



UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Arquitectura y Urbanismo

Escuela de pregrado

Carrera de Geografía

**EVALUACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LOS COMPONENTES DE
INFRAESTRUCTURA VERDE EN LA CIUDAD DE PICHILEMU, REGIÓN DEL
LIBERTADOR GENERAL BERNARDO O'HIGGINS**

Memoria para optar al título profesional de Geógrafa

CAMILA BELÉN DE LOS ÁNGELES SOTO ULLOA

Profesor Guía: Dr. Alexis Vásquez Fuentes

SANTIAGO-CHILE

2017

Con amor para mi familia

Agradecimientos

Primero que todo, agradecer a mi familia por ser un apoyo constante e incondicional a lo largo de todos estos años. Siempre confiaron en mí y nunca dudaron de mis capacidades. Esta memoria está dedicada a ustedes, los amo infinitamente.

También agradecer a Alexis, por apoyarme cada vez que lo necesité y por alentarme cada vez que no tenía ganas de seguir. Gracias por acompañarme y aconsejarme todos estos años.

Agradecer, además a mis compañeros del Laboratorio de Territorio y Medio Ambiente, por ayudarme con el trabajo en terreno y por el apoyo posterior a ello. También a mi amiga Amy, por acompañarme en el último terreno y por estar siempre dispuesta a ayudarme.

Agradecer, también al profesor Alexis Vásquez por darme la oportunidad de ser parte de este gran equipo, guiarme y responder cada duda que iba surgiendo en el camino.

Finalmente, agradecer al proyecto “*Sistemas de Infraestructura Verde y planificación de ciudades sustentables*” por dejarme ser parte de esta investigación y por costear este estudio.

Resumen

La ciudad de Pichilemu, localizada en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, ha presentado en los últimos años un continuo crecimiento urbano, explicado en parte por el aumento de la actividad turística, que ha generado una constante presión sobre las tierras rurales y de alto valor ecológico alterando de manera importante la biodiversidad de la zona. En este estudio se evaluó la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu, utilizando como grupos de interés la avifauna y la vegetación leñosa. Para lo anterior, se identificó la infraestructura verde mediante fotointerpretación y se evaluó la biodiversidad usando levantamientos en terreno mediante el conteo de aves e inventarios florísticos. Se analizó la riqueza y abundancia de especies, además de la proporción de especies nativas, endémicas y su estado de conservación. Además, se calcularon tres índices de diversidad alfa: índice de diversidad de Shannon, índice de equitatividad de Pielou e índice de dominancia de Simpson. Por otra parte, para comparar los componentes de infraestructura verde respecto a su biodiversidad, se empleó el test de Kruskal-Wallis y como prueba posterior el test de Dunn. Además, se realizó un análisis de clúster para ver la similitud entre los componentes de infraestructura verde analizados.

Los resultados indican que el tipo de infraestructura verde que presenta la mayor biodiversidad de aves corresponde a los humedales y cuerpos de agua. Sin embargo, el mayor número de individuos se registró en las playas, dunas y arenales. Mientras que el tipo de infraestructura verde que presentó la mayor biodiversidad de vegetación fueron las quebradas y cursos de agua. En relación al origen de las especies de aves, predominaron las especies nativas. Por el contrario, en la vegetación leñosa predominaron las especies exóticas. Un alto porcentaje de éstas corresponde a especies exóticas invasoras, siendo en los bosques urbanos donde más especies exóticas invasoras se registraron. En cuanto a la similitud entre los tipos de infraestructura verde, se obtuvo que existen dos grupos. El primero está compuesto por los humedales y cuerpos de agua en conjunto con las quebradas y cursos de agua, mientras que el segundo grupo está formado por las áreas verdes urbanas; las instalaciones deportivas y de ocio; los bosques urbanos; y las playas, dunas y arenales. De estos grupos, el primero es el que posee los mayores valores en las variables de biodiversidad, por lo tanto, deberían ser priorizados para acciones de conservación y preservación en la ciudad.

Palabras claves: biodiversidad, avifauna urbana, vegetación leñosa, componentes de infraestructura verde.

Abstract

The city of Pichilemu, which is located in Libertador General Bernardo O'Higgins region, has presented, in the last years, a continuous urban development explained partly by the increasing touristic activity, which has generated a constant pressure on the rural lands with a high ecological value altering significantly the biodiversity in the zone. In this research, the biodiversity in the components of the green infrastructure of Pichilemu city has been evaluated utilising the avifauna and the woody vegetation as groups of interest. For this purpose, the green infrastructure was identified through photointerpretation and the biodiversity was evaluated lifting the terrain by counting the birds and by floristic inventories. The richness and abundancy of species were analysed as well as the proportion of native and endemic species and their preservation state. Besides, three alpha diversity indexes were calculated: Shannon's diversity index, Pielou's equitability index and Simpson's dominance index. Moreover, in order to compare the green infrastructure components in relation to its biodiversity, the Kruskal-Wallis test was used and then, as a later proof, the Dunn's test was applied. Furthermore, a cluster analysis was carried out to see the similarity in the green infrastructure components analysed.

The results indicate that the type of green infrastructure that presents the biggest birds diversity corresponds to wetlands and water bodies. However, the biggest number of individuals was registered in the beaches, dunes and sandbanks. While the gorges and water courses were the green infrastructures that presented the most vegetation biodiversity. In relation to the bird species origin, the native species predominated. On the contrary, in woody vegetation, the exotic species were the ones who predominated. A high percentage of the latter belongs to invasive exotic species, being the urban forests the places where the most invasive species were registered. Regarding the similitude between the green infrastructure types, the results show two groups. The first one is composed by wetlands and water bodies together with gorges and water courses. While the second one is formed by the green urban areas, sports and leisure facilities, urban forests and the beaches, dunes and sandbanks. From these groups, the former is the one that possesses the highest values in biodiversity variables, therefore, they should be prioritised for preservation and conservation actions in the city.

Key words: biodiversity, urban avifauna, woody vegetation, green infrastructure components

Índice de contenidos

Agradecimientos	3
Resumen	4
Abstract	5
Índice de Figuras	8
Índice de Tablas	8
Índice de Gráficos	9
Índice de Anexos	9
1. INTRODUCCIÓN	10
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	11
3. OBJETIVOS	14
3.1 Objetivo General	14
3.2 Objetivos Específicos	14
4. MARCO TEÓRICO	15
4.1 Biodiversidad	15
4.1.1 Definiciones, atributos y niveles de organización	15
4.1.2 Componentes de biodiversidad	16
4.1.3 Métodos para medir la diversidad de especies	17
4.1.4 Especies nativas, endémicas y amenazadas	18
4.2 Infraestructura verde	20
4.2.1 ¿Qué se entiende por infraestructura verde?	20
4.2.2 Elementos de infraestructura verde	21
4.2.3 Beneficios de la infraestructura verde en las ciudades	22
4.2.4 Infraestructura verde como soporte para la biodiversidad vegetal y de aves en las áreas urbanas	24
5. MARCO METODOLÓGICO	36
5.1 Área de estudio	36
5.2 Identificación de componentes de infraestructura verde	39
5.3 Determinación de la biodiversidad presente en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu	41
5.3.1 Registro de avifauna en terreno	43
5.3.2 Registro de vegetación en terreno	48
5.3.3 Estimación de índices de biodiversidad	48
5.3.3.1 Riqueza, abundancia, origen y estado de conservación de las especies	48
5.3.3.2 Índices de diversidad alfa	49
5.3.4 Comparación de la biodiversidad de aves y vegetación leñosa entre los componentes de infraestructura verde	50
6. RESULTADOS	52
6.1 Identificación de componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu	52
6.2 Evaluación de la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu	63
6.2.1 Descripción general de la avifauna en Pichilemu	63
6.2.2 Descripción general de la vegetación leñosa en Pichilemu	64

6.2.3	Análisis de la biodiversidad	65
6.2.3.1	Riqueza y abundancia de especies	66
6.2.3.2	Origen de las especies y estado de conservación.....	68
6.2.3.3	Índices de diversidad alfa	70
6.3	Comparación de la biodiversidad entre los tipos de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu	76
6.3.1	Análisis de clúster de los tipos de infraestructura verde respecto a la biodiversidad 81	
6.3.2	Análisis de clúster de los componentes de infraestructura verde respecto a la biodiversidad	84
6.4	Síntesis	89
7.	DISCUSIONES	91
8.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	96
9.	BIBLIOGRAFÍA	98
10.	ANEXOS	116

Índice de Figuras

Figura 1. Área de estudio.....	38
Figura 2. Distribución de los puntos de muestreo en el área de estudio.....	42
Figura 3. Método del transecto en franjas.....	44
Figura 4. Puntos de muestreo donde se aplicó el método del transecto en franjas.....	45
Figura 5. Método del recuento en puntos de radio fijo.....	46
Figura 6. Puntos de muestreo realizados en las quebradas.....	47
Figura 7. Distribución de los componentes de infraestructura verde en Pichilemu.....	55
Figura 8. Playeros de Baird en la Playa Hermosa (<i>Calidris bairdii</i>).....	64
Figura 9. Índice de diversidad de Shannon para la avifauna y vegetación leñosa.....	75
Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Shannon (H') para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde.....	76
Figura 11. Comparación del índice de equitatividad de Pielou (E) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde.....	78
Figura 12. Comparación del índice de dominancia de Simpson para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde.....	78
Figura 13. Punto de inflexión para el número de clústeres entre los tipos de infraestructura verde.....	82
Figura 14. Análisis de clúster entre los tipos de infraestructura verde.....	82
Figura 15. Punto de inflexión para el número de clústeres entre los componentes de infraestructura verde.....	85
Figura 16. Análisis de clúster entre los componentes de infraestructura verde.....	86
Figura 17. Presencia de perros en la Laguna Petrel.....	95

Índice de Tablas

Tabla 1. Elementos con potencial de infraestructura verde.....	22
Tabla 2. Tipología de los tipos de infraestructura verde.....	39
Tabla 3. Superficie y cantidad de puntos de muestreo por tipo de infraestructura verde..	41
Tabla 4. Rango del índice de diversidad de Shannon (H') y su significado.....	49
Tabla 5. Superficie de los elementos con potencial de infraestructura verde en Pichilemu.....	52
Tabla 6. Superficie de los tipos de infraestructura verde analizados en Pichilemu.....	53
Tabla 7. Superficie de los tipos de infraestructura verde en Pichilemu.....	54
Tabla 8. Áreas verdes urbanas.....	56
Tabla 9. Instalaciones deportivas y de ocio.....	58
Tabla 10. Bosques urbanos.....	59
Tabla 11. Playas, dunas y arenales.....	60
Tabla 12. Quebradas y cursos de agua.....	61
Tabla 13. Humedales y cuerpos de agua.....	62
Tabla 14. Riqueza y abundancia de especies en los tipos de infraestructura verde.....	66
Tabla 15. Riqueza y abundancia de especies en los componentes de infraestructura verde.....	67
Tabla 16. Índices de diversidad en las áreas verdes urbanas.....	71

Tabla 17. Índices de diversidad en las instalaciones deportivas y de ocio	72
Tabla 18. Índices de diversidad alfa en los bosques urbanos	72
Tabla 19. Índices de diversidad alfa en las playas, dunas y arenales	73
Tabla 20. Índices de diversidad alfa en los humedales y cuerpos de agua	73
Tabla 21. Índices de diversidad alfa en las quebradas y cursos de agua	74
Tabla 22. Origen de las especies en los tipos de infraestructura verde.....	79
Tabla 23. Origen de los individuos en los tipos de infraestructura verde	79
Tabla 24. Especies leñosas exóticas invasoras (EEI) en los tipos de infraestructura verde	81
Tabla 25. Conglomerados de pertenencia de los tipos de infraestructura verde	83
Tabla 26. Aspectos principales del análisis de clúster de los tipos de infraestructura verde respecto a las variables de biodiversidad	84
Tabla 27. Conglomerados de pertenencia de los componentes de infraestructura verde. 87	
Tabla 28. Aspectos principales del análisis de clúster de los componentes de infraestructura verde respecto a las variables de biodiversidad	88

Índice de Gráficos

Gráfico 1. Superficie (%) de los tipos de infraestructura verde analizados en Pichilemu. 53	
Gráfico 2. Origen de las especies de aves.....	68
Gráfico 3. Origen de las especies leñosas	69

Índice de Anexos

Anexo 1. Puntos de muestreo.....	116
Anexo 2. Métodos para registrar aves en terreno	118
Anexo 3. Método para registrar la vegetación leñosa en terreno	120
Anexo 4. Especies de aves detectadas en terreno según su orden y familia	121
Anexo 5. Abundancia de especies de aves por tipo de infraestructura verde.....	123
Anexo 6. Especies de plantas leñosas de cada familia según orden	127
Anexo 7. Abundancia de especies de plantas leñosas por tipo de infraestructura verde	128

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente el crecimiento de las ciudades es un proceso que está afectando a la gran mayoría de las regiones del planeta de manera acelerada (Bottino, 2009; Rojas *et al.*, 2015). Diversos estudios señalan que, con el aumento creciente de la población muchas de las costas del mundo se están urbanizando cada vez más (Pelling y Blackburn, 2013). En los últimos 50 años, los asentamientos humanos más densamente poblados corresponden a aquellos localizados en zonas costeras, por lo que las presiones sobre sus suelos han aumentado dramáticamente generando importantes transformaciones en el paisaje (Seto, 2009; Santhiya *et al.*, 2010).

Elmqvist *et al.* (2013) señalan que la expansión de las ciudades se produce más rápidamente en las zonas costeras cercanas al nivel del mar, las que coincidentemente presentan una diversidad biológica más diversa. En el caso de Chile, este proceso ha aumentado significativamente en la última década, resultando en una importante alteración de la flora y fauna de estas zonas (González, 2016).

Se sabe que el proceso de urbanización conlleva de manera casi inevitable la alteración del paisaje natural, lo que se traduce en la *“sustitución de los ecosistemas naturales por el ecosistema artificial de la ciudad”* (Ramos, 2016:1). Sin embargo, la naturaleza encuentra la forma de mantenerse en la trama urbana, adaptándose a las diferentes condiciones impuestas por este medio (*Ibíd.*). Es así como la infraestructura verde, definida como *“una red interconectada de espacios verdes que conservan las funciones y valores de los ecosistemas naturales, y provee beneficios asociados a la población humana”* (Benedict y McMahon (2002:5) puede contribuir a reconciliar el crecimiento urbano, bienestar social y protección ambiental de los centros urbanos (Vásquez, 2016).

Este estudio busca evaluar la biodiversidad presente en los diferentes componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu, teniendo como grupos de estudio la vegetación leñosa y la avifauna. De esta manera se podrá conocer cómo los componentes de infraestructura verde en dicha ciudad pueden constituir un hábitat para la biodiversidad de la zona. La importancia de esta ciudad radica en que es el centro del turismo costero de la región del Libertador General Bernardo O’Higgins. Además, está localizada en áreas con un importante valor ecológico, y en la cual existe un considerable desarrollo urbano y turístico carente de una planificación adecuada.

Mediante este estudio se conocerán aquellos componentes de infraestructura verde que presentan mayor biodiversidad, especies amenazadas, nativas y endémicas, de esta manera se aportarán antecedentes relevantes para el diseño de medidas de protección y conservación de la biodiversidad.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El crecimiento urbano de las ciudades es un fenómeno mundial que está alterando y destruyendo el medio natural, aumentando la tasa de consumo de recursos naturales, presionando la provisión de servicios ecosistémicos y amenazando la biodiversidad (Rojas *et al.*, 2015). Si bien, el crecimiento urbano se da de manera más lenta en algunos países que en otros, de igual forma genera un impacto significativo en el ambiente global, más aún si se considera que en los últimos años el porcentaje de población urbana superó el 50%. (Rodríguez *et al.*, 2007; Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2014).

Los países subdesarrollados y en vías de desarrollo, son los que más se han visto afectados por el crecimiento urbano acelerado (Bottino, 2009). En las áreas costeras, este proceso ha sido gradual, de tal forma que se estima que aproximadamente el 50% de la población mundial que vive en las ciudades lo hace a una distancia menor de 60 km de la costa (Woodroffe, 2003 en Rojas *et al.*, 2015). Crawford (2007) señala que existen diversos estudios que indican que las ciudades costeras aumentan su población a un ritmo mayor que en otras regiones. Ante esto, Sesli (2010) añade que las ciudades costeras son probablemente las áreas que más han estado expuestas al creciente aumento de la población y a los procesos de cambio. Es por ello, que a medida que las ciudades costeras sigan atrayendo a la mayor parte de la población urbana del mundo, es posible que el aumento de la urbanización continúe y se vuelva sin precedentes, afectando en gran medida a los ecosistemas marinos y terrestres de aquellas áreas (Pelling & Blackburn, 2013). Por otra parte, los procesos de urbanización además de producir los problemas propios de los centros urbanos, también son responsables de la homogeneización del paisaje, la modificación de los procesos naturales, la destrucción del medio ambiente, la pérdida de biodiversidad y la disminución del patrimonio natural, entre otros (Merlotto *et al.*, 2012; Rojas *et al.*, 2015).

En Chile, el desarrollo urbano se ha caracterizado por una expansión física de manera descontrolada (Vásquez *et al.*, 2008), donde más del 85% de la población reside en áreas urbanas. Esta expansión no se da sólo en las grandes ciudades, sino que también, se puede observar en ciudades intermedias y centros administrativos menores (Azócar *et al.*, 2013).

A nivel mundial, la construcción de ciudades es la causa más significativa de la constante presión sobre los medios rurales y naturales, generando drásticas transformaciones en los paisajes producto de los cambios en la cobertura y uso del suelo, comprometiendo muchos servicios ecosistémicos, entre los que se encuentran el hábitat de biodiversidad (Romero *et al.*, 2001; Weber y Puissant, 2003; Pisanty, 2009). En los últimos años, según Elmqvist *et al.* (2013) ha habido una creciente conciencia de que las ciudades afectan a casi todos los ecosistemas de la tierra volviéndolos más vulnerables. El rápido incremento de las poblaciones humanas, junto con el aumento en el consumo de recursos naturales, ha acelerado la modificación de bosques, pastizales y humedales en ambientes urbanos y rurales (Nebel y Wright, 1999), dando como resultado el cambio en sus hábitats y la pérdida de gran parte de las plantas y animales silvestres de esas áreas, lo que muchas veces termina con episodios de extinción local. En estos lugares, las superficies que

presentan vegetación son cubiertas por usos de suelo urbano, reduciendo las áreas verdes y junto con ello los servicios ecosistémicos provistos por éstas. Si bien, en estas áreas se generan muchos paisajes ecológicos heterogéneos, éstos son de escasa riqueza biológica prevaleciendo las especies cultivadas y domesticadas. Por otra parte, la diversidad de plantas, especialmente las especies nativas, declinan en las ciudades aumentando las especies exóticas (Romero *et al.*, 2001). En cuanto a fauna, se ha evidenciado que la riqueza de mamíferos, anfibios, reptiles e invertebrados disminuye con la presencia de edificaciones y zonas desprovistas de vegetación. Sin embargo, en el caso de las aves, no siempre la riqueza de especies disminuye, sino que muchas veces no se observan cambios significativos (Blair, 1999; Pickett *et al.*, 2001; McKinney, 2008; Faeth *et al.*, 2012). De esta manera, los paisajes urbanos al ser más homogéneos en su estructura vegetal permiten una menor cantidad de especies de flora y fauna, lo que genera una menor diversidad de recursos (Chávez, 2014). A pesar de ello, las ciudades también pueden constituir ambientes donde es posible conservar la biodiversidad, especialmente la diversidad de aves (Díaz y Armesto, 2003). De acuerdo a Díaz y Armesto (2003) la riqueza de aves se ve favorecida por el aumento del follaje de los árboles, especialmente los nativos, por lo que mantener espacios verdes influiría positivamente en la avifauna urbana.

La infraestructura verde, o también llamados espacios verdes, permiten que lo natural se inserte dentro del tejido urbano, integrándose a la ciudad de tal forma que se convierte en uno de los principales componentes del paisaje urbano (Ramos, 2016). Benedict y McMahon (2002:5) definen la infraestructura verde como *“una red interconectada de espacios verdes que conserva los valores y funciones de los ecosistemas naturales, y proporciona beneficios asociados a las poblaciones humanas”*. Así, los espacios verdes en las ciudades pueden ofrecer servicios tales como purificación de aire, regulación de temperatura, recarga de acuíferos y aguas subterráneas, entre otros, permitiendo mantener estilos de vida más saludables (Elmqvist *et al.*, 2013). El motivo de que la biodiversidad constituya el eje central de la infraestructura verde es que el funcionamiento y la resiliencia de los ecosistemas y la calidad de los servicios ecosistémicos dependen directamente de la riqueza y abundancia de las especies que albergan (Ramos, 2016).

Los procesos de urbanización no planificados y la inadecuada gestión del medio ambiente, son producto de la ausencia de instituciones y reglamentos que planifiquen y fiscalicen los cambios de los ambientes naturales, traduciéndose en un deterioro en la calidad ambiental urbana (Winchester, 2006; Vásquez *et al.*, 2008). Por lo que, bajo este enfoque la infraestructura verde podría ayudar a *“mantener ecosistemas viables y los beneficios asociados al bienestar humano, además de la sustentabilidad ambiental”* (Vásquez, 2016), siendo necesaria una planificación que permita mediar los conflictos que se producen por la urbanización desmedida, además de proponer acciones que puedan beneficiar la colonización de ambientes urbanos por especies nativas de flora y fauna (Díaz y Armesto, 2003).

Pese a que existen numerosos estudios realizados en el hemisferio norte, en el hemisferio sur, y específicamente en Chile, existen pocas investigaciones donde se

relacione a la avifauna con las características urbanas y los componentes de infraestructura verde (Van Rensburg *et al.*, 2009).

La ciudad de Pichilemu se caracteriza por presentar diferentes atractivos reconocidos a nivel mundial, destacando por ejemplo la Puntilla de Punta de Lobos. Ello, ha generado que la ciudad se sitúe como el centro del turismo costero de la Región (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

En los últimos años, la ciudad de Pichilemu ha presentado un importante incremento de población, tanto residente como flotante, lo que ha generado que la industria inmobiliaria genere no tan sólo infraestructura relacionada a la vivienda, sino que también al rubro turístico. Según datos municipales del Departamento de Turismo de Pichilemu, la población durante la época estival alcanza las 100.000 personas, mientras que, para días feriados la población varía entre las 60.000 y 80.000 personas. Además, se debe considerar que en los últimos treinta años la población de la comuna ha aumentado en un 171% y se espera que siga aumentando progresivamente (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Por otra parte, en esta comuna se localizan las principales empresas forestales de la región, las que abarcan cerca del 50% de la superficie total de suelo plantado. En contraste, se encuentra la vegetación nativa, la que se ha visto fuertemente afectada por la acción antrópica (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Es así, como se ha generado una constante presión sobre los suelos, alterando de manera importante la biodiversidad de la zona (Barría, 2015).

En esta ciudad, los humedales son considerados áreas con un importante valor ambiental, tales como la Laguna Petrel, la Laguna El Bajel y el Humedal de Cáhuil. Sin embargo, existe una carencia de resguardo y, hasta ahora, deficientes medidas de manejo ambiental (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

Debido a que esta ciudad se ubica en territorios con un alto valor ecológico, y un continuo crecimiento urbano además de un importante desarrollo inmobiliario, es un lugar idóneo para evaluar la biodiversidad que presentan los componentes de infraestructura verde, considerando que la supervivencia tanto de especies vegetales como de aves, se está viendo amenazada producto de la falta de planificación y gestión del territorio.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Evaluar la biodiversidad que presentan los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu.

3.2 Objetivos Específicos

1. Determinar la biodiversidad existente en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu.
2. Comparar la biodiversidad existente entre los distintos componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 Biodiversidad

4.1.1 Definiciones, atributos y niveles de organización

El término “biodiversidad” fue utilizado por Rosen en 1985 como contracción de la expresión “diversidad biológica” propuesta por Lovejoy en 1980 (Swingland, 2001; Nuñez *et al.*, 2003). Rosen se refirió a la biodiversidad como “*la variedad que existe en el mundo vivo*” (Izco *et al.*, 2004). Desde entonces su uso se ha ido extendiendo y popularizando, de tal manera que hoy existe un sinnúmero de definiciones.

La Convención sobre Diversidad Biológica (CDB) probablemente sea el acuerdo internacional de mayor importancia para el mantenimiento y la conservación de la biodiversidad (Nuñez *et al.*, 2003). En este convenio, se definió la biodiversidad como “*la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos, y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas*” (Organización de las Naciones Unidas, 1992:3). Halffter y Ecurra (1992) señalan que la biodiversidad es el resultado de un proceso evolutivo, de tal forma que las mutaciones han determinado las características y la cantidad de diversidad presente en un lugar y tiempo determinado. De manera simple, el término biodiversidad puede ser entendido hoy, como la variedad de todas las formas de vida del planeta, desde los genes hasta ecosistemas, incluyendo la forma que poseen de organizarse y relacionarse (Goodfellow y Slater, 1992; MMA, 2016).

De acuerdo con Franklin *et al.* (1988) existen tres atributos que constituyen y determinan la biodiversidad de un área (1) composición, (2) estructura y (3) función.

La composición corresponde a la cantidad, identidad y variedad de elementos que constituyen la biodiversidad y contiene los tres niveles jerárquicos de organización: genes, especies y ecosistemas. La estructura indica la distribución espacial de los genes, especies o ecosistemas, y la relación espacial existente entre ellos. La función describe los procesos ecológicos, biológicos y bioquímicos que llevan a cabo los elementos mencionados anteriormente. Estos atributos se encuentran interconectados, siendo además interdependientes unos de otros (Franklin *et al.*, 1988, Noss, 1990; Rozzi *et al.*, 1994).

Todos los sistemas biológicos tienen como característica fundamental la diversidad, la que se manifiesta en los diversos niveles de organización biológica (Solbrig, 1991). Estos niveles corresponden a los genes, especies y ecosistemas (Lazo *et al.*, 2008). Cada uno de ellos posee los atributos de composición, estructura y función (Franklin *et al.*, 1988; Noss, 1990; Lazo *et al.*, 2008).

La diversidad genética, corresponde al nivel jerárquico inferior de la biodiversidad, y se refiere a la variación en la composición de los genes que posee una especie (Unión

Internacional para la Conservación de la Naturaleza UICN, 1992; Lazo *et al.*, 2008). La diversidad de especies, por otro lado, es el nivel más conocido y estudiado (Rozzi *et al.*, 1994). Se refiere la variedad de especies biológicas de un determinado lugar, así como a las relaciones de abundancia que existen entre ellas (Purvis y Hector, 2000). Una especie es importante tanto por su material genético, como por sus relaciones con otras especies, lo que repercute en el buen funcionamiento de la comunidad y el ecosistema (Lazo *et al.*, 2008). Por último, la diversidad de ecosistemas se refiere a los diferentes tipos de ecosistemas que se encuentran en la naturaleza y que albergan su propia biodiversidad (MMA, 2016). La diversidad de ecosistemas contiene tanto a la diversidad genética como la diversidad de especies. Un ecosistema puede ser definido como *“un complejo conductor de energía compuesto por comunidades biológicas y su ambiente físico, que tiene una capacidad limitada de autorregulación”* (Leuschner, 2005:85).

Cada uno de estos niveles tiene patrones de flujos de energía y ciclos biogeoquímicos, por lo que, si falta alguno, el funcionamiento de la biosfera puede verse afectado (Lazo *et al.*, 2008).

En este estudio se evaluará la biodiversidad al nivel jerárquico de especies. De Queiroz (2007) señala que existen diferentes definiciones para referirse al concepto de especie debido a la gran variedad de enfoques a los cuales está sometido este término. Sin embargo, en este estudio se considerará el concepto de especie bajo el enfoque biológico. De acuerdo a esto, Mayr (1969:26) define a las especies como *“grupos de poblaciones naturales entrecruzadas que son aisladas reproductivamente de otros grupos”*. De manera simplificada, Aguirre (2011:33) define una especie como *“un conjunto de individuos con características semejantes que tienen la capacidad para reproducirse”*.

4.1.2 Componentes de biodiversidad

El concepto de diversidad, se puede considerar además un parámetro apropiado para el estudio y descripción de las comunidades ecológicas. En ese aspecto Whittaker (1960) propuso separar la idea de diversidad en tres componentes y las designó como diversidades alfa, beta y gamma. Es así como estos componentes se transformaron en la forma más común de ordenar por niveles la diversidad, siendo útil a su vez para entender los cambios de la biodiversidad en relación a la estructura del paisaje, y para medir y monitorear los efectos provocados por la acción antrópica (Halffter, 1998; Moreno, 2001).

Halffter y Moreno (2005) señalan que la diversidad alfa es considerada el componente más importante y de fácil uso de la diversidad, debido a que se sitúa en un nivel local. La diversidad alfa puede ser definida como *“la cantidad de especies presentes en un mismo hábitat”* (Halffter y Ezcurra, 1992:5), y es utilizada para cuantificar las especies presentes en una comunidad, además de comparar la cantidad de especies en determinados lugares o ecosistemas (Aguirre, 2011). A pesar de ser bastante utilizada en estudios ecológicos, Halffter y Moreno (2005) señalan que su uso puede resultar engañoso al no precisar la extensión territorial que abarcan dichas comunidades. La diversidad beta, por otra parte, mide el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las diferentes

comunidades que integran un paisaje (Whittaker, 1977). Koleff (2005) añade que beta es una medida de la variabilidad espacial de la diversidad alfa en los variados hábitats resultantes en un paisaje. En los últimos años, el estudio de la diversidad beta se ha convertido en un componente considerablemente utilizado en los estudios de comunidades y conservación de la biodiversidad (Llorente y Morrone, 2001).

Por otro lado, la diversidad gamma mide la riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, por lo que actúa a nivel regional (Whittaker 1960 y 1972). Esto se complementa con lo señalado por Halffter y Moreno (2005) quienes añaden que la diversidad gamma se asocia con una historia geomorfológica y evolutiva común de las especies pertenecientes a un paisaje.

A pesar, que estos componentes son bastante utilizados en la actualidad, se debe tener precaución con dos aspectos principalmente. Uno de ellos consiste en que se debe tener clara la escala con la que se trabajará, considerando que existen especies cuya distribución y procesos ocurren más allá de una escala de paisaje o región, tal es el caso de las aves migratorias cuya escala es más bien hemisférica (Piersma y Lindstrom, 2004). Por otro lado, se debe considerar que estos enfoques no dan información acerca la identidad de las especies existentes en una comunidad, por lo que su descripción y conservación se ve limitada (Olden, 2003; Sonco, 2013).

Debido a que en este estudio se evaluará la diversidad de especies presentes en un territorio particular a nivel local, se analizará específicamente la diversidad alfa. En el siguiente apartado se analizarán los métodos para evaluar la biodiversidad al nivel de especies.

4.1.3 Métodos para medir la diversidad de especies

Existe una gran variedad de métodos para evaluar la diversidad de especies. Sin embargo, Moreno (2011) señala que la gran mayoría de éstos se refiere a la diversidad dentro de las comunidades, es decir, la diversidad alfa. Además, señala que para diferenciar los métodos existentes de acuerdo con las variables que miden, se puede hablar de dos grupos: en primera instancia están aquellos métodos que se basan en la cuantificación del número de especies presentes, y aquellos que se basan en la estructura de la comunidad (Moreno, 2011; Aguirre, 2013).

Moreno (2001) señala que la forma más común y fácil de estimar la diversidad es mediante la riqueza biológica, debido a que, entre otras cosas, su significado es ampliamente conocido y muchas veces las especies son fácilmente localizables y cuantificables. La riqueza puede ser definida como “*el número de especies de flora y fauna diferentes presentes en un determinado espacio y período de tiempo*” (Melic, 1993:98).

Carmona y Carmona (2013) añaden que además de la riqueza, la abundancia también debe ser considerada, puesto que posibilita identificar las especies que, debido a su escasa presencia en una comunidad, pueden ser más sensibles a las perturbaciones ambientales

(Moreno, 2011). Como abundancia se entenderá el número de individuos de una especie presentes en una comunidad (Valverde *et al.*, 2005). A pesar de los usos que puede tener esta forma de cuantificar la diversidad, uno de los principales problemas detectados es que no considera que tan uniformes son las comunidades (Ferriol y Merle, s.f.). Es por ello que Moreno (2001) recomienda utilizar además algún índice de la estructura de la comunidad, de tal manera que ambas medidas se complementen en la descripción de la diversidad. Uno de los índices más utilizados en los estudios de ecología corresponde al índice de diversidad de Shannon. Este índice mide el grado de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido aleatoriamente en una comunidad, y refleja que tan diversa es una comunidad sobre las variables de riqueza y abundancia (Moreno, 2001; Pla, 2006; Aguirre, 2013).

