



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas



ANÁLISIS DE PATRONES DE DIVERSIDAD FUNCIONAL Y VALORES DE CONSERVACIÓN AVIFAUNÍSTICA EN HUMEDALES COSTEROS DEL GRAN CONCEPCIÓN

Seminario de Título presentado a la
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
para optar al grado de Biólogo

Jazmín C. Toledo Rioseco

Concepción – Chile
2021

Concepción, Septiembre del 2021

Este Seminario de Título ha sido desarrollado en Laboratorio de Departamento de Zoología, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, Universidad de Concepción.

Profesor Guía

Dr. Pedro Victoriano

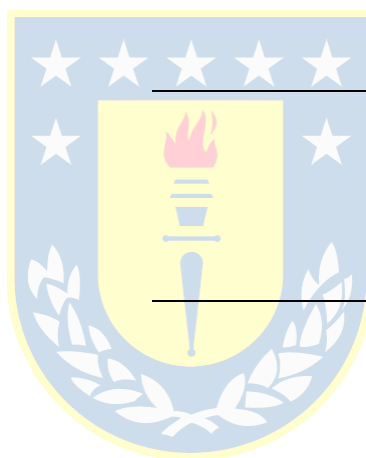
Prof. Evaluadores

Dra. Lucila Moreno

Dr. Alfredo Saldaña

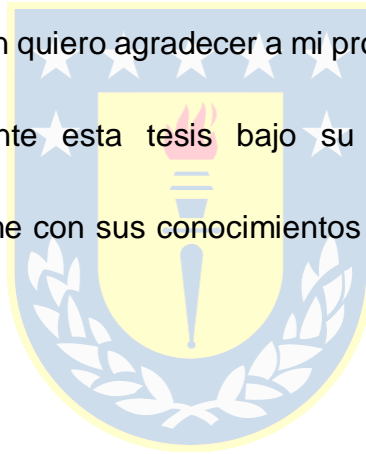
Prof. Coordinador Seminario de Título

Dr. Víctor Hernández Santander



Agradecimientos

En primera instancia quiero agradecer al universo y a la vida, por permitirme ver más allá de los límites del miedo, por guiarme divinamente a mi propósito y por ayudarme a evolucionar cada día. A mis padres y hermanos por su apoyo y amor incondicional. A mi hermana, por ser un pilar fundamental en mi vida, por su gran apoyo y fortaleza. A mis sobrinos, por ser luz que ilumina mi vida, por distraerme y enriquecer mi corazón con sus locuras, sus risas...su felicidad. A mis amigos, por crecer conmigo, por su cariño, su apoyo y comprensión. También quiero agradecer a mi profesor guía Dr. Pedro Victoriano por permitirme sacar adelante esta tesis bajo su supervisión, por su entrega incondicional, por enriquecerme con sus conocimientos y motivarme cuando el camino se volvía difícil.



Índice

Índice de figuras.....	iv
Índice de tablas.....	v
Resumen	vi
Abstract	vii
Introducción	1
Hipótesis	7
Objetivos.....	7
Materiales y método	8
Área de estudio.....	8
Diseño de muestreo y toma de datos.....	8
Estructura taxonómica y funcional del ensamble de aves.....	11
Estimación de valores de conservación.....	12
Resultados	13
Estructura taxonómica de la avifauna.....	15
Estructura funcional de la avifauna.....	18
Patrones de similitud taxonómica y funcional.....	21
Valores de conservación.....	25
Discusión	27
Conclusión	35
Referencias	35
Anexos	46

Índice de figuras

- FIGURA 1.** Área de estudio: Estuario de Lengua y península de Hualpén con los puntos respectivos de muestreo. Región del Bio-bío.....10
- FIGURA 2.** Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies taxonómicas; B: Diversidad de Shannon; C: Abundancia y D: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de los tres tipos de hábitats: estuario, playa y acantilado.....17
- FIGURA 3.** Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies taxonómicas, B: Diversidad de Shannon; C: Abundancia y D: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de época fría y época cálida.....18
- FIGURA 4.** Medias, desviación estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies funcionales, B: Diversidad de Shannon y C: Equidad de Pielou para el conjunto de datos de los tres tipos de hábitats: estuario, playa y acantilado.....20
- FIGURA 5.** Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies funcionales, B: Diversidad de Shannon y C: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de época fría y época cálida.....21
- FIGURA 6.** Gráfico de análisis escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia y composición de especies taxonómicas de aves acuáticas, para los distintos hábitats evaluados. E= estuario; P= playa y A= acantilado. ANOSIM: global $R= 0,316$; $p= 0,001$22
- FIGURA 7.** Gráfico de análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia de especies taxonómicas de aves acuáticas, para las distintas épocas evaluadas. 1= época fría y 2= época cálida. ANOSIM: global $R: 0,047$; $p= 0,007$23
- FIGURA 8.** Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de composición y abundancia de especies funcionales (EF) de avifauna, para los distintos hábitats evaluados. E= estuario; P= playa y A= acantilado. ANOSIM: global $R: 0,228$; $p= 0,001$24
- FIGURA 9.** Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia de EF de avifauna, para las distintas épocas evaluadas. 1= época fría y 2= época cálida. ANOSIM: global $R: 0,042$; $p= 0,005$25
- FIGURA 10.** Gráfico de cajas para la comparación de promedios de valores de

conservación avifaunística para los tres tipos de hábitats. E: estuario; P: playa y A: acantilado. Solo se detectaron diferencias significativas para las comparaciones E-P ($p=0,030$) y E-A ($p=0,028$).....26

FIGURA 11: Área de estudio con la representación de los valores de conservación avifaunística según cada sitio de muestreo. La escala de colores de las etiquetas por cada sitio de muestreo representa las magnitudes variables de VCA (rojo = > VCA y verde= < VCA).....27

Índice de tablas

TABLA 1. Caracteres funcionales utilizados para el análisis de diversidad funcional.....12

TABLA 2. Lista de órdenes, familias, especies taxonómicas y funcionales registradas durante el estudio y el tipo de hábitat en que fueron detectadas. P: playa, E: estuario, A: acantilado. También se incluye la categoría de conservación según el MMA y el número total de individuos contados durante el estudio.....14

TABLA 3. Resultados de la ANOVA y prueba de Tukey para los distintos índices comunitarios taxonómicos y funcionales. Las claves para las combinaciones de hábitat son: 1: Estuario; 2: Playa; 3: Acantilado. Los valores de p marcados con * son menores a 0,05 y, por lo tanto, significativos.....16

Resumen

El análisis de la variación espacial de la estructura comunitaria es una de las aproximaciones para inferir el rol del hábitat como modulador de los atributos comunitarios. Lo anterior ha sido basado principalmente en componentes específicos taxonómicos, sin considerar sus atributos ecológicos. Un aspecto relevante es conocer cómo la estructura del hábitat, no solo modula los componentes comunitarios taxonómicos, sino también las unidades funcionales. Además, considerando lo anterior en la estimación de valores de áreas de conservación de comunidades, criterios funcionales complementarios a los taxonómicos aportarían a mantener, no solo especies clásicas, sino también roles ecológicos. Los atributos espacialmente variables de ambientes costeros pueden determinar la estructura de su avifauna. A pesar de su alta vagilidad, las aves pueden mostrar una fuerte selección de hábitat y además ser afectadas por la influencia de filtros ambientales, derivando, incluso a pequeña escala, en patrones de estructuración de su diversidad taxonómica y funcional. Considerando lo anterior, se puso a prueba la hipótesis de ocurrencia de patrones de estructura de la avifauna costera (taxonómicos y funcionales), acordes a distintos tipos de hábitats. Para esto se estimaron indicadores de composición, similitud (nMDS) y complejidad comunitaria taxonómica y funcional de la avifauna existente en tres tipos de hábitats (playas, acantilados y estuario), en un tramo costero de la Región del Biobío (Chile). Además, se estimaron valores de conservación basados en especies funcionales, para diferentes puntos de conteo de cada tipo de hábitat. Los resultados sugieren que hay diferencias significativas en cuanto a la composición y complejidad taxonómica y funcional del ensamble de aves según los distintos tipos de hábitats, destacando el hábitat estuarino por permitir una mayor gama de especies. La avifauna se agrupó en 15 grupos funcionales, siendo los órdenes Charadriiformes y Gruiformes los que albergan una mayor complejidad funcional. Los arreglos de similitud entre tipos de ambientes costeros mostraron la formación de tres grupos avifaunísticos estadísticamente distintos, según la secuencia de hábitats estuario-playa-acantilado. A nivel temporal, existen diferencias entre épocas frías y cálidas en cuanto a la composición y abundancia relativa

de las especies de aves tanto taxonómicas como funcionales. Por último, existen valores dispares de conservación avifaunística a reducida escala espacial, siendo más valiosos, según los criterios considerados en el índice, los sitios que se distribuyen en hábitats estuarinos. Sin embargo, se propone considerar complementariamente otros criterios, sobre todo para proteger hábitats con especies exclusivas.

Palabras claves: diversidad funcional, avifauna, hábitats costeros, valor de conservación

Abstract

The analysis of the spatial variation of community structure is one of the approaches to infer the role of habitat as a modulator of community attributes. The above has been based mainly on specific taxonomic components, without considering their ecological attributes. A relevant aspect is to know how the structure of the habitat not only modulates the taxonomic community components, but also the functional units. In addition, considering the above in the estimation of values of community conservation areas, functional criteria could complement the taxonomic ones, helping to maintain not only classical species, but also ecological roles. The spatially variable attributes of coastal environments can determine the structure of its bird's species. Despite their high vagility, birds can show a strong habitat selection and also be affected by the influence of environmental filters, deriving, even on a small scale, in structuring patterns of their taxonomic and functional diversity. Considering the above, the hypothesis of occurrence of coastal bird structure patterns (taxonomic and functional), according to different types of habitats, was tested. For this, indicators of composition, similarity (nMDS) and community taxonomic and functional complexity of the existing birds species were estimated in three types of habitats (beaches, cliffs and estuary), in a coastal area of the Biobío Region (Chile). In addition, conservation values based on functional species were estimated for areas according to each habitat type. The results suggest that there are significant differences in the composition and taxonomic and functional complexity of the bird assemblage according to the different types of habitats, highlighting the estuarine

habitat for allowing a greater range of species. The bird's species were grouped into 15 functional groups, the orders Charadriiformes and Gruiformes being the ones with the greatest functional complexity. The similarity arrangements showed the formation of three statistically different groups, according to the sequence of estuary-beach-cliff habitats. At the temporal level, there are differences between cold and warm seasons in terms of the composition and relative abundance of both taxonomic and functional bird species. Finally, there are disparate values of avifaunal conservation at a reduced spatial scale, being more valuable, according to the criteria considered in the index, the sites that are distributed in estuarine habitats. However, it is proposed to consider other criteria as a complement, especially to protect habitats with exclusive species.

Keywords: functional diversity, bird's species, coastal habitats, conservation value



Introducción

En las últimas décadas han aumentado de manera exponencial las investigaciones enfocadas en evaluar la relación entre la biodiversidad y la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Loreau *et al.*, 2001; Naeem, 2002; Hooper *et al.*, 2005). Tanto para sistemas terrestres como marinos existe evidencia de que la riqueza de especies, asociada a la productividad y estabilidad puede incrementar la productividad y resiliencia de tales sistemas (Loreau *et al.*, 2001; Hooper *et al.*, 2005, Worm *et al.*, 2006, 2007). Por su parte, la explotación de los recursos, la contaminación, la destrucción de hábitats, sumado al cambio climático han causado pérdidas de poblaciones, especies o inclusive grupos funcionales en ambientes costeros y oceánicos argumentando que este tipo de impactos pueden alterar la estabilidad de tales ecosistemas (Jackson *et al.*, 2001; Bellwood *et al.*, 2003; Lotze *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006).

Las franjas costeras continentales constituyen ecotonos influenciados tanto por procesos marinos como terrestres, y están conformados por una matriz de ambientes o hábitats que pueden incluir estuarios, playas, lagunas costeras, dunas, marismas, acantilados, entre otros (Lara-Lara *et al.*, 2008). Estos corresponden a biotipos de composición y estructura compleja, variado grado de productividad, y delicado equilibrio ecológico (Rojas & Pabón, 2015). El hábitat, desde una perspectiva de manejo de la biodiversidad, comprende una unidad espacial con atributos físico-ambientales y biológicos específicos que pueden determinar la presencia y abundancia variable de un grupo de especies o ensamblaje (Gallina-Tessaro, 2001). La complejidad comunitaria albergada por un hábitat determinado dependerá de características como su heterogeneidad,

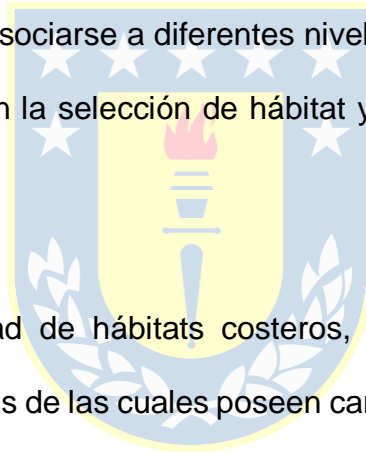
productividad y severidad, entre otros, los cuales actuaran como filtros estructurantes. La función del hábitat como filtro ambiental está relacionado con la remoción de todas las especies que no presenten la combinación de caracteres apropiados para habitar un tipo de ambiente dado, determinando así la estructura comunitaria (Keddy, 1992; Belyea & Lancaster, 1999). El origen y amplitud de estos filtros puede variar de acuerdo a las fluctuaciones de las condiciones ambientales, generando la diferenciación del patrón espacio-temporal de la composición taxonómica, riqueza específica y diversidad funcional (Lavorel & Garnier, 2002; Farias & Jaksic, 2007).

