

**UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ**

**Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales**

**Evaluación de la morfología y estrés en Pinzones de Tierra Pequeños  
expuestos a distintos grados de cambios de hábitat en San Cristóbal,  
Galápagos.**

**&**

**Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela  
aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal,  
Galápagos.**

**Andrés Antonio Mena Mora**  
**Licenciatura en Biología**

Trabajo de fin de carrera presentado como requisito  
Para la obtención del título de  
Licenciatura en Biología

Quito, 12 de mayo de 2020

# **UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ**

**Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales**

## **HOJA DE CALIFICACIÓN DE TRABAJO DE FIN DE CARRERA**

**Evaluación de la morfología y estrés hormonal en Pinzones de Tierra Pequeños expuestos a distintos grados de cambios de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.**

**&**

**Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.**

**Andrés Antonio Mena Mora**

**Diego F. Cisneros-Heredia, Ph.D.**

**María de Lourdes Torres, Ph.D.**

Quito, 12 de mayo de 2020

## **DERECHOS DE AUTOR**

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Nombres y apellidos:                    Andrés Antonio Mena Mora

Código:                                        00137616

Cédula de identidad:                    1723473607

Lugar y fecha:                                Quito, mayo de 2020

## **ACLARACIÓN PARA PUBLICACIÓN**

**Nota:** El presente trabajo, en su totalidad o cualquiera de sus partes, no debe ser considerado como una publicación, incluso a pesar de estar disponible sin restricciones a través de un repositorio institucional. Esta declaración se alinea con las prácticas y recomendaciones presentadas por el Committee on Publication Ethics COPE descritas por Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing, disponible en <http://bit.ly/COPETHeses>.

## **UNPUBLISHED DOCUMENT**

**Note:** The following capstone project is available through Universidad San Francisco de Quito USFQ institutional repository. Nonetheless, this project – in whole or in part – should not be considered a publication. This statement follows the recommendations presented by the Committee on Publication Ethics COPE described by Barbour et al. (2017) Discussion document on best practice for issues around theses publishing available on <http://bit.ly/COPETHeses>.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi mamá y a mi papá, por todo su cariño y su apoyo incondicional.

A Diego Cisneros-Heredia y a María de Lourdes Torres, por sus enseñanzas y por confiar en mí para este proyecto.

A mis compañeras de carrera por su amistad y los buenos recuerdos.

## RESUMEN

### **Capítulo 1: Evaluación de la morfología y estrés en Pinzones de Tierra Pequeños expuestos a distintos grados de cambios de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.**

Los ecosistemas naturales están transformándose drásticamente por cambios de uso de suelo relacionados a expansión de áreas urbanas y a agricultura. Estas alteraciones pueden generar cambios en poblaciones de aves a nivel morfológico y hormonal. Entender este fenómeno resulta particularmente importante en islas oceánicas porque en estos territorios se ha dado la mayor cantidad extinciones de aves terrestres relacionadas a la colonización humana. En las islas Galápagos se ha reportado que las alteraciones antropogénicas del suelo han producido en los pinzones de Darwin cambios en tamaño, morfología de pico y disrupción a la radiación adaptativa característica de estas aves. Sin embargo, la mayoría de estudios se han focalizados en la isla Santa Cruz y ninguno se ha enfocado en comparar niveles de glucocorticoides entre aves capturadas en áreas con distinto uso de suelo. El objetivo de este estudio fue determinar el impacto de los cambios de uso de suelo urbanos y agrícolas sobre la morfología y los niveles de corticosterona en pinzones de tierra pequeños *Geospiza fuliginosa* en la isla San Cristóbal del archipiélago de Galápagos. Se capturaron aves, entre mayo y Junio de 2018 y 2019, mediante redes de neblina en áreas urbanas, turísticas, nativas bajas, agrícolas y nativas altas de la isla. De las aves identificadas como *G.fuliginosa* se obtuvieron datos morfométricos. Además, se obtuvieron plumas de cola para extraer y medir la concentración de corticosterona mediante sonicación en metanol y medición por prueba ELISA. Se encontraron diferencias significativas de tamaño de ala entre la zona baja y alta de la isla. También se encontró un aumento significativo de peso en aves capturadas en la zona urbana en relación a áreas nativas. El análisis hormonal reveló menos corticosterona en individuos capturados en la zona alta que en la baja, y mayor concentración hormonal en individuos capturados en zonas urbanas y turísticas que en zonas nativas. Además los individuos capturados en el 2019 presentaron concentraciones de corticosterona mucho menores que los capturados en 2018. Cambios de uso de suelo y cambios de clima en la isla relacionados al Fenómeno del Niño podrían estar alterando la morfología y la concentración hormonal de los pinzones.

Palabras clave: ecofisiología, estrés, islas oceánicas, aves terrestres, corticosterona, uso de suelo urbano, uso de suelo agrícola, Galápagos.

## ABSTRACT

### **Chapter 1: Assessment of morphology and stress in Small Ground Finches exposed to different degrees of habitat changes in San Cristóbal, Galápagos.**

Natural ecosystems are being drastically transformed by changes in land use related to urbanization and agriculture. These alterations can generate changes in bird populations at a morphological and hormonal level. Understanding this phenomenon is particularly important in oceanic islands because in these territories the greatest number of land bird extinctions related to human colonization has occurred. In the Galapagos Islands, anthropogenic soil alterations have been reported to produce changes in size, beak morphology and disruption to adaptive radiation characteristic of these birds in Darwin's finches. However, most studies have focused on Santa Cruz Island, and none has focused on comparing glucocorticoid levels among birds captured in areas with different land use. The objective of this study was to determine the impact of changes in urban and agricultural land use on morphology and corticosterone levels in small ground finches *Geospiza fuliginosa* on San Cristóbal Island in the Galapagos archipelago. Birds were captured, between May and June 2018 and 2019, using mist nets in urban, tourist, low native, agricultural and high native areas of the island. Morphometric data were obtained from the birds identified as *G.fuliginosa*. In addition, tail feathers were obtained to extract and measure the corticosterone concentration by sonication in methanol and measurement by ELISA test. Significant differences in wing size were found between the low and high areas of the island. A significant increase in weight was also found in birds captured in the urban area in relation to native areas. Hormonal analysis revealed less corticosterone in individuals captured in the upper zone than in the lower zone, and a higher hormonal concentration in individuals captured in urban and tourist areas than in native areas. In addition, the individuals captured in 2019 presented much lower corticosterone concentrations than those captured in 2018. Changes in land use and climate changes on the island related to the El Niño phenomenon could be altering the morphology and hormonal concentration of the finches.

Key words: ecophysiology, stress, oceanic islands, land birds, corticosterone, urban land use, agricultural land use, Galapagos.

## RESUMEN

### **Capítulo 2: Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.**

El establecimiento y crecimiento de poblaciones humanas implica la transformación de ecosistemas naturales en áreas agrícolas y urbanas. Estas transformaciones en el uso de suelo alteran la disponibilidad de recursos para las poblaciones de aves silvestres y puede producir cambios dentro de las comunidades. Existe evidencia de que las poblaciones de aves nativas, especialmente en islas, tienden a ser afectadas negativamente por cambios ecosistémicos. Otro aspecto que puede alterar a las comunidades de aves en islas oceánicas, y está relacionado con la colonización humana de ecosistemas nativos, es la enfermedad producida por el virus de la viruela aviar. El objetivo de este estudio fue analizar cambios en la comunidad de aves terrestres en zonas nativas y ecológicamente perturbadas en la isla San Cristóbal, Galápagos y determinar la prevalencia de viruela aviar dentro de la comunidad de aves terrestres. Se capturaron aves con redes de neblina en zonas nativas de bosque deciduo, zonas con uso de suelo urbano, zonas nativas altas de bosque estacional siempre verde y zonas con uso de suelo agrícola. La frecuencia de aves capturadas por especie fue comparada entre las distintas zonas de muestreo. También se reportaron las aves que presentaron pústulas características de viruela aviar. Se encontró que la comunidad de aves capturadas en zonas perturbadas estuvo compuesta principalmente de aves que podrían considerarse generalistas. Además, se encontró que insectívoros nativos, como el pinzón gris, podrían estar siendo desplazados por el uso de suelo agrícola. Hubo una gran disminución de aves semilleras capturadas en el 2019 al compararlo con las capturadas en el año 2018. Esta disminución podría estar relacionada con bajas en la precipitación de lluvia en los meses previos al muestreo. Las aves que presentaron signos de viruela aviar se concentraron en la parte baja de la isla seguramente en relación a insectos vectores que transmiten la enfermedad en climas cálidos. Se puede concluir que seguramente la comunidad de aves en la isla está influenciada en parte por cambios ecosistémicos humanos y en parte por cambios en el clima.

Palabras clave: aves terrestres, islas oceánicas, viruela aviar, ensamblaje de comunidad, uso de suelo urbano, uso de suelo agrícola, Galápagos.

## ABSTRACT

### **Chapter 2: Evaluation of the terrestrial bird community and avian pox prevalence in areas with different degrees of habitat change in San Cristóbal, Galápagos.**

The establishment and growth of human populations implies the transformation of natural ecosystems in agricultural and urban areas. These transformations in land use alter the availability of resources for wild bird populations and can lead to changes within communities. There is evidence that native bird populations, especially on islands, tend to be negatively affected by ecosystem changes. Another aspect that can alter bird communities on oceanic islands, and is related to human colonization of native ecosystems, is the disease caused by the pox virus. The objective of this study was to analyze changes in the terrestrial bird community in native and ecologically disturbed areas on San Cristóbal Island, Galapagos, and to determine the prevalence of avian pox within the terrestrial bird community. Birds were captured with mist nets in native areas of deciduous forest, areas with urban land use, high native areas of evergreen seasonal forest and areas with agricultural land use. The frequency of birds captured by species was compared between the different sampling areas. Birds with characteristic pustules of pox were also reported. The community of birds caught in disturbed areas was found to be primarily composed of birds that could be considered generalists. Furthermore, it was found that native insectivores, such as the gray finch, could be being displaced by agricultural land use. There was a large decrease in seed eating birds captured in 2019 when compared to those captured in 2018. This decrease could be related to decreases in rainfall in the months prior to sampling. The birds that showed signs of fowl pox were concentrated in the lower part of the island, probably in relation to vector insects that transmit the disease in hot climates. It can be concluded that the bird community on the island is perhaps influenced in part by human eco-systemic changes and in part by changes in climate.

**Key words:** land birds, oceanic islands, avian pox, community assembly, urban land use, agricultural land use, Galapagos.

## TABLA DE CONTENIDO

### **Capítulo 1: Evaluación de la morfología y estrés en Pinzones de Tierra Pequeños expuestos a distintos grados de cambios de hábitat en San Cristóbal, Galápagos. ;Error! Marcador no definido.**

Introducción .....	<b>;Error! Marcador no definido.</b>
Metodología .....	<b>;Error! Marcador no definido.</b>
Resultados .....	<b>;Error! Marcador no definido.</b>
Discución .....	<b>;Error! Marcador no definido.</b>
Referencias bibliográficas.....	23

### **Capítulo 2: Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal, Galápagos ...27**

Introducción .....	27
Metodología .....	29
Resultados .....	<b>;Error! Marcador no definido.</b>
Discución .....	31
Referencias bibliográficas.....	34
<b>Agradecimientos</b> .....	<b>37</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla #1. Coordenadas geográficas de zonas de muestreo.....	38
Tabla #2. Estadísticos descriptivos para medidas de Peso, Largo de Ala y Largo de Tarso de Pinzones en las distintas áreas de muestreo en 2018.....	39
Tabla #3. Valores z, p y p ajustados del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de Peso, Largo de Ala y Largo de Tarso de Pinzones entre áreas de muestreo en el año 2018.....	40
Tabla # 4.Estadísticos descriptivos para medidas de Largo de Pico, Ancho de Pico y Profundidad de Pico de Pinzones en las distintas áreas de muestreo en 2018.....	41
Tabla # 5.Valores z, p y p ajustados del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de medidas de pico de Pinzones entre áreas de muestreo en el año 2018...	42
Tabla #6. Estadísticos descriptivos para medidas morfológicas de Pinzones en las distintas áreas de muestreo en 2019.....	43
Tabla # 7.Valores z, p y p ajustados del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de Pinzones entre áreas de muestreo en el año 2019.....	44
Tabla # 8.Estadísticos descriptivos para concentraciones de corticosterona obtenidas a partir de plumas de pinzones capturados en las áreas de muestreo en 2018 y 2019.....	45
Tabla #9.Valores upr y p ajustados por Test de Tukey entre concentraciones de corticosterona por área de muestreo en los años 2018 y 2019. ....	46
Tabla #10.Número de aves capturadas por especie en las distintas zonas de muestreo en el año 2018. Aves con pústulas de viruela aviar representadas con asteriscos.....	47
Tabla#11. Resultado de Chi cuadrado (X <sup>2</sup> ), grados de libertad (df) y valor de significancia estadística p para comparaciones pareadas de proporciones de especies entre zonas de muestreo de 2018. ....	48
Tabla 12 #. Valores p significativos de especies con proporciones de captura diferentes en cada zona de muestreo de 2018.....	49
Tabla 13# Número de aves capturadas por especie en las distintas zonas de muestreo en el año 2019. Aves con pústulas de viruela aviar representadas con asteriscos.....	50
Tabla 14: Resultado de Chi cuadrado (X <sup>2</sup> ), grados de libertad (df) y valor de significancia estadística p para comparaciones pareadas de proporciones de especies entre zonas de muestreo de 2019.....	51

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura #1. Mapa de la vegetación de San Cristóbal obtenido de Rivas-Torres, <i>et al</i> , (2018). Los puntos de muestreo del estudio están especificados dentro del mapa.....	52
Figura #2. Diagramas de caja de peso de los pinzones capturados en las distintas áreas de muestreo de 2018 y 2019. ....	53
Figura #3. Gráfico de medidas morfométricas con diferencias significativas durante el muestreo de 2018.....	54
Figura# 4. Aproximaciones de concentración de corticosterona extraídas de plumas de cola de Pinzones de Tierra Pequeño en las distintas áreas de muestreo con la media de concentración de cada área.....	55
Figura #5. Precipitación de lluvia (mm) para el mes de febrero registradas en San Cristóbal desde el 2012 hasta el 2019.....	56
Figura #6. Pústulas características de Pox en un Pinzón de Darwin de San Cristóbal.....	57

## Capítulo 1

### Evaluación de la morfología y estrés en Pinzones de Tierra Pequeños expuestos a distintos grados de cambios de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.

#### Introducción

Los ecosistemas naturales están transformándose drásticamente por cambios de uso de suelo de tipo urbano y de tipo agrícola (Wigginton, *et al*, 2016) (Laurance, *et al*, 2014). Estas transformaciones tienen el potencial de alterar la composición vegetal de los ecosistemas y consecuentemente alterar el alimento disponible para los animales nativos (Scholtz, *et al*, 2017) (Vickery, *et al*, 2001). Además, la colonización humana conlleva muchas veces al establecimiento de especies invasoras que generalmente tienen un efecto negativo sobre las poblaciones nativas (Clavero, *et al*, 2009). Más allá de lo ecológico, los cambios del uso de suelo pueden tener consecuencias fisiológicas en los individuos; se ha visto que las hormonas modulan cambios en los organismos en respuesta a nuevas exigencias ambientales (Bradshaw, 2007). Una revisión de literatura que relaciona la endocrinología ambiental con la ecología urbana sugiere que las concentraciones hormonales en aves en ambientes urbanos varían en relación a las poblaciones de aves que viven en ambientes naturales (Bonier, 2012).

Dentro de los vertebrados, las aves resultan un modelo animal efectivo para análisis hormonales porque han sido ampliamente estudiadas y por lo tanto existen metodologías sólidas y amplia información de referencia (Wingfield & Farner, 1976) (Bradshaw, 2007). La mayoría de estudios sobre estrés en aves relacionado a impacto humano utiliza la hormona corticosterona como indicador (Chalen, *et al*, 2019). La corticosterona va más allá de ser solo un marcador fisiológico, forma parte de los glucocorticoides que se liberan en la respuesta al estrés mediada por el eje hipotalámico-hipofisario-adrenal (HHA) (Wingfield, 2013). Como glucocorticoide la corticosterona regula la respuesta metabólica de los individuos mediante acciones permisivas, estimuladoras y preparatorias que permiten priorizar mecanismos fisiológicos que resulten por ejemplo en reacciones de escape ante un estresor (Sapolsky, *et al*, 2000) (Wingfield, 2013). Sin embargo, los glucocorticoides pueden resultar perjudiciales para la salud de los individuos porque afectan negativamente el funcionamiento normal cerebral, reproductivo, comportamental de alimentación y al sistema inmunológico (Sapolsky, 1992) (Sapolsky, *et al*, 2000).

