



Artículo

Volumen 10(2)
Diciembre 2024**AVES PLAYERAS Y SU RELACION CON EL GRADIENTE DE SALINIDAD DE LAS PISCINAS EVAPORADORAS DE ECUASAL, ECUADOR**

Shorebirds and their relationship with a salinity gradient in the evaporating ponds of Ecuasal, Ecuador

Danixa Del Pezo Domínguez^{1,2,*}
Ana É. Agreda¹
Luis Trocoli^{2,3}¹Aves y Conservación - BirdLife en Ecuador. Km. 1 vía a Mar Bravo, Av. Ramón Fernández, Planta de Producción de Sal Ecuasal, Salinas, Ecuador.²Universidad Estatal Península de Santa Elena, Facultad de Ciencias del Mar, Carrera de Biología, Av. Principal La Libertad-Santa Elena, La Libertad, Ecuador.³Universidad de Oriente, Puerto La Cruz 6001, Anzoátegui, Venezuela.* Autora para correspondencia: ddelpezo@avesconservacion.orgCitación: Del Pezo-Domínguez, D., A. E. Agreda & L. Trocoli (2024). Aves playeras y su relación con el gradiente de salinidad de las piscinas evaporadoras de Ecuasal, Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Ornitología*, 10(2), 32–46. DOI: <https://doi.org/10.18272/reo.v10i2.2206>Recibido:
24.02.2021Aceptado:
13.10.2024Publicado en línea:
25.12.2024Editado por:
Boris A. Tinoco**Resumen**

Las piscinas artificiales de Ecuasal son reconocidas internacionalmente como parte de la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras (RHRAP) por albergar más de 100 000 aves playeras al año. Investigamos la riqueza, abundancia y estructura comunitaria de las aves playeras que usan las piscinas de Ecuasal durante los periodos migratorios de invierno y reproductivo, y su variación en relación con un gradiente de salinidad. Se realizaron muestreos quincenales durante 10 meses (julio 2017–abril 2018) en cinco zonas con distinta salinidad. Investigamos la relación entre la abundancia de aves playeras con el gradiente de salinidad mediante modelos lineales generalizados mixtos y realizamos un análisis de Kruskal-Wallis para detectar variaciones en las abundancias entre meses. Registramos un total de 143 576 individuos correspondientes a 20 especies y 4 familias: Scolopacidae, Charadriidae, Haematopodidae y Recurvirostridae. La variación mensual en la abundancia de playeros correspondió directamente con los periodos migratorios, observándose números

mínimos en julio (1589 individuos) y máximos en agosto (39 671 individuos) y febrero (14 919 individuos), que corresponden a la migración invernal y a la migración pre-reproductiva, respectivamente. En este estudio las especies más abundantes fueron Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor* (107 081 individuos), Cigüeñuela Cuellinegra *Himantopus mexicanus* (15 869 individuos), Playero Menor *Calidris minutilla* (8104 individuos) y Playero Semipalmado *C. pusilla* (5423 individuos). La salinidad resultó determinante en la distribución de las aves playeras, observándose un mayor número de aves en la zona de alta salinidad. No se detectaron diferencias estadísticas en cuanto a la distribución temporal entre los periodos migratorios posiblemente debido al comportamiento gregario de las aves.

Palabras clave

Distribución, piscinas evaporadoras, salinidad, estructura comunitaria, migración.

Abstract

The artificial ponds of Ecuasal are internationally recognized as a Western Hemisphere Shorebird Reserve Network (WHSRN) site for hosting more than 100,000 shorebirds annually. We investigated the richness, abundance and community structure of shorebirds that use the Ecuasal ponds during the winter migratory and reproductive periods and their variation in relation to a salinity gradient. Bi-weekly surveys were carried out during 10 months (July 2017–April 2018) in five areas with different salinities. We investigated the relationship between shorebird abundance with the salinity gradient using generalized linear mixed models and performed a Kruskal-Wallis analysis to detect variations in abundances between months. We recorded a total of 143,576 individuals of 20 species and 4 families: Scolopacidae, Charadriidae, Haematopodidae and Recurvirostridae. Monthly variation in shorebird abundance responded directly to the migratory periods, with minimum numbers observed in July (1,589 individuals) and maximum numbers in August (39,671 individuals) and February (14,919 individuals), which correspond to the winter migration and pre-reproductive migration, respectively. In this study, the most abundant species were Wilson's Phalarope *Phalaropus tricolor* (107,081 individuals), Black-necked Stilt *Himantopus mexicanus* (15,869 individuals), Least Sandpiper *Calidris minutilla* (8,104 individuals) and Semipalmated Sandpiper *C. pusilla* (5,423 individuals). Salinity was a determining factor in the distribution of shorebirds, with greater number of birds observed in high salinity areas. Regarding temporal distribution, no statistical differences were detected between migratory periods, possibly due to the gregarious behavior of shorebirds.

Key words

Distribution, evaporating ponds, salinity, community structure, migration.

Introducción

Las aves playeras (Charadriiformes: Charadriidae, Haematopodidae, Recurvirostridae y Scolopacidae) comparten como característica destacable su capacidad de migrar sobre largas distancias, que en algunos casos llegan a más de 1000 km, a través de corredores aéreos de migración (Andrei *et al.*, 2006). El corredor aéreo del Pacífico en las Américas es considerado clave para la migración de aves playeras (Colwell, 1993; Carmona & Danemann, 1998; Giner & Pérez-Emán, 2015). Cada año, las aves playeras recorren la costa de la ruta migratoria moviéndose entre las áreas reproductivas y no reproductivas, y utilizan una serie de sitios de parada críticos, abarcando una gran variedad de ecosistemas (Hansen *et al.*, 2016) entre la tundra ártica, planos lodosos, playas arenosas, costas rocosas y manglares (Carmona *et al.*, 2004; Mendoza, 2010; Arce, 2011; Senner *et al.*, 2017).

Las aves playeras son un grupo de preocupación debido a que sus poblaciones están declinando a nivel global (NABCI, 2022). Esto se debe principalmente a la limitada disponibilidad de hábitats costeros que sirven como sitios de alimentación durante la migración (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2006; Delany *et al.*, 2009). Los hábitats costeros tales como costas marinas, deltas y lagunas (Velásquez, 1992) se encuentran entre los más alterados del mundo (Duarte, 2009). Por ende, las áreas por encima de la línea de marea que han sido modificadas por el ser humano y transformadas en arrozales, estanques de camarón y salineras, sirven como hábitat complementario o suplementario de alimentación para las poblaciones de aves playeras migratorias (Masero, 2003; Navedo *et al.*, 2013).

