



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Programa de Magíster en Ciencias mención Zoología

Efectos del grado de urbanización sobre la comunidad de aves en la ciudad de Concepción, VIII Región, Chile

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias mención Zoología

RICARDO ANTONIO SOTO SARAVIA
CONCEPCIÓN-CHILE
2014

Profesor Guía: Dra. Margarita Ester Marchant San Martín
Departamento de Zoología Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción

Esta Tesis ha sido desarrollada en el Departamento de Zoología de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas.

Profesor Guía

Dra. Margarita Marchant San Martín

Ha sido aprobada por la siguiente comisión



Dr. Aníbal Pauchard Cortés

Dr. Andrés Angulo Ormeño

Director de Programa

Dra. Lucila Moreno Salas

Directora de Departamento

Dra. Margarita Marchant San Martín



*Dedicada a mi Familia y mi Hijo
Ricardo*

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todas aquellas personas que directa o indirectamente hicieron posible la realización de esta Tesis

Agradezco al profesor Víctor Hugo Ruiz por permitirme desarrollar esta investigación en el Laboratorio de Cordados, por su tiempo, apoyo y sobre todo por confiar en mi capacidad y por su constante estímulo para seguir adelante.

A la Dra. Margarita Marchant, quien accedió con mucho entusiasmo a ser mi profesor Tutor dedicando parte de su tiempo y conocimiento para apoyar el término de esta investigación.

Al Dr. Alfonso Benítez Mora por su tiempo, paciencia, y por las largas discusiones científicas, cuyos valiosos y acertados comentarios y aportes en el diseño experimental contribuyeron fundamentalmente al desarrollo de esta tesis.

Al señor Emmanuel Vega Román por su amistad, estímulo y por las interesantes discusiones de carácter científico que llevaron a repensar algunas ideas.

Al señor Ernesto Toledo Lobos, quien al no tener la obligación de instruirme, dedico su tiempo a colaborar en la identificación de campo y determinación de algunas especies de aves, brindándome su apoyo y entusiasmo.

A mi familia, la cual me ha apoyado en todo momento, incentivando para seguir adelante en este camino.

A mi hijo Ricardo, quien es el mayor estímulo para entregar lo mejor de mí.

ÍNDICE

Índice de Tablas.....	I
Índice de Figuras	II
Resumen.....	4
Introducción.....	6
Hipótesis.....	10
Hipótesis 1.....	10
Hipótesis 2.....	10
Hipótesis 3.....	10
Objetivo General.....	11
Objetivos específicos.....	11
Materiales y Métodos.....	12
Área de Estudio.....	12
Diseño de Muestreo y observaciones.....	13
Registro de la avifauna.....	13
Grado de Urbanización.....	14
Eficiencia de muestreo.....	14
Análisis de los datos.....	14
Resultados.....	16
Grado de Urbanización.....	16
Esfuerzo de muestreo.....	17
Composición de la avifauna.....	17
Efecto del grado de urbanización sobre la avifauna.....	20
Estructura de la Avifauna.....	22
Discusión y Conclusiones.....	25
Bibliografía.....	32

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I. Listado de especies de aves con su taxonomía, nombre común, gremio, origen, estado de conservación, Promedio (Prom.) y Abundancia relativa (Abund. Relat.). H: Herbívoro; O: Omnívoro; G: Granívoro; I: Insectívoro; IG: Insectívoro Granívoro; C: Carnívoro Int: Introducido; Nat: Nativo; Cos: Cosmopolita; End: Endémico; Categoría UICN: LC: Preocupación menor; EN: En peligro; VU: VulnerableI

Tabla II. Correlaciones entre el Índice de Squeo y cada parámetro ecológico evaluado para las Transectas. N: Abundancia; S: Riqueza; H': Diversidad; J': Equidad; D': Dominancia; G: Gremio.....II

Tabla III. Correlaciones entre el Índice de Squeo y el origen de las aves para cada una de las Transectas .C: Cosmopolita; E: Endémico; I: Introducido; N: Nativo.....II



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Vista general de la distribución de las transectas en los tres sectores observados. A) Concepción B) Nonguén C) Humedal Rocuant.....	III
Figura 2. Disposición de las Transectas del Sector Concepción. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3.....	IV
Figura 3. Transectas Correspondientes al Sector Nonguén y Humedal Rocuant: A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. D) Transecta 7 (Humedal Rocuant).....	V
Figura 4. Índice de Squeo a través de un gradiente urbano que parte desde el centro de la matriz urbana en el punto 0 m, hasta los límites de cada transecta. A) Sector Concepción. B) Sector Nonguén y Humedal Rocuant.	VI
Figura 5. Curva de acumulación de especies para las aves observadas en Concepción según las transectas, calculadas con EstimateS Versión 9. (Colwell, 2013). Cada unidad de muestreo es una observación dentro de 4 minutos. Línea discontinua: curva aleatorizada. Línea continua: función de Clench ajustada a cada curva aleatorizada. Línea Punteada: Asíntota estimada. A). Transectas 1 (R= 0,61683; m=0.0029; y=31,70), 2 (R= 0,51683; m= 0,001; y=26,12) y 3 (R= 0,44347; m= 0,001; y=26,05). B) Transectas 4 (R=0,99459; m= 0.012; y=20,0), 5 (R=0 ,97440; m= 0,002; y=17,33), 6 (R= 0 ,99805; m= 0,008; y=19,63) y 7 (R= 0,93848; m= 0,006; y=18,66).....	VII
Figura 6. Parámetros ecológicos determinados para el Sector Concepción a través de un gradiente urbano. A) Riqueza (S). B) Abundancia (N). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D).....	VIII
Figura 7. Parámetros ecológicos determinados para el Sector Nonguén y Humedal Rocuant a través de un gradiente urbano. A) Riqueza (S). B) Abundancia (N). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D).....	IX
Figura 8. Gráficos de caja de la prueba de Kruskal-Wallis sólo con diferencias significativas. A) Equidad (J') para las Transectas 1, 2 y 3. B) Abundancia (N), C) Equidad (J') y D) Dominancia (D).....	X
Figura 9. Gráficos de caja de la prueba de Kruskal-Wallis para: A) Abundancia (N). B) Riqueza (S). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D') y F) Índice de Squeo. Para los sectores de cada transecta.....	XI
Figura 10. Gremios de aves a través del gradiente urbano. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3.....	XII
Figura 11. Gremios de aves a través del gradiente urbano. A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. D) Transecta 7.	XIII
Figura 12: Dendrogramas de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (Columna derecha) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF (p<0.05).....	XIV

Figura 13: Dendrogramas de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (Columna izquierda) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional (columna derecha) basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).....XV

Figura 14: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (arriba) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional (abajo) basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de la Transecta 7. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).....XVI

Figura 15: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación entre las transectas 1, 2 y 3. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$)..... XVII

Figura 16: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación entre las transectas 4, 5 y 6. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).....XVIII

Figura 17: Dendrogramas de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación a través de todas las transectas observadas. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).....XIX

Figura 18: Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A. Transectas 1, 2 y 3. B. Transectas 4, 5 y 6. C. Todas las transectas. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).....XX

RESUMEN

Los ecosistemas urbanos son considerados los sitios más importantes para millones de personas. Sin embargo, son una de las principales fuentes de pérdida de diversidad biológica. Los efectos sobre la comunidad de aves van desde la disminución de la riqueza y diversidad, hasta el aumento de la abundancia, especies invasoras y depredación de aquellas que dependen de la vegetación para sus ciclos naturales. Uno de los métodos que mejor vislumbran los efectos de la urbanización sobre la biota es el Gradiente Urbano, el cual proporciona una herramienta útil a escala local, que permitiría a los planificadores tener un papel decisivo en la conservación y sobre todo en mantener y minimizar el impacto sobre la biodiversidad. En el presente trabajo se evaluó el efecto del grado de la urbanización sobre las comunidades de aves en la comuna de Concepción. Se dispusieron siete transectas en 3 sectores de la ciudad de Concepción sobre las cuales se determinó el Índice de Squeo como grado de urbanización y correlacionados con los parámetros ecológicos, el gremio y el origen de las aves, datos provenientes de las observaciones realizadas entre los meses de enero y marzo de 2014. El esfuerzo de muestreo fue determinado mediante el índice de rarefacción de Coleman y ajuste de Clench. La estructura comunitaria se estableció mediante dendrograma con prueba SIMPROF y nMDS. El grado de urbanización estandarizado por el Índice de Squeo mostró evidencia una disminución de la cobertura urbana desde el centro de la matriz hacia la periferia de la misma, formando un gradiente urbano. Las curvas de acumulación de especies evidenciaron una fiabilidad de las observaciones para todas las transectas censadas. Se contabilizaron un promedio de 2.822 individuos, incluidos en siete órdenes, diecinueve familias y treinta y cinco especies, siendo el más representativo el Orden Passeriformes junto con su familia y su única especie; mientras que la menor representación fue para los Anseriformes y Anátidae, mientras que la especie con menor número de registros fue *Lessonia rufa*. Los parámetros ecológicos obtenidos de Riqueza, Abundancia, Diversidad y Equidad, entregaron resultados que evidencian un ascensos en sus magnitudes a medida que disminuye el grado de urbanización, mientras que la Dominancia se incrementó. El efecto de la urbanización sobre la comunidad de ave dependió de cada parámetro ecológico evaluado

para cada transecta, donde se determinó que existe una relación lineal negativa entre el índice de Squeo y la Riqueza, Abundancia y Diversidad para la mayor parte de las transectas a excepción de ciertos casos puntuales como la Equidad. La Transecta 7 no se ve influenciada por el efecto urbano. Así mismo, las especies cuyo origen es Endémico y Nativo y la diversidad de gremios poseyeron una relación lineal negativa con el grado de urbanización. La estructura de la avifauna basada en la prueba SIMPROF y el nMDS mostraron un agrupamiento de la avifauna de acuerdo a cada tipo de grado de urbanización. La zona urbana de Concepción presenta una estructura aparentemente heterogénea caracterizada por un gradiente de urbanización desde las zonas periurbanas y rurales, influyendo directamente sobre las comunidades de aves. La discusión parte en la influencia de esta estructuración como factor gatillante de la disponibilidad de vegetación y su diversidad. Las zonas con mayor grado de urbanización tienen a poseer una menor cobertura vegetal favoreciendo la presencia de especies típicamente consideradas invasoras, aumentando su dominancia. Cabe señalar que si bien los valores de abundancia deberían aumentar con la predominancia de ciertas especies, esto no sucede debido a la cercanía de zonas circundantes altamente cubiertas de plantaciones forestales y bosque mixto. Finalmente, se concluye que el grado de urbanización afecta negativamente a la comunidad de aves, disminuyendo su riqueza, abundancia, diversidad y equidad, favoreciendo la dominancia de especies, como *Passer domesticus* y *Columba livia*. Además, existe la tendencia sobre las áreas con alto grado de urbanización a mantener una estructura comunitaria común que se va disgregando a medida que este grado disminuye.

INTRODUCCIÓN

El ecosistema urbano es considerado el lugar más importante para millones de personas en el mundo (Grimm *et al.*, 2008), cuya población va en constante aumento, lo que provoca un gran impacto sobre los ecosistemas naturales y seminaturales (Marzluff *et al.*, 2001). Es considerado la mayor fuerza impulsora de pérdida de biodiversidad (Savard *et al.*, 2000; Gupta, 2002; McKinney, 2002), sobre todo en América del Sur, cuya velocidad de desarrollo es más lenta y heterogénea que en países desarrollados (Pauchard *et al.*, 2006). Genera efectos tales como la fragmentación de grandes áreas de terreno y la expansión de su influencia sobre el paisaje, sustituye los terrenos adyacentes por vegetación manejada, actividad agrícola y forestal, o genera parches alrededor, sobre todo en países en vías de desarrollo (McGranahan & Satterthwaite, 2003).

América Latina es la región del mundo con mayor porcentaje de población urbana; este fenómeno se conoce como Megacefalia Demográfica Urbana (Bárcena, 2001; Hernández, 2002), en el que la necesidad de asentarse cerca de centros industriales va generando parches que finalmente se unen para conformar un Área Metropolitana (Romero & Vásquez, 2009). El ecosistema urbano, difiere sustancialmente de los biotopos naturales y seminaturales. Conforman un mosaico heterogéneo de hábitats residenciales, comerciales, industriales y de otra naturaleza creados por el ser humano junto con vestigios de bosques y otros hábitats naturales (Alberti *et al.*, 2001; Cadenasso *et al.*, 2007). Se encuentra compuesto de edificios separados entre sí por estructuras asfaltadas como son las calles y vías de comunicación, en el que los parques y jardines constituyen islas de vegetación intercaladas entre las construcciones y cinturones periurbanos, presentando a veces una complejidad ecológica importante (Amaya, 2005).

Las aves son consideradas buenos indicadores biológicos debido a que responden a los cambios secundarios resultantes de causas primarias (versatilidad ecológica) y son fáciles y económicamente accesibles de observar y monitorear (Koskimies, 1989). EL grupo permite además determinar el potencial de la biodiversidad de una región, evaluar la calidad del hábitat e identificar regiones perturbadas o que necesitan protección (Reynaud

& Thioulouse, 2000; Fleishman *et al.*, 2002; Green & Figuerola, 2003). Las actividades humanas, en diferentes regiones biogeográficas, han conducido a la heterogeneidad ecológica de las zonas urbanas (Clergeau *et al.*, 2001), lo cual afecta su composición y abundancia, facilita o impide la mantención de algunas especies (Poff, 1997; Gillespie & Walter, 2001), generando una respuesta a estos cambios ambientales, como por ejemplo que unas pocas especies muy abundantes se transformen en especies dominantes (San Martín & Jiménez, 2011).

En este marco, los estudios de las comunidades de aves entregan parámetros de comparación de la productividad o estabilidad entre ellas, aportan conocimiento sobre su estructuración y sirven de herramienta para tomar decisiones y sugerir recomendaciones a favor de la conservación de ciertos taxa amenazados y monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente (Altamirano *et al.*, 2011a). Sin embargo, durante la historia de los asentamientos humanos, la colonización de las aves se produjo mucho antes de que los ornitólogos pudieran registrar dicho proceso (Reynaund & Thioulouse, 2000). Entonces es necesario, primero, identificar el ecosistema urbano para luego conceptualizar la dinámica de las comunidades de aves sobre ecosistemas altamente urbanizados.

Se sabe que la riqueza y diversidad de las aves disminuye en sitios más urbanizados (San Martín & Jiménez, 2011). Por un lado, los hábitats naturales que rodean a las urbes poseen una marcada influencia sobre la avifauna que proporciona un lugar seguro de nidificación, refugio y alimentación, creando una zona de choque entre dos ecosistemas dentro del área periurbana (Macdonald-Beyers, 2008). Entonces podríamos referirnos a estas áreas como ecotonos, es decir, sitios de transición desde un tipo de ecosistema a otro, donde la estructura biótica se transforma, cambiando parámetros como riqueza, diversidad y distribución (Molles, 2008). Ahora bien, la diversidad de las aves en áreas ecotonales suele ser mayor que en las dos comunidades que le aportan, esto se debe a que hay determinadas especies que se sienten atraídas por estos ecotonos y se suman a las aves de cada comunidad mayor que habitan en los bordes (Laudenslayer & Balda, 1976).

Un ejemplo de esta zona ecotonal se encontraría en el Campus de la Universidad de Concepción (Concepción, Chile), que presenta una diversidad de aves relativamente estable, disminuyendo levemente a medida que se alejan hacia ambos bordes; bosque-plantación y sector urbano (Hinojosa-Sáez *et al.*, 2007). El propio microclima que generan las ciudades (Romero & Vásquez, 2005), con temperaturas mayores en los sitios más urbanizados y residenciales, y menores en zonas periurbanas y rurales (Taha, 1997), afecta directamente el proceso de nidificación, acortando el tiempo de postura (Visser *et al.*, 2009) y otorgando una ventaja a las especies generalistas introducidas, que se ven atraídas por la mayor oferta alimentaria y una temperatura más estable dentro de las ciudades (Julliard *et al.*, 2006). Mientras que las especies nativas, que no suelen innovar para encontrar alimento, se mantienen en lugares menos perturbados (Overington *et al.*, 2011), convirtiendo estos puntos ecotonales en lugares de refugio para las aves que vuelan desde su punto de origen en busca de sitios con mejor oferta alimentaria y de protección dentro de la matriz urbana.

La información resultante de los estudios realizados sobre ecosistemas urbanos (independiente de la metodología utilizada) es una herramienta sumamente útil a escala local, que permite a los planificadores urbanos tener un papel decisivo en el mantenimiento y mejoramiento de la biodiversidad (Leveau & Leveau, 2004). Sin embargo, dichas investigaciones enfocadas a los cambios poblacionales de las aves durante el proceso de urbanización se han llevado a cabo generalmente en Norteamérica (*e.g.* Down, 1986; Smith, 2003) y norte de Europa (*e.g.* Hohtola, 1978; Kalivodova & Darolova, 1995). Mientras que para la Región Neotropical, se han centrado en sectores urbanos tanto de Argentina, Brasil, México y Perú (Feninger, 1983; Mendonça & Suertegaray, 2000; González, 2004; Valadão *et al.*, 2006; González *et al.*, 2007; Amâncio *et al.*, 2008; Petry & Scherer, 2008; Scherer *et al.*, 2010), como en Chile (Urquiza & Mella, 2002; González *et al.*, 2003; Cursach & Rau, 2008; Kusch *et al.*, 2008; San Martín, 2009). Ahora, utilizar el Gradiente Urbano para estudiar las comunidades de aves es una de las metodologías que ha permitido avanzar en la comprensión del impacto que los ambientes urbanos ejercen sobre la fauna silvestre (Juri & Chani, 2009).

A pesar de la importancia que esta información tiene para orientar el manejo sustentable de los recursos naturales (Bell *et al.*, 1997), los estudios se concentran principalmente en los países desarrollados (Pauchard *et al.*, 2006), mientras que en el Neotrópico son relativamente escasos (Reynaud & Thioulouse, 2000 en la Guyana Francesa; Leveau & Leveau, 2004 y Juri & Chaní, 2005 en Argentina; Altamirano *et al.*, 2011a y González *et al.*, 2012 en México) y prácticamente inexistentes en Chile (*v. gr.* Altamirano *et al.*, 2011b). Los resultados de tales estudios son significativos. Primero, los índices de riqueza, abundancia y diversidad aumentan en las zonas menos urbanizadas y disminuyen en los sectores más urbanizados (Huhtalo & Järvinen, 1977; Blair, 1996; Clergeau *et al.*, 1998; Clergeau *et al.*, 2001; Mendiburu & Arizaga, 2011). Segundo, el gremio de los omnívoros es abundante en las áreas más urbanizadas, mientras que los otros gremios se ven afectados negativamente por la urbanización (Clergeau *et al.*, 1998). Tercero, existe un reemplazo de aves nativas por exóticas invasoras a medida que se aproxima al centro de las ciudades (Blair, 1999).

El área metropolitana del Gran Concepción plantea un reto importante en conservación. En los últimos 10 años el 57% ha sido afectado por los cambios en uso de suelo y cobertura, mientras que el 48%, por presiones sobre la biodiversidad; en este proceso han sido determinantes la deforestación, el abandono de la agricultura y la urbanización (Rojas *et al.*, 2013a). Dado que esta tendencia va en aumento, es lógico pensar que la diversidad seguirá sufriendo un impacto considerable a través de los años, por lo que se hace necesario, hoy en día, determinar primero las comunidades de aves de por lo menos la Ciudad de Concepción, y examinar el efecto del grado de urbanización sobre ellas. En este contexto nos hemos planteado la tarea de evaluar el efecto que tiene el grado de urbanización sobre la comunidad de aves a través de un gradiente urbano dentro del área metropolitana de la ciudad de Concepción.