A pesar de que se ha visto que los cambios en el uso de suelo por colonización humana pueden alterar la fisiología de las aves, los cambios hormonales no parecen ser universales (Bonier, 2012)(Wingfield, 2013). Hay estudios que reportan niveles más altos de corticosterona en aves en áreas urbanas en relación a áreas rurales (Beaugeard, *et al*, 2018). Mientras otros no reportan ninguna diferencia significativa entre poblaciones de áreas perturbadas y naturales (Ibáñez-Álamo, *et al*, 2020). Dada los potenciales efectos negativos de la corticosterona sobre el metabolismo, establecer el rol que juega esta hormona en aves que viven bajo impacto antropogénico resulta fundamental para entender los efectos de las perturbaciones humanas sobre la salud de las poblaciones silvestres.

Las alteraciones fenotípicas en aves que viven en ambientes transformados no se limitan solo a cambios hormonales; varios estudios han encontrado correlaciones claras entre cambios de uso de suelo y alteraciones morfológicas (Strubbe, *et al*, 2020) (Seress & Liker, 2015). Un estudio de tamaño, peso y condición corporal realizado en Europa sobre los efectos de la urbanización en el gorrión común *Passer domesticus* encontró que los individuos que vivían en grados de uso de suelo urbano mayores presentaban menor tamaño y peor condición corporal que los que vivían en áreas menos intervenidas (Liker, *et al*, 2008). Además, se han encontrado también diferencias por uso de suelo urbano en la morfología de las alas del mirlo común *Turdus merula* que podrían estar relacionadas a una disminución del comportamiento migratorio (Saccavino, *et al*, 2018). Otro ejemplo de cambios de morfología relacionado a alteraciones antropogénicas, se ilustra en un estudio de cardenales norteros *Cardinalis cardinalis* en donde cambios en el tamaño de pico parecen estar asociados con el crecimiento urbano en Norteamérica (Miller, *et al*, 2018).

Entender como el impacto humano afecta a la fisiología y la morfología de las aves resulta muy importante en el contexto de islas oceánicas porque estas han sido el escenario de la extinción del 90% de aves terrestres en los últimos 400 años (Stattersfield, 1988). Las islas oceánicas son territorios en donde las poblaciones de aves son particularmente susceptibles a cambios de hábitat porque inevitablemente las especies isleñas tienen rangos geográficos más restringidos que la especies continentales (Manne, *et al*, 1999). Esta característica, sumada a los altos patrones de endemismo, hace a las islas oceánicas muy vulnerables a pérdida de biodiversidad por alteraciones de hábitat (Kier, *et al*, 2009). Un ejemplo preocupante de extinción de especies en islas oceánicas es Hawái, en donde más un 50% de la avifauna nativa se ha extinto a causa de la colonización humana (Boyer, 2008).

Las islas Galápagos son un archipiélago de islas oceánicas a unos 1000 km de Ecuador continental que tienen una historia de colonización humana permanente desde mediados del siglo XIX (Gordillo & Kendrick, 1989) (DPNG, 2014). El 96,7% del área terrestre de las islas está protegida (DPNG, 2014). Sin embargo, en 4 de las 13 islas mayores del archipiélago, Isabela, Floreana, San Cristóbal y Santa Cruz, existen poblaciones humanas permanentes y consecuentemente zonas urbanas y agrícolas (Laso, *et al*, 2020) (Rivas-Torres, *et al*, 2018). Adicionalmente, muchas zonas alteradas abandonadas y nativas en la islas están siendo ocupadas por especies invasivas como la mora y la guayaba (Laso, *et al*, 2020).

Las islas pobladas de Las Galápagos son un buen escenario para estudiar los efectos del cambio de uso de suelo en poblaciones de aves terrestres porque son territorios oceánicos en donde ambientes alterados confluyen con zonas nativas en buen estado y con áreas ocupadas por vegetación invasora (Laso, *et al*, 2020) (Rivas-Torres, *et al*, 2018). Además, las islas pobladas de Las Galápagos resultan interesantes, porque a diferencia de otras islas oceánicas, como Hawái, éstas no han sufrido extinciones masivas de especies. La única especie reportada extinta de ave terrestre es el pájaro brujo endémico de San Cristóbal (Dvorak, *et al*, 2019). Sin embargo, si se han reportado bajas preocupantes en poblaciones de aves en Santa Cruz y Floreana (Dvorak, *et al*, 2012) (Dvorak, *et al*, 2017). Estas bajas parecen estar relacionadas a cambios en el uso de suelo impulsados por colonización humana (Dvorak, *et al*, 2017). Se ha visto también que estas alteraciones podrían estar interrumpiendo las presiones clásicas por diferenciación de nichos de los pinzones de Darwin causando alteraciones morfológicas en las poblaciones de aves (De León, *et al*, 2019) (Hendry, *et al*, 2006) (Suloway & Kleindorfer, 2013). Más allá de lo morfológico, estudios moleculares han

detectado incluso diferencias en la microbiota intestinal y en la epigenética entre pinzones de tierra que viven en zonas urbanas frente a pinzones de zonas rurales (Knutie, *et al*, 2019) (McNew, *et al*, 2017). Estos resultados sugieren que las perturbaciones humanas en las islas pobladas de Galápagos están afectando el comportamiento y la fisiología de los pinzones de Darwin. Sin embargo, pocos estudios de este tipo se han hecho fuera de Santa Cruz y ninguno relaciona estrés hormonal con impacto antropogénico. Más aun la mayoría de estudios sobre el impacto antropogénico en poblaciones de aves en islas oceánicas se centran en reportar diferencias en abundancia, riqueza o uso de hábitat, pero pocos intentan responder preguntas que relacionen cambios fisiológicos con cambios poblacionales (Velarde & Cisneros-Heredia, 2018).

El objetivo de este estudio fue determinar el impacto de los cambios de tipos de uso de suelo urbanos y agrícolas sobre la morfología y los niveles de corticosterona en pinzones de tierra pequeños (*Geospiza fuliginosa*) en la isla San Cristóbal del archipiélago de Galápagos.

## **Metodología**

### *Área de estudio*

Este estudio fue realizado en la Isla San Cristóbal, que está ubicada en el extremo Este del archipiélago de Las Galápagos (Gordillo & Kendrick, 1989). San Cristóbal ha sufrido un proceso continuo de colonización humana desde 1866 que ha significado una alteración drástica de la vegetación nativa concentrada en el Sudeste de la isla (Gordillo & Kendrick, 1989). En San Cristóbal, 15% del área total está destinada a prácticas agrícolas realizadas en la zona alta y 0,3% se ha transformado en zonas urbanas ubicadas principalmente en la zona baja (Laso, *et al*, 2020) (Rivas-Torres, *et al.*, 2018). Los dos ecosistemas nativos de la zona alta, el bosque y matorral siempre verde estacional y el bosque y matorral siempre verde, ocupan solo un 3,3% y un 0,1% respectivamente del área de la isla (Laso, *et al*, 2020) (Rivas-Torres, *et al.*, 2018). El ecosistema más extendido es el bosque deciduo que ocupa un 58% del área total (Laso, *et al*, 2020) (Rivas-Torres, *et al.*, 2018).

La zona urbana de la isla se concentra en la ciudad Puerto Baquerizo Moreno que tiene una extensión de aproximadamente 2 km de extremo Norte a extremo Sur. Dos playas turísticas se encuentran aledañas a la ciudad; Playa Carola a unos 700 metros de distancia y Playa Lobería a aproximadamente 2 km (Figura 1). Los senderos hacia estas dos playas atraviesan vegetación nativa de bosque seco deciduo sin cactus. Este mismo ecosistema nativo está presente en el sendero de Playa Ochoa que tiene poca presencia turística y se ubica a unos 5.6 km de la ciudad (Figura 1). El sector agrícola de La Soledad se ubica en la parte alta de la isla a aproximadamente 7.5 km de Puerto Baquerizo Moreno. El suelo de esta zona agrícola se compone principalmente de áreas abiertas de pastizal para ganado salpicadas por árboles cítricos de naranja y árboles de guayaba (Figura 1). El sector de La Soledad limita, con solo unos 200 metros de separación, con el área nativa protegida por el Parque Nacional Galápagos que da inicio a una zona de vegetación de bosque siempre verde estacional (Figura 1). En la zona de límite entre el área agrícola y el Parque Nacional la vegetación nativa comparte espacio con plantas invasivas como mora, tupirosa y guayaba.

### *Diseño de Estudio y Obtención de datos*

Los muestreos de aves se realizaron en tres zonas verdes urbanas, en los senderos turísticos de Playa Lobería y Carola, en la zona natural baja con poco flujo turístico Playa Ochoa, en

dos zonas de bosque estacional siempre limitantes con el sector agrícola de La soledad y en dos zonas agrícolas de pastizal (Ver Figura 1) (Para coordenadas revisar Tabla 1). Los muestreos fueron realizados durante dos periodos en 2018 y en 2019. Durante el 2018 la obtención de datos duró desde el 7 de junio hasta el 24 de Julio. Durante el 2019 la obtención de datos se realizó entre el 25 de mayo y el 18 de julio. Cada zona fue muestreada durante 3 días. Las horas de apertura de red fueron en la mañana de 6h00 a 9h00 y en la tarde de 15h00 a 18h00.

El muestreo consistió en la captura de aves terrestres con tres redes de neblina, una de 12 metros y dos de 6 metros, ubicadas en espacios en donde existía paso de aves entre zonas de vegetación. Siempre estuvieron dos personas durante la captura de aves. Tras la caída de un ave se procedió a determinar la especie, a pesar, a medir el tamaño del tarso y del ala, y a obtener medidas de ancho, largo y profundidad de pico. De los individuos identificados como pinzones de tierra pequeños se extrajo una pluma de cola para una posterior extracción de corticosterona.

#### *Extracción de corticosterona a partir de plumas y análisis de extractos*

Las plumas de *Geospiza fuliginosa* colectadas durante los muestreos de campo fueron almacenadas en fundas de papel secas durante máximo un año antes de su procesamiento. Se extrajo corticosterona de una pluma de cola por cada individuo. Para la extracción de corticosterona se utilizó un método modificado del propuesto por Bortolotti *et al.* (2008). Por el tamaño inferior de las plumas de pinzones en comparación a las aves analizadas en la metodología antes mencionada, se extrajo la carga hormonal en 5ml de metanol y no en 10 ml. Además, no se tuvo acceso a filtros para separar el metanol y los residuos de pluma después de la sonicación, por lo tanto esta separación fue realizada con una pipeta graduada. Después de la remoción del cálamo, con una tijera quirúrgica, cada pluma fue pesada (mg) y cortada en pedazos menores a 5 mm<sup>2</sup>. Cada muestra fue posteriormente suspendida en 5ml de metanol e inmediatamente sometidas a sonicación durante 30min. Las muestras sonicadas fueron incubadas durante un periodo de entre 12h y 24h a 50°C, posteriormente el metanol fue separado del material sólido de plumas con una pipeta graduada. El tubo en donde se realizó la sonicación y los restos de plumas fueron lavados con 2,5 ml de metanol adicional para recuperar la mayor cantidad de hormonas posibles. Estos 2,5 ml adicionales fueron agregados a los 5ml de metanol originales. El metanol fue secado al someter las muestras a 50°C en una incubadora por lo menos 24 horas hasta su evaporación total, los residuos sólidos sobrantes fueron suspendidos en un volumen pequeño de PBS que varió entre 1ml y 2,5 ml. Las muestras en PBS fueron almacenadas a -20 °C en espera de su análisis hasta 6 meses después.

#### *Obtención de concentraciones de Corticosterona*

Para determinar una concentración de corticosterona por cada muestra se realizó un ensayo por inmunoadsorción ligado a enzimas ELISA, utilizando el kit cortisol Labor Diagnostika Nord de la casa fabricante LDN® con capacidad de captar corticosterona en un 40%. De esta manera se logró obtener aproximaciones estandarizadas y comparables de contenido de hormona. Cada medida fue hecha por duplicado y la absorbancia medida a 450nm como recomienda la empresa de manufacturación. Los resultados de concentración de hormona se obtuvieron automáticamente mediante SkanIt Software 5.0 para lecturas de micro placas. Los resultados finales por muestra fueron corregidos al peso de cada pluma y a al volumen de

suspensión en PBS de cada muestra, dando como resultado una medida de ng de cortisol/ mg de pluma.

### *Análisis estadístico*

Las medidas morfológicas y de peso entre áreas se compararon mediante el test Kruskal-Wallis debido a la anormalidad de las muestras. El análisis post hoc para ver las diferencias significativas entre áreas se lo hizo mediante un test de Dunn. Solo la medida de largo de pico de los pinzones capturados en 2019 resultó normal, por esta razón en este caso las diferencias entre áreas fueron medidas con una prueba de anova y un test de Tukey. Las comparaciones de concentración de corticosterona en pinzones de distintas áreas se las realizó con una prueba de anova y un test de Tukey como análisis post hoc. Las comparaciones morfológicas y de concentración hormonal entre las aves capturadas en 2019 y las capturadas en 2018 se las realizó mediante una prueba t de Student para dos muestras independientes. Todos los análisis fueron realizados en RStudio versión 1.1.383.

## **Resultados**

### *Comparaciones Morfológicas 2018*

Del año 2018 se analizaron datos morfológicos de 103 individuos de *Geospiza fuliginosa* (Tabla 2). Las aves capturadas en 2018 mostraron medias de peso distintas según el área de muestreo ( $p=0,01259$ ). Las diferencias de peso encontradas apuntaron a que los pinzones más pesados se concentraron en el área urbana de la isla (Tabla 2). Las diferencias se agruparon entre los pesos de los individuos capturados en el área agrícola vs el área urbana, entre el área nativa baja vs el área urbana y entre el área turística vs el área urbana (Tabla 3).

La comparación entre áreas de muestreo sobre el largo del ala de los pinzones mostró diferencias significativas ( $p=1,999 * e^{-5}$ ) (Tabla 2). Estas diferencias se centraron en que los pinzones capturados en la zona alta de la isla tuvieron medidas significativamente mayores que los de la zona baja de la isla en 2018 (Tabla 3). En cambio, Las medias de largo de tarso fueron similares entre todas las áreas de muestreo y no se encontraron una diferencia significativa en la comparación de medidas entre grupos ( $p=0,09199$ ).

Los resultados de las medidas morfológicas de pico no revelaron para largo del pico diferencias significativas entre áreas de muestreo ( $p=0,2003$ ) (Tabla 4). En cambio, en las medidas de ancho y profundidad de pico sí se encontraron diferencias significativas ( $p=0,003154$ ) ( $p=0,01674$ ) (Tabla 4). Al comparar las medidas de pico área contra área, se encontraron diferencias en ancho de pico entre el área agrícola y el área nativa baja y entre el área nativa baja y turística (Tabla 5). En profundidad de pico también se encontró una diferencia significativa entre el área nativa baja y el área turística (Tabla 5).

### *Comparaciones morfológicas 2019*

En el año 2019 se capturaron menos aves que en el 2018 y solo se obtuvieron suficientes individuos de *G.fuliginosa* para realizar análisis en la parte baja de la isla. En total en el 2019 se analizaron datos morfológicos de 30 individuos (Tabla 6).

Las aves capturadas mostraron medias de peso distintas en las tres áreas de la zona baja de la isla ( $p=0,01981$ ) (Tabla 6). Esta diferencia se centró entre los pesos de las aves del área turística y el área nativa baja (Tabla 7). Entre el área urbana y el área nativa baja la diferencia

no resultó significativa, sin embargo si presentó un resultado de diferenciación cercano al límite de significancia (Tabla 7).

Las diferencias de medias de largo de ala de las aves comparadas en las distintas áreas se encontraron en el límite de la significancia ( $p= 0,06441$ ) (Tabla 7). Del mismo modo las medias de largo de tarso en las distintas áreas estuvieron en el límite de ser significativamente distintas ( $p=0,06852$ ) (Tabla 7). Los resultados de las medidas morfológicas de pico no revelaron diferencias significativas entre las áreas de muestro (Tabla 7).

#### *Comparación niveles de Corticosterona 2018*

Para el análisis de estrés de individuos capturados en 2018 se obtuvieron 50 muestras de plumas; 10 por cada área de distinta perturbación humana en la parte alta y baja de la isla: área baja nativa, área baja turística, área baja urbana, área alta agrícola, área alta nativa (ver Figura 1 para detalle de áreas de muestreo). De las 10 plumas obtenidas del área turística baja; 6 pertenecieron a individuos capturados en playa Carola y 4 de individuos capturados en playa Lobería (Tabla 8).

Al analizar las concentraciones de corticosterona (ngCort / mg pluma) de las muestras de pluma de 2018 se encontró una diferencia estadísticamente muy significativa ( $F= 10,192$ ,  $p= 5,831e-6$ ) (Tabla 8). Al comparar el nivel de corticosterona encontrado en las plumas de cada área de muestreo entre sí, se encontraron diferencias significativas entre el área turística y el área agrícola, entre el área urbana y el área agrícola, entre el área turística y nativa alta, entre el área urbana y nativa alta, entre el área turística y nativa baja y hubo una diferencia en el límite de la significancia entre el área urbana y el área nativa baja (Tabla 9).

#### *Comparación niveles de Corticosterona 2019*

En el 2019 no se pudieron obtener muestras de plumas de la parte alta de la isla y no se completaron los 10 individuos capturados en cada área de muestreo de la parte baja de la isla. En total se obtuvieron muestras de 9 individuos del área turística (2 en playa Carola y 7 en playa lobería), 7 del área nativa en playa Ochoa y 8 del área urbana.

