rivers, lakes and estuarine ecosystems. *Scientific Reports*, 7(1), 17611.

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277(5330), 1300-1302.

Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J., Yang, J., Sayol, F., . . . Barber, R. A. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology letters*, 25(3), 581-597.

Turvey, S. T., & Crees, J. J. (2019). Extinction in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R982-R986.

Vaccaro, A. S., & Bellocq, M. I. (2019). Diversidad taxonómica y funcional de aves: Diferencias entre hábitats antrópicos en un bosque subtropical. *Ecología austral*, 29(3), 391-404.

Valdovinos, C., Muñoz, M. D., Sandoval, N., Vásquez, D., & Olmos, V. (2010). Desastres naturales y biodiversidad: el caso del humedal costero Tubul-Raqui.

Valdovinos, C., Sandoval, N., Vásquez, D., & Olmos, V. (2012). El humedal costero Tubul-Raqui: Un ecosistema chileno de alto valor de conservación

severamente perturbado por el terremoto del 2010. *Humedales costeros: aportes científicos a su gestión sustentable*, 391-442.

Vásquez, D. (2009). *Delimitación y zonificación de los humedales costeros de Lengua y Tubul-Raqui: Orientaciones para el Ordenamiento Territorial de la Región del Bío-Bío*. tesis para optar al título de Geógrafo, Universidad de Concepción,

Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, 20(6), 1512-1522.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *OIKOS*, 116(5), 882-892.

Walker, B. H. (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*, 6(1), 18-23.

Wagler, R. (2011). The anthropocene mass extinction: An emerging curriculum theme for science educators. *The American Biology Teacher*, 73(2), 78-83.

WWF. (2023). Informe planeta vivo 2020. Retrieved from https://www.wwf.cl/sala_redaccion/campanas/planetavivo/

VIII. APÉNDICES

Apéndice 1. Listado de especies registradas en el humedal Tubul-Raqui entre los meses de julio y diciembre del año 2023.

Orden	Familias	Nombre científico	Nombre común
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Peuco
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Bailarín
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Circus cinereus</i>	Vari
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas flavirostris</i>	Jergon chico
Anseriformes	Anatidae	<i>Netta peposaca</i>	Pato negro
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas georgica</i>	Jergon grande
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i>	Pato gargantillo
Anseriformes	Anatidae	<i>Mareca sibilatrix</i>	Pato real
Anseriformes	Anatidae	<i>Spatula platalea</i>	Pato cuchara
Anseriformes	Anatidae	<i>Spatula cyanoptera</i>	Pato colorado
Anseriformes	Anatidae	<i>Spatula versicolor</i>	Pato capuchino
Anseriformes	Anatidae	<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne de cuello negro
Anseriformes	Anatidae	<i>Coscoroba coscoroba</i>	Coscoroba
Caprimulgiformes	Trochilidae	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor chico
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Jote de cabeza negra

Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote de cabeza roja
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoy chico
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy grande
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris bairdii</i>	Playero de baird
Charadriiformes	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana
Charadriiformes	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota Cahuil
Charadriiformes	Laridae	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Gaviota de franklin
Charadriiformes	Laridae	<i>Rynchops niger</i>	Rayador
Charadriiformes	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	Pilpilén común
Charadriiformes	Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	Perrito
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Numenius phaeopus</i>	Zarapito comun
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna trudeaui</i>	Gaviotin piquerito
Charadriiformes	Laridae	<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotin sudamericano
Charadriiformes	Laridae	<i>Thalasseus elegans</i>	Gaviotín elegante
Charadriiformes	Laridae	<i>Larosterna inca</i>	Gaviotín monja
Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino
Falconiformes	Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo

Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Traro
Falconiformes	Falconidae	<i>Daptrius chimango</i>	Tiuque
Gruiformes	Rallidae	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Pidén
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica rufifrons</i>	Tagua frente roja
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica leucoptera</i>	Tagua chica
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica armillata</i>	Tagua común
Gruiformes	Rallidae	<i>Porphyriops melanops</i>	Taguita común
Passeriformes	Cotingidae	<i>Phytotoma rara</i>	Rara
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus thenca</i>	Tenca
Passeriformes	Emberizidae	<i>Sicalis luteola</i>	Chirihue
Passeriformes	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión
Passeriformes	Motacillidae	<i>Anthus correndera</i>	Bailarín chico común
Passeriformes	Icteridae	<i>Agelasticus thilius</i>	Trile
Passeriformes	Icteridae	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Mirlo
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán común
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Cistothorus platensis</i>	Chercán de las vegas
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tachuris rubrigastra</i>	Siete colores
Passeriformes	Furnariidae	<i>Phleocryptes melanops</i>	Trabajador