HIPÓTESIS

Hipótesis 1

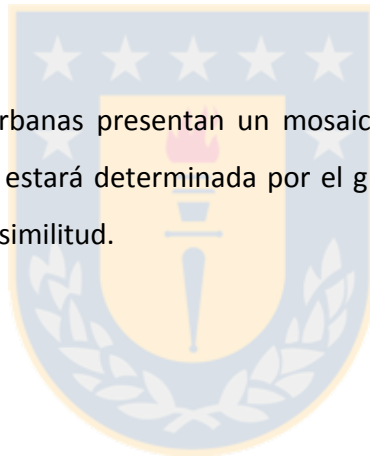
Los parámetros ecológicos de riqueza, abundancia, diversidad y equidad de aves disminuirán y la dominancia aumentará a medida que se incrementa el grado de urbanización en un gradiente urbano rural.

Hipótesis 2

Las especies introducidas serán más dominantes a mayor grado de urbanización. Así mismo, las especies cuyos hábitos alimentarios son de preferencia omnívora, presentarán una abundancia mayor, en zonas con un alto grado de urbanización.

Hipótesis 3

Dado que las zonas urbanas presentan un mosaico heterogéneo de hábitats, la estructuración de la avifauna estará determinada por el grado de urbanización; a mayor grado de urbanización menor similitud.



OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el efecto que tiene el grado de urbanización sobre la comunidad de aves a través de un gradiente urbano dentro del área metropolitana de la ciudad de Concepción.

Objetivos específicos

1. Determinar el grado de urbanización existente en distintos sectores del área metropolitana de la Ciudad de Concepción.
2. Determinar los valores de riqueza y abundancia, índice de diversidad e índice de dominancia para las comunidades de aves dentro de un gradiente urbano en el área metropolitana de la ciudad de Concepción.
3. Establecer y caracterizar la estructura gremial y de origen de la avifauna a través de un gradiente urbano.
4. Correlacionar el grado de urbanización con los parámetros ecológicos obtenidos, la estructura gremial y el origen de la avifauna a través del gradiente urbano.
5. Establecer la estructura del ensamble de aves a través de un gradiente urbano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área metropolitana de Concepción está ubicada en la Región del Biobío, desde los 36°S a 38°S, formada por diez comunas que ocupan una superficie de 2.830 km², representando el 9% del total regional, en el cual habitan cerca de novecientos mil habitantes en las áreas urbanas. La comuna de Concepción posee una población cercana a los doscientos dieciséis mil habitantes, de los cuales el 98% se encuentra dentro de zonas urbanas, mientras que el 2% se localiza en sectores rurales (INE, 2002).

El área metropolitana ha sufrido un importante cambio en la última década (Salinas, 2010). El crecimiento urbano entre los años 1975 y 2004 es cercano a las seis mil hectáreas (Smith & Romero, 2009), con un aumento en la población de setenta mil habitantes entre los años 1992 y 2002 (Salinas & Pérez, 2011). En tan sólo 10 años (2000-2010), el 57% de la Zona Metropolitana de Concepción se vio afectado por el uso del suelo y los cambios de cobertura, y 48% por presiones sobre la biodiversidad como abandono y expansión agrícola, deforestación y urbanización, lo que afecta la integridad ecológica de los bosques nativos y aumenta el riesgo de deslizamientos (Rojas *et al.*, 2013a). Se prevé que para el 2020, alrededor del 16% de la naturalidad se pierda, con efectos contrarios en las zonas de matorral y humedal, mientras que la conectividad se reducirá en un 17% y las zonas urbanas expuestas a riesgos naturales se incrementen de un 49% a 92% del total de la superficie del Gran Concepción (Rojas *et al.*, 2013a).

Diseño de muestreo y observaciones

Con la finalidad de caracterizar la avifauna a través de una matriz urbana, se realizaron observaciones en siete transectas en tres sectores diferentes del área de estudio. Las transectas fueron separadas cada una con un mínimo de 500 m de distancia dentro del mismo sector. Cada sector se encontraba separado por más de 2 km uno de otros (Fig. 1). Dentro de cada transecta se marcaron puntos de observación cada 200 m

Las transectas se definieron de la siguiente forma:

- **Sector Concepción:** Tres transectas de 3 km cada una desde el centro de Concepción hacia la periferia en dirección al Parque Ecuador (Figuras 2-A, 2-B y 2-C).
- **Sector Nonguén:** Dos transectas de 1,2 km y una de 1,8 km desde el centro del sector Nonguén en dirección hacia la Reserva Nacional Nonguén (Figuras 3-A, 3-B y 3-C).
- **Sector Humedal (Rocuant):** Una transecta 2,4 km desde el sector Villa Cap en dirección al Humedal Rocuant (Fig. 3-D).

Registro de la avifauna

En cada punto de observación, se contabilizó la avifauna por un tiempo de 4 min utilizando el sistema de puntos de radio fijo de 50 m (Bibby *et al.*, 1993), entre las 7:30 y 8:30 de la mañana durante los meses de enero y marzo de 2014, realizándose un total de 7 observaciones por punto. Los gremios fueron determinados mediante literatura especializada de Araya & Millie, (1998), Martínez & González (2004) y por observaciones directas. Cada especie fue clasificada por su componente principal de dieta (carnívora, frugívora, granívora, insectívora, nectívora y omnívora), y su origen (nativa, introducida, cosmopolita y endémica).

Grado de urbanización

Las transectas fueron ingresadas en la plataforma ArcView; apoyados con la cartografía base se establecieron polígonos y sus áreas para establecer el grado de urbanización. El grado de urbanización se obtuvo según el índice de Squeo (2003), calculado como:

$$\text{Grado de Urbanización} = \frac{\text{m}^2 \text{ de uso antrópico (urbano)}}{\text{m}^2 \text{ de superficie del polígono}},$$

Que posteriormente se divide en 4 rangos:

- Nulo (0) = sin uso antrópico
- Bajo (1) = densidad > 0 y $\leq 0,08$
- Moderado (2) = densidad $> 0,08$ y $\leq 0,20$;
- Alto (3) = densidad $> 0,20$

Así mismo, el m² de Uso Antrópico se determinó de acuerdo a los m² de edificios, calles, asfalto y construcciones existentes dentro del polígono. Se consideró como área del polígono, la circunferencia obtenida del radio de observación de 50 m, es decir 7853 m².

Eficiencia de muestreo

La eficiencia del muestreo se estimó utilizando el número de observaciones por especie en cada una de las transectas. Se trazaron curvas de acumulación mediante el índice de rarefacción de Coleman (Coleman, 1981; González *et al.*, 2012), con ajuste de la curva según la función de Clench (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003), mediante EstimateS versión 9 (Colwell, 2013).

Análisis de los datos

Para probar la normalidad de los datos se realizó una prueba de Shapiro-Wilk, que fue rechazada tanto para los datos en su conjunto como para cada transecta, a pesar de que se intentó transformar los datos a logaritmo natural, logaritmo base 10 y raíz cuadrada. Ante estos resultados se optó por realizar análisis no paramétrico. Se escogió la prueba *H*

de Kruskal-Wallis como prueba similar al análisis de varianza (ANOVA). Dicha prueba se llevó a cabo para determinar diferencias significativas entre las transectas de cada sector, en su totalidad (las siete transectas incluidas) y por cada sector entre sí. Se correlacionaron los parámetros ecológicos obtenidos versus el Índice de Squeo para determinar si existe relación entre la variable ambiental y las variables bióticas.

Para determinar la existencia de agrupamiento de las especies de aves de acuerdo al Índice de Squeo y las transectas, se realizó un análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (nMDS), para cada punto de observación en todas las transectas, basado en la matriz de similitud de Bray-Curtis. Para confirmar la existencia de estos grupos se realizó un perfil de similitud (SIMPROF) (Clarke *et al.*, 2008).



RESULTADOS

Grado de Urbanización

Los análisis espaciales determinaron que el grado de urbanización estandarizado mediante el Índice de Squeo (Squeo, 2003), evidencia una disminución de la cobertura urbana desde el centro de la matriz hacia la periferia de la misma, formando un gradiente urbano marcado, que varía en magnitud según la transecta y el punto evaluado.

Para el Sector Concepción (Fig. 4-A), en la Transecta 1 la magnitud del grado de urbanización muestra un descenso que se ve interrumpido entre 1.200 m y 1.400 m del centro, dada la presencia del Campus Universitario; su mínima se encuentra a los 2.200 m y 2.600 m. En la Transecta 2, esta magnitud cae drásticamente hasta los 1.400 m, la existencia del sector "Agüita de la Perdiz" eleva el Índice de Squeo entre los 1.600 y 2.000 m. La Transecta 3, mostró un grado de urbanización estable hasta los 1.200 m, que posteriormente cae bruscamente a valores cercanos a cero a través del resto de la transecta.

Para el Sector Nonguén (Fig. 4B), las transectas 4 y 6, que poseen la misma extensión, muestran un patrón similar con máximas cercanas a 1 entre 0 y 600 m llegando a 0 a 1.000 m del origen. Mientras que la Transecta 5 cuya extensión es 600 m más larga, generó un patrón errático de urbanización, con valores máximos entre 0 y 200 m, decayendo hasta los 800 m y reincorporándose en el punto 1.200 m, volviendo a descender a su mínima entre 1.600 y 1.800 m.

En el Sector Humedal (Fig. 4B), representado por la Transecta 7, el Índice de Squeo parte desde el origen con valores cercanos a 1, que descienden en los próximos 200 m a valores entre de 0.5 y 0.6. El grado de urbanización se incrementa manteniéndose estable entre los puntos 600 m y 1.800 m, decayendo drásticamente a los 2.000 m del origen, manteniéndose en la mínima de 0 hasta el final de la transecta.

Esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación de especies, con ajuste según la ecuación de Clench muestran una fiabilidad de las observaciones para todas las transectas censadas. Las transectas 1, 2 y 3 (Fig. 5-A), alcanzan su asíntota por sobre las 30 unidades de muestreo, mientras que las transectas 4, 5 y 6 (Fig. 5-B) lo hacen en un número inferior a 20 unidades. La Transecta 7, a pesar de tener una pendiente mayor que las demás, es considerada fiable en sus observaciones con un R^2 cercano a 1 (Fig. 5-B)

Composición de la avifauna

En cuanto a la composición de la avifauna para el conjunto de las transectas, las observaciones contabilizaron un promedio de 2.822 individuos, incluidos en siete órdenes, diecinueve familias y treinta y cinco especies (Tabla I). El orden más representativo fue Passeriformes con el 73.5% junto con la Familia Passeridae y la Especie *Passer domesticus* con el 22.5%. Por otro lado, los órdenes y familias con menor representación son los Anseriformes y Anatidae con 0.4% para ambos, mientras que la especie que presentó el menor número de registros fue *Lessonia rufa* (Tyrannidae: Passeriformes). Tres de las especies observadas corresponden a aves introducidas, representadas por *Aix sponsa*, *Columba livia* y *Passer domesticus*, tres son endémicas, cuyas especies son *Pteroptochos megapodius*, *Scelorchilus rubecula* y *Scytalopus fuscus* y una cosmopolita identificada como *Larus dominicanus*. El resto de la avifauna presente es considerada nativa para Chile. Particularmente, el estado de conservación para gran parte de la avifauna presente es de preocupación menor, a excepción de *Cygnus melancoryphus* y *Zenaida auriculata* consideradas en Peligro y Vulnerables, respectivamente. Cabe señalar, que la composición de la avifauna según la transecta, determinó que el mayor y menor número de observaciones, estuvo dado en la Transecta 3 con ± 632 individuos y la Transecta 4 con ± 165 individuos, respectivamente.

De los parámetros ecológicos obtenidos, la Riqueza de especies (S), Abundancia (N), Diversidad (H') y Equidad (J'), entregaron resultados que evidencian un ascenso en sus magnitudes, a medida que disminuye el grado de urbanización representado por el Índice

de Squeo. De forma contraria, la magnitud de la Dominancia (D') se incrementa a medida que aumenta el grado de urbanización. En el Sector Concepción (Fig. 6) las riquezas mayores y menores se encontraron dentro de la Transecta 3 con 24 y 2 especies, respectivamente. La Transecta 1, incrementa su riqueza a partir de los 400 m mientras que las transecta 2 y 3 lo hacen entre los 800 y 1000 m. Esta tendencia se mantiene para las transectas 1 y 2, en cambio la transecta 3 los sobrepasa a contar de los 1600 m. Particularmente, la Transecta 2 presenta un fuerte descenso en su riqueza hasta valores de 7 especies a 2200 m del origen, debido a la presencia de una isla urbana correspondiente al sector "Agüita de la Perdiz". Los valores de riqueza se mantienen relativamente estables, con leves descensos hasta el término de las transectas (Fig. 6-A). Para la Abundancia (N) (Fig. 6-B) su mínima estuvo marcada por 5 individuos censados para la transecta 1 en el punto 0 m, y un máximo de 50 individuos dentro de la Transecta 3. Las Transectas 1 y 2 entregaron patrones similares de crecimiento de la abundancia a través de su extensión, a excepción del punto 1.200 m y 2.200 m en la Transecta 2 con incrementos y decrecimientos importantes, respectivamente. La Transecta 3 muestra una tendencia a crecer sin perder considerablemente en número de individuos. La Diversidad (H') (Fig. 6-C), estandarizada por el índice de Shannon-Winner, entregó un patrón similar de crecimiento a través del gradiente urbano, con estabilidad dentro de los primeros 600 m, para incrementarse rápidamente entre los 1.200 y 1.800 m, y mantenerse hasta el final de las tres transectas. La mínima diversidad estuvo reflejada en la Transecta 3 con 0.6 en los puntos 400 m y 800 m, y máxima en la Transecta 2 con 2.9 en el punto 3.000 m. En cuanto a la Equidad (J') (Fig. 6-D), las transectas entregaron una tendencia de estabilidad con leves decaimiento en punto particulares como entre los 400 y 600 m dentro de la Transecta 1 ($J'=0.74$) y en los puntos 1.000 y 1.200 m ($J'=0.81$) en la Transecta 3. La dominancia observada para las tres transectas marcó un descenso continuo entre los 400 m y 1.800 m. El valor más alto se registró en la Transecta 1 ($D=0.55$), mientras que el más bajo en la Transecta 3 ($D= 0.057$).

En el Sector Nonguén (Fig. 7), los valores de riqueza más altos se alcanzaron en las Transectas 5 y 6 con 15 especies observadas, mientras que las magnitudes menores en las Transectas 4 y 5 con 2 especies. El patrón de crecimiento de la riqueza depende de cada

una (Fig. 7-A), la Transecta 4 entregó 5 individuos a partir de los primeros 200 m, volviendo a las dos especies en el punto 600 m, que a partir de este punto vuelve a incrementarse hasta su máximo. La Transecta 5 mostró un crecimiento regular a través de su largo, mientras que la Transecta 6, el crecimiento fue más notorio con 3 y 4 especies cada 200 m. Las Abundancias (Fig. 7-B) para este sector dependieron de la extensión de cada transecta, de esta forma las transectas 4 y 6, que poseen el mismo largo, mostraron un patrón similar de abundancia a través del gradiente urbano, mientras que la Transecta 5, que si bien comienza con unos 20 individuos, decae hasta 8 entre los puntos 400 y 600 m para luego incrementarse lentamente. En cuanto a la Diversidad (H') (Fig. 7-C), las transectas 4 y 5 muestran un crecimiento similar, pero a magnitudes, velocidades y distancias distintas, con máximos y mínimos iguales de 0.9 y 2.5, respectivamente. De la Transecta 4 se observa una Equidad (J') (Fig. 7-D), cuyos valores disminuyen a 0.74 en el punto 400 m para aumentar hasta los 0.91 en los 1.200 m. Por otro lado, la Transecta 5 entregó valores entre 0.91 y 0.93 entre 200 m y 1.400 m, con un descenso en el punto 1.600 m ($J'= 0.85$). Ahora la Transecta 6, que comparte la misma tendencia que la Transecta 4 hasta los 400 m, alcanza su máximo en el punto 600 m con un valor de J' de 1.0, para mantenerse entre los 0.92 y 0.95 hasta el punto 1.200 m. La Dominancia (D) (Fig. 7-E), compartió la misma tendencia entre las transectas 5 y 6 con un descenso constante hasta sus puntos extremos, no así la Transecta 4, que presentó un patrón errático a través del gradiente urbano, con máximas de 0.62 en los puntos 0 m y 600 m.

El Sector Humedal con su única Transecta 7 (Fig. 7-A), los valores de riqueza fueron de 2 especies como mínimo y 10 especies como máximo, con un patrón de crecimiento de unas pocas especies en cada punto. La Abundancia (N) (Fig. 7-B), no sobrepasó los 35 individuos dentro de los primeros 1.600 m, y a partir de este punto va ganando entre 5 a 10 individuos cada 200 m. La Diversidad (H') (Fig. 7-C) estimada generó un patrón errático con máximos y mínimos a lo largo de toda su extensión, el punto mínimo de diversidad se encontró a los 400 m cuyo valor fue 0.17, mientras que el máximo a los 1.400 m con valor de 1.9. En cuanto a la Equidad (J') (Fig. 7-D), el patrón observado resultó ser errático en todos los puntos, con caídas considerables en el punto 400 m y 800 m ($J'=0.15$ y 0.48,

respectivamente), el valor más alto encontrado fue en el punto 200 m ($J' = 0.95$). Finalmente, la Dominancia (D) (Fig. 7-E) compartió el mismo patrón errático de la Equidad, con máximas en los puntos 400 m y 800 m, y mínimas en los puntos 200 m, 600 m, 1.400 y 1.800 m.

La prueba de Kruskal-Wallis (Fig. 8) determinó diferencias significativas entre las tres primeras transectas sólo para la Equidad, mientras que las transectas 4, 5 y 6 no fueron significativamente diferentes entre ellas en ningún parámetro ecológico evaluado. Así mismo, al analizar todas las transectas entre sí, la Abundancia (N), Equidad (J') y Dominancia (D) resultan estadísticamente significativos. Finalmente, según el sector de observación (Fig. 9) se encontraron diferencias significativas para todos los parámetros a excepción del Índice de Squeo.

Efecto del grado de urbanización sobre la avifauna

Las aves fueron categorizadas según los gremios: Carnívoro, Insectívoro-Granívoro, Omnívoro, Granívoro, Nectívoro, Insectívoro y Herbívoro. El patrón observado a través del gradiente urbano muestra un aumento de la diversidad de gremios a medida que se aleja de la matriz urbana. El número de gremios distintos dependió del punto de observación, de esta forma el punto 0 m, los Insectívoros-Granívoros y Omnívoros fueron los más frecuentes, mientras que para los puntos límites de las transectas fueron los Insectívoros. Dentro de las transectas 1, 2 y 3 comparten el mismo patrón con la presencia de Insectívoros-Granívoros y Omnívoros en los primeros puntos de observación (hasta el punto 800 m en la Transecta 3) (Fig. 10). Los Granívoros aparecen posteriormente en el punto 600 m y 1.000 m para las transectas 1 y 2, y Transecta 3, respectivamente (Fig. 10-A; 10-B y 10-C). Los Insectívoros representan la mayor riqueza de especies desde el punto 1.200 m, hasta los límites de las transectas. Carnívoros, Herbívoros y Nectívoros mostraron presencias disímiles entre cada transecta, con un patrón similar de riqueza de especies.