Las salineras se han convertido en un hábitat suplementario para las aves playeras migratorias que les proporcionan alimento y protección. Por ello, son utilizadas por las aves playeras en diversas regiones de América, Asia, Europa y Australia (Velásquez, 1992; Dias, 2009; Takekawa *et al.*, 2001, 2009). Por lo general, las aves playeras utilizan las salinas para descansar durante la marea alta, cuando sus principales hábitats de alimentación están sumergidos (Rosa *et al.*, 2006); aunque se ha evidenciado que algunas especies se alimentan en las salineras en marea baja (Masero *et al.*, 2000; Múrias *et al.*, 2002; Ágreda, 2012), e incluso la mayoría de especies prefieren estanques industriales de sal (Dias, 2009; Warnock *et al.*, 2002). La profundidad del agua, el área del estanque y la salinidad del agua son los factores más importantes que explican la presencia de las especies de aves playeras en las salineras (Dias, 2009). En particular, la relación entre la salinidad y la presencia de aves playeras es negativa en estanques de muy alta salinidad (>200 UPS; Unidades Prácticas de Salinidad), lo que puede deberse a la baja abundancia de invertebrados; aunque en estanques con salinidades entre 100 y 200 UPS se han evidenciado abundancias altas de ciertas especies de playeros (Dias, 2009; Warnock *et al.*, 2002).

En Ecuador existen las salineras de la empresa Ecuatoriana de Sal y Productos Químicos C. A. (ECUASAL), creadas a finales de la década de 1960 en la península de Santa Elena. Ecuasal se encuentra en el corredor aéreo del Pacífico y alberga 93 especies de aves acuáticas, entre residentes y migratorias, que utilizan las piscinas para alimentación, reproducción, invernada o zona de tránsito obligatorio (Ágreda, 2012). Ecuasal es un Área de Importancia para la Conservación de Aves (AICA) desde 2005 y fue designado como sitio de importancia Regional de la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras (RHRAP) en 2007 (Ágreda, 2012). Las piscinas albergan al menos 3,5% de la población mundial del playero migratorio neártico Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor*, que ocupa 25% del área de evaporadores en la planta de Mar Bravo, en Salinas (Ágreda *et al.*, 2009).

Los objetivos de este estudio fueron: (1) determinar la riqueza, abundancia y estructura comunitaria de aves playeras que usan las salineras durante los periodos migratorios de invierno y reproductivo, y (2) describir la variación de abundancia total y su relación respecto al gradiente salino en la planta de producción de Ecuasal, Salinas, Ecuador.

Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la planta de producción de Ecuasal en Mar Bravo, Salinas, provincia de Santa Elena (-2,22952, -80,96354), Ecuador. Esta planta fue creada en la década de 1960 para producir sal a partir de la evaporación del agua de mar. El complejo tiene una extensión de 487,79 ha y está conformado por 14 piscinas cristalizadoras, 14 piscinas evaporadoras y un decantador. Adicionalmente, existe alrededor del perímetro de la planta salinera un canal de aguas lluvia construido para poder evacuar aguas en exceso en caso de lluvias extremas (Fig. 1). Las piscinas artificiales se caracterizan por presentar suelos arenosos ricos en sal y arcilla, mientras que el clima varía según la época: en la estación lluviosa (diciembre–abril) la temperatura varía en 25–27,9 °C y la precipitación de 0–406,6 mm, y en la estación seca (mayo–noviembre) la temperatura va en 20,6–25,5 °C y la precipitación de 0–19,7 mm (Ágreda, 2012).

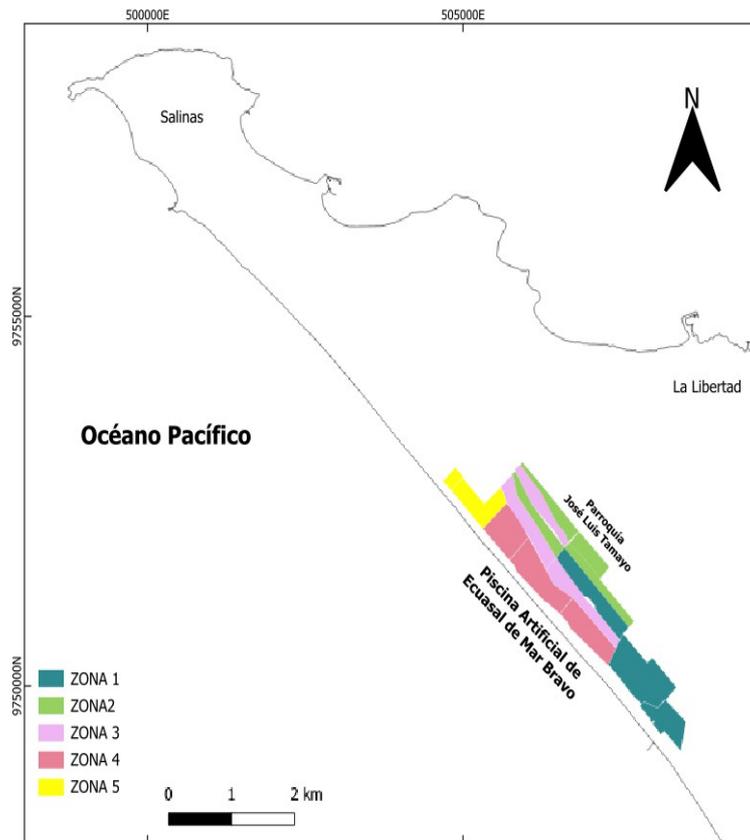


Figura 1: Área de estudio en las piscinas artificiales de Ecuasal, Mar Bravo, provincia de Santa Elena. Las zonas de salinidad se indican en azul (zona 1, salinidad baja); rosa (zona 2, salinidad baja-media); verde (zona 3, salinidad media-alta); rojo (zona 4, salinidad alta); y amarillo (zona 5, salinidad muy alta).

Trabajo de campo

Se realizaron censos quincenales entre 15 de julio de 2017 y 18 de abril de 2018 en las 14 piscinas evaporadoras, completando un total de 19 monitoreos. Se recorrieron 15 km con un vehículo que se desplazó por los diques del complejo a una velocidad no mayor a 10 km/h, y se realizaron tres a cuatro paradas por piscina evaporadora para observar las aves desde puntos fijos. Sin embargo, los datos obtenidos por puntos fueron agregados y considerados como una sola unidad muestral (piscina evaporadora). En cada punto, todas las aves fueron contabilizadas e identificadas hasta especie mediante observación directa a una distancia máxima de 25 m de radio (50 m de diámetro). Las observaciones se hicieron con ayuda de binoculares con aumento 8x42.

Los censos se realizaron en un solo día, entre 07h00–12h00, con una duración promedio de 5 h. El tiempo estimado de conteo por punto fue de 5–15 min, dependiendo del número de aves presentes. Cuando las bandadas de aves eran numerosas, se estimó su tamaño contando a los individuos en grupos de 10, 20, 50 o 100. Solo se consideraron las aves que se encontraban nadando o descansando, no se contabilizaron aves en vuelo.