Passeriformes	Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina dorso negro
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina chilena
Passeriformes	Icteridae	<i>Leistes loyca</i>	Loica
Passeriformes	Furnariidae	<i>Cinclodes fuscus</i>	Churrete acanelado
Passeriformes	Thraupidae	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino patagónico
Passeriformes	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Viudita
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pyrope pyrope</i>	Diucón
Passeriformes	Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Hymenops perspicillatus</i>	Run-run
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Lessonia rufa</i>	Colegial austral
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	Fio fío
Passeriformes	Furnariidae	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Colilarga
Passeriformes	Furnariidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito
Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Pteroptochos tarnii</i>	Hued-hued del sur
Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Scytalopus magallanicus</i>	Churrín del sur
Passeriformes	Rhinocryptidae	<i>Eugralla paradoxa</i>	Churrin de la mocha
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus barbatus</i>	Jilguero
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza bueyera
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garza chica

Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garza grande
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Garza cuca
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Huairavo
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria
Pelecaniformes	Pelecanidae	<i>Pelecanus thagus</i>	Pelícano
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ixobrychus involucris</i>	Huairavillo
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podilymbus podiceps</i>	Picurio
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Rollandia rolland</i>	Pimpollo comun
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps major</i>	Huala
Strigiformes	Strigidae	<i>Asio flammeus</i>	Nuco
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i>	Yeco
Suliformes	Sulidae	<i>Sula variegata</i>	Piquero de Humboldt
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	Perdiz chilena

Apéndice 2. CWM de los rasgos funcionales

	Rasgo	atributo	prom_in v	prom_p rim	prom_v er	prom_to t
Historia de vida	Nicho_trofico	Invertivoro	- 0.32019 07	- 0.10959 52	- 0.13638 4	- 0.18314 25
	Nicho_trofico	Vertivoro	- 0.40141 8	- 0.23795 04	- 0.22109 38	- 0.22737 39
	Nicho_trofico	Hervivoro_terrestre	- 0.03533 33	- 0.10599 98	- 0.10599 98	- 0.08640 69
	Nicho_trofico	Hervivoro_acuatico	- 0.11288 33	- 0.16091 8	- 0.33606 81	- 0.19357 78
	Nicho_trofico	Depredador_acuatico	- 0.87997 38	- 0.39647 96	- 0.24995 56	- 0.31853 16
	Nicho_trofico	Omnivoro	1.51986 752	0.74420 963	0.37402 564	0.64593 257
	Nicho_trofico	Carroñero	0.80479 41	0.26698 376	0.39518 602	0.29568 409
	Nicho_trofico	Insectivoro	- 0.20084 17	- 0.10599 98	0.39291 373	0.10218 549
	Nicho_trofico	Nectarivoro	0.02377 591	- 0.10599 98	- 0.10599 98	- 0.07868 66
	Nicho_trofico	Frugivoro	0.78821 477	0.40806 932	0.10888 392	0.42439 703
	Nicho_trofico	Granivoro	- 0.32006 11	0.03193 405	0.38268 869	0.05562 117
	Habitat_preferencial	Humedal	- 0.15758 67	0.48853 76	0.52022 766	0.40007 796
	Habitat_preferencial	Pastizal	0.87725 703	- 0.19581 39	- 0.21056 94	- 0.16170 91
Habitat_preferencial	Bosque	- 0.37293 15	- 0.12228 87	- 0.19757 35	- 0.11430 51	

	Habitat_preferencial	Rivereño	- 0.20084 17	- 0.32176 07	- 0.24000 04	- 0.25056 66
	Habitat_preferencial	Ambiente_antropico	0.15149 743	0.01782 765	- 0.04353 56	0.01542 319
	Habitat_preferencial	Matorral	- 0.38356 61	0.00313 942	- 0.08991 96	- 0.08192 18
	Habitat_preferencial	Marino	- 0.04384 17	0.18066 191	0.15355 258	0.22413 903
	Cantidad_habitat	Numero_habitats	- 0.05584 57	- 0.23493 49	- 0.08084 9	- 0.18133 1
	Habitat antropico	Presencia	0.08455 978	- 0.16651 49	- 0.21702 3	- 0.12275 59
	Habitat antropico	Ausencia	- 0.08455 98	0.68766 555	0.87882 226	0.64887 38
Conductuales	Densidad	Abierto	0.55185 972	- 0.17001 02	- 0.31818 64	- 0.20157 38
	Densidad	Semiabierto	- 0.39680 87	- 0.01878 4	0.30935 882	0.19033 248
	Densidad	Denso	- 0.41287 15	- 0.03749 39	0.00091 036	- 0.03150 59
	Habito	Terrestre	0.49387 552	- 0.20661 54	- 0.23354 97	- 0.23615 16
	Habito	Acuatico	- 0.25121 51	- 0.10740 89	- 0.20452 66	- 0.14285 71
	Habito	Arboreo	- 0.17263 44	0.26386 712	0.43783 18	0.32123 135
	Habito	Aereo	- 0.46509 98	- 0.21778 05	- 0.36319 24	- 0.24658 08