Dentro del Sector Nonguén todas las Transectas mostraron un patrón de aumento de diversidad gremial a medida que se alejan del parque urbano (Figuras 11-A; 11-B y 11-C), con una frecuencia más alta de omnívoros en zonas con índice de Squeo mayor. La

Transecta 4 entregó una predominancia de los Insectívoros-Granívoros y Omnívoros a través de toda su extensión, con la presencia esporádica de Insectívoros en el punto 200 m desapareciendo entre los 400 y 600 m. La Transecta 4 (Fig. 11- A), comparte el mismo patrón observado en la Transecta 5 (Fig. 11-B), pero con registros de Insectívoros desde los 400 m hasta el límite. Herbívoros y Granívoros fueron registrados a partir del punto 1200 m. La Transecta 5 evidenció a los Omnívoros desde el punto 800 m, donde la frecuencia gremial estuvo determinada por los Herbívoros e Insectívoros, mientras que Carnívoros e Insectívoros-Granívoros son evidentes a contar del punto 1.000 m. El sector Humedal (Fig. 11-D), con su única transecta, determinó la predominancia de los Omnívoros e Insectívoros-Granívoros a lo largo de toda la transecta. Los gremios siguientes como los Carnívoros, Granívoros e Insectívoros, se registraron a partir de los 600 m, 1.000 m y 1.200 m, respectivamente, con una desaparición entre los 1.400 y 1.600 m para el primero.

El efecto de la urbanización sobre la comunidad de aves depende de cada parámetro ecológico evaluado para cada transecta (Tabla II). De esta forma, en la Transecta 1 la Riqueza de especies (S), y Equidad (J'), presentan una fuerte dependencia lineal negativa, con una correlación muy alta y la existencia de una relación lineal ($p < 0.05$), contrario a lo sucedido con la Abundancia (N) que no presentó relación alguna. Para la Transecta 2, los parámetros que se correlacionaron significativamente resultaron ser Riqueza y Diversidad. Mientras que para la Transecta 3 fueron Abundancia (N), Riqueza (S) y Diversidad (H'). Para las transectas 4, 5 y 6, a excepción de la Equidad (J') en la Transecta 5, existe una dependencia lineal negativa, además de la relación lineal y una correlación alta para todos los parámetros ecológicos y el Índice de Squeo. Finalmente, dentro de la Transecta 7, sólo se presenta una correlación y dependencia lineal en N y S, mientras que para H' y J' no existe relación. Como contraparte a J', la Dominancia (D) disminuye a medida que disminuye el grado de urbanización. De las correlaciones entre el grado de urbanización y este parámetro ecológico, existe una marcada dependencia lineal positiva con una fuerte correlación entre ambas variables en todas las transectas a excepción de la Transecta 7 ($p = 0.796$)

Al correlacionar el Índice de Squeo con el tipo de origen de las aves observadas (Tabla 3) se evidencia una dependencia lineal negativa para las especies cuyo origen es Endémico y Nativo, disminuyendo a medida que aumenta el grado de urbanización con una correlación suficientemente alta, para las transectas 1 a 5. Así mismo y contrariamente a los anterior, las aves Cosmopolitas e Introducidas aumentan a medida que aumenta el grado de urbanización para cada transecta censada. Las transectas 4, 5 y 6 no presentaron aves cosmopolitas. Las transectas 6 y 7 no muestran dependencia lineal entre el grado de urbanización y la presencia de aves endémicas ($p=0,363$) y cosmopolitas ($p=0.614$), respectivamente.

De las correlaciones obtenidas entre los gremios observados y el índice de Squeo (Tabla 2), se evidencia una fuerte dependencia lineal negativa entre éstas variables con una correlación muy alta, además de la existencia de una relación lineal ($p<0.05$) para las transectas 1 a 6, mientras que en Transecta 7 no se observa esta relación lineal ($p=0.614$; $p=0.222$ y $p= 0.293$ para Cosmopolita, Introducido y Nativo, respectivamente).

Estructura de la avifauna

El análisis de ordenamiento basado en la abundancia de la avifauna para las primeras tres transectas y el dendograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF, mostró un agrupamiento de la avifauna de acuerdo a cada tipo de grado de urbanización. En la Transecta 1 (Fig. 12-A), se muestra la formación de 6 grupos (SIMPROF $p<0.05$), tres de ellos reuniendo a los sitios con alto grado de urbanización, mientras que los otros tres agrupan a sitios con moderado o nulo grado de urbanización. Del nMDS se establece la presencia de tres grupos: dos formados por un alto grado de urbanización mientras que el tercero formado por sitios moderados o nulos (Stress 0.02). La Transecta 2 (Fig. 12-B) por su parte si bien muestra un grado de Stress bueno en el análisis nMDS (Stress 0.01), evidencia la formación de 6 grupos (similitud de $\sim 70\%$) compartiendo sitios con altos índices de Squeo junto con valores intermedios entre los 1.400 y 2.200 m desde el centro urbano. La Transecta 3 (Fig. 12-C), con un nMDS con Stress de 0.01 y Similitud de $\sim 60\%$ agrupa los puntos desde 0 a 1.400 m, cuyos grados de urbanización van de alto a moderado,

mientras que entre los 1.600 y 3.000 m, no es posible determinar una agrupación entre los puntos.

En las Transecta 4 (Fig. 13-A) y 5 (Fig. 13-B), se observan la formación de dos grupos formados por sitios con una alta urbanización y moderada urbanización (Stress=0,01; Similitud de Bray-Curtis de 60%), con un tercer grupo en la Transecta 2 a los 1.400 m según SIMPROF. En la Transecta 6 (Fig. 13-C) la prueba SIMPROF determina 4 grupos, el primero entre los 1.000 y 1.200 m con un grado de urbanización moderado y nulo, el segundo grupo formado a los 400 m, el tercer grupo formado entre los 0 y 200 m, y el cuarto grupo formado entre los 600 y 800 m, estos tres últimos con un alto grado de urbanización. Así mismo el nMDS infirió la formación de los mismos cuatro grupos previamente señalados (Stress=0). Finalmente, la Transecta 7 (Fig. 14), muestra una sólida agrupación entre los sitios con un alto y nulo grado de urbanización, donde la similitud en el dendograma muestra la generación de 6 grupos, tres de ellos que sólo constan de un punto de observación. El grupo con más sitios similares están entre los 0 y 1.600 m a excepción del punto 1.400 m que forma un grupo independiente. Del nMDS se obtiene el mismo patrón con dos lugares que poseen un Índice de Squeo elevado fuera de la nube de puntos (1.400 m y 1.800 m) y un grupo formado sitios con moderada y nula actividad urbana.

De la combinación de los datos de observaciones para todos los puntos de observación entre las transectas 1, 2 y 3; 4, 5 y 6; y todas las transectas se obtuvo lo siguiente: entre las transectas 1, 2 y 3 de la prueba de SIMPROF (Fig. 15) se determinaron ocho grupos con más de dos sitios similares, mientras que el resto no posee similitud entre unos y otros. Se evidencia, entonces, la clara similitud que existe entre los sitios con un alto grado de urbanización y los que posee una urbanización nula, moderada o baja. El nMDS (Stress= 0.05) (Fig. 18-A) consideró la formación de tres grupos que combinan sitios con diferente grado de urbanización. En las transectas 4, 5 y 6 (Figura 16), el patrón es más evidente, una agrupación generada entre 0-400 m, 400-1.000 m todos estos con un alto grado de urbanización, y 1.000-1200 m, 1.600-1.800 m con un grado moderado y nulo. Los puntos 1.400 y 800 no comparten similitud con otros puntos. Del nMDS (Fig. 18-B), con un Stress=0.04, se evidencian dos grupos claramente definidos que agrupan los puntos con alto

grado de urbanización por un lado y con nulo y moderado grado de urbanización por el otro. Finalmente, al reunir toda la información de las transectas se obtiene el dendrograma de la Figura 17, que muestra que entre 0 a 1.400 m existe suficiente similitud entre la abundancia de especies que permiten formar un grupo definido. Mientras que del nMDS (Stress 0.08) (Fig. 18-C) se extrae un patrón similar, evidencia la combinación entre puntos con alto grado de urbanización y puntos con un grado nulo o moderado.



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La zona urbana de Concepción posee una estructura heterogénea formada por un gradiente que va desde el centro hacia las zonas periurbanas y rurales, lo que influye directamente en los patrones de distribución espacial y estructuración de la avifauna. Los resultados del grado de urbanización a través de un gradiente se condicen con lo encontrado por otros autores que han utilizado índices de naturaleza similar (Martínez, 2004; Modica *et al.*, 2012). Modica *et al.*, (2012) demuestran que la formación de la matriz urbana no es precisamente uniforme y depende de las necesidades propias de quienes se encuentran en éste, generando parches de diversa naturaleza dentro y alrededor de la matriz que no necesariamente pueden afectar la biota propiamente tal; sugirieren parches de vegetación como parte de la planificación territorial para mitigar los posibles efectos sobre la biota. Al considerar estos antecedentes se esperaría que la matriz urbana formara un gradiente urbano evidente, tal como se ha determinado acá, sin embargo en el sur de Chile se ha demostrado que la topografía de la unidades urbanas influcian la distribución de los diferentes usos del suelo y las coberturas del paisaje, pero sin determinar un gradiente en la cobertura de vegetación nativa (Torres-Gómez *et al.*, 2009), por lo tanto y dado que la ciudad de Concepción ha sufrido un impacto sostenido y prolongado en el tiempo, comparte entonces características de otras ciudades metropolitanas como Santiago, cuya urbanización se incrementó considerablemente los ultimo cincuenta años y conllevan una vegetación incorporada de manera directa y/o artificialmente, mantenidas en el tiempo por sus residentes (Barrera, 2012), afectando la ecología de las aves que disponen de estos sitios, ya que al evaluar la calidad socioeconómica de las zonas, existe una relación positiva entre dicha capacidad y la persistencia de la vegetación, es decir aquellos lugares generados artificialmente y que mantengan una matriz vegetal estable sostendrán una avifauna más rica y diversa (Davis *et al.* 2012). Por lo tanto, el gradiente urbano expuesto responde a características propias de un área metropolitana, con bajo porcentaje de vegetación dentro de su matriz que va en aumento hacia la periferia hasta sus límites que se presentan poco intervenidos o bien no presentan ningún grado de intervención.

Los parámetros ecológicos de Riqueza, Abundancia, Diversidad y Equidad aumentan a medida que disminuye el grado de urbanización. Esto se condice con los resultados de múltiples autores (Hohtola, 1978; Lancaster & Rees, 1979, Blair, 1996; Leveau & Leveau, 2004). Ahora, existen dos premisas centrales que se contradicen entre sí, primero Clergeau *et al.* (2001), sostienen que la diversidad de aves depende del paisaje que le rodea y que a su vez determina la riqueza de especies, por lo que se esperaría encontrar una mayor riqueza dentro de las ciudades debido a la heterogeneidad de hábitat que poseen. Segundo, Chace & Walsh (2006) afirman que la urbanización conduce al incremento de la biomasa aviar en desmedro de la riqueza. En el presente trabajo ambas sentencias no se cumplen ya que tanto la riqueza como la abundancia disminuyen con el efecto urbano. Esto se explicaría debido a que el hábitat urbano propio de la ciudad de Concepción, se encuentra emplazado sobre una matriz de alta vegetación circundante como plantaciones forestales, bosque nativo, humedales y su proximidad a la zona costera. Ahora bien, el patrón determinado por Chace & Walsh (2006) no es una regla a pesar de cumplirse en varios ambientes. Concepción presenta un déficit de parques urbanos cuya función sería sostener y regular la diversidad, de hecho se estima que posee la mitad de las áreas verdes en relación a sus habitantes (CEDEUS, 2013). Este déficit es determinante para la fauna de aves y se ve reflejado en los valores de Equidad y Dominancia. Feninger (1983) ya había evaluado la importancia de los parques urbanos para la avifauna, incluso la composición del mismo: áreas verdes con una mayor diversidad vegetal sostienen una mayor riqueza, incidiendo en la equidad y aumentando la dominancia de aves introducidas desde Europa. Bloger *et al.* (1997) estudian a gran escala el efecto del gradiente urbano midiendo variables vegetacionales contemplando resultados similares donde el efecto de la urbanización depende esencialmente de la composición paisajística y circundante a la matriz urbana. Ambas ciudades, San Diego (USA) y Concepción, comparten hábitats parecidos, vale decir cercanía a la costa, humedales y vegetación nativa circundante.

Si bien la proporción de cobertura de suelo urbanizada determina los valores de riqueza (Urquiza & Mella, 2002) y diversidad (Faggi & Perepelizini, 2006), esta no influye directamente sobre la abundancia (Germaine *et al.*, 1998), lo que se explicaría por un lado,

debido al reemplazo de aves más tolerantes a los ambientes altamente urbanizados por aquellas que no lo son y con esto se lograría compensar una eventual pérdida de individuos, o por otro lado, debido a la homogenización que se produce en este tipo de situaciones y que es determinante en la disminución del número de individuos. Bajo este contexto, se ha determinado que la estructura vegetacional es un fuerte predictor de la abundancia de aves (Davis, 2004), y que además obedece a otros factores como el tamaño del parche y la biología de las especies, en otras palabras: mientras más grande el área mayor será la cobertura vegetal y mayor será la abundancia de aves; pero de aquellas que son arbóreas en desmedro de las que no lo son (Crooks *et al.*, 2004). Esto explicaría la baja abundancia de aves dentro de la matriz urbana con altos Índices de Squeo y consecuentemente baja proporción de área con vegetación, sin embargo no explica la falta de especies que no necesitan de esta característica del paisaje como por ejemplo las gaviotas que fueron pobremente censadas en el presente estudio, a pesar de ser altamente abundantes.

Finalmente, una alta dominancia y baja equidad dentro de elevados niveles de urbanización indican una alta complejidad estructural del ensamble (de la asociación) y la predominancia de aves especializadas en ocupar sitios antropizados como *Passer domesticus* y *Columba livia* (Clergeau *et al.*, 2006), lo que se ve reflejado en este estudio sobre la mayoría de las transectas estudiadas (a excepción de la Transecta 1). Una alta dominancia entonces, conlleva al predominio de cierto taxon por sobre otro, siendo este más frecuente. La Transecta 1 es particular ya que pasa por el centro del Barrio Universitario y puede ser considerado un sitio altamente heterogéneo. Hinojosa-Sáez *et al.* (2007) estimaron en cuarenta y tres las especies de aves que pueden ser encontradas dentro del campus de la Universidad de Concepción y cuyos resultados en cuanto a diversidad y abundancia no coinciden con los encontrados aquí. Los valores de diversidad fueron asociados a los puntos con menor presencia antrópica y vegetación y no pueden ser relacionados con los valores de dominancia y equidad evaluada en el presente trabajo. Aún así, las características propias del campus resultan ser la explicación más viable para los resultados del efecto urbano. El otro extremo está dado por la Transecta 7, donde no se encontró relación alguna entre los parámetros ecológicos y el índice de Squeo. Primero, un

humedal es una zona importante que alberga una alta diversidad (Tábilo, 2003) y segundo por ser un humedal que se encuentra inserto dentro de una zona residencial se convierte inmediatamente en un humedal urbano siendo directamente influenciado (Hui *et al.*, 2009) y por ende, sus límites estarán determinados más por la influencia urbana que por la naturaleza del humedal en sí (Bolund & Hunhammar, 1999). Al no existir relación entre el Índice de Squeo y los parámetros ecológicos estimados, se podría concluir que la urbanización no genera efecto alguno sobre la comunidad de aves, por lo que quedaría evaluar otras respuestas a estas interrogantes, como el intercambio de especies de Passeriformes dentro de los límites del humedal y la conducta errática de los valores del Índice de Squeo, debido a la presencia de parques urbanos y a una zona residencial que de por sí posee un mayor porcentaje de suelo con vegetación.

Se ha demostrado que las especies cuya preferencia dietaria es Omnívora y Granívora poseen una mayor riqueza dentro de áreas con alto grado de urbanización, este patrón ha sido recurrente en diversos tipos de ambientes (Emlen, 1974; Lancaster & Rees, 1979; Beissinger & Osborne, 1982; Mills *et al.*, 1989). Una respuesta es el efecto conjunto entre el comportamiento de alimentación de omnívoros y granívoros, principalmente del suelo y secundariamente de los árboles, y del incremento de la densidad de especies vegetales ornamentales que desfavorecen a otros gremios como los insectívoros y nectívoros (Beissinger & Osborne, 1982). La vegetación nativa siempre soportará especies insectívoras aumentando en abundancia dentro de los sectores con alta densidad de este tipo de vegetación (Southwood, 1961), influyendo incluso sobre el tipo de origen al favorecer aquellas de naturaleza nativa (Mills *et al.*, 1989), tal como se ha determinado en este trabajo. El patrón observado en todas las transectas, el cual corresponde a la ocurrencia en el centro de la ciudad de los gremios omnívoro e insectívoro-granívoro cuyo tipo de origen es introducido y la posterior aparición de insectívoros de origen nativo hacia la periferia, es parte en respuesta a la poca diversidad de hábitats cuya estructura contemple una organización vegetacional más compleja, que sustente la diversidad aviar encontrada en los sectores menos urbanizados o sin ningún tipo de urbanización. La riqueza de especies por gremio a través del gradiente urbano es altamente explicada por el grado

de urbanización (r^2 entre 0.526 y 0.947); se atribuye, entonces, a la disponibilidad de alimento proporcionado por la actividad humana y la naturaleza del mismo, favoreciendo aquellas especies que se encuentren mejor adaptadas a ambientes altamente antropizados. Ahora, para sobrevivir al ambiente urbano las aves deben adaptarse a éste (Marzluff, 1997) así como al nivel de los recursos disponibles y al nivel de depredación del nido (Bohning-Gaese *et al.*, 1993; Miller & Hobbs, 2000), sin embargo el proceso es lento y su evaluación debe ser llevada a cabo comparando ciudades cuyas edades sean diferentes (Lancaster & Rees, 1979). No obstante, para algunas especies de Passeriformes este proceso de adaptación puede llevar décadas, para que luego puedan recuperarse o aumentar en abundancia, sobre todo si existe una alta densidad de especies humano-comensal que son capaces de limitar la expansión de las poblaciones dentro de las zonas periurbanas. (Marzluff, 1997), una situación de este tipo se da en los puntos 1.200 o 1.400 m con una alta dominancia. Particularmente, la complejidad gremial se visualiza a los 1.400 m en las primeras tres transectas y a los 800 y 1.200 m en las tres siguientes, está determinada por el Barrio Universitario, el sector del Parque Ecuador, las faldas del Cerro Caracol y el campo abierto rodeado de bosque y plantaciones forestales, cuyos grados de urbanización se reducen a la mitad en comparación con el punto 200 m.

Green & Baker (2002) establecen una relación entre las especies nativas con zonas de naturaleza nativa, mientras que la avifauna no nativa será más dominante en zonas más urbanizadas (Germaine *et al.*, 1998). Lo anterior se corresponde bien con los resultados encontrados, donde las aves nativas y endémicas se ven afectadas negativamente con el grado de urbanización, mientras que las introducidas y cosmopolitas lo hacen de forma positiva. Las especies que no son nativas responden a la diversidad de hábitats dentro de la matriz urbana (Germaine *et al.*, 1998; Green & Baker, 2002), ya que poseen mejores facultades para encontrar alimento en éste ambiente (Emlen, 1974), mientras que en sitios no perturbados no pueden competir con las aves nativas o endémicas (Green, 1984). Particularmente, en la Transecta 1 dentro del Campus Universitario, donde la dominancia decae y la equidad aumenta, las especies más dominantes son *Passer domesticus* y *Columba livia* (ambas introducidas); si bien la primera es reemplazada, luego, por *Zonotrichia*

capensis, la segunda sigue presente hasta más allá del punto 1.800 m. En este trabajo el Índice de Squeo responde de manera diferente a la variación de la riqueza de especies según su tipo de origen y depende de cada transecta, alcanzando valores de hasta el 92% para especies nativas y 80% para especies introducidas en la Transecta 4. Por lo tanto, podemos aceptar la hipótesis respecto al tipo de gremio y origen y el efecto del grado de urbanización sobre éste.