Además de comprender cómo los atributos del hábitat pueden determinar la estructura comunitaria, un aspecto fundamental para el uso planificado del territorio es estimar de manera objetiva las diferencias de valor de conservación entre diferentes tipos de hábitats. En este contexto, la tendencia predominante para entender los cambios en la diversidad y estimar valores de conservación basados en indicadores de la composición y estructura de abundancias, se han basado fundamentalmente en el análisis según un criterio taxonómico (Hector *et al.*, 1999; Loreau & Behera, 1999; Moore, 2001). Sin embargo, esta aproximación supone una equivalencia ecológica entre las especies, lo que implica que todas tendrían la misma probabilidad de sobrevivir y reproducirse, desconsiderando las diferencias funcionales y filogenéticas entre especies de una comunidad (Chave, 2004). Considerando que tal aproximación no ha tomado en consideración atributos que resuelvan lo más relevante en la dinámica comunitaria, en los últimos años surge la alternativa de considerar la diversidad funcional con el objetivo de incorporar los roles ecológicos de cada una de las especies para aproximarse a componentes funcionales, más allá del criterio taxonómico (Tilman *et al.*, 1997; Mouchet

et al., 2010; Cadotte *et al.*, 2011). La gestión de la biodiversidad entendida mediante la ecología funcional se caracteriza por ser una herramienta clave para establecer planes de protección y restauración que consideren procesos más que meras partes comunitarias, pues permite una aproximación a la dinámica de las especies y a las consecuencias frente a afectaciones tanto antrópicas, como naturales (Stuart-Smith *et al.*, 2013; González *et al.*, 2016). La diversidad funcional determina la variedad de roles que cumplen las especies en los ecosistemas, especialmente define la forma en la que éstas intervienen en el ambiente, reflejando la diversidad de características morfológicas, fisiológicas y rasgos ecológicos dentro de las comunidades biológicas (Petchey & Gaston, 2006). En las clasificaciones funcionales se trabaja bajo el supuesto de que organismos pertenecientes a grupos filogenéticamente distintos, que han surgido bajo fuerzas selectivas similares, tienden a exhibir características morfológicas, anatómicas y fisiológicas también similares (Díaz *et al.*, 2002). Por lo tanto, las especies que integren un grupo funcional son aquellas que sobreponen un alto número de variables dentro del nicho multidimensional, ecológicamente equivalentes en sus funciones (Dumay *et al.*, 2004; Nagelkerken & Van der Velde, 2004).

La particular geografía de Chile incluye una vasta gama de ambientes litorales marinos, debido a eventos geológicos pasados y a la influencia en gran parte de sistemas de corrientes (e.g. corriente de Humboldt) y surgencias marinas (ciclos mareales), lo que confiere a dichos espacios un dinamismo particular y gran productividad (Simeone *et al.*, 2003; Valdovinos *et al.*, 2010). En este contexto, la zona costera adyacente a la desembocadura del río Biobío, conformada por la bahía de San Vicente, es de gran importancia económica y ecológica por ser una de las áreas de mayor productividad del

país (Valdovinos 1994) y ofrecer además un heterogéneo mosaico de paisajes, como estuarios, acantilados y playas, entre otros (EULA, 2008). Dicho ámbito espacial incluye ambientes contrastantes, como sustratos blandos y planos (playas y estuario), y rocosos abruptos caracterizados tanto por acantilados con fuerte pendiente, como por islotes. En particular, los estuarios son considerados como sistemas palustres altamente productivos (Gatto *et al.*, 2008), presentando hábitats heterogéneos, proporcionando además refugio para numerosas especies (Jimenez, 1999; Valdovinos, 2004), lo que promueve un alto grado de especialización en los componentes de la comunidad (Blanco, 1999). Por lo anterior, la diferenciación en los componentes físicos que estructuran cada uno de estos hábitats puede asociarse a diferentes niveles de complejidad comunitaria, pudiendo influir como filtros en la selección de hábitat y persistencia para parte de las especies.



Consistente con esta variedad de hábitats costeros, es posible encontrar una alta diversidad de especies, muchas de las cuales poseen características de alto interés para la conservación, entre los que se encuentra una gran cantidad de aves acuáticas (Quezada *et al.*, 1986; Victoriano *et al.*, 2006; González *et al.*, 2011). El santuario de la Naturaleza Península de Hualpén es una de las pocas áreas protegidas, declarada como tal en 1976 bajo la Ley de Monumentos Nacionales, creado con el objetivo de salvaguardar su patrimonio natural y cultural. Su territorio cuenta con variados ecosistemas de gran importancia para la biodiversidad, como lo es el humedal de Lenga y ecosistemas francamente marinos asociados, los que dan refugio a más de 150 especies de aves residentes y migratorias, cumpliendo con criterios de sitios IBAs prioritarios para la conservación, siendo así un lugar de importancia, no solo a nivel local,

sino que mundial (González & Victoriano 2005). Pese a esto, en la actualidad, el santuario se encuentra sometido a fuertes presiones de uso y amenazado por la acción de actividades antrópicas no compatibles con la conservación de sus principales atributos (Valdovinos *et al.*, 2010; Vásquez, 2013).

Las aves representan un pilar fundamental del ecosistema en cuestión, dados sus variados e importantes roles (Weller 1999). A pesar de su característica de gran vagilidad, las aves acuáticas muestran una fuerte selección de hábitat, la cual varía entre diferentes especies (Weller 1999); por ende, los atributos del ambiente tendrán relevancia para la avifauna al momento de permitir componentes específicos, según los requerimientos tróficos, sitios de nidificación, refugio y también por la dinámica de interacciones como competencia y depredación (Keddy, 1992; Andrikovics *et al.*, 2006; Paracuellos, 2006). Es por esto que las aves acuáticas han sido catalogadas como buenos bioindicadores de la calidad de tales hábitats, de su productividad y estabilidad (Seymour & Simmons, 2008). Esta complejidad sugiere que, de ocurrir alteraciones en las condiciones del hábitat (e.g. homogeneización, perturbaciones antropogénicas y presencia humana), las aves reaccionarían pudiendo alterar su abundancia y distribución espacial, sobre todo de las aves especialistas (Böhning- Gaese & Lemoine 2004). De este modo la heterogeneidad física y variabilidad de micro hábitats presentes en los estuarios y en las costas repercute en la composición y distribución espacial de las aves, dado que éstas tienden a formar gremios que se especializan en la explotación de un determinado recurso (ya sea espacial o trófico). Según lo anterior, la existencia de alta heterogeneidad física del ambiente puede generar, como consecuencia, la coocurrencia de diversos nichos ecológicos con un reducido solapamiento funcional entre ellas,

promoviendo alta diversidad (Gatto *et al.* 2008; Liordos 2010; Paracuellos 2006; Pérez-Crespo *et al.* 2013).

La distribución de los ensambles en los ecosistemas costeros ha sido poco estudiado en Chile, si bien existen estudios sobre avifauna acuática éstos solo consideran algunos ambientes o variaciones latitudinales en composición y diversidad taxonómica (Cornelius *et al.*, 2001; Simeone *et al.*, 2003). Sin embargo, hay carencia de información acerca de la distribución espacial y temporal en ambientes heterogéneos que se encuentran a corta distancia entre sí, como es el caso de ambientes de la zona costera de Concepción. De acuerdo a lo anterior, aquellos espacios con más variantes físicas y alta productividad tenderían a mostrar mayores valores de diversidad funcional. En este sentido, de acuerdo a los atributos de la zona comprendida entre el estuario de Lengua y la Península de Hualpén, esta zona incluye tres tipos generales de ambientes: Playas arenosas, acantilados rocosos y estuario. Entre estas categorías, los estuarios se caracterizan por su alta productividad y por la confluencia de dos tipos diferentes de condiciones, debido al encuentro de agua marina y de aguas dulces, conformando de este modo un ecotono. Debido a esta condición, es esperable que en tales espacios coexistan tanto especies de aves marinas, como dulceacuícolas, lo cual promovería una mayor diversidad funcional respecto a los otros dos tipos de ambientes. De este modo, si el valor de conservación avifaunístico basado en la variedad de roles (índice basado, entre otras variables, en riqueza, composición y diversidad comunitaria funcional), debiera entregar valores mayores para áreas estuarinas. En síntesis, el objetivo de este trabajo fue estimar valores de diversidad funcional para el área de Lengua- Península de Hualpén, comparando al respecto tres tipos de hábitats, y asignar valores de conservación entre

tales tipos de ambientes (playas, acantilados y estuario).

Hipótesis

El estuario de Lenga y la Península de Hualpén incluye tres tipos generales de ambientes: Playas arenosas, acantilados rocosos y estuario, dado que los estuarios se caracterizan por su alta productividad, alta heterogeneidad y por formar un ecotono, se espera que en ellos existan una mayor diversidad taxonómica y funcional. De este modo, si el valor de conservación avifaunístico es basado en la variedad de roles, debiera entregar valores mayores para áreas estuarinas.

Objetivo general

- Determinar los patrones comunitarios taxonómicos y funcionales de la avifauna, desde un punto de vista espacial y temporal en el área de Lenga- Península de Hualpén.
- Asignar valores de conservación avifaunístico en tres tipos de ambientes (playas, acantilados y estuario), en un sistema de humedales de Chile centro sur.

Objetivos específicos:

- Determinar los grupos funcionales presentes en diferentes tipos de hábitats
- Estimar valores de conservación avifaunística en tres hábitats de Lenga- Península de Hualpén.

Materiales y métodos

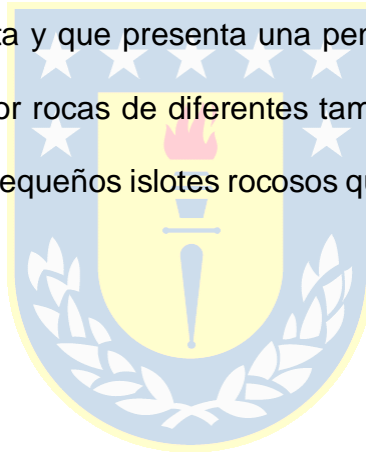
Área de estudio

El área de estudio comprende desde el Estuario de Lengua desde lo largo de la línea costera del Santuario de la Península de Hualpén hasta la desembocadura del río Biobío, situado entre los $36^{\circ} 46'S$ y $73^{\circ} 10'O$, el cual se encuentra inserto en la comuna de Hualpén, en la región del Biobío, Chile (Fig. 1). Éste presenta una precipitación anual ligeramente superior a los 1.300 mm, distinguiéndose variaciones estacionales correspondientes a una estación húmeda de 7 a 8 meses de duración y una corta estación seca en verano, las cuales influyen en la salinidad del estuario. La temperatura media anual es de $15,5^{\circ}$, con una media máxima de $18,5^{\circ}$ y una media mínima de $6,1^{\circ}$ (Vásquez, 2013). Dentro de esta área, existen tres tipos generales de hábitat: El estuario-marisma de Lengua que posee una envergadura de 3,2 km² y se encuentra ubicado en el extremo sur de la Bahía de San Vicente, además de playas arenosas y acantilados rocosos.

Diseño de muestreo y toma de datos

Se realizaron un total de 104 muestreos de aves tanto en la época estival como invernal de los años 2007 a 2009. En total se contabilizaron 26 sitios de muestreo pertenecientes a los tres tipos mencionados de ecosistemas: estuario, playa y acantilado (Fig.1). A modo de caracterizar brevemente cada tipo de ambiente se indica lo siguiente:

1. *Estuario*: considerado como un cuerpo de agua costero semicerrado en donde el agua de mar es mensurablemente diluida por agua fluvial que proviene del drenaje terrestre (Day 1980).
2. *Playa*: extensiones variables de sustrato blando, relativamente horizontales (principalmente arena), asociadas a la zona de barrido de olas. La cual también puede presentar una composición variable de rocas y vegetación.
3. *Acantilados*: por una parte, se encuentran los acantilados que son producto de accidentes geográficos compuestos de rocas resistentes a la erosión, que se encuentra sobre la costa y que presenta una pendiente cercana a los 90° y por otra parte, tipificados por rocas de diferentes tamaños, que se encuentran tanto en la zona litoral como pequeños islotes rocosos que se encuentran a unos metros de la costa.



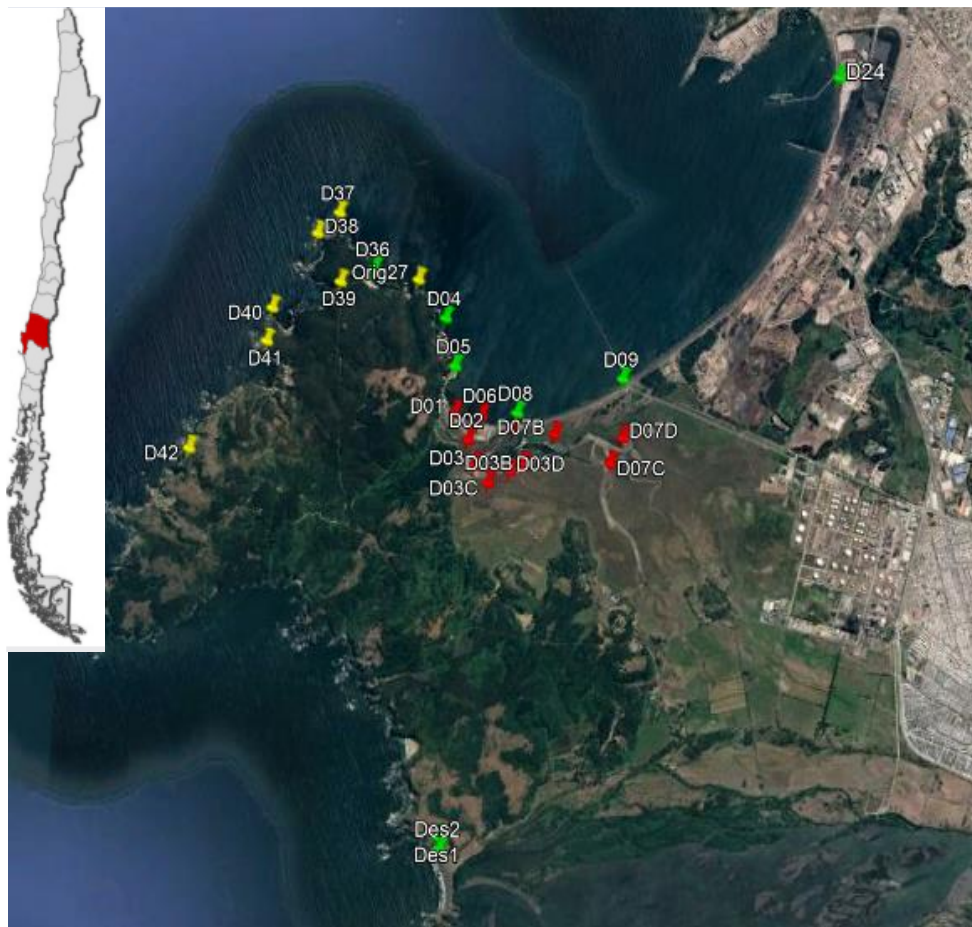


FIGURA 1. Área de estudio: Estuario de Lengua y península de Hualpén con los puntos respectivos de muestreo. El color de las etiquetas representa el tipo de hábitat en cuestión. Etiqueta rojas: estuario de Lengua; etiquetas verdes: playas y etiquetas amarillas: acantilados rocosos.