Simultáneamente, en cada censo de aves se midió la salinidad del agua con un refractómetro (Atago 1UPS), la temperatura con un termómetro digital ($\pm 1^\circ\text{C}$ a $\pm 300^\circ\text{C}$) y la gravedad específica (GE) con un hidrómetro (Fisherbrand 1000–2000 g/l). Los datos tomados con el hidrómetro fueron convertidos a Unidades Prácticas de Salinidad (UPS) siguiendo las recomendaciones de Warnock *et al.* (2002). Los parámetros fueron medidos en un punto de cada evaporador, específicamente, en la parte media cerca del dique, donde se tomó una muestra de agua en una probeta a una profundidad de 40 cm.

El gradiente de salinidad dentro del complejo de evaporadores varió desde 40–290 UPS con una media de 100 UPS y un error estándar de $\pm 4,06$. Para evaluar la influencia de la salinidad en la distribución de aves playeras, las piscinas evaporadoras fueron agrupadas en cinco zonas de acuerdo a su salinidad, dentro de los siguientes rangos: 1. Bajo (salinidad de 40–50 UPS); 2. Bajo-medio (salinidad de 51–60 UPS); 3. Medio-alto (salinidad de 61–100 UPS); 4. Alto (salinidad de 101–180 UPS); y 5. Muy alto (salinidad de 181–290 UPS). Además, se determinó una variación temporal de la comunidad de aves separando los 10 meses de estudio en dos periodos: 1) Migración de invierno (julio–diciembre 2017) de las aves que se desplazan de norte a sur a sus áreas de invernada; y 2) Migración pre-reproductiva (enero–abril 2018) cuando se desplazan de sur a norte a sus áreas de reproducción.

Análisis estadístico

Se obtuvieron un total de 285 unidades muestrales, 19 conteos en cada una de las 15 piscinas evaporadoras, y con estos datos se realizaron todos los análisis estadísticos. Calculamos la riqueza (S) (número de especies de una comunidad), abundancia de especies (número total de individuos por especie), índice de diversidad de Shannon-Weiner y equidad de Lloyd y Ghelardi (Krebs, 1999).

Para entender cómo influye la salinidad en la abundancia de aves, se corrieron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (MLGM) en el programa R 4.2.2 (Zuur *et al.*, 2009). Se construyeron tres modelos, el primero analizó la salinidad como variable lineal, el segundo como no lineal (cuadrática) y el tercero como factor (alto, medio, bajo). Utilizamos el Criterio de Información de Akaike (AIC; Burnham & Anderson, 2004) para comparar el ajuste relativo del modelo para los datos de cada especie. En cada modelo, los efectos fijos fueron: salinidad (sali), temperatura (temp) y área de cada evaporador (lha); por otro lado, el mes y la identidad de los evaporadores se consideraron como efectos aleatorios debido a que el efecto del mes o del estanque no es de interés en el análisis, pero son variables que deben tenerse en cuenta para la correlación entre las observaciones en el tiempo y el espacio. Para controlar la sobre-dispersión asociada a la variable de abundancia usamos la distribución binomial negativa para la abundancia total de aves de toda el área de estudio y de las especies más abundantes, como Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor*, Playero Semipalmeado *Calidris pusilla*, Playero Menor *C. minutilla* y Cigüeñuela Cuellinegra *Himantopus mexicanus*. En el caso del modelo que consideró la riqueza como variable de respuesta, utilizamos la distribución de Poisson porque no detectamos sobre-dispersión en los residuos.

Para analizar la relación entre la abundancia de aves playeras y los meses de estudio, realizamos un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. Detectamos un alto coeficiente de variación y, por ello, los datos fueron transformados a logaritmo con base 10 para permitir visualizar las fluctuaciones. Un procedimiento similar se realizó con los conteos de *P. tricolor*. Además, se realizaron análisis estadísticos de estructura comunitaria (nMDS-Anosim-Simper) con Primer 6.0 (Clarke & Goley, 2006) para establecer la variación de la composición de aves playeras entre rangos de salinidad y periodo migratorio. Empleamos la matriz de Bray-Curtis y, sobre esta base, realizamos un escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS); luego, para determinar posibles diferencias, se realizó un análisis de similitud (Anosim) y para conocer las especies representativas, se empleó el análisis de similitudes porcentuales (Simper) (Clarke & Warwick, 2001).

Resultados

A lo largo del periodo de estudio contamos un total de 143 576 individuos, correspondientes a 20 especies y 4 familias. La composición de especies dentro de las familias está integrada por 15 (75%) Scolopacidae, 3 (15%) Charadriidae, 1 (5%) Haematopodidae y 1 (5%) Recurvirostridae.

El mejor modelo, de acuerdo a los valores de AIC, fue el que consideró a la salinidad como un factor (Tabla 1). La abundancia mostró un efecto positivo en salinidad alta ($z = 2,886$; $p < 0,01$); la riqueza tuvo un efecto negativo en salinidad media-alta ($z = -2,003$; $p < 0,05$); la diversidad mostró un efecto negativo de la salinidad media-alta ($z = -3,009$; $p < 0,01$) y la equidad mostró un efecto negativo de la salinidad media ($z = -3,130$; $p < 0,05$) (Tabla 2).

Los modelos de abundancia por especie, en relación con los rangos de salinidad, mostraron una asociación positiva de *P. tricolor* ($z = 2,681$; $< 0,01$) y *C. minutilla* ($z = 2,436$; $< 0,05$) con el rango alto. También se mostró una asociación positiva de *C. pusilla* con los rangos bajo ($z = 2,159$; $< 0,05$) y alto ($z = 2,418$; $< 0,05$), al igual que *H. mexicanus* con los rangos bajo ($z = 2,152$; $< 0,05$) y alto ($z = 2,837$; $< 0,01$) (Tabla 3, Fig. 2).

Tabla 1: Resumen de los modelos lineales generalizados mixtos de la salinidad como variable (a) lineal, (b) no lineal (cuadrática) y (c) como factor para la abundancia, equidad, diversidad y riqueza de aves playeras de las piscinas artificiales de Ecuasal de Mar Bravo. AIC (Criterio de información de Akaike); ~ ssali (salinidad como lineal); qssali (salinidad como no lineal); salf (salinidad como factor); temp (temperatura); lha (hectáreas); fmonth (mes como factor); evaponum (número de evaporadores).