Las medias de la concentración de corticosterona en el 2019 fueron más bajas que en el 2018 (Tabla 9); sin embargo las diferencias significativas entre áreas se mantuvieron ( $F= 8,9752$ ,  $p= 0,001524$ ); esta diferencia se concentró entre el área urbana y nativa baja y entre el área turística y nativa baja (Tabla 9)

#### *Comparaciones medidas morfológicas y concentración de corticosterona entre años*

La media del peso de 2018 fue significativamente inferior ( $p=0,03535$ ) que la media de peso del 2019 (Tabla 8). La media de largo de ala de 2018 fue también significativamente inferior a la media de 2019. No se encontraron más diferencias significativas en las medidas morfológicas de los pinzones capturados en los dos años ( $p=0,04489$ ). En cambio, las diferencias de concentración de corticosterona acumulada en plumas de individuos en el año 2018 y 2019 fueron altamente significativas ( $p= 4,99 e-12$ ).

### **Discusión**

Los resultados obtenidos en este estudio podrían ser un indicativo de que los cambios en el tipo de uso de suelo urbano y agrícola en San Cristóbal están teniendo un impacto morfológico y hormonal en las poblaciones de los Pinzones de Tierra Pequeño. Las

diferencias en concentraciones hormonales encontradas entre 2018 y 2019 indican que posiblemente el estrés de las aves esta mediado también por diferencias climáticas entre años. Por lo tanto, los niveles de estrés en los pinzones de la isla podrían estar determinados por interacciones entre el uso del suelo en el que habitan y cambios climáticos anuales.

Una explicación posible para las diferencias de peso entre los pinzones de la zona urbana y las otras áreas de muestreo (Figura 2) sería que los pinzones se alimentan más en la zona urbana que en las zonas nativas y agrícolas. Un estudio en la isla de Santa Cruz encontró que el área urbana ofrece una cantidad de alimentos mucho mayor que las áreas nativas, y que dentro de la zona urbana los pinzones prefieren alimentarse de productos humanos que del alimento nativo disponible (De León, *et al*, 2019). Este fenómeno podría estarse repitiendo en San Cristóbal y consecuentemente provocar que los pinzones que se alimentan en zonas urbanas sean más pesados que los que se alimentan en áreas con vegetación nativa. Esta hipótesis se explicaría dentro del marco de la flexibilidad comportamental, que es una respuesta que los organismos utilizan para alterar su comportamiento natural en respuesta a cambios en recursos por alteraciones ecosistémicas (Coppens, *et al*, 2010). Más allá, de las Galápagos, estudios realizados en continente ya han reportado que aves que viven en ambientes urbanos tienen una masa corporal distinta a poblaciones que viven en ambientes rurales (Liker, *et al*, 2008).

La diferencia entre los resultados de peso de 2018 y 2019 fue que en el último año los pinzones del área turística fueron más pesados que los del área urbana que presentaron en cambio una gran variabilidad en pesos (Figura 2). Estos resultados, menos concluyentes que los de 2018, podrían deberse a la poca cantidad de aves que se pudieron medir en 2019. Sin embargo, dado que las áreas turísticas muestreadas están muy cerca de la zona urbana de la isla (Figura 1). Se podría suponer que el peso mayor de las aves de esta zona también está influenciado por la disponibilidad de alimento de la ciudad. Estudios realizados en Santa Cruz ya han encontrado que el nuevo nicho de alimentación que ofrece la zona urbana para los pinzones podría estar extendiendo sus efectos comportamentales y morfológicos a zonas turísticas aledañas (De León, *et al*, 2019) (Hendry, *et al*, 2006).

El resultado de que las alas de los pinzones de la zona alta fueron más largas que los de la zona baja (Figura 3) fue interesante porque un estudio de Pinzones de Tierra Pequeños en Santa Cruz ya encontró diferencias morfológicas entre pinzones de la zona alta agrícola y natural baja de la isla (Sulloway & Kleindorfer, 2013). Este estudio no reportó diferencias en tamaño de ala; pero si demostró que pueden darse diferencias morfológicas entre poblaciones de pinzones relativamente cercanas por fuerzas de selección natural (Sulloway & Kleindorfer, 2013). Un factor de selección en áreas intervenidas por el ser humano a favor de alas más pequeñas en aves se ha visto que puede ser el tráfico vehicular en carreteras (Brown & Bomberger Brown, 2013). Un análisis de treinta años de duración sobre mortalidad vehicular de golondrinas encontró que los individuos muertos tenían alas significativamente más largas que el promedio de la población y que en consecuencia el tamaño de alas de las poblaciones de aves en áreas de tráfico ha ido disminuyendo por selección natural (Brown & Bomberger Brown, 2013). Los autores sugieren que las alas más cortas permitirán a las aves mayor maniobrabilidad para esquivar los autos (Brown & Bomberger Brown, 2013). Estudios en Santa Cruz ya han reportado una alta mortalidad de aves por impactos vehiculares en zonas de tránsito e identificado al Pinzón de Tierra pequeño como la especie más afectada después del Canario María (Jiménez-Uzcátegui & Betancourt, 2007) (Zúñiga Paredes, 2016).

Suponiendo que existe mayor flujo de tráfico en el área baja de la isla por la presencia de la ciudad y de playas turísticas, este factor podría ser una explicación para las alas más cortas de los pinzones de la zona baja frente a los de la zona alta. Vale la pena mencionar que durante los muestreos de campo para este estudio se realizaron conteos de aves muertas en la carretera principal de San Cristóbal y se identificaron varios Pinzones de Tierra Pequeños atropellados.

El resultado de 2018 que indicó un mayor ancho de pico en pinzones de la zona nativa baja al compararla con el área agrícola calza bien con el comportamiento de forrajeo descrito para Pinzones de Tierra pequeños en Santa Cruz en zonas bajas y zonas altas agrícolas. En las zonas bajas los pinzones tienen a buscar semillas en el suelo para luego romperlas con sus picos, mientras que en zonas agrícolas tienden a buscar en la vegetación frutos e insectos para lo que necesitan picos más delgados (Sulloway & Kleindorfer, 2013). Podría ser que las diferencias encontradas en ancho de pico en este estudio se deban a necesidades ecológicas distintas entre pinzones de bosque deciduo bajo y pinzones de zonas agrícolas. Resultó interesante, que la diferencia no se haya dado entre pinzones de zona turística y urbana en relación a los pinzones de zona agrícola. Esto podría explicarse porque la cantidad de alimento humano que ofrece el área urbana disminuye las presiones naturales sobre la morfología de pico que sí tienen los individuos que se alimentan en áreas naturales. Se ha reportado que el área urbana de Santa Cruz rompe con la bimodalidad de pico característica de los Pinzones de Darwin en relación al alimento natural disponible (Hendry, et al, 2006) (De León, et al, 2019). Cabría suponer que lo mismo sucede en San Cristóbal y esto podría explicar que en las medidas del 2018 los pinzones hayan tenido picos más anchos y más profundos en la zona natural baja que en las zonas turísticas y urbanas (Figura 3). Los pinzones capturados en el área nativa alta no presentaron diferencias con los pinzones capturados en el área agrícola. Esto podría deberse a que las zonas de vegetación nativa muestreadas se encontraron relativamente cerca de las agrícolas (Figura 1) y por lo tanto la morfología de los pinzones de estas áreas podría estar influida por el cambio de suelo agrícola.

Los resultados de concentración de corticosterona de 2018 que mostraron una mayor concentración hormonal en muestras de pinzones de áreas urbanas y turísticas frente a las zonas nativas y agrícolas (Figura 4), van acorde a la tendencia de que la concentración hormonal en aves es distinta en zonas urbanas que en zonas nativas (Bonier, 2012). Algunos estudios han encontrado que aves en zonas urbanas tienen concentraciones más altas de glucocorticoides que aves en zonas rurales (Zhang, et al, 2011) (Beaugeard, et al, 2018). Las aves podrían estresarse más en zonas urbanas por factores como contaminación lumínica y diferentes tipos de polución química (Meillère, et al, 2016) (Dominoni, et al, 2013). En este sentido, la ciudad de San Cristóbal, podría representar un estresor para las aves de la zona y también para las aves que viven en ambientes naturales cercanos como en los senderos turísticos de Playa Carola y Playa Lobería (Figura 1). Los niveles de corticosterona encontrados en la zona agrícola no difirieron de los encontrados en las zonas nativas altas y bajas, por lo que este tipo de uso de suelo podría no representar mayor estrés hormonal para los pinzones de la isla.

Aunque las medidas de estrés de aves capturadas en la zona baja de la isla en 2018 y 2019 hayan seguido la misma tendencia en relación a grado de urbanidad, las medidas entre los dos años fueron altamente distintas (Figura 4). Se sabe que las respuestas hormonales de estrés

ayudan a los organismos a lidiar con perturbaciones ambientales, para luego volver a su ciclo normal cuando las condiciones vuelvan a ser las esperadas (Wingfield, 2013). Bajo este principio se podría suponer que los pinzones del 2018 estaban lidiando con una situación ecológica anormal con respecto a años pasados y por eso tuvieron concentraciones hormonales más altas a las de las aves capturadas en 2019. Es importante tomar en cuenta que las hormonas detectadas en las plumas son el resultado de cortisol atrapado en la queratina durante el proceso de crecimiento de ésta (Bortolotti, et al, 2008). Un estudio sobre muda de plumaje en pinzones en Santa Cruz reveló que en la zona baja de la isla los pinzones tienden a mudar de plumas de febrero a abril (Snow, 1966). Suponiendo que los pinzones en San Cristóbal siguen esta misma tendencia de muda, entonces los niveles de corticosterona analizados en este estudio reflejan estrés acumulado por los individuos entre estos meses.

Un factor climático interesante de 2018 fue que en éste año fue el primer Fenómeno del Niño frío desde el 2012 (NOAA, 2020). Esto parece haberse expresado localmente en el clima de San Cristóbal. En febrero de 2018 cayeron 239,9 mm de lluvia, una precipitación mucho mayor que la obtenida en el mismo mes durante los años 2013 y 2017 (INAMHI, 2018) (Figura 5). La única cantidad de precipitación reciente comparable a la febrero de 2018 fue la de febrero del 2012 que igualmente correspondió a un año del Niño frío (NOAA, 2020) (Figura 5). En 2019 el Fenómeno del Niño volvió a ser caliente y la precipitación de febrero en San Cristóbal fue alta, 142,7 mm, pero considerablemente menor que la de 2018 (NOAA, 2020) (INAMHI, 2019). La alta cantidad de lluvia en febrero de 2018 después de varios años de clima seco podría explicar las altas concentraciones de corticosterona de los pinzones en relación a los capturados en 2019, en donde la precipitación fue menor y la lluvia del mes no fue seguida de varios años de sequía en febrero. Estos resultados se acoplan bien a la hipótesis de que las tormentas prolongadas, causadas por la oscilación climática del Fenómeno del Niño, pueden ser un factor que altere el ciclo normal de los individuos y por lo tanto aumentar su respuesta hormonal de estrés (Wingfield, 2013). La posibilidad de que el aumento de corticosterona encontrado en este estudio esté relacionado a urbanidad y anomalías climáticas resultan preocupantes en un contexto de expansión de la frontera urbana y cambio climático, ya que exposiciones prolongadas a concentraciones altas de esta hormona podría afectar negativamente a la salud poblaciones de aves de la isla (Saplosky, 1992).

Los resultados encontrados en este estudio generan preguntas evolutivas y fisiológicas que deben ser respondidas con investigaciones futuras. Los cambios morfológicos encontrados entre áreas con distintos grado de perturbación antropogénica podrían sugerir que las poblaciones de pinzones en San Cristóbal están cambiando fenotípicamente en respuesta a las nuevas exigencias ambientales. Algunos estudios ya han demostrado que las zonas agrícolas y urbanas están modificando la radiación adaptativa clásica de los pinzones de Darwin (De León, et al, 2019) (Hendry, et al, 2006) (Suloway & Kleindorfer, 2013). Por esta razón, resulta pertinente preguntarse como la modificación de los suelos nativos esta direccionando la evolución de los pinzones en las islas pobladas de las Galápagos.

Los resultados obtenidos sobre concentraciones hormonales generan preguntas sobre como el uso del suelo urbano podría estar afectando directamente la salud de las poblaciones. Se sabe que los glucocorticoides tienen una acción supresora del sistema inmune (Saplosky, et al, 2000). Esto resulta particularmente relevante en una isla como San Cristóbal en donde existe una prevalencia extendida de viruela aviar (Parker, et al, 2011).

Los resultados encontrados abren también preguntas sobre como los usos de suelo humanos podrían estar afectando el comportamiento reproductivo de las poblaciones en aves, porque se conoce que los glucocorticoides inhiben comportamientos reproductivos en la mayoría de especies (Sapolsky, et al, 2000).

Por último los resultados de este estudio abren la puerta a preguntas que relacionen cambios morfológicos y cambios fisiológicos. Los glucocorticoides interfieren directamente con el metabolismo de los individuos (Sapolsky, et al, 2000). Podría ser que algunas de las alteraciones morfológicas encontradas en este estudio se relacionen con las alteraciones encontradas en concentraciones hormonales

### Referencias bibliográficas

- Beaugeard, E., Brischoux, F., Henry, P.-Y., Parenteau, C., Trouvé, C., & Angelier, F. (2018). Does urbanization cause stress in wild birds during development? Insights from feather corticosterone levels in juvenile house sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and Evolution*(9), 640-652.
- Bonier, F. (2012). Hormones in the city: Endocrine ecology of urban birds. *Hormones and Behavior*(61), 763-772.
- Bortolotti, G., & Marchant, T. (2008). Corticosterone in feathers is a long-term, integrated measure of avian stress physiology. *Functional Ecology*, 494-500.
- Boyer, A. G. (2008). Extinction patterns in the avifauna of the Hawaiian islands. *Diversity and Distributions*(14), 509-517.
- Bradshaw, D. (2007). Environmental endocrinology. *Gen Comp Endocrinology*(25), 125-141.
- Brown, C. R., & Bomberger Brown, M. (2013). Where has all the road kill gone? *Current Biology* , 233-234.
- Chalen, I., Torres, M. d., & Cisneros-Heredia, D. F. (2019). *Birds physiological and behavioural stress in urban context: A systematic literature review*. Universidad San Francisco de Quito. Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales.
- Coppens, C. M., de Boer, S. F., & Koolhaas, J. M. (2010). Coping styles and behavioural flexibility: towards underlying mechanisms. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*(365), 4021–4028.
- De León, L. F., Sharpe, D. M., Gotanda, K. M., Raeymaekers, J. A., Chaves, J. A., Hendry, A. P., & Podos, J. (2019). Urbanization erodes niche segregation in Darwin's finches. *Evolutionary Applications*(12), 1329–1343.
- Dominoni, D. M., Quetting, M., & Partecke, J. (2013). Long-Term Effects of Chronic Light Pollution on Seasonal Functions of European Blackbirds (*Turdus merula*). *Plos One*.
- DPNG. (2014). *Plan de Manejo de las Áreas Protegidas de Galápagos para el BUEN VIVIR*. Puerto Ayora-Galápagos: Dirección del Parque Nacional Galápagos.
- Dvorak, M., Fessl, B., Nemeth, E., & Kleindorfer, S. (2012). Distribution and abundance of Darwin's finches and other land birds on Santa Cruz Island, Galápagos: evidence for declining populations. *Oryx*( 46), 78-86.
- Dvorak, M., Fessl, B., Nemeth, E., Anchundia, D., Cotín, J., Schulze, C. H., . . . Wendelin, B. (2019). Survival and extinction of breeding landbirds on San Cristóbal, a highly degraded island in the Galápagos. *Bird Conservation International*, 1-15.
- Dvorak, M., Nemeth, E., Wendelin, B., Herrera, P., Mosquera, D., Anchundia, D., . . . Fessl, B. (2017). Conservation status of landbirds on Floreana: the smallest inhabited Galápagos Island. *Journal of Field Ornithology* (88), 132-145.