La detección de las especies se realizó mediante la visualización directa con lentes binoculares de 12 x 50 y telescopio óptico en un radio de observación aproximado de 200 metros para cada sitio de muestreo. La duración de los conteos en cada punto fue de 15 minutos. La determinación taxonómica se verificó mediante el uso de guías de campo (Figuroa *et al.*, 2001; Jaramillo, 2003; Martínez & González, 2004; Couve & Vidal, 2007) cuando la determinación fue dudosa.

Estructura taxonómica y funcional del ensamble de aves

Con el objetivo de caracterizar la estructura taxonómica, tanto en el contexto espacial como temporal, calculamos indicadores de composición y complejidad comunitaria para cada tipo de hábitat. El factor temporal fue considerado como secundario, comparando entre época fría y cálida, teniendo en cuenta un probable efecto de cambios comunitarios debido, entre otros factores, al arribo de aves migratorias en época estival. La composición taxonómica fue narrada desde la categoría de orden hasta especie. Además estimamos riqueza específica (S), abundancia (N), Shannon-Wieiner (H') como indicador de diversidad y equidad (J). Tales índices se estimaron para cada uno de los puntos mediante el uso del programa PRIMER 6 (Clarke, 2006). A su vez, para visualizar patrones en la composición y abundancia del ensamble en base a las tres categorías de hábitat y épocas analizadas, se realizó un ordenamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) y pruebas no paramétricas ANOSIM en el programa PRIMER 6.

Los indicadores de estructura funcional fueron estimados de manera análoga a la taxonómica, pero considerando como unidades de análisis a las especies funcionales. Estas últimas son aquellos conjuntos de especies taxonómicas que cumplen con una combinación de estados semejantes dentro de rasgos funcionales. Para ellas se construyó una matriz de rasgos funcionales completada con valores 0, en el caso de ausencia del estado, y 1 en el caso de presencia. Dichos rasgos fueron los siguientes: Dieta, técnica de forrajeo, tamaño corporal y estatus migratorio. La determinación de estados para cada rasgo se realizó consultando bibliografía especializada (Gatto *et al.*, 2008; Newbold *et al.*, 2014); el detalle de estado para cada rasgo funcional se muestra

en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracteres funcionales utilizados para el análisis de diversidad funcional.

Estado de rasgo	Rasgos Funcionales			
	Dieta	Técnica de forrajeo	Tamaño corporal	Estatus migratorio
	Peces	Buceador	Grande (>50 cm)	Residente
	Mamíferos	Caída con buceo	Medio (50-30 cm)	Migratorio
	Invertebrados pequeños	Captura en vuelo	Pequeño (<30 cm)	
	Crustaceos	Captura en nado		
	Insectos	Captura en suelo		
	Moluscos	Rayador		
	Plancton	Filtrador		
	Anélidos	Limícola		
	Plantas acuáticas			
	Plantas terrestres			
	Semillas			

Estimación de Valores de Conservación

Los valores de conservación basadas en diversidad funcional (DF) fueron estimados mediante la aplicación de un índice creado para este fin, según la siguiente fórmula:

$$VCA_f = \log S_f + \log N_f + H_f' + J_f + S_m + EC + EX$$

Donde S_f corresponde a la riqueza de especies funcionales, N_f corresponde a la abundancia de especies, H_f' es la diversidad de Shannon basada en especies funcionales, J_f es la equidad funcional, S_m es el número de especies migratorias, EC corresponde al número de especies de aves en categoría de amenaza y EX corresponde al número de especies exclusivas de su tipo de hábitat. Dicho índice fue estimado para

cada punto de muestreo y posteriormente se obtuvo el promedio de VCAf para cada una de las tres categorías de hábitats. La diferencia significativa de la media de VCAf entre hábitats fue estimada mediante una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis en el programa Statistica 7.

Resultados

A lo largo del estudio se detectó un total de 52 especies de aves, todas son nativas, con una abundancia total de 11.784 individuos, pertenecientes a 8 órdenes y 19 familias (Tabla 2). Los órdenes mejor representados fueron Charadriiformes con 17 especies (37%) y Passeriformes con 8 especies (15%). Las familias de aves con mayor número de especies taxonómicas fueron Anatidae (7), Rallidae y Scolopacidae (6 c/u) y Laridae (5). El resto de las familias presentó entre una y cuatro especies. Las especies más importantes en abundancia fueron *Larus dominicanus* con 1.715 registros (14,6% del total de individuos de aves observadas), *Rynchops niger* con 1.520 (12,9%) y *Pelecanus thagus* con 1.050 (8,9%). Del total de especies, solo cuatro se registraron en los tres tipos de hábitat *L. dominicanus*, *Ch. maculipennis*, *L. pipixcan* y *P. brasilianus*, mostrando un carácter más generalista en términos de uso de hábitat.

Tabla 2. Lista de órdenes, familias, especies taxonómicas y funcionales (EF) registradas durante el estudio y el tipo de hábitat en que fueron detectadas. P: playa, E: estuario, A: acantilado. También se incluye la categoría de conservación según el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y el número total de individuos contados durante el estudio.

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Hábitat			Especie funcional	MMA	Abundancia
				P	E	A			
O. Anseriformes	Anatidae	<i>Spatula cyanoptera</i>	pato colorado	x	x		EF 11	LC	195
		<i>Anas flavirostris</i>	pato jergon chico		x		EF 11	LC	37
		<i>Anas georgica</i>	Pato jergon grande	x	x		EF 12	LC	400
		<i>Spatula platalea</i>	Pato cuchara		x		EF 12	LC	127
		<i>Mareca sibilatrix</i>	Pato real		x		EF 11	LC	75
		<i>Coscoroba coscoroba</i>	Cisne coscoroba		x		EF 12	LC	337
		<i>Cygnus melanocoryphus</i>	Cisne de cuello negro		x		EF 12	LC	221
O. Ardeiformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garza chica	x	x		EF 1	LC	323
		<i>Ardea alba</i>	Garza grande	x	x		EF 1	LC	43
		<i>Ardea cocoi</i>	Garza cuca		x		EF 1	LC	7
		<i>Nycticorax nycticorax</i>	Huairavo	x		x	EF 1	LC	4
O. Passeriformes	Motacilidae	<i>Anthus correndera</i>	Bailarín chico		x		EF 6	LC	2
	Icteridae	<i>Agelasticus thilius</i>	Trile		x		EF 3	LC	14
	Furnariidae	<i>Cinclodes nigrofumosus</i>	Churrete costero	x		x	EF 3	LC	14
		<i>Cinclodes patagonicus</i>	Churrete grande		x		EF 3	LC	4
		<i>Cinclodes fuscus</i>	Churrete acanelado	x	x	x	EF 3	LC	5
	Trogloditidae	<i>Cistothorus platensis</i>	Chercán de las Vegas		x		EF 3	LC	4
	Tyrannidae	<i>Hymenops perspicillatus</i>	Run-run		x		EF 6	LC	1
		<i>Lessonia rufa</i>	Colegial		x		EF 3	LC	12
O. Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica armillata</i>	Tagua		x		EF 13	LC	727
		<i>Fulica leucoptera</i>	Tagua chica		x		EF 13	LC	1
		<i>Fulica rufifrons</i>	Tagua de frente roja		x		EF 13	LC	40
		<i>Gallinula melanops</i>	Taguita		x		EF 13	LC	320
		<i>Gallinago paraguaiiae</i>	Becacina		x		EF 10	LC	154
		<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Pidén			x	EF 2	LC	1
O. Charadriiformes	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i>	Pilpilén	x	x		EF 10	NT	6
	Recurvirostridae	<i>Himantopus mexicanus</i>	Perrito	x	x		EF 7	LC	108
	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana	x	x	x	EF 10	LC	1715
	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota cahuil	x	x	x	EF 1	LC	460
	Laridae	<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Gaviota de franklin	x	x	x	EF 9	LC	141
	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i>	Playero de lomo gris	x	x		EF 9	LC	37
	Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i>	Chorlo de collar	x	x		EF 5	LC	838
	Charadriidae	<i>Charadrius modestus</i>	Chorlo chileno	x	x		EF 5	LC	9
	Scolopacidae	<i>Limosa fedoa</i>	Zarapito moteado	x	x		EF 10	LC	53
	Scolopacidae	<i>Limosa haemastica</i>	Zarapito de pico recto	x	x		EF 10	LC	102
	Scolopacidae	<i>Numenius phaeopus</i>	Zarapito	x	x		EF 10	LC	290
	Rynchops niger	<i>Rynchops niger</i>	Rayador	x	x		EF 8	LC	1520
	Laridae	<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotín sudamericano	x	x		EF 8	LC	23
	Laridae	<i>Thalasseus elegans</i>	Gaviotín elegante	x	x		EF 8	NT	250
	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoy chico	x	x		EF 4	LC	88
	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy grande	x	x		EF 10	LC	13
	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	x	x		EF 2	LC	39
	O. Pelacaniformes	Pelecanidae	<i>Pelecanus thagus</i>	Pelícano	x		x	EF 14	NT
Phalacrocoracidae		<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Yeco	x	x	x	EF 15	LC	916
		<i>Phalacrocorax gaimardi</i>	Lile			x	EF 15	NT	218
		<i>Phalacrocorax bougainvillii</i>	Guanay	x		x	EF 15	NT	186
Sulidae		<i>Sula variegata</i>	Piquero	x		x	EF 14	LC	213
O. Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps major</i>	Huala	x			EF 15	LC	11
		<i>Podiceps occipitalis</i>	Blanquillo	x	x		EF 15	LC	329
		<i>Podilymbus podiceps</i>	Picurio	x	x		EF 15	LC	5
		<i>Rollandia rolland</i>	Pimpollo	x	x		EF 15	LC	95
O. Sphenisciformes	Spheniscidae	<i>Spheniscus humboldti</i>	Pingüino de humboldt	x			EF 15	VU	1

Estructura taxonómica de la avifauna

Espacialmente, se observaron diferencias significativas en tres de los cuatro índices comunitarios de magnitud (sin considerar composición). El único índice que no mostró diferencias significativas entre hábitats fue la abundancia total. La riqueza y diversidad presentaron valores significativamente mayores en el hábitat estuarino en relación a los otros dos (Fig. 2 a y b. Tabla 3), y valores intermedios para playa. Por su parte, la equidad de Pielou (J') presentó valores significativamente mayores en el hábitat acantilado por sobre la playa y el estuario (Fig. 2 d. Tabla 3), lo que sugiere mayor homogeneidad de abundancias del reducido número de especies que en ese hábitat se encuentran. Temporalmente se observó una tendencia similar para cada uno de los índices comunitarios, mostrando mayores valores en la riqueza, equidad y diversidad media en la época fría respecto a la cálida (fig. 3). Sin embargo, las diferencias de medias no fueron significativas para los cuatro índices (Tabla 3).

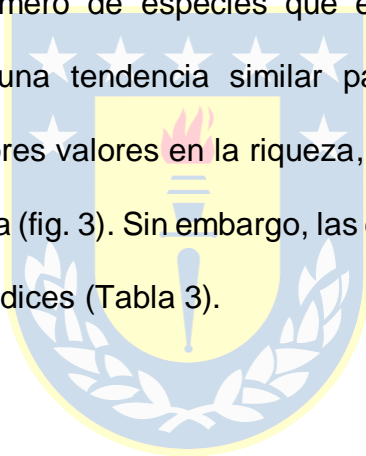


TABLA 3: Resultados de la ANOVA y prueba de Tukey para los distintos índices comunitarios taxonómicos y funcionales, al comparar entre tipos de hábitat y época del año. Las claves de combinaciones de hábitat son: 1: Estuario; 2: Playa; 3: Acantilado. Los valores de p marcados con * son menores a 0,05 y, por lo tanto, significativamente distintos.

taxonómico	Época	Tipo de hábitat			
	ANOVA	ANOVA	Tuckey		
	p- valor	p-valor	1-2	1-3	2-3
S	0,170	0,001*	0,044*	0,001*	0,477
N	0,706	0,149	0,428	0,648	0,130
H'	0,236	0,020*	0,055	0,043*	0,981
J'	0,647	0,043*	0,206	0,037*	0,037*
Funcional					
S	0,317	0,0003*	0,042*	0,000*	0,218
H'	0,673	0,011*	0,069	0,016*	0,808
J'	0,703	0,509	0,753	0,937	0,601