Modelo	Estructura del modelo	Abundancia	Diversidad	Riqueza	Equidad
		AIC	AIC	AIC	AIC
a	~ ssali + temp + lha + (1 fmonth) + (1 evaponum)	3291,68	533,5	1303,20	413,9
b	~ ssali + qssali + temp + lha + (1 fmonth) + (1 evaponum)	3291,54	533,9	1305,20	413,5
c	~ salf + temp + lha +(1 fmonth)+(1 evaponum)	3287,87	530,0	1300,2	412,2

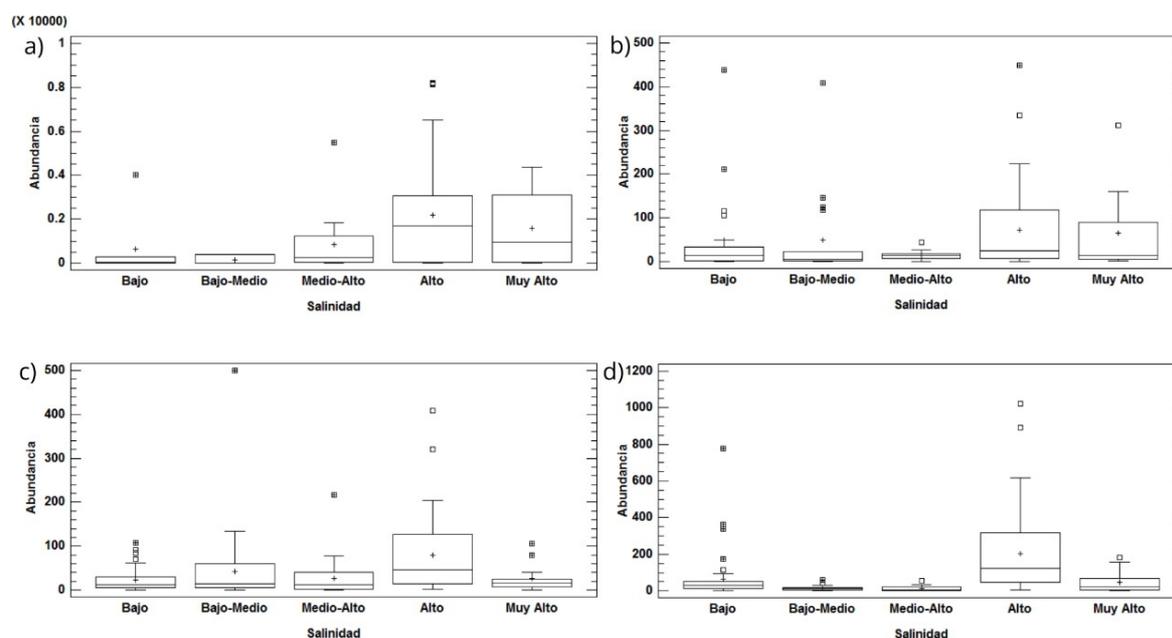


Figura 2: Efecto de la salinidad sobre la abundancia de las cuatro especies más comunes: a) Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor*, b) Playero Semipalmado *Calidris pusilla*, c) Playero Menor *Calidris minutilla* y d) Cigüeñuela Cuellinegra *Himantopus mexicanus* en la salinera de Ecuasal durante el periodo julio 2017–abril 2018.

Tabla 2: Variables predictoras del modelo lineal generalizado mixto (MGLM) para la abundancia, riqueza, diversidad y equidad de las aves playeras de las piscinas artificiales de Ecuasal de Mar Bravo. El valor z indica el valor del coeficiente midiendo la bondad de ajuste de la línea de tendencia. Los valores con uno (*) o dos (**) asteriscos denotan las variables que resultaron estadísticamente significativas.

Variables predictoras	Estimador	Error estándar	Z	Valor p
Abundancia				
Salinidad (bajo) (intercepto)	0,3550	3,3920	0,105	0,91
Salinidad (bajo-medio)	-0,6117	0,7709	-0,793	0,42
Salinidad (medio-alto)	0,8261	0,7892	-1,047	0,29
Salinidad (alto)	2,3682	0,8207	2,886	<0,01**
Salinidad (muy alto)	0,1111	1,0896	0,102	0,91
Área	1,0512	0,5517	1,905	0,05
Temperatura	0,0372	0,1003	0,371	0,71
Riqueza				
Salinidad (bajo) (intercepto)	-0,2748	1,2740	-0,216	0,82
Salinidad (bajo-medio)	-0,3100	0,3233	-0,959	0,33
Salinidad (medio-alto)	-0,6629	0,3310	-2,003	<0,05*
Salinidad (alto)	0,5084	0,3328	1,528	0,12
Salinidad (muy alto)	0,1162	0,4444	0,262	0,79
Área	0,4139	0,2306	1,794	0,07
Temperatura	0,0142	0,0356	0,399	0,68
Diversidad				
Salinidad (bajo) (intercepto)	-0,2712	2,2100	-0,123	0,90
Salinidad (bajo-medio)	-0,3701	0,2522	-1,468	0,14
Salinidad (medio-alto)	-0,8575	0,2849	-3,009	<0,01**
Salinidad (alto)	0,0588	0,2802	0,210	0,83
Salinidad (muy alto)	0,2717	0,3942	0,689	0,49
Área	0,3527	0,1722	2,047	0,05*
Temperatura	-0,0376	0,0756	-0,497	0,61
Equidad				
Salinidad (bajo) (intercepto)	-0,9821	2,6270	-0,374	0,70
Salinidad (bajo-medio)	-0,1653	0,2838	-0,583	0,56
Salinidad (medio-alto)	-0,6864	0,3222	-2,130	0,05*
Salinidad (alto)	-0,1812	0,3401	-0,533	0,59
Salinidad (muy alto)	0,0449	0,4761	0,094	0,92
Área	0,2512	0,2045	1,228	0,21
Temperatura	-0,0170	0,0900	-0,189	0,85

La abundancia de aves playeras mostró diferencias significativas mensuales (Kruskal-Wallis Anova, $H = 32,69$; $p < 0,05$). Se registraron dos picos de abundancia, uno en agosto de 2017, correspondiente al periodo de invernada (39 671 individuos) y otro en febrero de 2018, durante la migración pre-reproductiva (15 515 individuos). La abundancia más baja se registró en julio de 2017 (1589 individuos) (Fig. 3, 4).

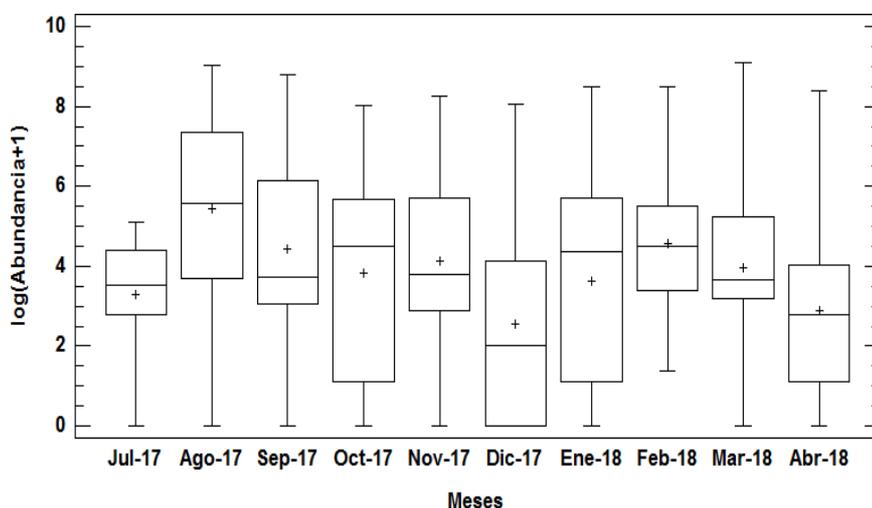


Figura 3: Variación mensual de la abundancia de las aves playeras en la salinera de Ecuasal durante el periodo julio 2017–abril 2018.