- Gordillo G., J., & Work Kendrick, A. (1989). ISLA SAN CRISTOBAL. *NOTICIAS DE GALAPAGOS No. 48*, 18-20.
- Gordillo, J. G., & Kendrick, A. W. (1989). ISLA SAN CRISTOBAL. *NOTICIAS DE GALAPAGOS*, 18-19.
- Hendry, A. P., Gotanda, K. M., & Svensson, E. I. (2017). Human influences on evolution, and the ecological and societal consequences. *Phil. Trans. R. Soc. B37220160028*.
- Hendry, A. P., Grant, P. R., Grant, B. R., Ford, H. A., Brewer, M. J., & Podos, J. (2006). Possible human impacts on adaptive radiation: beak size bimodality in Darwin's finches. *Proc. R. Soc. B (273)*, 1887–1894.
- Ibáñez-Álamo, J. D., Jimeno, B., Gil, D., Thomson, R. L., Aguirre, J. I., Díez-Fernández, A., . . . Figuerola, J. (2020). Physiological stress does not increase with urbanization in European blackbirds: Evidence from hormonal, immunological and cellular indicators. *Science of The Total Environment(721)*.
- INAMHI. (2012). Boletín Meteorológico Febrero 2014. Quito
- INAMHI. (2013). Boletín Meteorológico Febrero 2014. Quito
- INAMHI. (2014). *Boletín Meteorológico Febrero 2014*. Quito.
- INAMHI. (2015). *Boletín Meteorológico Febrero 2015*. Quito.
- INAMHI. (2016). *Boletín Meteorológico Febrero 2016*. Quito.
- INAMHI. (2017). *Boletín Meteorológico Febrero 2017*. QUITO.
- INAMHI. (2018). *Boletín Meteorológico Febrero 2018*. Quito.
- INAMHI. (2019). *Boletín Meteorológico Febrero 2019*. Quito.
- Jiménez-Uzcátegui, G., & Betancourt, F. (2007). Bird mortality by vehicles. *Galapagos Report 2007-2008*, 103-106.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibsch, P. L., Nowicki, C., . . . Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *PNAS(106)*, 9322-9327.
- Knutie, S. A., Chaves, J. A., & Gotanda, K. M. (2019). Human activity can influence the gut microbiota of Darwin's finches in the Galapagos Islands. *Molecular Ecology(28)*, 2441-1450.
- Laso, F. J., Benítez, F. L., Rivas-Torres, G., Sampedro, C., & Arce-Nazario, J. (2020). Land Cover Classification of Complex Agroecosystems in the Non-Protected Highlands of the Galapagos Islands. *Remote Sens (12)*.
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2), 107–116.
- Liker, A., Papp, Z., & Lendvai, Á. Z. (2008). Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology(77)*, 789-795.

- Manne, L. L., Brooks, T. M., & Pimm, S. L. (1999). Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*(399), 259-261.
- McNew, S. M., Beck, D., Sadler-Riggleman, I., Knutie, S. A., Koop, J. A., Clayton, D. H., & Skinner, M. K. (2017). Epigenetic variation between urban and rural populations of Darwin's finches. *BMC Evolutionary Biology volume 17*,.
- Meillère, A., Brischoux, F., Bustamante, P., Parenteau, C., Marciau, C., & Angelier, F. (2016). Corticosterone levels in relation to trace element contamination along an urbanization gradient in the common blackbird (*Turdus merula*). *Sci Total Environ*, 93-101.
- MiguelClavero, Brotons, L., Pons, P., & Sol, D. (2009). Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss. *Biological Conservation*(142), 2043-2049.
- Miller, C. R., Latimer, C. E., & Zuckerberg, B. (2018). Bill size variation in northern cardinals associated with anthropogenic drivers across North America. *Ecology and Evolution*(8), 4841-4851.
- NOAA. (2020). *Cold & Warm Episodes by Season*. Von National Centers for Environmental Prediction:  
[https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php)  
 abgerufen
- Parker, P., Buckles, E., Farrington, H., Petren, K., Whiteman, N., Ricklefs, R., . . . Jimenez-Uzategui, G. (2011). 110 Years of Avipoxvirus in the Galapagos Islands. *PLoS ONE 6(1): e15989.doi:10.1371/journal.pone.0015989*.
- RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA  
 URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rivas-Torres, G. F., Benítez, F. L., Rueda, D., Sevilla, C., & Mena, C. F. (2018). A methodology for mapping native and invasive vegetation coverage in archipelagos: An example from the Galápagos Islands. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 42(1), 83-111.
- Saccavino, E., Krämer, J., Klaus, S., & Tietze, D. T. (2018). Does urbanization affect wing pointedness in the Blackbird *Turdus merula*? *Journal of Ornithology*(159), 1043-1051.
- Sapolsky, R. M. (1992). *Stress, the aging brain, and the mechanisms of neuron death*. The MIT Press.
- Sapolsky, R., Romero, L., & Munck, A. (2000). How Do Glucocorticoids Influence Stress Responses? Integrating Permissive, Suppressive, Stimulatory, and Preparative Actions. *Endocrine Reviews 21(1)*, 55-89.
- Scholtz, R., Polo, J. A., Fuhlendorf, S. D., & Duckworth, S. D. (2017). Land cover dynamics influence distribution of breeding birds in the Great Plains, USA. *Biological Conservation*(29), 323-331.

- Seress, G., & Liker, A. (2015). HABITAT URBANIZATION AND ITS EFFECTS ON BIRDS. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*( 61), 373-408.
- Snow, D. W. (1966). Moulting and the breeding cycle in Darwin's finches. *Journal für Ornithologie* (107), 283-291.
- Sol, D., Lapedra, O., & González-Lagos, C. (2013). Behavioural adjustments for a life in the city. *Animal Behaviour*(85), 1101-1112.
- Stattersfield, A. (1988). A systematic list of birds presumed to have become extinct since 1600. *Rare Birds of the World*, 241-244.
- Strubbe, D., Salleh Hudin, N., Teyssier, A., Vantieghem, P., Aerts, J., & Lens, L. (2020). Phenotypic signatures of urbanization are scale-dependent: A multi-trait study on a classic urban exploiter. *Landscape and Urban Planning*(197).
- Sulloway, F. J., & Kleindorfer, S. (2013). Adaptive divergence in Darwin's small ground finch (*Geospiza fuliginosa*): divergent selection along a cline. *Biological Journal of the Linnean Society*(110), 45-59.
- Velarde, D., & Cisneros-Heredia, D. F. (2018). *Effect of land-use change on the community assemblage of*. Quito: USFQ. Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales.
- Vickery, J. A., Tallwin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*(38), 647-664.
- Wigginton, N. S., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Wible, B., & Malakoff, D. (2016). Cities are the Future. *Science*(352), 904-905.
- Wingfield, J. C. (2013). The Ecology Of Stress: Ecological processes and the ecology of stress: the impacts of abiotic environmental factors. *Functional Ecology*(27), 37-44.
- Wingfield, J. C., & Farner, D. S. (1976). Avian endocrinology: field investigations and methods. *Condor* (78), 570-573.
- Zhang, S., Lei, F., Liu, S., Li, D., Chen, C., & Wang, P. (2011). Variation in baseline corticosterone levels of Tree Sparrow (*Passer montanus*) populations along an urban gradient in Beijing, China. *Journal of Ornithology*(152), 801-806.
- Zúñiga Paredes, M. R. (2016). Estudio del Impacto del Tráfico Vehicular Sobre las Aves en las Vías Principales de la Isla Santa Cruz, Provincia de Galápagos. *Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Facultad de Recursos Naturales*.

## Capítulo 2

### Evaluación de la comunidad de aves terrestres y prevalencia de viruela aviar en zonas con distinto grado de cambio de hábitat en San Cristóbal, Galápagos.

#### Introducción

El establecimiento y crecimiento de poblaciones humanas implica la transformación de ecosistemas naturales en áreas agrícolas y urbanas (Meyer & Turner, 1992) (Wigginton, et al, 2016) (Laurance, et al, 2014). Estos cambios drásticos de uso de suelo pueden alterar la disponibilidad de recursos para las poblaciones de aves silvestres y producir cambios dentro de las comunidades (Scholtz, *et al*, 2017) (Elias, *et al*, 2019). Algunos estudios apuntan a que el uso de suelo agrícola produce un declive en las poblaciones de insectos y esto afecta negativamente a las poblaciones aves terrestres (Benton, *et al*, 2002) (Wilson, *et al*, 1999). Por su parte el uso de suelo urbano podría tener un efecto homogenizador de las comunidades de aves al beneficiar a especies generalistas y perjudicar a las poblaciones de especialistas (Devictor, *et al*, 2007). Los cambios producidos en las comunidades de aves que viven ambientes transformados dependen de la complejidad ecológica y la presencia de vegetación nativa en el área alterada (Blair, 2004). Se ha visto que las comunidades de aves presentes en zonas de agricultura diversificada se parecen más a las comunidades de bosques nativos que las comunidades presentes en zonas de agricultura intensa de monocultivos (Hendershot, et al, 2020). En cuanto a ambientes urbanos el tamaño de la ciudad no parece ser un factor que determine el impacto del área transformada sobre la comunidad de aves (Gorosito & Cueto, 2019). Por otro lado la cantidad de zonas verdes de vegetación nativa dentro de las ciudades sí podría ser un factor que explique que tanto una comunidad urbana de aves se parece a la de una zona nativa (Beissinger & Osborne, 1982).

Existe evidencia de que las poblaciones de aves nativas, especialmente endémicas, tienden a ser afectadas mucho más que las exóticas por cambios antropogénicos de uso de suelo (Hahn, *et al*, 2011) (ZoBell & Furnas, 2017) (Wilson, *et al*, 2014). Esto resulta particularmente relevante en islas oceánicas por su patrón alto de endemismo de especies y por lo tanto su vulnerabilidad ante cambios ecocistémicos (Kier, *et al*, 2009). Además, los rangos geográficos restringidos de las islas oceánicas hacen a estos territorios más susceptibles a cambios en las comunidades ante perturbaciones ambientales permanentes (Manne, *et al*, 1999). En Hawai, un ejemplo extremo, más del 50 % de las especies de aves terrestres se han extinto a causa de la colonización humana (Boyer, 2008). De hecho el 90% de extinciones de aves terrestres en los últimos 400 años han tenido como escenario a islas oceánicas (Stattersfield, 1988).

Las islas Galápagos son un archipiélago oceánico frente a las costas continentales ecuatorinas, que tienen una historia de presencia humana permanente desde mediados del siglo XIX (Gordillo & Kendrick, 1989) (DPNG, 2014). Las Islas poseen una comunidad de aves terrestres compuesta en su mayoría por especies endémicas. El grupo de aves terrestres icónico de la isla son los pinzones de Darwin que agrupan 14 especies que se distribuyen entre las distintas islas de manera no uniforme; aunque algunas especies de pinzones son compartidas entre muchas islas la comunidad formada por este grupo de aves es más o menos exclusiva en cada una (Grant & Grant, 2003). En adición a los pinzones, las comunidades de aves terrestres de cada isla están determinadas por otras especies nativas e introducidas. Por ejemplo, en San Cristóbal habitan algunas especies endémicas, como el Cucucbe *Mimus*

*melanotis* y el atrapamoscas *Myiarchus magnirostris*, la especie nativa de reinita *Setophaga petechia* y además el garrapatero *Crotophaga ani* que es una especie introducida del continente (Devorak, *et al*, 2019) (Velarde-Garcez & Cisneros-Heredia, 2018).

El 96,7% del área terrestre de las Islas Galápagos está protegida (DPNG, 2014). Sin embargo, las islas Isabela, Floreana, San Cristóbal y Santa Cruz, están colonizadas y tienen zonas establecidas de uso de suelo urbano y agrícolas (Rivas-Torres, *et al*, 2018). Bajo el contexto de colonización humana ya se han reportado cambios en las comunidades de aves, principalmente por bajas en las poblaciones de aves terrestres en Santa Cruz y Floreana (Dvorak, *et al*, 2012) (Dvorak, *et al*, 2017). La comunidad de aves en San Cristóbal parecen haber cambiado menos a pesar de que la isla ha sufrido alteraciones de suelo drásticas a lo largo de su historia de colonización. En un estudio reciente no se encontraron diferencias en las poblaciones de la mayoría de especies al compararlas con registros de principios del siglo XIX (Devorak, *et al*, 2019). La excepción a estos registros positivos es la posible reciente extinción del pájaro brujo endémico de la isla (Devorak, *et al*, 2019). Además, San Cristóbal ha sido ya el escenario de las extinciones locales del Gavilán de Galápagos, del pinzón de pico agudo (*Geospiza difficilis*) y posiblemente del gran pinzón de tierra (*Geospiza magnirostris*) (Vargas, 1997). A pesar de los impactos de la colonización humana en las islas, la comunidad de aves de las Galápagos no ha sido tan negativamente alterada al compararla con otros archipiélagos como Hawái, que incluso han sufrido la extinción de gran parte de su avifauna endémica (Boyer, 2008). En Galápagos el único caso de extinción total es el del pajarito brujo de San Cristóbal (Devorak, *et al*, 2019).

Otra amenaza a las comunidades de aves terrestres de Galápagos es el virus de ADN de la viruela aviar (*avipox*). Existe evidencia de presencia de este virus en aves endémicas del archipiélago desde hace por lo menos 110 años (Parker, *et al*, 2011). La infección históricamente se ha concentrado en la isla de San Cristóbal (Parker, *et al*, 2011). La viruela aviar se caracteriza por lesiones en forma de pústula que producen necrosis del tejido afectado (van-Ripper III & Forrester, 2007). La agresividad del virus es preocupante para la salud de las aves del archipiélago porque ya ha sido reconocida como un factor devastador en la comunidad de aves de bosque en las islas de Hawái (Atkinson & LaPointe, 2009). Ya se ha visto que la viruela aviar tiene el potencial de afectar la comunidad de aves de las Galápagos. Se ha encontrado por ejemplo que pinzones de Galápagos infectados tienen menos éxito reproductivo que pinzones sanos (Kleindorfer & Dudaniec, 2006). La infección se ha extendido a gran parte de la comunidad de aves de la isla afectando a varias especies de pinzones y a otras especies endémicas como los cucubes (Parker, *et al*, 2011) (Vargas, 1987)

El objetivo de este estudio fue entender el efecto de los cambios de uso de suelo urbano y agrícola sobre las comunidades de aves terrestres de San Cristóbal. Además, se buscó entender si existe alguna relación entre los distintos usos de suelo de la isla y cambios poblacionales de aves con la prevalencia de la infección de viruela aviar.

## Metodología

### *Área de estudio*

Este estudio fue realizado en la Isla San Cristóbal en el extremo Este del archipiélago de Las Galápagos (Gordillo & Kendrick, 1989). San Cristóbal ha sufrido un proceso de colonización humana desde mediados del siglo XIX que ha resultado en una transformación drástica del suelo nativo del Sudeste de la isla (Gordillo & Kendrick, 1989). Del área total de San Cristóbal 15% está destinada a prácticas agrícolas focalizadas en la zona alta y 0,3% se ha transformado en zonas urbanas concentradas en la zona baja. (Laso, et al, 2020) (Rivas-Torres, et al, 2018). Los dos ecosistemas nativos de la zona alta, el bosque y matorral siempre verde estacional y el bosque y matorral siempre verde, ocupan solo un 3,3% y un 0,1% respectivamente del área de la isla (Rivas-Torres, et al, 2018). El ecosistema nativo más extendido es el bosque decíduo que ocupa un 58% del área total (Laso, et al, 2020) (Rivas-Torres, et al, 2018).

Los diferentes grados de transformación de hábitat ofrecen distintos nichos para las comunidades de aves terrestres. Se ha visto que los pinzones del área urbana se alimentan efectivamente de productos humanos dentro de la ciudad y que esta influencia en el comportamiento de alimentación podría estarse extendiendo a áreas nativas aledañas (De León, et al, 2019). En las áreas nativas de bosque seco el alimento se compone principalmente de semillas distribuidas en el suelo (Suloway & Kleindorfer, 2013). En cambio, en el área agrícola hay mayor disponibilidad de invertebrados y frutos (Suloway & Kleindorfer, 2013).

### *Toma de datos*

Los muestreos se llevaron a cabo en tres zonas verdes urbanas, dos zonas con alto flujo turístico de bosque decíduo bajo aledañas a la zona urbana (Playa Carola y Playa Lobería), una zona natural baja de bosque decíduo alejada de la ciudad (Playa Ochoa), dos zonas de bosque estacional siempre verde de altura y dos zonas agrícolas de pastizal (Ver Figura 1). Las coordenadas de los puntos de muestreo están detalladas en la Tabla 1.

Los muestreos fueron realizados durante dos periodos en 2018 y en 2019. Durante el 2018 la obtención de datos duró desde el 7 de junio hasta el 24 de Julio y durante el 2019 desde el 25 de mayo hasta 18 de julio. En cada punto de muestreo se hizo un esfuerzo de captura de 3 días durante tres horas de apertura de redes en la mañana, de 6h00 a 9h00, y tres horas en la tarde, de 15h00 a 18h00. El muestreo consistió en la captura de aves terrestres con tres redes de neblina, una de 12 metros y dos de 6 metros, ubicadas entre zonas de vegetación. Tras la caída de un ave se determinó la especie y se marcó al individuo para evitar recapturas. Además, se reportó si los individuos capturados presentaron pústulas características de viruela aviar (Figura.5). Se tomaron muestras de las pústulas mediante hisopos que fueron conservados en un medio *virocullt* y almacenados a -20°C para futuros análisis moleculares.

### *Análisis estadístico*

Las diferencias de proporción de especies capturadas de ave terrestres entre las zonas de muestreo se calcularon mediante un análisis de Chi-Cuadrado. Se realizó también un Chi-Cuadrado pareado entre cada zona de muestreo para analizar diferencias de proporciones enfrentando a cada zona de muestreo entre sí. Además, se realizó una análisis post hoc de Chi

cuadrado para determinar que aves tuvieron una proporción significativamente distinta en cada una de las áreas de muestreo. Por último, se realizó otro Chi-Cuadrado para analizar diferencias en las proporciones de especies de aves capturadas en 2018 y 2019. Se realizó un análisis post hoc para determinar que especie tuvo una proporción de captura significativamente mayor durante cada año. Todos los análisis fueron realizados en RStudio versión 1.1.383.