Los métodos que se basan en la estructura de la comunidad pueden separarse en dominancia o equidad. Es así, como la biodiversidad de una comunidad específica también depende de la dominancia relativa de cada una de las especies presentes en ella. Esto quiere decir, que algunas especies pueden ser muy abundantes (gran número de individuos) y otras pueden ser muy raras. Por lo tanto, mientras mayor sea la dominancia de una especie, menor es la biodiversidad de la comunidad (Aguirre, 2013). Los índices de dominancia se basan en parámetros inversos a los de equidad, de tal forma que, si uno aumenta, el otro disminuye y viceversa (Moreno, 2001). Uno de los índices más comunes para medir la dominancia de especies en una comunidad es el índice de dominancia de Simpson (δ). Este índice refleja la probabilidad de que dos individuos al ser tomados aleatoriamente de una muestra correspondan a la misma especie (Aguirre, 2013).

Por otra parte, la diversidad también está asociada a la equidad. Siendo ésta la representación de qué tan uniformemente se encuentran distribuidos los individuos entre las especies (Newman y Unger, 2003). Mientras más alta sea la equidad de una comunidad, la distribución de sus especies será más equitativa, por lo tanto, la comunidad será más diversa (Villarreal *et al.*, 2004). Uno de los índices utilizados para medir la equidad corresponde al índice de equitatividad de Pielou (E). Este índice mide la proporción de la diversidad obtenida con relación a la diversidad máxima esperada (Magurran, 1998). Una de las principales ventajas de la utilización de los índices de diversidad en estudios de ecología es que permite resumir una gran cantidad de información en un solo valor permitiendo hacer comparaciones rápidas.

4.1.4 Especies nativas, endémicas y amenazadas

La biodiversidad de Chile está determinada por sus características físicas y climáticas, que crean una gran variedad de hábitats lo que posibilita la formación de una variada e importante biodiversidad. Si bien, existe una diversidad biológica moderada en cuanto a la riqueza de especies, éstas presentan características únicas en el mundo (Manzur, 2005). De acuerdo al Ministerio de Medio Ambiente MMA (2017) Chile alcanza poco más de 31 mil especies nativas, lo que representa al 1,5% de las especies detectadas a nivel mundial. Sin embargo, existen altos niveles de endemismo ya que aproximadamente el 25% de las especies son endémicas.

Una especie nativa, es aquella especie que habita de manera natural en determinadas áreas, distribuyéndose mediante procesos naturales, es decir, sin intervención humana (UICN, 2000; MMA 2017). Por otra parte, las especies endémicas son aquellas que se encuentran exclusivamente en un determinado territorio, y no se distribuyen de manera natural en ningún otro lugar del mundo. Es por ello que, las especies endémicas se consideran un subconjunto de las especies nativas (MMA, 2017). Por consiguiente, una especie endémica se considera nativa, pero una especie nativa no necesariamente es una especie endémica.

Las especies nativas entregan múltiples beneficios tanto a los seres humanos como a los ecosistemas a los cuales pertenecen, debido a que están adaptadas a las condiciones locales. Por ejemplo, la vegetación nativa requiere menos riego y fertilización que la vegetación exótica. Por otra parte, ayuda a mantener la biodiversidad natural en la zona, manteniendo el equilibrio de los ecosistemas y creando hábitat de vida silvestre, entre otras cosas (Borgmann y Rodewald, 2002; Slattery *et al.*, 2003).

Por otro lado, así como existen especies nativas, también existen especies exóticas, siendo aquellas especies que han sido introducidas en lugares donde originalmente no se distribuían mediante intervención humana, ya sea de forma involuntaria o bien, de forma intencional (MMA, 2017). Las especies exóticas, por lo general, tienen efectos negativos sobre las especies nativas, desequilibrando el ecosistema natural y facilitando muchas veces la extinción de las especies nativas (Torres-Mura, 2008). Es aquí, donde surge el concepto de especie exótica invasora, especies que tienen la “*capacidad de colonizar, establecerse y causar daño al ambiente*” (Aguirre y Mendoza, 2009:279), además se reproducen en grandes proporciones propagándose sobre los ambientes naturales (Fuentes *et al.*, 2014). Ello la convierte en una amenaza tanto para la biodiversidad del ecosistema como para el bienestar humano, al causar daños ecológicos, socioeconómicos y sanitarios (Castro-Díez, 2004). Chile, al igual que la gran mayoría de los países, ha sufrido con las invasiones biológicas, tanto de especies animales como de plantas, llegando esta última a alcanzar cerca del 15% de las especies que viven de forma silvestre (Fuentes *et al.*, 2013). De acuerdo al MMA (2017) “*las especies exóticas invasoras son una de las tres causas más importantes de extinción de especies en la naturaleza*”, por lo que contribuyen a que los ecosistemas se vuelvan más vulnerables, y con ello a la pérdida de biodiversidad (Vilá e Ibáñez, 2011). De hecho, Vitousek *et al.* (1997) señalan que las especies invasoras acelerarían los procesos de extinción de especies nativas en una escala local. A pesar de que no todas las especies exóticas ocasionan efectos en los ecosistemas donde se instalan, cuando aquello si ocurre se produce una competencia entre las especies nativas y exóticas, donde por lo general las especies exóticas resultan ser las mejores competidoras (Blossey y Notzold 1995; Powell *et al.*, 2011)

Ante esto y otras amenazas, a partir de la década de 1960 se han propuesto diversas formas para promover la conservación de la biodiversidad según su estado de conservación, categorizando las especies de acuerdo al grado de riesgo en que se encuentran (Giraudo *et al.*, 2011; Capdevila *et al.*, 2013). Se puede considerar a una

especie como amenazada cuando *“presenta un alto riesgo de extinción, es decir, al menos un 10% de probabilidad de extinción en menos de 100 años”* (MMA, 2017). A pesar de la existencia de variados organismos dedicados a la conservación de la biodiversidad, la Unión para la Conservación de la Naturaleza es probablemente la organización internacional más reconocida dedicada a la conservación de los recursos naturales. Dicho organismo ha elaborado, entre otras cosas, diversas Listas Rojas las que son continuamente revisadas y mejoradas. La actual Lista Roja de Especies Amenazadas (2012) señala la existencia de nueve categorías de acuerdo al estado actual en el que se encuentran las especies. Tres de ellas corresponden a categorías de amenaza, siendo En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerable (VU) (UICN, 2012).

A principios de los años 70, en Chile se comienza a hablar de especies amenazadas o en peligro. Pero no fue hasta el año 1980 que comenzaron los primeros intentos por evaluar el estado de conservación de la diversidad biológica del país mediante la creación de diversas listas rojas a cargo de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) (Squeo *et al.*, 2010). Ormazábal (1993) junto con reconocer el avance en la clasificación impulsada por CONAF, planteó modernizar la legislación, aumentar la coordinación interinstitucional e implementar acciones para reducir la pérdida de biodiversidad. Ante esto, en 1998 se publicó la Ley N°19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente donde se estableció, entre otras cosas, la necesidad de contar con un procedimiento técnico que permita clasificar a las especies de flora y fauna según su estado de conservación. Posteriormente, se publicó el DS N°5 del MINAGRI, conocido como Reglamento de la Ley de Caza, siendo el primer cuerpo jurídico que listó especies según su estado de conservación. Sin embargo, al utilizar las propuestas y análisis de diferentes autores, los resultados no fueron coincidentes, de tal manera que fue necesario contar con un reglamento oficial para la clasificación de especies silvestres de acuerdo a su estado de conservación (MMA, 2013). Esto se concretó en el año 2005, mediante la publicación del Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres (RCE), donde se utilizaron las categorías definidas por la UICN en el año 1982. Estas categorías fueron utilizadas hasta el año 2010 cuando se promulgó la Ley 20.417, que modificó la Ley 19.300, en la cual se adoptaron las actuales categorías de la UICN, las que corresponden a: Extinta, Extinta en Estado Silvestre, En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable, Casi Amenazada y Preocupación Menor, así se incluían los estándares internacionales a la conservación de especies en Chile (Squeo *et al.*, 2010; MMA, 2013).

4.2 Infraestructura verde

4.2.1 ¿Qué se entiende por infraestructura verde?

El término de infraestructura verde es una expresión relativamente reciente, que busca compatibilizar el crecimiento urbano de las ciudades con la protección del medio ambiente y el uso sustentable de los recursos (Red de Infraestructura Verde, s/f). Benedict y McMahon (2006:5) definen la infraestructura verde como *“una red interconectada de espacios verdes que conservan los valores y funciones de los ecosistemas naturales, proporcionando beneficios a las poblaciones humanas”*. Mientras que el Landscape

Institute (2009:3) la define como *“una red de características naturales y seminaturales, espacios verdes, ríos y lagos que entremezclan y conectan villas, pueblos y ciudades”*. Otra definición es la otorgada por la Comisión Europea (2013), que señala que la infraestructura verde corresponde a *“una red de zonas naturales y seminaturales, y de otros elementos ambientales. Incorpora espacios verdes, o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos, y otros elementos físicos de espacios terrestres y marinos”*. Además, añade que *“está planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos”*.

De acuerdo a Vásquez (2016) la infraestructura verde intenta reconciliar el crecimiento de las ciudades, el bienestar social y la protección ambiental, enfatizando los servicios ecológicos y sociales provistos por los espacios verdes, de tal forma que fortalece la coherencia y resiliencia de los ecosistemas, resguarda la biodiversidad, contribuye a la adaptación y mitigación del cambio climático y disminuye la vulnerabilidad ante desastres naturales. Asimismo, promueve una planificación integral y la incorporación de medidas de restauración del hábitat (European Environment Agency EEA, 2011). Es por ello que la infraestructura verde está basada en *“el principio de que la protección y valorización de la naturaleza y los procesos naturales, y los numerosos beneficios que la sociedad humana obtiene de la naturaleza, se integran de manera consciente en la planificación espacial y el desarrollo territorial”* (Comisión Europea, 2013). De esta manera, la infraestructura verde corresponde a un instrumento para dotar de visibilidad y gestionar los ecosistemas tanto dentro como fuera de las ciudades (Comisión Europea, 2011).

4.2.2 Elementos de infraestructura verde

De acuerdo con Landscape Institute (2009) los componentes de infraestructura verde abarcan desde los parques nacionales, lagos y bosques hasta intervenciones urbanas, como los techos verdes y árboles urbanos. Estos a su vez, pueden ser sitios específicos a nivel local, o bien, a niveles de paisajes más amplios. Las funciones de la infraestructura verde se refieren a la utilidad o uso que los componentes pueden desempeñar si es que éstos se planifican y administran de manera adecuada. Un componente puede realizar desde una, a varias funciones simultáneamente, lo que se conoce como multifuncionalidad. Ejemplo de ello, son los árboles urbanos, los cuales mejoran la calidad estética del área urbana, pero también ayudan a reducir la contaminación atmosférica, proporcionan sombra y ayudan a propagar las especies, entre otras funciones.

Los componentes o elementos con potencial para el desarrollo de la infraestructura verde se pueden agrupar en tres categorías dependiendo de la escala espacial en la que se encuentren (European Environment Agency, 2011).

- Escala local, de barrio y de aldea
- Escala de ciudad, pueblo y distrito
- Escala regional y nacional

En la *Tabla 1* se pueden observar algunos de los elementos potenciales que componen la infraestructura verde agrupados en las tres escalas mencionadas anteriormente.

Tabla 1. Elementos con potencial de infraestructura verde

Escala local	Escala de ciudad	Escala regional y nacional
Calles arboladas	Canales urbanos	Áreas Silvestres Protegidas
Techos y paredes verdes	Parques intercomunales	Parques nacionales
Plazas urbanas	Parques urbanos	Bordes costeros y playas
Jardines privados	Lagunas	Bosques
Cementerios	Bosques urbanos y o comunitarios	Red de carreteras y ferrocarriles
Espacios abiertos institucionales	Parques naturales	Cinturón verde designado y estratégico
Rutas peatonales y ciclo-vías	Plazas municipales	Tierras agrícolas
Canchas deportivas	Espacios recreativos importantes	Ríos y llanuras de inundación
Áreas de juego	Ríos y llanuras de inundación	Canales
Quebradas	Terrenos abandonados	Campo abierto
Patios de escuela	Ex sitios de extracción de minerales	Cordones montañosos
Huertos	Vertederos	Lagos
Terrenos abandonados	Tierras agrícolas	Embalses
Reservas naturales locales		

Fuente: EEA (2011) y Vásquez (2016)

De acuerdo a la Comisión Europea (2014) cada uno de los elementos mencionados en la *Tabla 1* podría contribuir a la infraestructura verde al nivel de su escala. Sin embargo, se debe tener en cuenta que estos espacios o elementos verdes deben estar interconectados en una red de infraestructura verde que sea capaz de brindar algo más que un simple “espacio verde”. Esto quiere decir, que debe ofrecer algún tipo de beneficio ambiental, económico o social.

4.2.3 Beneficios de la infraestructura verde en las ciudades

La infraestructura verde puede proveer diferentes beneficios medioambientales, económicos y sociales dentro de las áreas urbanas, basado en el uso multifuncional del capital natural, siendo los ecosistemas la base de la infraestructura verde (EEA, 2011; Comisión Europea, 2012). Según Haines-Young y Potschin (2012) estos beneficios son expresados en funciones y servicios ecosistémicos de acuerdo a la Clasificación Común Internacional de Servicios Ecosistémicos (CISES).

Si bien, la biodiversidad es el núcleo de la infraestructura verde, ésta va mucho más allá de ser un instrumento de conservación de la biodiversidad (Comisión Europea, 2012). En los ambientes urbanos, la ciudad puede ser definida como un sólo ecosistema, o bien como un conjunto de varios ecosistemas individuales (Bolund y Hunhammar, 1999). Para evitar

confusiones, Bolund y Hunhammar (1999) proponen el concepto de “*ecosistema urbano natural*”, aludiendo a todas las áreas verdes y azules dentro de la ciudad, de tal forma que éstos contribuyen a la salud pública e incrementan la calidad de vida de los ciudadanos urbanos.

La Comisión Europea (2012) señala que las cuatro funciones principales que la infraestructura verde realiza son las siguientes:

- Protege el estado de los ecosistemas y su biodiversidad
- Mejora el funcionamiento de los ecosistemas, además de promover los servicios ecosistémicos
- Promueve el bienestar y la salud de las personas
- Apoya el desarrollo de una economía verde y la gestión sostenible de la tierra y el agua

Los beneficios que generan las funciones señaladas anteriormente sólo serán llevadas a cabo y presentarán resultados beneficiosos para el ser humano siempre que los ecosistemas y la biodiversidad en general presenten un buen funcionamiento, y estén saludables y equilibrados (Comisión Europea, 2012).

La salud y el bienestar de las personas dependen de los servicios que proporcionan los ecosistemas y sus componentes: agua, suelos, nutrientes y organismos. Estos servicios pueden ser definidos como “*los beneficios que obtienen las poblaciones humanas derivadas directa o indirectamente de las funciones de los ecosistemas*” (Costanza *et al.*, 1997:253).

La variedad de flora y fauna en los ambientes urbanos es fundamental para la producción de bienes y servicios ambientales para las personas (Padullés *et al.*, 2015). En las ciudades, los principales servicios ecosistémicos proporcionados por la infraestructura verde, están dados principalmente por servicios ecológicos y sociales (Vásquez, 2016). Dentro de los bienes producidos por la infraestructura verde en las ciudades, se pueden encontrar los alimentos o el combustible, mientras que dentro de los servicios se pueden encontrar el ocio, la adaptación al cambio climático, la prevención de la erosión o la purificación del aire, entre otros (Cameron *et al.*, 2012).

La biodiversidad urbana permite la adaptación y mitigación al cambio climático, atenuando el efecto de las islas de calor urbano (Natural England, 2010). La presencia de árboles en los espacios urbanos es esencial para reducir la temperatura, debido a la sombra que proyectan y a su importante evapotranspiración (Akbari *et al.*, 1997). Además, la biodiversidad urbana desarrolla la función de regular la escorrentía superficial, de tal forma que reduce el riesgo de inundaciones al aumentar la infiltración a través del suelo (Dunne *et al.*, 1991).

La vegetación, especialmente los árboles, permiten la purificación del aire, especialmente aquellos árboles de follaje amplio. Por otra parte, la vegetación leñosa posee de una gran capacidad para fijar el carbono, mucho más que la vegetación anual, al poseer

una biomasa con una gran capacidad de almacenamiento (Bernatzky, 1983; Bolund y Hunhammar, 1999; Jo y McPherson, 2002). Otro de los beneficios generados de las áreas verdes urbanas es la de la reducción del ruido, especialmente de aquellos provenientes del tráfico, lo que generan importantes problemas a la salud de las personas (Bolund y Hunhammar, 1999). Los espacios verdes también otorgan refugio para las especies de flora y fauna nativos, creando y conectando hábitats para dichas especies (Ahern, 2007).

Finalmente, los espacios verdes en las ciudades pueden constituirse como espacios recreativos, de esparcimiento y de contacto con la naturaleza (Chiesura, 2004; Vásquez, 2016). Ante esto, Botkin y Beveridge (1997) señalan que *"la vegetación es esencial para lograr la calidad de vida que crea una gran ciudad y que hace posible que la gente viva una vida razonable dentro de un entorno urbano"*.

Si bien, existen muchas fuentes bibliográficas que señalan lo beneficioso que resulta tener áreas verdes en las ciudades y la creación de infraestructuras verdes; el desarrollo y crecimiento de estas mismas han generado la pérdida y alteración del funcionamiento de los ecosistemas, afectando y alterando por consiguiente a la capacidad de provisión de los servicios ecosistémicos en un determinado lugar, lo que ha generado que estos ecosistemas, antes autosostenidos, necesiten de elementos externos para mantenerse. Al aumentar la población en las ciudades, también ha aumentado la demanda por las funciones de los servicios ecosistémicos, por lo que generar más espacios verdes supone una alternativa para que las ciudades puedan enfrentar estos cambios de buena forma, no alterando de manera significativa la calidad de vida de los habitantes de las ciudades (Vásquez, 2016). En este sentido, juega un papel fundamental la implementación a nivel comunitario de infraestructura verde, ya que ésta puede ayudar a lograr los objetivos ambientales de sostenibilidad y de adaptación dentro de los límites de los gobiernos locales (Foster *et al.*, 2011).

4.2.4 Infraestructura verde como soporte para la biodiversidad vegetal y de aves en las áreas urbanas

Habitualmente las áreas urbanas se han considerado como ambientes de baja biodiversidad, dominadas por especies introducidas. A pesar de ello, en los últimos años se ha dejado en evidencia que las áreas urbanas y las áreas adyacentes a éstas pueden albergar una biodiversidad medianamente alta (Alvey, 2006).

La composición florística en las áreas urbanas es el resultado de la combinación de dos fenómenos principalmente. Por una parte, se tiene a las plantaciones hortícolas y por otra, al desarrollo de plantas exóticas adventicias (Williams *et al.*, 2009), por lo que, en determinados lugares la biodiversidad de especies vegetales puede verse aumentada con el aumento de especies exóticas. Sin embargo, esto ha generado que la biodiversidad de las especies nativas comience a declinar al iniciarse ciertas interacciones que facilitan la disminución de la abundancia y distribución de estas especies, conllevando posteriormente a una homogeneización de la biota local por especies introducidas, conduciendo a una mayor similitud entre las diferentes regiones (McKinney y Lockwood, 1999; Sax y Gaines,

2003; Laïlle, *et al.*, 2014). Existen diversos estudios que señalan que la homogeneización biótica se produce en áreas urbanas de todo el mundo. Ejemplo de ello fueron los estudios realizados por Wittig y Becker (2010) quienes estudiaron diversas ciudades de Europa y las compararon con ciudades norteamericanas, concluyendo que existía una homogenización de las especies que crecen alrededor de las bases de los árboles. Kuehn y Klotz (2006) por otra parte, concluyeron que en Alemania las zonas más urbanizadas presentan una biota nativa más homogeneizada, mientras que las áreas menos urbanizadas la biota exótica fue más heterogénea, por lo tanto, a mayor urbanización habrá una mayor homogeneización de las especies vegetales existentes en dichos lugares.

Wania *et al.* (2006) señalan que en las áreas urbanas existe una mayor riqueza de especies vegetales que en las áreas rurales adyacentes. Sin embargo, McKinney (2008) difiere señalando que la riqueza de especies es muy baja en las áreas muy urbanizadas, siendo un poco mayor en las áreas moderadamente urbanizadas, debido a la mezcla que se produce en el paisaje. Ante esto, Rueda (1995) añade que las áreas periféricas disponen de una biodiversidad mayor que aquellas áreas urbanas más céntricas.

Por otro lado, diversos estudios señalan que la pérdida de especies nativas está siendo sustituida por especies exóticas (McKinney, 2006), tal es el caso en Adelaida, Australia, donde hasta el año 2002 el número de especies de plantas nativas había disminuido en un 7,5%, mientras que el número de especies exóticas había aumentado en un 54% (Tait *et al.*, 2005). Situación similar es la ocurrida en Nueva York, Estados Unidos, donde DeCandido *et al.* (2004) demostraron que con el tiempo se ha perdido el 42,6% de la flora nativa, lo que corresponde a 578 especies, a la vez que son ingresadas 411 especies exóticas.

Las principales razones del por qué las especies exóticas encuentran en las áreas verdes un hábitat favorable para su supervivencia y propagación, está dado por dos aspectos fundamentales. Por una parte, se debe al suministro de alimentos, y por otra, a la menor amenaza de enemigos naturales que presentan las especies exóticas (McKinney, 2006). De esta forma, Ramos (2016) señala que una de las formas de hacer frente a la homogeneización de los paisajes en las áreas urbanas es conservando áreas que presenten vegetación nativa, o bien conservando espacios de naturaleza rural dentro de la trama urbana. De esta manera, no tan sólo se estará contribuyendo a combatir la homogeneización biótica, sino que también generaría un aporte importante a la preservación del balance ecológico (Kumagai, 2008).

A pesar de existir una predominancia de las especies de flora exóticas en las áreas urbanas, en cuanto a fauna la proporción exótica es mucho menor (Sax y Gaines, 2003; (Laïlle, *et al.*, 2014). Ello, debido a que las especies de fauna nativa silvestre poseen una gran capacidad para adaptarse a las transformaciones del ambiente (Área Silvestre, 2011).

Savard *et al.*, (2000) señalan que existen diversos estudios que han concluido que las especies de aves que más se han adaptado a los ecosistemas urbanos en todo el mundo corresponden al gorrión (*Passer domesticus*), el estornino europeo (*Sturnus vulgaris*) y la

paloma doméstica (*Columba livia*). Estas especies han dominado la avifauna urbana en gran parte de las ciudades, siendo aún más dominantes en las áreas más urbanizadas de éstas, por lo que constituyen el núcleo de la avifauna urbana en la mayoría de los países, especialmente en los más densamente poblados (Savard *et al.*, 2000).

En el caso de las aves, y en muchos taxones de animales, el número de especies está correlacionado con el número de plantas en un área. Es por ello que una superficie cubierta de vegetación es un buen pronosticador del número de especies de aves existente en dicha área (Goldstein *et al.* 1986). De esta manera, en las áreas urbanas, la riqueza de especies de aves está influenciada por las características locales y paisajísticas; por lo que, un aumento en el volumen y diversidad de la vegetación aumentaría la abundancia y riqueza de aves, así como también la distribución y tamaño de los árboles y arbustos influiría en la presencia y abundancia de especies de aves que anidan en dichos estratos (Savard *et al.*, 2000). De esta manera, la riqueza de aves es mayor en las áreas con mayor cubierta vegetal, disminuyendo hacia las áreas más céntricas, sin embargo, a medida que la cubierta vegetal aumente en dichas áreas la diversidad de aves tendería también a aumentar (Luniak, 1994; Savard *et al.*, 2000).

Debido a que este estudio se enfoca en ciertos tipos de infraestructura verde, se abordarán sólo los elementos seleccionados. En este sentido, se estudiarán las áreas verdes urbanas (parques, plazas y arbolado en general); las instalaciones deportivas y de ocio (jardines privados e infraestructuras deportivas); los bosques urbanos; las playas y arenales; los cursos de agua (ríos, esteros y quebradas); y los cuerpos de agua (humedales y lagunas).

Dentro de las áreas verdes urbanas, las plazas y parques constituyen las principales infraestructuras de soporte de la biodiversidad dentro de las ciudades, de tal forma que se transforman en valiosos e importantes hábitats urbanos (Calvo, 2008). La disponibilidad de los árboles, arbustos y jardines pueden representar hábitats, sitios de refugio, o bien, barreras para distintas especies (Brito *et al.*, 2017).

Varios estudios realizados en plazas y parques señalan que la presencia de elementos apropiados para la nidificación, alimentación y refugio generalmente determinan la existencia de avifauna (Park y Lee, 2000; Mörtberg, 2001). Estos elementos corresponden a troncos de árboles, follaje abundante, extensión considerable y diversidad de vegetación. Brito *et al.* (2017) estudiaron parques urbanos en la comuna de La Reina, Santiago de Chile, concluyendo que la cantidad de follaje y la composición de los árboles se correlacionaba con la riqueza de aves. Estudios realizados en Argentina determinaron que los parques y plazas de mayor tamaño y, especialmente aquellos que presentaron especies arbóreas grandes y frondosas se relacionaron positivamente con mayores niveles de riqueza de aves (Faggi y Martínez, 2013). En cuanto a vegetación, Faggi e Ignatieva (2009) señalan que existe una abundante cantidad de información acerca del arbolado urbano, ya sea de jardines o de plazas y parques, donde las especies predominantes corresponden a las especies exóticas. Ejemplo de ello es lo señalado por Martínez *et al.* (2009) quienes

reportan que en la ciudad de Mendoza, Argentina, cerca del 98% de las plantas urbanas son exóticas.

Otros estudios señalan que las copas del arbolado en los parques y plazas urbanas son fundamentales para servir como corredores aéreos. Estos son especialmente útiles para las aves migratorias, ya que les proporcionan alimento y protección contra sus depredadores (Savard, 1978). Noss (1993) añade que las copas de los árboles proporcionan hábitats de nidificación para las especies marginales. Por otro lado, los corredores de vegetación son fundamentales para conectar, mantener y mejorar la biodiversidad entre áreas urbanas, periurbanas y rurales, además de facilitar y garantizar la colonización de las áreas naturales más aisladas (Flink y Searns, 1993; Clergeau, 1998).

Otros elementos urbanos que pueden contribuir a la biodiversidad urbana corresponden a las paredes y techos verdes. Si bien, estos elementos son conocidos hace siglos han resurgido en los últimos años (Minke, 2005). Wilson (2010) señala que, aunque las paredes y techos verdes no reemplazan los hábitats perdidos en las ciudades, pueden compensar y contribuir a la creación de nuevos hábitats para aves, invertebrados y diversas plantas.

Tradicionalmente se han considerado plazas, parques y arbolado en general como áreas verdes urbanas. Por lo que, los jardines domésticos al ser tratados de manera privada han quedado exentos de esta clasificación. Ante esto, Gastón *et al.* (2005) señalan que existe un sesgo sustancial del área total de las áreas verdes urbanas reales. A pesar de que los jardines privados muchas veces no son considerados dentro de las áreas verdes urbanas, Cameron *et al.* (2012) destacan que estos jardines forman parte fundamental de la infraestructura verde urbana, por lo que los beneficios que estos pueden entregar estarán dados por el manejo que se les entregue. A esto se añade lo señalado por Wilson (2010), quien sostiene que si bien, estas pequeñas áreas tienen un limitado valor de biodiversidad, podrían contribuir de manera importante a la red global de espacios verdes.

En diversos lugares del mundo, los jardines domésticos suman una superficie importante dentro de la trama urbana. Tal es el caso de Dunedin en Nueva Zelanda, donde el porcentaje de jardines privados alcanza el 36% del área urbana, o en Baltimore, Estados Unidos, donde aproximadamente el 90% del dosel arbóreo se encuentra en jardines privados (Mathieu *et al.*, 2007; Troy *et al.*, 2007).

Good (2000) señala que los jardines privados podrían ser potenciales para mejorar la biodiversidad urbana. Estudios realizados en Londres, Inglaterra, demuestran que los jardines urbanos presentan una sorprendente diversidad de especies arbóreas, pudiendo servir además como hábitats para especies de grupos vertebrados e invertebrados, especialmente de aves, proporcionando sitios de anidación (Gastón *et al.*, 2005). Esto se complementa con lo señalado por Williams *et al.* (2009), quienes sostienen que los jardines privados abarcan una importante biodiversidad, siendo incluso mayor que en otros espacios verdes urbanos, pero ésta es fundamentalmente exótica. Ello, debido que existe una gran variedad de especies vegetales en viveros, a los cuales se puede acceder fácilmente, sumado a la preocupación de los propietarios de los jardines por mantener estos espacios en buen estado (Smith *et al.*, 2006; Vélez y Herrera, 2015). Si bien, estas especies

contribuyen a aumentar la riqueza de especies en las áreas urbanas, amenazan a la vegetación nativa de los ambientes naturales cercanos, debido a la facilidad de algunas especies de dispersarse y naturalizarse (Dehnen-Schmutz *et al.*, 2007). Diversas investigaciones realizadas en Europa señalan que la flora introducida es principalmente de carácter ornamental (Sanz-Elorza *et al.*, 2004; Kuehn y Klotz, 2006).

En cuanto a avifauna, existen muy pocos estudios que relacionan a la avifauna con los jardines privados. Díaz y Armesto (2003) señalan que los jardines podrían ser beneficiosos para la conservación de la biodiversidad de algunas especies de aves, pero que al menos en Chile no existe mucho conocimiento acerca del hábitat en el cual viven estas especies.

De acuerdo a Kendle y Forbes (1997) proteger la flora de los jardines privados es fundamental para la generación de hábitat y alimento a diferentes especies. Thompson y Head (s.f.) añaden que los jardines privados fomentarían la biodiversidad, debido a que éstos proporcionan agua y son un importante recurso alimenticio producto de la cantidad de especies vegetales que se encuentran en ellos, además de ser un importante lugar de refugio y nidificación para la avifauna urbana. Sullivan y Wilson (2008) añaden que los jardines privados son importantes hábitats para la vida silvestre, por lo que aumentar la cubierta vegetal de éstos, generaría un aumento en la vida silvestre de aquellas áreas.

En cuanto a las instalaciones deportivas, existen pocos estudios que hayan explorado el rol que estos cumplen en el fortalecimiento y la mantención de la biodiversidad en áreas urbanas (Gastón *et al.*, 2005).

Otro de los tipos de infraestructura verde que cada vez está tomando mayor relevancia en la conservación de la biodiversidad silvestre corresponde a los bosques urbanos. De acuerdo con Alvey (2006) los bosques urbanos al ser de grandes extensiones generan servicios ecosistémicos que inciden en la salud de las personas y en la calidad ambiental dentro y cerca de las ciudades. Schmitt *et al.* (2009) señalan que los bosques urbanos pueden albergar un número importante de especies que crecen de manera natural en un área, sin embargo, estos bosques no siempre son naturales y muchos de ellos consisten en especies forestales, siendo en el caso de Chile los pinos (Pinaceae), eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) y aromos australianos (*Acacia* spp.) las especies más masivas (Fuentes *et al.*, 2014).

En ciudades como Flandes (Bélgica) o Estocolmo (Suecia) los bosques urbanos son importantes hábitats de especies nativas, endémicas y amenazadas (Colding *et al.*, 2003; Cornelis y Hermy, 2004). Colding *et al.* (2003) señalan que los bosques urbanos de Flandes albergan alrededor del 30% de las especies nativas, considerando que es una ciudad altamente urbanizada y que los bosques urbanos sólo representan el 10% de la superficie. Colding *et al.* (2003) determinaron que los bosques urbanos en Estocolmo, Suecia, albergan a especies amenazadas y que se encuentran en algún estado de conservación de acuerdo a la Lista Roja de Especies Suecas. A pesar de ello, Livesley *et al.* (2016) añaden que, si bien los bosques urbanos sirven como hábitats para especies amenazadas o en peligro de extinción, éstos no son tan efectivos si se comparan con las reservas naturales.