La estructura del ensamble de aves demostró depender del grado de urbanización a través del gradiente establecido, exponiendo una mayor similitud de especies dentro de áreas urbanizadas, mientras que a menor grado de urbanización menor es la similitud, tal como lo demuestran Maestas *et al.* (2003) y Blair (2001). Según el segundo autor, taxonómicamente las comunidades de aves en los sitios menos urbanizados son más diferentes, mientras que en sitios más perturbados tendrán una mayor similitud. Sin embargo, Leveau & Leveau (2004) en la ciudad de Mar del Plata (Argentina) encontraron similitudes mayores entre las zonas periurbanas y rurales con respecto a la matriz de la ciudad. En ambos casos, los cambios estructurales del ensamble de aves tienen que ver con factores como la densidad y diversidad de zonas o estructuras artificiales, fisionomía, florística y alteración espacial del hábitat (Hooper *et al.*, 1975; Germaine *et al.*, 1998). Por lo que esta estructuración respondería por un lado a la influencia vegetacional y a la falta de conectividad característica de Concepción. Sólo la presencia de unos pocos árboles en vez de un parche de vegetación completa puede repercutir en la adición de más aves (Willson, 1974), influyendo directamente en la colonización de especies particulares; más aún cuando las características artificiales parecen ser consideradas como una adición a la complejidad global del ecosistema urbano (Lancaster & Rees, 1979). Por lo demás el efecto borde conduce a una pérdida de biomasa aviar como consecuencia del abandono producido por la especulación de las periféricas de las ciudades (Vásquez *et al.*, 2006). De esta manera, la estructura de la avifauna se homogeniza dentro de los sitios más urbanizados, debido a la falta de heterogeneidad de hábitats naturales. Por lo tanto, se rechaza la tercera hipótesis pensada desde la lógica de la heterogeneidad propia de los sectores urbanizados. Sin

embargo se ha determinado que dicha heterogeneidad es aplicable desde el punto de vista de ecología del paisaje y no desde el punto de vista de la biología del grupo estudiado.

Este estudio confirma que son muchos los factores que afectan la estructura del ensamble de aves dentro de un área altamente urbanizada, como la disponibilidad de recursos, sitios de nidificación, vegetación y la propia adaptación de las especies. González *et al.* (2012), sugieren que para estudiar el efecto que realmente tiene la urbanización sobre las comunidades, es necesario determinar el antes y después de la creación del parque urbano. Sin embargo, muchas veces, las preguntas surgen mucho después de que esto ha sucedido. Por lo que manipular el hábitat urbano se presenta como una necesidad ya que puede resultar en un aumento de las especies menos favorecidas.

Finalmente, este trabajo indica que la respuesta más apropiada al patrón observado respecto al grado de urbanización y su efecto sobre la avifauna, radica esencialmente en la disponibilidad de recursos vegetacionales mixtos, que puedan sostener de forma viable una comunidad aviar, proporcionando tanto recursos alimentarios, cobertura y lugares de nidificación. Es por esto que hablamos de una sumatoria de todos los factores involucrados (naturaleza de los factores y diversidad vegetal, distribución de la estructura urbana, etc.), los que establecen un efecto sinérgico entre la estructura del paisaje y los factores limitantes de la población, favoreciendo a algunas especies de aves dentro de la matriz urbana por sobre otras, donde las especies consideradas indeseables o plagas, también son las más abundantes y dominantes. Marzluff & Rodewald (2008) reconocen que la configuración de la cobertura del suelo y la alteración de los recursos y procesos son factores importantes sobre la sustentabilidad de la avifauna en un área urbanizada. Ahora, para mantener esta sustentabilidad es necesario promover el valor ecológico que poseen las zonas urbanas por parte de los planificadores hacia las autoridades, consejeros y comunidad en general, fomentando la retención y protección de hábitats naturales sobre sitios donde el proceso de urbanización ya ha comenzado, mejorando y restaurando los ya existentes dirigiendo el esfuerzo en mejorar la calidad sobre terrenos altamente modificados en vez de los parques ya existentes.

BIBLIOGRAFÍA

- ALBERTI, M., E. BOTSFORD & A. COHEN. 2001. Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. *In*: Marzluff, J., R. Bowman & R. Donnelly, Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA. 585 pp.
- ALTAMIRANO, T., M. SORIANO, A. GARCÍA, N. MIRANDA, N. NAVARRETE & F. LÓPEZ. 2011a. Recambio de aves en el gradiente Tlajotla-El Rincón en el Municipio de Miaatlán, Morelos, México. *Revista de Zoología*, 22: 43-62.
- ALTAMIRANO, T., J. IBARRA, I. ROJAS, N. GÁLVEZ, J. LAKER & C. BONACIC. 2011b. Ensamble y morfología de aves en un gradiente altitudinal de perturbación antrópica en el bosque templado andino de la Región de la Araucanía. Proyecto Fauna Australis en la Araucanía. Proyecto Darwin Initiative: Capacity bulding for temperate rainforest. Poster, 1 pág.
- AMÂNCIO, S., V. BARBOSA DE SOUZA & C. MELO. 2008. *Columba livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadores de qualidade ambiental em área urbana. *Revista Brasileira de Ornitología*, 16(1): 32-37.
- AMAYA, C. 2005. El ecosistema urbano: Simbiosis espacial entre lo natural y lo artificial. *Revista Forestal Latinoamericana*, 37: 1-16.
- ARAYA, B. & G. MILLIE. 1998. Guía de Campo de las Aves de Chile. Octava Edición. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 406 pp.
- BÁRCENA, A. 2001. Evolución de la urbanización en América Latina y el Caribe en la década de los noventa: desafíos y oportunidades. *ICE La Nueva Agenda de América Latina*, 790: 51-61.
- BARRERA, F. 2012. La transformación del paisaje Rural-Urbano y su efecto sobre los servicios ecosistémicos en una microcuenca de Santiago (Chile). Tesis Doctoral, Facultat de Geografia I Història. Universitat de Barcelona. Barcelona, España. 430 pp.
- BELL, S., M. FONSECA & L. MOTTEN. 1997. Linking Restoration and Landscape Ecology. *Restoration Ecology*, 5(4): 318-323.

BIBBY, C., N. BURGESS & D. HILL. 1993. Bird Census Techniques. Academic Press, Cambridge. 257 pp.

Blair, R. 1996. Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2): 506-519.

Blair, R. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity?. *Ecological Applications*, 9: 164-170.

BLAIR, R. 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? *In* Lockwood, J.L., McKinney, M.L. (Eds.), *Biotic Homogenization: The Loss of Diversity Through Invasion and Extinction*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, pp. 33–56.

BEISSINGER, S. & D. OSBORNE. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor*, 84: 75–83.

BLOGER, D., T. SCOTT & J. ROTENBERRY. 1997. Breeding bird abundance in an Urbanizing Landscape in Coastal Southern California. *Conservation Biology*, 11(2): 406-421.

BOHNING-GAESE, K., M. TAPER & J. BROWN. 1993. Are Declines in North American Insectivorous Songbirds Due to Causes on the Breeding Range? *Conservation Biology*, 7(1): 76-86.

BOLUND, P. & S. HUNHAMMAR. 1999. Ecosystem services in urban áreas. *Ecological Economics*, 29: 293-301.

CADENASSO, M., S. PICKETT & K. SCHWART. 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualising land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and Environment*, 5: 80-88.

CEDEUS, 2013. Síntesis principales resultados Conservatorios Urbanos 2013, área metropolitana Concepción. Centro de Desarrollo Urbano Sustentable. 12 pp.

CHACE, F. & J. WALSH. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1): 46-69.

CLARKE, R., P. SOMERFIELD & R. GORLEY. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 56-69.

CLERGEAU, P., J. SAVARD, G. MENNECHEZ & G. FALARDEAU. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *The Condor*, 100: 413-425.

CLERGEAU, P., J. JOKIMAKI & J. SAVARD. 2001. Are urban communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1122-1134.

CLERGEAU, P., S. CROCI, J. JOKIMÄKI, M. KAISANLAHTI-JOKIMÄKI & M. DINETTI. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European Latitudes. *Biological Conservation*, 127: 336-344.

COLEMAN, B. 1981. On random placement and species-area relations. *Mathematical Biosciences*, 54: 191-215.

COLWELL, R. 2013. ESTIMATES: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

CROOKS, K., A. SUAREZ & D. BOLGER. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 114: 451-462.

CURSACH, J. & J. RAU. 2008. Avifauna presente en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno, Sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, 14(2): 98-103.

DAVIS, S. 2004. Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *The Auk*, 121(4): 1130-1145.

DAVIS, A. Y., J. A. BELAIRE, M. A. FARFAN, D. MILZ, E. R. SWEENEY, S. R. LOSS, & E. S. MINOR. 2012. Green infrastructure and bird diversity across an urban socioeconomic gradient. *Ecosphere* 3(11):105. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00126.1>

DOWN, C. 1986. Effect of development on bird species composition of tow urban forested wetlands in Staten Island, New York. *Journal of Field Ornithology*, 63(4): 455-461.

EMLEN, J. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *Condor*, 76: 184-197.

FAGGI, A. & P. PERPELIZINI. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 8(2): 289-297.

FENINGER, O. 1983. Estudios cuantitativos sobre aves en áreas urbanas de Buenos Aires con densa población humana. *Hornero*, N° Extraordinario: 174-191.

FLEISHMAN, E., C. BETRUS, R. BLAIR, R. MACNALLY & D. MURPHY. 2002. Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecología*, 113: 78-89.

GERMAINE, S., S. ROSENSTOCK, R. SCHWEINSBURG & S. RICHARDSON. 1998. Relationships among breeding birds, habitat, and residential development in greater Tucson, Arizona. *Ecological Applications*, 8(3): 680-691.

GILLESPIE, T. & H. WALTER. 2001. Distribution of bird species richness at regional scale in tropical dry forest of Central America. *Journal of Biogeography*, 28(5): 651-662.

GONZÁLEZ, O. 2004. Ecología de aves urbanas en un Parque de la Ciudad de Lima. Tesis para optar por el título de Magíster en Zoología con Mención en Ecología y Conservación. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 102 pp.

GONZÁLEZ, D., G. ARIAS, J. BRAVO & O. SKEWES. 2003. Roedores consumidos por la lechuza blanca (*Tyto alba*) en un ambiente suburbano de la región de Ñuble, VIII Región, Chile. Noticiero Mensual del Museo Nacional de Historia Natural, 351: 3-8.

GONZÁLEZ, J., C. BONACHE, D. BUZO, A. DE LA FUENTE & L. HERNÁNDEZ. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la ciudad Puebla (México). Ardeola, 54(1): 53-67.

GONZÁLEZ, N., S. ARRIAGA, S. OCHOA, B. FERGUSON, C. KAMPICHLER & C. POZO. 2012. Ensamble de aves diurnas a través de un gradiente de perturbación en un paisaje en el sureste de México. Acta Zoológica Mexicana, 28(2): 237-269.

GREEN, R. 1984. Native and Exotic Birds in a Suburban Habitat. Australian Wildlife Research, 11(1): 181 – 190.

GREEN, D. & M. BAKER. 2002. Urbanization impacts on hábitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. Landscape an Urban Planning, 968: 1-15

GREEN, A. & J. FIGUEROLA. 2003. Aves acuáticas como bioindicadores en los humedales. Ecología, manejo y conservación de los humedales. *In* Paracuellos, M. Ed. Ecología, manejo y conservación de los humedales. Colección Actas, 49. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación de Almería). Almería. 250 pp.

GRIMM, N., S. FAETH, N. GOLUBIEWSKI, C. REDMAN, J. WU, X. BAI & M. BRIGGS. 2008. Global Change and Ecology of Cities. Science, 319: 756-760.

GUPTA, A. 2002. Geoindicator for Tropical Urbanization Environmental. Geology, 42: 736-742.

HERNÁNDEZ, J. 2002. Análisis de la megacefalia demográfica urbana mediante leyes de Zipf y de Potencia. Theoria, 11: 21-26.

HINOJOSA-SÁEZ, A., G. VALENZUELA-DELLAROSSA & D. GONZÁLEZ-ACUÑA. 2007. Avifauna en el Barrio Universitario de Concepción, Concepción Chile. Boletín Chileno de Ornitología, 13: 42-46.

- HOHTOLA, E. 1978. Differential changes in bird community structure with urbanization: a study in Central Finland, *Ornis Scandinavica*, 9: 94-100.
- HOOPER, G., E. SMITH, S. CRAWFORD, B. MCGINNES & V. WALKER. 1975. Nesting bird populations in a new town. *Wildlife Society Bulletin*, 3: 111-118.
- HUHTALO, H. & O. JÄRVINEN. 1977. Quantitative Composition of the Urban Bird Community in Tornio, Northern Finland. *Bird Study*, 24 (3): 179-185.
- HUI, W., D. KAIKAI, Y. BAOSHAN, & M. ZHENMIN. 2009. Urban Wetland Ecosystem: Function, Challenge and Strategy. Second International Conference on Environmental and Computer Science. 4 pp.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS (INE). 2002. XVII censo de Población y VI de vivienda. Santiago. 235 pp.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & J. HORTAL. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-162.
- JULLIARD, R., J. CLAVEL, V. DEVICTOR, F. JILGUET & D. COUVET. 2006. Spatial segregation of specialists and generalist in bird communities. *Ecological Letters*, 9: 1237-1244.
- JURI, D. & J. M. CHANI. 2005. Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana*, 49(1-2): 49-57.
- JURI, D. M. & J. M. CHANI. 2009. Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología Austral*, 19: 175-184.
- KALIVODOVA, E. & A. DAROLOVA. 1995. Bird communities of anthropogenic water habitats on Zitny Ostrov island (Danube region). *Ekologia* 14: 61-76.

KOSKIMIES, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Annales Zoologici Fennici*, 26: 153–166.

KUSCH, A., J. CÁRCAMO & H. GÓMEZ. 2008. Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile Austral. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 36: 45-51.

LANCASTER, R. & W. REES. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 57: 2358–2368.

LAUDENSLAYER, W. & R. BALDA. 1976. Breeding bird use a Pinyon-Juniper-Ponderosa Pine Ecotone. *Auk*, 93: 571-586.

LEVEAU, L. & C. LEVEAU. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19(1): 13-21.

MACDONALD-BEYERS, K. 2008. Habitat interactions structuring songbird communities across forest-urban edges. A dissertation submitted to the Graduate School-New Brunswick Rutgers, The State University of New Jersey In partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy Graduate Program in Ecology and Evolution. New Brunswick, New Jersey. 150 pp.

MAESTAS, J., R. KNIGHT & W. GILGERT. 2003. Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology*, 17(5): 1425-1434.

MARTÍNEZ, W. 2004. Estudio integrado del grado de antropización (INRA) a escala del paisaje: propuesta metodológica y evaluación. IASCP, 2004. 20 pp.

MARTÍNEZ, D. & G. GONZÁLEZ. 2004. Las aves de Chile: Nueva Guía de Campo. Ediciones del Naturalista. 620 pp.

MARZLUFF, J. 1997. Effects of urbanization and recreation on songbirds. *In* Block, William M.; Finch, Deborah M. (Tech. eds.). *Songbird ecology in southwestern ponderosa pine forests: a literature review*. Gen. Tech. Rep. RM-292. Fort Collins, CO: U.S. Dept. of

Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. pp. 89-102.

MARZLUFF, J., K. MCGOWAN, R. DONNELLY & R. KNIGHT. 2001. Causes and consequences of expanding America populations. *In* Marzluff, J., R. Bowman & R. Donnelly (Eds). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Press, Norwell, MA. 585 pp.

MARZLUFF, J. & A. RODEWALD. 2008. Conserving Biodiversity in Urbanizing Areas: Nontraditional Views from a Bird's Perspective. *Cities and the Environment*, 1(2): article 6, 27 pp.

MCGRANAHAN, G. & D. SATTERTHWAITE. 2003. Urban centres: an assessment of sustainability. *Annual Review of Environmental Resources*, 28:243-274.

MCKINNEY, M. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52(10): 883-890.

MENDIBURU, A. & J. ARIZAGA. 2011. Evolución estacional de la avifauna en un parque urbano del N de España: el caso de Cristina-Enea (Donostia-San Sebastian). *Chioglossa*, 3: 97-107.

MENDONÇA, A. & C. SUERTEGARAY. 2000. Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. *Ararajuba* 8(1): 1-8.

MILLER, J. & N. HOBBS. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape Urban Plan*, 50: 227-236.

MILLS, S., J. DUNNING & J. BATES. 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor*, 91: 416-428.

MODICA, G., M. VIZZARI, M. POLLINO, C. FICHERA, P. ZOCCALI & D. FAZIO. 2012. Spatio-temporal analysis of the urban-rural gradient structure: an application in a Mediterranean mountainous landscape. *Earth System Dynamics Discussions*, 3(2): 263-279.

MOLLES, M. 2008. Ecology: Concepts & Applications. Fourth Edition. McGraw-Hill Companies Editorial. New York. EE.UU. 572 pp.

OVERINTONG, S., A. GRIFFIN, D. SOL & L. LEFEBVRE. 2011. Are innovate species ecological generalists? A test in North American birds. Behavioral Ecology, 22(6): 1286-1293.

PAUCHARD, A., M. AGUAYO, E. PEÑA & R. URRUTIA. 2006. Multiple effects of urbanization on biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). Biological Conservation: 272-281.

PETRY, M. & J. SCHERER. 2008. Distribuição da avifauna em um gradiente no Rio Dos Sinos, São Leopoldo, Rio Grande Do Sul, Brasil. Biodiversidade Pampeana, 6(2): 19-29.

POFF, N. 1997. Landscape filters and Species Traits: Toward Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. Journal of the North American Benthological Society, 16(2): 391-409.

REYNAUD, P. & J. THIOULOUSE. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. Journal of Environmental Management, 59: 121-140.

ROJAS, C., J. PINO, C. BASNOU & M. VIVANCO. 2013a. Assessing land-use and -cover changes in relation to geographic factors and urban planning in the metropolitan area of Concepción (Chile). Implications for biodiversity conservation. Applied Geography, 39: 93-103.

ROJAS, C., J. PINO & E. JAQUE. 2013b. Strategic Environmental Assessment in Latin America: A methodological proposal for urban planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). Land Use Policy, 30(1): 519-527.

ROMERO, H. & A. VÁSQUEZ. 2005. Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. Revista EURE, 31 (94): 91-117.

ROMERO, H. & A. VÁSQUEZ. 2009. El crecimiento especial de las ciudades intermedias chilenas de Chillan y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos.

In Geraiges, A., J. Sanches & A. Luchiari (Eds.). América Latina: sociedade e meio ambiente. CLASCOS Livros, Departamento de Geografía, Universidade de São Paulo, Brasil. 284 pp.

SALINAS, E. 2010. Procesos urbanos recientes en el área metropolitana de Concepción. In Pérez, L. & R. Hidalgo (Eds.). Concepción Metropolitano, Evolución y Desafíos. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 320 pp.

SALINAS, E. & L. PÉREZ. 2011. Procesos urbanos recientes en el Área Metropolitana de Concepción: transformaciones morfológicas y tipologías de ocupación. Revista de Geografía Norte Grande, 49: 79-97.

SAN MARTÍN, J. 2009. Un ejemplo de explotador urbano: consumo de frutos de árboles exóticos por el jilguero (*Carduelis barbata*), en dos centros urbanos de la zona central de Chile. Nuestras Aves, 54: 30-32.

SAN MARTÍN, J. & J. JIMÉNEZ. 2011. Efectos de la urbanización en los ensambles de aves de la ecorregión valdiviana. X Congreso Chileno de Ornitología, Santiago 27 al 30 de septiembre de 2011. Libro Resumen. 125 pp.

SAVARD, J., P. CLERGEAU & G. MENNECHEZ. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystem. Landscape and Urban Planning, 48(3): 131-142.

SCHERER, J., A. SCHERER & M. PETRY. 2010. Estrutura trófica e ocupação de hábitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Biotemas, 23(1): 169-180.

SMITH, P. 2003. Winter bird use of urban and rural habitats in Ontario. The Canadian Field-Naturalist, 117(2): 173-183.