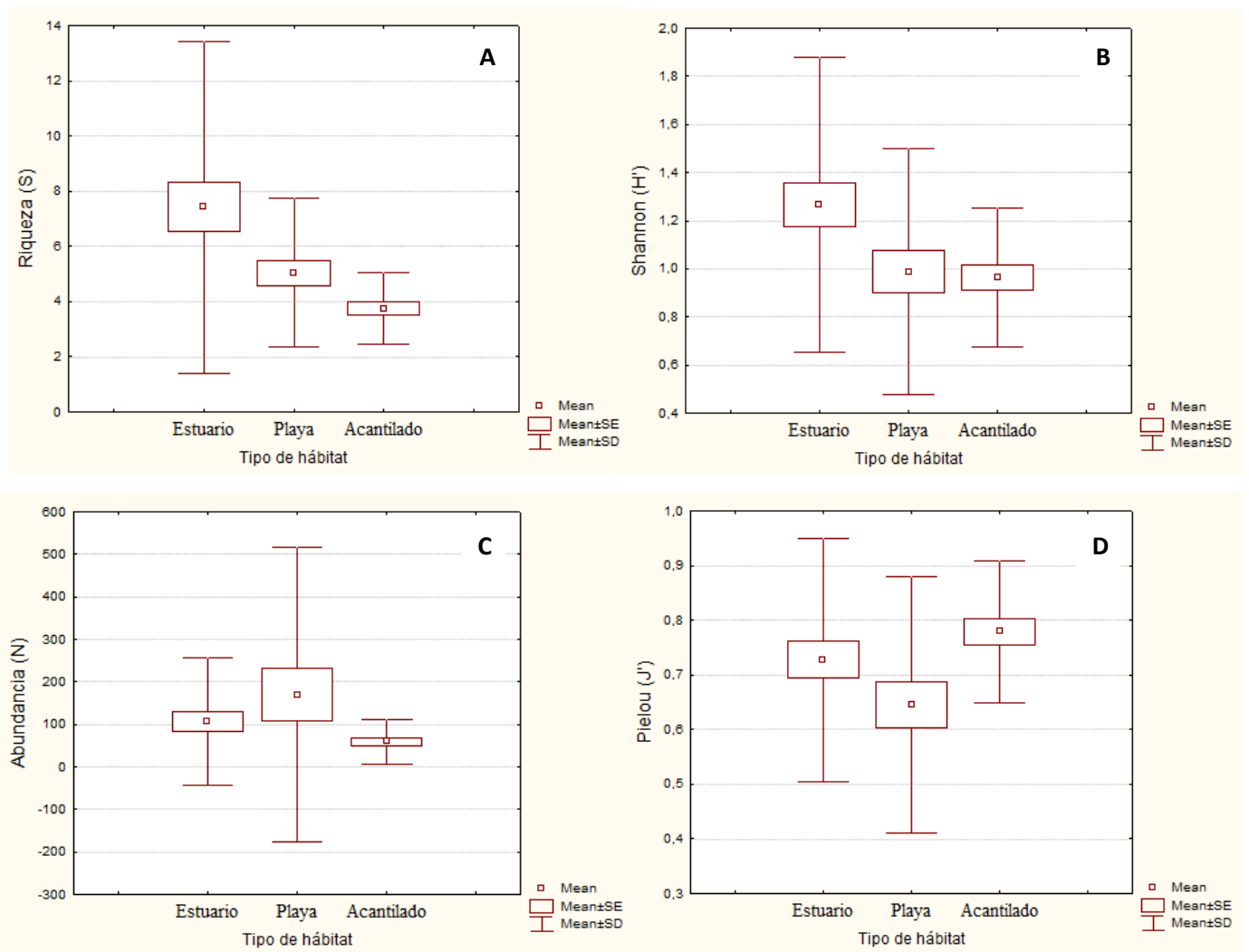


FIGURA 2. Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies taxonómicas; B: Diversidad de Shannon; C: Abundancia y D: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de los tres tipos de hábitats: estuario, playa y acantilado

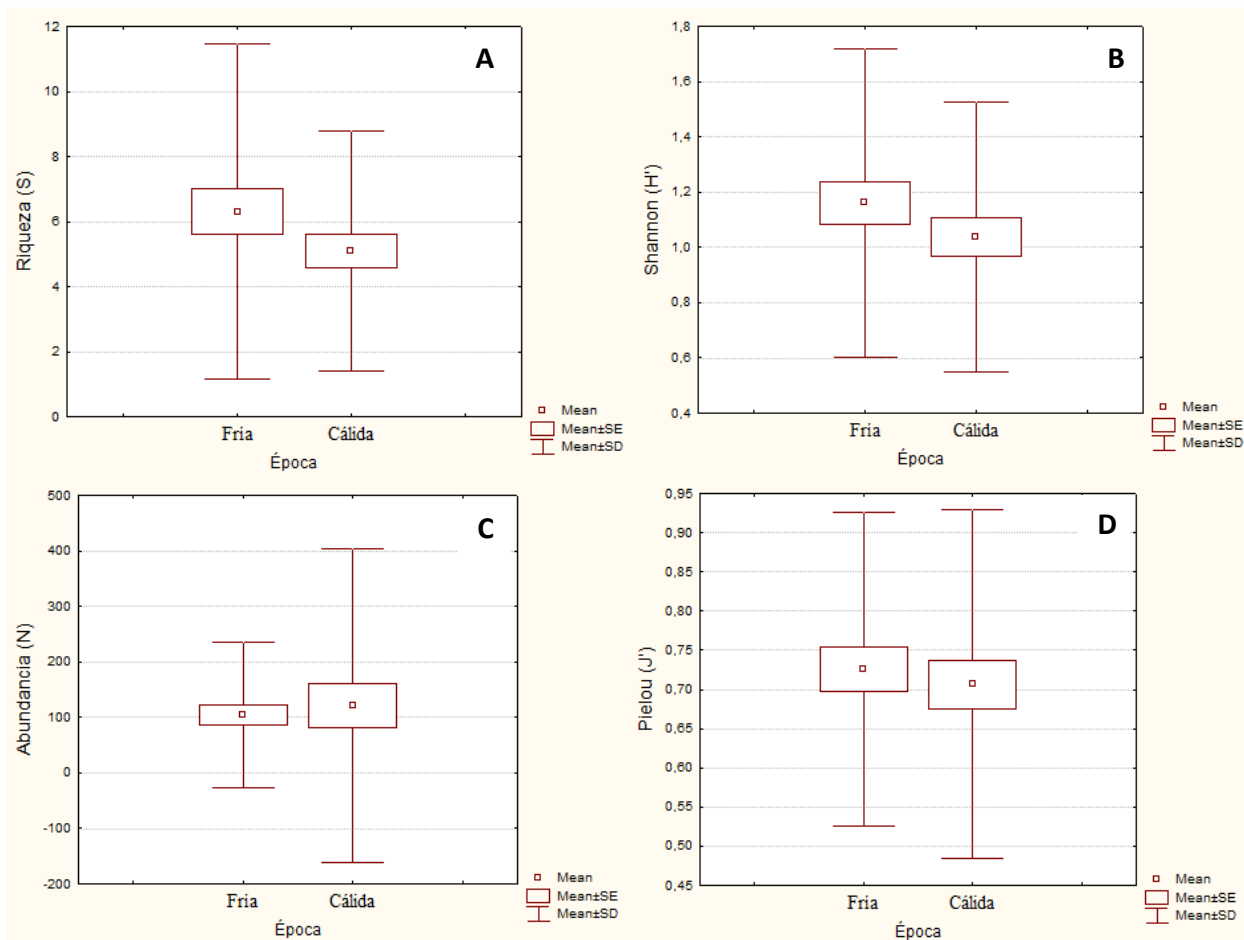


FIGURA 3. Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies taxonómicas, B: Diversidad de Shannon; C: Abundancia y D: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de época fría y época cálida.

Estructura funcional de la avifauna

Según los criterios de roles (tabla 2), entre todas las especies taxonómicas, se identificó un total de 15 especies funcionales y los órdenes con mayor complejidad funcional fueron Charadriiformes con 8 y Gruiformes con 3 especies funcionales. En general, el dendograma funcional obtenido a partir de la matriz de distancia de las especies pertenecientes a los tres hábitats estudiados, mostró un alto grado de

complementariedad funcional (Anexo 1). De las 15 especies funcionales, las que reunieron un mayor número de especies taxonómicas fueron EF 10 (7 especies taxonómicas) y EF 15 (8 especies taxonómicas). Dos de las 15 especies funcionales estuvieron conformadas por una única especie taxonómica (EF 4, *Tringa flavipes*; EF 7, *Himantopus mexicanus*).

Al comparar entre hábitats, los índices comunitarios funcionales mostraron un patrón concordante con la tendencia al comparar los promedios de riqueza y diversidad taxonómica. Desde el punto de vista funcional, se observaron valores significativamente mayores de S y H' para el hábitat estuarino en relación a la playa y acantilado (Fig. 4 a y b. Tabla 3). En cuanto a la equidad, ésta no mostró diferencias significativas entre los tres tipos de hábitat (Tabla 3), lo que sugiere que la distribución de abundancias entre especies es similar entre hábitats. Temporalmente, se observaron medias relativamente mayores en época fría por sobre la época cálida (Fig. 5). Sin embargo, al comparar los promedios entre épocas, éstos no fueron estadísticamente distintos para ninguno de los índices.

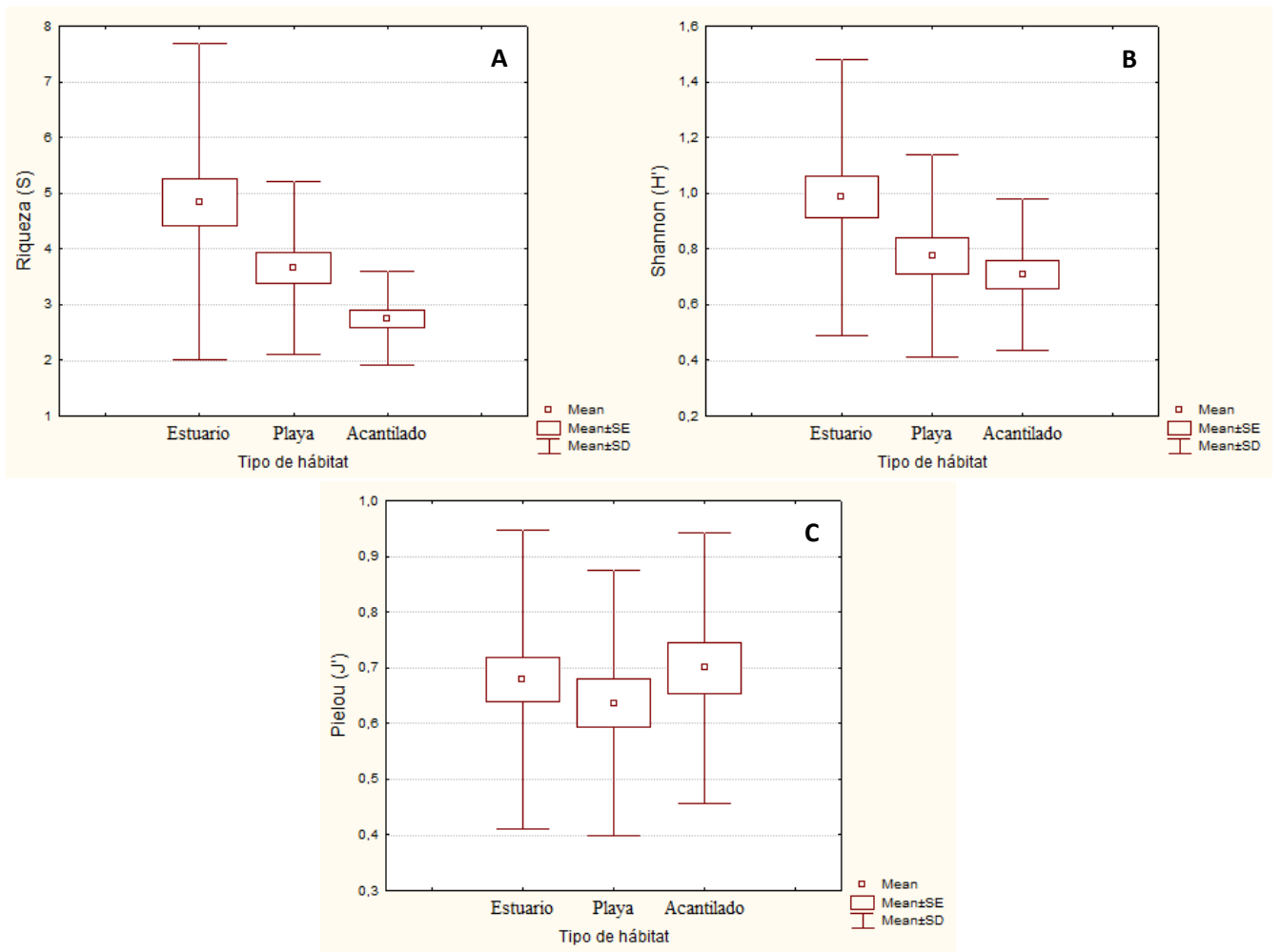


FIGURA 4. Medias, desviación estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies funcionales, B: Diversidad de Shannon y C: Equidad de Pielou para el conjunto de datos de los tres tipos de hábitats: estuario, playa y acantilado.