## Resultados

En el muestreo del año 2018 se capturaron 385 aves terrestres de 9 especies distintas (Tabla 2). La diferencia entre las proporciones de especies de aves capturadas en cada zona de muestreo fue altamente significativa ( $X^2=137,05$ ,  $df=40$ ;  $p= 1,492 e-12$ ). Cuatro especies de aves: *Geospiza fuliginosa*, *Geospiza fortis*, *Geospiza parvula* y *Setophaga petechia* se encontraron en todas las zonas de muestreo (Tabla 10)

El análisis pareado entre zonas mostró diferencias significativas entre la zona urbana y la playa turística de bosque deciduo Lobería, la playa nativa de bosque deciduo Ochoa y la zona natural alta de bosque estacional siempre verde. Las proporciones de especies encontradas en la playa de bosque deciduo Carola difirieron significativamente con las mismas zonas con las que difirió la zona urbana. Las proporciones de captura de especies de playa Lobería y de playa Ochoa fueron además significativamente distintas a las de la zona agrícola y la zona alta nativa. Las proporciones de especies entre la zona alta nativa y la zona agrícola también fueron significativamente distintas. Todos los valores estadísticos de la comparación pareada entre zonas de 2018 se encuentran detallados en la Tabla 11.

Se encontró que el pinzón gris *Certhidea fusca* y el pinzón de tierra pequeño *Geospiza fuliginosa* tuvieron una proporción de captura significativamente distinta en la zona natural alta de bosque estacional siempre verde al compararla con las demás zonas de muestreo. Además, el canario María *Setophaga petechia* tuvo una proporción significativamente diferente que en el resto de zonas en la ciudad Puerto Baquerizo Moreno y en playa Ochoa. El pinzón de tierra pequeño tuvo también una proporción de captura significativamente distinta que en las demás zonas en playa Lobería. Por último el atrapa moscas de San Cristóbal *Myiarchus magnirostris* tuvo una proporción que estuvo en el límite de la significancia de ser distinta en la zona alta nativa al comparar su proporción en las otras zonas de muestreo. Los valores de significancia estadística están detallados en la Tabla 12.

En el muestreo del año 2019 se capturaron 153 aves terrestres de 8 especies diferentes (Tabla 13). La diferencia entre las proporciones de especies de aves capturadas en cada zona de muestreo fue altamente significativa ( $X^2=79,356$ ,  $df=35$ ;  $p= 2,712 e-5$ ).

El análisis de proporciones de especies pareado entre zonas de muestreo mostró diferencias entre las proporciones de la ciudad con la zona agrícola y con la zona nativa alta. Las proporciones de playa Carola fueron diferentes con las proporciones de las mismas zonas de la ciudad y además con playa Lobería y playa Ochoa. Por último, las proporciones de playa Lobería y playa Ochoa fueron significativamente distintas a las de la zona nativa alta y a las de la zona agrícola. Los valores de significancia estadística se detallan en la Tabla 14.

Se encontró también que la proporción de captura del pinzón gris fue significativamente distinta en la zona nativa alta de bosque estacional siempre verde que en las demás zonas de muestreo ( $p=0,00278$ ).

### Comparación entre capturas de 2018 y 2019

La diferencia en tendencia de capturas de especies entre los años 2018 y 2019 fue altamente significativa ( $X^2=80,44$ ,  $df=10$ ;  $p= 4,116 \text{ e-}13$ ). En 2018 se capturaron 232 aves más que en 2019. Las proporciones de capturas de canario maría ( $p < 0,0000001$ ) y del pinzón de tierra pequeño ( $p= 0,0000390$ ) resultaron significativamente distintas entre años. La diferencia de proporción de captura del pinzón de tierra mediano *Geospiza fortis* estuvo en el límite de la significancia ( $p=0,0646$ ).

### Prevalencia Pox

En el muestreo de 2018 se capturaron 13 aves con pústulas producidas por la infección de viruela aviar. Tres en la zona urbana: Un Cucube de San Cristóbal (*Mimus Melanotis*), un Canario María (*Setophaga petechia*) y un Pinzón de Tierra Pequeño (*Geospiza fuliginosa*). Dos en el sendero a Playa Carola: un Pinzón de Tierra Mediano (*Geospiza fortis*) y un Pinzón Arbóreo pequeño (*Geospiza parvula*). Cuatro en el sendero a Playa Lobería: dos Pinzones Arbóreos pequeños y dos Pinzones de Tierra Pequeños. Cuatro en Playa Ochoa: tres Pinzones de Tierra Pequeño y un Pinzón Arbóreo Pequeño (Tabla 10) (Figura 5).

En el muestreo de 2019 se capturaron 8 aves con pústulas de *avipox*. Cinco en la zona urbana: tres Pinzones de Tierra Pequeños, un Canario María y un Pinzón Arbóreo Pequeño. Los restantes tres fueron capturados en el sendero a Playa Lobería: dos Pinzones de Tierra Pequeños y un Pinzón de Tierra Mediano (Tabla 13).

### Discusión

Los resultados de este estudio sugieren cambios en la comunidad de aves en San Cristóbal que podrían estar relacionados a cambios en el uso suelo nativo por parte del ser humano. Las comunidades de aves en las zonas intervenidas de forma agrícola y urbana parecen estar compuestas de mayor número de generalistas en relación a las zonas nativas. En cambio, los insectívoros endémicos, Pinzón Gris y Atrapamoscas de Galápagos, parecen estar más concentrados en áreas nativas. Las comparaciones de comunidad entre años evidenciaron una disminución considerable de semilleros en el 2019 en relación con el 2018 que podría explicarse por diferencias meteorológicas mediadas por el fenómeno del Niño (NOAA, 2020). La prevalencia de *Avipox* no parece estar relacionada a especies puntuales o a usos de suelo. Sin embargo, dado que solo se encontraron individuos infectados en la zona baja se podría hipotetizar que esta diferencia está medida por insectos vectores más abundantes en temperaturas cálidas (van Riper III, *et al*, 2002).

Las tres especies de pinzones encontradas en todas las áreas de muestreo han sido reportadas en Santa Cruz alimentándose de comida de origen humano dentro de una zona urbana (De León, *et al*, 2019). Además *G.fortis* y *G.fuliginosa* han sido denominados generalistas imperfectos al presentar dietas vegetales considerablemente variables (De León, *et al*, 2014). Un estudio sobre el comportamiento de alimentación de el Canario María *S.petechia* sugiere que estas aves no son especialistas en cuanto al tipo de insecto del que se alimentan, sino que se alimentan de cualquier artrópodo disponible (Busby & Sealy, 1979). Estos estudios sugieren que las especies que se encontraron en todas las zonas de muestreo son en cierto sentido generalistas. Esto resulta interesante si se considera que normalmente son las especies generalistas las que se adaptan mejor a cambios de suelo de origen antropogénico (Devictor, *et al*, 2007). Efectivamente, en el muestreo de 2018, *Geospiza fuliginosa*, y

*Setophaga petechia* contribuyeron altamente a la composición de especies capturadas en la zona urbana y la zona agrícola. Tanto fue así que a pesar de que las dos perturbaciones son aparentemente muy distintas ecológicamente, éstas no difirieron significativamente en la proporción de especies capturadas. En el 2019 las frecuencias de captura entre la zona urbana y agrícola sí fueron significativamente distintas (Tabla 11). Esto se debe a que en la zona agrícola prácticamente solo se capturaron Canarios María y en la Zona urbana la captura de Pinzones de Tierra Pequeños contribuyó también considerablemente al total de aves encontradas (Tabla 13). A pesar de esta diferencia se puede sugerir la comunidad de aves capturadas en las zonas con perturbaciones humanas tanto en 2018 y 2019 estuvo compuesta principalmente por generalistas.

Resultó interesante que la zona turística de bosque seco deciduo de Playa Carola y la zona urbana no hayan presentado diferencias en comunidad de aves capturadas en ninguno de los dos años, y que éstas si hayan diferido con las frecuencias de aves de la playa turística Lobería de bosque deciduo y la playa más aljeada Ochoa también de bosque deciduo (Tabla 4) (Tabla 14). Tanto en playa Carola como en la zona urbana las aves que más contribuyeron en frecuencia al total de aves capturadas fueron el Pinzón de Tierra Pequeño y el Canario María. En cambio en Lobería y en playa Ochoa el Canario María prácticamente no contribuyó al total de aves capturadas en 2018. Un estudio en Santa Cruz encontró que en el bosque deciduo el alimento para las aves se basa principalmente en semillas secas del suelo (Suloway & Kleindorfer, 2013). Dado que el canario María se alimenta principalmente de insectos estas condiciones no le serían favorables (Busby & Sealy, 1979). Tal vez, el área urbana presenta una disponibilidad de alimento suficientemente variado para que el Canario María pueda presentar mayores números que en ecosistemas naturales secos. La cercanía al área urbana de playa Carola pudiera ser la razón por la que su comunidad de aves sea tan parecida a la encontrada en Puerto Baquerizo Moreno a pesar de que la zona tenga vegetación nativa (Figura 1) (Rivas-Torres, *et al*, 2018). Estos resultados podrían estar sugiriendo que las presiones homogenizadoras a favor de los generalistas sobre las comunidades de aves de zonas urbanas podrían estar extendiéndose también a zonas nativas aledañas (Devictor, *et al*, 2007). Ya se ha reportado en Santa Cruz que la comunidad de aves de zonas turísticas cercanas a la ciudad se ven afectadas por el alimento que ofrece la zona urbana (De León, *et al*, 2019).

Otro resultado interesante fue que tanto en 2018 y 2019 el pinzón gris *C.fusca* presentó una proporción de captura significativa en el área nativa alta de bosque estacional siempre verde que no presentó en la zona agrícola que está relativamente cerca (Figura 1). Estos resultados coinciden con los ya reportados por Daniel Velarde en su trabajo de titulación (Velarde-Garcez & Cisneros-Heredia, 2018). La presencia de el Pinzón Gris y del Atrapa Moscas de San Cristóbal en una zona de vegetación nativa aledaña a una zona agrícola y su presencia mucho menor en la zona agrícola concuerda con la hipótesis de que los insectívoros especialistas suelen disminuir sus números a causa de la pérdida de hábitat por agricultura (Benton, *et al*, 2002). Esto es especialmente preocupante en el caso del Pinzón Gris que ya fue reportado extinto en la isla habitada de Floreana (Dvorak, *et al*, 2017).

La diferencia de frecuencias de especies capturadas en 2018 y 2019 resulta muy llamativa. Sin embargo, la disminución de capturas no fue generalizada para todas las aves. Si se analizan solo insectívoros se capturaron más o menos los mismos números de aves entre los dos años. Sin embargo, al analizar al gremio de los semilleros se ve una baja muy considerable en las capturas de 2019 frente a las de 2018. Por ejemplo, en 2018 se capturó un total de 66 *G.fortis*

y en 2019 solo 11 de la misma especie. La caída es más drástica con *G.fuliginosa* que en 2018 se capturaron 206 y en 2019 solo 47. Cabría suponer entonces que esta baja en la población podría estar relacionada con la cantidad de semillas disponibles entre los dos años. Resulta interesante que en Febrero de 2018, en el inicio de la temporada de lluvia de la isla se reportó una precipitación de 239,9 mm de lluvia (INAMHI, 2018). En cambio, en Febrero de 2019 la precipitación reportada fue considerablemente menor con 142,7 mm de lluvia (INAMHI, 2019). Podría ser que la diferencia en precipitación haya afectado la disponibilidad de semillas para las poblaciones y esto haya repercutido en el número de aves semilleras encontradas entre los dos años. El 2018 fue el primer año del Niño frío desde 2012 (NOAA, 2020) (Figura 4). Podría ser que el impacto de esta fluctuación climática haya afectado a la comunidad de aves de la isla y contribuido a la caída de individuos del gremio semillero en el 2019. Es importante tomar en cuenta que cambios climáticos drásticos pueden afectar la salud de las poblaciones por cambios fisiológicos relacionados al estrés (Wingfield, 2013).

La distribución de viruela aviar no pareció estar relacionada con uso de suelo dentro de la isla ni con ninguna especie o gremio en específico. La prevalencia de *avipox* en individuos de casi todas las especies reportadas concuerda con que el virus ha estado establecido en San Cristóbal durante más de cien años (Parker, et al, 2011). Sin embargo, resultó interesante que no se haya encontrado ningún individuo con pústulas en la zona alta de la isla. Principalmente porque un estudio en Santa Cruz había relacionado al virus con zonas de mayor precipitación, que en San Cristóbal caracteriza a la parte alta (Jiménez Uzcátegui, et al, 2007). Dado que la prevalencia de la enfermedad parece estar ligada a insectos vectores de clima caliente (van Riper III, et al, 2002). La prevalencia en la zona baja podría estar relacionada a que durante la época de muestreo la zona alta de la isla se mantuvo fría en relación con la zona baja. La prevalencia de *avipox* en la isla podría estar determinada entonces por las fluctuaciones de temperatura entre la parte alta y baja de San Cristóbal.

Este estudio presentó patrones preliminares de captura de aves terrestres en zonas nativas y perturbadas en la isla San Cristóbal que sugieren cambios dentro de las comunidades. Las especies generalistas parecieron estar más presentes en las zonas con perturbaciones de suelo, agrícolas o urbanas, que las aves especialistas. La comunidad de aves en la zona de bosque seco descuido de Playa Carola podría estar influenciada por el uso de suelo urbano de la ciudad a pesar de que mantiene vegetación nativa. El Canario María presentó sus números más altos en áreas perturbadas. En cambio, los insectívoros nativos, el Pinzón Gris y el Atrapa Moscas de San Cristóbal, presentaron números más altos en la zona natural de bosque siempre verde que en el área aledaña agrícola. Hubo una baja notoria en el número de aves del gremio semillero en el 2019 al compararlo con el 2018, esta baja podría estar relacionada a cambios en la disponibilidad de alimento vegetal entre años. Un dato que podría influenciar un cambio en la vegetación es que al comparar la precipitación entre años se reportó más lluvia en 2018 que en 2019. Se confirmaron evidencias de viruela aviar en individuos de casi todas las especies reportadas y solo se identificó a la infección en el área baja de la isla. Este patrón de distribución del virus podría estar relacionado a insectos vectores que transmiten la enfermedad en climas cálidos (van Riper III, et al, 2002).

### Referencias bibliográficas

- Atkinson, C. T., & LaPointe, D. A. (2009). Introduced Avian Diseases, Climate Change, and the Future of Hawaiian Honeycreepers. *Journal of Avian Medicine and Surgery* (23), 53-63.
- Beissinger, S. R., & Osborne, D. R. (1982). Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*(84), 75-83.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., & Crick, H. Q. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*(39), 673-687.
- Blair, R. (2004). The Effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society* .
- Boyer, A. G. (2008). Extinction patterns in the avifauna of the Hawaiian islands. *Diversity and Distributions*(14), 509-517.
- Busby, D. G., & Sealy, S. G. (1979). Feeding ecology of a population of nesting yellow warblers . *Canadian Journal of Zoology*(57), 1670-1681.
- De León, L. F., Podos, J., Gardezi, T., Herrel, A., & Hendry, A. P. (2014). Darwin's finches and their diet niches: the sympatric coexistence of imperfect generalists. *Journal of Evolutionary Biology*( 27), 1093-1104.
- De León, L. F., Sharpe, D. M., Gotanda, K. M., Raeymaekers, J. A., Chaves, J. A., Hendry, A. P., & Podos, J. (2019). Urbanization erodes niche segregation in Darwin's finches. *Evolutionary Applications*(12), 1329–1343.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., & Jiguet, F. (2007). Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities. *Conservation Biology*, 741-751.
- Devorak, M., Fessl, B., Nemeth, E., Anchundia, D., Cotín, J., Schulze, C. H., . . . Wendelin, B. (2019). Survival and extinction of breeding landbirds on San Cristóbal, a highly degraded island in the Galápagos. *Bird Conservation International*, 1-15.
- DPNG. (2014). *Plan de Manejo de las Áreas Protegidas de Galápagos para el BUEN VIVIR*. Puerto Ayora-Galápagos: Dirección del Parque Nacional Galápagos.
- Dvorak, M., Fessl, B., Nemeth, E., & Kleindorfer, S. (2012). Distribution and abundance of Darwin's finches and other land birds on Santa Cruz Island, Galápagos: evidence for declining populations. *Oryx*( 46), 78-86.
- Dvorak, M., Nemeth, E., Wendelin, B., Herrera, P., Mosquera, D., Anchundia, D., . . . Fessl, B. (2017). Conservation status of landbirds on Floreana: the smallest inhabited Galápagos Island. *Journal of Field Ornithology* (88), 132-145.
- Elias, E., Seifu, W., Tesfaye, B., & Girmay, W. (2019). Impact of land use/cover changes on lake ecosystem of Ethiopia central rift valley. *Cogent Food and Agriculture*(5).