Por otra parte, y producto de la misma homogenización de la biota en los bosques urbanos, se han ido eliminando las especies nativas, por lo que terminan siendo las especies exóticas las especies predominantes. Sin embargo, el predominio de unas pocas especies predispone al bosque urbano a efectos devastadores de brotes de plagas y diversas otras enfermedades, considerando que la frecuencia de introducción de plagas exóticas va en aumento. Ejemplo de ello es lo ocurrido en Detroit, Michigan y Windsor, Estados Unidos, donde en el año 2002 se encontró la presencia del escarabajo esmeralda (*Agrilus planipennis*), un pequeño escarabajo originario de Asia que ha matado millones de árboles pertenecientes a diversas variedades de fresno (Alvey, 2006). Otro ejemplo está dado por los monocultivos forestales, los que además de disminuir la biodiversidad del paisaje, son propensos a padecer de plagas y enfermedades, siendo en Europa, América del Norte y Asia los continentes más afectados (Altieri, 2009). En el caso de Chile, los bosques de monocultivos de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) y pinos (*Pinus* spp.) han provocado la continua pérdida de bosque nativo, lo que ha traído consigo la pérdida de la flora y fauna adyacente (Carrera y Kucharz, 2006). En numerosas ocasiones los bosques urbanos funcionan como corredores biológicos que conectan diversos ecosistemas, siendo éstos utilizados por muchas especies, no tan sólo de aves. Por lo que la existencia de bosques de monocultivos afecta el desarrollo de todos estos ecosistemas (*Ibíd.*).

En las ciudades donde los bosques urbanos son naturales, estos se transformarían en uno de los componentes más importantes dentro del paisaje urbano en relación a la avifauna, debido a que generan hábitat para una gran diversidad de especies. Esto fue confirmado por Cornelis y Hermy (2004), quienes demostraron en Flandes, Bélgica, que al menos 15 bosques urbanos albergaban por lo menos el 50% del número total de aves existentes en dicha región. Por otra parte, Sasvari (1984) señala que cuanto más grande es un bosque, más especies de aves albergará. Tilghman (1987) lo confirmó mediante un estudio realizado en Massachusetts, Estados Unidos, en el cual señala que el tamaño del bosque incide de manera importante en la diversidad de especies, donde aproximadamente la mitad de las especies observadas en dichos bosques se encontraban de manera más común en los bosques de mayor tamaño. Además, señala que si bien, los bosques urbanos albergan una proporción importante de especies de aves, los bosques no urbanos son capaces de albergar hasta cuatro veces más riqueza de especies. Otro estudio de la misma índole, es el desarrollado por Askins *et al.* (1987), quienes comprobaron en Connecticut, Estados Unidos, que tanto la densidad como la riqueza de especies de aves es menor en los bosques de menor tamaño.

Sin embargo, en la mayoría de las ciudades chilenas los bosques urbanos consisten principalmente en especies exóticas, siendo éstas principalmente plantaciones forestales. Tal es el caso de la ciudad de Pichilemu, donde cerca del 50% del suelo ocupado corresponde a especies forestales. Diversos estudios señalan que la actividad forestal genera importantes problemas en la conservación, tanto de flora como de fauna, generando en el caso de las aves cerca del 45% de los problemas de conservación, siendo superada sólo por las actividades agrícolas (Rottmann y Lopez-Callejas, 1992). Ello podría deberse a que las plantaciones de monocultivos modifican los atributos del hábitat de las aves, por lo que algunas de ellas no serían capaces de utilizar estos bosques (Avery y Leslie, 1990).

Estudios realizados en Nueva Zelanda reflejaron que las especies frugívoras, las nectarívoras y las que nidifican en cavidades son los tipos de aves más perjudicados por estas plantaciones, ya que por lo general estos bosques generan un número menor de frutos, semillas e insectos asociados (Clout y Gaze, 1984). En cuanto a la vegetación, Cowling *et al.* (1976) descubrieron en Sudáfrica que los monocultivos de pinos (*Pinus* spp.) habían afectado a la vegetación natural de la zona, reduciendo la biodiversidad de especies, especialmente las de carácter arbustivas.

En las ciudades costeras, otro tipo de infraestructura verde de gran importancia para la biodiversidad, especialmente de aves, corresponde a las playas y arenales. Estos sitios son para la avifauna lugares de descanso, especialmente para pelícanos, cormoranes y gaviotas, además sirven como lugares de anidamiento y crianza de pichones (Colwell y Sundeen, 2000). Dugan *et al.* (2015) añaden que las playas son fuentes de alimentación, proveen hábitat, y son lugares de nidificación para las aves playeras y aves migratorias.

Dugan *et al.* (2000) afirman que a pesar de lo importante que resultan ser las playas y los arenales para una extensa biodiversidad, estos no son tan estudiados como otros ecosistemas, por lo que generalmente no se consideran en la conservación costera. En un estudio realizado en las playas de la Costa Sur de Estados Unidos, Dugan *et al.* (2015) concluyeron que las zonas sobre la línea media de alta marea concentran el 50% de la biodiversidad intermareal, además de ser hábitat de nidificación para las aves costeras y migratorias, muchas de ellas en categorías de conservación. Además, observaron que las especies más abundantes fueron las especies de playeros, seguido de las gaviotas. Si bien, observaron una proporción reducida de especies terrestres, estas fueron muy diversas.

En algunos casos las áreas costeras pueden ser lugares con un alto endemismo de especies, debido a la alta diversidad de hábitats y de especies que en ellos habitan (Dirzo y Raven, 2003). En otros casos las áreas costeras pueden albergar a poblaciones muy reducidas de especies en categoría de conservación. Tal es el caso de las playas del sureste de California, Estados Unidos, donde hacia el año 1970 la pérdida de las playas condujo a una disminución de las aves que anidaban en ella. Un ejemplo concreto fue el de la golondrina de mar californiana (*Sterna antillarum browni*) la que para dicho año se encontraba en peligro de extinción con una población estimada de 600 pares. Sin embargo, diversas acciones de manejo, tales como la limitación del área de nidificación, la gestión de depredadores, el monitoreo de colonias, entre otros, permitió que la población de esta especie aumentara a tal punto de ser eliminada de la Lista de Especies Amenazadas, con una población estimada de 4.500 pares (Keane, 2001; Powell, 2005). Otro ejemplo, son las playas de la costa atlántica de Nueva Jersey, donde existe un número variado de especies raras, amenazadas y en peligro de extinción (Wootton *et al.*, 2016).

En otro estudio desarrollado en California, Lafferty *et al.* (2013) concluyeron que las playas que son más anchas, albergan una mayor cantidad de especies, mientras aquellas que tienen pendientes menores tienden a tener una abundancia mayor de gaviotas y de aves playeras. Por otra parte, observaron que, si bien, durante la época migratoria existía una mayor presencia de especies, con los años éstas han ido disminuyendo.

En las áreas urbanas costeras, las playas y arenales al ser sitios turísticos y de relajación, constantemente tienen la presencia de personas y de perros que pueden perturbar a las aves playeras (McCrary y Pierson, 2000). A pesar de ello, Dugan *et al.* (2015) señalan que al menos en el estudio realizado en las playas de California éstos no alteraban la riqueza ni la abundancia de las aves. Por el contrario, en otro estudio realizado en el mismo lugar, se determinó que tanto la abundancia como la riqueza de especies fue considerablemente menor ante la presencia del ser humano. A esto se suma lo señalado por Delgado *et al.* (2010) quienes determinaron que en Chile los perros sí son una amenaza para las aves playeras. Es por ello que Powell (2005) propone limitar el acceso humano a las áreas de nidificación, al menos durante la temporada de anidamiento, lo cual sería esencial para la conservación de las especies.

Los ecosistemas costeros están siendo severamente amenazados por la urbanización de las costas, dando lugar a la pérdida de la biodiversidad, y diferentes disturbios ambientales (Araujo y Pereira, 2008). Si bien, Araujo y Pereira (2008) señalan que varios países tienen programas de ordenamiento costero, la mayoría sólo se concentra en la conservación de la pesca, dejando de lado la conservación de la cubierta vegetal.

En las playas y arenales, la vegetación nativa es fundamental, debido a que estabiliza estos ambientes. Por el contrario, la existencia de vegetación exótica, tales como pasto o algunos árboles y arbustos, no poseen los sistemas y la tolerancia a la sal adecuados para mantener estos ambientes sanos (Maine Sea Grant, 2017). La vegetación nativa, en conjunto con las rocas y la arena, forman un hábitat ideal para las aves playeras, especialmente en época de nidificación (Coastal Care, 2017).

Otro elemento de infraestructura verde que actúa como un soporte importante de la biodiversidad en áreas urbanas, corresponde a los cursos de agua. Estos pueden ser naturales o artificiales, y pueden ir desde zanjas, arroyos y canales, hasta ríos o quebradas. Dentro de los cursos de agua, Prenda *et al.* (2013:275) señalan que los ríos son el “*principal corredor ecológico*”, debido a que posibilita flujos de energía y materia entre los diferentes ecosistemas que cruza. Además, señalan que los ríos son importantes reservorios de biodiversidad, fomentando la creación de diferentes hábitats. Comparados con otros ecosistemas, los ríos sostienen una cantidad importante de biodiversidad, tanto de especies vegetales como animales (Addy, 2016). La zona riparia o ribereña juega un rol fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La zona riparia corresponde a la “*región de transición y de interacciones entre los medios terrestres y acuático*” (Granados *et al.*, 2006:55). Está compuesta por una matriz variable de vegetación, la que generalmente es herbácea, y juega un rol fundamental en la mantención de los ecosistemas acuáticos, en la regulación de la calidad del agua, además de proveer de hábitat para la flora y fauna, sirviendo también como corredores entre los variados hábitats existentes (Water Research Commission, 2001). A pesar de presentar una marcada vegetación herbácea, también es posible encontrar vegetación leñosa. Granados *et al.* (2006) señalan que los árboles predominantes corresponden a los géneros *Pupulus*, *Quercus salix* y *Alnus*.

Los cursos de agua, pueden albergar un sinnúmero de especies de aves, debido a que la vegetación existente posee un alto valor de protección y alimentación. Por ejemplo, en la vegetación ribereña de los cursos de agua en Arizona, Estados Unidos, se encontró la más alta densidad de aves encontrada en dicho país, siendo a su vez una de las más altas registradas en el mundo con cerca de 1.325 parejas de aves por 40 hectáreas de áreas riparias (Nilson *et al.*, 1988). De esta forma, estos ecosistemas pueden soportar una diversidad mayor de especies de fauna que otros ecosistemas acuáticos más pobres de vegetación (Granados *et al.*, 2006).

De acuerdo con Greer (1978) las zonas riparias de los ríos han demostrado ser uno de los hábitats con las mayores densidades de especies de aves en reproducción, donde se han estimado al menos 900 pares por 40 hectáreas de zonas riparias. Esto puede deberse a que estas zonas son altamente ricas en nutrientes y poseen una cubierta vegetal densa (Granados *et al.*, 2006). Es por ello, que además sirven como lugares de descanso de muchas aves migratorias (Ceccon, 2003).

Por otra parte, diversas especies de fauna utilizan estas zonas como corredores ecológicos, de tal forma que, además de conectar áreas que se encuentran aisladas, sirven como corredores para la dispersión de semillas lo que genera un mayor material orgánico (Naiman *et al.* 1993; Granados *et al.*, 2006). En Chile, especies de aves como el colilarga (*Sylviorhynchus desmursii*) y el churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa*), son sólo algunas de las especies de aves que utilizan las áreas riparias para moverse dentro de hábitats fragmentados (Romero *et al.*, 2014).

Los cursos de agua también sirven de hábitats para especies endémicas y en categoría de conservación. Tal es el caso de México, donde al menos el 10% de las especies endémicas fueron registradas en el Estero El Salado, Jalisco (Molina *et al.*, 2012). O en los ríos de las llanuras de Canterbury, Nueva Zelanda, donde existen especies amenazadas y en peligro de extinción (Maloney, 1999). O bien, en estudios realizados en el río São Francisco, Brasil, que da cuenta de la existencia en dicho río de 5 especies en estado de extinción y de 17 especies endémicas (Schunck *et al.*, 2012).

En relación a la vegetación, esta se desarrolla producto del “*movimiento del oxígeno a través del suelo y la remoción del bióxido de carbono, así como de los productos metabólicos residuales*” (Granados *et al.*, 2006:56). De esta manera la vegetación se transforma en la base de la cadena alimenticia de estos ecosistemas, otorgando además refugio, alimentación y descanso para diferentes especies de aves. La vegetación juega un rol fundamental en el manejo de plagas, donde se ha visto, por ejemplo, que las aves que anidan en las áreas ribereñas de cursos de agua son altamente eficientes en el control de roedores e insectos dañinos para el ser humano (Granados *et al.*, 2006). Por lo que proteger las zonas riparias de los cursos de agua, no tan sólo genera beneficios para la biodiversidad de especies, sino que también para el ser humano.

En cuanto a las quebradas, Acuña y Hernández (2014) señalan que, al ser ocupadas por el ser humano desde hace muchos años su vegetación se ha ido modificando de tal

forma que ha sido reemplazada por cultivos agrícolas y por plantaciones de monocultivos. Esto ha generado que existan una gran cantidad de especies introducidas. Generalmente las quebradas presentes en ambientes urbanos están canalizadas, lo que ha generado una barrera para la biodiversidad. Sin embargo, en diferentes lugares del mundo estas cubiertas se han sustituido por cubiertas más naturales (Vélez, 2011). Ante esto, Ortiz (2014) señala que estas quebradas pueden convertirse en espacios verdes públicos naturalizados, de tal forma que rehabilitándolos con especies nativas se puede otorgar protección a la quebrada y generar ambientes ricos en biodiversidad.

Diversos estudios señalan que en las quebradas existe una alta proporción de especies vegetales nativos y endémicos, especialmente en aquellas quebradas con presencia de agua permanente, donde se desarrolla una vegetación arbórea y arbustiva importante (Stoll *et al.*, 2006). Sin embargo, al ubicarse sobre suelos nutridos de materia orgánica, con una alta humedad y sombra, son propicios para la colonización de especies exóticas, siendo más frecuente en aquellas quebradas más cercanas a centros urbanos (Nebel y Porcile, 2006). En Chile, gran parte del bosque nativo localizado cercano a quebradas ha sido reemplazado por plantaciones forestales, las que se han propagado sin considerar sus requerimientos ecológicos, de tal manera que estas especies terminan acidificando el suelo y secando los cursos de agua adyacentes, afectando a toda la biodiversidad de la zona, incluyendo la avifauna (Schlatter, 1977; Cornejo, 2015). Estados y Temple (1999) señalan que las quebradas generan un efecto positivo sobre la riqueza de aves, así también en las densidades de especies particulares tales como el zorzal (*Turdus falcklandii*) o el churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa*). Estudios señalan que las aves tienen una gran capacidad de adaptación ante los cambios en su hábitat, por lo que adoptarían las plantaciones como su nuevo hábitat forestal más fácilmente que otras especies de fauna (Brockhoff, 2009).

Finalmente, cuerpos de agua tales como lagunas y humedales son considerados como los tipos de infraestructura verde que entregan el mayor apoyo a la vida, teniendo además una gran importancia socioeconómica y ecológica, especialmente en el mantenimiento de la biodiversidad (Hails, 1997).

Para la avifauna, los humedales entregan una variada oferta de recursos tróficos, es por ello que son muy utilizados por las aves migratorias como sitios de reabastecimiento durante sus migraciones (Petracci *et al.*, 2005). Sin embargo, no sólo representan un hábitat para las aves, sino que para muchas especies de diferentes taxas.

Diversos estudios señalan que los humedales constituyen uno de los mejores ambientes para el desarrollo de una amplia riqueza y diversidad de aves (Bacon, 1987; Hails, 1997; Kumar y Gupta 2009). El humedal del Río Negro en Jamaica es el segundo sitio RAMSAR del país, y alberga 104 especies de aves, entre especies marinas, acuáticas, rapaces y forestales (Bacon, 1987). En Illinois, Estados Unidos, se han encontrado 251 especies de aves diferentes (USFWS, 1994). Mientras que en Santa Lucía en Sudáfrica se han reportado unas 350 especies de aves (Hails, 1997). Esto demuestra la importancia de los humedales para la avifauna en términos de riqueza.

Los humedales y diversos cuerpos de agua proporcionan estaciones de descanso y alimentación para diferentes especies de aves migratorias, entre las que destacan patos, garzas y aves playeras, las que aumentan la biodiversidad especialmente en época migratoria al igual que las playas y arenales. Por ejemplo, en Surinam, América del Sur, se encontró que el 75% de las aves acuáticas correspondían a especies migratorias (Swennen y Spaans, 1985). Estos procesos, no sólo son importantes para la riqueza de especies, sino que también para la abundancia de estos mismos. Es por ello que una disminución, perturbación o la pérdida de un humedal, afectará a los diversos sistemas asociados. De esta manera, las migraciones de aves se podrían interrumpir, lo que afectará en la capacidad de las aves de reproducirse, y con ello la supervivencia de las poblaciones se verá amenazada (Hails, 1997).

Por otra parte, los humedales pueden albergar una importante diversidad de aves en alguna categoría de conservación. Muchas de las especies que habitan los humedales se encuentran amenazadas, debido a la poca preocupación que existe por mantener saludables y protegidos estos ecosistemas. Al menos en América del Sur existen como mínimo 15 especies de aves acuáticas en alguna categoría de conservación (UICN, 2000). En Chile, por ejemplo, El Salar de Tara es un hábitat importante para la nidificación de dos flamencos con problemas de conservación, siendo éstos la parina chica (*Phoenicoparrus jamesi*) y el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*); además de ser un lugar de concentración de otras especies de aves. Caso similar ocurre en el Salar de Aguas Calientes, el cual es utilizado por la avifauna como un lugar de alimentación, reproducción y conservación de especies amenazadas, tales como el piuquén (*Cloephaga melanoptera*) y la perdiz de la puna (*Tinamotis pentlandii*) (CONAF, 2015). Otro caso es el de los humedales africanos, específicamente de los humedales en la cuenca de Bangweulu, Zambia. Aunque los humedales sólo abarcan el 1% de la superficie de África, estos son muy significativos debido a que albergan importantes poblaciones de especies amenazadas, tales como el piconzapato (*Balaeniceps rex*), especie de ave sumamente difícil de observar y que actualmente se encuentra en estado Vulnerable (Hails, 1997).

Es así como los humedales y diversos cuerpos de agua, proveen de un importante hábitat para diferentes especies de aves, debido a que otorgan refugio y proveen de alimentación, áreas de descanso, y de reproducción y nidificación. Sin embargo, los humedales también albergan una gran diversidad de plantas, las que se ha demostrado que son sensibles ante los cambios provocados por el ser humano (EPA, 2002).

Los humedales pueden albergar una gran cantidad de especies de plantas, tales como musgos, helechos, juncos, arbustos y árboles, siendo las especies predominantes las herbáceas (Hauenstein, 2002; Hernández y Rangel, 2009). De acuerdo con Mitsch y Gosselink (2000) los humedales se caracterizan por presentar una estructura de vegetación simplificada capaz de mantener una alta diversidad de aves y plantas. Es por ello que se considera como la base de la cadena alimentaria, siendo no sólo beneficiosa para las aves, sino que también para especies de otras taxas, tales como bacterias, fitoplancton, anfibios, peces, entre otros (EPA, 2002).

Si bien, existen muchos estudios relacionados a la vegetación existente en los humedales, existe una carencia de estudios que relacionen la riqueza de especies de aves con la diversidad de plantas en dichos ambientes, considerando que es un tema importante con implicancias tanto en la ecología básica, como en la aplicada (Battisti y Fanelli 2011). Las relaciones entre diversidad de aves y vegetación en humedales, sólo se han realizado mediante mediciones de la estructura de la vegetación (Fanelli *et al.*, 2014).

A pesar de ello, se tiene conocimiento que los humedales pueden albergar una serie de especies endémicas y también en peligro de extinción (Hails, 1997). Por ejemplo, en el humedal de Whangamarino, Nueva Zelanda, se encontraron dos especies que sólo es posible encontrarlas en dicho lugar. Estas corresponden al junco de bambú (*Sporadanthus ferrugineus*) y a la orquídea de casco (*Corybas carsei*) (Waikato Regional Council, 2017).

Al otro extremo se tienen las especies exóticas e invasoras. Según Zedler y Kercher (2004) los humedales son muy vulnerables a las especies invasoras. Si bien, sólo el 6% de la masa terrestre de tierra corresponde a humedales, el 24%, o sea 8 de 33 de las plantas más invasoras reconocidas a nivel mundial son especies que habitan humedales. Estas especies alteran el hábitat, disminuyendo tanto la calidad como la cantidad de biodiversidad, además de cambiar el ciclo de nutrientes, entre otros (Zedler y Kercher, 2004). Ejemplo de ello es lo que sucede en Australia. Allí, una proporción pequeña de la tierra corresponde a humedal, sin embargo, existen cuatro de las hierbas más invasoras registradas mundialmente, además de otras muchas especies dañinas (*Ibíd.*). Se sabe que las plantas invasoras son por lo general especies exóticas. Sin embargo, algunas pueden ser nativas, otras híbridas y otras podrían ser nativas que debido a los cambios ambientales se han vuelto invasivas (Galatowitsch *et al.*, 1999; Saltonstall, 2002). Dentro de las plantas invasoras de humedales se pueden encontrar hierbas, gramínoideas, arbustos y árboles (Zedler y Kercher, 2004).

Tal como se ha evidenciado, los diferentes tipos de infraestructura verde presentados son capaces de soportar biodiversidad. Si bien, algunos de ellos son más productivos en el mantenimiento de la biodiversidad que otros, tales como las playas y arenales y los humedales y cuerpos de agua, todos ellos forman parte de una red de espacios verdes y azules urbanos capaces de dar hábitat a especies amenazadas, endémicas, nativas y exóticas. Si bien es cierto que, en las plazas, parques y jardines privados existe una alta presencia de especies exóticas, no todas ellas son dañinas para el resto de especies que conviven en aquellas áreas. A pesar de ello, los programas de restauración de especies nativas y los planes de manejo de especies exóticas invasoras son fundamentales en la planificación y manejo de dichas áreas (Alvey, 2006).

En las ciudades, la presencia de distintas especies de aves aumenta en función de la cantidad de árboles y arbustos, especialmente con aquellos árboles nativos (Díaz y Armesto, 2003). Por lo que crear y mantener áreas verdes utilizando especies leñosas nativas, aumentaría considerablemente la riqueza y abundancia de la avifauna urbana (*Ibíd.*).

5. MARCO METODOLÓGICO

5.1 Área de estudio

Este estudio fue realizado en la ciudad costera de Pichilemu, ubicada en la provincia de Cardenal Caro en la VI Región del Libertador General Bernardo O’Higgins. Esta ciudad se localiza a una distancia de 259 km de Santiago en las coordenadas 34° 12’ y 34° 37’ de latitud sur y 71° 30’ y 72° 0’ de longitud oeste (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). La comuna de Pichilemu posee una superficie de 749,1 km², y según el Censo de Población y Vivienda del año 2002 tiene 12.392 habitantes, de los cuales el 52% corresponde a hombres (6.440 personas), y el 48% restante corresponde a mujeres (5.952) (Biblioteca del Congreso Nacional BCN, 2012). Cabe destacar que el 76,33% de la población de la comuna reside en sectores urbanos, mientras que el 23,67% en sectores rurales (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

La ciudad de Pichilemu se caracteriza por presentar diferentes atractivos reconocidos a nivel mundial y por exhibir un aumento importante de población, lo que ha generado que la industria inmobiliaria genere infraestructura relacionada tanto a la vivienda como al rubro turístico, provocando una constante presión sobre los suelos y alterando de manera importante la diversidad biológica de la zona (Barría, 2015).

Por otra parte, en esta comuna se localizan las principales empresas forestales de la región las que abarcan cerca del 50% de la superficie total de suelo plantado, siendo el pino radiata (*Pinus radiata*) la especie que ocupa el mayor porcentaje de superficie, con más del 80%; seguida por el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) con poco más del 15%. En contraste con la vegetación exótica, se encuentra la vegetación nativa en dos asociaciones principales: el matorral espinoso caducifolio y el bosque esclerófilo mediterráneo. Con el pasar de los años, el bosque nativo se ha visto fuertemente alterado por la acción antrópica (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

A pesar de que se desconoce el número de especies vegetales silvestres presentes en la ciudad de Pichilemu, se sabe que existen aproximadamente 1.189 especies silvestres en la región del Libertador General Bernardo O’Higgins, de las cuales 908 corresponden a especies nativas. Del total de especies nativas, 33 especies se encuentran En Peligro y 175 en categoría Vulnerable. De esta manera, el 22,8% de las especies vegetales nativas de la región poseen algún grado de amenaza (Faúndez *et al.*, 2007).

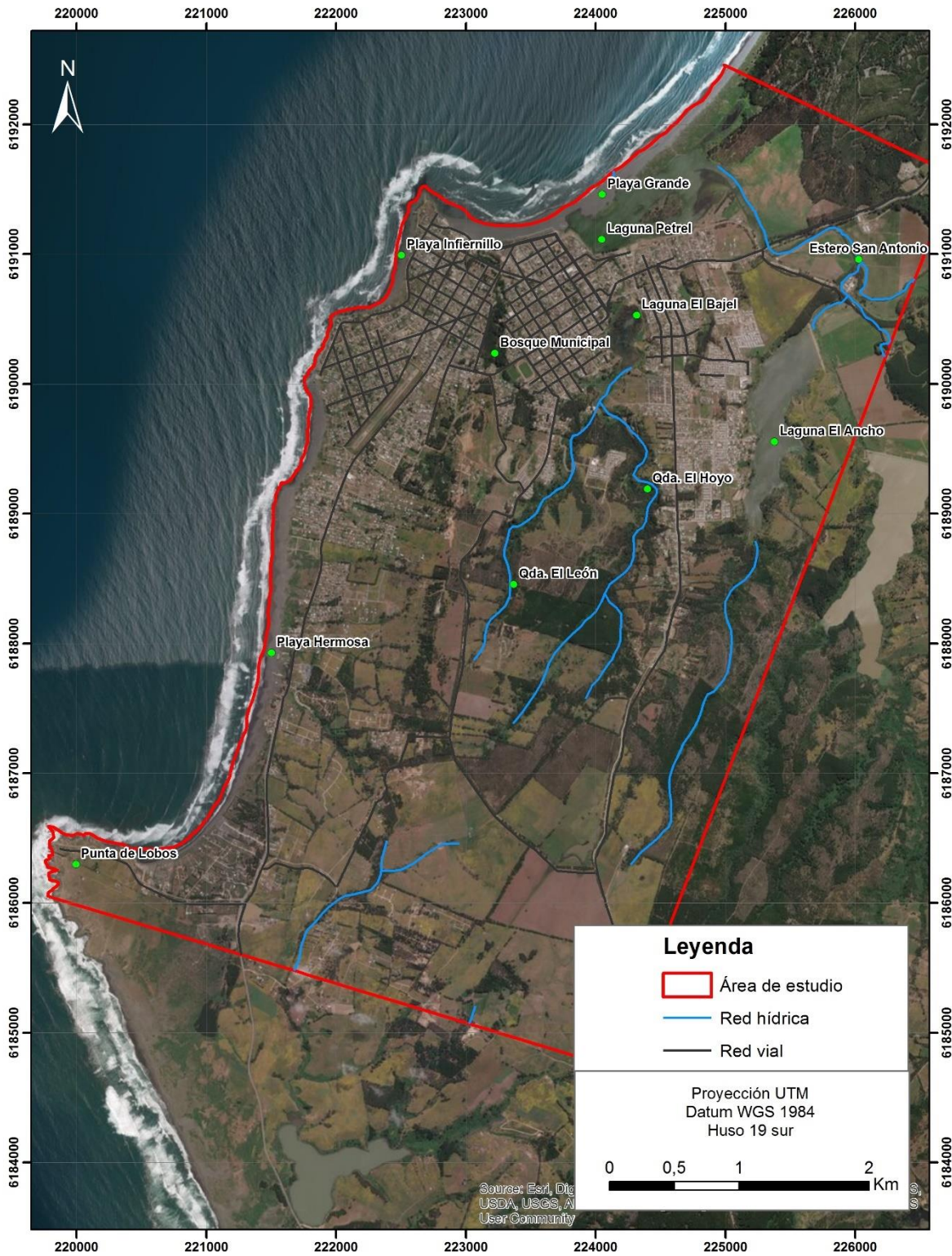
En cuanto a fauna silvestre, ésta se asocia de manera directa al bosque nativo. Por lo que a medida que este fue disminuyendo algunas especies quedaron relegadas en algunos remanentes, mientras que otras se adaptaron a esta nueva condición, o bien, migraron. Actualmente, la fauna más característica en la comuna corresponde a las aves, las que se concentran principalmente en los humedales y diversos cuerpos de agua (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010). Se estima que existen 199 especies presentes en la región, siendo las especies más abundantes en temporada estival el fío-fío (*Elaenia albiceps*), la diuca (*Diuca diuca*) y el chercán (*Troglodites aedon*). Dentro de las especies

amenazadas que se pueden encontrar en la región, se encuentra el carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), el chucao (*Scelorchilus rubecula*), el loro choroy (*Enicognathus leptorhynchus*), el canastero del sur (*Asthenes anthoides*) y el chorlo cordillerano (*Phegornis mitchelli*) (Estades y Vukasovic, 2007).

Aunque en la ciudad de Pichilemu los humedales y cuerpos de agua son consideradas áreas con un importante valor ambiental como la Laguna Petrel, la Laguna El Bajel y el Humedal de Cáhuil, existe una carencia de resguardo y deficientes medidas de manejo ambiental (Ilustre Municipalidad de Pichilemu, 2010).

El área de estudio abarca la ciudad de Pichilemu desde la Laguna Petrel en el norte, hasta la Puntilla de Punta de Lobos en el sur. Mientras que hacia el este abarca desde el borde costero hasta la Laguna El Ancho (Figura 1).

Figura 1. Área de estudio



Fuente: Elaboración propia

5.2 Identificación de componentes de infraestructura verde

Para determinar la tipología de los componentes de infraestructura verde se reconocieron las coberturas de los suelos del área de estudio. Para ello, se confeccionó una tipología de Tipos de Infraestructura Verde, basada en el programa CORINE Land Cover de la European Environment Agency (EEA) (1995), los catastros de uso de suelo y vegetación de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) (2013), los componentes del sistema de infraestructura verde propuestos por la EEA (2011) y Vásquez (2016).

La siguiente tabla muestra la tipología y definiciones utilizadas en el reconocimiento de la infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu.

Tabla 2. Tipología de los tipos de infraestructura verde

Tipo de infraestructura verde (IV)	Definición
Tejido urbano continuo	La mayor parte del territorio está cubierta por estructuras y redes de transporte. Los edificios, caminos y superficies artificiales cubren más del 80% de la superficie total.
Tejido urbano discontinuo	Las estructuras tales como edificios, caminos y superficies artificiales, son asociadas con áreas con vegetación y suelos descubiertos, que ocupan superficies discontinuas pero significantes.
Zonas comerciales o industriales	Son superficies artificiales donde la mayor parte del área no presenta vegetación, destinándose para actividades comerciales o industriales.
Aeródromo/Aeropuerto	Corresponden a todas las instalaciones de aeropuerto, entre las que se incluyen: pistas de aterrizaje, edificios y terrenos asociados
Zonas de extracción minera	Áreas con extracción a cielo abierto de materiales de construcción u otros minerales.
Áreas verdes urbanas	Áreas con vegetación dentro del tejido urbano. Incluye parques, plazas, cementerios con vegetación, calles arboladas, entre otros.
Instalaciones deportivas y de ocio	Corresponden a terrenos deportivos, parques de ocio, campos de golf, hipódromos, sitios de camping, etc.
Terrenos abandonados	Se refiere a la tierra que no se emplea con un fin productivo. También se utiliza para clasificar al terreno que no está edificado o que no se usa con un objetivo.
Cultivos de secano	Corresponden a cultivos de cereales, legumbres, cultivos de forraje, tubérculos, y tierras en barbechos. Además, se incluyen viveros para cultivo y verduras en campos abiertos. No considera pastos permanentes.