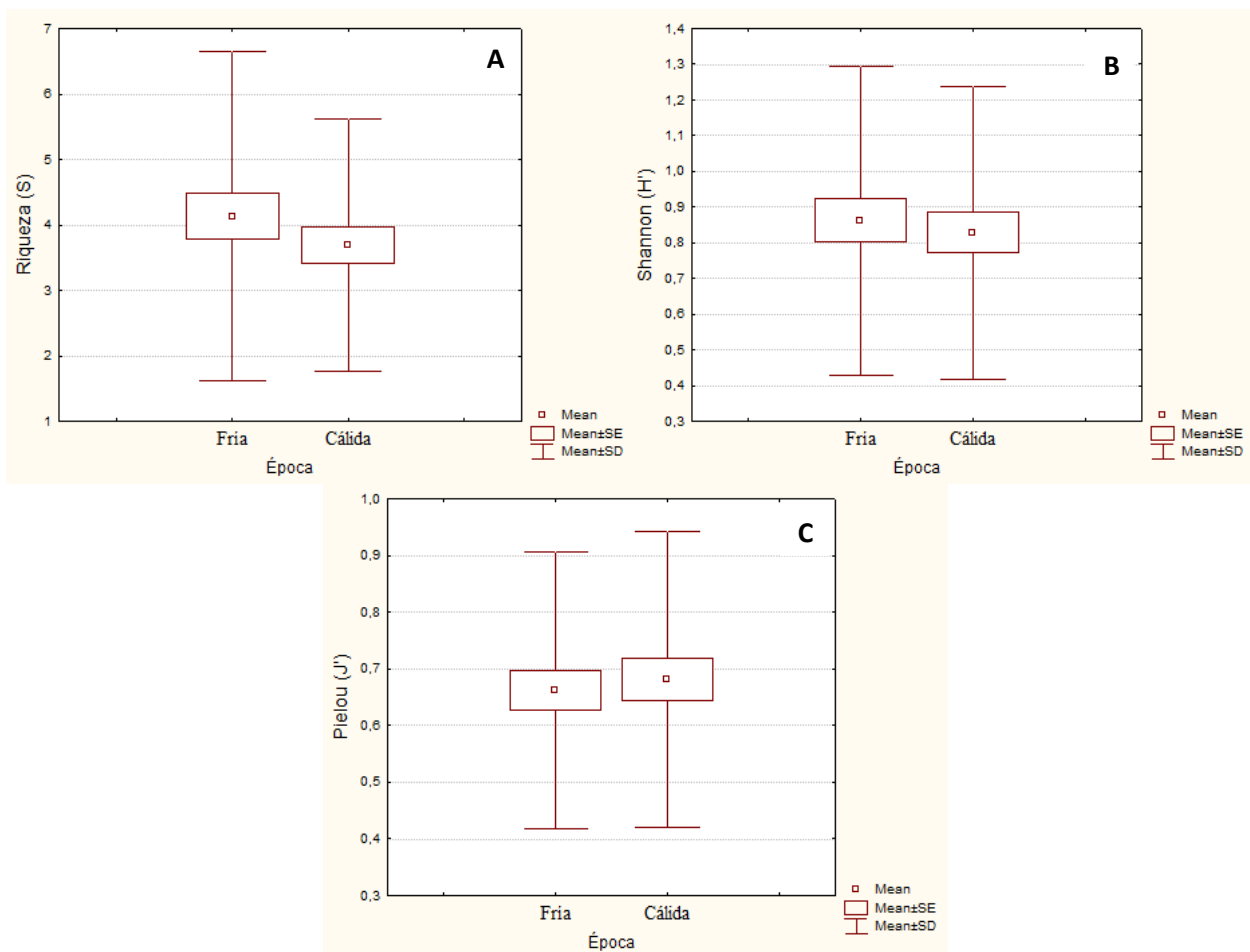


FIGURA 5. Medias, error estándar y valores máximos y mínimos de: A: Riqueza de especies funcionales, B: Diversidad de Shannon y C: Equidad de Pielou, para el conjunto de datos de época fría y época cálida.

Patrones de similitud taxonómica y funcional

El análisis de escalamiento multidimensional taxonómico (nMDSt) mostró una agrupación de la avifauna de acuerdo a los tres tipos de hábitat (Fig. 6) con un valor aceptable de stress (app. 0,1). La existencia de estos tres grupos, se vio confirmada mediante la prueba global ANOSIM (global R= 0,316; p=0,001). La diferencia más clara correspondió a una marcada disgregación entre el hábitat estuarino y acantilado,

formando grupos bien diferenciados. Entre estos dos hábitats se encuentra la nube de puntos correspondiente a playa, que si bien correspondió a una agrupación estadísticamente significativa, presenta un leve solapamiento con los otros dos grupos. Para el factor época también se mostró agrupamiento parcial entre el periodo frío y cálido (Fig. 7). Esto fue corroborado por la prueba ANOSIM que confirmó la existencia de dos grupos discretos según la época (global $R=0,047$; $p=0,007$).

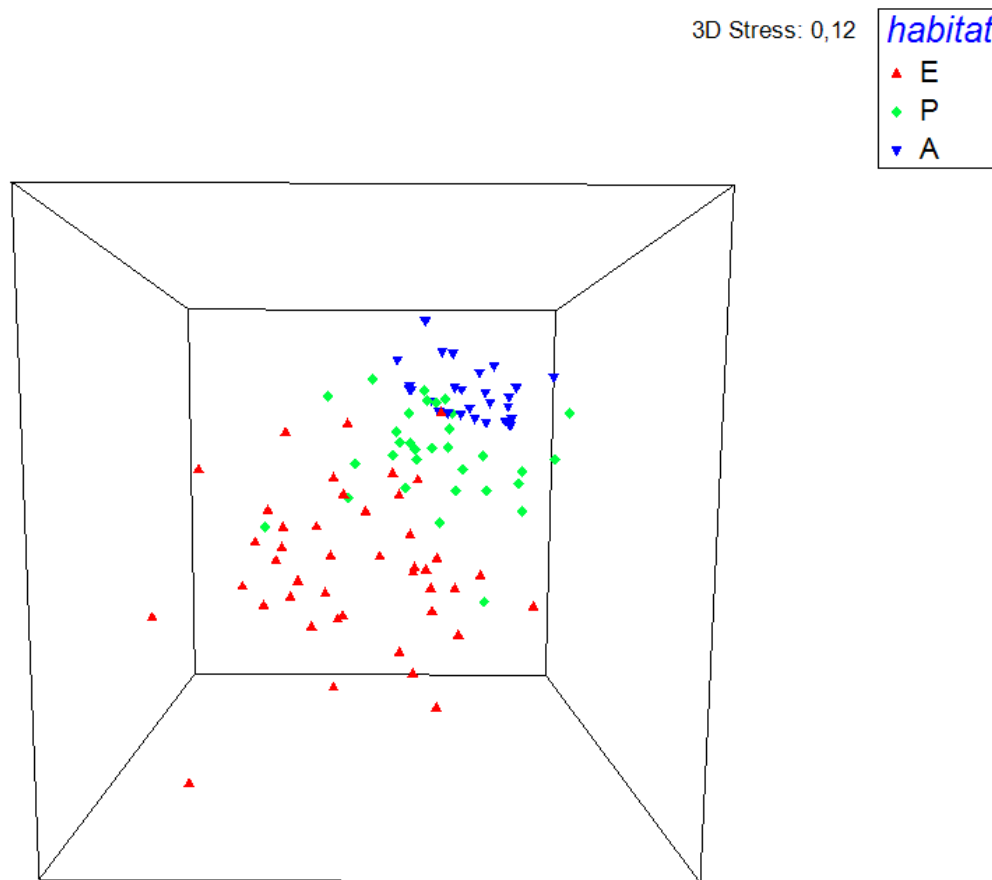


FIGURA 6. Gráfico de análisis escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia y composición de especies taxonómicas de aves acuáticas, para los distintos hábitats evaluados. E= estuario; P= playa y A= acantilado. ANOSIM: global $R= 0,316$; $p= 0,001$.

3D Stress: 0,12

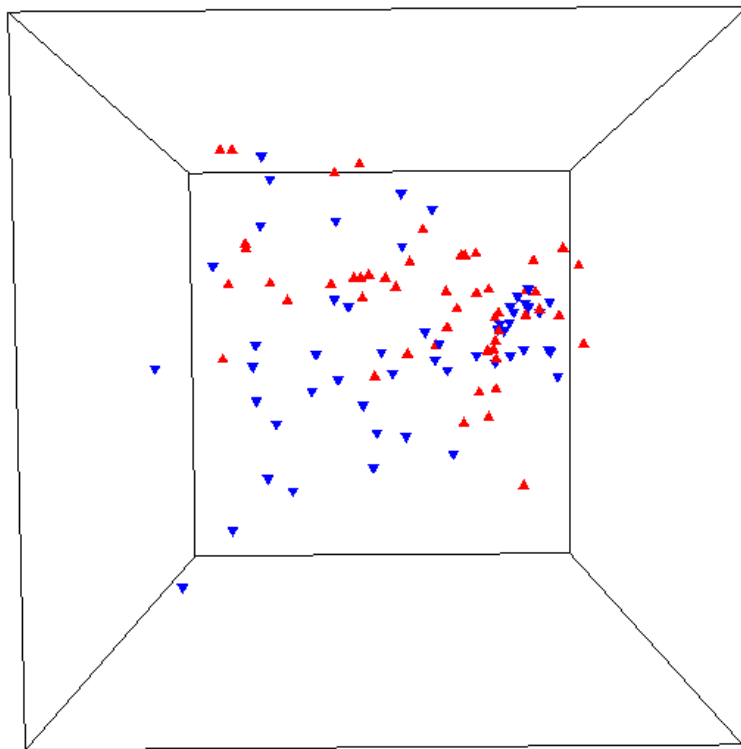


FIGURA 7. Gráfico de análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia de especies taxonómicas de aves acuáticas, para las distintas épocas evaluadas. 1=época fría y 2= época cálida. ANOSIM: global R: 0,047; p= 0,007.

Por su parte, el análisis de escalamiento multidimensional funcional (nMDSf) mostró una tendencia similar a lo obtenido en los patrones de similitud taxonómica (Fig. 8) con un valor de stress aceptable (0,1). Se observó un patrón de agrupamiento avifaunístico significativo entre los puntos para el factor hábitat, lo cual fue confirmado a partir de la prueba global ANOSIM (global R= 0,228; p=0,001). La diferenciación más clara se obtuvo para los sitios pertenecientes a estuario y acantilado sin sobreponerse ambas nubes de puntos. A diferencia de lo anterior, la nube de puntos correspondiente a playa presentó

sobreposición con los otros dos grupos. Para el factor época, éste mostró solapamiento entre época fría y cálida, pero con dos grupos significativamente diferenciados (Fig. 9), lo cual fue corroborado por la prueba ANOSIM que confirmó la existencia de dos grupos estadísticamente distintos ($R=0,042$; $p=0,005$).

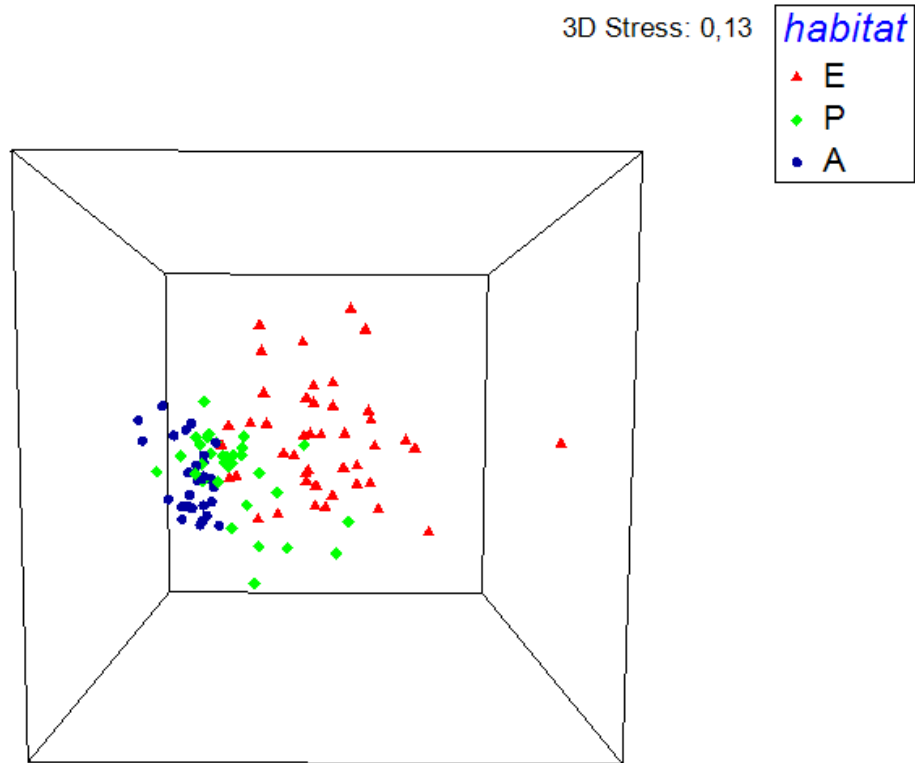


FIGURA 8. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de composición y abundancia de especies funcionales (EF) de avifauna, para los distintos hábitats evaluados. E= estuario; P= playa y A= acantilado. ANOSIM: global R : 0,228; $p= 0,001$.

3D Stress: 0,13

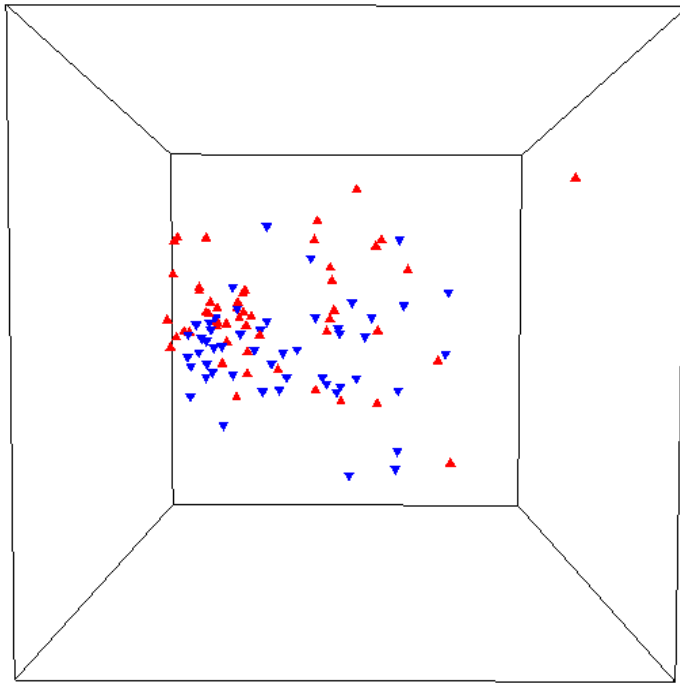


FIGURA 9. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS), basado en los datos de abundancia de EF de avifauna, para las distintas épocas evaluadas. 1=época fría y 2= época cálida. ANOSIM: global R: 0,042; p= 0,005.

Valores de Conservación

Al calcular los valores de conservación avifaunística (VCA) para cada sitio de muestreo se obtuvieron cifras con magnitudes variables (Anexo 2). En general, los valores más altos se registraron para las localidades de conteo de hábitats estuarinos (e.g. sitio D03 = 29,81). Por el contrario, las menores magnitudes de VCA estuvieron asociadas a localidades de conteo de tipo playa y acantilados (e.g. sitio D36 = 5,89) (Fig. 10 y 11). Las diferencias de medias de VCA resultaron significativas de acuerdo con el análisis

Kruskal-Wallis ($p=0,08$) al comparar el hábitat estuarino con cada uno de los otros dos. La comparación entre playa y acantilado no entregó una diferencia significativa del promedio de VCA.