SMITH, G. & H. ROMERO. 2009. Efectos del crecimiento urbano del área metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lengua. Revista Geográfica Norte Grande, 43: 81-93.

- SOUTHWOOD, T. 1961. The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. *Journal of Animal Ecology*, 30(1): 1-8
- SQUEO, F. 2003. Clasificación revisada de los ecosistemas terrestres del país y sus prioridades de conservación. Informe Final. Universidad de la Serena, Chile. 26 pp.
- TÁBILO, E. 2003. El Beneficio de los Humedales en la Región Neotropical. Centro Neotropical de Entrenamiento en Humedales. La Serena, Chile. 81 pp.
- TAHA, H. 1997. Urban climates and heat island: albedo, evotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buldings*, 25: 99-103.
- TORRES-GÓMEZ, M., L. DELGADO, V. MARÍN & R. BUSTAMANTE. 2009. Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aysén (Región de Aysén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 82: 73-82
- URQUIZA, A. & J. MELLA. 2002. Riqueza y Diversidad de aves en parque de Santiago durante el período estival. *Boletín Chileno de Ornitología*, 9: 12-21.
- VALADÃO, R., A. FRANCHIN & O. MARÇAL JÚNIOR. 2006. A avifauna no Parque Municipal Victório Siquierolli, zona urbana de Uberlândia (MG). *Biotemas*, 19(1): 81-91.
- VÁSQUEZ, A., S. RIVEROS & H. ROMERO. 2006. Sustentabilidad del desarrollo urbano del Gran Concepción: efectos ambientales del crecimiento urbano. Proyecto FONDECYT 1050423. 12 pp.
- VISSER, M., L. HOLLEMAN & S. CARO. 2009. Temperature has a causal effect on avian timing of reproduction. *Proceedings of the Royal Society*, 276: 2323-2331.
- WILLSON, M. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55: 1017-1029.

TABLAS Y FIGURAS

Tabla I. Listado de especies de aves con su taxonomía, nombre común, gremio, origen, estado de conservación, Promedio (Prom.) y Abundancia relativa (Abund. Relat.). H: Herbívoro; O: Omnívoro; G: Granívoro; I: Insectívoro; IG: Insectívoro Granívoro; C: Carnívoro Int: Introducido; Nat: Nativo; Cos: Cosmopolita; End: Endémico; Categoría UICN: LC: Preocupación menor; EN: En peligro; VU: Vulnerable.

	Especie	Nombre Común	Gremio	Origen	Estado de Conservación	Prom.	Abund. Relat.
O. Anseriformes							
Fam. Anatidae	<i>Aix sponsa</i>	Pato pekín	H	Int	LC	2.4	0.1
	<i>Anas cyanoptera</i>	Pato colorado	H	Nat	LC	2.0	0.1
	<i>Anas flavirostris</i>	Pato jergón chico	H	Nat	LC	3.0	0.1
	<i>Netta peposaca</i>	Pato negro	H	Nat	LC	2.0	0.1
	<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne de cuello negro	H	Nat	LC/ EN-VU	2.0	0.1
O. Falconiformes							
Fam. Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	O	Nat	LC	73.4	2.6
O. Charadriiformes							
Fam. Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	I	Nat	LC	76.5	2.7
Fam. Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota	O	Cos	LC	40.8	1.4
O. Columbiformes							
Fam. Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma	O	Int	LC	334.8	12.2
	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	G	Nat	LC / EN-VU	18.8	0.7
	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	G	Nat	LC	54.1	1.9
O. Strigiformes							
Fam. Strigidae	<i>Athene cunicularia</i>	Pequen	C	Nat	LC	31.1	1.1
O. Apodiformes							
Fam. Trochilidae	<i>Sephanoides sephanooides</i>	Picaflor	N	Nat	LC	169.5	6.0
O. Passeriformes							
Fam. Furnariidae	<i>Cinclodes patagonicus</i>	Churrete	I	Nat	LC	5.8	0.2
	<i>Pygarrhichas albogularis</i>	Comesebo Grande	I	Nat	LC	130	4.6
Fam. Rhinocryptidae	<i>Pteroptochos castaneus</i>	Hued Hued	I	Nat	LC	27.8	1.0
	<i>Pteroptochos megapodius</i>	Turca	I	End	LC	27.8	1.0
	<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chucao	I	End	LC	25.5	0.9
	<i>Scytalopus fuscus</i>	Tapaculo	I	End	LC	29.1	1.0
Fam. Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	I	Nat	LC	59.4	2.1
	<i>Elaenia albiceps</i>	Fio fio	I	Nat	LC	47.4	1.7
	<i>Lessonia rufa</i>	Colegial	I	Nat	LC	1.8	0.1
Fam. Cotingidae	<i>Phytotoma rara</i>	Rara	H	Nat	LC	23.3	0.8
Fam. Hirundinidae	<i>Tachycineta meyeri</i>	Golondrina	I	Nat	LC	27.5	1.0
Fam. Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	I	Nat	LC	124.5	4.4
Fam. Turdidae	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	O	Nat	LC	199	7.1
Fam. Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca	IG	Nat	LC	49.6	1.8
	<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino	G	Nat	LC	52.9	1.9
	<i>Sicalis luteola</i>	Chirigüe	IG	Nat	LC	141	5.0
Fam. Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	G	Nat	LC	154.9	5.5
Fam. Icteridae	<i>Agelasticus thilius</i>	Trile	I	Nat	LC	2.4	0.1
	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	O	Nat	LC	65.2	2.3
	<i>Sturnella loyca</i>	Loica	I	Nat	LC	40.0	1.4
Fam. Fringillinae	<i>Sporagra barbata</i>	Jilguero	G	Nat	LC	131.6	4.7
Fam. Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	IG	Int	LC	6.5.6	22.5

Tabla II. Correlaciones entre el Índice de Squeo y cada parámetro ecológico evaluado para las Transectas. N: Abundancia; S: Riqueza; H': Diversidad; J': Equidad; D': Dominancia; G: Gremio

Transecta	Parámetro						
		N	S	H'	J'	D'	G
Transecta 1	R	-0,208	-0,847	-0,839	-0,568	0,815	-0,835
	p	0,441	< 0,05	< 0,05	0,022	< 0,05	< 0,05
Transecta 2	R	-0,143	-0,802	-0,857	-0,104	0,827	-0,805
	p	0,596	< 0,05	< 0,05	0,700	< 0,05	< 0,05
Transecta 3	R	-0,869	-0,828	-0,821	0,144	0,809	-0,922
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,595	< 0,05	< 0,05
Transecta 4	R	-0,893	-0,955	-0,929	-0,429	0,929	-0,927
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,337	< 0,05	< 0,05
Transecta 5	R	-0,648	-0,875	-0,855	-0,467	0,891	-0,725
	p	0,043	< 0,05	< 0,05	0,174	< 0,05	< 0,05
Transecta 6	R	-0,893	-0,955	-0,964	-0,714	0,964	-0,973
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,071	< 0,05	< 0,05
Transecta 7	R	-0,377	-0,363	-0,105	0,198	0,080	0,021
	p	0,204	0,222	0,734	0,517	0,796	0,945

En negrita relación lineal inexistente.

Tabla III. Correlaciones entre el Índice de Squeo y el origen de las aves para cada una de las Transectas. C: Cosmopolita; E: Endémico; I: Introducido; N: Nativo.

Transecta	Origen				
		C	E	I	N
Transecta 1	R	0,595	-0,554	0,833	-0,891
	p	0,015	0,026	< 0,05	< 0,05
Transecta 2	R	0,688	-0,790	0,683	-0,887
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Transecta 3	R	0,670	-0,849	0,699	-0,857
	p	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Transecta 4	R	***	-0,757	0,896	-0,955
	p	***	0,049	< 0,05	< 0,05
Transecta 5	R	***	-0,696	0,749	-0,878
	p	***	0,025	< 0,05	< 0,05
Transecta 6	R	***	-0,408	0,791	-0,955
	p	***	0,363	< 0,05	< 0,05
Transecta 7	R	-0,155	***	0,364	-0,316
	p	0,614	***	0,222	0,293

*** Corresponde a valores que no fueron registrados en las observaciones para esa transecta. En negrita relación lineal inexistente.

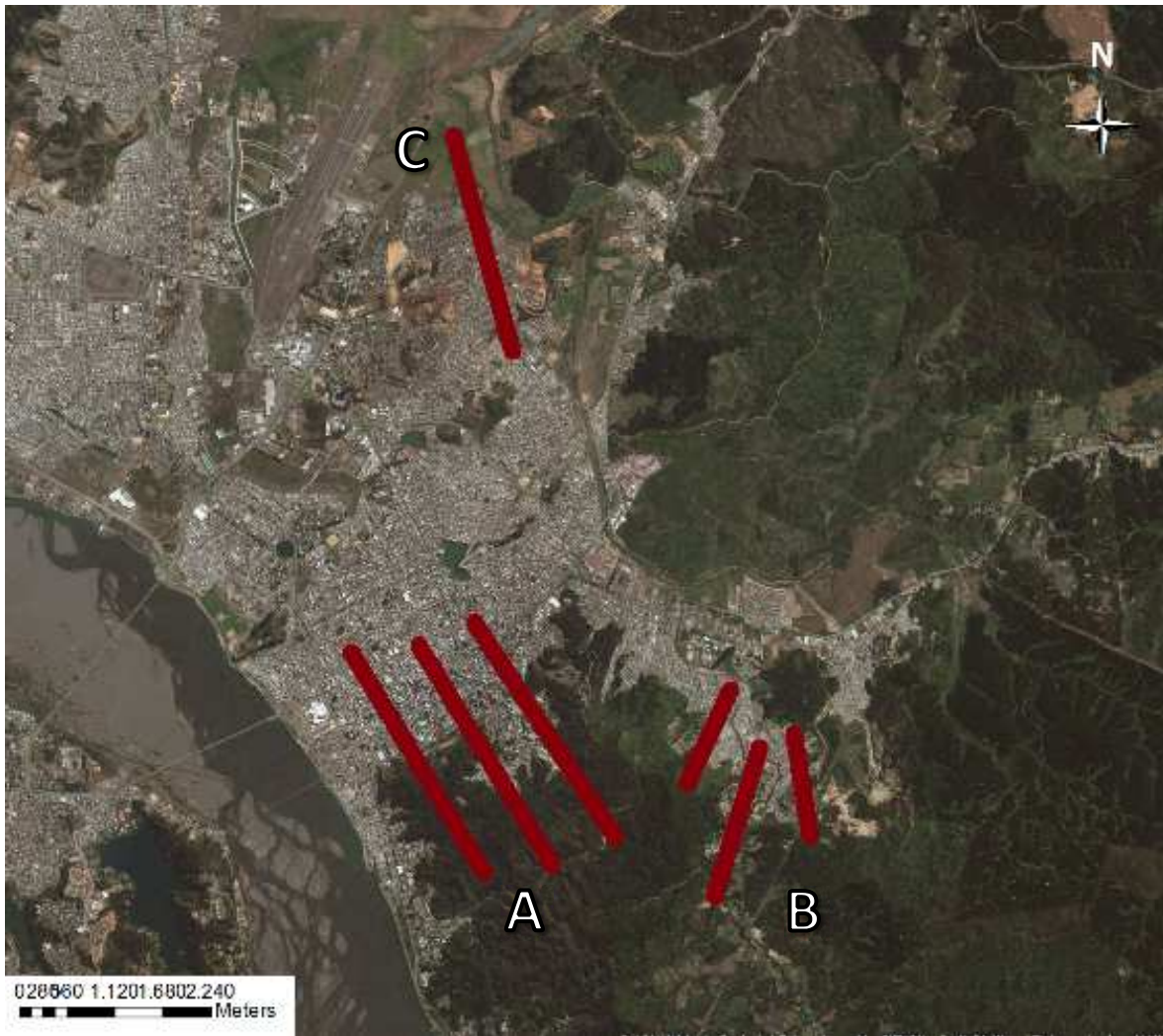


Figura 1. Vista general de la distribución de las transectas en los tres sectores observados. A) Concepción B) Nonguén C) Humedal Rocuant.

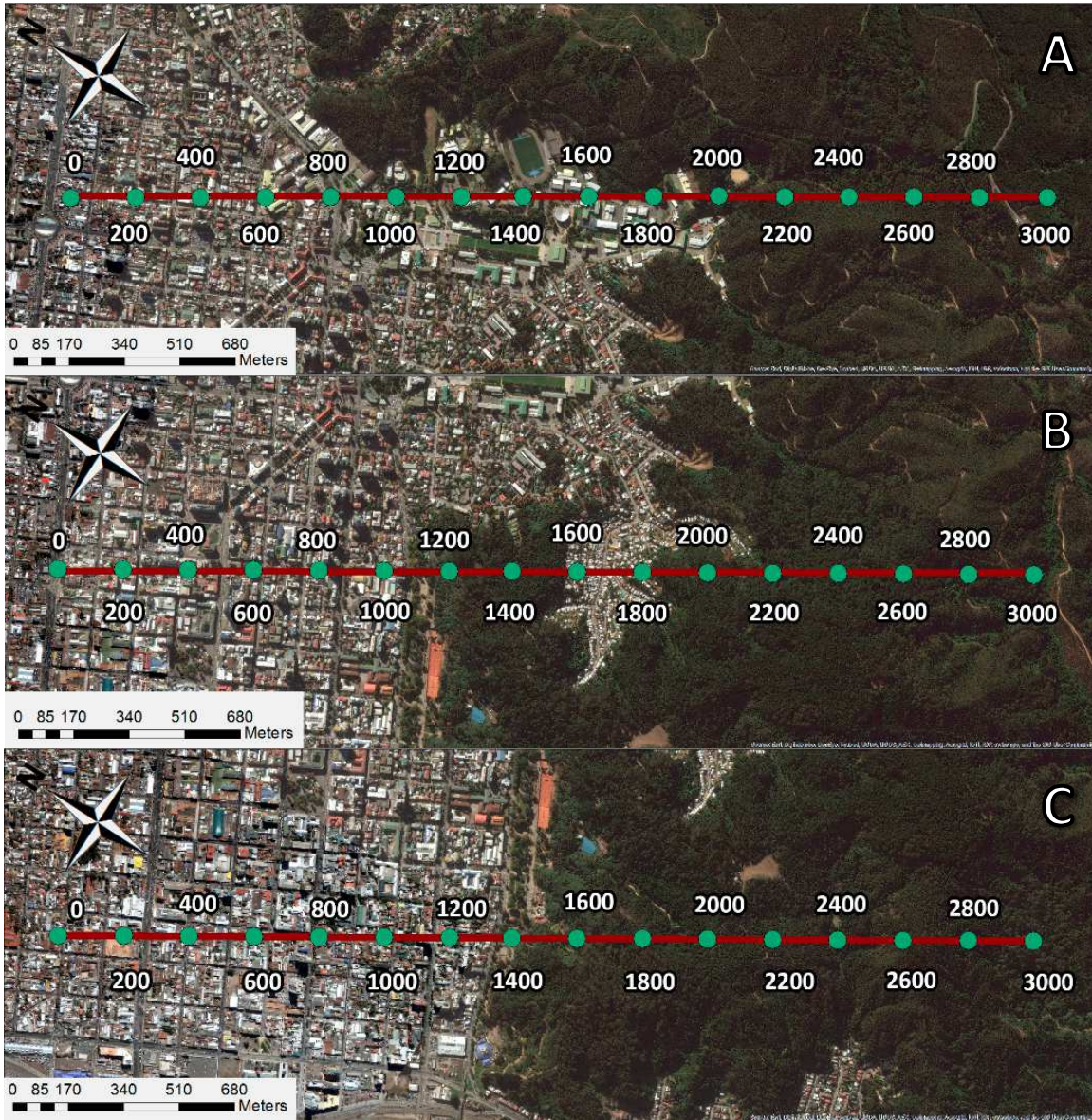


Figura 2. Disposición de las Transectas del Sector Concepción. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3.

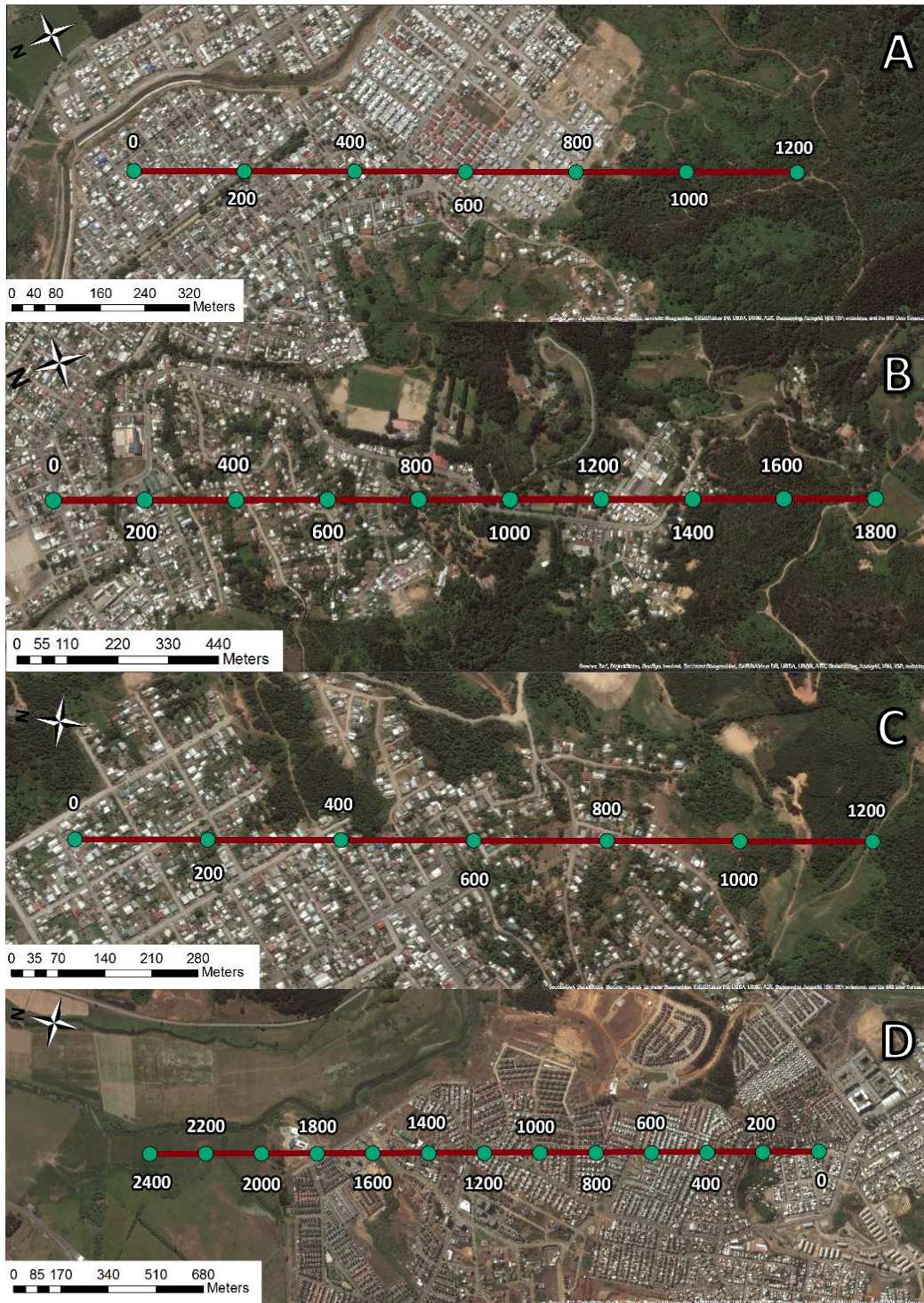


Figura 3. Transectas Correspondientes al Sector Nonguén y Humedal Rocuant: A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. D) Transecta 7 (Humedal Rocuant).