Cultivos de regadío	Son aquellos cultivos regados de forma permanente o periódica, utilizando una infraestructura permanente, ya sea canales de riego, o bien, una red de drenaje. La mayoría de estos cultivos no podían ser cultivados sin un suministro de agua artificial.
Prados y praderas	Cobertura densa de pasto de composición floral, dominadas por gramíneas. Principalmente para el pastoreo, pero puede ser cosechada de manera mecánica. Se incluyen áreas con cobertura silvestre.
Bosques urbanos	Se refiere a aquellos bosques que se ubican dentro del radio urbano señalado por el respectivo plano regulador
Plantaciones	Terrenos plantados con especies forestales para fines industriales.
Matorral	Formación vegetal donde el tipo biológico árbol es menor al 10%, el de arbustos puede ser entre 10 a más del 75% y las herbáceas pueden estar entre 0-100%.
Matorral arborescente	Matorral con árboles, cuya altura supera los 2 metros. La cobertura del tipo biológico árbol está entre 10-25%, el tipo biológico arbusto entre 10 a 100% y el tipo biológico herbáceas entre 0-100%.
Matorral pradera	Formación vegetal donde la cobertura del tipo biológico árboles es menor al 25%; la cobertura del tipo biológico arbusto varía entre 25-100%, y la cobertura del tipo biológico herbáceo está entre 25-100%
Playas, dunas y arenales	Son extensiones de arena localizados principalmente en localidades costeras.
Roca desnuda	Superficies tales como acantilados, rocas, afloramientos y plataformas de los arrecifes situados por encima de la línea de pleamar.
Quebradas y cursos de agua	Son cursos de agua correspondientes a canales de agua naturales o artificiales, que a su vez sirven como canales de drenaje de agua.
Humedales y cuerpos de agua	Corresponden a tramos de agua naturales o artificiales. Incluye, además estiramiento de agua salada o salobre en zonas costeras separadas del mar por una lengua de tierra, pudiendo conectarse con el mar.

Fuente: Elaboración propia en base a EEA (1995; 2011), CONAF (2013) y Vásquez (2016).

Esta tipología se identificó en las imágenes satelitales SENTINEL 2A correspondientes al 04 de abril del 2016, en composiciones de color verdadero y falso color estándar. La resolución espacial de las imágenes SENTINEL 2A es de 10 x 10 metros, por lo que se trabajó a una escala de 1:30.000 y en algunos casos a 1:10.000.

Posteriormente, la fotointerpretación se validó en terreno de tal forma que se corrigieron algunas coberturas mal identificadas. En un inicio se consideró la tipología expuesta en la Tabla 2, sin embargo, en los talleres participativos realizados en la ciudad de Pichilemu en el marco del proyecto “*Sistemas de Infraestructura Verde y planificación de ciudades sustentables*”, se determinó utilizar los tipos de infraestructura verde más relevantes para los habitantes de la ciudad. Estos corresponden a: áreas verdes urbanas; instalaciones deportivas y de ocio; bosques urbanos; playas, dunas y arenales; quebradas y cursos de agua; y humedales y cuerpos de agua.

5.3 Determinación de la biodiversidad presente en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu

Los puntos de muestreo de avifauna y la vegetación leñosa se definieron mediante un muestreo aleatorio estratificado, usando la herramienta *Create Random Points* del programa ArcGis 10.2. Esto dio como resultado 119 puntos de muestreo separados por una distancia mínima de 100 metros. Sin embargo, debido a la dificultad de acceso a ciertos lugares y criterios de factibilidad, se decidió realizar 56 puntos de muestreo (*Figura 2*).

El número de puntos de muestreo se determinó en base al porcentaje de superficie cubierto por cada tipo de infraestructura verde, de tal manera que el mínimo de puntos fueron 7 y el máximo fueron 15. Dicha decisión fue consultada y posteriormente apoyada por los expertos Sr. Carlos Garín y el Dr. Álvaro Gutiérrez.

La tabla a continuación muestra la superficie (km²) de los tipos de infraestructura verde seleccionados y la cantidad de puntos de muestreo realizado en cada uno de ellos.

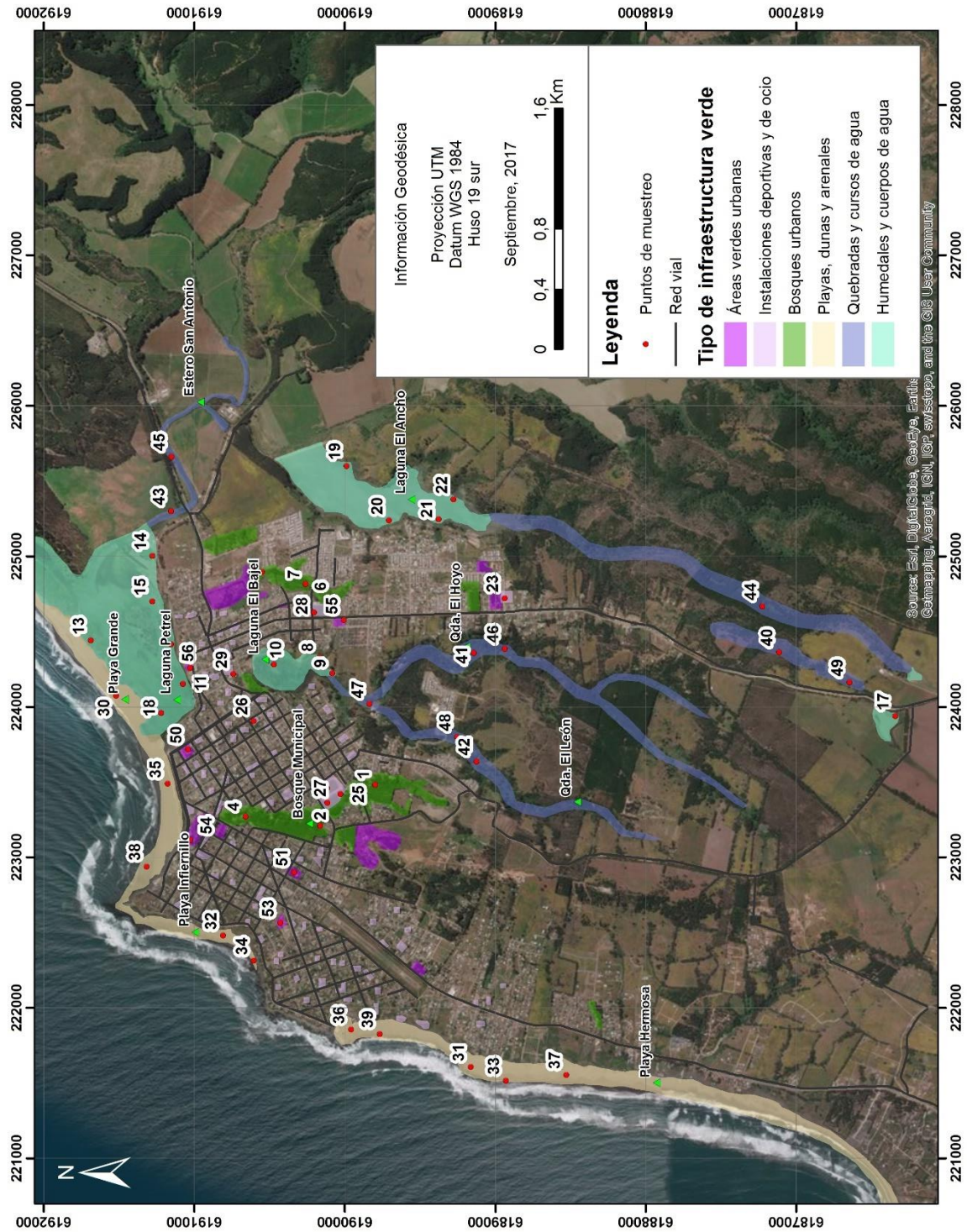
Tabla 3. Superficie y cantidad de puntos de muestreo por tipo de infraestructura verde

Tipo de Infraestructura Verde	Superficie (km²)	Cantidad de puntos de muestreo
Áreas verdes urbanas	0,164	7
Instalaciones deportivas y de ocio	0,203	7
Bosques urbanos	0,370	7
Playas, dunas y arenales	0,845	10
Quebradas y cursos de agua	0,863	10
Humedales y cuerpos de agua	1,266	15
Total	3,711	56

Fuente: Elaboración propia

La *Figura 2* muestra la distribución de los puntos de muestreo realizados en el área de estudio.

Figura 2. Distribución de los puntos de muestreo en el área de estudio



Fuente: Elaboración propia

Para el levantamiento de información, se realizaron tres campañas de terreno durante los meses de octubre y diciembre del año 2016 y enero del año 2017.

Dicho período de muestreo se escogió debido a que las aves se encuentran en período reproductivo, por lo que es más fácil detectarlas vocalmente. Por otra parte, es posible encontrarlas en parejas y establecidas en territorios concretos (Ralph *et al.*, 1996; González, 2004).

En el caso de la vegetación leñosa, la mayoría de las especies del bosque esclerófilo mediterráneo y del matorral espinoso caducifolio, asociaciones de vegetación predominantes en la ciudad, se encuentran en proceso de floración, por lo que su reconocimiento visual representa una menor complejidad (Hoffmann, 1998).

5.3.1 Registro de avifauna en terreno

Cada conteo fue realizado entre las 07:00 y 10:00 am, debido a que en dicho horario las aves se encuentran más activas (González, 2004; Ralph *et al.*, 1996). Puesto que las observaciones de aves pueden verse afectadas por las malas condiciones climáticas se evitó realizar observaciones durante días lluviosos, con vientos fuertes, neblina densa o calor excesivo (Ralph *et al.*, 1996).

Para la realización del conteo de aves se utilizaron binoculares, cámara fotográfica, cronómetro, una libreta de notas, lápiz, grabadora, GPS, un mapa donde estaban señalizados los puntos a muestrear (Anexo 1), la guía de campo Aves de Chile de Jaramillo (2013) y la ficha que se debía rellenar con los datos obtenidos en las observaciones (Anexo 2)

Para registrar la avifauna en los diferentes puntos de muestreo, se utilizaron dos métodos de conteo: transecto en franjas y recuento en puntos de radio fijo. Cada punto de muestreo fue censado una única vez (Ralph *et al.*, 1996) registrando el número de especies e individuos de aves presentes, y se determinó si eran especies nativas, endémicas o exóticas. Además, se registró el número del punto, las coordenadas geográficas, y la fecha y hora del día.

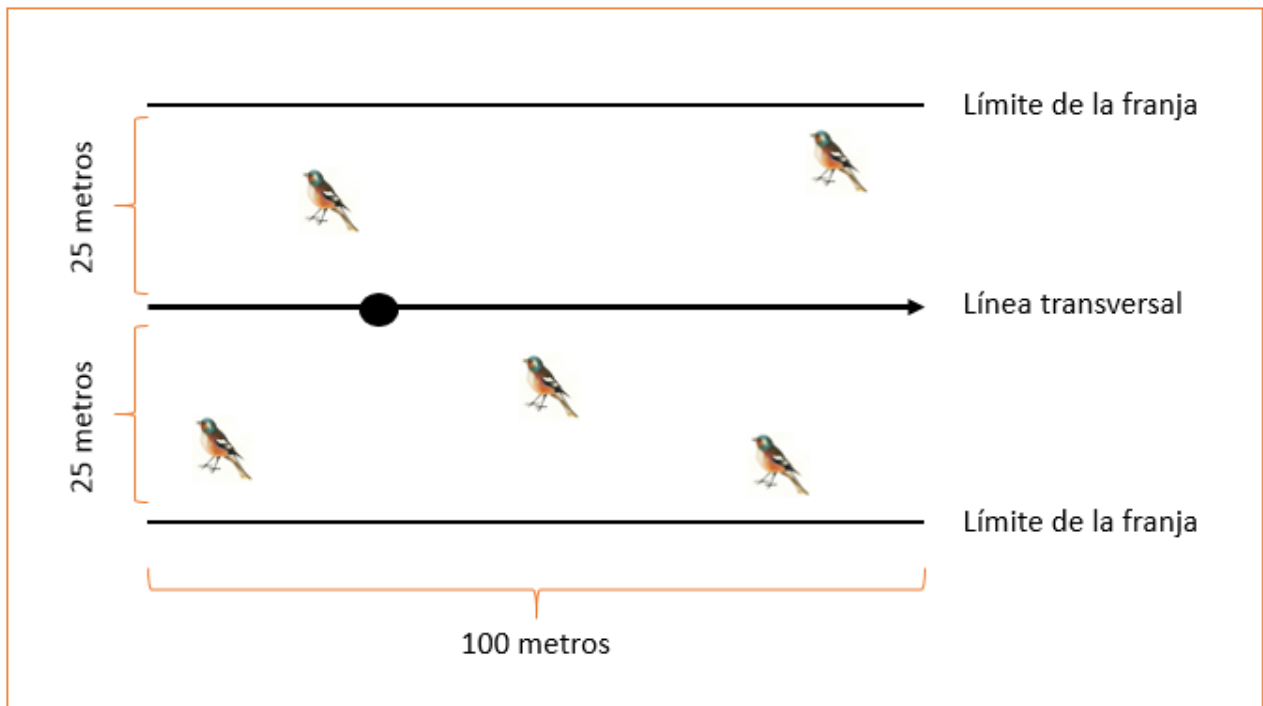
El método de transectos en franjas consiste en registrar las aves detectadas dentro de una distancia determinada a ambos lados de la línea a una velocidad constante (por lo general 1 km/h) (González, 2004). Para ello, se fijaron transectos de 100 metros de longitud y 25 metros a cada lado, y se contabilizaron las aves detectadas en un período de tiempo de 10 minutos de manera visual y auditiva (Ralph *et al.*, 1996; González, 2004). En caso de que, al momento de realizar el registro de aves, llegasen nuevos individuos igual se contabilizaron. Por el contrario, si estos volasen o bien, volasen y se pararan dentro del área de registro sólo se registraron una sola vez.

En caso de que no se pudiera reconocer una especie, se grabó el canto o se tomó una fotografía para su posterior identificación consultando a expertos en la materia y/o utilizando las guías de campo Aves de Chile de Jaramillo (2005).

Debido a que este método es útil aplicarlo a hábitats abiertos (Wunderle, 1994; Ralph et al., 1996), se decidió utilizarlos en los siguientes componentes de infraestructura verde: áreas verdes urbanas; instalaciones deportivas y de ocio; bosques urbanos; playas, dunas y arenas; humedales y cuerpos de agua, y a los cursos de agua.

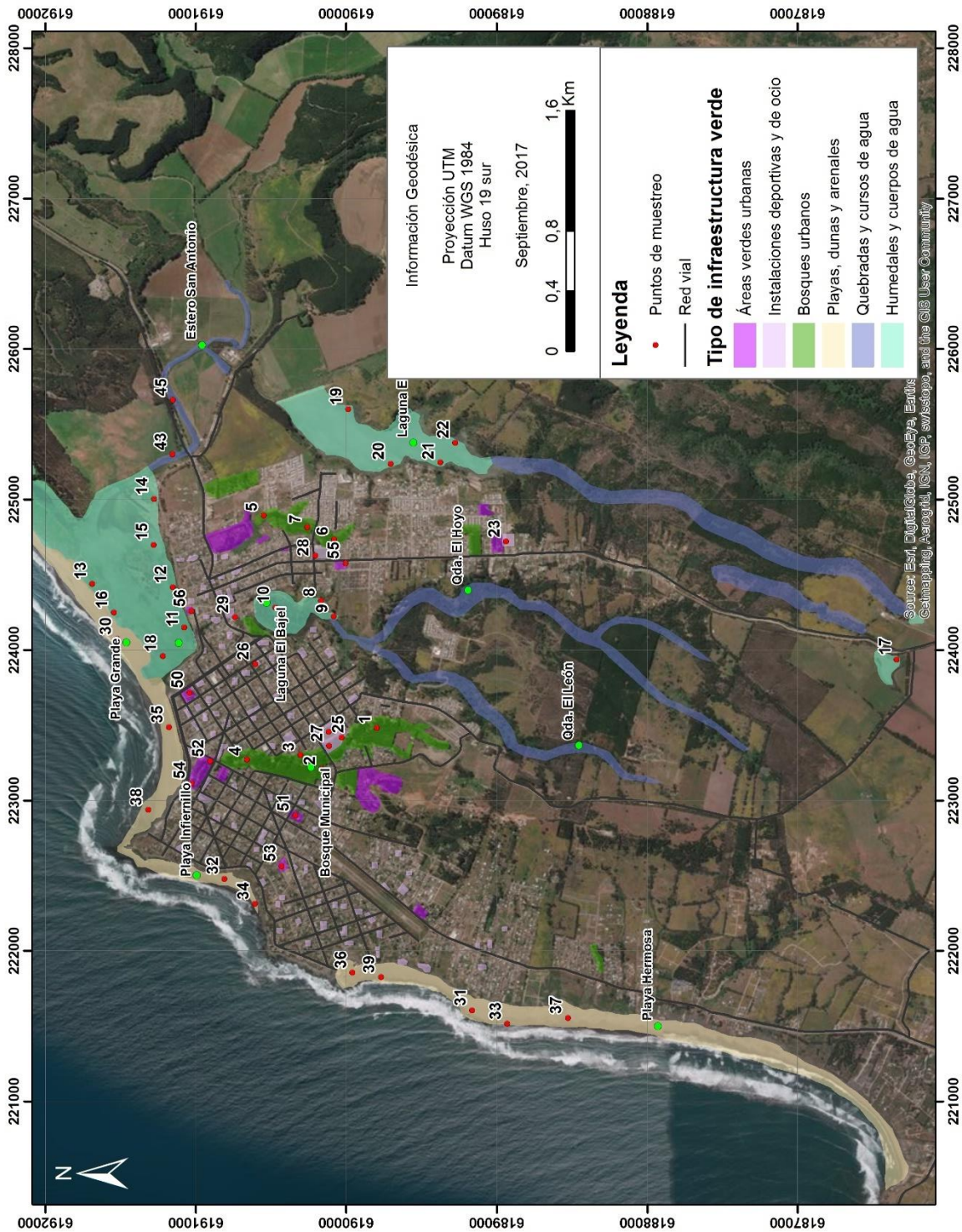
Los puntos de muestreo en los cuales se aplicó el método de transecto en franjas se pueden observar en la Figura 4. La Figura 3 refleja el método aplicado.

Figura 3. Método del transecto en franjas



Fuente: Elaboración propia en base a González, 2004.

Figura 4. Puntos de muestreo donde se aplicó el método del transecto en franjas



Fuente: Elaboración propia

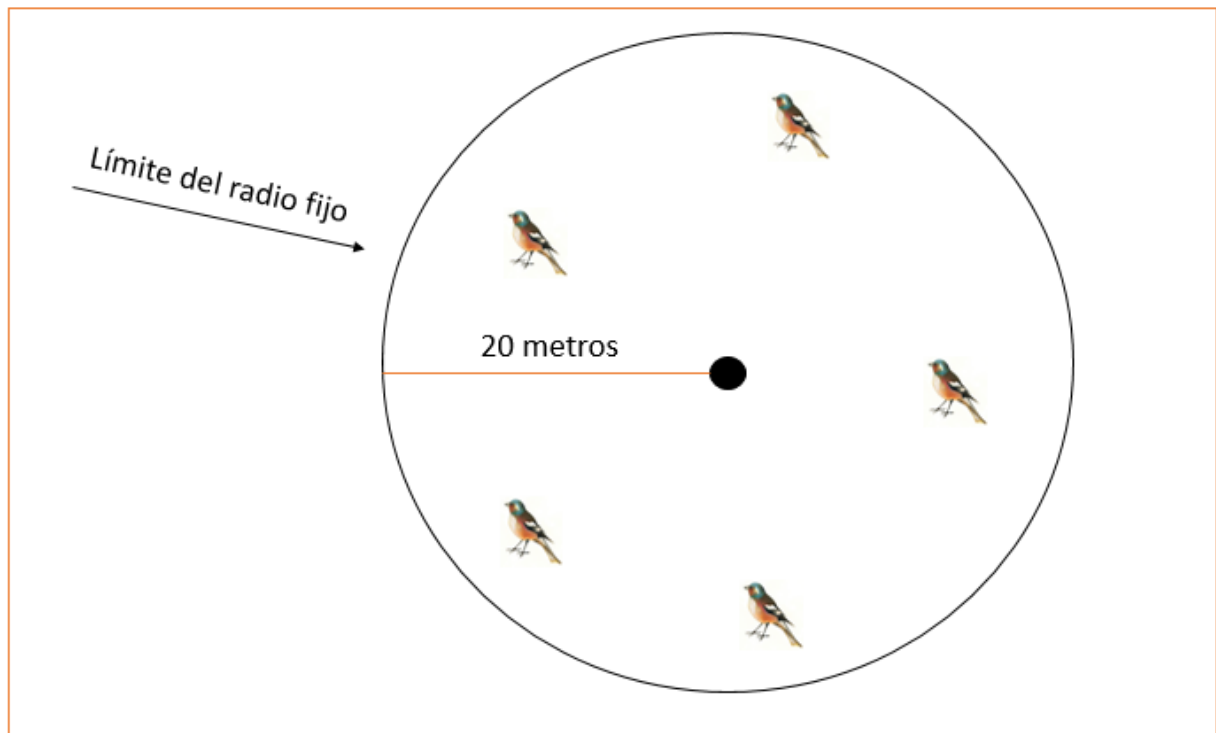
Por otra parte, el método del recuento en puntos de radio fijo consiste en registrar las aves detectadas dentro de un círculo con radio fijo alrededor del observador (González, 2004). Para ello, se fijó un círculo con un radio de 20 metros. Así, el área de cuatro círculos fue similar al área de un transecto en franjas, de esta manera se compararon posteriormente. En cada punto se contabilizaron las aves durante un período de 4 minutos.

Entre cada punto de radio fijo, se estableció una distancia mínima de 50 metros. Sin embargo, en algunos casos la distancia fue de sólo 40 metros debido a las dificultades para acceder a los puntos. Es por ello, que en algunos casos existe la posibilidad de doble conteo por proximidad.

Este método fue aplicado en las quebradas, debido a que es un ambiente con poca detectabilidad de aves y abundante vegetación (González, 2004).

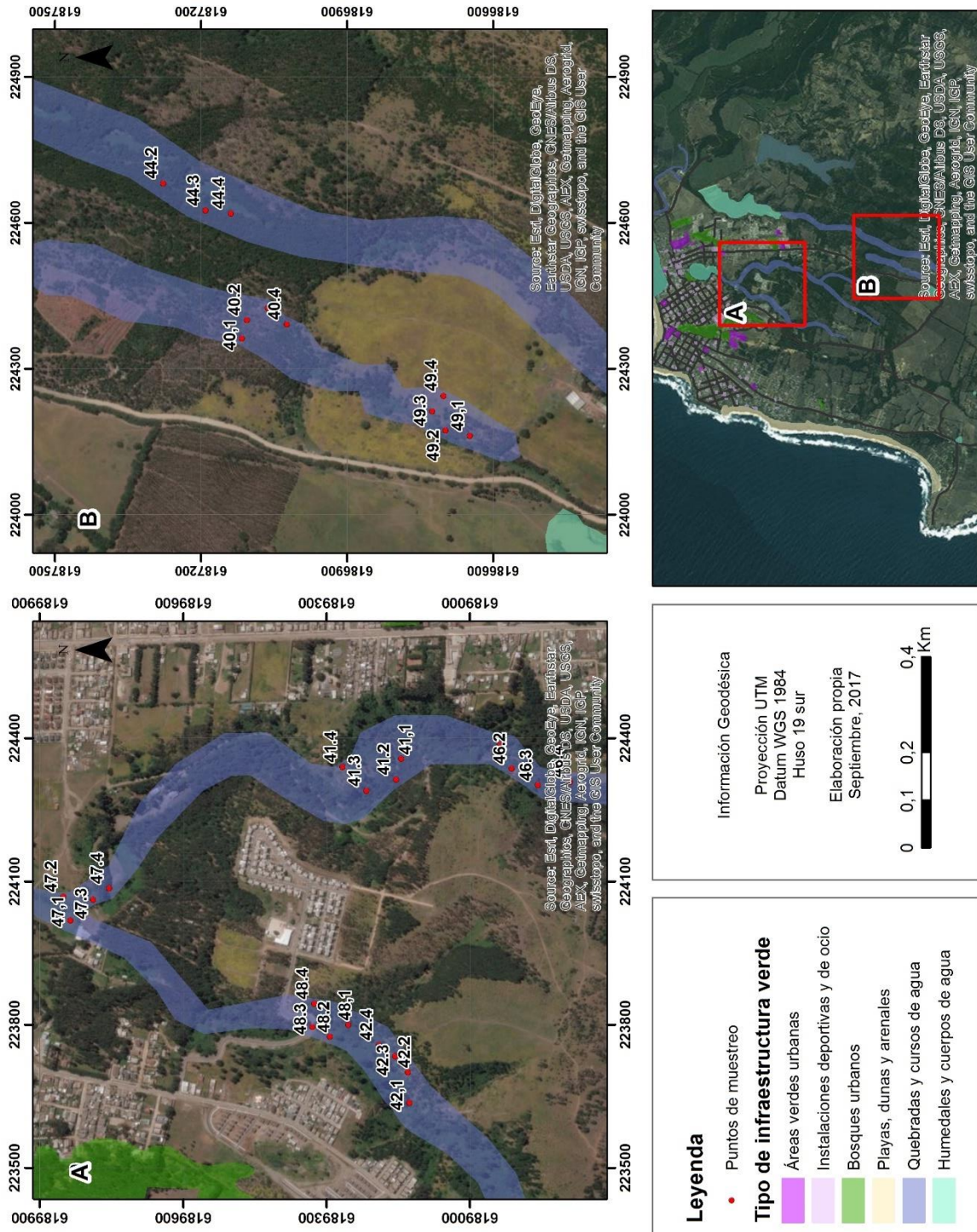
Los puntos de muestreo realizados en las quebradas se pueden observar en la Figura 6, mientras que la *Figura 5* representa dicho método.

Figura 5. Método del recuento en puntos de radio fijo



Fuente: Elaboración propia en base a González, 2004.

Figura 6. Puntos de muestreo realizados en las quebradas



Fuente: Elaboración propia

5.3.2 Registro de vegetación en terreno

Para registrar la vegetación leñosa del área de estudio se procedió a realizar un inventario florístico, donde se registraron las especies vegetales presentes y su abundancia aproximada. Se definieron 56 parcelas de muestreo, utilizando las mismas coordenadas geográficas usadas para el conteo de la avifauna. El registro de la vegetación leñosa fue realizado posteriormente al registro de aves.

Para la realización del inventario florístico se utilizó una cámara fotográfica, una libreta de notas, lápiz, GPS, un mapa donde estaban señalizados los puntos a muestrear y la ficha que se debía rellenar con los datos obtenidos en las observaciones (Anexo 3).

Se utilizaron parcelas de 50 m² en todos los ambientes. Para ello se seleccionó el tamaño de 10 x 5 metros, ya que corresponde a un término medio entre los diferentes ambientes existentes (Aguirre, 2013). En dichas parcelas se contabilizó el número de especies e individuos de árboles y arbustos presentes, dejando de lado las especies herbáceas. Además, se determinó si correspondían a especies nativas, endémicas o exóticas. En caso de que no se pudiera reconocer una especie, se colectaron muestras botánicas fértiles para su posterior identificación consultando a expertos en la materia y/o utilizando las guías de campo El Árbol Urbano de Hoffmann (1983), Flora Silvestre de Chile Zona Central de Hoffmann (2012) y la guía de reconocimiento Árboles Urbanos de Chile de Alvarado *et al.* (2012).

5.3.3 Estimación de índices de biodiversidad

El análisis de los datos se llevó a cabo utilizando los programas Microsoft Excel v2016, y ArcGis v10.2.

5.3.3.1 Riqueza, abundancia, origen y estado de conservación de las especies

Para evaluar la biodiversidad existente en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu, se analizó la riqueza, abundancia, porcentaje de especies nativas y exóticas, el porcentaje de especies endémicas, el porcentaje de especies amenazadas y el porcentaje de individuos nativos y exóticos.

Para determinar el origen de las especies de aves se utilizó la Lista de las Aves de Chile de Barros *et al.* (2014), mientras que para conocer el estado de conservación se consultó el Listado de Especies Clasificadas desde el 1° al 9° Proceso de Clasificación del Ministerio del Medio Ambiente MMA (2016) y la Lista Roja de Especies Amenazada de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza UICN (2016). En el caso de la vegetación leñosa, se utilizó la plataforma web Chileflora para determinar el origen de las especies, mientras que para determinar si estas correspondían a especies exóticas invasoras se consultó el Listado de Especies Exóticas del Ministerio del Medio Ambiente, en conjunto con la guía de campo Plantas invasoras del centro-sur de Chile de Fuentes *et*

al. (2014). Por otra parte, para conocer el estado de conservación se utilizó el Libro Rojo de la Región de O’Higgins de CONAF (2007).

5.3.3.2 Índices de diversidad alfa

Debido a que este estudio se desarrolla a nivel local se calcularon tres índices de diversidad alfa. Los índices escogidos corresponden al índice de diversidad de Shannon (H'), índice de equitatividad de Pielou (E) e índice de dominancia de Simpson (δ). Los cálculos fueron realizados en el programa Microsoft Excel v2016 y comprobados posteriormente en la plataforma web Biodiversity Calculator¹.

- a) **Índice de diversidad de Shannon (H')**: Se expresa con un número positivo y no tiene límite superior.

La ecuación para su cálculo es la siguiente:

$$H' = - \sum Pi \ln Pi$$

Donde:

S = Número de especie

Pi = Proporción de la muestra que corresponde a la especie i

Para interpretar el índice de diversidad de Shannon (H') se utilizó la siguiente escala:

Tabla 4. Rango del índice de diversidad de Shannon (H') y su significado

Rango	Significado
< 1	Muy baja diversidad
> 1 - 1,8	Baja diversidad
> 1,8 - 2,1	Diversidad media
> 2,1 - 2,3	Alta diversidad
> 2,3	Muy alta diversidad

Fuente: Caviedes (1999)

- b) **Índice de equitatividad de Pielou (E)**: Los valores de este índice se encuentran entre 0 y 1, por lo que, si todas las especies muestreadas presentasen la misma abundancia, el índice debería ser máximo. Por el contrario, éste tendería a cero a medida que las abundancias relativas fuesen menos equitativas (Aguirre, 2013). La ecuación para su cálculo es la siguiente:

$$E = \frac{H'}{H_{max}}$$

¹ Ver: https://www.alyoung.com/labs/biodiversity_calculator.html.

Donde:

H' = Índice de Shannon

H max = Ln del total de especies

- c) **Índice de dominancia de Simpson (δ):** Los valores de este índice varían en un rango del 0 al 1, donde los valores próximos a 1 manifiestan la dominancia de una especie sobre las demás, sin embargo, no señala cual es la especie dominante. Es así como este índice está muy influido por las especies dominantes, no obstante, no evalúa la contribución del resto de las especies (Magurran, 1998). A medida que su valor aumenta, la diversidad disminuye. (Pielou, 1969). La ecuación para su cálculo es la siguiente:

$$\delta = \sum PI^2 \text{ o bien; } \delta = \sum \frac{ni(ni-1)}{[N(N-1)]}$$

Donde:

Pi= Proporción de la muestra que corresponde a la especie i

ni= Número de individuos de iésima especie

Ni=Total de individuos

5.3.4 Comparación de la biodiversidad de aves y vegetación leñosa entre los componentes de infraestructura verde

La comparación de la biodiversidad entre los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu se realizó mediante los programas IBM SPSS Statistics v23 y Microsoft Excel v2016.

En primer lugar, se evaluó la normalidad de los datos a través del método de Shapiro Wilk, debido a que el número de datos fue inferior a 50 (Segnini, 2008). El test de normalidad aplicado con un nivel de significancia de 0,05 indica que la distribución de los datos no es normal exceptuando el índice de diversidad de Shannon (H') en cuanto a aves, y los índices de diversidad de Shannon (H') y de dominancia de Simpson (δ) en cuanto a vegetación. Al no poder normalizar los datos, se usaron métodos no paramétricos para determinar si los datos analizados provienen de una misma población, y por lo tanto si son estadísticamente iguales mediante el test de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis (Zar, 1999). La prueba de Kruskal-Wallis entrega información acerca de la posible igualdad entre las medianas de más de dos grupos, y permite rechazar dicha hipótesis cuando P (Sig.) supere el valor de 0,05 (Soto, 2013). La hipótesis nula para la prueba de Kruskal-Wallis, es que los tipos de infraestructura verde son estadísticamente similares en términos de las variables de biodiversidad presentadas anteriormente, mientras que la hipótesis alternativa

señala que existe una diferencia estadísticamente significativa entre dos o más variables analizadas.

Luego, como prueba posterior para comparaciones múltiples por pares se empleó el test de Dunn (1964) con la corrección de Bonferroni. De acuerdo a Dunn (1964) este test se utiliza para *“comparar cada grupo con un grupo control”*. En este caso se utilizó para comparar cada tipo de infraestructura verde en relación a las variables utilizadas. Tanto el test de Dunn como el de Kruskal-Wallis, se realizaron con un intervalo de confianza del 95%, por lo que poseen un margen de error del 5%.