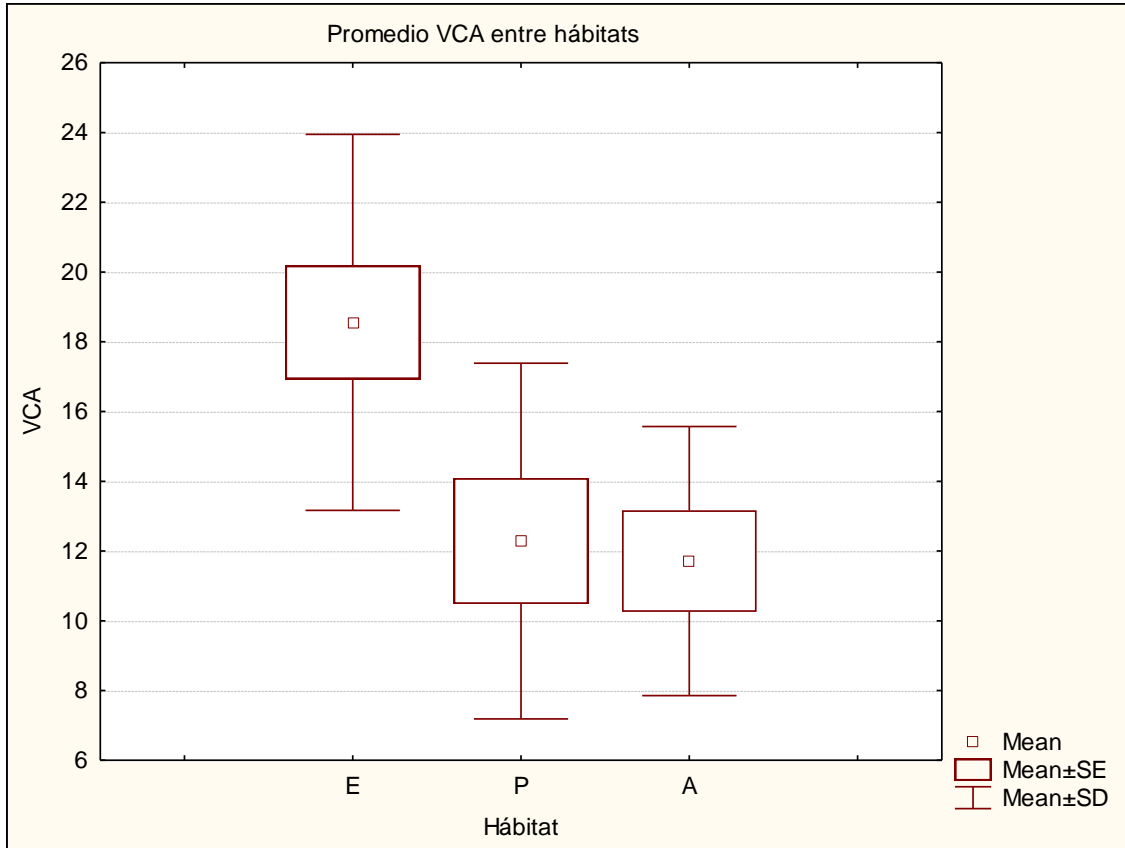


FIGURA 10. Gráfico de cajas para la comparación de promedios de valores de conservación avifaunística para los tres tipos de hábitats. E: estuario; P: playa y A: acantilado. Solo se detectaron diferencias significativas para las comparaciones E-P ($p=0,030$) y E-A ($p=0,028$).



FIGURA 11: Área de estudio con la representación de los valores de conservación avifaunística según cada sitio de muestreo. La escala de colores de las etiquetas por cada sitio de muestreo representa las magnitudes variables de VCA (rojo = > VCA y verde= < VCA). Códigos de color acorde a los mostrados en el Anexo 3.

Discusión

En este estudio, se abordó el análisis de la estructura comunitaria de avifauna a una escala micro-espacial en distintos tipos de hábitats costeros. Los resultados obtenidos

sugieren que hay diferencias significativas en cuanto a la complejidad y composición del ensamble de aves según los distintos tipos de hábitats costeros. Esto ha sido previamente documentado en otros sistemas similares (Forero *et al.* 2004; Finn *et al.* 2007; Spruzen *et al.* 2008). La reducida escala espacial en que se disponen las tres categorías de hábitats en relación a la capacidad de desplazamiento de las aves en el área de estudio, sumado a las contrastantes cualidades físicas de cada uno de los tres hábitats (aunque no evaluados en detalle), sugiere la existencia de filtros diferenciales que generan patrones de estructuración comunitaria con ensambles propios para cada tipo de ambiente (Keddy, 1992). Estudios previos han evidenciado que los humedales topográficamente diversos y productivos mantienen una mayor riqueza de especies (Paracuellos & Tellería, 2004; Alsfeld *et al.*, 2010). En este sentido, los humedales de tipo estuarino se caracterizan por una gran diversidad de condiciones ambientales dado que representan zonas ecotonales entre agua marina y agua dulce, otorgándole alta heterogeneidad estructural. Este tipo de hábitat es considerado uno de los ambientes más productivos debido al gran aporte de nutrientes, materia orgánica particulada y sedimento proveniente del escurrimiento principalmente de los ríos que los alimentan (Stuardo & Valdovinos, 1989; Kennedy *et al.*, 2002). Estas características, juntos con su alto dinamismo, influyen la estructura comunitaria de aves acuáticas, y les permite mantener una alta diversidad de especies con distintos requerimientos ecológicos (Weller, 1999; Ravenscroft & Beardall, 2003; Andrikovics *et al.*, 2006). Lo anterior, más su condición ecotonal, permite, entre otros aspectos de composición comunitaria, la presencia de aves tanto principalmente dulceacuícolas como marinas lo cual está asociado a la presencia de un mayor número de grupos funcionales. De esta forma, estos ambientes son de gran importancia para la alimentación (Gatto *et al.* 2008), nidificación

y refugio (González-Gajardo 2009). Lo anterior además debiera generar una mayor cantidad de especies con condición de residentes, es decir, cumpliendo todo su ciclo de vida en el hábitat estuarino estudiado (e.g. *Coscoroba coscoroba*, *Fullica armillata* y *Cistothorus platensis*). Esta gran oferta de recursos explicaría, al menos en parte, la mayor riqueza y diversidad tanto taxonómica como funcional en estos sistemas en relación a las playas y los acantilados.

Por otra parte los acantilados, hábitat que difiere significativamente en la composición y abundancia de aves con los estuarios, poseen características físicas estructurales que actúan como un fuerte filtro ambiental (rocoso, con alta pendiente y cobertura vegetal baja), aumentando la severidad del ambiente para un gran número de aves. Esto se ve reflejado tanto en los resultados de diversidad taxonómica como funcional, los cuales sugieren que el hábitat de acantilado posee la mayor influencia de filtros ambientales en la estructuración de la avifauna, permitiendo menores valores de diversidad de especies. En acantilados predominan especies piscívoras grandes, las cuales realizan sus actividades de alimentación en zonas de aguas abiertas circundantes y alejadas de los acantilados (e.g. *Sula variegata*, *Pelechanus thagus* y *Phalacrocorax gaimardi*) ocupando estos espacios únicamente como refugio, descanso y reproducción (Palma & Ojeda 2002; Rojas & Ojeda 2010).

A pesar de haber más de un tipo de playas con distintos niveles de heterogeneidad física en el área estudiada, todos los sitios correspondieron a playas de tipo arenoso. En este tipo de hábitat son dominantes especies de aves playeras (*shorebirds*), las cuales basan su alimentación en macroinvertebrados, como moluscos, crustáceos y anélidos que se

encuentran enterrados en la arena (Barbosa & Moreno 1998). Lo anterior también correspondería a un efecto de filtro, donde son permitidas solo especies con atributos ecológicos ya descritos (e.g. *Numenius phaeopus*, *Himantopus mexicanus* y *Haematopus palliatus*). Si bien la salinidad no fue evaluada en este estudio, ha sido reportada como un filtro determinante debido a las diferencias en la tolerancia de las especies a su concentración (Ysebaert *et al.* 2000). De acuerdo a todo lo anterior, es razonable proponer una suerte de jerarquía en magnitud de filtros o de rigurosidad ambiental, donde el estuario al ser ecotonal, más heterogéneo y más productivo, permitiría una mayor gama de especies mientras que el otro extremo correspondería a los ambientes rocosos, de alta pendiente y escasa vegetación como los acantilados. Si bien en este estudio fue considerado un mayor número de localidades de conteo para el hábitat estuarino (11 puntos) y el menor para acantilado (7 puntos), lo cual podría repercutir en la riqueza tanto taxonómica como funcional detectada, según la gama total de especies potenciales en el área de estudio, al igualar el esfuerzo de muestreo no debiera alterar mayormente la composición avifaunística de cada tipo de hábitat.

Uno de los atributos en el contexto de estructura funcional de comunidades es el de la redundancia, entendida como la magnitud en que diversas especies taxonómicamente distintas se fusionan en una misma especie funcional. Es decir, a mayor redundancia, mayor número de especies taxonómicas conforman un menor número de especies funcionales (Córdova-Tapia & Zambrano, 2015; Petchey & Gaston, 2002). En este estudio, al estimar la proporción de especies funcionales de cada ambiente en relación a sus respectivas riquezas taxonómicas, el estuario mostró el menor valor de la relación funcionales/taxonómicas (0,32), sugiriendo una mayor redundancia funcional para este

tipo de hábitat. Es decir, aunque este ambiente mostró la mayor riqueza taxonómica y funcional, proporcionalmente un mayor número de especies taxonómicas se fusionan en una misma especie funcional. Por el contrario, en el otro extremo, los acantilados, aunque incluyen una menor riqueza taxonómica y funcional respecto a los otros dos tipos de hábitat, las pocas especies taxonómicas se reducen proporcionalmente en menor grado en especies funcionales distintas (i.e. mayor complementariedad funcional aunque baja riqueza funcional; razón funcionales/taxonómicas de 0,55). En una situación intermedia se encuentra el hábitat de tipo playa (razón funcionales/taxonómicos de 0,36).

Los patrones de similitud avifaunística, tanto espaciales (categoría de hábitat) como temporales (aunque éste no fue el foco principal de este estudio), sugieren agrupaciones significativas tanto taxonómicas como funcionales. Lo anterior significa que la composición de especies y sus abundancias relativas difieren estadísticamente tanto entre hábitats como entre épocas del año. Existe evidencia de que, dependiendo de los atributos estructurales del hábitat, es la conformación avifaunística de éste. Por ejemplo, González *et al.* (2009) determinaron para el Gran Concepción (Chile), una estrecha asociación entre las propiedades de distintos tipos de humedales (tamaño, forma, cobertura vegetal, otros), y el tipo de avifauna existente en ellos. En estos humedales, variables predictoras de la avifauna fueron la superficie, cobertura vegetal e irregularidad del contorno de los cuerpos de agua. En un estudio similar, para la composición y diversidad funcional de aves acuáticas de humedales del Río Paraná (Brasil), se detectó una asociación significativa entre el tamaño y la vegetación flotante y emergente con la complejidad funcional de la avifauna (Arruda Almeida *et al.* 2018). Lo anterior sugiere que los niveles de similitud taxonómica y funcional de la

avifauna obtenidos para el área de estudio, dependerían de los atributos de cada tipo de ambiente. Los arreglos de similitud avifaunística mostraron una distribución en gradiente para la secuencia de hábitat estuario-playa-acantilado. Lo anterior podría ser interpretado aludiendo causas de características físico-químicas y otros atributos estructurales de cada tipo de hábitat, donde el componente dulceacuícola podría ser uno de los factores que determina una avifauna más distinta para el ambiente estuarino. Dicho de otra manera, la participación de aves con hábitos predominantemente dulceacuícolas en estuarios genera valores de similitud menores respecto a ambientes francamente marinos. También es interesante la mayor dispersión de puntos en el nMDS para el ambiente estuarino, lo cual indica que entre puntos de conteo dentro del estuario hay más diferencias avifaunísticas que al comparar puntos de conteo ya sea intra-playa o intra-acantilados. Por su parte, la menor variación avifaunística al interior de cada tipo de hábitat correspondió a los acantilados. Es decir, distintos lugares de acantilados albergan una avifauna muy similar o constante. El patrón descrito previamente es consistente con la hipótesis de una asociación negativa entre heterogeneidad espacial dentro de cada hábitat y la similitud de aves entre lugares al interior de cada tipo de ambiente. Respecto a los niveles de anidamiento o subconjuntos avifaunísticos como causa de los niveles de similitud al comparar los tres tipos de hábitats, aunque no fue evaluado matemáticamente, fue evidente un mayor anidamiento de la avifauna de playas y menor para la categoría de estuario (e.g. aves vadeadoras) que el existente al considerar acantilados como probable subconjunto de estuarios.