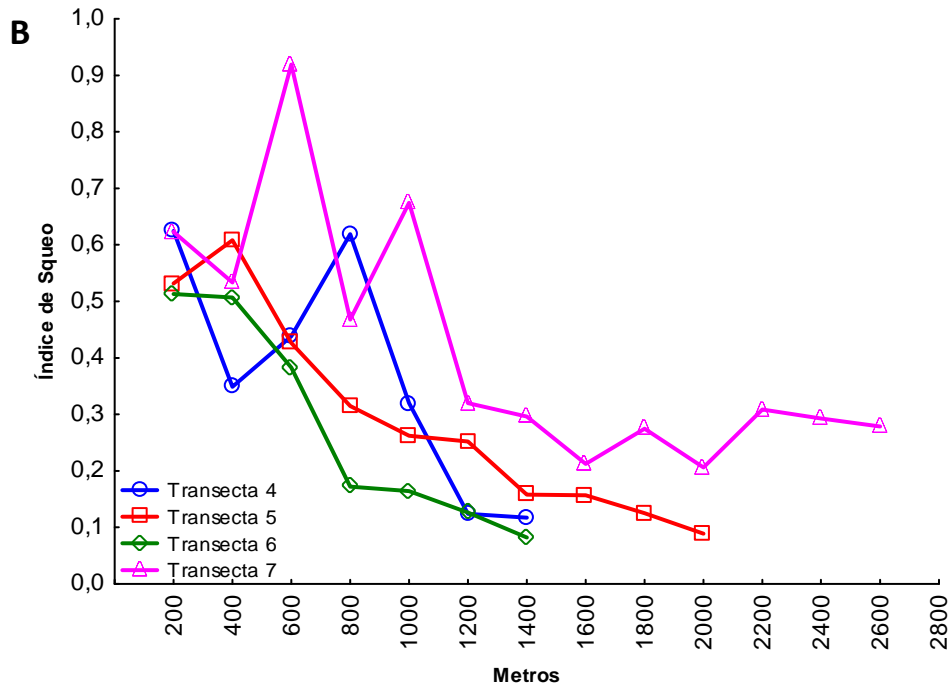
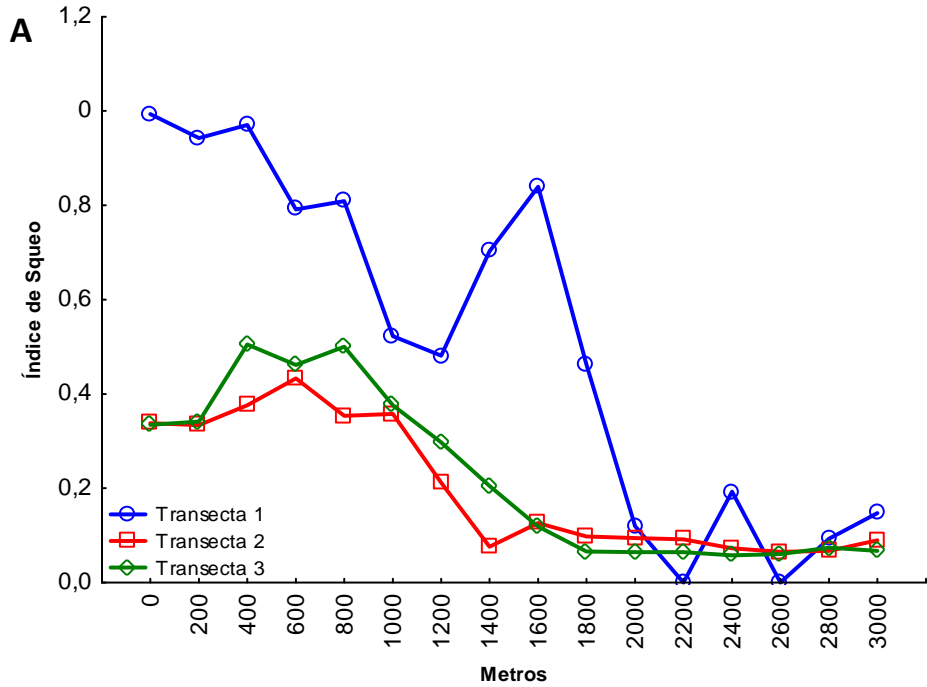


Figura 4. Índice de Squeo a través de un gradiente urbano que parte desde el centro de la matriz urbana en el punto 0 m, hasta los límites de cada transecta. A) Sector Concepción. B) Sector Nonguén y Humedal Rocuant.

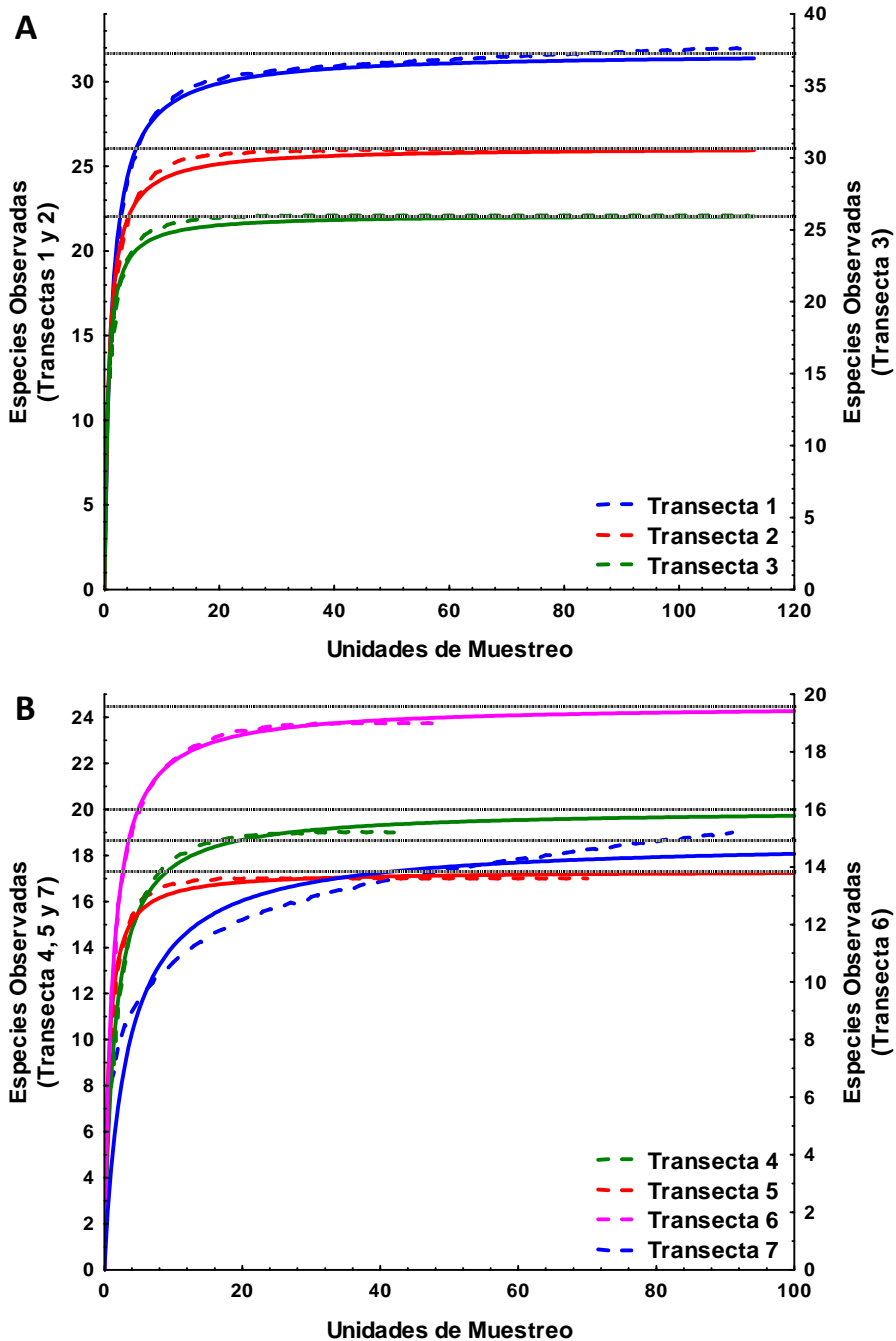


Figura 5. Curva de acumulación de especies para las aves observadas en Concepción según las transectas, calculadas con EstimateS Versión 9. (Colwell, 2013). Cada unidad de muestreo es una observación dentro de 4 minutos. Línea discontinua: curva aleatorizada. Línea continua: función de Clench ajustada a cada curva aleatorizada. Línea Punteada: Asíntota estimada. A). Transectas 1 ($R= 0,61683$; $m=0,0029$; $y=31,70$), 2 ($R= 0,51683$; $m= 0,001$; $y=26,12$) y 3 ($R= 0,44347$; $m= 0,001$; $y=26,05$). B) Transectas 4 ($R=0,99459$; $m= 0,012$; $y=20,0$), 5 ($R=0,97440$; $m= 0,002$; $y=17,33$), 6 ($R= 0,99805$; $m= 0,008$; $y=19,63$) y 7 ($R= 0,93848$; $m= 0,006$; $y=18,66$).

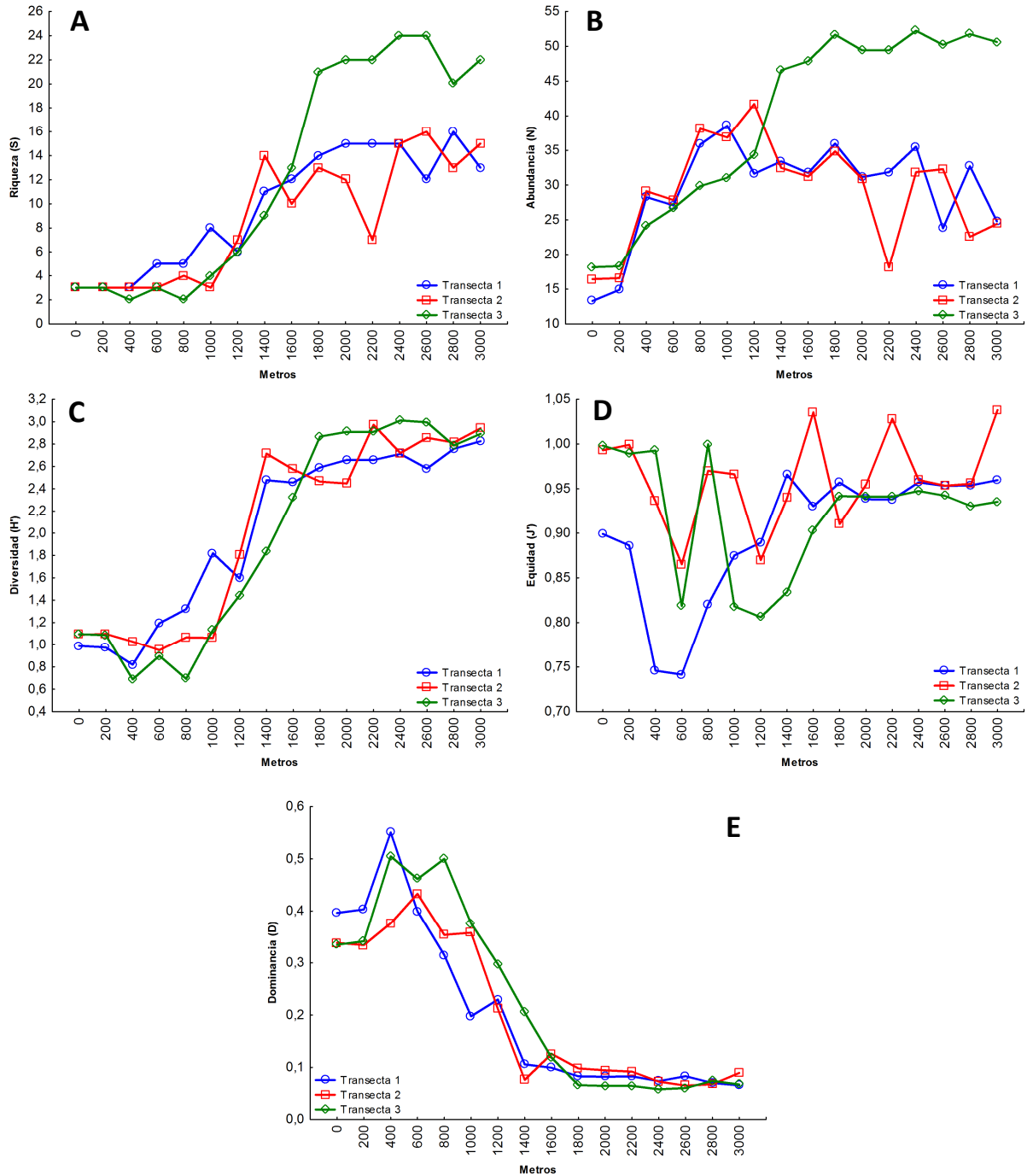


Figura 6. Parámetros ecológicos determinados para el Sector Concepción a través de un gradiente urbano. A) Riqueza (S). B) Abundancia (N). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D).

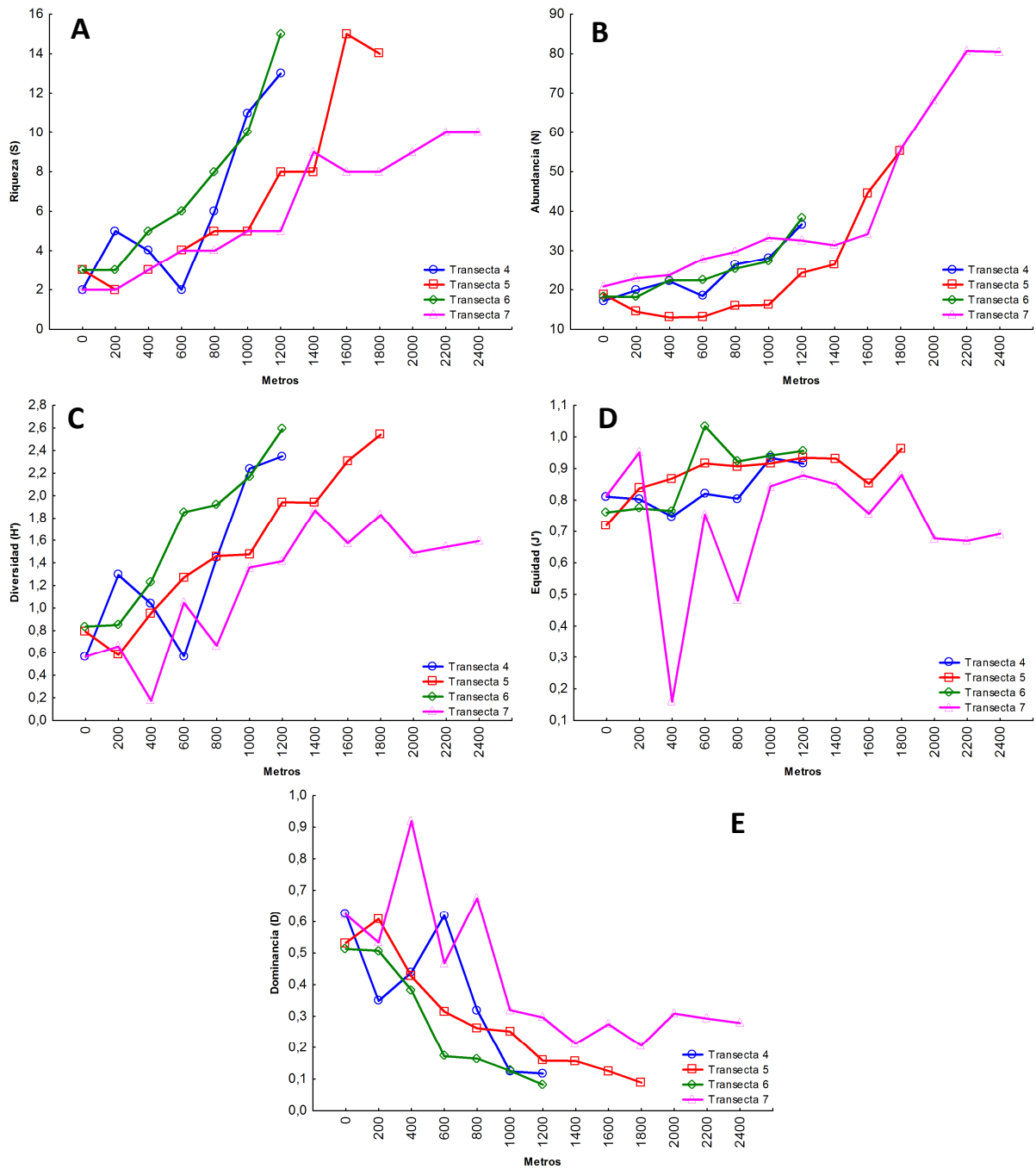


Figura 7. Parámetros ecológicos determinados para el Sector Nonguén y Humedal Rocuant a través de un gradiente urbano. A) Riqueza (S). B) Abundancia (N). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D).

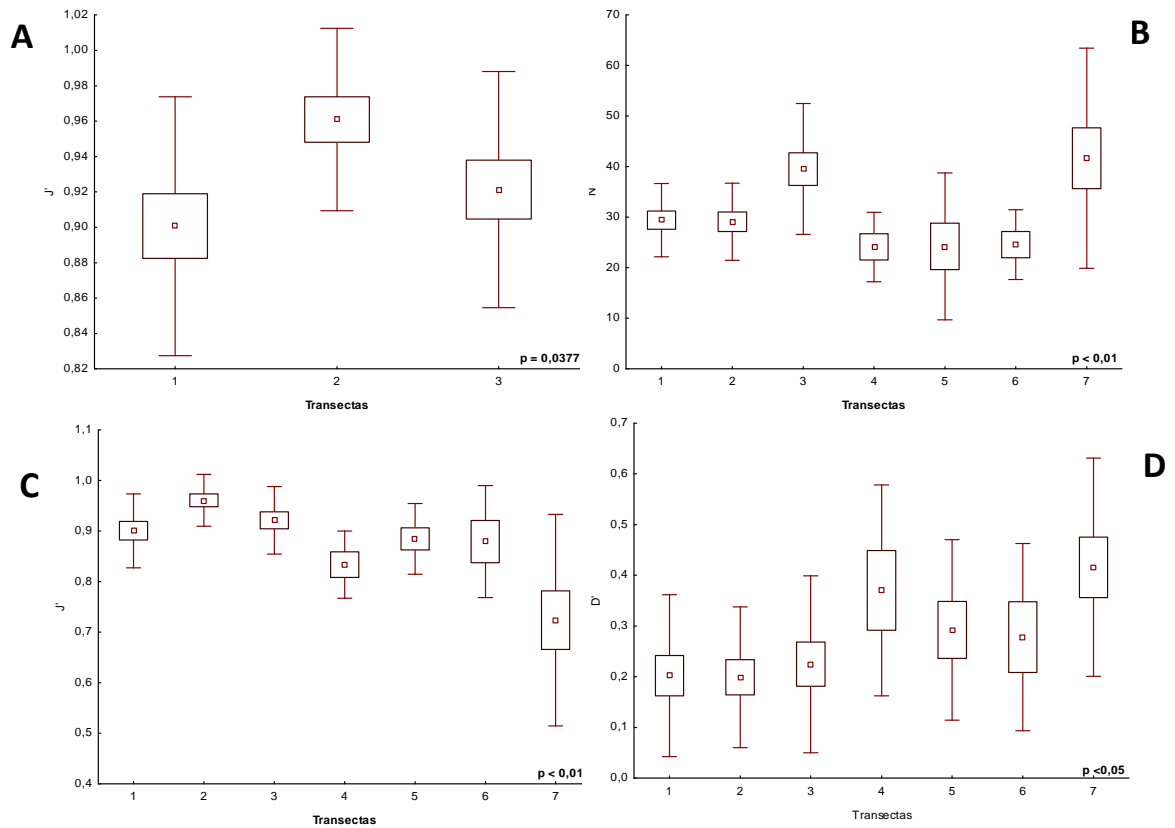


Figura 8. Gráficos de caja de la prueba de Kruskal-Wallis sólo con diferencias significativas. A) Equidad (J') para las Transectas 1, 2 y 3. B) Abundancia (N), C) Equidad (J') y D) Dominancia (D).