- Gordillo, J. G., & Kendrick, A. W. (1989). ISLA SAN CRISTOBAL. *NOTICIAS DE GALAPAGOS*, 18-19.
- Gorosito, C. A., & Cueto, V. R. (2019). Do small cities affect bird assemblages? An evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems*.
- Grant, R., & Grant, P. R. (2003, Octubre). *What Darwin's Finches Can Teach Us about the Evolutionary Origin and Regulation of Biodiversity*. Retrieved from BioScience: file:///C:/Users/TIKVA1/Downloads/Grants\_2003\_DarwinFinches%20(2).pdf
- Hahn, I. J., Vergara, P. M., & Römer, U. (2011). Habitat selection and population trends in terrestrial bird species of Robinson Crusoe Island: habitat generalists versus forest specialists. *Biodiversity and Conservation* (20), 2797-2813.
- Hendershot, J., Smith, J. R., Anderson, C. B., Letten, A. D., Frishkoff, L. O., Zook, J. R., . . . Daily, G. C. (2020). Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. *Nature*(579), 393-396.
- INAMHI. (2018). *Boletín Meteorológico Febrero 2018*. Quito.
- INAMHI. (2019). *Boletín Meteorológico Febrero 2019*. Quito.
- Jiménez Uzcátegui, G., Wiedenfeld, D. A., & Parker, P. G. (2007). Viruela aviar en especies silvestres (Passeriformes) en la isla Santa Cruz, Galápagos, Ecuador. *Brenesia*(67), 29-34.
- Kier, G., Kreft, H., Lee, T. M., Jetz, W., Ibsch, P. L., Nowicki, C., . . . Barthlott, W. (2009). A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *PNAS*(106), 9322-9327.
- Kleindorfer, S., & Dudaniec, R. Y. (2006). Increasing prevalence of avian poxvirus in Darwin's finches and its effect on male pairing success. *Journal of Avian Biology* (37), 69-76.
- Laso, F. J., Benítez, F. L., Rivas-Torres, G., Sampedro, C., & Arce-Nazario, J. (2020). Land Cover Classification of Complex Agroecosystems in the Non-Protected Highlands of the Galapagos Islands. *Remote Sens.*(12).
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature . *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2),107–116.
- Manne, L. L., Brooks, T. M., & Pimm, S. L. (1999). Relative risk of extinction of passerine birds on continents and islands. *Nature*(399), 259-261.
- Meyer, W. B., & Turner, B. L. (1992). Human Population Growth and Global Land-Use/Cover Change. *Annu. Rev. Ecol. Sys*(23), 39-61.
- NOAA. (2020). *Cold & Warm Episodes by Season*. Retrieved from National Centers for Environmental Prediction: [https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis\\_monitoring/ensostuff/ONI\\_v5.php](https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php)

- Parker, P., Buckles, E., Farrington, H., Petren, K., Whiteman, N., Ricklefs, R., . . . Jimenez-Uzategui, G. (2011). 110 Years of Avipoxvirus in the Galapagos Islands. *PLoS ONE* 6(1): e15989.doi:10.1371/journal.pone.0015989.
- RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA  
URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rivas-Torres, G. F., Benítez, F. L., Rueda, D., Sevilla, C., & Mena, C. F. (2018). A methodology for mapping native and invasive vegetation coverage in archipelagos: An example from the Galápagos Islands. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 42(1),83-111.
- Scholtz, R., Polo, J. A., Fuhlendorf, S. D., & Duckworth, S. D. (2017). Land cover dynamics influence distribution of breeding birds in the Great Plains, USA. *Biological Conservation*(29), 323-331.
- Stattersfield, A. (1988). A systematic list of birds presumed to have become extinct since 1600. *Rare Birds of the World*, 241-244.
- Sullo way, F. J., & Kleindorfer, S. (2013). Adaptive divergence in Darwin's small ground finch (*Geospiza fuliginosa*): divergent selection along a cline. *Biological Journal of the Linnean Society*(110), 45–59.
- van Riper III, C., van Riper, S. G., & Hensen, W. R. (2002). Epizootiology and Effect of Avian Pox on Hawaiian Forest Birds. *The Auk*,(119), 929-942.
- van-Ripper III, C., & Forrester, D. (2007). Avian Pox. In C. T. Atkinson, B. Hunter, & N. J. Thomas, *Infectious Diseases of Wild Birds* (pp. 131-176). Australia: Blackwell Publishing.
- Vargas, H. (1987). Frequency and effect of pox-like lesions in Galápagos mockingbirds. *Journal of Field Ornithology* (101), 101-264.
- Vargas, H. (1997). ¿QUE ESTA PASANDO CON LA AVIFAUNA DE SAN CRISTOBAL? *Noticias de Galapagos* v.56 y 57, 28-29.
- Velarde-Garcez, D., & Cisneros-Heredia, D. F. (2018). EFFECT OF LAND-USE CHANGE ON THE COMMUNITY ASSEMBLAGE OF THE LANDBIRDS OF SAN CRISTOBAL, GALAPAGOS. *USFQ*.
- Wigginton, N. S., Fahrenkamp-Uppenbrink, J., Wible, B., & Malakoff, D. (2016). Cities are the Future. *Science*(352), 904-905.
- Wilson, D. J., Norbury, G., & Walker, S. (2014). How does woody succession affect population densities of passerine birds in New Zealand drylands? *New Zealand Journal of Ecology*(38), 257- 267.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark , S. C., & Bradbury, R. B. (1999). A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*(75), 13-30.

- Wingfield, J. C. (2013). The Ecology Of Stress: Ecological processes and the ecology of stress: the impacts of abiotic environmental factors. *Functional Ecology* (27) , 37–44.
- ZoBell, V. M., & Furnas, B. J. (2017). Impacts of land use and invasive species on native avifauna of Mo'orea, French Polynesia. *PeerJ*.

### **Agradecimientos**

Este proyecto de investigación fue realizado bajo el permiso de investigación científica N° PC-61-17 del Parque Nacional Galápagos (PNG). El estudio no hubiera sido posible sin el financiamiento del Galapagos Science Center (GSC) y el apoyo de la Universidad San Francisco de Quito (USFQ). Agradecemos PNG por su apoyo en campo y por permitirnos realizar esta investigación en la isla de San Cristóbal. También agradecemos al GSC por su apoyo logístico y el equipo prestado. Este trabajo no hubiese sido posible sin el apoyo de los miembros del Laboratorio de Biotecnología Vegetal y del Laboratorio de Zoología Terrestre de la USFQ en el trabajo de laboratorio, muestreo en campo, análisis de datos y escritura del documento. Agradezco especialmente a Izan Chalen, Mateo Dávila, Andrea Montero, Daniel Velarde y Teodoro Topa por su ayuda indispensable durante esta investigación.

## TABLAS

**Tabla #1.** Coordenadas de las doce zonas de muestreo (ZM), distribuidas en las cinco distintas áreas de diferente uso de suelo en donde se enfocó el estudio.

<b>Parte Alta Agrícola</b>	<b>ZM1</b>	-0° 53' 15,216", -89°32'21,87"
	<b>ZM2</b>	-0° 53' 21,66", -89°32'14,46"
<b>Parte Alta Nativa</b>	<b>ZM1</b>	-0° 52' 56,496", -89°32'34,296"
	<b>ZM2</b>	-0° 53' 19,392", -89°33'14,112"
<b>Parte Baja Turística (P.Carola)</b>	<b>ZM</b>	-0° 53' 30,624", -89°36'39,672"
<b>Parte Baja Turística (P.Lobería)</b>	<b>ZM</b>	-0° 55' 24,744", -89°36'52,164"
<b>Parte Baja Nativa (P.Ochoa)</b>	<b>ZM</b>	-0° 51' 51,12", -89°34'10,2"
<b>Parte Baja Urbana</b>	<b>ZM1</b>	-0° 53' 57,9732", -89°36'14,6448"
	<b>ZM2</b>	-0° 54' 21,312", -89°36'43,0668"
	<b>ZM3</b>	-0° 55' 29,8656", -89°36'44,65"

**Tabla# 2.** Media, Desviación estándar e Intervalos de confianza para medidas de Peso, Largo de Ala y Largo de Tarso de Pinzones de Tierra Pequeños analizados en las distintas áreas de muestreo en 2018.

<b>Peso</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	16,231	0,910	0,495	13
<b>Turística</b>	14,897	1,342	0,458	33
<b>Nativa/Baja</b>	14,920	1,269	0,530	22
<b>Agrícola</b>	14,635	2,653	1,061	24
<b>Nativa/Alta</b>	15,409	2,089	1,295	11
<b>Total</b>	15,218	1,803	0,348	103
<b>L.Ala</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	5,769	0,604	0,328	13
<b>Turística</b>	5,984	0,362	0,123	33
<b>Nativa/Baja</b>	5,941	0,320	0,134	22
<b>Agrícola</b>	6,328	0,352	0,141	24
<b>Nativa/Alta</b>	6,382	0,240	0,149	11
<b>Total</b>	6,081	0,427	0,082	103
<b>L.Tarso</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	1,957	0,415	0,226	13
<b>Turística</b>	2,084	0,224	0,076	33
<b>Nativa/Baja</b>	2,054	0,193	0,081	22
<b>Agrícola</b>	1,938	0,170	0,068	24
<b>Nativa/Alta</b>	1,955	0,068	0,042	11
<b>Total</b>	1,997	0,234	0,045	103

**Tabla # 3.** Valores z, p y p ajustados con el método de Holm, del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de Peso, Largo de Ala y Largo de Tarso de Pinzones de Tierra Pequeño entre áreas de muestreo en el año 2018. Las comparaciones con diferencias significativas se encuentran resaltadas.

Medida	Áreas comparadas	valor z	valor p	valor p ajustado
Peso	Agrícola - Nativa/Alta	-0,350	0,725	1,000
Peso	Agrícola - Nativa/Baja	0,156	0,875	0,875
Peso	Nativa/Alta - Nativa/Baja	0,470	0,637	1,000
Peso	Agrícola - Turística	-0,188	0,850	1,000
Peso	Nativa/Alta - Turística	0,221	0,824	1,000
Peso	Nativa/Baja - Turística	-0,350	0,725	1,000
<b>Peso</b>	<b>Agrícola - Urbana</b>	<b>-3,110</b>	<b>0,00186</b>	<b>0,0149</b>
Peso	Nativa/Alta - Urbana	-2,302	0,0212	0,149
<b>Peso</b>	<b>Nativa/Baja - Urbana</b>	<b>-3,193</b>	<b>0,00140</b>	<b>0,0140</b>
<b>Peso</b>	<b>Turística - Urbana</b>	<b>-3,117</b>	<b>0,00182</b>	<b>0,0164</b>
Largo Ala	Agrícola - Nativa/Alta	0,528	0,596	1,000
<b>Largo Ala</b>	<b>Agrícola - Nativa/Baja</b>	<b>3,651</b>	<b>0,00026</b>	<b>0,002</b>
<b>Largo Ala</b>	<b>Nativa/Alta - Nativa/Baja</b>	<b>3,440</b>	<b>0,00058</b>	<b>0,0052</b>
<b>Largo Ala</b>	<b>Agrícola - Turística</b>	<b>3,3760</b>	<b>0,00073</b>	<b>0,0058</b>
<b>Largo Ala</b>	<b>Nativa/Alta - Turística</b>	<b>3,154</b>	<b>0,0016</b>	<b>0,0080</b>
Largo Ala	Nativa/Baja - Turística	-0,6255	0,531	1,000
<b>Largo Ala</b>	<b>Agrícola - Urbana</b>	<b>3,240</b>	<b>0,0011</b>	<b>0,0083</b>
<b>Largo Ala</b>	<b>Nativa/Alta - Urbana</b>	<b>3,193</b>	<b>0,00140</b>	<b>0,0084</b>
Largo Ala	Nativa/Baja - Urbana	0,9135	0,108	0,913
Largo Ala	Turística - Urbana	0,647	0,5210	1,000
Largo Tarso	Agrícola - Nativa/Alta	0,712	0,369	1,000
Largo Tarso	Agrícola - Nativa/Baja	0,0727	-1,794	0,509
Largo Tarso	Nativa/Alta - Nativa/Baja	-1,798	0,0721	0,576
Largo Tarso	Agrícola - Turística	-2,121	0,0339	0,339
Largo Tarso	Nativa/Alta - Turística	-2,0203	0,0433	0,390
Largo Tarso	Nativa/Baja - Turística	-0,1427	0,8864	0,886
Largo Tarso	Agrícola - Urbana	-1,361	0,1732	0,866
Largo Tarso	Nativa/Alta - Urbana	-1,472	0,1407	0,844
Largo Tarso	Nativa/Baja - Urbana	0,173	0,862	1,000
Largo Tarso	Turística - Urbana	0,305	0,760	1,000

**Tabla # 4.**Media, Desviación estándar e Intervalos de confianza para medidas de Largo de Pico, Ancho de Pico y Profundidad de Pico de Pinzones de Tierra Pequeños analizados en las distintas áreas de muestreo en 2018.

<b>L.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
Urbana	0,889	0,106	0,058	13
Turística	0,849	0,085	0,029	33
Nativa/Baja	0,861	0,074	0,031	22
Agrícola	0,893	0,081	0,032	24
Nativa/Alta	0,922	0,116	0,072	11
Total	0,883	0,090	0,017	103
<b>A.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
Urbana	0,508	0,065	0,036	13
Turística	0,473	0,078	0,027	33
Nativa/Baja	0,567	0,075	0,031	22
Agrícola	0,515	0,091	0,036	24
Nativa/Alta	0,531	0,103	0,064	11
Total	0,519	0,087	0,017	103
<b>P.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estandar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
Urbana	0,666	0,055	0,030	13
Turística	0,670	0,036	0,012	33
Nativa/Baja	0,705	0,042	0,017	22
Agrícola	0,682	0,078	0,031	24
Nativa/Alta	0,721	0,108	0,067	11
Total	0,689	0,063	0,012	103

**Tabla #5.** Valores z, p y p ajustados con el método de Holm, del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de medidas de pico de Pinzones de Tierra Pequeño entre áreas de muestreo en el año 2018. Las comparaciones con diferencias significativas se encuentran resaltadas

<b>Medida</b>	<b>Áreas comparadas</b>	<b>valor z</b>	<b>valor p</b>	<b>valor p ajustado</b>
Largo Pico	Agrícola - Nativa/Alta	-0,299	0,764	0,764
Largo Pico	Agrícola - Nativa/Baja	1,11227	0,266	1,000
Largo Pico	Nativa/Alta - Nativa/Baja	1,184	0,236	1,000
Largo Pico	Agrícola - Turística	2,028	0,0425	0,425
Largo Pico	Nativa/Alta - Turística	1,876	0,060	0,545
Largo Pico	Nativa/Baja - Turística	0,783	0,433	1,000
Largo Pico	Agrícola - Urbana	0,4998	0,617	1,000
Largo Pico	Nativa/Alta - Urbana	0,686	0,492	1,000
Largo Pico	Nativa/Baja - Urbana	-0,446	0,655	1,000
Largo Pico	Turística - Urbana	-1,1359	0,255	1,000
Ancho Pico	Agrícola - Nativa/Alta	-0,766	0,443	1,000
<b>Ancho Pico</b>	<b>Agrícola - Nativa/Baja</b>	<b>-2,964</b>	<b>0,0030</b>	<b>0,0273</b>
Ancho Pico	Nativa/Alta - Nativa/Baja	-1,612	0,106	0,747
Ancho Pico	Agrícola - Turística	0,658	0,510	1,000
Ancho Pico	Nativa/Alta - Turística	1,309	0,190	1,00
<b>Ancho Pico</b>	<b>Nativa/Baja - Turística</b>	<b>3,820</b>	<b>0,00013</b>	<b>0,0013</b>
Ancho Pico	Agrícola - Urbana	-0,151	0,879	0,879
Ancho Pico	Nativa/Alta - Urbana	0,554	0,579	1,00
Ancho Pico	Nativa/Baja - Urbana	2,352	0,018	0,149
Ancho Pico	Turística - Urbana	-0,698	0,484	1,000
Profundidad Pico	Agrícola - Nativa/Alta	-1	0,295	1,000
Profundidad Pico	Agrícola - Nativa/Baja	-1,913	0,055	0,445
Profundidad Pico	Nativa/Alta - Nativa/Baja	-0,498	0,618	1,000
Profundidad Pico	Agrícola - Turística	0,968	0,332	1,000
Profundidad Pico	Nativa/Alta - Turística	1,839	0,065	0,460
<b>Profundidad Pico</b>	<b>Nativa/Baja - Turística</b>	<b>2,995</b>	<b>0,00273</b>	<b>0,0273</b>
Profundidad Pico	Agrícola - Urbana	0,946	0,343	1,000
Profundidad Pico	Nativa/Alta - Urbana	1,725	0,084	0,506
Profundidad Pico	Nativa/Baja - Urbana	2,546	0,010	0,0978
Profundidad Pico	Turística - Urbana	0,202	0,839	0,839

**Tabla #6.**Media, Desviación estándar e Intervalos de confianza para medidas morfológicas de Pinzones de Tierra Pequeños analizados en las distintas áreas de muestreo en 2019.