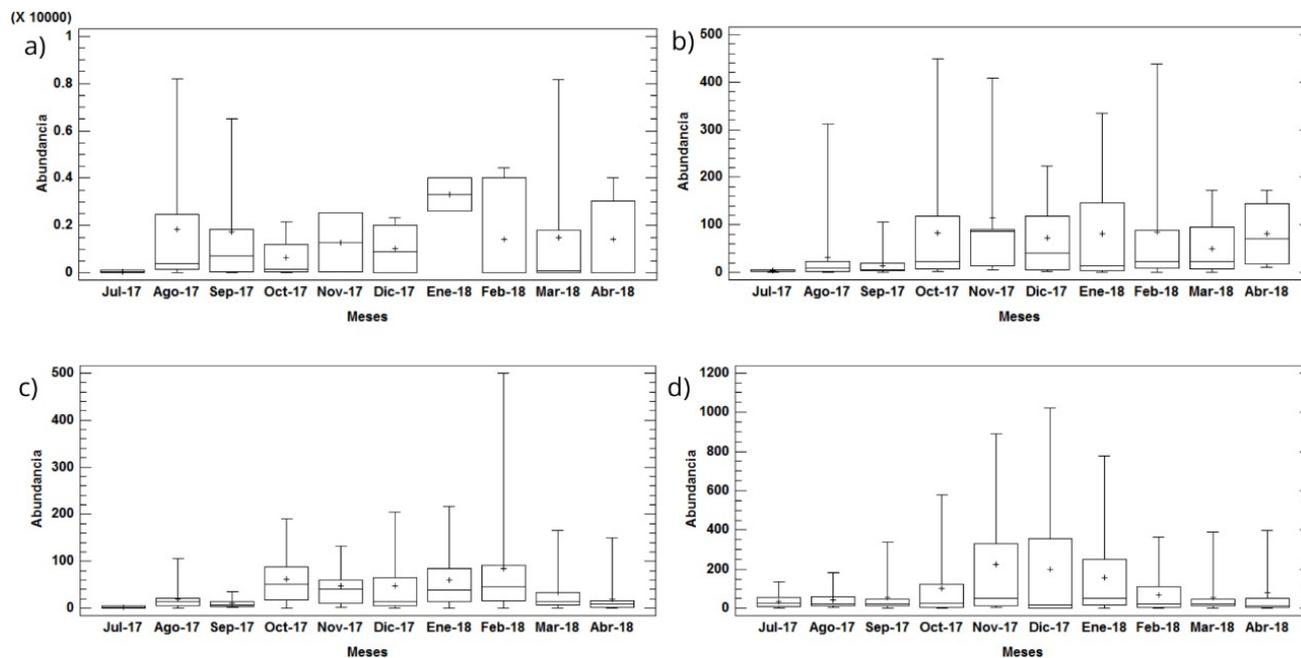


Figura 4: Variabilidad mensual de la abundancia de: a) Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor*, b) Playero Menor *Calidris minutilla*, c) Playero Semipalmado *Calidris pusilla* y d) Cigüeñuela Cuellinegra *Himantopus mexicanus* en la salinera de Ecuasal durante el periodo julio 2017–abril 2018.

El análisis nMDS basado en el índice de Bray-Curtis detectó diferencias significativas ($R = 0,22$; $p < 0,05$) entre los rangos de salinidad; es decir, en la composición comunitaria de aves playeras entre los cinco rangos de salinidad, se observó que las especies comparten los estanques de sal por igual, aunque existió más heterogeneidad en zonas con salinidad medio-alta y alta (Fig. 5a). Entre periodos migratorios no se detectaron diferencias [$R = 0,001$ con un nivel de significancia de 41,4% ($p < 0,414$) y Stress de 0,01]] (Fig. 5b); sin embargo, se observó heterogeneidad en el periodo "1", migración invernal (sur a norte).

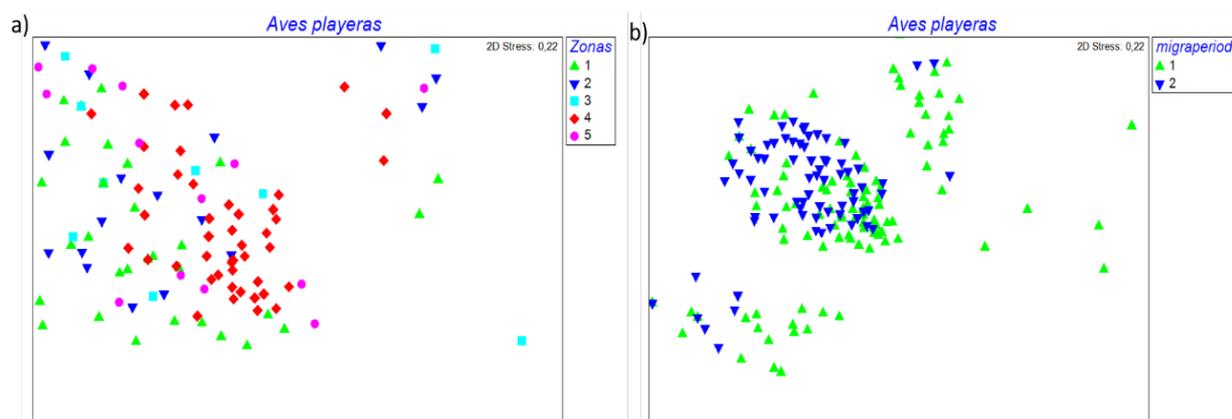


Figura 5: Análisis de ordenación de nMDS de la abundancia total de aves playeras en relación: a) rangos de salinidad (1: bajo, 2: medio-bajo, 3: medio-alto, 4: alto, 5: muy alto) y periodo migratorio (1: migración de invierno de julio-diciembre, 2: migración pre-reproductiva de enero-abril) en la salinera de Ecuasal entre julio 2017-abril 2018.

Por otro lado, el Anosim mostró diferencias significativas ($R = 0,11$; $p < 0,01$) para los rangos de salinidad comparando las diferencias entre las zonas. El análisis Simper indicó las especies representativas que contribuyeron a la similitud en cada tipo de rango de salinidad con menos de 40% para cada uno (Tabla 4). Sin embargo, la disimilitud es mayor a 75% entre rangos de salinidad, siendo la máxima de 85% entre la zona media-alta y muy alta, lo que confirma que cada zona presenta características particulares. En el análisis de contribución de similitud de las especies entre zonas de salinidad (muy alto, alto, media-alto, medio-bajo y bajo) se observó que las especies más representativas en todas las zonas fueron *H. mexicanus*, *C. minutilla*, *C. pusilla*, *P. tricolor* y *Playero Vuelvepiedras Arenaria interpres*, mismas que contribuyeron mayormente a la estructura comunitaria (Tabla 4).