Como ya se indicó previamente, aunque no fue un foco principal un análisis temporal, comparaciones preliminares inter- estacionales sugieren que algún rol podría tener la

alternancia estival-invernal sobre la estructura comunitaria de aves. Los resultados obtenidos en este estudio sugieren diferencias significativas entre épocas frías y cálidas en cuanto a composición y abundancia relativa de las especies de aves tanto taxonómicas como funcionales. Una de las probables causas de estas diferencias es el arribo de una mayor cantidad de aves migratorias en épocas cálidas en comparación a la época invernal (Colwell 1993; Ali *et al.* 2016). En ambientes costeros, los Charadriiformes (gaviotas, playeros y zarapitos) corresponden al grupo con mayor número de especies migratorias. Este orden incluye especies de migración tanto interhemisférico, como intracontinental, las que aportan con riqueza y abundancia a humedales durante el verano austral. Aunque esto no fue estadísticamente evaluado en este estudio, si bien se observó una considerable variación interanual, en los dos años considerados, la abundancia total de Charadriiformes fue mayor en verano. Más allá de la variación inter-estacional, los cambios de estructura comunitaria obtenidos se pueden aludir a diversas causas. Entre ellas cuentan periodos de pluviosidad y temperatura contrastante, como son los eventos del Niño y la Niña. Durante periodos del Niño, una mayor cantidad de lluvias y por ende, aporte de agua dulce a zonas ecotonales, podría favorecer la presencia de especies que dependen de la disponibilidad de espejos de agua (e.g. especies buceadoras). Para el periodo comprendido en el presente trabajo, se reportó la ocurrencia del fenómeno del Niño para los años 2006 y 2007 (Martínez-Aguilar *et al.* 2010) y de la Niña a partir del 2008 (NOAA Satellite and Information Service). Aunque es un bajo número de años, la mayor abundancia invernal del 2007 respecto a tanto la época invernal como estival del 2008, podría estar asociada a este tipo de fenómenos climáticos. Un análisis más exhaustivo considerando tanto épocas del año, como mayor cobertura de datos interanuales (tanto de variables climáticas como de

avifauna migratoria y no migratoria) podría poner a prueba una hipótesis de esta naturaleza.

La estimación de valores de conservación de la avifauna para distintos lugares ha sido basada principalmente en la riqueza, composición y abundancia desde un punto de vista taxonómico, relacionando lo anterior con algunos atributos del hábitat. Por ejemplo, Young *et al* (2013) evaluaron valores de conservación avifaunística e indicadores para restauración de ambientes riparianos de Nevada, USA. En tal estudio identificaron sectores de distinto valor avifaunístico basándose en niveles de especialización de aves en el uso de hábitat, tipo de desplazamiento y abundancias. Para el mismo tipo de ambientes asociado en cuerpos de agua Lees & Pérez (2008) también consideraron la riqueza taxonómica de aves, asociándola con atributos estructurales del hábitat, obteniendo modelos de regresión entre calidad del bosque ripariano y la riqueza de especies de aves. En un estudio similar, pero para ambientes boscosos, Peh *et al.* (2006), estimaron valores de conservación basándose también en la cantidad de especies. El presente trabajo no solo aporta a la comprensión de los patrones espaciales de estructura comunitaria avifaunística, sino que también, contribuye a la valoración objetiva para fines de conservación de distintos tipos de hábitats de humedales distribuidos en una pequeña escala espacial. Lo anterior fue evaluado mediante la creación de un índice basado en diversos atributos comunitarios y no basados en composición taxonómica, sino que funcional. Esto podría representar dos ventajas relevantes: en primer lugar, la escala del análisis espacial realizado puede ser de utilidad al momento de evaluar impactos de diversos proyectos antrópicos (e.g. urbanización, industrialización, alteración de cursos de agua, otros). Generalmente tales cambios son

inducidos en una escala dentro del área de influencia de cada proyecto, para lo cual no siempre resulta útil el contar con información avifaunística y de hábitat a una escala mucho mayor de la que comprenden los impactos reales de origen humano. Las estimaciones objetivas de valores de conservación y a una escala adecuada, pueden ser fundamentales de acuerdo a los requerimientos del Servicio de Evaluación Ambiental de Chile. En segundo lugar y como se indicó previamente, la mayor parte de los estudios que estiman valores de conservación avifaunístico, se basan en criterios taxonómicos y no funcionales. Si bien, como se observó en los resultados de este estudio, existe correlación positiva entre los índices comunitarios taxonómicos y funcionales, conceptualmente, los criterios de roles de especies de aves debieran ser más representativos de los procesos ecosistémicos de los que éstas dependen (Petchey & Gaston 2002). En general, este trabajo permite concluir que existen valores dispares de conservación avifaunística a reducida escala espacial donde, según nuestros criterios, los sitios más valiosos tienden a ser los que se distribuyen en ambientes estuarinos. Sin embargo, es relevante no dejar de considerar el criterio de complementariedad en el contexto de conservación. En este sentido, si bien los ambientes de acantilado incluyen una menor complejidad avifaunística, tal tipo de hábitat incluye valiosas especies exclusivas y que aportarían a la suma de especies a conservar, algunas en estado de amenaza (e.g. *Phalacrocorax gaimardi* y *P. bougainvillii*).

Conclusiones

A partir de este trabajo, nosotros encontramos evidencia de diferencias de estructura comunitaria avifaunística, tanto taxonómica como funcional entre tres tipos de hábitats

costeros (estuario, playas y acantilados). Esto a su vez llevó a obtener valores dispares de conservación avifaunística a reducida escala espacial donde, según los resultados, los sitios más valiosos tienden a ser los que se distribuyen en ambientes estuarinos.

Si bien no fue el foco principal de este trabajo, los resultados de análisis temporales sugieren que algún rol podría tener la alternancia estival-invernal e interanual sobre la estructura comunitaria de aves, lo cual podría ser evaluado considerando un mayor rango temporal en estudios futuros.

Referencias

ALI, E., ISMAHAN, H. Y MOUSSA, H. 2016. Patrones de diversidad y variación estacional de la comunidad de aves acuáticas en los humedales mediterráneos del noreste de Argelia. *Zoología y ecología*, 26 (2), 85-92.

ALSFELD, A.J., BOWMAN, J.L. & DELLER-JACOBS, A. 2010. The influence of landscape composition on the biotic community of constructed depressional wetlands. *Restoration Ecology* 18 (Issue Supplement S2): 370-378.

ANDRIKOVICS, S., FORRÓ, L., GERE, G., LAKATOS, G. & SASVÁRI, L. 2006. Water bird guilds and their feeding connections in the Bodrogzug, Hungary. *Hydrobiologia* 567: 31-42.

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.

BARBOSA, A. & MORENO, E. 1999. Evolution of foraging strategies in shorebirds: an ecomorphological approach. *Auk*. 116(3): 712-725.

BELLWOOD, D.R., HOEY, A.S. & CHOAT, J.H. 2003. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecology Letters*, 6:281-285.

BELYEA, L. & J. LANCASTER. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86: 402-416.

BLANCO, D. 1999. Los humedales como hábitat de aves acuáticas. En: MALVÁREZ, A. (ed) *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. ORCYT-UNESCO, pp. 208-217. Montevideo, Uruguay.

BÖHNING-GAESE, K. Y LEMOINE, N. 2004. Importancia del cambio climático para los rangos, comunidades y conservación de aves. *Advances in Ecological Research*, 35, 211-236.

CADOTTE, M. W., CARSCADDEN, K., MOROTCHNICK, N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079-1087.

CHAVE, J. 2004. Teoría neutral y ecología comunitaria. *Cartas de ecología*, 7 (3), 241-253.

CLARKE, KR Y GORLEY, RN. 2006. *Cebador*. PRIMER-e, Plymouth.

COLWELL, M. 1993. Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *The Condor* 105: 104-114.

CÓRDOVA-TAPIA, F., & ZAMBRANO, L. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78-87.

CORNELIUS, C., NAVARRETE, S. & P. MARQUET. 2001. Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation Biology* 15(5): 1396-1404.

COUVE, E. & C. VIDAL. 2007. *Aves Torres del Paine*. Segunda edición. Fantástico Sur, Chile. 270 pp.

DAY, J.H. 1980. What is an estuary? *South African Journal of Science* 76: 15-17.

Díaz, S., Gurvich, D.E., Pérez Harguindeguy, N. & Cabido, M. 2002. ¿Quién necesita tipos funcionales de plantas? *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 37: 135-140.

Dumay, O., P. S. Tari., J. A. Tomasini & D. Mouillot. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64: 970–983.

EULA (2008). *Guía de manejo para terreno fiscal con alto valor en biodiversidad en la Región del Biobío. Sector humedal Tubul-Raqui*. Informe técnico Centro de Ciencias Ambientales EULA, Universidad de Concepción. 143 pp.

FARIAS, A. & F. JAKSIC. 2007. Effects of functional constraints and opportunism on the functional structure of a vertebrate predator assemblage. *Journal of Animal Ecology* 76: 246- 257.

FIGUEROA, R., CERDA, J. & T. CHARIF. 2001. *Guía de Aves Dulceacuícolas de Aysén*. Servicio Agrícola y Ganadero, Región de Aysén. 184 pp.

FINN, P., CATTERALL, C. & P. DRISCOLL. 2007. Determinants of preferred intertidal feeding habitat for Eastern Curlew: A study at two spatial scales. *Austral Ecology* 32: 131-144.

FORERO, M., BORTOLOTTI, G., HOBSON, K. DONAZAR, J., BERTELLOTTI, M. & G.

LANCO. 2004. High trophic overlap within the seabird community of Argentinean Patagonia: a multiscale approach. *Journal of Animal Ecology* 73: 789–801.

GALLINA-TESSARO, S., & LÓPEZ GONZALEZ, C. 2001. Manual de técnicas de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro e Instituto de Ecología, AC México. 390p.

GATTO, A., QUINTANA, F. & P. YORIO. 2008. Feeding Behavior and Habitat Use in a Waterbird Assemblage at a Marine Wetland in Coastal Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 31(3): 463-471.

GONZÁLEZ, A. & P. VICTORIANO. 2005. Aves de los humedales costeros del Centro-Sur de Chile, in: *Historia, Biodiversidad y Ecología de la Cordillera de la Costa de Chile* En: SMITH-RAMÍREZ, C. ARMESTO, J. & C. VALDOVINOS (eds) Editorial Universitaria, pp. 485-497. Santiago, Chile.

GONZÁLEZ, A. L., VUKASOVIC, M. A., & ESTADES, C. F. 2011. Variación temporal en la abundancia y diversidad de aves en el humedal del río Itata, región del Bío-Bío, Chile. *Gayana (Concepción)*, 75(2), 170-181.

GONZÁLEZ, M. A., SALGADO-NEGRET, B., BAPTISTE, M.P., CORTÉS-GÓMEZ, M. A., RUÍZ-AGUDELO, C. A., & GARCÍA, H. 2016. *Ecología funcional: una herramienta para la generación de conocimiento científico frente a la gestión integral de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. 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. Bogotá, D. C. Colombia.

GONZÁLEZ-GAJARDO, A., SEPÚLVEDA, P. V., & SCHLATTER, R. 2009. Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: influence of temporal variability on species-habitat relationships. *Waterbirds*, 32(2), 225-233.

HECTOR, A., SCHMID, B., BEIERKUHNLIN, C., CALDERIA, M. C., DIEMER, M.,

DIMITRAKOPOULOS, P. G., & LAWTON, J. H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286(5442), 1123-1127.

HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*. 75, 3–35.

JACKSON, J. B. C., M. X. KIRBY, W. H. BERGER, K. A. BJORNDAL, L. W. BOTSFORD, B. J. BOURQUE, R. BRADBURY, R. COOKE, J. A. ESTES, T. P. HUGHES, S. KIDWELL, C. B. LANGE, H. S. LENIHAN, J. M. PANDOLFI, C. H. PETERSON, R. S. STENECK, M. J. TEGNER, & R. W. WARNER. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638.

JARAMILLO, A. 2003. *Birds of Chile*. Princeton Field Guides. Princeton. 240 pp.

JIMÉNEZ, M. 1999. Evaluación del estado de Conservación de las aves de humedal de la Región del Bío-Bío. Habilitación profesional, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción & CONAMA. 41 pp.

KEDDY, P. 1992. Assembly and Response Rules: Two Goals for Predictive Community Ecology. *Journal of Vegetation Science* 3(2): 157-164.

KENNEDY, V., TWILLEY, R., KLEYPAS, J., COWAN, J. & S. HARE. 2002. Coastal and marine ecosystems & global climate change. Pew Center on Global Climate Change. Arlington, USA. 52 pp.

LARA-LARA, J. R., ARREOLA-LIZÁRRAGA, J. A., CALDERÓN-AGUILERA, L. E., CAMACHO-IBAR, V. F., de la LANZA-ESPINO, G., ESCOFET-GIANSONE, A., & ZERTUCHE-GONZÁLEZ, J. A. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. *Capital natural de México*, 1, 109-134.

LAVOREL, S. & E. GARNIER. 2002. Predicting changes in community composition and

ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545- 556.

LEES, A. C., & PERES, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conservationbiology*, 22(2), 439-449.

LIORDOS, V. 2010. Gremios forrajeros de aves acuáticas que invernan en un humedal costero mediterráneo. *Zool Stud*, 49 (3), 311-23.

LOREAU, M., & BEHERA, N. 1999. Phenotypic diversity and stability of ecosystem processes. *Theoretical Population Biology*, 56(1), 29-47.

LOREAU, M., NAEEM, S., INCHAUSTI, P., BENGTSSON, J., GRIME, J. P., HECTOR, A., & WARDLE, D. A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804-808.

LOTZE, H. K., H. S. LENIHAN, B. J. BOURQUE, R. BRADBURY, R. G. COOKE, M. C. KAY, S. M. KIDWELL, M. X. KIRBY, C. H. PETERSON, & J. B. C. JACKSON. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806.

MARTÍNEZ, D. & G. GONZÁLEZ. 2004. *Las Aves de Chile. Nueva Guía de Campo*. Ediciones del Naturalista. Santiago de Chile. 620 pp.

MARTÍNEZ-AGUILAR, T., GIRALDO, A. & E. RODRÍGUEZ-RUBIO. 2010. Ictioplancton en la zona costera del Pacífico colombiano durante la fase terminal de El Niño 2006-2007. *Latin American Journal of Aquatic Reserch* 38(1): 151-166.

MOORE, J. C. 2001. Diversity, Taxonomic versus Functional [Internet]. Levin S, editor. *Encyclopedia of Biodiversity*.

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: 867- 876.

NAEEM, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83, 1537-1552.

NAGELKERKEN, I. & G. VAN DER VELDE. 2004. A comparison of fish communities of subtidal seagrass beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. *Journal of Sea Research*, 52:127-147.

PALMA, A. & F. OJEDA. 2002. Abundance, distribution and feeding patterns of a temperate reef fish in subtidal environments of the Chilean coast: the importance of understory algal turf. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 189-200.

PARACUELLOS, M. & TELLERÍA, J.L. 2004. Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds* 27(4):446-453.