<b>Peso</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	18,458	5,852	±3,311	12
<b>Turística</b>	17,750	1,927	±1,335	8
<b>Nativa/Baja</b>	14,325	1,208	±0,749	10
<b>Total</b>	16,844	4,223	±1,511	30
<b>L.Ala</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	6,050	0,549	±0,310	12
<b>Turística</b>	6,038	0,374	±0,259	8
<b>Nativa/Baja</b>	6,255	0,222	±0,137	10
<b>Total</b>	6,114	0,416	±0,149	30
<b>L.Tarso</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	1,900	0,329	±0,186	12
<b>Turística</b>	2,030	0,307	±0,213	8
<b>Nativa/Baja</b>	2,105	0,090	±0,056	10
<b>Total</b>	2,012	0,273	±0,098	30
<b>L.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	0,880	0,066	±0,038	12
<b>Turística</b>	0,881	0,084	±0,058	8
<b>Nativa/Baja</b>	0,871	0,075	±0,046	10
<b>Total</b>	0,877	0,072	±0,026	30
<b>A.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	0,558	0,154	±0,087	12
<b>Turística</b>	0,513	0,066	±0,045	8
<b>Nativa/Baja</b>	0,471	0,034	±0,021	10
<b>Total</b>	0,514	0,109	±0,039	30
<b>P.Pico</b>				
<b>Área</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>	<b>N</b>
<b>Urbana</b>	0,733	0,178	±0,101	12
<b>Turística</b>	0,660	0,057	±0,039	8
<b>Nativa/Baja</b>	0,683	0,050	±0,031	10
<b>Total</b>	0,692	0,121	±0,043	30

**Tabla #7.** Valores z, p y p ajustados con el método de Holm, del test de Dunn realizado para comparaciones morfométricas de Pinzones de Tierra Pequeño entre áreas de muestreo en el año 2019. Las comparaciones con diferencias significativas se encuentran resaltadas. Para las comparaciones de medidas de largo de pico el valor p y el p ajustado corresponden a resultados de un test de Tukey entre áreas.

<b>Medida</b>	<b>Áreas comparadas</b>	<b>valor z</b>	<b>valor p</b>	<b>valor p ajustado</b>
<b>Peso</b>	<b>Nativa/Baja-Turística</b>	<b>- 2,68809770</b>	<b>0,00718604</b>	<b>0,02155811</b>
Peso	Nativa/Baja-Urbana	-2,0074738	0,04469924	0,08939848
Peso	Turística-Urbana	0,9103758	0,36262437	0,36262437
Largo Ala	Nativa/Baja-Turística	1,5046807	0,1324062	0,2648124
Largo Ala	Nativa/Baja-Urbana	2,3028942	0,0212848	0,0638544
Largo Ala	Turística-Urbana	0,5965962	0,550777	0,550777
Largo Tarso	Nativa/Baja-Turística	1,9760980	0,04814368	0,09628736
Largo Tarso	Nativa/Baja-Urbana	2,0233216	0,04304	0,12912
Largo Tarso	Turística-Urbana	-0,1555774	0,87636616	0,87636616
Ancho Pico	Nativa/Baja-Turística	-1,2931582	0,19595636	0,3919127
Ancho Pico	Nativa/Baja-Urbana	-1,9631801	0,04962525	0,1488757
Ancho Pico	Turística-Urbana	-0,4977368	0,61866956	0,6186696
Profundidad Pico	Nativa/Baja-Turística	0,7906152	0,4291686	1,00000000
Profundidad Pico	Nativa/Baja-Urbana	0,6104493	0,5415642	1,00000000
Profundidad Pico	Turística-Urbana	-0,2489792	0,8033769	0,8033769
<b>Medida</b>	<b>Áreas comparadas</b>	<b>-</b>	<b>valor p</b>	<b>valor p ajustado</b>
Largo Pico	Nativa/Baja-Turística	-	0,09760188	0,951535

**Tabla #8.** Media, Desviación Estándar e Intervalo de Confianza de concentraciones de corticosterona obtenidas a partir de plumas de pinzones capturados en las distintas áreas de muestreo en 2018 y 2019.

<b>Área</b>	<b>Año</b>	<b>Media</b>	<b>D.estándar</b>	<b>I.confianza</b>
<b>Urbana</b>	2018	17,598	6,841	±4,240
<b>Turística</b>	2018	18,131	4,054	±2,513
<b>Nativa/Baja</b>	2018	12,414	3,576	±2,217
<b>Agrícola</b>	2018	11,236	1,895	±1,174
<b>Nativa/Alta</b>	2018	8,544	2,258	±1,399
<b>Total</b>	2018	13,585	5,446	±1,509
<b>Urbana</b>	2019	6,196	1,286	±0,891
<b>Turística</b>	2019	5,527	0,896	±0,586
<b>Nativa/Baja</b>	2019	3,673	1,385	±1,026
<b>Total</b>	2019	5,132	1,543	±0,617

**Tabla #9.** Valores upr y p ajustados de las comparaciones por Test de Tukey entre concentraciones de corticosterona por área de muestreo en los años 2018 y 2019. Los valores significativos se encuentran resaltados.

Áreas	Año	upr	p.adj
Nativa/Alta-Agrícola	2018	2,54	0,592
Nativa/Baja-Agrícola	2018	6,41	0,968
<b>Turística-Agrícola</b>	<b>2018</b>	<b>12,13</b>	<b>0,0044</b>
<b>Urbana-Agrícola</b>	<b>2018</b>	<b>11,93</b>	<b>0,01010</b>
Nativa/Baja-Nativa/Alta	2018	9,10	0,237
<b>Turística-Nativa/Alta</b>	<b>2018</b>	<b>14,82</b>	<b>0,000044</b>
<b>Urbana-Nativa/Alta</b>	<b>2018</b>	<b>14,28</b>	<b>0,000114</b>
<b>Turística-Nativa/Baja</b>	<b>2018</b>	<b>10,95</b>	<b>0,025889</b>
<b>Urbana-Nativa/Baja</b>	<b>2018</b>	<b>10,41</b>	<b>0,053165</b>
Urbana-Turística	2018	4,70	0,998406
<b>Turística-Nativa/Baja</b>	<b>2019</b>	<b>3,36</b>	<b>0,0142</b>
<b>Urbana-Nativa/Baja</b>	<b>2019</b>	<b>4,07</b>	<b>0,0013</b>
Urbana-Turística	2019	2,12	0,488

**Tabla #10.** Número de aves capturadas por especie en las distintas zonas de muestreo en el año 2018. Los asteriscos representan el número de individuos que presentaron pústulas de pox por especie en cada zona.

	<b>Pt.Baquerizo</b>	<b>P.Carola</b>	<b>P.Loberia</b>	<b>P.Ochoa</b>	<b>Agrícola</b>	<b>Nativa/Alta</b>	<b>Total por especie</b>
<i>Certhidea fusca</i>	0	0	0	0	2	6	8
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	0	0	0	0	0	1	1
<i>Geospiza fortis</i>	4	11*	2	22	23	4	66
<i>Geospiza fuliginosa</i>	24*	18	40**	69***	43	12	206
<i>Geospiza pallida</i>	0	0	0	0	3	1	4
<i>Geospiza parvula</i>	2	4*	5**	13*	4	6	34
<i>Mimus melanotis</i>	1*	0	0	0	1	2	4

**Tabla #11.** Resultado de Chi cuadrado ( $X^2$ ), grados de libertad (df) y valor de significancia estadística p para las comparaciones pareadas de proporciones de especies capturadas entre las 6 zonas de muestreo de 2018. Los resultados significativos se encuentran resaltados.

	<b>X<sup>2</sup></b>	<b>df</b>	<b>valor p</b>
<b>Zonas comparadas</b>			
Pt.Baquerizo vs P.Carola	9,1599	5	0,1029
<b>Pt.Baquerizo vs P.Loberia</b>	<b>19,841</b>	<b>5</b>	<b>0,001338</b>
<b>Pt.Baquerizo vs P.Ochoa</b>	<b>35,351</b>	<b>5</b>	<b>1,281e(-6)</b>
Pt.Baquerizo vs Agrícola	13,507	7	0,06067
<b>Pt.Baquerizo vs Natural/Alta</b>	<b>18,148</b>	<b>8</b>	<b>0,02014</b>
<b>P.Carola vs P.Loberia</b>	<b>20,1519</b>	<b>4</b>	<b>0,0004646</b>
<b>P.Carola vs P.Ochoa</b>	<b>15,893</b>	<b>4</b>	<b>0,003167</b>
P.Carola vs Agrícola	7,597	7	0,3697
<b>P.Carola vs Natural/Alta</b>	<b>15,396</b>	<b>8</b>	<b>0,05189</b>
P.Loberia vs P. Ochoa	8,1114	4	0,08758
<b>P.Loberia vs Agrícola</b>	<b>23,362</b>	<b>7</b>	<b>0,001474</b>
<b>P.Loberia vs Natural/Alta</b>	<b>34,326</b>	<b>8</b>	<b>3,545e(-5)</b>
<b>P.Ochoa vs Agrícola</b>	<b>22,653</b>	<b>7</b>	<b>0,001958</b>
<b>P.Ochoa vs Natural /Alta</b>	<b>53,164</b>	<b>8</b>	<b>1,003e(-8)</b>
<b>Agrícola vs Nativa/Alta</b>	<b>27,462</b>	<b>8</b>	<b>0,000588</b>

**Tabla #12 .**Valores p significativos de especies con proporciones de captura significativamente diferentes en cada zona de muestreo de 2018

	<b>Pt.Baquerizo</b>	<b>P.Carola</b>	<b>P.Loberia</b>	<b>P.Ochoa</b>	<b>Agrícola</b>	<b>Nativa/Alta</b>
<i>Certhidea fusca</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	<b>p= 0,000001</b>
<i>Coccyzus melacoryphus</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05
<i>Geospiza fortis</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05
<i>Geospiza fuliginosa</i>	p>0,05	p>0,05	<b>p=0,00128</b>	p>0,05	p>0,05	<b>p=0,0066</b>
<i>Geospiza pallida</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05
<i>Geospiza parvula</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,06
<i>Mimus melanotis</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,07
<i>Myiarchus magnirostris</i>	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	p>0,05	<b>p=0,0552</b>
<i>Setophaga petechia</i>	<b>p=0,00063</b>	p>0,05	p>0,05	<b>p=0,0107</b>	p>0,05	p>0,05

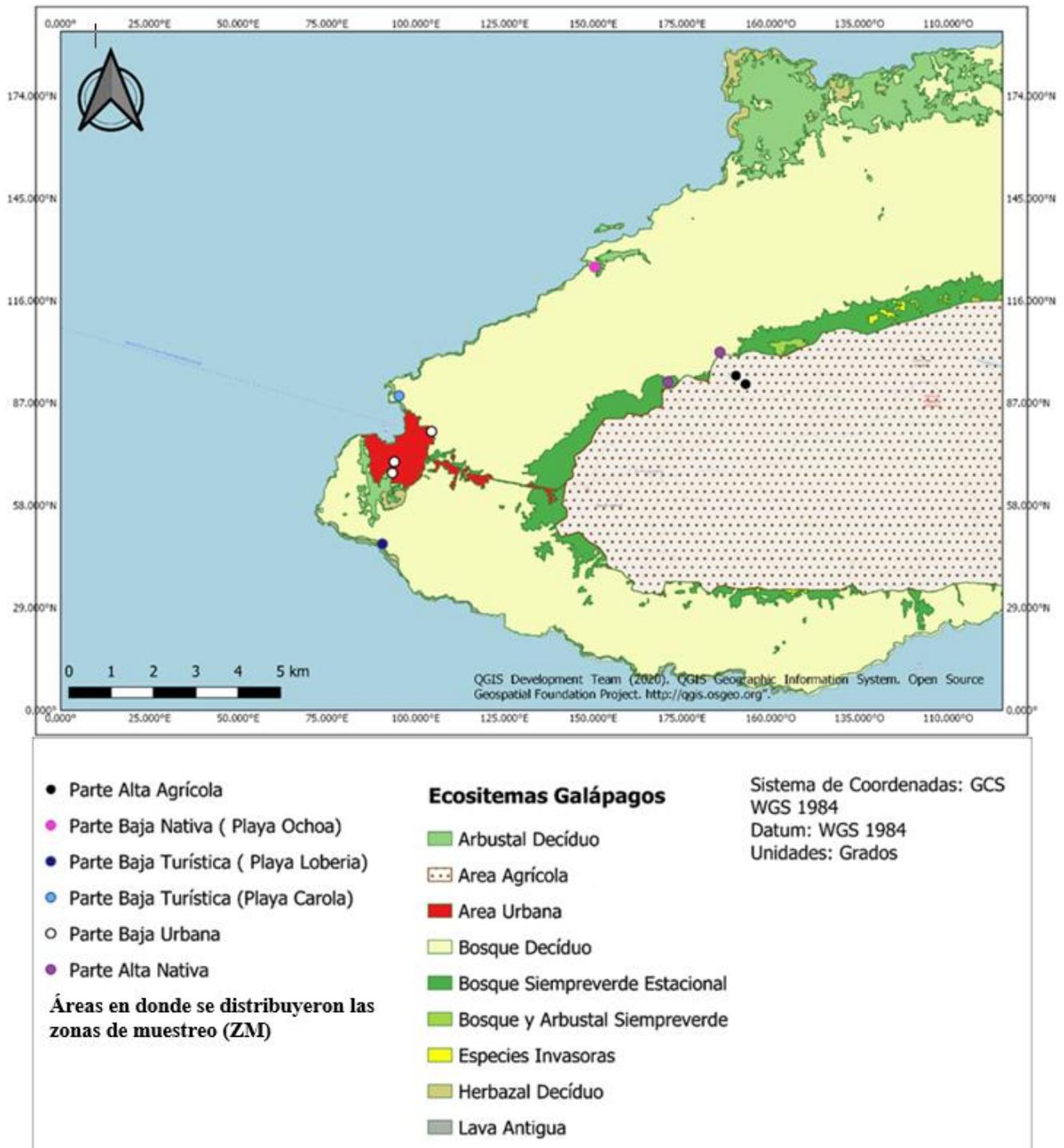
**Tabla# 13.** Número de aves capturadas por especie en las distintas zonas de muestreo en el año 2019. Los asteriscos representan el número de individuos que presentaron pústulas de pox por especie en cada zona

	<b>Pt.Baquerizo</b>	<b>P.Carola</b>	<b>P.Loberia</b>	<b>P.Ochoa</b>	<b>Agrícola</b>	<b>Nativa/Alta</b>	<b>Total por especie</b>
<i>Certhidea fusca</i>	0	0	0	0	1	4	5
<i>Geospiza fortis</i>	2	0	3*	2	0	4	11
<i>Geospiza fuliginosa</i>	17***	4	10**	12	2	2	47
<i>Geospiza parvula</i>	6*	4	4	4	0	0	18
<i>Mimus melanotis</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Myiarchus magnirostris</i>	5	5	0	1	0	1	12
<i>Platypiza crassirostris</i>	0	0	0		1	0	1
<i>Setophaga petechia</i>	16*	9	4	5	11	13	58
<b>Total por zona</b>	<b>46</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>24</b>	<b>15</b>	<b>24</b>	<b>153</b>

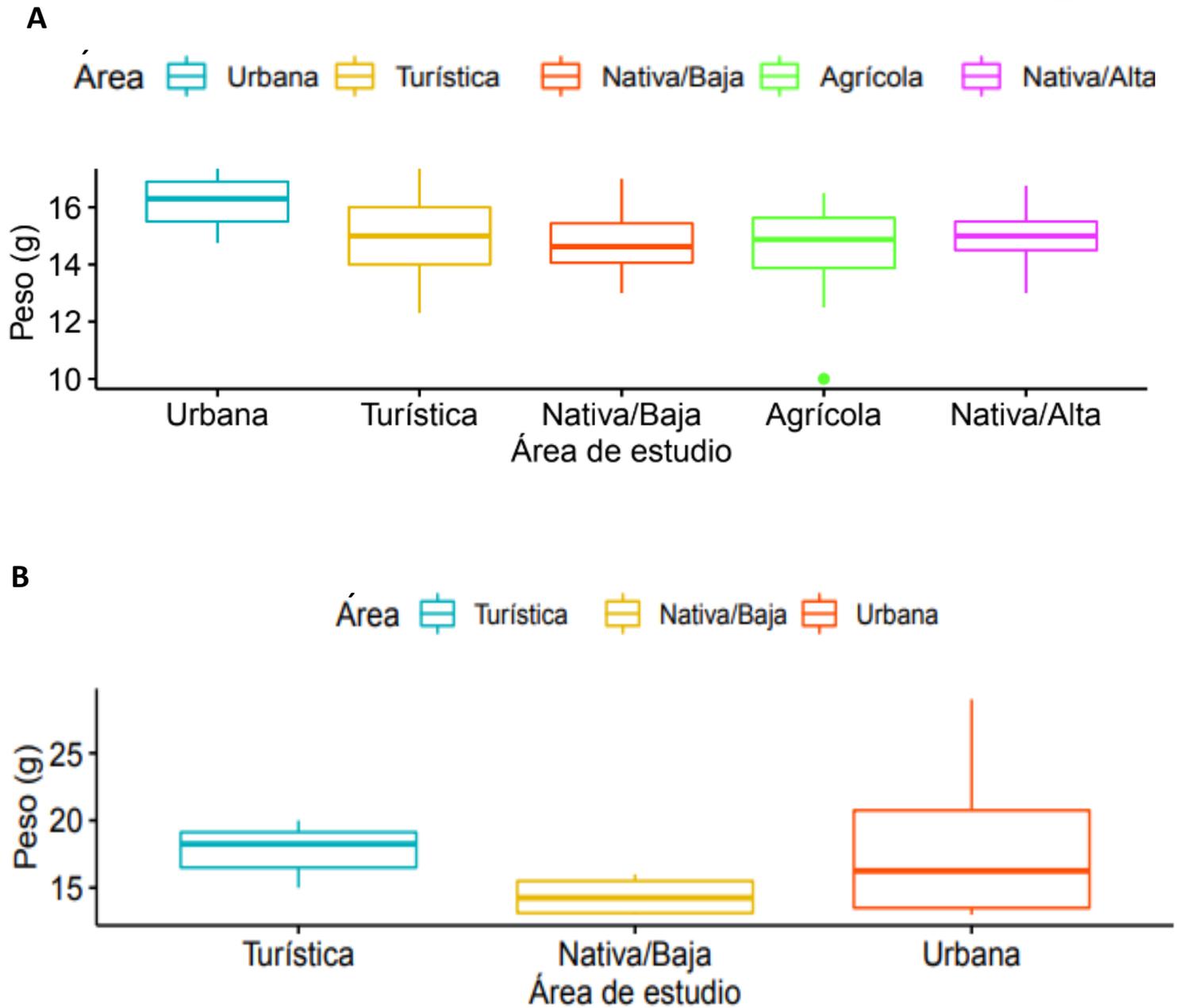
**Tabla# 14.** Resultado de Chi cuadrado ( $X^2$ ), grados de libertad (df) y valor de significancia estadística p para las comparaciones pareadas de proporciones de especies capturadas entre las 6 zonas de muestreo de 2019. Los resultados significativos se encuentran resaltados.