Finalmente, el análisis de clúster se realizó mediante el método de agrupación en clúster centroide con el intervalo de distancia euclídea al cuadrado. Para su desarrollo se utilizaron las siguientes variables: índice de diversidad de Shannon, índice de equitatividad de Pielou, índice de dominancia de Simpson, y los porcentajes de especies amenazadas, especies endémicas y especies nativas, tanto de avifauna como vegetación. El análisis de clúster se realizó, por una parte, para observar la similitud existente entre los componentes de infraestructura verde, así como también para observar la similitud entre los distintos tipos de infraestructura verde.

6. RESULTADOS

6.1 Identificación de componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu

Se identificaron 19 elementos con potencial de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu, abarcando una superficie aproximada de 28,8 km², siendo los cultivos de secano y las plantaciones los elementos que ocupan la mayor superficie con un 25,3% y 23,5% respectivamente (Tabla 5).

Tabla 5. Superficie de los elementos con potencial de infraestructura verde en Pichilemu

Elementos con potencial IV	Superficie (km²)	Superficie (%)
Aeródromo/Aeropuerto	0,09	0,3
Áreas verdes urbanas	0,16	0,6
Bosques urbanos	0,37	1,3
Cultivos de secano	7,30	25,3
Humedales y cuerpos de agua	1,27	4,4
Instalaciones deportivas y de ocio	0,20	0,7
Matorral	0,44	1,5
Matorral arborescente	0,32	1,1
Matorral pradera	0,08	0,3
Plantaciones	6,78	23,5
Playas, dunas y arenales	0,84	2,9
Prados y praderas	0,62	2,2
Quebradas y cursos de agua	0,86	3,0
Roca desnuda	0,08	0,3
Tejido urbano continuo	6,16	21,4
Tejido urbano discontinuo	1,89	6,6
Terrenos abandonados	1,21	4,2
Zonas comerciales o industriales	0,02	0,1
Zonas de extracción de áridos	0,11	0,4
Total	28,79	100

Fuente: Elaboración propia

Sin embargo, tal como se mencionó anteriormente, sólo se analizaron 6 tipos de infraestructura verde. Estos corresponden a: áreas verdes urbanas; instalaciones deportivas y de ocio; bosques urbanos; playas, dunas y arenales; quebradas y cursos de agua; y humedales y cuerpos de agua. En su conjunto abarcan una superficie 3,71 km²,

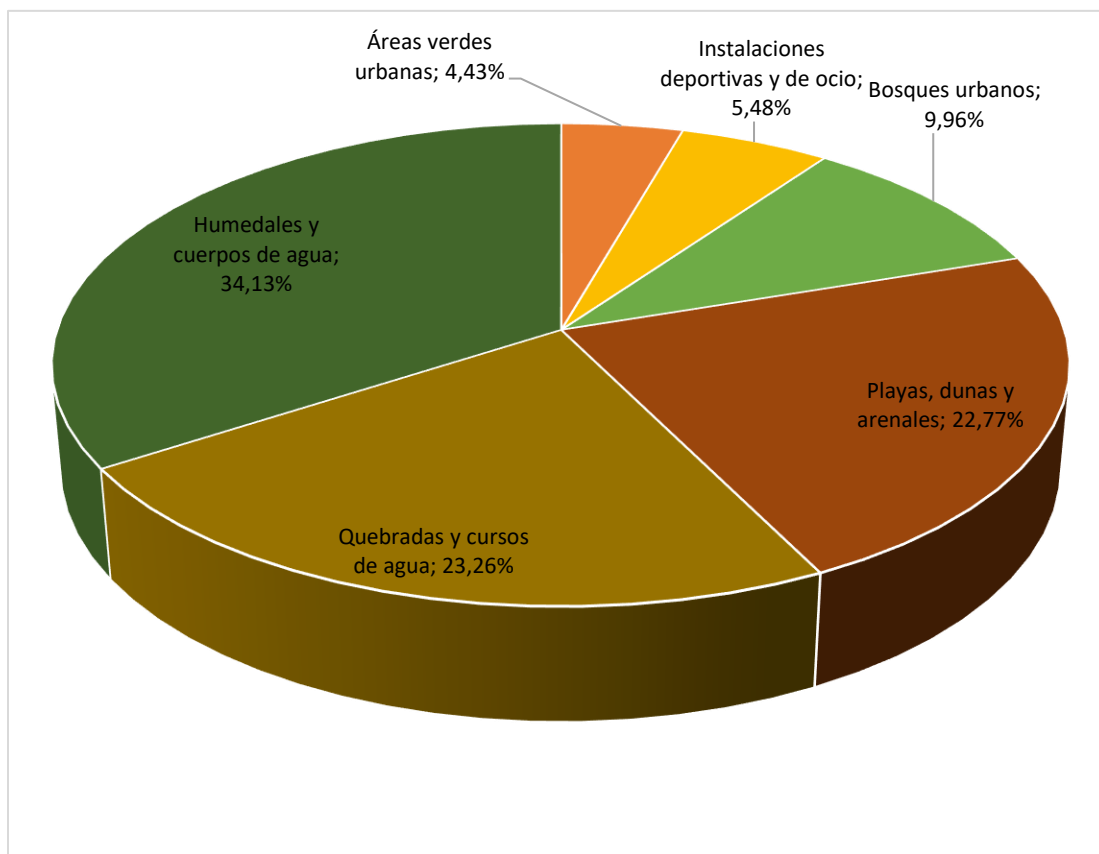
siendo los humedales y cuerpos de agua el tipo que ocupa la mayor superficie con 1,27 km², lo que equivale al 34,13% de la superficie total de los tipos de infraestructura verde analizados. Por otro lado, el tipo que ocupa el menor porcentaje de superficie corresponde a las áreas verdes urbanas con un 4,43%, lo que es equivalente a 0,16 km² (Tabla 6 y Gráfico 1).

Tabla 6. Superficie de los tipos de infraestructura verde analizados en Pichilemu

Tipo de IV	Superficie (km ²)	Superficie (%)
Áreas verdes urbanas	0,164	4,43
Instalaciones deportivas y de ocio	0,203	5,48
Bosques urbanos	0,370	9,96
Playas, dunas y arenales	0,845	22,77
Quebradas y cursos de agua	0,863	23,26
Humedales y cuerpos de agua	1,266	34,13
Total	3,711	100,000

Fuente: Elaboracion propia

Gráfico 1. Superficie (%) de los tipos de infraestructura verde analizados en Pichilemu



Fuente: Elaboración propia

Dentro de estos 6 tipos de infraestructura verde analizados se identificaron 25 componentes de infraestructura verde, cuya superficie se puede observar en la Tabla 7.

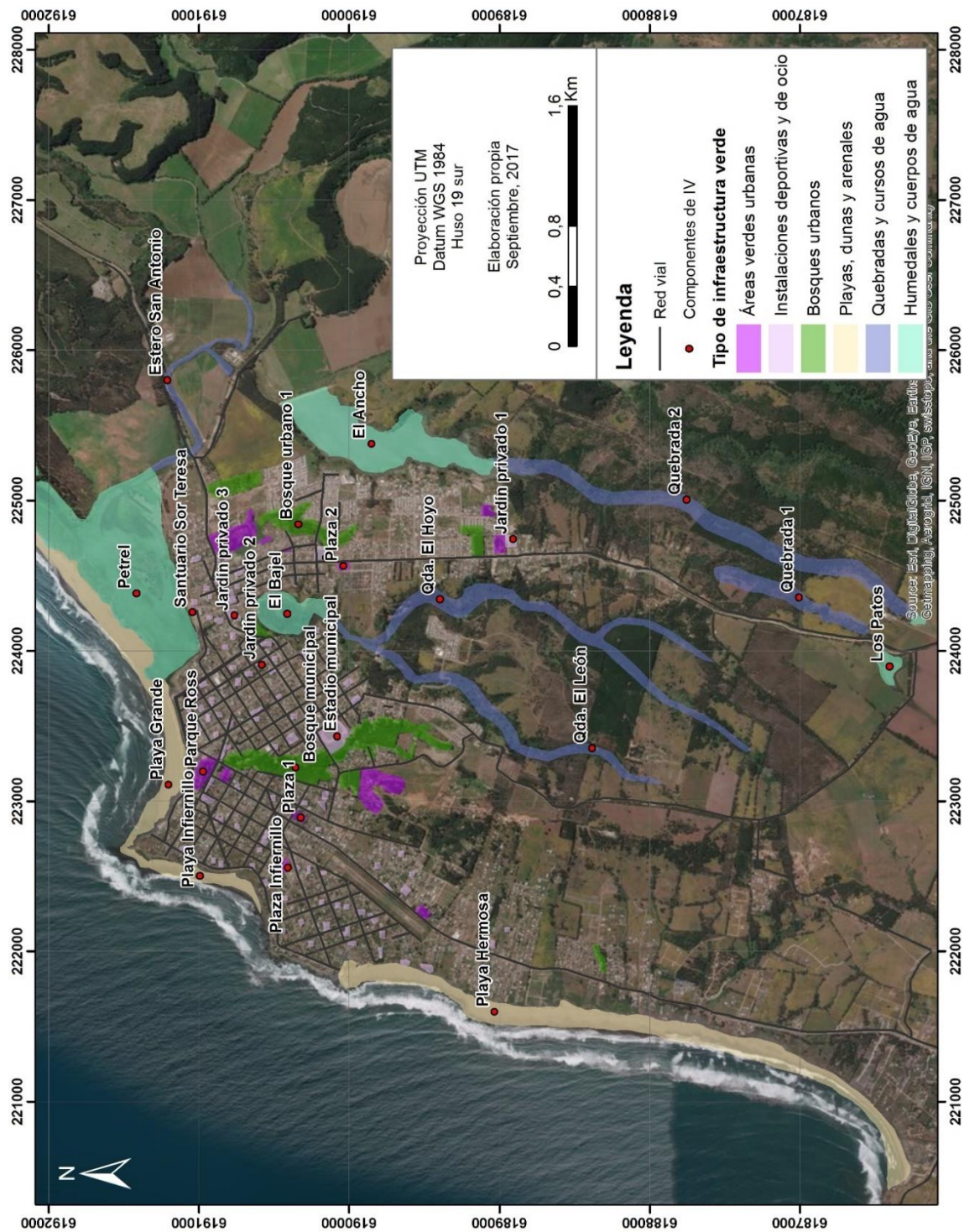
Tabla 7. Superficie de los tipos de infraestructura verde en Pichilemu

Tipos IV	Componentes IV	Superficie (km²)
Áreas verdes urbanas	Plaza Arturo Prat	0,0072
	Parque Ross	0,0207
	Plaza Infiernillo	0,0037
	Plaza 1	0,0049
	Plaza 2	0,0040
	Santuario Sor Teresa	0,0017
Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado 1	0,0055
	Jardín privado 2	0,0014
	Jardín privado 3	0,0051
	Estadio Municipal	0,0321
	Cancha deportiva	0,0085
Bosques urbanos	Bosque municipal	0,2087
	Bosque urbano 1	0,0689
Playas, dunas y arenales	Playa Grande	0,2953
	Playa Infiernillo	0,0671
	Playa Hermosa	0,4823
Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León	0,1556
	Quebrada El Hoyo	0,2358
	Quebrada 1	0,1023
	Quebrada 2	0,2972
	Estero San Antonio	0,0719
Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel	0,0946
	Laguna Petrel	0,7866
	Laguna Los Patos	0,0238
	Laguna El Ancho	0,3441

Fuente: Elaboración propia

En la Figura 7 se puede observar la distribución de los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu. En términos generales, la mayoría de los componentes identificados se localizan en el área céntrica de la ciudad, exceptuando la Laguna Los Patos, la Quebrada 1 y la Quebrada 2, las que se encuentran hacia el área sureste de Pichilemu.

Figura 7. Distribución de los componentes de infraestructura verde en Pichilemu



Fuente: Elaboración propia

Dentro de las áreas verdes urbanas se identificaron 6 componentes de infraestructura verde, de los cuales el Parque Ross es el de mayor tamaño (0,0207 km²). Estos componentes se localizan principalmente en la zona céntrica de la ciudad, tal como se observa en la Figura 7. La Tabla 8 muestra las áreas verdes urbanas identificadas.

Tabla 8. Áreas verdes urbanas





Componente IV	Fotografía
Plaza Arturo Prat	
Parque Ross	
Plaza Infiernillo	

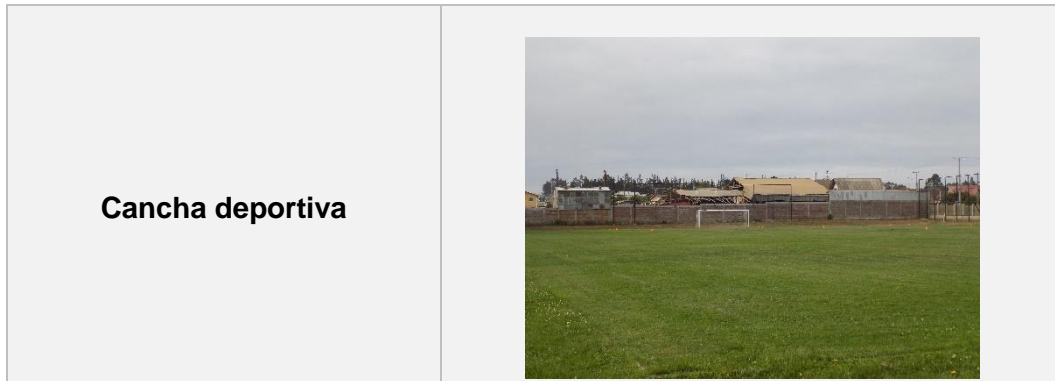
<p>Plaza 1</p>	
<p>Plaza 2</p>	
<p>Santuario Sor Teresa</p>	

Fuente: Elaboración propia

Dentro de las instalaciones deportivas y de ocio se identificaron 5 componentes de infraestructura verde los que corresponden a recintos deportivos y jardines privados. La *Tabla 9* muestra las instalaciones deportivas y de ocio identificadas.

Tabla 9. Instalaciones deportivas y de ocio

Componente de IV	Fotografía
Jardín privado 1	
Jardín privado 2	
Jardín privado 3	
Estadio Municipal	



Fuente: Elaboración propia

Dentro de los bosques urbanos identificados se encuentra el Bosque Municipal y el Bosque urbano 1. De ellos, el Bosque Municipal es el que ocupa la mayor superficie abarcando 0,2087 km². La Tabla 10 muestra los bosques urbanos identificados.




Tabla 10. Bosques urbanos

<p>Componente de IV</p>	<p>Fotografía</p>
<p>Bosque Municipal</p>	
<p>Bosque urbano 1</p>	

Fuente: Elaboración propia

En cuanto a las playas, dunas y arenales se identificaron 3, destacando la Playa Hermosa al ser la de mayor extensión con 0,4823 km². La Tabla 11 muestra las playas, dunas y arenales identificados.





Tabla 11. Playas, dunas y arenales

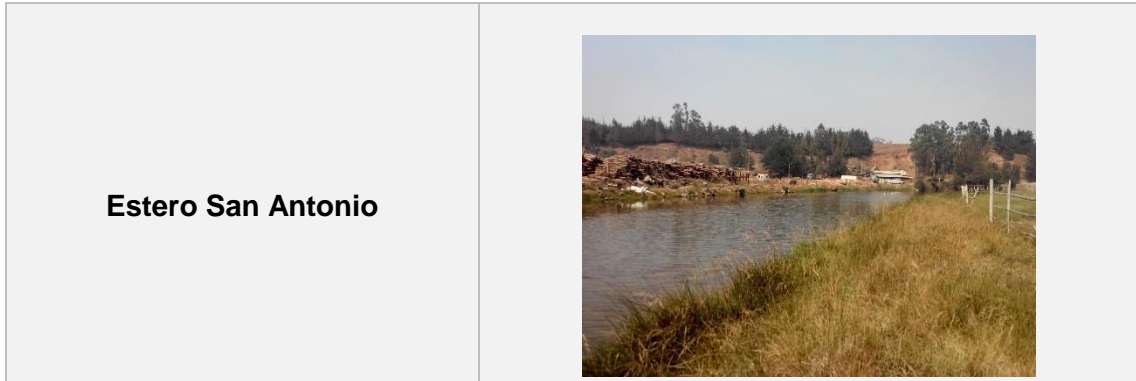
Componente de IV	Fotografía
Playa Grande	 A wide, dark sand beach with gentle waves lapping at the shore. Several white birds are scattered across the sand in the foreground. In the background, there are low hills and some buildings under a cloudy sky.
Playa Infiernillo	 A dark sand beach with waves breaking on the shore. In the background, there are buildings and a cloudy sky.
Playa Hermosa	 A dark sand beach with a large number of white birds gathered on the shore. In the background, there are hills and a cloudy sky.

Fuente: Elaboración propia

Dentro de las quebradas y cursos de agua se identificaron 5 componentes, de los cuales 4 corresponden a quebradas y 1 a un estero. La Tabla 12 muestra las quebradas y cursos de agua identificados.

Tabla 12. Quebradas y cursos de agua

Componente de IV	Fotografía
Quebrada El León	
Quebrada El Hoyo	
Quebrada 1	
Quebrada 2	





Fuente: Elaboración propia

Finalmente, dentro de los humedales y cuerpos de agua se identificaron 4 componentes de los cuales la Laguna Petrel es la que ocupa la mayor dimensión de todos los componentes identificados con 0,7866 km². La Tabla 13 muestra los humedales y los cuerpos de agua identificados.

Tabla 13. Humedales y cuerpos de agua

Componente de IV	Fotografía
<p>Laguna El Bajel</p>	
<p>Laguna Petrel</p>	

<p>Laguna Los Patos</p>	 A photograph of Laguna Los Patos, showing a calm body of water in the foreground, a grassy bank, and a dense forest of tall trees in the background under a hazy sky.
<p>Laguna El Ancho</p>	 A photograph of Laguna El Ancho, featuring a wide expanse of water, a grassy foreground, and a forested hillside in the background under a clear blue sky.

Fuente: Elaboración propia

6.2 Evaluación de la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu

6.2.1 Descripción general de la avifauna en Pichilemu

En total se registraron 1.784 individuos de aves, distribuidos en 12 órdenes, 31 familias y 71 especies. Las especies de aves, según su orden y familia se pueden observar en el Anexo 4.

El orden que presentó el mayor registro de especies corresponde al de los Passeriformes con el 35,21%, en conjunto con la familia Anatidae (12,68%). Las especies que presentaron el mayor número de registros corresponden al playero de Baird (*Calidris bairdii*) (24,76%), seguido de la golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*) (19,38%) y la paloma doméstica (*Columba livia*) (7,62%). Las especies que se registraron sólo una vez son la dormilona tontita (*Muscisaxicola maclovianus*), la garza cuca (*Ardea cocoi*), la gaviota garuma (*Larus modestus*), el huairavillo (*Ixobrychus involucris*), el jote de cabeza colorada (*Cathartes aura*) y el pato rinconero (*Heteronetta atricapilla*) (Anexo 5).

Además, se detectaron 4 especies de aves exóticas, entre las que se encuentran la codorniz (*Callipepla californica*), el gorrión (*Passer domesticus*), el mirlo (*Molothrus bonariensis*) y la paloma doméstica (*Columba livia*).

En relación con las especies endémicas, sólo se registró el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*). Mientras que las especies amenazadas encontradas fueron el cisne coscoroba

(*Coscoroba coscoroba*), la torcaza (*Patagioenas araucana*) y el cuervo de pantano (*Plegadis chihí*) que se encuentran En Peligro de acuerdo con el DS 5/1998 (MINAGRI). Mientras que según el DS 5/1998 (MINAGRI) el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) se encuentra en estado Vulnerable y el pelícano de Humboldt (*Pelecanus thagus*) en la misma categoría según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN.

El tipo de infraestructura verde en el cual se contabilizó la mayor cantidad de especies corresponde a los humedales y cuerpos de agua con un total de 57 especies, sin embargo, fue en las playas, dunas y arenales donde se contabilizó la mayor cantidad de individuos, a pesar que sólo se registraron 19 especies. En las playas, dunas y arenales destaca la presencia de grandes grupos del playero de Baird (*Calidris bairdii*) (Figura 8).

Figura 8. Playeros de Baird en la Playa Hermosa (*Calidris bairdii*)



Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, el tipo de infraestructura verde que presentó la menor cantidad de especies de aves, así como también de individuos, corresponde a los bosques urbanos con un total de 61 individuos distribuidos en 10 especies.

De todas las especies detectadas, la golondrina chilena (*Tachycineta meyeri*) fue la única especie que se encontró en todos los tipos de infraestructura verde evaluados, siendo además la segunda especie con mayor abundancia, después del playero de Baird (*Calidris bairdii*) con un 19,38%.

6.2.2 Descripción general de la vegetación leñosa en Pichilemu

En total se registraron 545 individuos de árboles y arbustos distribuidos en 16 órdenes, 20 familias y 37 especies. Las especies vegetales, según su orden y familia se pueden observar en el Anexo 6.

Los órdenes que presentaron la mayor cantidad de especies corresponden al Fabales y Pinales con el 13,89% cada uno, en conjunto con la familia Fabaceae (13,89%). Las

especies que presentaron el mayor número de registros corresponde al eucalipto (*Eucalyptus globulus*), con un 27,14%, seguido del boldo (*Peumus boldus*) y el litre (*Lithrea caustica*) con un 7,25% y 6,69%, respectivamente. Las especies que sólo se registraron una vez son el castaño de India (*Aesculus hippocastanum*), la chilca (*Baccharis marginalis*), la dracena (*Dracaena marginata*) y la robinia (*Robinia pseudoacacia*).

Además, se detectaron 21 especies de árboles y arbustos exóticos, equivalente al 56,75% de las especies encontradas, destacándose el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y el altramuz (*Lupinus arboreus*) por ser las dos especies con el mayor porcentaje de individuos con un 26,79% y 6,24%, respectivamente. Cabe destacar la presencia de al menos 11 especies exóticas invasoras (EEI), entre las cuales se pueden encontrar las siguientes especies: álamo negro (*Populus nigra*), altramuz (*Lupinus arboreus*), aroma australiano (*Acacia melanoxylon*), aroma del país (*Acacia dealbata*), ciprés de Monterrey (*Cupressus macrocarpa*), eucalipto (*Eucalyptus globulus*), mióporo (*Myoporum laetum*), pino oregón (*Pseudotsuga menziesii*), pino radiata (*Pinus radiata*), sauce llorón (*Salix babylonica*) y zarzamora (*Rubus ulmifolius*). A lo menos fue posible encontrar 3 de estas especies en cada uno de los tipos de infraestructura verde analizados (Anexo 7).

Se encontraron 10 especies endémicas, siendo el boldo (*Peumus boldus*), el litre (*Lithrea caustica*), la quila (*Chusquea cumingii*) y el mayú (*Sophora macrocarpa*) las especies con mayor número de individuos registrados. Y en cuanto a especies amenazadas, sólo se encontró el arrayancillo (*Myrceugenia lanceolata*), el que se encuentra en estado Vulnerable de acuerdo con Libro Rojo de la Región de O’Higgins (2007).

El tipo de infraestructura verde en el cual se contabilizó la mayor cantidad de especies, además de la mayor cantidad de individuos corresponde a las quebradas y cursos de agua, con un total de 20 especies y 235 individuos. Además, presentó la mayor cantidad de especies nativas con 13 especies. Mientras que las instalaciones deportivas y de ocio son las que presentaron la menor cantidad de especies, así como también de individuos, ello debido a que en los jardines privados fue muy raro encontrar especies arbóreas y arbustivas, siendo las especies herbáceas las que predominaban, al igual que en los recintos deportivos. En las playas, dunas y arenales no se encontró presencia de vegetación leñosa.

De todas las especies detectadas, el aroma australiano (*Acacia melanoxylon*) fue la única especie que se encontró en todos los ambientes evaluados (exceptuando las playas, dunas y arenales), siendo en las quebradas y cursos de agua donde más individuos de esta especie se contabilizaron.

6.2.3 Análisis de la biodiversidad

A continuación, se presentan los resultados de las diferentes variables de biodiversidad evaluadas.

6.2.3.1 Riqueza y abundancia de especies

Se contabilizaron 1.784 individuos de aves distribuidos en 71 especies, mientras que para la vegetación leñosa se contabilizaron 545 individuos distribuidos en 37 especies. En la Tabla 14 se observa que el tipo de infraestructura verde que presentó la mayor abundancia de aves corresponde a las playas, dunas y arenales (658 individuos), sin embargo, sólo se encontraron 19 especies. Por otra parte, los bosques urbanos es el tipo de infraestructura verde que registra la menor cantidad de especies e individuos. En relación a la vegetación leñosa, se observa que las quebradas y cursos de agua es el tipo de infraestructura verde con la mayor cantidad de especies contabilizadas (20) así como también individuos (235). En las playas, dunas y arenales sólo se registró en algunas ocasiones presencia de vegetación herbácea. En términos generales, se observó que la riqueza de especies la vegetación leñosa fue considerablemente menor que la riqueza de aves, así como también su abundancia.

Tabla 14. Riqueza y abundancia de especies en los tipos de infraestructura verde

Tipo IV	Avifauna		Vegetación leñosa	
	Abundancia	Riqueza	Abundancia	Riqueza
Áreas verdes urbanas	255	17	43	10
Instalaciones deportivas y de ocio	136	15	22	7
Bosques urbanos	61	10	106	8
Playas, dunas y arenales	658	19	0	0
Quebradas y cursos de agua	242	32	235	20
Humedales y cuerpos de agua	432	57	139	14

Fuente: Elaboración propia

En la Tabla 15 se observa que los componentes que presentaron la mayor riqueza de aves, corresponden a la Laguna Petrel con 39 especies, seguida de la Laguna El Ancho y la Playa Grande, con 20 y 16 especies respectivamente. Si bien la Laguna Petrel es el componente que presentó la mayor riqueza de aves, la playa Hermosa es la que presentó la mayor cantidad de individuos, con 438 individuos distribuidos en 16 especies. Le sigue la Laguna Petrel y la Playa Infiernillo con 258 y 116 individuos, correspondientemente.

Por otra parte, los componentes de infraestructura verde que presentaron la menor riqueza de aves corresponden al Jardín privado 1 (2 especies), la Plaza 2 (4 especies), el Santuario Sor Teresa (4 especies), la cancha deportiva (4 especies) y la Quebrada 2 (4 especies). En cuanto a abundancia de aves, los dos componentes que presentaron la menor cantidad de individuos son el Jardín privado 1 donde se contabilizaron 4 individuos y la Quebrada 2 donde se contabilizaron 11 individuos.

En cuanto a vegetación, se observa que 5 componentes no presentaron vegetación leñosa: playas Grande, Infiernillo y Hermosa, la cancha deportiva y la Laguna Los Patos. En estas dos últimas se encontró sólo vegetación herbácea. En la Plaza Arturo Prat, Plaza 2, Santuario Sor Teresa, Jardín Privado 1 y 2, y en el Estero San Antonio se detectaron dos

especies por cada componente. Sin embargo, es en el Jardín Privado 2 donde se encontró la menor cantidad de individuos (sólo 1 por especie).

Al contrario, los componentes que presentaron la mayor riqueza de especies leñosas corresponden a la Quebrada 1, donde se contabilizaron 13 especies, y en la Laguna El Ancho y la Quebrada el León, donde se encontraron 7 especies en cada una de ellas. Asimismo, la Quebrada 1 es la que presentó la mayor abundancia con 102 individuos.

Tabla 15. Riqueza y abundancia de especies en los componentes de infraestructura verde

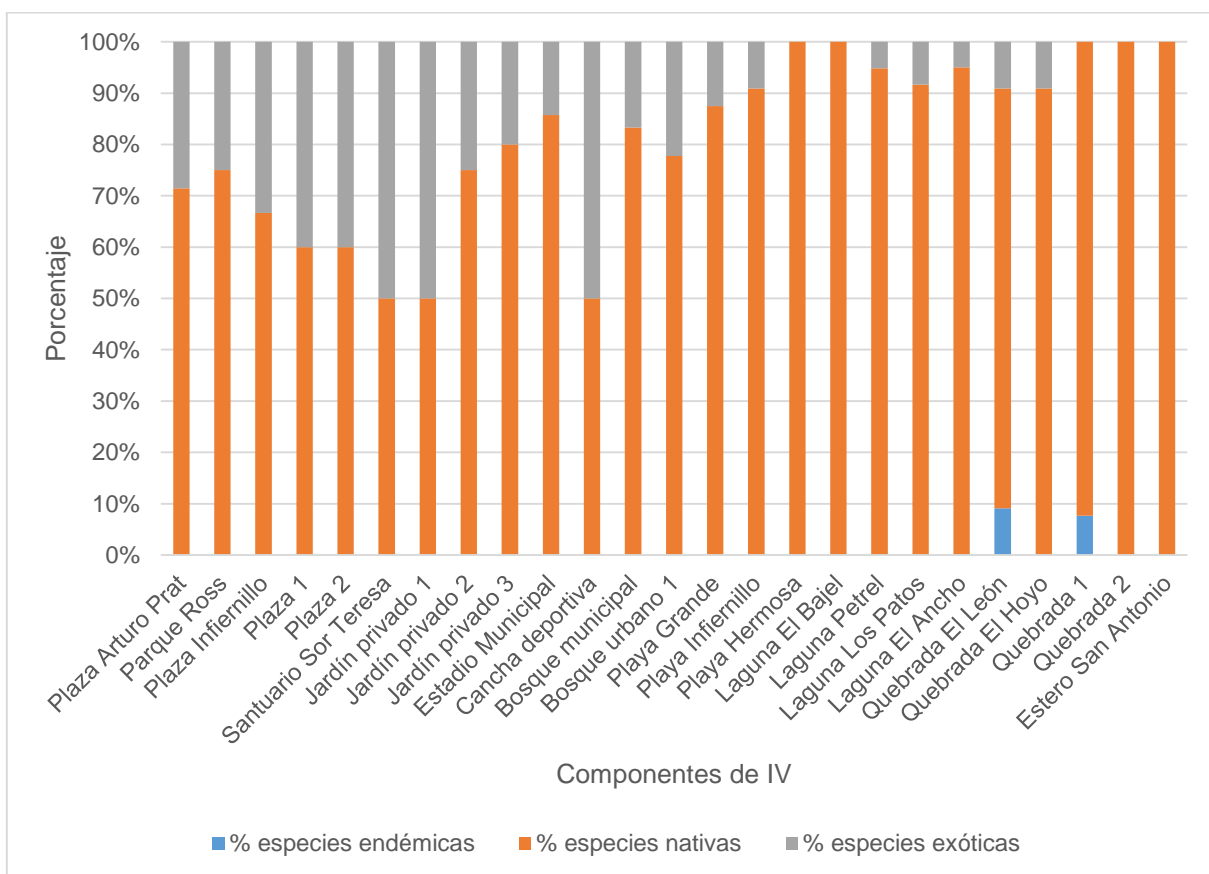
Tipo de IV	Componente de IV	Avifauna		Vegetación leñosa	
		Riqueza	Abundancia	Riqueza	Abundancia
Áreas verdes urbanas	Plaza Arturo Prat	7	77	2	3
	Parque Ross	12	86	3	12
	Plaza Infiernillo	9	38	3	12
	Plaza 1	5	13	4	9
	Plaza 2	4	25	2	4
	Santuario Sor Teresa	4	16	2	3
Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado 1	2	4	2	6
	Jardín privado 2	8	42	2	2
	Jardín privado 3	5	28	3	4
	Estadio Municipal	7	40	4	10
	Cancha deportiva	4	22	0	0
Bosques urbanos	Bosque municipal	9	38	6	57
	Bosque urbano 1	6	23	3	49
Playas, dunas y arenales	Playa Grande	16	104	0	0
	Playa Infiernillo	11	116	0	0
	Playa Hermosa	12	438	0	0
Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León	11	77	7	38
	Quebrada El Hoyo	11	28	5	29
	Quebrada 1	13	51	13	102
	Quebrada 2	4	11	6	63
	Estero San Antonio	14	75	2	3
Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel	15	68	5	24
	Laguna Petrel	39	258	5	51
	Laguna Los Patos	12	19	0	0
	Laguna El Ancho	20	87	7	64

Fuente: Elaboración propia

6.2.3.2 Origen de las especies y estado de conservación

El Gráfico 2 muestra que existe una predominancia de las especies de aves nativas por sobre las exóticas. Se contabilizaron 67 especies nativas y 4 especies exóticas. Entre las especies nativas destaca el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*) por ser la única especie endémica. Entre las especies exóticas se encuentra la codorniz (*Callipepla californica*), la paloma doméstica (*Columba livia*), el gorrión (*Passer domesticus*) y el mirlo (*Molothrus bonariensis*).