Las especies más representativas por su abundancia fueron *P. tricolor*, *H. mexicanus*, *C. minutilla* y *C. pusilla*. En el caso de *P. tricolor*, presentó un aumento significativo de la población en agosto de 2017 y la menor abundancia se registró en diciembre de 2017 (Fig. 4a). Las especies *C. minutilla* y *C. pusilla* tuvieron números mínimos en julio de 2017, aunque los registros máximos de *C. minutilla* fueron en febrero de 2018 (Fig. 4b) y de *C. pusilla* en noviembre de 2017 (Fig. 4c). La especie *H. mexicanus* mantuvo una población estable, lo se relaciona con su estatus de residente (Fig. 4d).

Discusión

Uno de los aspectos relevantes de este estudio fue la variación temporal de poblaciones neárticas de aves playeras en la salinera de Ecuasal y su relación con el gradiente de salinidad de las piscinas evaporadoras. En agosto de 2017 detectamos la mayor abundancia de aves playeras. Este pico corresponde a la migración invernal debido a que las aves se desplazaron del hemisferio norte hacia el hemisferio sur, y luego se registró otro pico de abundancia en febrero de 2018, durante la migración pre-reproductiva de aves que se desplazaron del sur al norte hacia sus áreas naturales de reproducción (Ocampo-Peñuela, 2010). Cabe mencionar que, entre mayo y comienzos de julio, la abundancia de aves playeras neárticas, como *P. tricolor*, en las piscinas de Ecuasal es baja o casi nula, y coincide con lo reportado por Ágreda et al. (2009), quienes estudiaron la cronología de *P. tricolor* especie en 2008.

La mayor abundancia de aves playeras se ubicó en el rango de salinidad alto (101–180 UPS), con resultados similares a Velásquez (1992), quien evidenció que la mayor abundancia de aves migratorias se encontró en 140 UPS y la mayor diversidad a 126 UPS. Este resultado puede estar relacionado con una mayor disponibilidad de alimentos invertebrados principalmente del género *Artemia* (Carmona & Danemann, 1998; Ágreda *et al.*, 2009; Pérez-González, 2014). Un resultado similar fue evidenciado por Narciso (1996), quien mostró que la presencia de *H. mexicanus* en los estanques de sal con salinidades entre 100 y 200 UPS probablemente se debió a la alta abundancia de algunas presas potenciales como *Artemia franciscana*. Por el contrario, Takekawa *et al.* (2006) mostraron una relación débil entre la abundancia y salinidad debido a que las aves se concentraron en piscinas de 50–100 UPS. Por tanto, es posible que exista una relación con la diversidad de presas invertebrados; es decir, que las aves migratorias prefieran las salineras por la cantidad de alimento disponible (Sánchez *et al.*, 2005), que las convierte en lugares idóneos como sitios de paso para alimentación con bajo riesgo de depredación (Warnock *et al.*, 2002; Sripanomyom *et al.*, 2011). La preferencia de las aves en cada zona de salinidad se podría explicar con estudios más profundos sobre la presencia y abundancia de grupos de invertebrados en relación al gradiente salino (Dias, 2009).

La especie más abundante fue *P. tricolor*; el 78% de la población total de esta especie registrada en nuestro estudio evidenció su preferencia por la salinidad alta (101–180 UPS). Al respecto, diversos estudios indican que *P. tricolor* permanece en las salineras para disminuir el costo energético de los desplazamientos entre áreas de alimentación y descanso (Dias *et al.*, 2006); además, ha sido considerada la especie más abundante durante el periodo de migración en diversos hábitats. El estudio realizado por Takekawa *et al.* (2001) menciona que la presencia de *P. tricolor* en piscinas con alta salinidad se debe a la abundancia en los estanques de invertebrados de los cuales se alimenta, como el camarón de sal (*Artemia salina*) y las moscas de sal (*Ephydra cinerea*). De igual manera, Pérez-González (2014) indica que en ecosistemas donde la salinidad varía de 60 a más de 200 UPS existen invertebrados como barqueros (*Trichocorixa* spp.) y moscas de sal (Ephydridae). En el caso de la planta de producción de Ecuasal, Ágreda (2012) identificó abundancia de individuos de *Artemia* spp., moscas de sal (familia Ephydridae) y escarabajos de sal (familia Corixidae) que son base de la dieta de *P. tricolor*. Las piscinas de Ecuasal no están expuestas directamente a las mareas a diferencia de otros estanques salinos (Warnock *et al.*, 2002), ya que el sistema depende del bombeo continuo de agua de mar hacia el interior. El sistema estudiado muestra un elevado gradiente salino, entre 40 y más de 200 UPS, que favorece la concentración de comunidades de invertebrados resistentes a la salinidad.

En el área de estudio se identificaron 20 especies de playeros; un número ligeramente menor comparado con las 23 especies registradas por Ágreda (2012, 2017) y 21 especies registradas por Vera (2010). Sobresale la familia Scolopacidae, con tres especies abundantes (*P. tricolor*, *C. minutilla*, *C. pusilla*) y la familia Recurvirostridae con una especie abundante (*H. mexicanus*). La abundancia por periodo migratorio de invernada y pre-reproductiva no mostró diferencias significativas; solo se registró variación mensual durante todo el tiempo de estudio, con agosto como el mes con los conteos más altos de individuos de aves playeras. Sin embargo, la riqueza de especies fue alta en el primer periodo migratorio (migración de invierno) y en el análisis de la estructura comunitaria se detectaron diferencias significativas. Esto podría estar relacionado con el comportamiento gregario que poseen las aves playeras migratorias, especialmente *P. tricolor* y, a su vez, se debe a la cercanía que existe entre las piscinas evaporadoras, lo que concuerda con lo descrito por Cohen-Ballesteros *et al.* (2013).

Conclusiones

El sistema de evaporadores de Ecuasal proporciona alimento a las aves playeras, siendo las especies de mayor abundancia *P. tricolor*, *H. mexicanus*, *C. minutilla* y *C. pusilla*. La abundancia de aves playeras en relación al gradiente salino en las piscinas evaporadoras mostró una correlación positiva con la salinidad alta, mientras que los índices de diversidad, riqueza y equidad mostraron preferencia por el rango de salinidad medio-alta. El análisis de la estructura comunitaria de las aves playeras mostró que no hay diferencias significativas durante los dos periodos migratorios, lo que sugiere que las aves tienen preferencia por la salinera durante los movimientos migratorios latitudinales.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó en el marco del programa de becas de investigación del proyecto “Conservando Áreas Prioritarias para Aves Acuáticas Migratorias en Ecuador”, de la Fundación Aves y Conservación-BirdLife en Ecuador, financiado por el Acta Neotropical para la Conservación de Aves Migratorias (NMBCA, por sus siglas en inglés) durante la Fase V (F18AP00626). Las autoras agradecemos al personal técnico de las plantas de producción de Ecuasal, en especial a Enrique Yépez, Javier Pizarro y Luis Montero por facilitar la realización de este estudio, así como a los trabajadores de la empresa por su asistencia en el trabajo de campo. También agradecemos por el acompañamiento en el campo a Rigoberto Villón, Freddy Flores, Bryan Pillacela y Esther Mero. Finalmente, agradecemos a Matthew Reiter por la tutoría en el análisis estadístico de esta investigación en el programa RStudio.