	<b>X(2)</b>	<b>df</b>	<b>valor p</b>
<b>Zonas comparadas</b>			
Pt.Baquerizo vs P.Carola	6,4586	5	0,2641
Pt.Baquerizo vs P.Loberia	6,1415	4	0,1888
Pt.Baquerizo vs P.Ochoa	3,0806	4	0,5444
<b>Pt.Baquerizo vs Agrícola</b>	<b>16,197</b>	<b>6</b>	<b>0,01273</b>
<b>Pt.Baquerizo vs Natural/Alta</b>	<b>20,607</b>	<b>5</b>	<b>0,0009609</b>
<b>P.Carola vs P.Loberia</b>	<b>13,431</b>	<b>5</b>	<b>0,01966</b>
<b>P.Carola vs P.Ochoa</b>	<b>10,793</b>	<b>5</b>	<b>0,05564</b>
<b>P.Carola vs Agrícola</b>	<b>11,701</b>	<b>6</b>	<b>0,06898</b>
<b>P.Carola vs Natural/Alta</b>	<b>17,047</b>	<b>6</b>	<b>0,009112</b>
P.Loberia vs P. Ochoa	1,2978	4	0,8616
<b>P.Loberia vs Agrícola</b>	<b>17,074</b>	<b>5</b>	<b>0,004361</b>
P.Loberia vs Natural/Alta	<b>19,126</b>	<b>5</b>	<b>0,001821</b>
<b>P.Ochoa vs Agrícola</b>	<b>17,234</b>	<b>6</b>	<b>0,008462</b>
P.Ochoa vs Natural /Alta	<b>19,365</b>	<b>5</b>	<b>0,00164</b>
Agrícola vs Nativa/Alta	6,221	5	0,2853

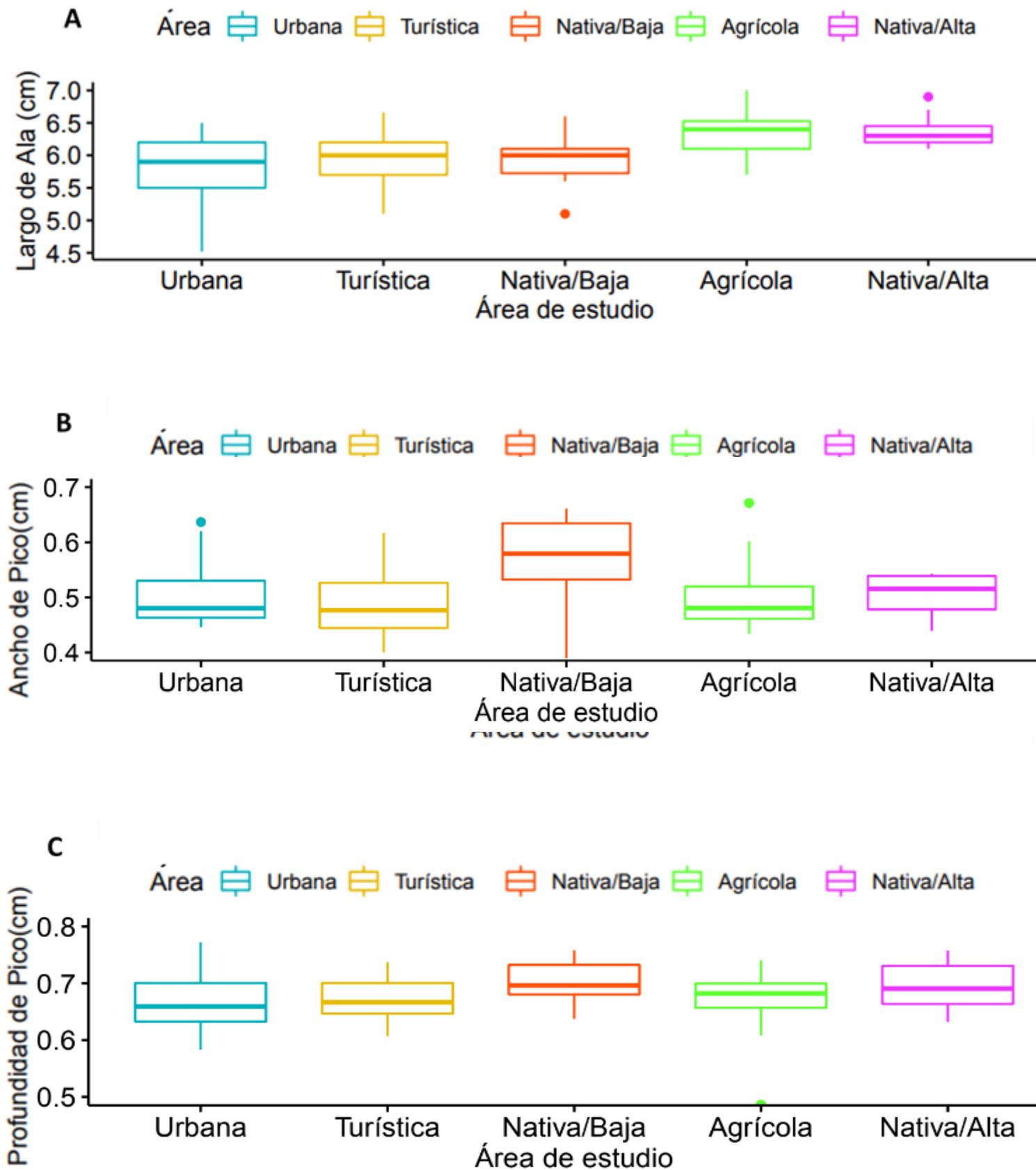
## Figuras



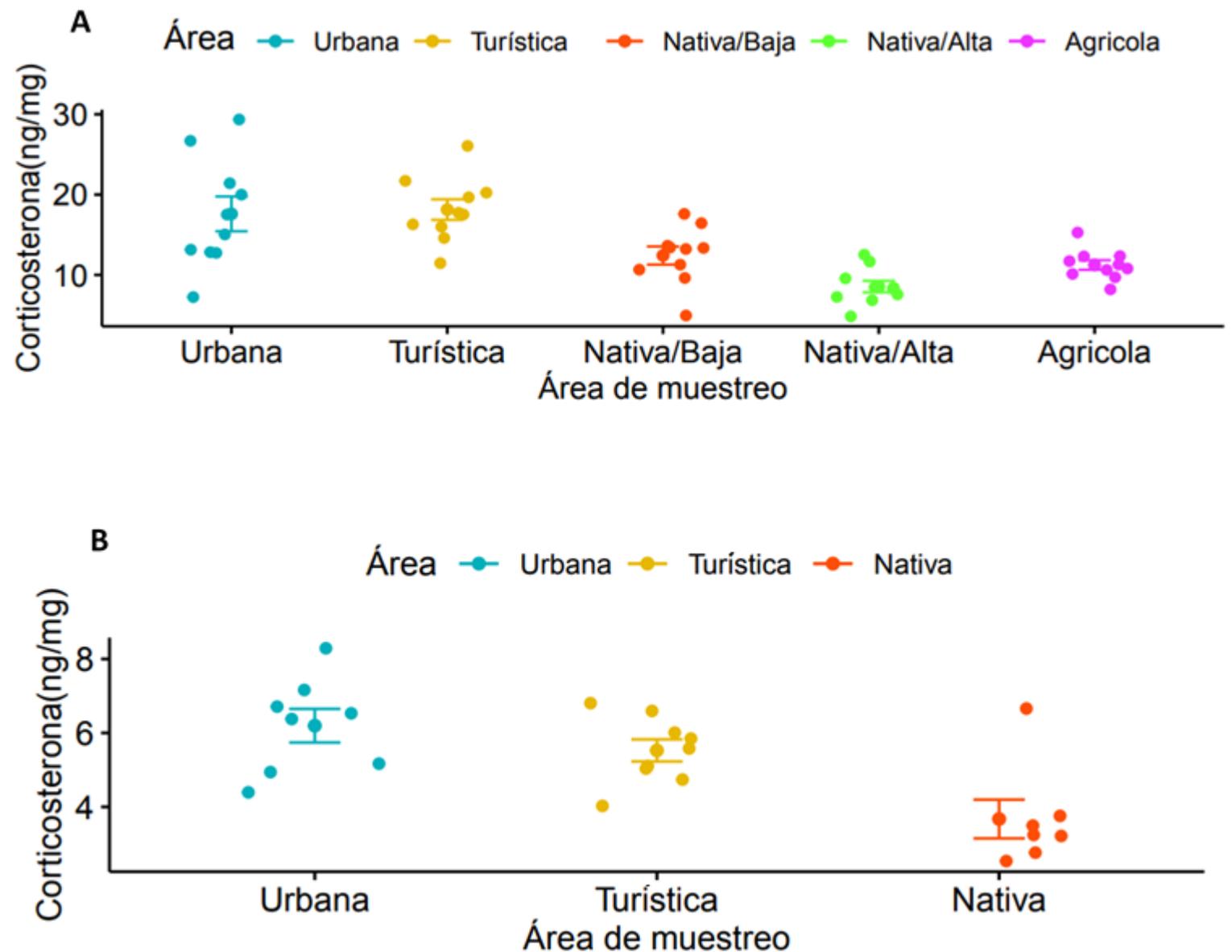
**Figura#1.** Mapa de la vegetación de San Cristóbal obtenido de Rivas-Torres, et al, (2018).  
Los puntos de muestreo del estudio están especificados dentro del mapa



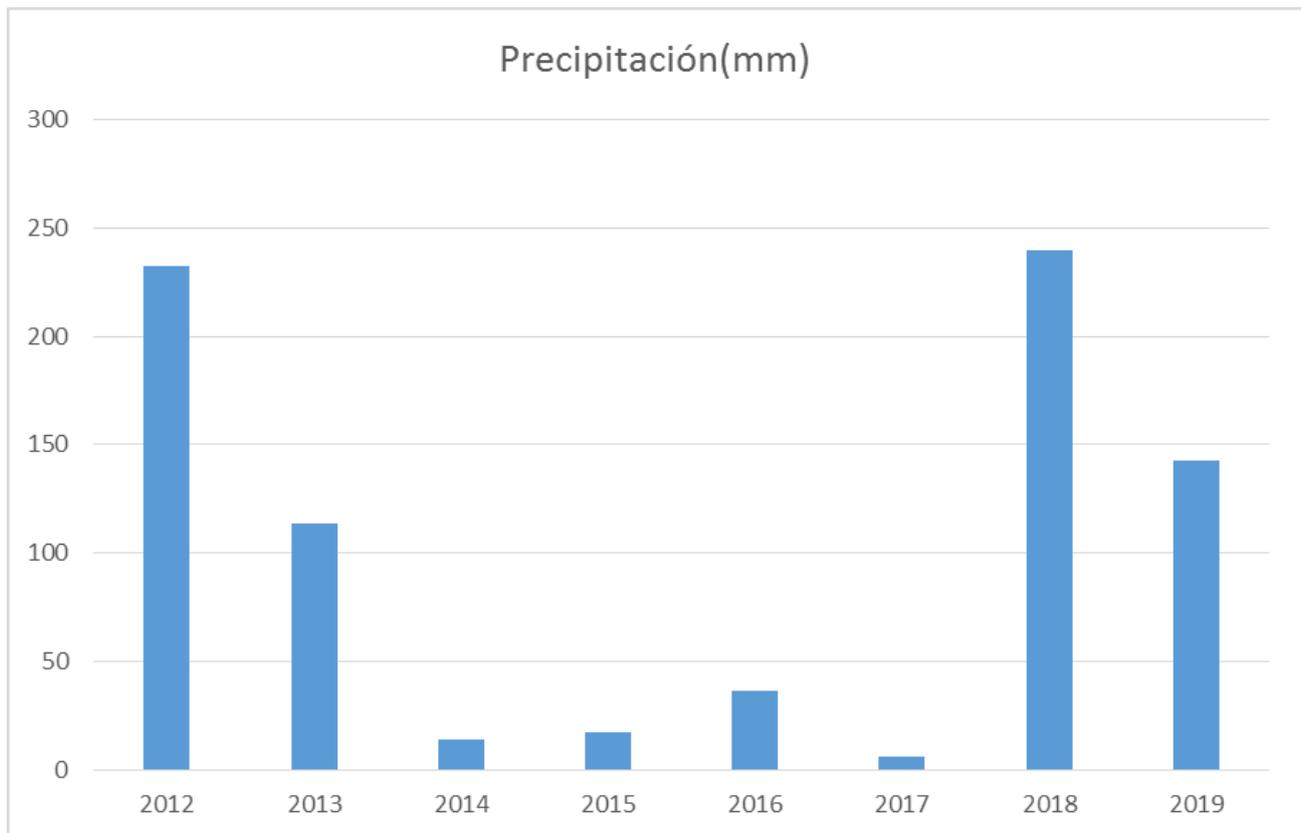
**Figura #1. A)** Diagramas de caja de peso de los pinzones capturados en las distintas áreas de muestreo de 2018. Los pesos más altos se reportaron en la zona urbana. **B)** Diagramas de caja de peso de los pinzones capturados en las distintas áreas de muestreo de 2019. Los pesos más altos se reportaron en el área urbana y turística.



**Figura #2.** Gráfico de medidas morfométricas con diferencias significativas durante el muestreo de 2018. **A)** Diagramas de caja de para el largo de ala medido en los individuos de las distintas áreas de muestreo. Las medidas más grandes fueron de las aves capturadas en la zona alta de la isla. **B)** Diagramas de caja de para el ancho de pico medido en los individuos de las distintas áreas de muestreo. Las medidas más altas fueron tomadas en el área nativa baja. **C)** Diagramas de caja de para la profundidad de pico medido en los individuos de las distintas áreas de muestreo. Las medidas más altas fueron tomadas en el área nativa baja



**Figura# 3.** Aproximaciones de concentración de corticosterona (ng de corticosterona/ mg de pluma) extraídas de plumas de cola de Pinzones de Tierra Pequeño en las distintas áreas de muestreo con la media de concentración de cada área. **A)** Concentraciones de corticosterona obtenidas de plumas de individuos de 2018. Los individuos de la zona urbana y turística fueron las que tuvieron una mayor media de concentración. **B)** Concentraciones de corticosterona obtenidas de plumas de individuos de 2019. Los individuos de la zona urbana y turística fueron las que tuvieron una mayor media de concentración. Las concentraciones hormonales de las aves de 2018 fueron significativamente mayores a las obtenidas en 2019 para las mismas áreas.



**Figura# 5.** Precipitación de lluvia (mm) para el mes de febrero registradas en San Cristóbal desde el 2012 hasta el 2019. Datos obtenidos de: (INAMHI, 2012) (INAMHI, 2013) (INAMHI, 2014) (INAMHI, 2015) (INAMHI, 2016) (INAMHI, 2017) (INAMHI, 2018) (INAMHI, 2019).



**Figura #6.** Pústulas características de Pox en un Pinzón de Darwin de San Cristóbal.