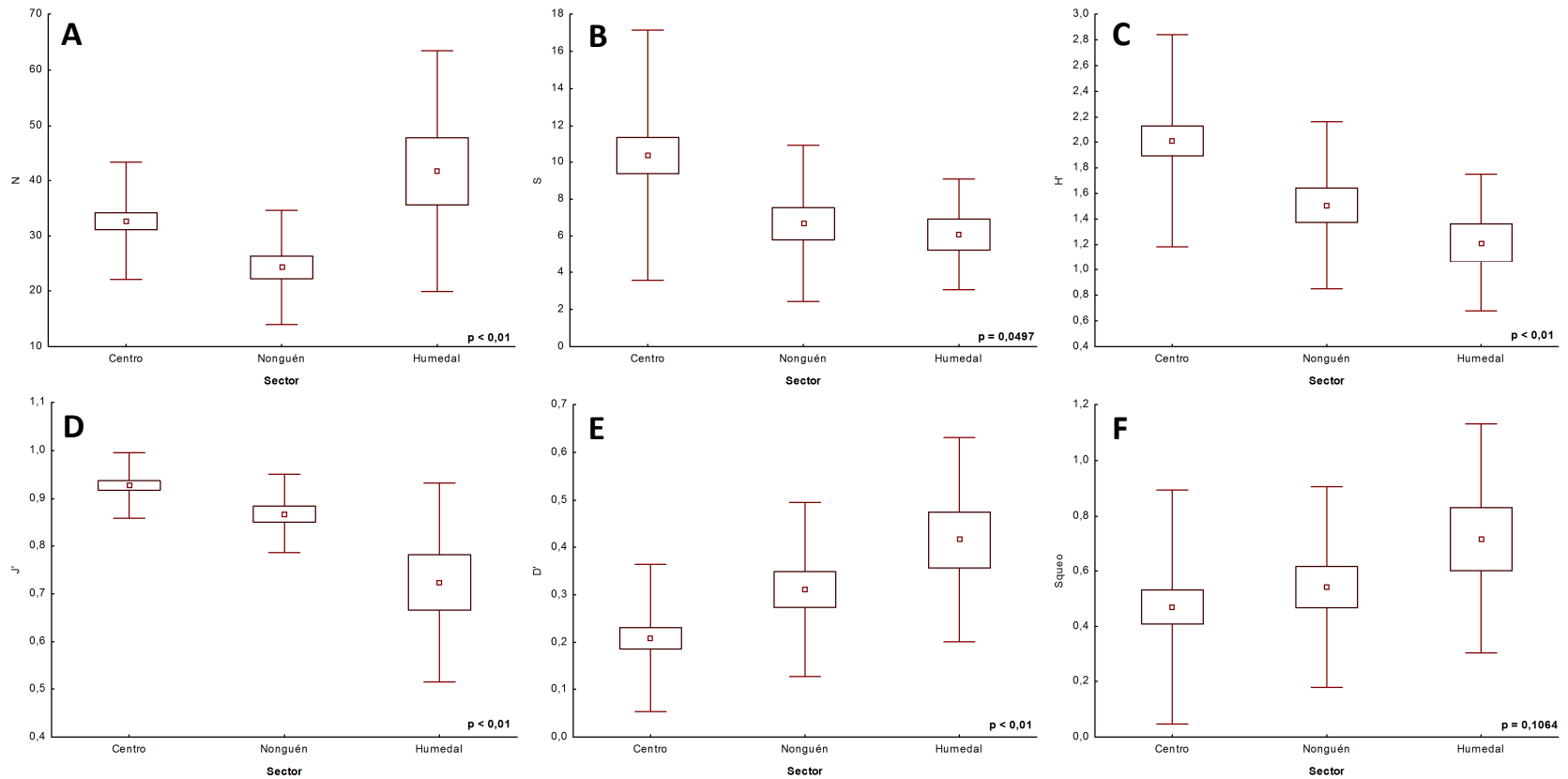


Figura 9. Gráficos de caja de la prueba de Kruskal-Wallis para: A) Abundancia (N). B) Riqueza (S). C) Diversidad (H'). D) Equidad (J'). E) Dominancia (D') y F) Índice de Squeo. Para los sectores de cada transecta.

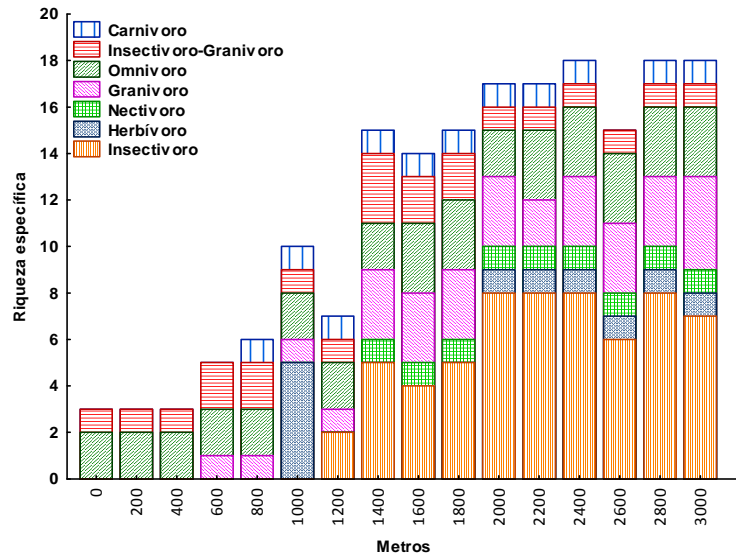
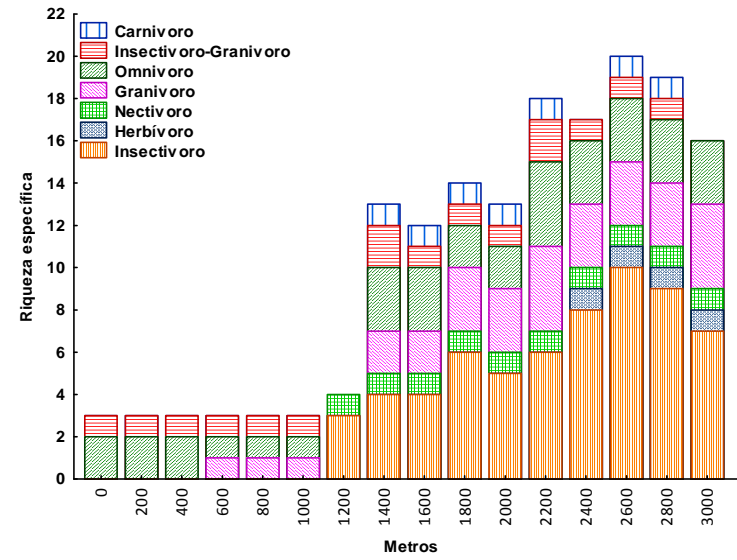
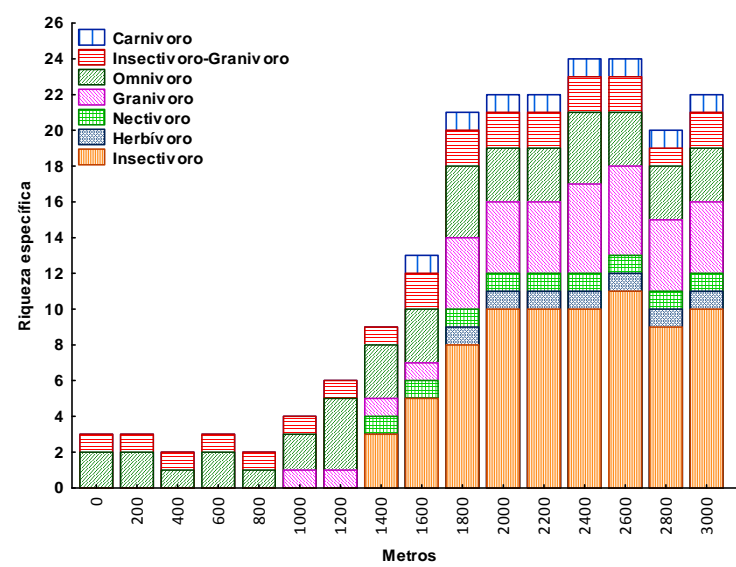
A**B****C**

Figura 10. Gremios de aves a través del gradiente urbano. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3.

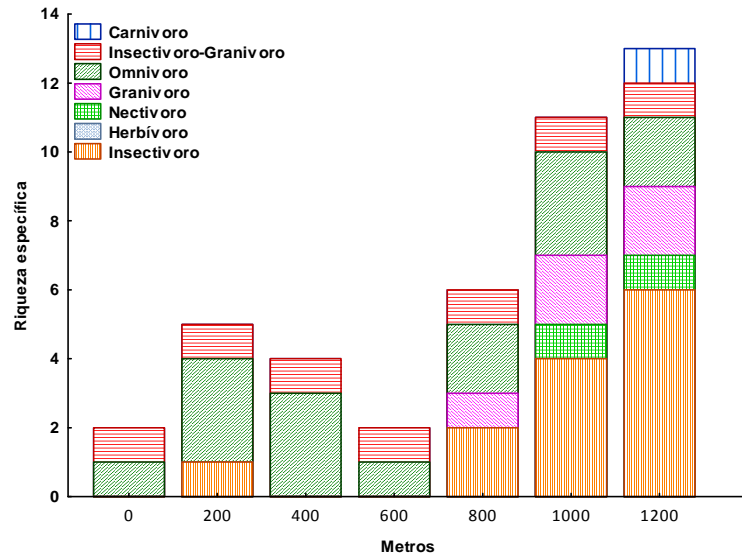
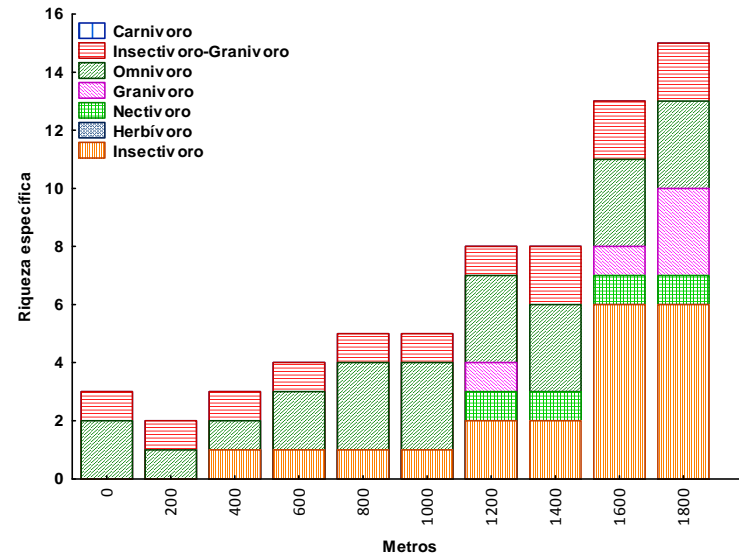
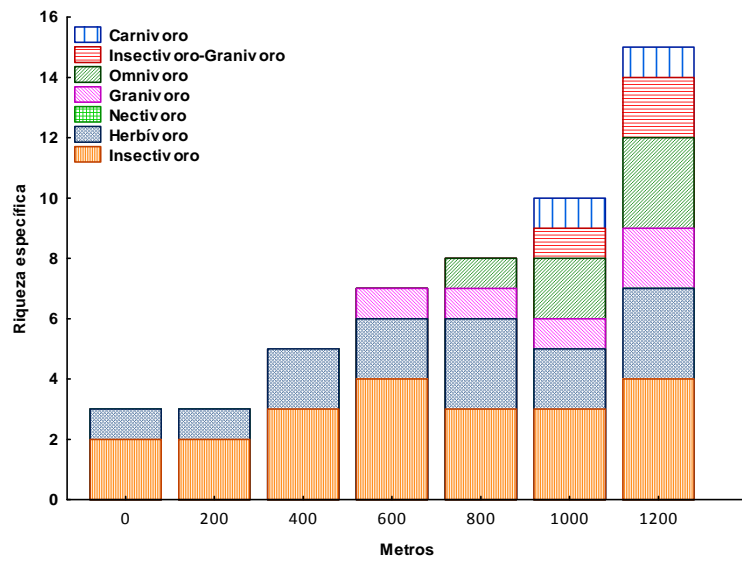
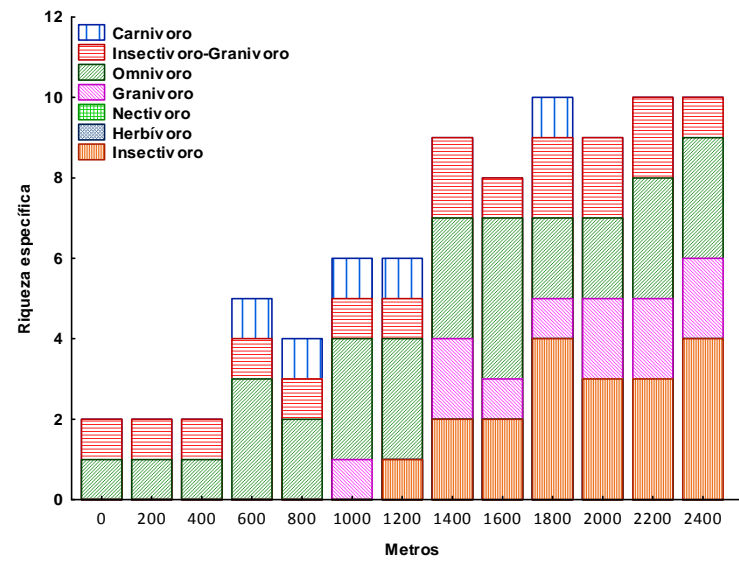
A**B****C****D**

Figura 11. Gremios de aves a través del gradiente urbano. A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. D) Transecta 7.

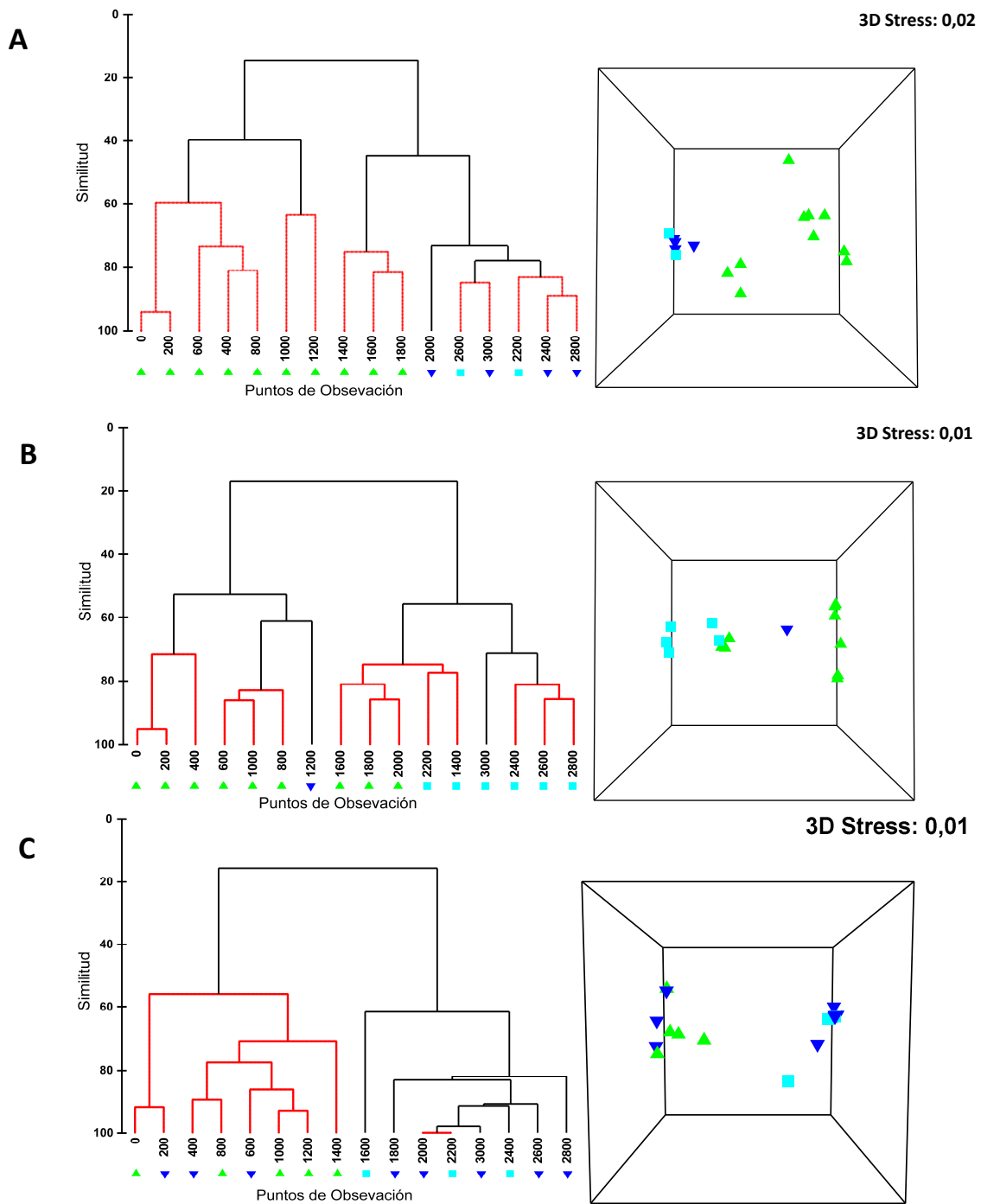


Figura 12: Dendrogramas de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (Columna derecha) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A) Transecta 1. B) Transecta 2. C) Transecta 3. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($p < 0.05$).