PARACUELLOS, M. 2006. How can habitat selection affect the use of a wetlands complex by waterbirds? *Biodiversity and Conservation* 15: 4569-4582.

PEH, K. S. H., SODHI, N. S., DE JONG, J., SEKERCIOGLU, C. H., YAP, C. A. M., & LIM, S. L. H. 2006. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Diversity and Distributions*, 12(5), 572-581.

PÉREZ-CRESPO, M. J., FONSECA, J., PINEDA-LÓPEZ, R., PALACIOS, E., & LARA, C. 2013. Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds in an epicontinental lake in Mexico. *Zoological Studies*, 52(1), 1-17.

PETCHEY, O. & K. GASTON. 2002. Functional diversity (DF), species richness, and

community composition. *Ecology Letters* 5: 402-411.

PETCHEY, O. & K. GASTON. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741-758.

QUEZADA, A. E., OYARZO, R. H., & RUÍZ, V. H. 1986. Distribución de avifauna en los distintos 'Habitats' del Estuario Andalién, Bahía de Concepción, Concepción, Chile. *Studies on neotropical fauna and environment*, 21(4), 197-206.

RAVENCROFT, N.O.M. & BEARDALL, C.H. 2003. The importance of freshwater flows over estuarine mudflats for wintering waders and wildfowl. *Biological Conservation* 113(1): 89-97.

ROJAS, J. & F. OJEDA. 2010. Spatial distribution of intertidal fishes: a pattern dependent on body size and predation risk? *Environmental Biology of Fishes* 87(3): 175-185.

ROJAS-HIGUERA, P.J. & PABÓN-CAICEDO, J. D. 2015. Sobre el calentamiento y la acidificación del océano mundial y su posible expresión en el medio marino costero colombiano. *RACCEFYN*, 39 (151), 201-217.

SEYMOUR, C. L., & SIMMONS, R. E. 2008. ¿Pueden seguir siendo importantes para la diversidad de aves de tierras áridas parches de vegetación ribereña severamente fragmentados? *Revista de entornos áridos*, 72 (12), 2275-2281.

SIMEONE, A., LUNA-JORQUERA, G., BERNAL M., GARTHE, S., SEPÚLVEDA, F., VILLABLANCA, R., ELLENBERG, U., CONTRERAS, M. & J. MUÑOZ. 2003. Breeding distribution and abundance of seabirds on islands off north-central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 323-333.

SPRUZEN, F. L., RICHARDSON, A. M., & WOEHLE, E. J. (2008). Influence of environmental and prey variables on low tide shorebird habitat use within the Robbins Passage wetlands, Northwest Tasmania. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(1),

122-134.

STUARDO, J. & C. VALDOVINOS. 1989. Estuarios y lagunas costeras: ecosistemas importantes del Chile central. *Ambiente y Desarrollo V* (1): 107-115.

STUART-SMITH, R. D., BATES, A. E., LEFCHECK, J. S., DUFFY, J. E., BAKER, S.C., THOMSON, R.J. & EDGAR, G.J. 2013. La integración de la abundancia y los rasgos funcionales revela nuevos puntos críticos globales de diversidad de peces. *Nature*, 501 (7468), 539-542.

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: 1300-1302.

VALDOVINOS, C. 1994. Planificación y gestión de la zona costera: un análisis de caso Lengua. En: F. Faranda & O. Parra (eds.). *Gestión de los recursos hídricos de la cuenca del río Biobío y del área marina costera adyacente*. Centro EULA. 31-37 pp.

VALDOVINOS, C. 2004. Ecosistemas estuarinos. En: Werlinger, C. (ed.) *Biología Marina y oceanografía: conceptos y procesos, tomo 2*. Trama Impresores S.A., pp. 395-414. Concepción, Chile.

VALDOVINOS, C., MUÑOZ, M. D. SANDOVAL, N., VÁSQUEZ, D., & OLMOS, V. 2010. Desastres naturales y biodiversidad: el caso del humedal costero Tubul-Raqui. *Sociedad Hoy*, (19), 33-51.

VÁSQUEZ, D. 2013. Metodología para la delimitación y zonificación de humedales costeros de tipo mediterráneo.

VICTORIANO, P. F., GONZÁLEZ, A. L., SCHLATTER, R. 2006. Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana (Concepción)*, 70(1), 140-162.

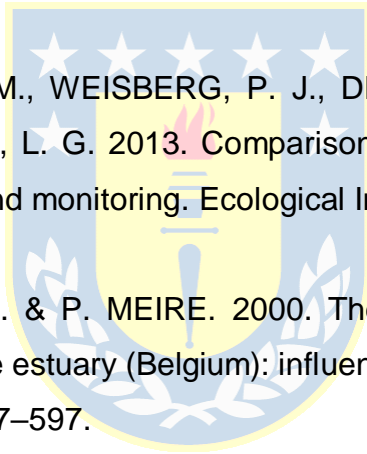
WELLER, M. W. 1999. Wetlands Birds: Habitat Resources and Conservation Implications. Cambridge University Press, Cambridge. 288 pp.

WORM, B., E. B. BARBIER, N. BEAUMONT, J. E. DUFFY, C. FOLKE, B. S. HALPERN, J. B. C. JACKSON, H. K. LOTZE, F. MICHELI, S. R. PALUMBI, E. SALA, K. A. SELKOE, J. J. STACHOWICZ, & R. WATSON. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314:787-790.

WORM, B., E. B. BARBIER, N. BEAUMONT, J. E. DUFFY, C. FOLKE, B. S. HALPERN, J. B. C. JACKSON, H. K. LOTZE, F. MICHELI, S. R. PALUMBI, E. SALA, K. A. SELKOE, J. J. STACHOWICZ, & R. WATSON. 2007. Response to Comments on "Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services". *Science*, 316:1285d.

YOUNG, J. S., AMMON, E. M., WEISBERG, P. J., DILTS, T. E., NEWTON, W. E., WONG-KONE, D. C., & HEKI, L. G. 2013. Comparison of bird community indices for riparian restoration planning and monitoring. *Ecological Indicators*, 34, 159-167.

YSEBAERT, T., DE NEVE, L. & P. MEIRE. 2000. The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde estuary (Belgium): influenced by man? *Journal of Marine Biology Association, UK* 80: 587–597.

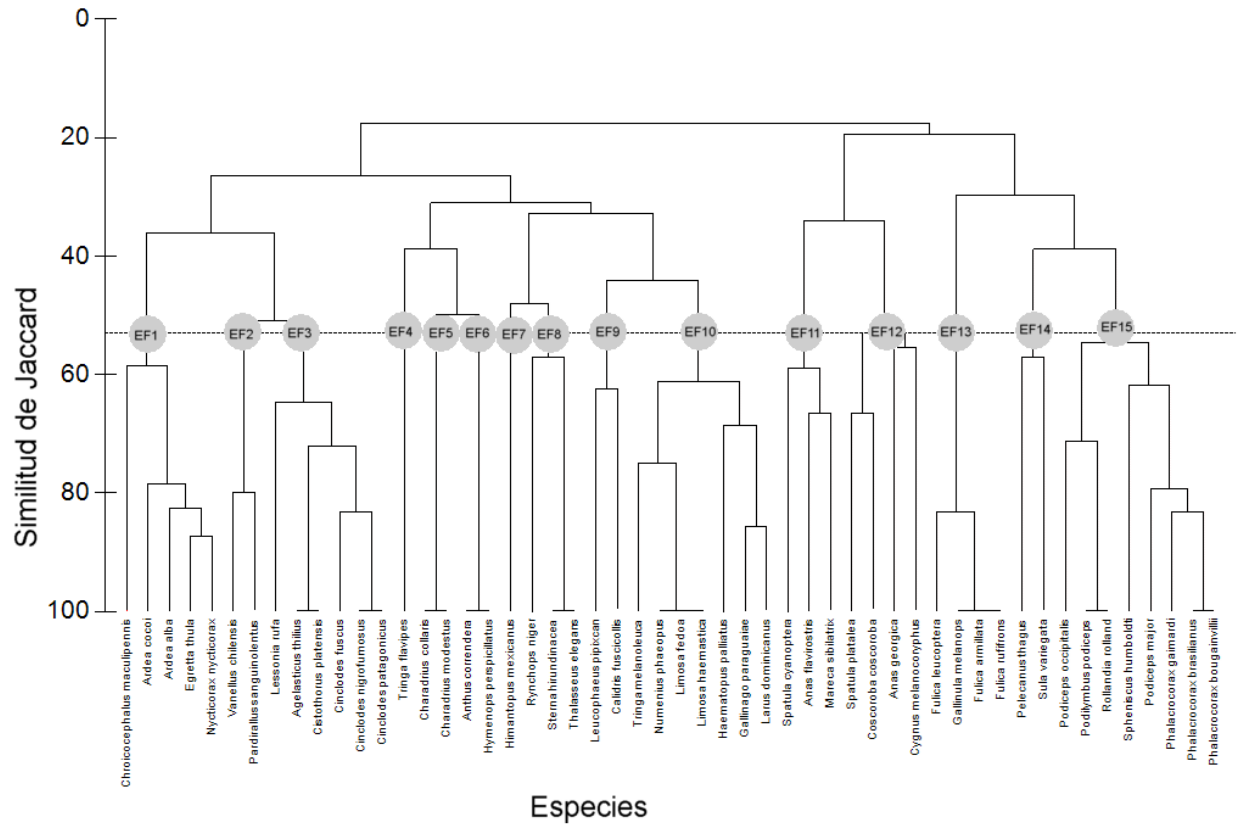


Anexos

ANEXO 1. Sitios de muestreos del área de estudio con sus respectivas coordenadas y referencias.

sitio	W	S	Referencias
D01	731032	364566	humedal lenga: puente estero lenga
D02	731026	364507	humedal lenga: entre d1 y d3
D03	731026	364615	humedal lenga: cercano a mirador (rucapiden)
D03B	730948	364624	humedal lenga: canal principal humedal lenga a 1000m de d3
D03C	731010	364632	humedal lenga: marisma a mitad del camino entre lenga y parque Zana
D03D	730955	364629	humedal lenga: lagunas cercanas a cuevas de peques
D04	731033	364528	Lenga, costa, sector de acantilados. Norte UCSC, fin de camino
D05	731028	364542	lenga, inmediatamente al sur de la USCS, pequeña caleta
D06	731009	363605	Humedal lenga, al final de restaurantes
D07	730955	364601	humedal de lenga, orilla de camino, entre lenga y muelle abastible
D07B	730937	364611	humedal lenga, entre D07 y D07D
D07C	730918	364621	humedal lenga final canal humedal lenga que va hacia petrox
D07D	730912	364610	humedal lenga, frente a muelle abastible
D08	730956	364601	lenga, playa entre lenga y muelle abastible
D09	730913	364549	lenga, playa en muelle abastible
D24	730738	364347	San Vicente, caleta infiernillo (Terminal B ENAP)
Orig27	731046	364515	hualpen. Punta torres
D36	731110	364508	hualpen, playa ramutcho
D37	731121	364449	hualpen, punta hualpen norte, punto geodésico, faro
D38	731133	364459	hualpen. Punta hualpen sur, faro
D39	731120	364513	hualpen, Ensenada granero
D40	731149	364524	Hualpen, punta graneros, al norte de ensenada Reque (a pie)
D41	731153	364531	hualpen, ensenada Reque
D42	731245	363626	Hualpén, caleta chome
Des1	731026	364830	Desembocadura Biobio, playa adyacente a desembocadura río Biobio
Des2	731025	364830	Desembocadura a Biobio. Desembocadura río Biobio

ANEXO 2. Dendrograma funcional obtenido a partir de la matriz de rasgos funcionales de las especies.



ANEXO 3. Tabla con los sitios de muestreo y sus respectivos valores de conservación (VCA), los valores más altos de VCA se destacan en tonalidades rojas y los más bajos en tonalidades verdes.

Sitios	Hábitat	Log S	Log N	J'	H'	SM	EC	EX	VCA
D01	Estuario	0,903	2,344	0,558	1,160	4	0	2	10,965
D02	Estuario	0,954	2,549	0,653	1,434	7	1	1	14,590
D03	Estuario	1,114	3,009	0,754	1,935	13	2	8	29,813
D03B	Estuario	0,845	1,544	0,848	1,651	2	0	6	12,888
D03C	Estuario	1,000	2,276	0,469	1,080	4	0	8	16,826
D03D	Estuario	0,954	2,378	0,900	1,977	3	0	8	17,210
D04	Playa	0,602	1,940	0,606	0,840	1	2	2	8,988
D05	Playa	0,699	1,869	0,734	1,181	3	1	2	10,483
D06	Estuario	1,114	2,519	0,758	1,945	7	1	8	22,336
D07	Estuario	1,079	3,074	0,530	1,317	6	1	9	22,000
D07B	Estuario	0,954	2,458	0,653	1,435	7	1	7	20,500
D07C	Estuario	0,903	2,185	0,642	1,334	5	1	4	15,064
D07D	Estuario	1,041	2,826	0,604	1,448	7	0	9	21,920
Ori 27	Acantilado	0,477	1,839	0,791	0,869	10	3	2	18,976
D36	Playa	0,602	2,288	0,841	1,165	1	0	0	5,896
D37	Acantilado	0,477	2,535	0,876	0,963	1	3	4	12,852
D38	Acantilado	0,699	2,524	0,699	1,124	2	2	3	12,046
D39	Acantilado	0,602	2,134	0,554	0,768	0	1	1	6,058
D40	Acantilado	0,477	2,307	0,935	1,027	1	2	3	10,747
D41	Acantilado	0,602	2,228	0,709	0,983	0	3	3	10,522
D42	Acantilado	0,602	2,623	0,656	0,909	1	2	3	10,791
D08	Playa	0,699	2,204	0,608	0,978	3	1	0	8,488
D09	Playa	0,778	2,283	0,652	1,168	5	2	1	12,882
D24	Playa	0,778	2,859	0,366	0,656	3	2	3	12,659
Des 1	Playa	0,778	2,763	0,609	1,091	4	5	3	17,241
Des 2	Playa	1,000	3,533	0,641	1,477	10	3	2	21,651