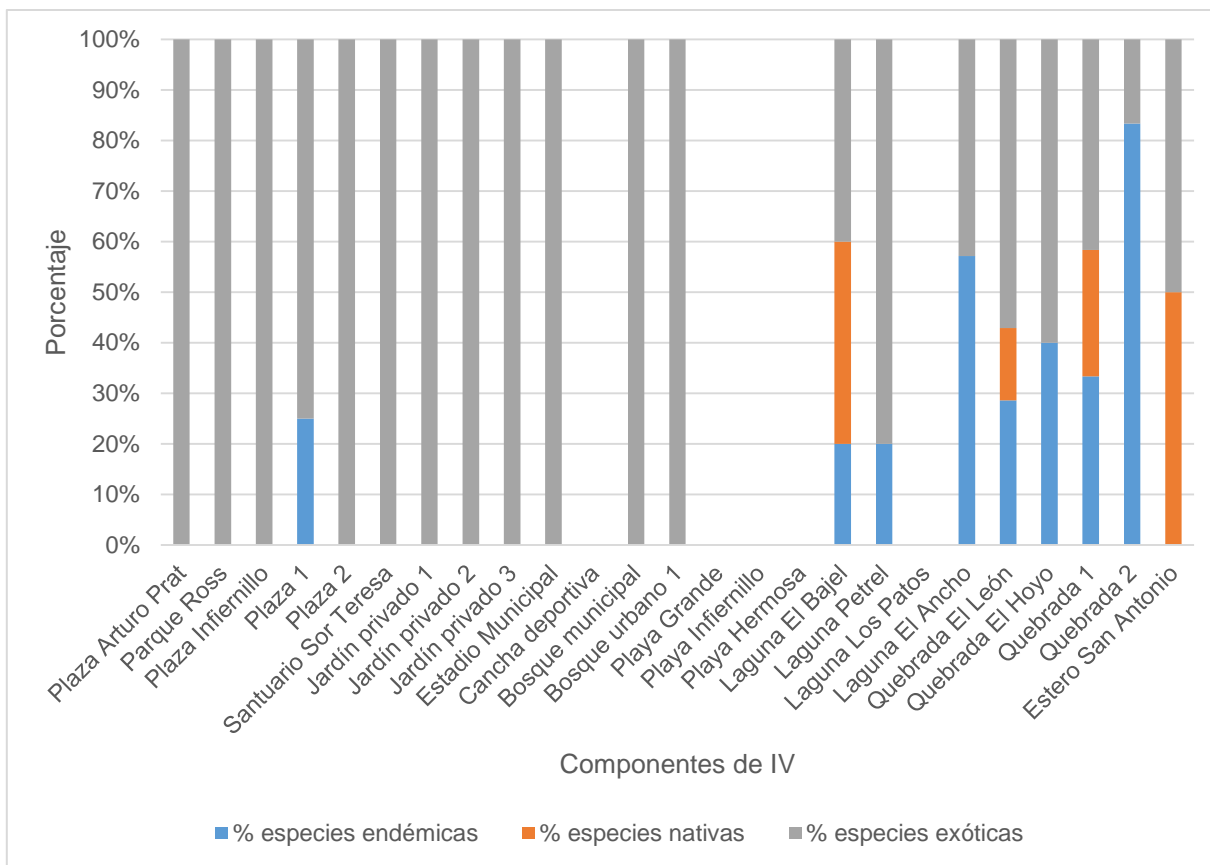
Gráfico 2. Origen de las especies de aves



Fuente: Elaboración propia

En cuanto a vegetación leñosa, el Gráfico 3 muestra evidentemente una predominancia de especies leñosas exóticas. Se contabilizaron 16 especies nativas y 21 especies exóticas, de las cuales 11 corresponden a especies exóticas invasoras. Dentro de las especies nativas, se registraron 10 especies endémicas, siendo las más recurrentes el boldo (*Peumus boldus*), el litre (*Lithrea caustica*) y la quila (*Chusquea cumiingi*).

Gráfico 3. Origen de las especies leñosas



Fuente: Elaboración propia

Dentro de las áreas verdes urbanas el Parque Ross fue el que registró el mayor porcentaje de especies de aves nativas con un 75%, sin embargo, destacó la presencia de la paloma (*Columba livia*) al ser la especie con mayor abundancia (54 individuos). Por otra parte, el Santuario Sor Teresa fue el que registró el mayor número de especies de aves exóticas (50%), destacando la presencia del gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma doméstica (*Columba livia*). Por el contrario, la vegetación fue predominantemente exótica en todas las áreas verdes urbanas, exceptuando la presencia de la especie endémica arrayán (*Luma chequén*) en la Plaza 1, donde fue posible contabilizar 4 individuos.

En cuanto a las instalaciones deportivas y de ocio, se observó que el jardín privado 1 y la cancha deportiva fueron aquellos componentes de infraestructura verde donde se presentaron la mayor cantidad de especies de aves exóticas, alcanzando un 50%. Sin embargo, en los componentes restantes las especies de aves nativas superaban al 75%, siendo el Estadio Municipal el componente donde se registró la mayor cantidad de especies nativas con un 85,71%. La golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*) fue la especie con mayor número de individuos registrados (48 individuos). En cuanto a vegetación, no existen especies leñosas nativas, siendo el álamo negro (*Populus nigra*) la especie exótica predominante.

Dentro de los bosques urbanos, el Bosque Municipal presentó un 83,33% de especies de aves nativas, mientras que el Bosque urbano 1 registró un 77,78%. La especie que registró la mayor cantidad de individuos corresponde a la golondrina chilena (*Tachycineta meyeri*) (12 individuos), seguida del tordo (*Caraeus caraeus*) (11 individuos). En cuanto a vegetación, el 100% de las especies registradas corresponden a especies exóticas, destacando la presencia del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) con 65 individuos.

En cuanto a las playas, dunas y arenales se observó que en la Playa Hermosa el 100% de las especies de aves fueron nativas, mientras que la Playa Infiernillo y la Playa Grande presentaron un 87,5% y 90,91% de especies nativas, respectivamente. Por otra parte, se encontraron dos de las cinco especies de aves amenazadas registradas. En la Playa Grande se encontró el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), mientras que en la Playa Hermosa se detectó la presencia del cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) y del pelícano (*Pelecanus thagus*). No existe presencia de vegetación leñosa.

Dentro de los humedales y cuerpos de agua, la Laguna El Bajel presentó el 100% de especies de aves nativas, mientras que los demás componentes mostraron porcentajes superiores al 90%. Además, en todos ellos se detectó la presencia de especies amenazadas. En la Laguna El Bajel, se detectó la presencia de la torcaza (*Patagioenas araucana*), en la Laguna Los Patos del cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), en la Laguna El Ancho del cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y en la Laguna Petrel del cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y el cuervo de pantano (*Plegadis chihí*). En cuanto a vegetación, la Laguna Petrel fue la que presentó los mayores porcentajes de especies exóticas (80%), siendo el altramuz (*Lupinus arboreus*) la especie predominante. Mientras que la Laguna El Ancho fue el componente con el mayor número de especies e individuos endémicos (4 especies y 29 individuos). En tanto, en la Laguna Los Patos sólo se encontró vegetación herbácea.

En cuanto a las quebradas y cursos de agua, las Quebradas 1 y 2 y el Estero San Antonio presentaron un 100% de especies de aves nativas; mientras que las quebradas el Hoyo y el León alcanzaron un 90,91% cada una. Destaca en la Quebrada 1 y el León la presencia del churrín del norte (*Scytalopus fuscus*) como la única especie endémica de aves registrada. En cuanto a vegetación, se observó que en todos los componentes se encontró presencia de vegetación nativa. En la Quebrada 2 y en la Quebrada El Hoyo, las especies nativas fueron en su totalidad endémicas. Destaca en la Quebrada 1 la presencia del arrayancillo (*Myrceugenia lanceolata*) como la única especie leñosa amenazada.

6.2.3.3 Índices de diversidad alfa

La *Tabla 16* muestra los resultados de los índices de diversidad alfa para las áreas verdes urbanas. En ella, el índice de diversidad de Shannon (H') muestra que la diversidad de aves va desde muy baja hasta media, mientras que la diversidad de las plantas leñosas es predominantemente muy baja. La Plaza Infiernillo es el componente que presentó la diversidad de aves más alta ($H'=1,802$), siendo coincidente con una diversidad media. Sin embargo, la diversidad de plantas leñosas es la que registra el menor valor ($H'=0,515$). Por

otra parte, la Plaza 2 es la que posee la diversidad de aves más baja ($H'=0,816$), mientras que los valores de diversidad de plantas leñosas es similar a la obtenida en la Plaza Arturo Prat ($H'=0,637$) y el Santuario Sor Teresa ($H'=0,637$).

En cuanto a los índices de equitatividad de Pielou y de dominancia de Simpson, se observa que los componentes más equitativos en cuanto a aves son la Plaza 1 ($E=0,919$) y el Santuario Sor Teresa ($E=0,890$), mientras que los menos equitativos son la Plaza 2 ($E=,588$) y el Parque Ross ($E=0,594$), existiendo en ambos componentes un predominio de la paloma doméstica (*Columba livia*) por sobre las demás especies de aves.

En relación a la vegetación, se observa que los componentes más equitativos son la Plaza 2 ($E=1,000$) y la Plaza Arturo Prat ($E=0,918$), mientras que los menos equitativos son la Plaza Infiernillo ($E=0,515$) y el Parque Ross ($E=0,656$), existiendo en el primero de éstos una dominancia de la ligustrina (*Ligustrum sinense*) y en el segundo, de la palmera de las Canarias (*Phoenix canariensis*).

Tabla 16. Índices de diversidad en las áreas verdes urbanas

Componente IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Plaza Arturo Prat	1,407	0,723	0,306	0,637	0,918	0,333
Parque Ross	1,475	0,594	0,405	0,722	0,656	0,561
Plaza Infiernillo	1,802	0,820	0,202	0,566	0,515	0,682
Plaza 1	1,479	0,919	0,192	1,215	0,876	0,250
Plaza 2	0,816	0,588	0,543	0,693	1,000	0,333
Santuario Sor Teresa	1,234	0,890	0,292	0,637	0,918	0,333

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 17 muestra los resultados de los índices de diversidad alfa para las instalaciones deportivas y de ocio de la ciudad de Pichilemu. En ella se observan valores similares a los de las áreas verdes urbanas. El índice de diversidad de Shannon (H') muestra que la diversidad de aves va desde muy baja a media, mientras que la diversidad de vegetación va desde muy baja a baja. El Jardín privado 2 es el componente que presentó la diversidad de aves más alta ($H'=1,853$), mientras que la diversidad más baja es la detectada en el Jardín privado 1 ($H'=0,562$). En relación a la diversidad de vegetación, los componentes que presentaron los valores más altos corresponden al Estadio Municipal ($H'=1,089$) y al Jardín privado 3 ($H'=1,040$). El resto de los componentes presentaron una diversidad leñosa muy baja, siendo incluso nula en la cancha deportiva al registrar sólo vegetación herbácea.

Los índices de equitatividad de Pielou y de dominancia de Simpson indican que estos componentes presentan una alta equitatividad en relación a avifauna, así como también una alta equitatividad en cuanto a plantas leñosas, exceptuando la cancha deportiva. Es importante destacar que, al ser ambientes equitativos tanto de aves como vegetación, no se registró una dominancia importante de una especie por sobre otras.

Tabla 17. Índices de diversidad en las instalaciones deportivas y de ocio

Componente IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Jardín privado 1	0,562	0,811	0,500	0,637	0,918	0,467
Jardín privado 2	1,853	0,891	0,161	0,693	1,000	0,000
Jardín privado 3	1,257	0,781	0,334	1,040	0,946	0,167
Estadio Municipal	1,663	0,855	0,212	1,089	0,785	0,356
Cancha deportiva	1,295	0,934	0,256	0,000	0,000	0,000

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 18 muestra los resultados de los índices de diversidad alfa en los bosques urbanos. Se observa que el Bosque Municipal presenta los mayores valores en cuanto al índice de diversidad de Shannon (H'). En él, la diversidad de aves es media (H'=2,004), mientras que la diversidad de plantas leñosas es baja (H'=0,785). Para el Bosque urbano 1, la diversidad de aves es baja (H'=1,647), mientras que la diversidad de vegetación es muy baja (H'=0,536).

En cuanto a avifauna, ambos bosques presentan una equitatividad similar siendo éstos muy equitativos, donde no existe una dominancia de una especie sobre el resto. Sin embargo, en relación con la vegetación el Bosque urbano 1 presentó una baja equitatividad (E=0,489), con una dominancia importante del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) por sobre las demás especies registradas. Por el contrario, el Bosque Municipal presentó una equitatividad media (E=0,785) con una baja dominancia (δ=0,292). Las especies predominantes fueron el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) en conjunto con el pino radiata (*Pinus radiata*), es por ello que quizás en este bosque no se haya presentado una dominancia muy alta, debido a que son dos las especies dominantes, y el índice de dominancia sólo identifica a una.

Tabla 18. Índices de diversidad alfa en los bosques urbanos

Componente IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Bosque Municipal	2,004	0,912	0,133	1,407	0,785	0,292
Bosque urbano 1	1,647	0,919	0,174	0,536	0,489	0,711

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 19 muestra los resultados de los índices de diversidad alfa en las playas, dunas y arenales. Cabe mencionar que en ninguna de ellas se detectó la presencia de vegetación leñosa por lo que sólo se hará mención a la avifauna.

De las tres playas analizadas, la Playa Grande es la que posee el mayor valor del índice de diversidad de Shannon (H'=2,124), pudiendo establecerse como una playa con diversidad media y sin una especie dominante. Por otra parte, la Playa Infiernillo (H'=1,355) y la Playa Hermosa (H'=1,039) presentan una diversidad de aves baja, siendo además

playas con una baja equitatividad, especialmente la Playa Hermosa ($E=0,418$) donde predomina la especie playero de Baird (*Calidris bairdii*) por sobre las demás.

Tabla 19. Índices de diversidad alfa en las playas, dunas y arenales

Componente IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Playa Grande	2,124	0,766	0,186	0,000	0,000	0,000
Playa Infiernillo	1,355	0,565	0,426	0,000	0,000	0,000
Playa Hermosa	1,039	0,418	0,571	0,000	0,000	0,000

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 20 muestra los resultados de los índices de diversidad alfa en los humedales y cuerpos de agua. En ella se observa que los valores del índice de diversidad de Shannon (H') son más altos que los registrados anteriormente en los otros componentes de infraestructura verde. La Laguna Petrel ($H'=2,884$) en conjunto con la Laguna El Ancho ($H'=2,345$) presentan una muy alta diversidad de aves, siendo además equitativas y presentando una muy baja dominancia de alguna especie por sobre otras. Por otro lado, la Laguna El Bajel ($H'=2,146$) y la Laguna Los Patos ($H'=2,233$) presentan una alta diversidad de aves, con una alta equitatividad y una muy baja dominancia de especies. A pesar de presentar diversidades de aves altas y muy altas, estos componentes presentan una baja diversidad de especies leñosas, exceptuando la Laguna Los Patos, donde sólo se registró vegetación herbácea. De estos componentes, la Laguna Petrel ($E=0,648$) es la menos equitativa en cuanto a vegetación, encontrándose como especie dominante el altramuz (*Lupinus arboreus*). Si bien, la Laguna El Ancho ($\delta =0,317$) no presenta una alta dominancia, hay que mencionar que la especie eucalipto (*Eucalyptus globulus*) posee una importante presencia, en conjunto con el mayú (*Sophora macrocarpa*), siendo estas dos especies las que más individuos contabilizaron.

Tabla 20. Índices de diversidad alfa en los humedales y cuerpos de agua

Componente IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Laguna El Bajel	2,146	0,792	0,169	1,524	0,947	0,207
Laguna Petrel	2,884	0,787	0,112	1,043	0,648	0,471
Laguna Los Patos	2,233	0,898	0,100	0,000	0,000	0,000
Laguna El Ancho	2,345	0,783	0,161	1,395	0,717	0,317

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 21 muestra los resultados de los índices de diversidad alfa en las quebradas y cursos de agua. El índice de diversidad de Shannon indica que la Quebrada El Hoyo ($H'=2,253$), el Estero San Antonio ($H'=2,211$) y la Quebrada El León ($H'=2,042$) presentan una diversidad de aves alta, mientras que la Quebrada 1 ($H'= 2,311$) posee una diversidad muy alta. La Quebrada 2 es la que presenta la menor diversidad de aves ($H'=1,169$), siendo ésta una diversidad baja. En cuanto a la diversidad de especies leñosas, el índice de

diversidad de Shannon indica que la Quebrada 1 es la que presenta la mayor diversidad ($H'=2,147$), mientras que el Estero San Antonio es el que presenta la menor diversidad ($H'=0,636$), siendo ésta muy baja, predominando la vegetación herbácea.

Los índices de equitatividad de Pielou y de dominancia de Simpson indican que estos componentes muestran una alta equitatividad de especies tanto de aves como de especies leñosas, presentando además una baja dominancia de una especie por sobre otras.

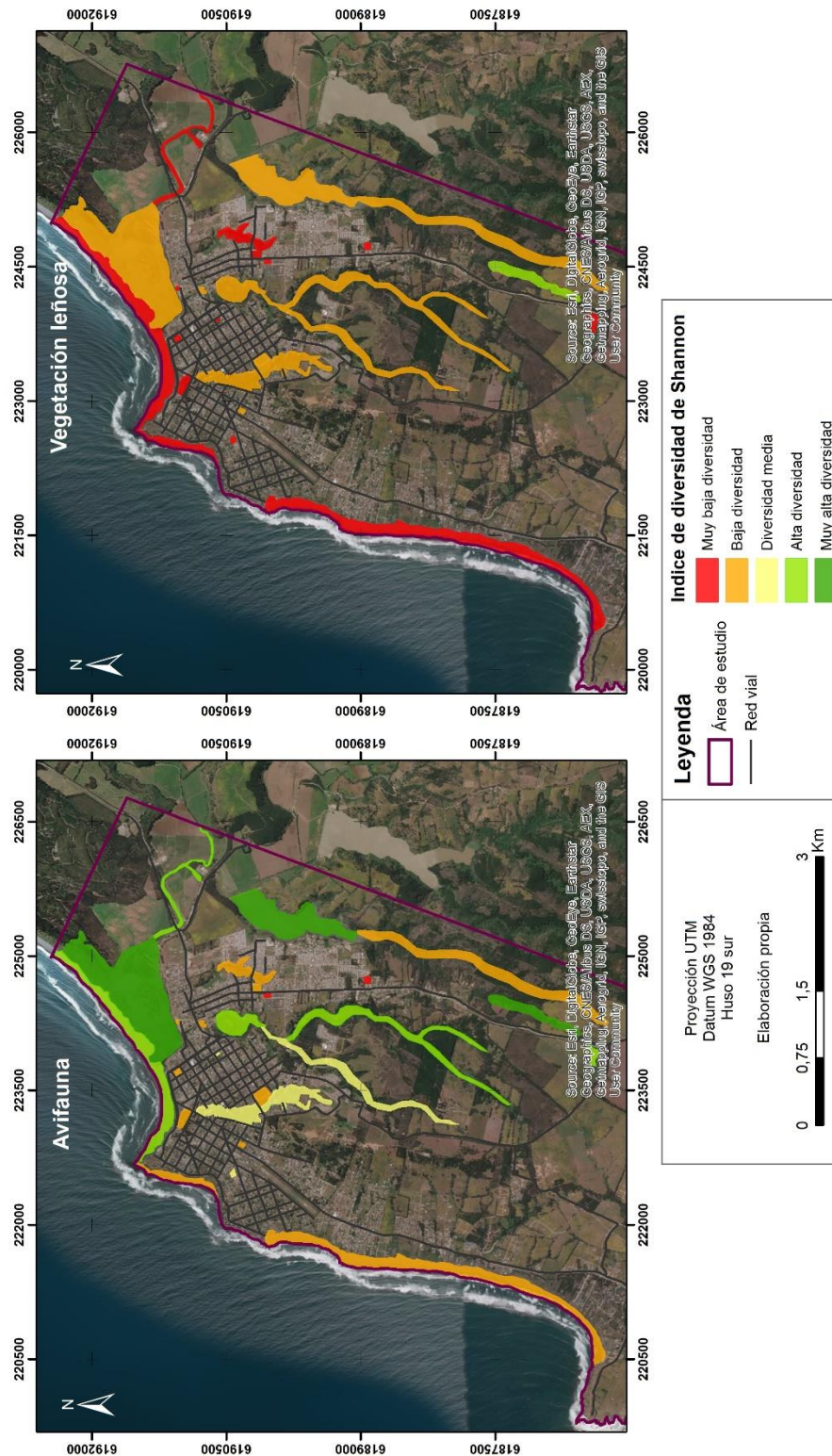
Tabla 21. Índices de diversidad alfa en las quebradas y cursos de agua

Unidades de muestreo	Avifauna			Vegetación leñosa		
	H'	E	δ	H'	E	δ
Quebrada El León	2,042	0,852	0,169	1,751	0,899	0,179
Quebrada El Hoyo	2,253	0,939	0,085	1,427	0,886	0,246
Quebrada 1	2,311	0,901	0,109	2,147	0,864	0,135
Quebrada 2	1,169	0,842	0,309	1,428	0,797	0,274
Estero San Antonio	2,211	0,838	0,137	0,636	0,918	0,333

Fuente: Elaboración propia

La *Figura 9* muestra la distribución de los componentes de infraestructura verde en función de los valores del índice de diversidad de Shannon (H') tanto para la avifauna como para la vegetación leñosa. En términos generales, se observa que la diversidad de aves es mayor que la diversidad de vegetación leñosa en todos los componentes de infraestructura verde, encontrándose la mayor diversidad tanto para aves como para vegetación en la Quebrada 1, mientras que las diversidades más bajas se encuentran en el Jardín privado 1 y en la Plaza 2.

Figura 9. Índice de diversidad de Shannon para la avifauna y vegetación leñosa



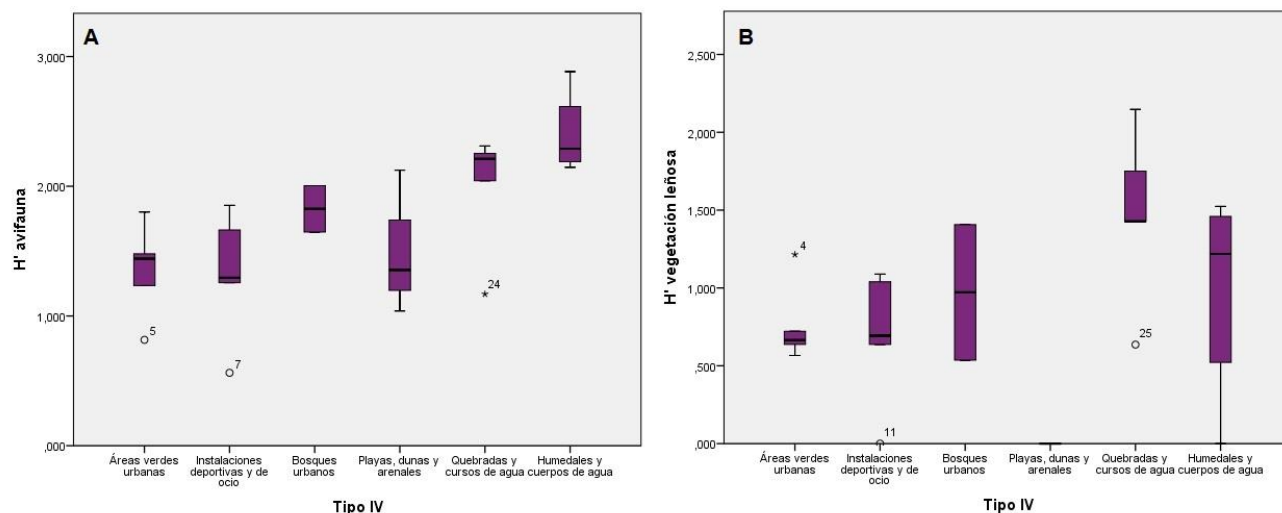
Fuente: Elaboración propia

6.3 Comparación de la biodiversidad entre los tipos de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu

El test de Kruskal-Wallis, aplicado con un 95% de confianza, indica que existe una diferencia estadísticamente significativa entre algunos de los tipos de infraestructura verde con respecto a las variables analizadas.

Pareciera ser que a medida que los tipos de infraestructura verde se encuentran menos intervenidos por la acción humana, éstos tienden a presentar una mayor diversidad de aves (Figura 10 A). Las áreas verdes urbanas con las instalaciones deportivas y de ocio presentan una dispersión de valores similares, por lo que exhiben una diversidad de aves similar. Sin embargo, presentan diferencias estadísticamente significativas con los humedales y cuerpos de agua. Las playas, dunas y arenales presentan una alta variabilidad de datos, lo que se refleja en la existencia de componentes con una alta diversidad de aves, mientras que otros presentan diversidades más bajas. A pesar de ello, presentan valores promedios similares a los de las instalaciones deportivas y de ocio. Se observa además que las quebradas y cursos de agua son el tipo de infraestructura verde con la menor dispersión de datos, por lo que los componentes evaluados en este tipo son muy similares entre ellos. Las quebradas y cursos de agua son estadísticamente similares con todos los tipos de infraestructura verde, exceptuando las instalaciones deportivas y de ocio.

Figura 10. Comparación del índice de diversidad de Shannon (H') para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

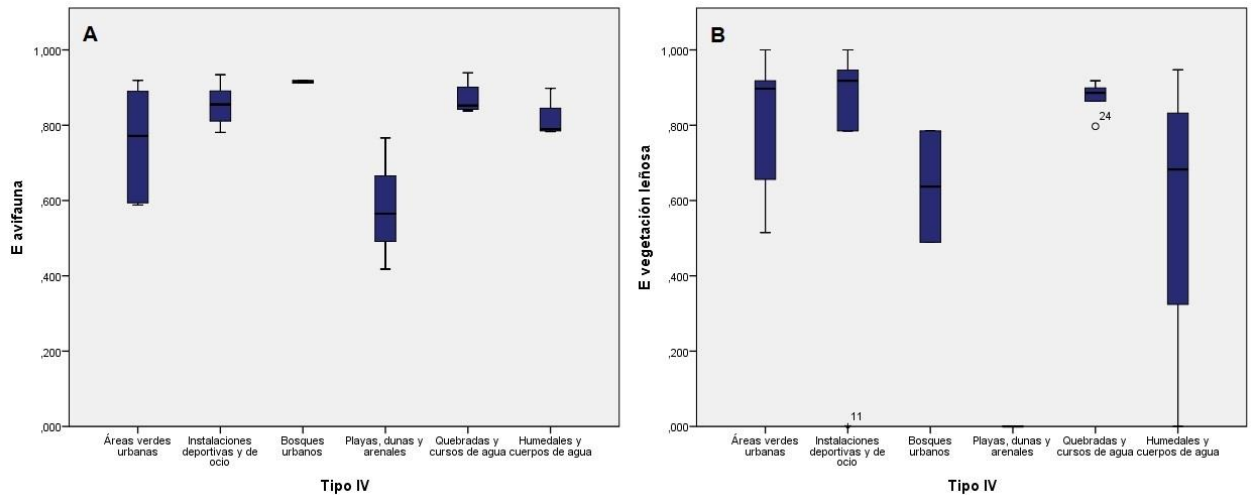
En cuanto a vegetación todos los componentes de infraestructura verde son estadísticamente similares entre sí en relación al índice de diversidad de Shannon. En la Figura 10 B se observa que los valores de diversidad son considerablemente menores que los observados en la avifauna. Las áreas verdes urbanas presentan la menor dispersión de datos. Esto quiere decir, que los componentes de infraestructura verde analizados dentro de las áreas verdes urbanas son muy similares entre sí en términos de vegetación, siendo

además los que poseen la menor diversidad de especies leñosas. A pesar de que las instalaciones deportivas y de ocio tienen una variabilidad mayor que las áreas urbanas, y tienen valores mayores que éstas, comparten medianas similares. Se observa que los humedales y cuerpos de agua son el tipo de infraestructura verde que presenta la mayor dispersión de valores. Por otra parte, los bosques urbanos, y los humedales y cuerpos de agua presentan una diversidad leñosa parecida, exceptuando la Laguna Los Patos, donde sólo se encontró vegetación herbácea.

La Figura 11 y Figura 12 muestran la comparación de los índices de equitatividad y dominancia respecto a los tipos de infraestructura verde. De acuerdo al test de Dunn, las playas son estadísticamente diferentes a las instalaciones deportivas y de ocio, a los bosques urbanos y a las quebradas y cursos de agua en relación a la equitatividad de aves. Mientras que las quebradas y cursos de agua presentan diferencias estadísticamente con las áreas verdes urbanas y las playas, dunas y arenales en relación a la dominancia de aves.

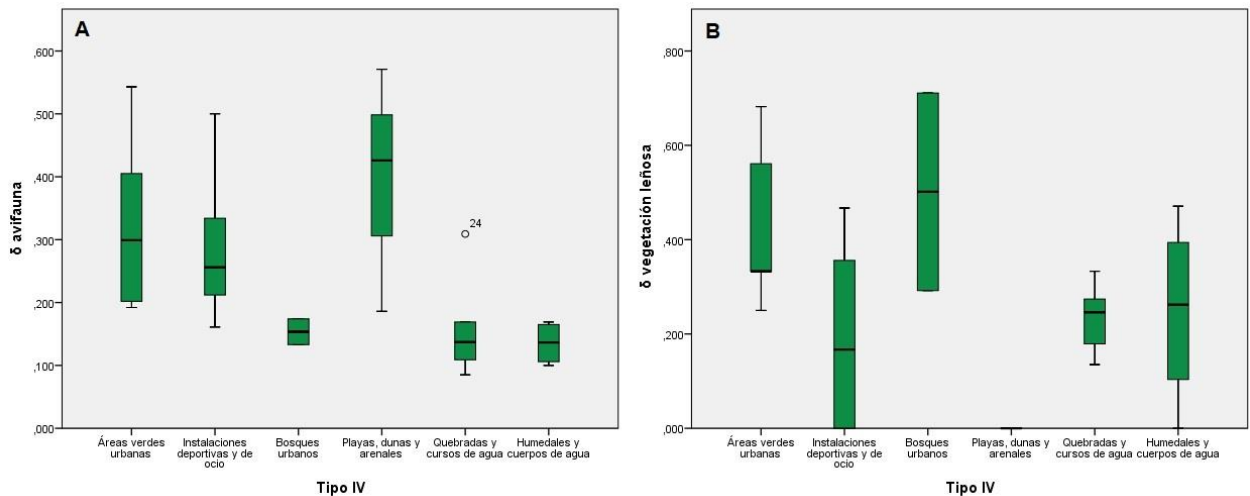
De acuerdo a la *Figura 11 A* y *Figura 12 A* las playas, dunas y arenales son el tipo de infraestructura verde menos equitativo en diversidad de aves, y donde existe la mayor dominancia de una especie por sobre el resto. Ello queda de manifiesto al presentar una mayor dispersión y valores que en el caso de la equitatividad están más próximos a cero, lo que significaría que es un tipo de infraestructura verde no equitativo en especies de aves. En cuanto a vegetación, no se tiene mayor información debido a que sólo se registró presencia de vegetación herbácea. Por el contrario, tanto las quebradas y cursos de agua como los humedales y cuerpos de agua son tipos de infraestructura verde similares en cuanto a avifauna, siendo ambientes diversos con una alta equitatividad de especies, lo que se refleja en la baja dispersión que presentan. Si bien, ambos tipos son similares en avifauna, son muy diferentes en cuanto a vegetación. La *Figura 11 B* y la *Figura 12 B* reflejan que las quebradas y cursos de agua son equitativos, sin la existencia de especies dominantes, con una dispersión baja. Sin embargo, los humedales y cuerpos de agua son el tipo de infraestructura verde que mayor dispersión de datos presenta, viéndose reflejado en la existencia de componentes muy equitativos donde no existe presencia de especies dominantes, tales como la Laguna El Bajel, y componentes donde no se registró vegetación leñosa. Ello hace que el diagrama de caja adquiera esa forma. En cuanto a las áreas verdes urbanas tanto la avifauna como la vegetación leñosa son medianamente equitativos.

Figura 11. Comparación del índice de equitatividad de Pielou (E) para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

Figura 12. Comparación del índice de dominancia de Simpson para la avifauna (A) y vegetación leñosa (B) entre los tipos de infraestructura verde.



Fuente: Elaboración propia

De manera general se observa que, respecto a la avifauna y vegetación leñosa, las áreas verdes urbanas y las instalaciones deportivas y de ocio son parecidas, presentando una baja diversidad de especies con una mediana equitatividad. Los bosques urbanos presentan una diversidad media en cuanto a avifauna sin especies dominantes. En cuanto a vegetación, estos presentan una diversidad de especies baja, sin embargo, no se registra una especie dominante, sino que son dos las especies que dominan en estos ambientes. En cuanto a las playas, dunas y arenales, éstas poseen una diversidad media en relación a la avifauna con la especie playero de Baird (*Calidris bairdii*) como especie dominante.