Referencias

- Ágreda, A., Haase, B., Hernández-Baquero, F. & Villón, R. (2009). Cronología, uso de hábitat y conservación del Falaropo de Wilson *Phalaropus tricolor* en los humedales de Ecuasal. En J. F. Freile, D. F. Cisneros-Heredia, A. E. Ágreda, A. Lara & T. Santander (Eds.), *Memorias de la II Reunión Ecuatoriana de Ornitología, 26–28 Agosto de 2009, Guayaquil* (pp. 16). Aves & Conservación, Fundación Numashir & Universidad San Francisco de Quito.
- Ágreda, A. (2012). *Plan de conservación de las piscinas artificiales de Ecuasal, periodo 2012–2014, y estudio de capacidad de carga turística*. Aves & Conservación-BirdLife en Ecuador & Ecuatoriana de Sal y Productos Químicos C.A.
- Ágreda, A. (2017). *Plan de conservación para aves playeras en Ecuador. Resumen Ejecutivo*. Aves y Conservación-BirdLife en Ecuador & Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras.
- Andrei, A., Smith, L., Haukos, D. & Surles, J. (2006). Community composition and migration chronology of shorebirds using the saline lakes of the Southern Great Plains, USA. *Journal of Field Ornithology*, 77(4), 372–383. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2006.00067.x>
- Arce, N. (2011). *Migración e invernación del playero rojizo del Pacífico (Calidris canatus roselaari) en Guerrero Negro, Baja California Sur, México*. (Tesis Doctoral). Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, México.
- Burnham, K. & Anderson, D. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection: *Sociological Methods and Research*, 33, 261–304. DOI: <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Carmona, R. & Danemann, G. (1998). Distribución espaciotemporal de aves en la salina de Guerrero Negro, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*, 24(4), 389–408. URL: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48024402>
- Carmona, R., Ruiz-Campos, G. & Brabata, G. (2004). Seasonal abundance of migrant shorebirds in Baja California Peninsula, Mexico, and California, USA. *Wader Study Group Bulletin*, 105, 65–70. URL: <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/iwsgb/v105/p00065-p00070.pdf>
- Clarke, K. & Warwick, R. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation*, second edition. Primer-E.
- Clarke, K. & Gorley, R. (2006). *PRIMERv6: User Manual/Tutorial*. Primer-E.
- Cohen-Ballesteros, S., Mendoza-Polo, J., Borja-Acuña, R. & Martínez-Hernández, N. (2013). Composition and structure of shorebirds in Punta Astillero, Atlántico, Colombia. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 17(1), 129–143. URL: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9525680>

Colwell, M. (1993). Shorebird community patterns in a seasonally dynamic estuary. *The Condor*, 95(1), 104–114. DOI: <https://doi.org/10.2307/1369391>

Delany, S., Scott, D., Helmink, A. T. F., Dodman, T., Flink, S., Stroud, D. & Haanstra, L. (Eds.) (2009). *An atlas of wader populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International.

Dias, M. (2009). Use of salt ponds by wintering shorebirds throughout the tidal cycle. *Waterbirds*, 32(4), 531–537. DOI: <https://doi.org/10.1675/063.032.0406>

Dias, M., Granadeiro, J., Lecoq, M., Santos, C. & Palmeirim, J. (2006). Distance to high-tide roosts constrains the use of foraging areas by dunlins: implications for the management of estuarine wetlands. *Biological Conservation*, 131(3), 446–452. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.020>

Duarte, C. (2009). *Global loss of coastal habitats: rates, causes and consequences*. Fundación BBVA.

Giner, S. & Pérez-Emán, J. (2015). Dinámica temporal de las aves playeras en las albuferas del Refugio de Fauna Silvestre Cuare, estado Falcón, Venezuela. *Revista Venezolana de Ornitología*, 5, 24–36. URL: <https://uvovenezuela.org/vol-5-dic-2015/>

Hansen, B. D., Fuller, R. A., Watkins, D., Rogers, D. I., Clemens, R. S., Newman, M., Woehler, E. J. & Weller, D. R. (2016) Revision of the East Asian-Australasian Flyway population estimates for 37 listed migratory shorebird species. Department of the Environment, BirdLife Australia. URL: <https://www.dccew.gov.au> (*Reporte no publicado*).

Krebs, C. (1999). *Ecological methodology*, second edition. Benjamin Cumming.

Masero, J. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12(6), 1157–1173. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1023021320448>

Masero, J., Pérez-Hurtado, A., Castro, M. & Arroyo, G. (2006). Complementary use of intertidal mudflats and adjacent Salinas by foraging waders. *Ardea*, 88, 177–191.

Mendoza, L. (2010). *Distribución espacial y temporal de aves playeras en Laguna San Ignacio, Baja California Sur, México*. (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México.

Múrias, T., Cabral, J., Lopes, R., Marques, J. & Goss-Custard, J. (2002). Use of additional salines by waders in the Mondego estuary (Portugal): a conservation perspective. *Ardeola*, 49(2), 223–240. URL: <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/502.pdf>

North American Bird Conservation Initiative (NABCI). (2022). *The state of the birds report, United States of America*. URL: <https://www.stateofthebirds.org/2022/>

Navedo, J., Arranz, D., Herrera, A., Salmón, P., Juanes, J. & Masero, J. (2013). Agroecosystems and conservation of migratory waterbirds: importance of coastal pastures and factors influencing their use by wintering shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 22, 1895–1907. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0516-2>

Ocampo-Peñuela, N. (2010). El fenómeno de la migración en aves. *Orinoquia*, 14(2), 188–200. URL: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=89617716009>

Pérez-González, B. (2014). *Density and diversity of migratory shorebirds and their prey in hypersaline lagoons of the Caribbean* (Tesis de Maestría). North Carolina State University, Raleigh, Estados Unidos. URL: <http://www.lib.ncsu.edu/resolver/1840.16/9945>

Rosa, S., Encarnaçao, A. L., Grandero, J. P. & Palmerim, J. M. (2006). High water roost selection by waders: maximizing feeding opportunities or avoiding predation? *Ibis*, 148(1), 88–97. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00497.x>

Sánchez, M. I., Green, A. J. & Castellanos, E. M. (2005). Seasonal variation in the diet of Redshank *Tringa totanus* in the Odiel Marshes, southwest Spain: a comparison of fecal and pellet analysis. *Bird Study*, 52(2), 210–216. DOI: <https://doi.org/10.1080/00063650509461393>

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G. & Córdello, C. (2006). Managing shorebird flyways: shrimp aquaculture, shorebird populations and flyway integrity. En G. C. Bocre, C. A. Galbraith & D. A. Stroud (Eds.), *Waterbirds around the world* (Pp. 812–816). The Stationery Office.