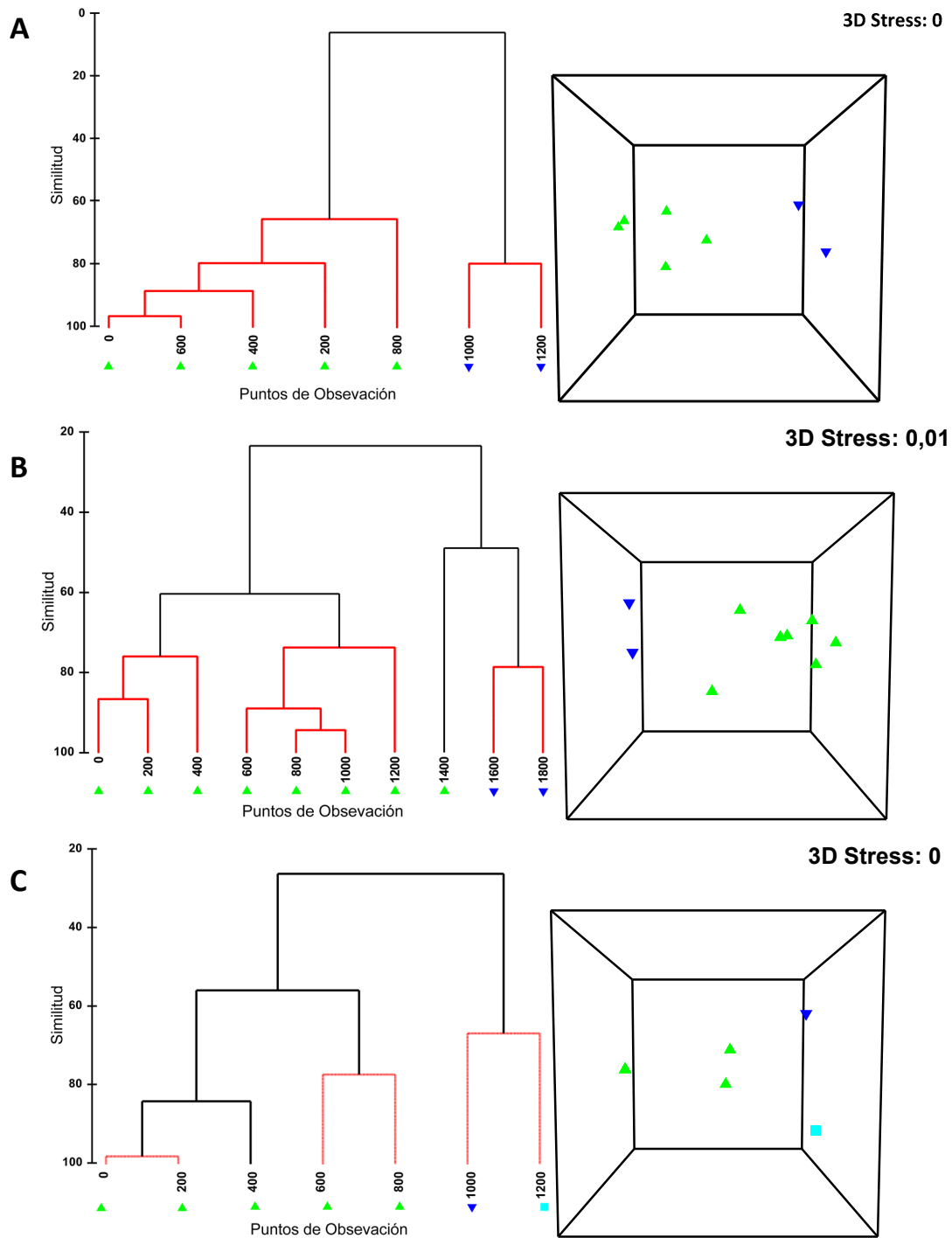
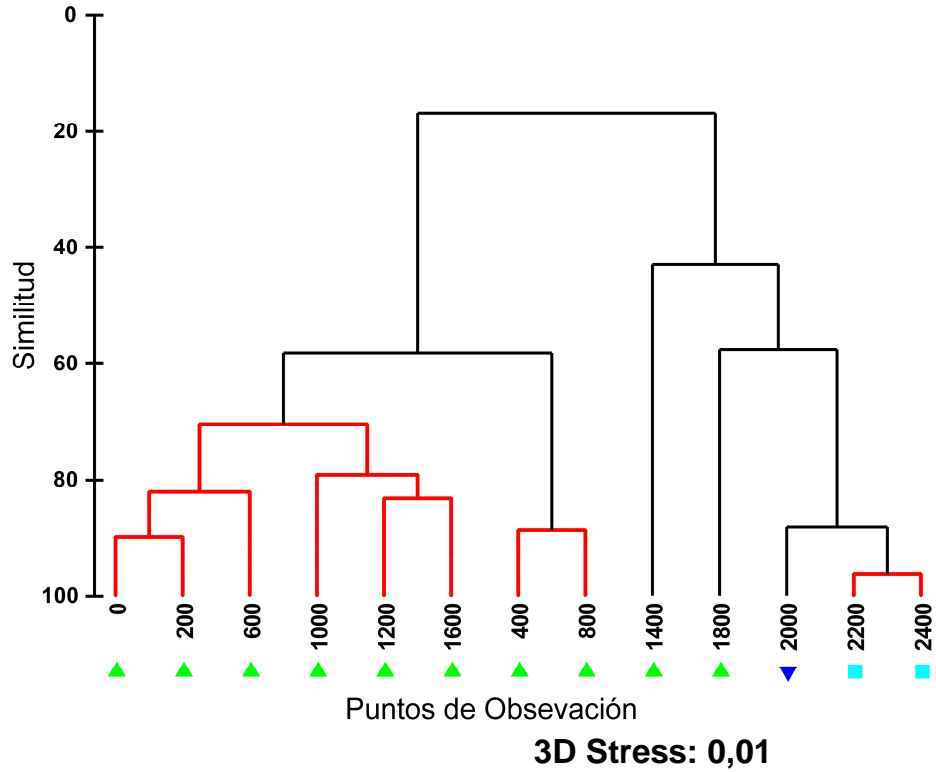


Figura 13: Dendrogramas de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (Columna izquierda) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional (columna derecha) basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A) Transecta 4. B) Transecta 5. C) Transecta 6. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).



3D Stress: 0,01

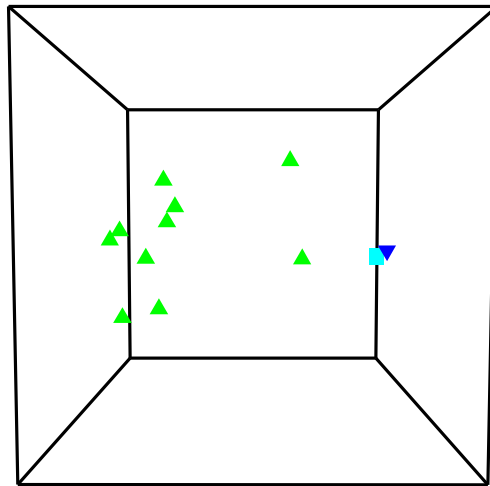


Figura 14: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF (arriba) y análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional (abajo) basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de la Transecta 7. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).

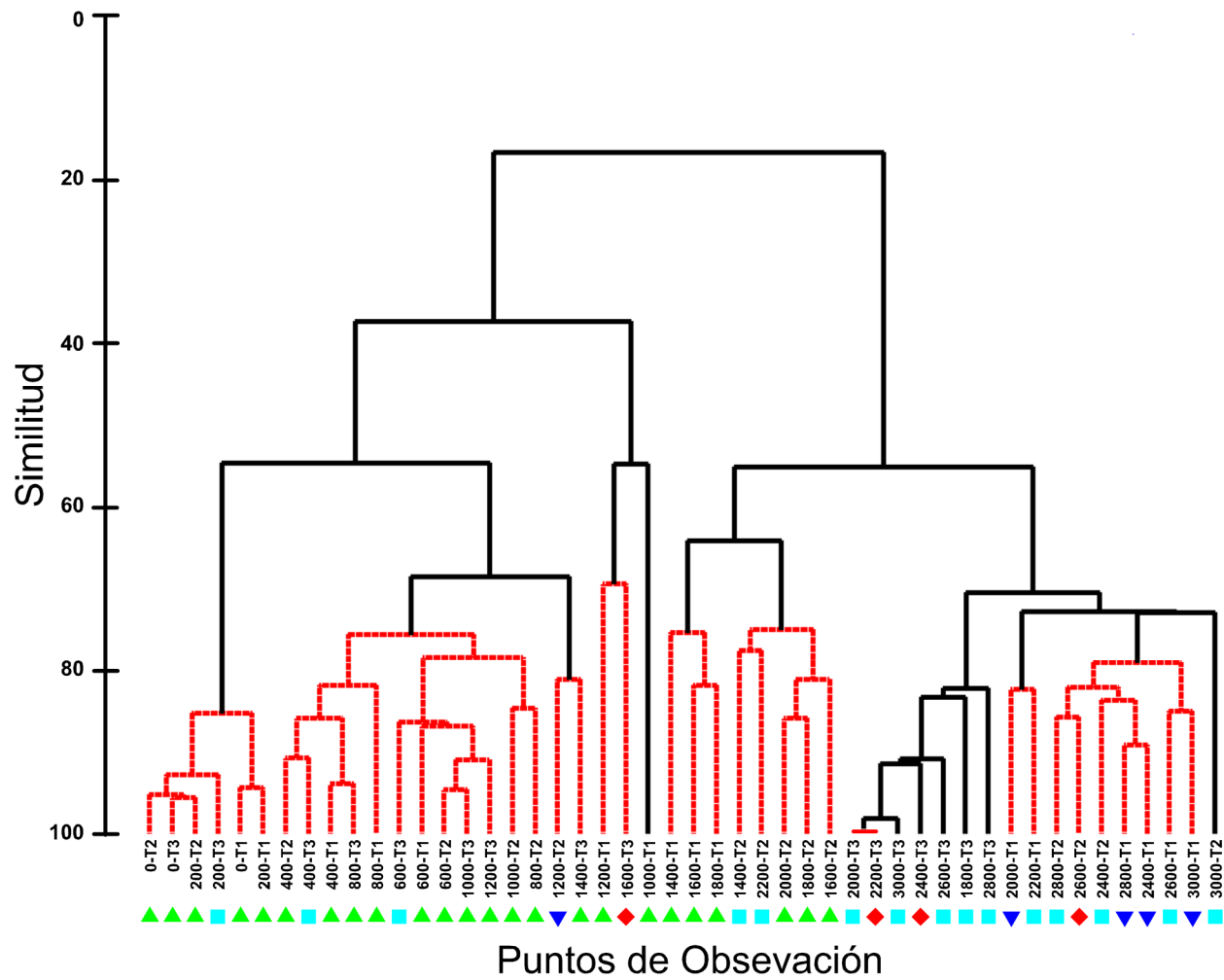


Figura 15: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación entre las transectas 1, 2 y 3. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).

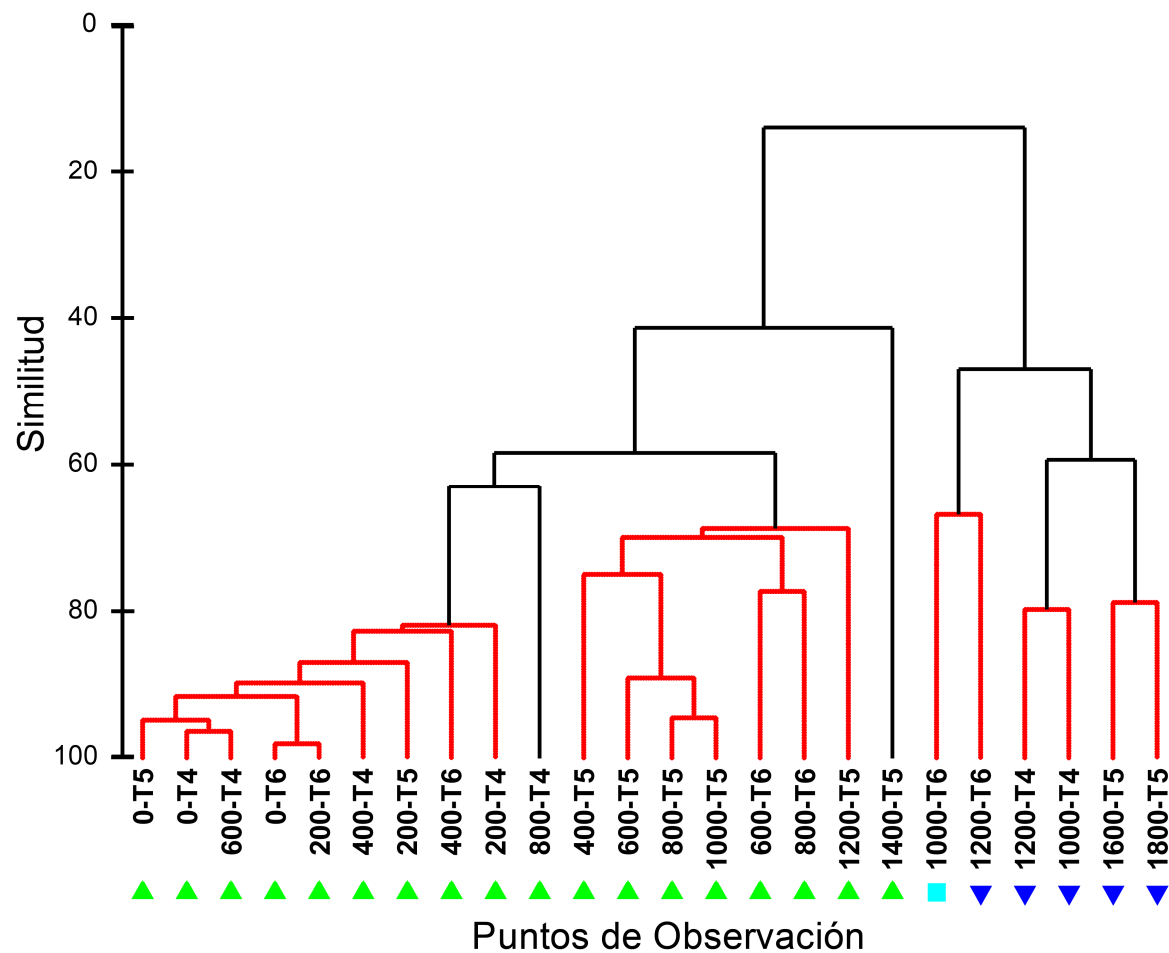


Figura 16: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación entre las transectas 4, 5 y 6. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ♦ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).

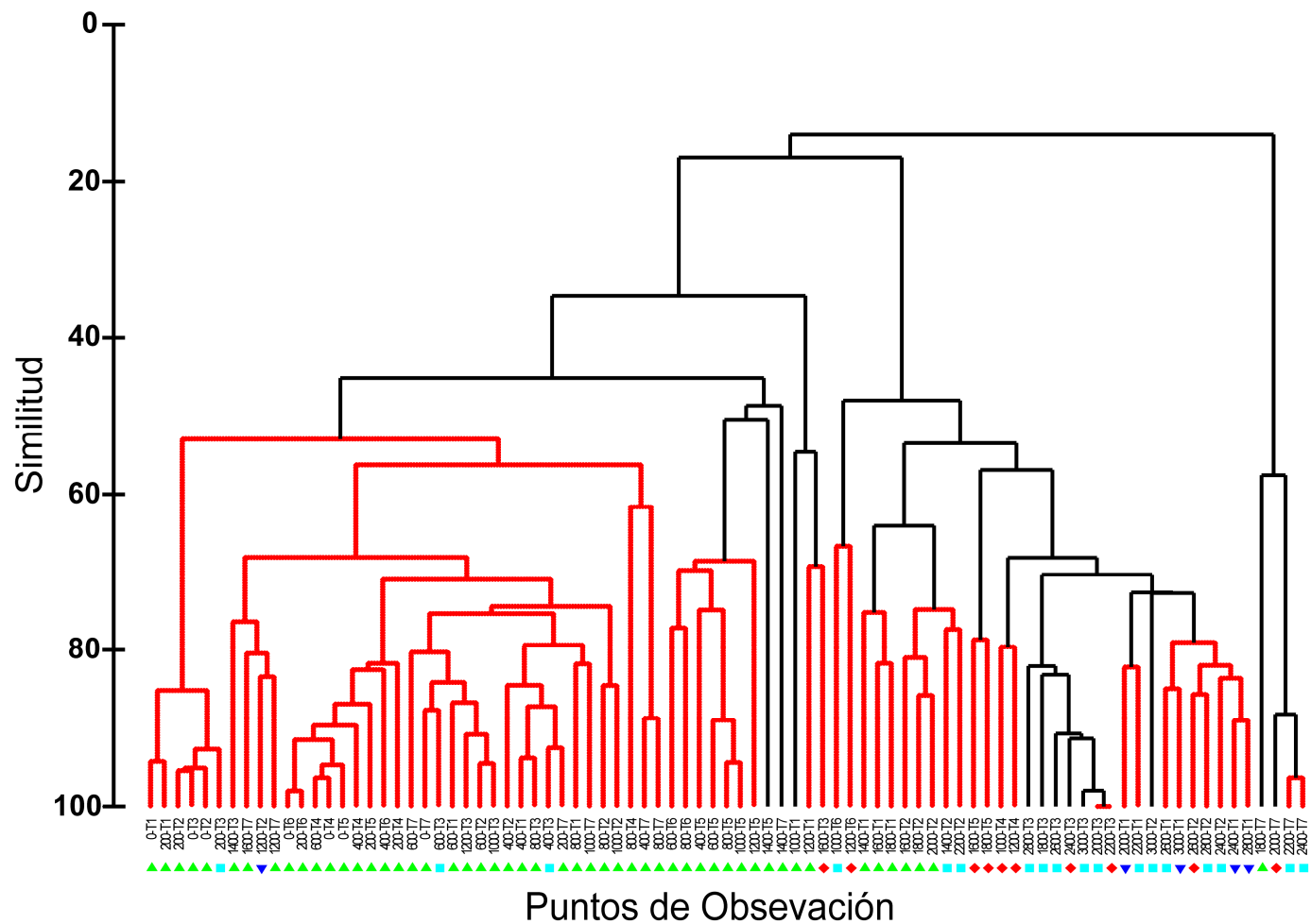


Figura 17: Dendrograma de agrupamiento por distancia mediante prueba de SIMPROF en los datos de abundancia de aves para los puntos de observación a través de todas las transectas observadas. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).

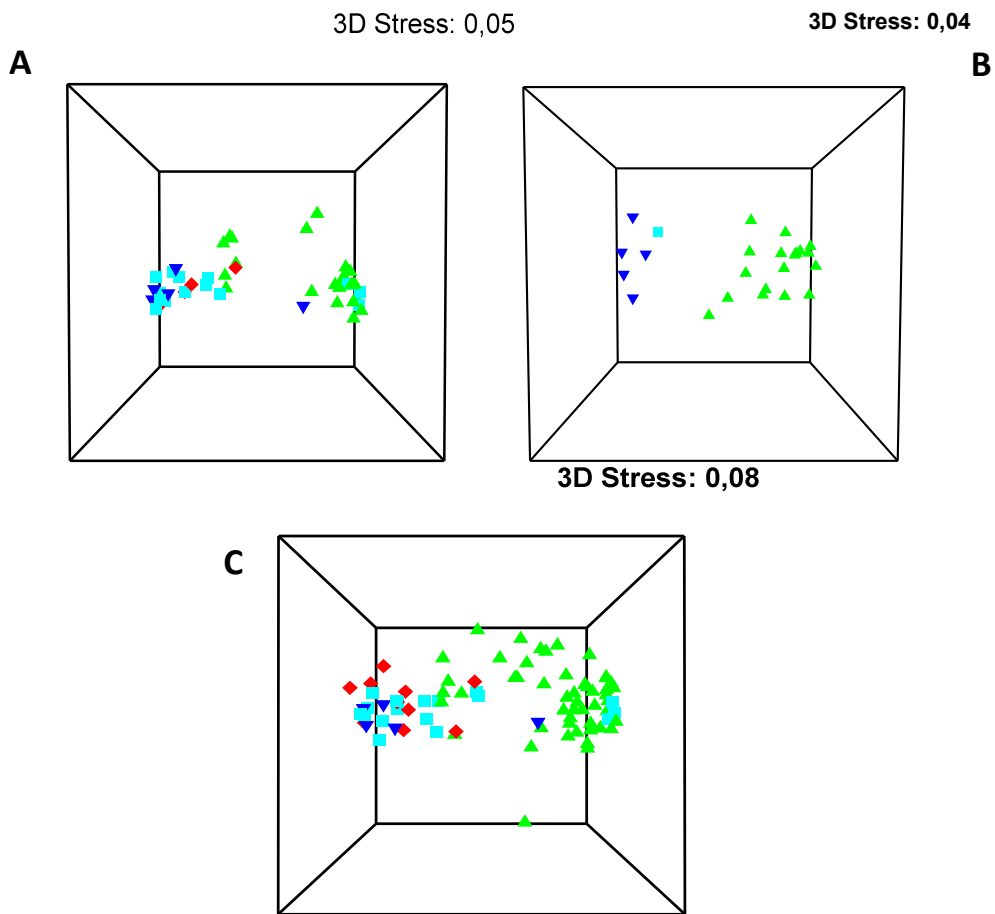


Figura 18: Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) tridimensional basado en los datos de abundancia de aves para cada punto de observación a través de cada transecta. A. Transectas 1, 2 y 3. B. Transectas 4, 5 y 6. C. Todas las transectas. (Índice de Squeo: ■ Nulo; ◆ Bajo; ▼ Moderado; ▲ Alto). Línea roja muestra no asociación de los grupos según prueba SIMPROF ($P < 0.05$).