Tanto las quebradas y cursos de agua como los humedales y cuerpos de agua presentan una alta diversidad de aves, así como también una baja dominancia de especies. En cuanto a vegetación, las quebradas y cursos de agua presentan una alta diversidad de especies, siendo además un tipo de infraestructura altamente equitativo. Por el contrario, la diversidad de vegetación de los humedales y cuerpos de agua es media, similar a la de los bosques urbanos en término de valores, no así de especies, presentando componentes de infraestructura verde muy variados.

En relación al origen de las especies e individuos, existe un predominio en todos los tipos de infraestructura verde de especies de aves nativas. Por el contrario, en cuanto a vegetación, la gran mayoría de las especies tienen su origen en otros lugares del mundo, siendo los más comunes Norteamérica y Europa (Tabla 22 y Tabla 23).

Tabla 22. Origen de las especies en los tipos de infraestructura verde

Tipos de IV	Avifauna			Vegetación leñosa		
	Especies endémicas (%)	Especies nativas (%)	Especies exóticas (%)	Especies endémicas (%)	Especies nativas (%)	Especies exóticas (%)
Áreas verdes urbanas	0,00	82,35	17,65	10,00	0,00	90,00
Instalaciones deportivas y de ocio	0,00	73,33	26,67	0,00	0,00	100,00
Bosques urbanos	0,00	70,00	30,00	0,00	0,00	100,00
Playas, dunas y arenales	0,00	89,47	10,53	0,00	0,00	0,00
Humedales y cuerpos de agua	0,00	96,49	3,51	28,57	14,29	57,14
Quebradas y cursos de agua	3,13	93,75	3,12	40,00	25,00	35,00

Fuente: Elaboración propia

Tabla 23. Origen de los individuos en los tipos de infraestructura verde

Tipos de IV	Avifauna		Vegetación leñosa	
	Individuos nativos (%)	Individuos exóticos (%)	Individuos nativos (%)	Individuos exóticos (%)
Áreas verdes urbanas	40,78	59,22	9,75	90,24
Instalaciones deportivas y de ocio	66,00	34,00	0,00	100,00
Bosques urbanos	67,20	32,80	0,00	100,00
Playas, dunas y arenales	99,09	0,91	0,00	0,00
Humedales y cuerpos de agua	97,44	2,56	30,93	69,06
Quebradas y cursos de agua	97,70	2,30	60,42	39,57

Fuente: Elaboración propia

La diversidad de especies, tanto de plantas leñosas como de aves en las quebradas y cursos de agua es predominantemente nativa. En el caso de la vegetación, el 65% de las especies son nativas, de las cuales el 40% además es endémico. A pesar de ello, se pudo comprobar la existencia de 5 especies exóticas invasoras, predominando el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) con un 17,41%. Destaca también la presencia de la zarzamora (*Rubus ulmifolius*) y del aroma australiano (*Acacia melanoxylon*). En cuanto a avifauna, cerca del 97% son especies nativas, mientras que el 3,13% corresponde a especies endémicas. Respecto a los individuos, se observan porcentajes similares. En cuanto al origen de las especies el Test de Dunn reflejó que tanto las instalaciones deportivas y de ocio como las áreas verdes urbanas son estadísticamente diferentes a las playas, dunas y arenales, a las quebradas y cursos de agua y a los humedales y cuerpos de agua.

Los humedales y cuerpos de agua presentaron porcentajes similares a los de las quebradas y cursos de agua. Se observa que, en los humedales y cuerpos de agua, si bien no existen especies de aves endémicas, si hay un alto porcentaje de especies nativas, con cerca del 96,5%, versus un 3,51% exótico. En relación a la vegetación, ésta es predominantemente exótica con un 57,14%, mientras que cerca de un 43% corresponden a especies nativas. De este porcentaje, casi el 29% son especies endémicas. Cabe destacar que, si se considera el origen de los individuos y no de las especies, el porcentaje de especies exóticas es aún mayor, con cerca del 70%. Destaca la presencia del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y del altramuza (*Lupinus arboreus*) al ser las especies con mayor número de individuos, y por ser ambas especies exóticas invasoras.

Por otra parte, la diversidad de aves en las playas, dunas y arenales es fundamentalmente nativa con un 89,47% de las especies. Sin embargo, las especies exóticas presentan un porcentaje mayor que los componentes anteriores con cerca de un 11%. A pesar de presentar un 11% de especies exóticas, sólo el 0,91% de individuos son exóticos; por lo que, si bien, existe un alto porcentaje de especies exóticas, casi la totalidad de los individuos son nativos.

En cuanto a las áreas verdes urbanas, se observa que el porcentaje de especies de aves nativas es aún menor, con un 85,35%, mientras que las especies exóticas alcanzan un 17,65%. A pesar de ello, si se considera el origen de los individuos, estos son principalmente exóticos con cerca del 60%. En cuanto a la vegetación, un 90% de especies corresponden a especies exóticas, y sólo un 10% corresponde a nativas. Situación similar ocurre con los individuos registrados. Si bien, existen 3 especies exóticas invasoras, éstas no poseen un gran número de individuos.

Por otro lado, tanto las instalaciones deportivas como los bosques urbanos poseen un 100% de especies leñosas exóticas. En las instalaciones deportivas y de ocio destacan especies tales como el álamo negro (*Populus nigra*), seguido del pino radiata (*Pinus radiata*). Mientras que en los bosques urbanos existe una muy alta presencia del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y el pino radiata (*Pinus radiata*), siendo todas estas especies consideradas como exóticas invasoras. En cuanto a aves, tanto las instalaciones deportivas y de ocio como los bosques urbanos presentaron un alto porcentaje de especies de aves

exóticas, con cerca de un 26,67% y un 30%, respectivamente. En cuanto al origen de los individuos, se observan porcentajes levemente mayores.

Adicionalmente, en la Tabla 24 se observa que los bosques urbanos son el tipo de infraestructura verde que presenta el mayor porcentaje de especies exóticas invasoras (88,89%), seguida de las instalaciones deportivas y de ocio (57,14%). Por otro lado, las quebradas y cursos de agua, en conjunto con los humedales y cuerpos de agua, son los tipos de infraestructura verde que presentaron el menor porcentaje de especies exóticas invasoras. Si bien, son el tipo que poseen los menores valores, éstos son relativamente altos, presentando especies sumamente dañinas para la biodiversidad nativa, y que además son consideradas plagas, como el aramo australiano (*Acacia melanoxylon*). (Proyecto GEF, 2015).

Tabla 24. Especies leñosas exóticas invasoras (EEI) en los tipos de infraestructura verde

Tipo IV	EEI leñosas (%)
Áreas verdes urbanas	40
Instalaciones deportivas y de ocio	57,14
Bosques urbanos	88,89
Playas, dunas y arenales	-
Humedales y cuerpos de agua	35,71
Quebradas y cursos de agua	35

Fuente: Elaboración propia

En resumen, los humedales y cuerpos de agua en conjunto con las quebradas y cursos de agua son los tipos de infraestructura verde que albergaron la mayor diversidad nativa, tanto de aves como de plantas leñosas, siendo muchas especies también endémicas. Las instalaciones deportivas y de ocio en conjunto con los bosques urbanos, son los tipos de infraestructura verde que presentaron la menor biodiversidad nativa. Un factor importante es la alta presencia de especies exóticas invasoras, las cuales, resultaron ser las especies predominantes en los diversos tipos de infraestructura verde estudiados.

6.3.1 Análisis de clúster de los tipos de infraestructura verde respecto a la biodiversidad

La curva presentada en la Figura 13 muestra que el punto de inflexión para la selección del número de clústeres entre los tipos de infraestructura verde se produce en la etapa 4. Por lo tanto, se definieron 2 clústeres.

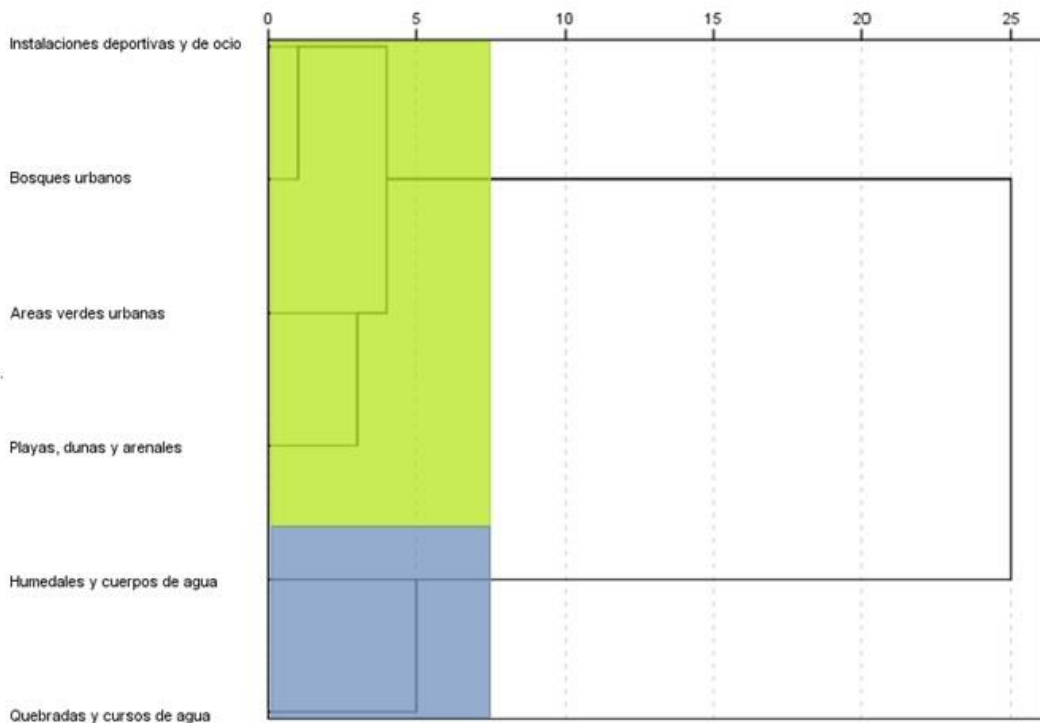
Figura 13. Punto de inflexión para el número de clústeres entre los tipos de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

El análisis de clúster de la Figura 14 muestra la similitud existente entre los tipos de infraestructura verde analizados agrupados de acuerdo al índice de diversidad de Shannon, índice de equitatividad de Pielou, índice de dominancia de Simpson, y los porcentajes de especies amenazadas, endémicas y nativas, tanto de avifauna como vegetación.

Figura 14. Análisis de clúster entre los tipos de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a las variables analizadas, se observa que el conglomerado 1 (color verde) está compuesto por cuatro tipos de infraestructura verde, mientras que el conglomerado 2 (color celeste) se compone de sólo dos tipos. Éstos pueden observarse en la Tabla 25.

Tabla 25. Conglomerados de pertenencia de los tipos de infraestructura verde

Conglomerado de pertenencia	
Conglomerado 1	Conglomerado 2
Áreas verdes urbanas	Quebradas y cursos de agua
Instalaciones deportivas y de ocio	Humedales y cuerpos de agua
Bosques urbanos	
Playas, dunas y arenales	

Fuente: Elaboración propia

La *Tabla 26* resume los aspectos principales de cada uno de los conglomerados. Se observa que el conglomerado 1 presenta valores menores que los exhibidos en el conglomerado 2 en todas las variables de biodiversidad analizadas. De acuerdo con el índice de diversidad de Shannon, se observa que el conglomerado 1 presenta una diversidad de aves baja, y una diversidad de vegetación leñosa aún más baja. Mientras que el conglomerado 2 muestra una diversidad de aves alta, sin embargo, exhibe una baja diversidad de vegetación leñosa. Los índices de equitatividad de Pielou y de dominancia de Simpson reflejan que ambos conglomerados son más equitativos en términos de avifauna, no así en vegetación. Por otra parte, el conglomerado 2 es más equitativo que el conglomerado 1 en cuanto a especies, presentando tanto para avifauna como para vegetación leñosa un valor de dominancia menor de una especie por sobre las demás. A pesar de que el conglomerado 2 presenta una diversidad de vegetación leñosa baja, son ambientes con una alta equitatividad. Por el contrario, el conglomerado 1 muestra una diversidad muy baja de especies leñosas, las que además se presentan en los tipos de infraestructura verde de manera no equitativa.

En cuanto al origen de las especies, se observa que el conglomerado 2 presenta una mayor cantidad de especies nativas de aves que el conglomerado 1. Además, en el conglomerado 1 sólo se registraron especies nativas, mientras que en el conglomerado 2 se registran además especies endémicas. En relación con la vegetación leñosa, el conglomerado 1 no muestra especies nativas (exceptuando en las áreas verdes urbanas la presencia de la especie *Luma chequen*), mientras que el conglomerado 2 presenta una gran cantidad de especies nativas, siendo un importante porcentaje de éstas endémicas (34,4%). El conglomerado 1 además se caracteriza por presentar una gran cantidad de especies exóticas, muchas de las cuales son exóticas invasivas.

En relación a las especies amenazadas, ambos conglomerados presentaron especies de aves en categoría de conservación, sin embargo, el mayor porcentaje de estas se encontraron en los tipos de infraestructura verde pertenecientes al conglomerado 2. Por otro lado, el conglomerado 1 no presentó especies amenazadas de plantas leñosas, no

así el conglomerado 2, en el cual se registró la única especie leñosa en categoría de conservación, siendo ésta el araucanillo (*Myrceugenia lanceolata*).

En términos generales, el conglomerado 2 presentó una mayor diversidad de especies que las registradas en el conglomerado 1, tanto para aves como para vegetación. Además, las especies registradas en el conglomerado 2 son principalmente especies nativas, y en gran parte endémicas, quedando reflejado principalmente en la vegetación leñosa. En cuanto a aves, ambos conglomerados son relativamente similares en términos de la equitatividad y dominancia, pero resultan ser muy diferentes para el resto de las variables analizadas.

Tabla 26. Aspectos principales del análisis de clúster de los tipos de infraestructura verde respecto a las variables de biodiversidad

Variable de biodiversidad	Conglomerado 1	Conglomerado 2
Índice de diversidad de Shannon de aves	1,451	2,199
Índice de equitatividad de Pielou de aves	0,742	0,845
Índice de dominancia de Simpson de aves	0,291	0,148
Especies de aves amenazadas (%)	1,310	5,070
Especies de aves endémicas (%)	0,000	1,570
Especies de aves nativas (%)	78,790	95,120
Índice de diversidad de Shannon de vegetación	0,570	1,230
Índice de equitatividad de Pielou de vegetación	0,520	0,730
Índice de dominancia de Simpson de vegetación	0,280	0,250
Especies vegetales amenazadas (%)	0,000	3,000
Especies vegetales endémicas (%)	2,500	34,290
Especies vegetales nativas (%)	0,000	19,650

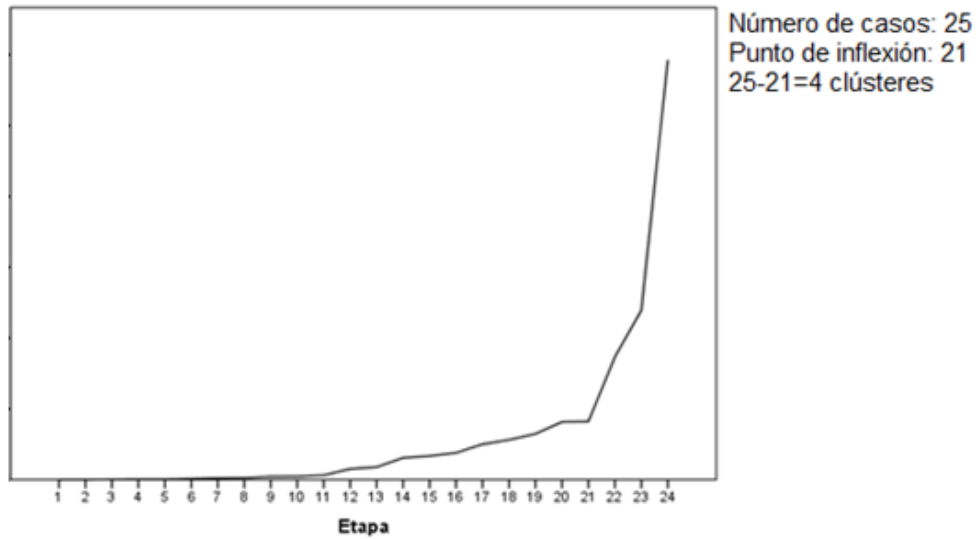
Fuente: Elaboración propia

A pesar de la existencia de estos dos grandes conglomerados, en la Figura 14 se observa que dentro del conglomerado 1, existirían 2 conglomerados más pequeños y similares entre sí. El primero de ellos estaría dado por las instalaciones deportivas y de ocio y los bosques urbanos, y el segundo de ellos por las áreas verdes urbanas en conjunto con las playas, dunas y arenales. Por su parte, el conglomerado 2 no presentaría cambios.

6.3.2 Análisis de clúster de los componentes de infraestructura verde respecto a la biodiversidad

La curva presentada en la Figura 15 muestra que el punto de inflexión para la selección del número de clústeres entre los componentes de infraestructura verde se produce en la etapa 21, por lo que se definieron 4 clústeres.

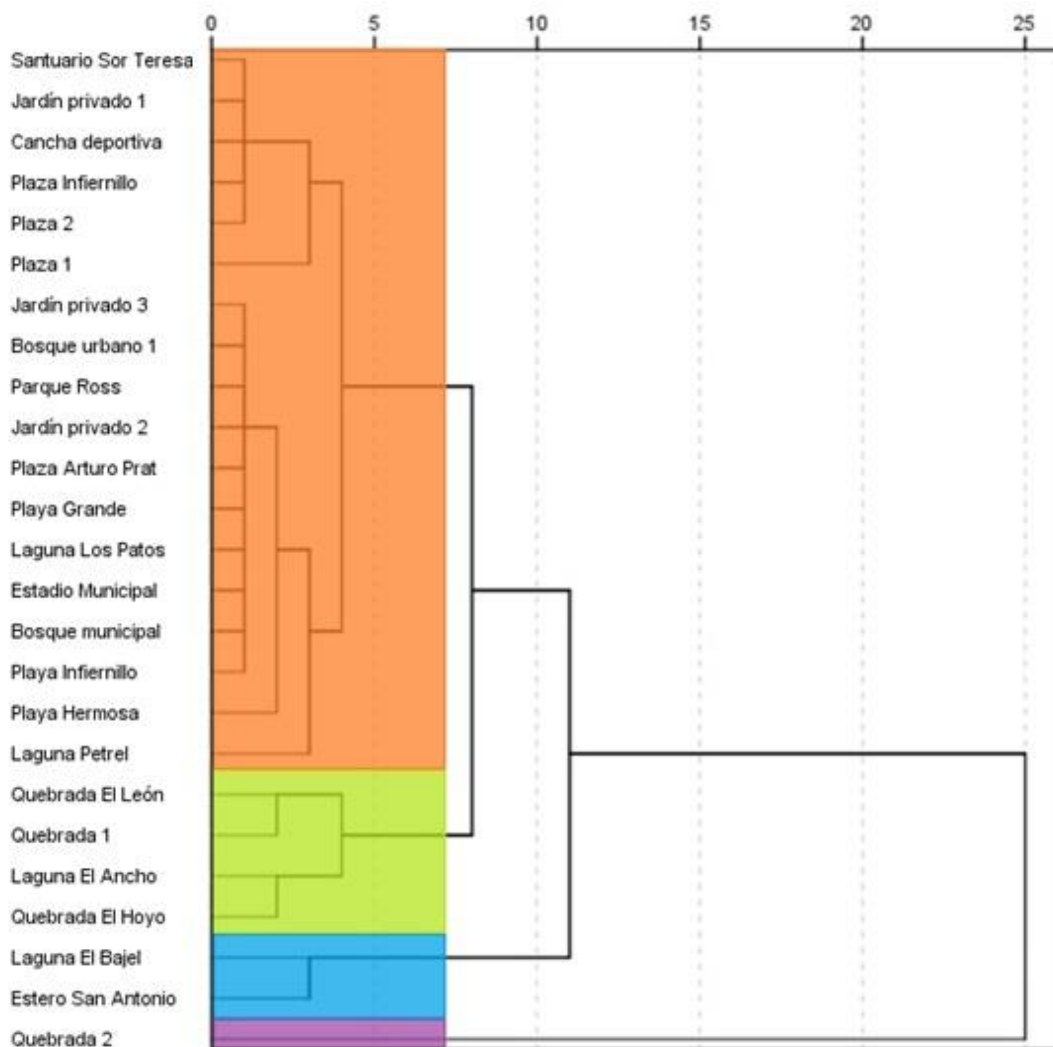
Figura 15. Punto de inflexión para el número de clústeres entre los componentes de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

El análisis de clúster de la Figura 16 muestra la similitud existente entre los componentes de infraestructura verde analizados, agrupados de acuerdo al índice de diversidad de Shannon, índice de equitatividad de Pielou, índice de dominancia de Simpson, y los porcentajes de especies amenazadas, endémicas y nativas, tanto de avifauna como vegetación.

Figura 16. Análisis de clúster entre los componentes de infraestructura verde



Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a las variables analizadas, el conglomerado 1 está formado por dieciocho componentes de infraestructura verde (color anaranjado), el conglomerado 2 está formado por cuatro componentes (color verde), el conglomerado 3 está formado por dos componentes (color celeste) y el conglomerado 4 está formado por sólo un componente (color morado) (Tabla 27). Se observa que el conglomerado 1 está compuesto por todas las áreas verdes urbanas; instalaciones deportivas y de ocio; bosques urbanos; playas, dunas y arenales; y algunos humedales y cuerpos de agua. Tanto el conglomerado 2 y 3 están compuestos por quebradas y cursos de agua, en conjunto con humedales y cuerpos de agua, mientras que el conglomerado 4 sólo está compuesto por una quebrada y curso de agua. Los componentes de infraestructura verde asociados a cada conglomerado se pueden observar en la Tabla 27.

Tabla 27. Conglomerados de pertenencia de los componentes de infraestructura verde

Conglomerado de pertenencia			
Conglomerado 1	Conglomerado 2	Conglomerado 3	Conglomerado 4
Plaza 1	Quebrada El León	Estero San Antonio	Quebrada 2
Plaza 2	Quebrada 1	Laguna El Bajel	
Plaza Infiernillo	Quebrada El Hoyo		
Plaza Arturo Prat	Laguna El Ancho		
Parque Ross			
Santuario Sor Teresa			
Cancha deportiva			
Estadio Municipal			
Jardín privado 1			
Jardín privado 2			
Jardín privado 3			
Bosque urbano			
Bosque Municipal			
Playa Grande			
Playa Infiernillo			
Playa Hermosa			
Laguna Los Patos			
Laguna Petrel			

Fuente: Elaboración propia

La Tabla 28 resume los principales aspectos de cada conglomerado. Se observa que el conglomerado 1 es el que presenta los menores valores en la mayoría de las variables de biodiversidad analizadas. El índice de diversidad de Shannon indica que los conglomerados 1 y 4 presentan una diversidad de aves baja, mientras que los conglomerados 2 y 3 presentan una diversidad alta. Resulta interesante que el conglomerado 1 abarque componentes de infraestructura verde con altos valores de diversidad de aves tales como la Laguna Petrel, y otros con valores muy bajos, como es el caso del Jardín privado 1. Para vegetación se observa que el conglomerado 1 presenta una diversidad leñosa muy baja, y los tres conglomerados restantes presentan una diversidad baja. En el caso de la avifauna, los cuatro conglomerados presentan una alta equitatividad, siendo ésta similar entre los conglomerados 2, 3 y 4, y un poco inferior en el conglomerado 1. Esto se condice con el índice de dominancia de Simpson, que indica que existe una baja dominancia de alguna especie por sobre el resto. En relación a la vegetación, se observa que, a pesar de presentar una baja diversidad de especies, estos conglomerados presentan una alta equitatividad, sin especies dominantes, exceptuando el conglomerado 1 el cual presenta una baja equitatividad, sin embargo, el índice de dominancia de Simpson indica que no presenta una especie dominante.

En cuanto a especies amenazadas, se observa que sólo el conglomerado 2 presenta especies amenazadas tanto de aves como plantas leñosas. Sin embargo, el conglomerado 3 es el que presenta la mayor cantidad de especies de aves con problemas de conservación.

En relación al origen de las especies, se observa que los cuatro conglomerados poseen al menos el 75% de especies nativas de aves, llegando a alcanzar el 100% en los conglomerados 3 y 4. A pesar de ello, sólo el conglomerado 2 alberga a especies endémicas, concentrándose éstas en la Quebrada 1 y en la Quebrada El León. Por otra parte, los conglomerados 2, 3 y 4 presentaron un porcentaje considerable de especies leñosas nativas, siendo éstas a su vez endémicas. El conglomerado 4 es el único conglomerado cuyas especies nativas son en su totalidad endémicas. Por otra parte, el conglomerado 1 sólo presentó especies leñosas exóticas, con un alto porcentaje de especies exóticas invasoras.

Tabla 28. Aspectos principales del análisis de clúster de los componentes de infraestructura verde respecto a las variables de biodiversidad

Variable de biodiversidad	Conglomerado			
	1	2	3	4
Índice de diversidad de Shannon de aves	1,563	2,238	2,179	1,169
Índice de equitatividad de Pielou de aves	0,782	0,858	0,815	0,842
Índice de dominancia de Simpson de aves	0,284	0,131	0,153	0,309
Especies de aves amenazadas (%)	1,7	1,25	6,9	0
Especies de aves endémicas (%)	0	4,2	0	0
Especies de aves nativas (%)	74,99	90,01	100	100
Índice de diversidad de Shannon de vegetación	0,61	1,68	1,08	1,43
Índice de equitatividad de Pielou de vegetación	0,58	0,84	0,93	0,8
Índice de dominancia de Simpson de vegetación	0,28	0,22	0,27	0,27
Especies vegetales amenazadas (%)	0	1,92	0	0
Especies vegetales endémicas (%)	0	39,76	10	83,33
Especies vegetales nativas (%)	0	9,82	45	0

Fuente: Elaboración propia

6.4 Síntesis

Este estudio da cuenta de la biodiversidad presente en los tipos y componentes de infraestructura verde de la ciudad de Pichilemu. A pesar de que no se analizaron todos los tipos de infraestructura verde existentes en la ciudad, se analizaron los que la comunidad consideró como los más relevantes de acuerdo con lo expresado en los talleres participativos realizados en el mes de octubre del año 2016.

En cuanto a la avifauna, se contabilizaron 71 de las 146 especies presentes en la Región del Libertador General Bernardo O’Higgins, lo que significa que se constató la presencia del 48,6% de las especies descritas en el Libro Rojo de la Región de O’Higgins. Dentro de las 71 especies registradas, 67 se consideran especies nativas para el territorio continental chileno y el resto son consideradas especies exóticas. En cuanto a la vegetación leñosa, se contabilizaron 37 especies. Del total de especies registradas, 16 corresponden a especies nativas y 21 a especies exóticas, de las cuales 11 son especies exóticas invasoras.

A pesar de que la Laguna Petrel fue el componente de infraestructura verde que presentó la mayor cantidad de especies de aves (39 especies), fue la Playa Hermosa la que registró la mayor cantidad de individuos (438). En cuanto a vegetación, la Quebrada 1 fue el componente de infraestructura verde que presentó la mayor cantidad de especies leñosas (13 especies), siendo además el componente que presentó el mayor número de individuos (102). En términos generales, el tipo de infraestructura verde que presentó la mayor cantidad de especies de aves fueron los humedales y cuerpos de agua, mientras que en vegetación fueron las quebradas y cursos de agua. Sin embargo, en cuanto a individuos, las playas, dunas y arenales fueron el tipo con la mayor abundancia de aves, mientras que las quebradas y cursos de agua fue donde más se contabilizaron individuos leñosos.

Todos los componentes de infraestructura verde presentaron una predominancia de las especies de aves nativas, por sobre las exóticas. Dentro de las especies exóticas, la paloma doméstica (*Columba livia*) y el gorrión (*Passer domesticus*) fueron las especies que presentaron el mayor número de registros, concentrándose en las áreas verdes urbanas y en las instalaciones deportivas y de ocio. Por el contrario, los mayores porcentajes de especies nativas se concentraron en los humedales y cuerpos de agua, y en las quebradas y cursos de agua, siendo la Laguna El Bajel, el Estero San Antonio y la Quebrada 2 los componentes de infraestructura verde con el mayor porcentaje de avifauna nativa. Tanto la Quebrada 1 como la Quebrada El León presentaron especies endémicas.

En relación con las especies leñosas, se evidencia un porcentaje cercano al 60% de especies exóticas. La presencia de especies exóticas invasoras es alarmante debido a que fueron encontradas en todos los tipos de infraestructura verde y no tan sólo en los tipos más intervenidos tales como las áreas verdes urbanas o en las instalaciones deportivas y de ocio, sino que también se encontró un alto porcentaje en lugares más naturales como en quebradas y humedales, afectando de manera directa a la biodiversidad nativa de la

zona. Por ejemplo, la Laguna Petrel cuenta con cerca del 80% de vegetación leñosa exótica. Resulta interesante cómo las especies nativas, muchas de ellas endémicas, conviven en estos ambientes con especies exóticas invasoras, tales como el aramo australiano (*Acacia melanoxylon*), el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y la zarzamora (*Rubus ulmifolius*), consideradas como especies dañinas y perjudiciales para la biodiversidad nativa.

Las especies en categoría de conservación registradas correspondieron principalmente a avifauna hallada en playas, humedales y cursos de agua. De las especies amenazadas, el cisne coscoroba (*Cygnus melancoryphus*) fue la especie que más registros presentó. De las especies leñosas amenazadas, sólo se encontró la presencia del arrayancillo (*Myrceugenia lanceolata*).

Los índices de diversidad alfa mostraron que la diversidad de aves es mayor que la diversidad de vegetación. En este sentido, para la avifauna los mayores valores se concentraron en los humedales y cuerpos de agua, siendo la Laguna Petrel la más diversa en términos de avifauna. En cuanto a la vegetación, se pudo observar que de manera general la diversidad leñosa es entre muy baja a baja, exceptuando la Quebrada 1 que fue el único componente de infraestructura verde que presentó una alta diversidad. Cabe destacar que los bosques urbanos fueron el tipo de infraestructura verde que mostró la más alta equitatividad de aves. Por el contrario, la vegetación de estos bosques presentó una alta dominancia del eucalipto (*Eucalyptus globulus*) por sobre las demás especies. Dentro de la avifauna, las playas, dunas y arenales fue el tipo de infraestructura verde que presentó la más baja equitatividad, con una alta dominancia del playero de Baird (*Calidris bairdii*). Por otra parte, el tipo de infraestructura verde más equitativo en términos de vegetación fueron las quebradas y cursos de agua, mientras que los menos equitativos fueron los humedales y cuerpos de agua.

El análisis de clúster dio como resultado que los tipos de infraestructura verde pueden agruparse en dos grupos de acuerdo con las variables de biodiversidad analizadas. El primero de ellos está compuesto por las áreas verdes urbanas, instalaciones deportivas y de ocio, bosques urbanos y playas, dunas y arenales. Mientras que el segundo está compuesto de las quebradas y cursos de agua en conjunto con los humedales y cuerpos de agua. De estos dos grupos el segundo es el que presenta una mayor biodiversidad, tanto de aves como plantas leñosas.

7. DISCUSIONES

Si bien, la metodología utilizada entrega resultados interesantes, presentó algunas limitaciones. Una de ellas fue que no se consideraron las especies herbáceas, lo que podría haber entregado datos diferentes a la hora de evaluar la diversidad vegetal del área de estudio. Por otra parte, se hubiese podido contrastar de mejor manera los datos obtenidos en este estudio con los de otros estudios similares, además de conocer la diversidad vegetal existente en la zona en todos sus estratos. Existen varios estudios que indican que la diversidad de aves está correlacionada con la vegetación existente en un área determinada, por lo que a mayor diversidad de vegetación existiría una mayor diversidad de aves (Goldstein *et al.* 1986; Luniak, 1994; Savard *et al.*, 2000). Sin embargo, los estudios relacionados exclusivamente a vegetación leñosa y avifauna son pocos. Los resultados indican que los tipos y componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu que presentan poca o nula vegetación leñosa son capaces de albergar una gran riqueza y abundancia de aves. Tal es el caso de las playas, dunas y arenales, donde no se registró vegetación leñosa, sin embargo, presentó una alta abundancia de individuos de aves. Situación similar ocurrió en los humedales y cuerpos de agua, donde a pesar de que la riqueza y abundancia de las especies leñosas no fue tan alta como en otros tipos de infraestructura verde, presentó la más alta diversidad de avifauna.