Senner, S. E. Andres, B. A. & Gates, H. R. (Eds) (2017). *Estrategia de conservación de las aves playeras de la ruta del Pacífico de las Américas*. National Audubon Society. URL: <http://www.shorebirdplan.org>.

Sripanomyom, S., Round, P. D., Savini, T., Trisurat, Y. & Gale, G. (2011). Traditional salt-pans hold major concentrations of overwintering shorebirds in southeast Asia. *Biological Conservation*, 144(1), 526–537. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.008>

Takekawa, J., Lu, C. & Pratt, R. (2001). Avian communities in baylands and artificial salt evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, 466, 317–328. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1014546524957>

Takekawa, J., Miles, A., Schoellhamer, D., Athearn, N., Saiki, M., Duffy, W. & Jannusch, C. (2006). Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, 567(1), 307–327. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0061-z>

Takekawa, J., Miles, A., Tsao-Melcer, D., Schoellhamer, D., Fregien, S. & Athearn, N. (2009). Dietary flexibility in three representative waterbirds across salinity and depth gradients in salt ponds of San Francisco Bay. *Hydrobiologia*, 626(1), 155–168. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9743-7>

Velásquez, C. (1992). Managing artificial saltponds as a waterbird habitat: species' responses to water level manipulation. *Colonial Waterbirds*, 15(1), 43–55. DOI: <https://doi.org/10.2307/1521353>

Vera, V. (2010). *Análisis del estado poblacional de aves acuáticas, playeras migratorias y residentes en las piscinas artificiales de Ecuasal, Mar Bravo y Pacoa en la provincia de Santa Elena-Ecuador, noviembre 2009–mayo 2010*. (Tesis de Licenciatura). Universidad Estatal Península de Santa Elena, La Libertad, Santa Elena, Ecuador.

Warnock, N., Page, G., Rublen, T., Nur, N., Takekawa, J. & Hanson, J. (2002). Management and conservation of San Francisco Bay salt ponds: effects of pond salinity, area, tide, and season on Pacific Flyway waterbirds. *Waterbirds*, 25(2), 79–92. URL: <https://www.jstor.org/stable/1522454>

Zuur, A., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. & Smith, G. (2009). GLMM and GAMM, Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Journal of Statistical Software*, 32(1), 323–341. DOI: https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_13

Tabla 3: Variables predictoras del modelo lineal generalizado mixto (MGLM) para las especies más representativas registradas en las piscinas artificiales de Ecuasal de Mar Bravo. El valor z indica el valor del coeficiente midiendo la bondad de ajuste de la línea de tendencia. Los valores con uno (*) o dos (**) asteriscos denotan las variables que resultaron estadísticamente significativas.

Variables predictoras	Estimador	Error estándar	Z	Valor p
<i>Phalaropus tricolor</i>				
Salinidad (bajo) (intercepto)	-12,0752	14,6261	-0,826	0,40
Salinidad (bajo-medio)	-0,9971	2,4738	-0,403	0,68
Salinidad (medio-alto)	0,6099	2,4568	0,248	0,80
Salinidad (alto)	6,9699	2,5996	2,681	0,01**
Salinidad (muy alto)	-2,6165	3,4737	-0,753	0,45
Área	0,3404	1,8367	0,185	0,85
Temperatura	0,3840	0,4648	0,826	0,40
<i>Calidris pusilla</i>				
Salinidad (bajo) (intercepto)	16,3528	7,5732	2,159	0,05*
Salinidad (bajo-medio)	-0,7131	0,6379	-1,118	0,26
Salinidad (medio-alto)	-1,6369	0,7229	-2,264	0,05*
Salinidad (alto)	2,7241	1,1265	2,418	0,05*
Salinidad (muy alto)	2,2248	1,1677	1,905	0,05
Área	1,5507	0,5015	3,092	0,01**
Temperatura	-0,6577	0,2683	-2,451	0,05*
<i>Calidris minutilla</i>				
Salinidad (bajo) (intercepto)	3,4823	3,2909	1,058	0,29
Salinidad (bajo-medio)	0,0053	0,5335	0,010	0,99
Salinidad (medio-alto)	-0,8463	0,5442	-1,555	0,11
Salinidad (alto)	1,4218	0,5836	2,436	0,05*
Salinidad (muy alto)	0,6422	0,7706	0,833	0,40
Área	0,7633	0,3760	2,030	0,05*
Temperatura	-0,1206	0,1034	-1,166	0,24
<i>Himantopus mexicanus</i>				
Salinidad (bajo) (intercepto)	7,4243	3,4495	2,152	0,05*
Salinidad (bajo-medio)	-1,8135	0,6824	-2,657	0,01**
Salinidad (medio-alto)	-2,2296	0,6990	-3,190	0,01**
Salinidad (alto)	2,1140	0,7452	2,837	0,01**
Salinidad (muy alto)	0,1508	0,9754	0,155	0,87
Área	0,5462	0,4843	1,128	0,25
Temperatura	-0,1967	0,1077	-1,826	0,06

Tabla 4: Resumen del análisis SIMPER de las especies de aves playeras según el tipo de zona (salinidad) de los evaporadores de las piscinas artificiales de Ecuasal de Mar Bravo. Pro.Simd (Promedio de similaridad entre zonas); Abu.Prom (Abundancia promedio); Pro.Simt (Promedio de similitud entre especies en una zona); % Cont Porcentaje de contribución); % Acum (Porcentaje de acumulación).

Zona	Especie	Pro. simd	Abu.Prom	Pro.simt	%Cont	%Acum
Zona 1.	<i>Himantopus mexicanus</i>	30,14	5,21	14,83	49,19	49,19
Salinidad	<i>Calidris minutilla</i>		3,10	9,10	30,20	79,39
Baja	<i>Calidris pusilla</i>		2,05	1,46	4,86	84,25
Zona 2.	<i>Calidris minutilla</i>	22,12	3,19	11,48	51,91	51,91
Salinidad	<i>Himantopus mexicanus</i>		2,00	8,01	36,22	88,13
Baja-Media	<i>Calidris pusilla</i>		1,14	0,60	2,73	90,86
Zona 3.	<i>Calidris minutilla</i>	15,08	2,05	5,95	39,43	39,43
Salinidad	<i>Himantopus mexicanus</i>		1,49	5,24	34,06	73,46
Medio-Alta	<i>Phalaropus tricolor</i>		5,44	2,17	14,39	87,87
Zona 4.	<i>Himantopus mexicanus</i>	39,99	11,50	12,52	31,30	31,30
Salinidad	<i>Phalaropus tricolor</i>		24,93	10,34	25,87	57,17
Alta	<i>Calidris minutilla</i>		6,47	6,41	16,04	16,04
Zona 5.	<i>Himantopus mexicanus</i>		3,71	8,52	51,80	81,80
Salinidad	<i>Calidris minutilla</i>		2,44	4,00	24,30	76,10
Muy Alta	<i>Arenaria interpres</i>		1,09	0,66	4,04	80,14