	Habito	Generalista	0.33706 216	- 0.23539 5	- 0.23554 45	- 0.23207 91
	Migracion	Residente	- 0.15099 89	0.08890 472	0.22049 813	0.10086 356
	Migracion	Parcialmente_migratorio	0.57163 957	0.29036 305	0.56192 817	0.25890 614
	Migracion	Migratorio	- 0.53681 7	- 0.29036 31	- 0.56192 82	- 0.25890 61
Morfologicos	Biomasa	Masa_gr	0.26731 203	- 0.04335 16	- 0.15078 84	- 0.02805 92
	Morfometría cabeza	Medida_pico_culmen	- 0.20074 44	- 0.11922 4	- 0.16521 53	- 0.11137 62
	Morfometría cabeza	Medida_pico_anchuro	0.20687 206	- 0.06412 7	- 0.23219 98	- 0.06744 06
	Morfometría cabeza	Medida_pico_alto	0.04338 75	- 0.11802 69	- 0.15119 04	- 0.07476 89
	Morfometría patas	Medida_patas_tarsos	0.11798 694	0.11478 271	0.06570 106	0.09315 416
	Morfometría alas	Medida_alas_total	0.41965 467	0.08336 642	0.00127 764	0.12259 277
	Morfometría alas	Medida_alas_kipps distance	0.18744 621	- 0.01732 98	- 0.11789 14	0.04764 456

Apéndice 3. Coberturas

Puntos	Número de coberturas presentes	Número de parches	Coberturas dominantes
1	4	16	Marisma baja de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i>
2	4	8	Marisma baja de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i>
3	4	9	Marisma media de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i> con lagunas dulceacuícolas y salinas
4	4	10	Marisma media de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i> con lagunas dulceacuícolas y salinas
5	7	16	Humedal de transición praderas antrópicas/marisma
6	4	5	Marisma baja de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i>
7	7	18	Marisma baja de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i>
8	6	9	Pradera antropogénica mejorada
9	8	12	Río
10	7	11	Pradera antropogénica mejorada
11	4	6	Marisma media de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i> con lagunas dulceacuícolas y salinas
12	7	11	Marisma media de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i> con lagunas dulceacuícolas y salinas
13	5	16	Humedal dulceacuícola
14	2	3	Pradera antropogénica mejorada
15	3	6	Pradera antropogénica mejorada
16	5	16	Marisma media de <i>Spartina densiflora</i> y <i>Sarcocornia fruticosa</i> con lagunas dulceacuícolas y salinas
17	3	4	Pradera antropogénica mejorada
18	3	3	Pradera antropogénica mejorada

IX. ANEXO

Tabla 1: Rasgos funcionales asociado a las aves.

Tipo de rasgo	Rasgo Funcional	Rasgo	Tipo de variable	Relación ecológica o ecosistémica
Historia de vida	Nicho trófico	Invertívoro Vertívoro Herbívoro terrestre Herbívoro acuático Depredador acuático Omnívoro Carroñero Insectívoro Nectarívoro Frugívoro Granívoro	Catagórica	Indica la forma en que el ave utiliza el recurso alimenticio del humedal, explica el flujo de materia y energía en los ecosistemas (Blanco, 1999; Negret, 2016) .
	Hábitat preferencial	Humedal Pastizal Bosque Rivereño Ambiente antrópico Matorral Marino	Catagórico	Indica el hábitat de preferencia de las especies según sus requerimientos (Vaccaro & Bellocq, 2019)
	Generalista o especialista de hábitat	Suma de numero de hábitats(valoración)	Continuo	Indica como la especie utiliza el ambiente según sus requerimientos (Vaccaro & Bellocq, 2019).
	Tolerancia hábitat antrópico	Presencia o ausencia en habitas antrópicos	Binario	Indica cómo los cambios en el uso de la tierra modifican los filtros ambientales naturales. (Vaccaro & Bellocq, 2019)

Conductual	Densidad de hábitat	Abierto Semi abierto Denso	Categorico	Indica el uso de recursos alimenticios y de espacio, descanso, cuidado de crías, tácticas de caza y defensa (Gómez-Ortiz & Moreno, 2017).
	Hábito	Terrestre Acuático Arbóreo Aéreo Generalista	Categorico	Indica el uso de recursos alimentarios y los usos espaciales (Gómez-Ortiz & Moreno, 2017)
	Estatus migratorio	Residente Parcialmente migratorio Migración	Categorico	Indica el ensamble estacional de aves en áreas de alimentación. Influencia de gran manera el ciclo de nutrientes (Jonathan, 1995)
Morfológico	Complejo alas	Longitud del ala (mm)	Continuo	Medidas relacionadas a la forma de desplazamiento de las aves en el ambiente y como las especies forrajean por recursos (Tobias et al., 2022)
	Complejo pico	Longitud total del culmen (mm). Ancho del pico (mm). Alto del pico (mm)	Continuo	Medida relevante puesto que determina la dieta del ave ya que lo utiliza para la captura y recolección de alimento (López Ordóñez, 2013)
	Complejo patas	Longitud del tarso (mm)	Continuo	Medidas relacionadas a la forma de desplazamiento de las aves en el ambiente y como las especies forrajean por

				recursos (Tobias et al., 2022)
	Masa corporal	Masa corporal (Arruda Almeida, Green, Sebastian-Gonzalez, & Dos Anjos)	Continuo	Medida relevante puesto que determina el comportamiento de forrajeo, longevidad y tamaño del área de acción, por lo que influencia en el flujo de energía en el ecosistema(Negret, 2016; Tobias et al., 2022).