Por otra parte, haber evaluado la diversidad de especies vegetales y de aves en diferentes estaciones hubiese permitido conocer las especies de aves que habitan de manera habitual en la ciudad, versus las especies que migran hacia la ciudad en estaciones más cálidas.

Se demostró que a diferencia de lo señalado por Calvo (2008), quien asegura que las plazas y parques de las áreas urbanas pueden constituirse como importantes hábitats para diferentes especies, las áreas verdes urbanas de Pichilemu presentaron bajos valores de diversidad, tanto de aves como de especies leñosas, siendo ésta sólo levemente mayor a la registrada en las instalaciones deportivas y de ocio. De este modo, se comprueba lo señalado por McKinney (2008), quien indica que la riqueza de especies es muy baja en áreas muy urbanizadas. Si bien es cierto que Pichilemu no es una ciudad muy urbanizada, lo cierto es que presenta un crecimiento urbano acelerado por lo que es de esperar que se convierta en una de las ciudades costeras con mayor desarrollo urbano de la Región. A esto se añade lo indicado por Rueda (1995), quien expresa que las áreas periféricas disponen de una biodiversidad mayor que las áreas urbanas más céntricas, quedando reflejado en que pareciera ser que a medida que uno se aleja del área céntrica de la ciudad, los componentes de infraestructura verde comienzan a presentar una mayor diversidad, disminuyendo además la presencia de especies leñosas exóticas y la dominancia de una especie por sobre el resto tanto para las especies leñosas como de aves. Además, se reafirma el concepto de “homogenización biótica”, debido a que las especies predominantes de aves y plantas leñosas son especies que presentan una alta similitud con otras regiones geográficas, siendo posible encontrarlas no tan sólo en otras ciudades de Chile, sino que también en otras ciudades del mundo, tales como la paloma doméstica (*Columba livia*) o el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) (McKinney y Lockwood, 1999; Sax y Gaines, 2003; Alvery,

2006; Laïlle *et al.*, 2014). Dicha idea también se refleja en la dominancia de estas especies sobre el resto, principalmente en la avifauna. Savard *et al.* (2000) señalan que el gorrión (*Passer domesticus*) y la paloma (*Columba livia*) son las especies de aves que mejor se han adaptado a los ecosistemas urbanos, por lo que son especialmente dominantes en áreas urbanizadas. En este estudio se corrobora la dominancia de la paloma (*Columba livia*) en las áreas verdes urbanas y del gorrión (*Passer domesticus*) en las instalaciones deportivas y de ocio. Por otra parte, en las áreas menos urbanizadas, tales como las quebradas y cursos de agua y en los humedales y cuerpos de agua, estas especies no fueron dominantes. De hecho, en estos últimos ambientes no se registró la presencia de la paloma (*Columba livia*), y sólo se registraron unos pocos individuos de gorrión (*Passer domesticus*). En cuanto a la composición de árboles y arbustos, esta fue homogénea en todas las plazas y parques de la ciudad, en las instalaciones deportivas y de ocio y en los bosques urbanos, siendo claramente dominados por especies exóticas, corroborándose lo señalado por Sax y Gaines (2003), McKinney (2006) y Laïlle *et al.* (2014) respecto a que las áreas más urbanizadas presentaron casi en su totalidad especies exóticas, las que fueron disminuyendo en proporción hacia las áreas periféricas. Esto podría deberse principalmente a las características que las especies exóticas presentan en las áreas urbanas: rápido crecimiento, adaptación a las perturbaciones del ambiente urbano, copas de gran follaje que entreguen sombra en verano, flores llamativas de carácter ornamental, etcétera. Además, se corrobora lo expuesto por Sax y Gaines (2003) y Laïlle *et al.* (2014) quienes señalan que las especies de flora son principalmente exóticas en las áreas urbanas, sin embargo, la fauna exótica es considerablemente menor. Esta idea se ve reflejada en que la avifauna hallada en los tipos y componentes de infraestructura verde más urbanizados fue especialmente nativa, no así la vegetación, que fue predominantemente exótica.

En relación con las instalaciones deportivas y de ocio, a diferencia de lo expuesto por Williams *et al.* (2009), se observó que éstas no presentaron una diversidad de especies alta. Por el contrario, fueron el tipo de infraestructura verde que presentó los menores valores de diversidad tanto para avifauna como para la vegetación. De esta forma se refuta lo señalado por Thompson y Head (s.f.) quienes señalan que los jardines privados fomentarían la biodiversidad. Por otra parte, a diferencia de lo expuesto por Wilson (2010) quien señala que en Londres los jardines privados presentan una alta diversidad de árboles, en Pichilemu, la diversidad de especies leñosas es muy baja, de tal forma que sólo se encontraron siete especies en este tipo de infraestructura verde. De éstas el 100% corresponden a especies exóticas y cerca del 58% de ellas son especies exóticas invasoras. Las instalaciones deportivas y de ocio tales como canchas y antejardines generalmente cuentan con especies vegetales ornamentales de carácter herbáceo por lo que, si se hubiese considerado además este estrato al momento de hacer las observaciones y análisis, probablemente la diversidad de vegetación hubiese sido mayor, así como también la de parques y plazas. Si bien las áreas verdes urbanas en conjunto con las instalaciones deportivas y de ocio, resultaron tener bajos índices de diversidad, éstos son elementos fundamentales dentro de la trama urbana, por lo que es necesario gestionarlos de tal manera que se inserte la vegetación nativa adecuada a las

características de la zona que logre atraer una mayor cantidad de especies de aves, lo que generaría beneficios no tan sólo a la fauna de la ciudad, sino que también a la calidad de vida de la población.

Adicionalmente, no se encontró bibliografía que señale que las áreas urbanas y las instalaciones deportivas y de ocio ayuden en la conservación de especies endémicas y especies amenazadas. Así mismo, en este estudio tampoco se encontraron especies con dichas características en estos tipos de infraestructura verde.

Por otra parte, este estudio demostró que la diversidad de los bosques urbanos existentes en la ciudad de Pichilemu es media para la avifauna y muy baja para la vegetación leñosa, siendo sus valores levemente mayores que los presentados en las áreas verdes urbanas e instalaciones deportivas y de ocio. Si bien, Schmitt *et al.* (2009) señalan que estos ambientes pueden albergar una cantidad significativa de especies naturales, en el caso de Pichilemu estos bosques contienen principalmente especies exóticas de las cuales cerca del 90% son especies exóticas invasoras. Por otra parte, a diferencia de lo descubierto por Cornelis y Hermy (2004) en Flandes, en el caso de Pichilemu los bosques urbanos no generarían un hábitat para especies endémicas o en categoría de conservación. Un aspecto que se pudo corroborar es lo señalado por Sasvari (1984), Tighmann (1987) y Askins *et al.* (1987) quienes aseguran que un bosque de mayor tamaño será capaz de albergar una diversidad de aves mayor que un bosque de menor tamaño. Ello se refleja en que el Bosque Municipal (de mayor tamaño), presentó una diversidad mayor que la registrada en el Bosque urbano 1 (de menor tamaño). No obstante, cabe mencionar que sólo se analizaron dos bosques urbanos dentro del área de estudio, por lo que esta idea pudo haberse comprobado de mejor manera si se hubiese analizado al menos un tercer bosque urbano.

En las playas, dunas y arenales, los resultados indican que las especies de aves más abundantes corresponden a los playeros y a las gaviotas, tal como lo señalan Dugan *et al.* (2015), quedando reflejado en que la mayor abundancia de aves fue la del playero de Baird (*Calidris bairdii*) con 441 individuos, seguido de las gaviotas con 76 individuos. En cuanto a las especies amenazadas se confirma lo señalado por Dirzo y Raven (2003) y Wootton *et al.* (2016) puesto que, producto de la alta variedad de hábitats y de especies que habitan en este tipo de infraestructura verde se pudo encontrar especies amenazadas tales como el pelicano (*Pelecanus thagus*) y el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*), considerando que este último habita principalmente lagos, lagunas, canales y zonas pantanosas, siendo poco común en aguas saladas.

Las quebradas y cursos de agua pueden soportar una alta diversidad de especies, siendo mayor a la de otros ecosistemas (Granados *et al.*, 2006). En este sentido, se confirman los resultados de estos estudios, debido a que se comprobó que estos elementos pueden soportar a una alta y variada diversidad de especies, especialmente de vegetación. Además, es en este tipo de infraestructura verde donde se encontró la mayor cantidad de especies pertenecientes a bosque nativo. Diversas investigaciones realizadas en países tales como México, Nueva Zelanda y Brasil, señalan que estos ambientes sirven de hábitat

para importantes poblaciones de especies de aves nativas, endémicas y en categoría de conservación (Maloney, 1999; Molina *et al.*, 2012; Schunck *et al.*, 2012). Por su parte, Stoll *et al.* (2006) añaden que estos ambientes presentan una alta proporción de especies vegetales nativos y endémicos. Este estudio comprobó que las quebradas y cursos de agua en la ciudad de Pichilemu, pueden ser un importante refugio para la avifauna de la ciudad, registrándose especies nativas, endémicas y en categoría de conservación, considerando que Chile posee sólo 9 especies endémicas en su territorio continental (Barros *et al.*, 2014). En cuanto a la vegetación, a pesar de que las quebradas en Pichilemu están fuertemente intervenidas con plantaciones forestales, los resultados indican que este tipo de infraestructura verde puede albergar un número importante de especies pertenecientes al bosque nativo, tal como lo mencionan Schlatter (1977) y Cornejo (2015) quienes señalan que las quebradas poseen especies vegetales que conforman el bosque nativo, viéndose afectadas por los terrenos adyacentes transformados en plantaciones forestales, siendo en el caso de Pichilemu el pino radiata (*Pinus radiata*) y el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) las especies predominantes. Si bien, las quebradas y cuerpos de agua fueron el tipo de infraestructura verde más diverso en cuanto a especies leñosas, presentaron una alta proporción de especies exóticas, de las cuales el 35% es considerado exótico invasivo, corroborándose lo señalado por Nebel y Porcile (2006), debido a que estas especies encuentran en las quebradas el hábitat ideal para propagarse afectando de forma inmediata a las especies nativas que aun subsisten en estos ambientes. La abundante riqueza de aves encontrada en estos lugares indica que probablemente se han adaptado a su entorno forestal, tal como menciona Brockerhoff (2009).

Finalmente, los resultados indican que los humedales y cuerpos de agua resultaron ser el tipo de infraestructura verde que presentó la mayor riqueza de aves, confirmándose lo señalado por Bacon (1987), Hails (1997) y Kumar y Gupta (2009). Sin embargo, tanto la riqueza como la abundancia se pudieron ver aumentada debido a que las aves al momento de realizar las observaciones se encontraban en período migratorio aumentando posiblemente el número de especies e individuos (Swennen y Spaans, 1985). Eventualmente si los registros se hubiesen realizado en otra estación, como por ejemplo en invierno tanto la riqueza como abundancia hubiese sido considerablemente menor. Por otra parte, estudios realizados en otros humedales de Chile, así como también en humedales de África, indican que estos pueden albergar una importante diversidad de aves categoría de conservación (Hails, 1997; CONAF, 2015). Esto se confirma al encontrarse al menos cuatro especies amenazadas tales como el cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) (EN), la torcaza (*Patagioenas araucana*) (EN), el cuervo de pantano (*Plagadis chihi*) (EN), y el cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) (VU). Si bien, Hails (1997) y WRC (2017) señalan que estos ambientes pueden otorgar hábitat a especies endémicas, en este estudio no se encontró la presencia de ninguna de estas especies.

Por otra parte, se ratifican los resultados de McCrary y Pierson (2000), quienes aseveran que las personas y perros perturban a las aves, pudiendo evidenciarse en terreno un número considerable de perros que perseguían y molestaban a estas especies (Figura 17), por lo que es importante implementar políticas y medidas de protección, al menos en

el período migratorio donde las especies de aves llegan al continente a descansar, alimentarse y reproducirse. Este período coincide además con la época estival, por lo que además se debería controlar el acceso a estos lugares a peatones, de manera tal que las aves lleven a cabo sus actividades naturales con la menor cantidad de perturbaciones.

Figura 17. Presencia de perros en la Laguna Petrel



Fuente: Elaboración propia

Tanto en los bosques urbanos, así como también en los humedales y cuerpos de agua y en las quebradas y cursos de agua, sería importante establecer planes de manejo de especies exóticas invasoras y aplicar un plan de restauración ecológica, considerando la importancia que tienen estos tipos de infraestructura verde tanto para la flora y fauna, como también para el ser humano, lo que se traducirá en un aumento y mejora de los servicios ecosistémicos que estos ecosistemas entregan.

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este estudio se desarrolló bajo la necesidad de conocer cómo la infraestructura verde puede constituir un hábitat para diversas especies de flora y fauna en una ciudad costera. De esta manera este estudio evaluó la diversidad de aves y de vegetación leñosa en los tipos y componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu. Se comprobó que esta ciudad presenta tipos de infraestructura verde que son capaces de albergar una alta diversidad de aves. Muy por el contrario, la diversidad de vegetación leñosa encontrada es baja. Es preocupante la alta presencia de especies exóticas, y más aún las especies exóticas invasoras ya que podrían generar importantes impactos negativos sobre las especies nativas con las cuales coexisten especialmente en las quebradas y cursos de agua donde aún hay remanentes de bosque nativo. Las normas aplicables al manejo de plantaciones forestales especialmente de pinos y eucaliptos señalan que cuando éstos sean colindantes a cursos de agua, ya sean permanentes o intermitentes, debe existir una franja de bosque de protección de al menos 25 metros. Sin embargo, en el caso de las quebradas estudiadas en la comuna de Pichilemu esto no se cumple. Por lo que se debería fiscalizar o al menos generar planes de manejo que eviten la continua pérdida del bosque nativo.

La ciudad de Pichilemu cuenta con componentes de infraestructura verde de importante valor ecológico, que presentan una alta biodiversidad tales como las lagunas Petrel y El Ancho (aves) y la Quebrada 1 (leñosas). Es por ello que los esfuerzos deberían estar enfocados en una planificación ecológica o bien, en la creación de planes de manejo que resguarden los ecosistemas presentes en estas áreas. Por ejemplo, en los últimos años se ha intentado descontaminar la Laguna Petrel, pero se necesitan aún más esfuerzos que vayan en pro de la protección de este humedal, debido a la alta diversidad de aves detectadas en este estudio que utilizan este humedal como hábitat permanente y especialmente como refugio durante las migraciones.

Es así como este estudio puede contribuir con antecedentes relevantes para que las autoridades encargadas de la protección medioambiental puedan tomar decisiones para resguardar los tipos y componentes de infraestructura verde que presentan una alta biodiversidad. Por otra parte, este estudio permite conocer también aquellos componentes menos diversos, con los cuales se podría trabajar aplicando medidas de manejo, tales como renaturalización y restauración ecológica. De manera complementaria, sería útil un estudio que incorpore mejoras de las falencias detectadas e incorpore otros elementos como por ejemplo la vegetación herbácea dentro de los análisis, o bien, amplie las temporadas de muestreo y aumente las parcelas de muestreo de tal forma que abarque un área de mayor representatividad de especies vegetales. Por otra parte, sería interesante estudiar otros grupos de animales, así como también replicar este estudio en diferentes años para analizar las variaciones que se van produciendo en el tiempo.

Este estudio aporta información útil que puede servir para generar una planificación sustentable del territorio, considerando la biodiversidad como un componente fundamental. La biodiversidad es el núcleo de la infraestructura verde, por lo tanto, tiene un papel

primordial en el desarrollo de las ciudades, contribuyendo a la disminución del deterioro ambiental producido por la acelerada urbanización y aumentando el bienestar social de la población.

9. BIBLIOGRAFÍA

Acuña, M. y Hernández, J. (2014). Valles y quebradas. En: Hernández, J., Estades, C. y Faúndez, L. (2014). Biodiversidad Terrestre de la Región de Arica y Parinacota. 416 p.

Ahern, J. (2007). Green infrastructure for cities: The spatial dimension. En: Novotny, V. and Brown P., Eds. Cities of the Future Towards Integrated Sustainable Water and Landscape Management. IWA Publishing, London. Pp. 267–283.

Aguirre, Z. (2013) Guía de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Nacional de Soja. 82 p.

Aguirre, A. y Mendoza, R. (2009). Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Pp. 277-318.

Altieri, M. (2009). Desiertos verdes. Monocultivos y sus impactos sobre la biodiversidad. En: Azúcar roja, desiertos verdes. Pp. 55-62

Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña A. y Villareal, H. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Alvey, A. (2006). Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. Urban Forestry & Urban Greening 5. Pp. 195–201

Araujo, D. y Pereira, M. (2008). Sandy coastal vegetation. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Pp. 1-17.

Área Silvestre. (2011). Oportunistas en la ciudad. Capítulo 5. Programa de televisión, Área Metropolitana del Valle de Aburrá y Telemedellín.

Askins, R., Philbrick, M. y Sugeno, D. (1987). Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. Biological Conservation, vol. 39. Pp. 129-152.

Avery, M. y R. Leslie. (1990). Birds and Forestry. Academic Press, London.

Azócar, G., Sanhueza, R. y Henríquez, C. (2003). Cambio en los patrones de crecimiento en una ciudad intermedia: el caso de Chillan en Chile Central. Revista EURE. Vol. 29 (89) Pp. 79-92

Bacon, P. (1987). Use of wetlands for tourism in the Insular Caribbean. Annals of Tourism Research. Vol. 14. Pp. 104-117.

Barría, F. (2015). Estudio reformulación Plan Regulador Comunal comuna de Pichilemu, sector Punta de Lobos. Memoria explicativa.

Battisti, C. y Fanelli, G. (2011). Does human induced heterogeneity differently affect diversity in vascular plants and breeding birds? Evidences from three Mediterranean forest patches. *Rend Fis Acc Lincei* 22. Pp. 25–30.

Benedict, M. y McMahon, E. (2002). *Green Infrastructure*. Washington: Island Press. 36 p.

Bernatzky, A. (1983). The effects of trees on the urban climate. In: *Trees in the 21st Century*. Academic Publishers, Berkhamster. Pp. 59–76

Biblioteca del Congreso Nacional. (2012). Reportes estadísticos comunales. [En línea] <http://reportescomunales.bcn.cl/2012/index.php/Pichilemu> [Consultado: 28 de abril de 2017]

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

Bloseey, B. y Nortzold, R. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive non-indigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology*. Vol. 83. Pp. 887-889.

Brito, D., Brossard, N., Bueno, M., Díaz, S., Herrera, A. y Villegas, A. (2017). Riqueza y diversidad de aves en la ciudad de Rancagua. *Revista de Investigaciones Escolares*. Vol. 1. Pp. 13-17.

Bolund, P. y Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, Vol. 29. Pp. 293-301.

Botkin, D. y Beveridge, C. (1997). Cities as environments. *Urban Ecosystems*. Vol. 1. Pp. 3–19.

Bottino, R. (2009). La ciudad y la urbanización. *Revista Estudios Históricos*. 14 p.

Borgmann, K. y Rodewald, A. (2002). Native Landscaping for birds, bees, butterflies and other wildlife. *School of Natural Resources, Ohio*. 4 p.

Brockerhoff, E., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, C., Sayer, J., y Hawksworth, D. (Eds.) (2009). *Plantation Forests and Biodiversity: Oxymoron or Opportunity?* 286 p.

Cameron, R., Blanusa, T., Taylor, E., Salisbury, A., Halstead, A., Henricot, B. y Thompson (2012). The domestic garden. Its contribution to urban Green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening*. Vol. 11. Pp. 129-137.

Capdevila, L., Zilletti, B. y Suárez, V. (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. Pp. 55-75.

Calvo, P. (2008). Infraestructuras de soporte de la biodiversidad: Planificando el ecosistema urbano. Pp. 167-188

Carmona, V. y Carmona, T. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad. Bioma N°14, año 2. [En línea] https://www.researchgate.net/profile/Victor_Carmona4/publication/260192894_La_diversidad_de_los_analisis_de_diversidad/links/0a85e5301a0468936e000000.pdf [Consultado: 25 de abril de 2017]

Carrera, B. y Kucharz, T. (2006). La insostenibilidad de los monocultivos agro industriales mayoritariamente destinados a la exportación como la palma de aceite. 25 p.

Castro-Díez, P., Valladares, F. y Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. Revista Ecosistemas. Vol. 13(3). Pp. 61-68.

Caviedes, C. (1999). Manual de métodos y procedimientos estadísticos. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 67 p.

Ceccon, E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. Ciencia Vol. 72. Pp. 46-53.

Chávez, C. (2014) Relación entre la avifauna, la vegetación y las construcciones en plazas y parques de la ciudad de Valdivia. Trabajo de titulación presentado como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile. 45 p.

Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city. Landscape and Urban Planning. Vol. 68. Pp. 129-138.

Clergeau, P. (1998). Biodiversité dans les paysages urbains: des concepts aux applications. Penn ar Bed.

Clout, M. y Gaze, P. (1984). Effects of plantation forestry on birds in New Zealand. Journal of Applied Ecology 21:795-816.

Coastal Care. (2017). Flora and fauna. [En línea] <http://coastalcare.org/educate/flora-and-fauna/> [Consultado: 27 de junio de 2017]

Colding, J., Elmqvist, T., Lundberg, J., Ahrne, K., Andersson, E., Barthel, S., Borgström, S., Duit, A., Ernstsson, H., Tengö, M. (2003). The Stockholm Urban Assessment (SUASweden). Millennium Ecosystem Assessment Sub-Global Summary Report, Stockholm.

Colwell, M. y Sundeen, K. (2000). Shorebird distributions on ocean beaches of northern California. Journal of Field Ornithology. Vol. 71. Pp. 1–15.

Comisión Europea. (2011). Estrategia de la Unión Europea sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital. 244 p.

Comisión Europea. (2012). The multifunctionality of Green Infrastructure. Science for Environment Policy. 40 p.

Comisión Europea. (2013). Infraestructura verde: Mejora del capital natural de Europa. 249 p.

Comisión Europea. (2014). Construir una infraestructura verde para Europa. 24 p.

Corporación Nacional Forestal CONAF. (2015). Humedales chilenos altoandinos, ecosistemas estratégicos de importancia internacional. [En línea] <http://www.conaf.cl/humedales-chilenos-altoandinos-ecosistemas-estrategicos-de-importancia-internacional/> [Consultado: 27 de junio de 2017]

Cornejo, R. (2015). Plantaciones forestales versus el bosque nativo. Sustainability, Agri, Food and Environmental Research. Vol. 3(2). Pp. 33-34

Cornelis, J. y Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. Landscape and Urban Planning. Vol. 69. Pp. 385–401.

Costanza, R., D’Arge, R., De Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonk, P. y Van Den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. Nature, Vol. 387. Pp. 253-260.

Cowling, R., Moll, E. y Campbell, B. (1976). The ecological status of the understory communities of pine forest on Table Mountain. South Africa Forestry Journal 99: 13-23.

Crawford, T. (2007). Where does the coast sprawl the most? Trajectories of residential development and sprawl in coastal North Carolina, 1971-2000. Landscape and Urban Planning, Vol. 83 (4). Pp. 294-307.

De Queiroz, K. (2007). Species concept and species delimitation. Systematic Biology. Vol. 56(6). Pp. 879-886.

DeCandio, R., Muir, A. y Gargiullo, A. (2004). A first approximation of the historical and extant vascular flora of New York City: implications for native plant species conservation. Journal of the Torrey Botanical Society 131(3). Pp. 243-351.

Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. y Williamson, M. (2007). The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain». Conservation Biology. Vol. 1 (21). Pp. 224-231.

Delgado Claudio, Sepúlveda Marco y Álvarez Ricardo. (2010). Plan de Conservación para las aves playeras migratorias de Chiloé. Resumen Ejecutivo. 42 p.

Díaz, I. & Armesto, J. (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. Ambiente y desarrollo. Vol. 19(2). Pp. 31-38.

- Dirzo, R. y Raven, P. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*. Vol. 28. Pp. 137–167.
- Dugan, J., Hubbard, D., Martin, D., Engle, J., Rihards, D., Davis, G., Lafferty, k. y Ambrose, R. (2000). Macrofauna communities of exposed sandy beaches on the Southern California mainland and Channel Islands. Fifth California Islands Symposium. Pp. 339-346.
- Dugan, J., Hubbard, D. Nielsen, K., Altstatt, J. y Bursek, J. (2015). Final Report: Baseline Characterization of Sandy Beach Ecosystems along the South Coast of California. 113 p.
- Dunn, O. (1964). Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics*. Pp. 241- 252.
- Dunnet, T. Zhang, W. y Aubry, B. (1991). Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*. Vol. 27. Pp. 2271– 2285.
- Estades, C. y Temple, S. (1999). Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*. Vol. 9(2). Pp. 573–585.
- Estades, C. y Vukasovic, M. (2007). Estado de conservación de las aves de la Región de O’Higgins. En: Serey, I., M. Ricci & C. Smith-Ramírez (Eds.) 2007. Libro Rojo de la Región de O’Higgins. CONAF – Universidad de Chile. 222 p.
- European Environment Agency. (1995) CORINE Land Cover Part Two Nomenclature: illustrations. 68 p.
- European Environment Agency. (2011). Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of Green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. European Environment Agency. 142 p.
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Wilkinson, C. (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Dordrecht: Springer Netherlands. Faeth, S., Saari, S. y Bang, C. (2012). *Urban biodiversity: Patterns, processes and implications for conservation*.
- Faggi, A. e Ignatieva, M. (2009). Urban green spaces in Buenos Aires and Christchurch. *ICE Municipal Engineer* 162. Pp. 241–250.
- Faggi, A., y Martínez, E. (2013). Argentina. En: MacGregor, I. y Ortega, R. (eds). *Ecología urbana. Experiencias en América Latina*. 130 p.
- Fanelli, G., Battisti, C. y Malavasi, R. (2014). Comparing alpha-diversity between plants and birds in a remnant wetland: evidence for a threshold and implication for management. *Wetlands Ecology and Management*, Vol. 22. 5 p.

Faúndez, L., Serra, M. y Teillier, S. (2007). Estado de conservación de la flora vascular de la Región de O’Higgins. En: Serey, I., M. Ricci y C. Smith-Ramírez (Eds.) 2007. Libro Rojo de la Región de O’Higgins. Corporación Nacional Forestal – Universidad de Chile. 222 p.

Ferriol, M. y Merle, H. (s.f.). Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Valencia. 10 p.

Flink, C. y Seams, R. (1993). Greenways: A Guide to Planning, Design and Development. Island Press, Washington DC.

Foster, J., Lowe, A. y Winkelman, S. (2011). The Value of Green infrastructure for urban climate adaptation. 52 p.

Franklin, J. (1988). Structural and functional diversity in temperate forests. Pp. 166-175.

Fuentes, N., Pauchard, A., Sánchez, P., Esquivel, J. y Marticorena, A. (2013) A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. Biological Invasions. Vol.15 (4). Pp. 847-858

Fuentes, N., Sánchez, P., Pauchard A., Urrutia, J. Cavieres, L. y Marticorena, A. (2014) Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB). 280 p.

Galatowitsch, S., Anderson, N. y Ascher, P. (1999). Invasiveness in wetland plants in temperate North America. Wetlands. Vol. 19. Pp. 733–755.

Gaston, K., Warren, P., Thompson, K. y Smith, R. (2005). Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. Biodiversity and Conservation. Vol.19. Pp. 3327-3349.

Giraud, A., Arzamendia, V. y Bellini, G. (2011). Las especies amenazadas como hipótesis: problemas y sesgos en su categorización ejemplificados con las serpientes de la Argentina. Cuadernos de herpetología. Vol. 25(2). Pp. 43-54.

Goldstein, E., Gross, M. y DeGraaf, R. (1986). Breeding birds and vegetation: A quantitative assessment. Urban Ecology. Vol. 9. Pp. 377-385.

Good R. (2000). The value of gardening for wildlife: what contribution does it make to conservation? Brit. Wildlife. Vol. 12. Pp. 77–84

Goodfellow, M. y Slater, J. (1992). Biodiversity as a source of innovation in biotechnology. Annual Review Microbiology. Vol. 46. Pp. 219-252

González, F. (2014). Métodos para contar aves terrestres. En: Gallina, S. y López, C. (Eds.) 2004. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. México. 366 p.

González, S. (2016). Urbanización costera, ¿Hacia dónde vamos? [En línea] <http://www.explora.cl/coquimbo/noticias-coquimbo/9565-articulo-de-opinion-urbanizacion-costera-hacia-donde-vamos> [Consultado: 06-de enero de 2017]

Granados, D., Hernández, M. y López, G. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. Vol. 12(1). Pp. 55-69.

Greer, C. (1978). River management in modern China. Westview Press. Boulder, Colorado, USA.

Hails, A. (1997). Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention: The Role of the Convention on Wetlands in the Conservation and Wise Use of Biodiversity. Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.

Halffter, G. y Ezcurra, E. (1992) ¿Qué es la biodiversidad? En: Halffter, G. (1992). La diversidad biológica de Iberoamérica I. Primera ed. México. 294 p.

Halffter, G. y Moreno, C. (2005) Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. 5-17 p. En Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P. y Melic, A. (eds.) Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT). Zaragoza.

Halffter, G. (1998). A strategy for measuring landscape biodiversity. En Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. 80 p.

Hauenstein, E., González, M., Peña-Cortés, F. y Muñoz-Pedrerros, A. (2002). Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX Región, Chile) Gayana. Botánica. Vol. 59(2). Pp. 87-100.

Hernández, J. y Rangel, J. (2009). La vegetación del humedal de Jaboque (Bogotá, D.C.) Caldasia, Vol. 31(2).

Haines-Young, R. y Potschin, M. (2012). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4.

Hoffmann, A. (1998). Flora Silvestre de Chile. Zona Central. Ediciones Fundación Claudio Gay. 254 p.

Ilustre Municipalidad de Pichilemu. (2010). Plan de desarrollo comunal de Pichilemu. Tomo I. Caracterización diagnóstico técnico comunal.

Izco, J., Barreno, E., Brugués, M., Costa, M., Deves, J., Fernández, F., Gallardo, T., Llimona, X., Salvo, E., Talavera, S., & Valdés, B. (2004). Botánica. 2a edición. McGraw-Hill Interamericana, Madrid.

- Jo, H. y McPherson, E. (1995). Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management*. Vol. 45. Pp.109–133.
- Keane, K. (2000). California least tern breeding season, 1998. *Species Conservation and Recovery Program Report No.2001-01*. 43 p.
- Kendle, T. y Forbes, S. (1997) Urban nature conservation: landscape management in the urban countryside.
- Koleff, P. (2005). Conceptos y medidas de la diversidad beta. En Halffter, G., Soberón, J. y Melic, A. (eds.) *Sobre la diversidad biológica El significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Zaragoza, España. Monografías Tercer Milenio. Pp. 17-39
- Kuehn I, Klotz S (2006) Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation*. Vol.127 (3). Pp. 292–300
- Kumagai, K. (2008). Analysis of vegetation distribution in urban areas: spatial analysis approach on a regional scale. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Vol. XXXVII. Part B8. Beijin. Pp. 101-106
- Kumar, P. y Gupta, S. (2009). Diversity and abundance of wetland birds around Kurukshetra, India. Pp. 212-217
- Lafferty, K., Rodriguez, D. y Chapman, A. (2013). Temporal and spatial variation in bird and human use of beaches in southern California.
- Laille, P., Provendier, D. y Colson, F. (2014). Los beneficios de la vegetación urbana - *Plante & Cité*. 28 p.
- Landscape Institute. (2009). Green infrastructure: connected and multifunctional landscapes. *Landscape Institute Position statement*, England. 32 p.
- Lazo, I., Ginocchio, R., Cofré, H., Vilina, Y. y Iriarte, A. (2008) Capítulo II. Nuestra diversidad biológica. En: *Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos*.
- Leuschner, C. (2005). Vegetation and ecosystems. En: *Vegetation ecology* (van der Maarel, E., ed.) Blackwell Science, Oxford. Pp. 85-105.
- Livesley, S., Escobedo, F. y Morgenroth, J. (2016). The biodiversity of urban and peri-urban forests and the diverse ecosystem services they provide as socio-ecological systems. *Revista Forest*. 5 p.
- Llorente, B. y Morrone, J. (2001). *Introducción a la Biogeografía en Latinoamérica: Teorías, concepto, métodos y aplicaciones*. Facultad de Ciencias UNAM. México DF.

Luebert, F. y Becerra, P. (1998). Representatividad vegetacional del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) en Chile. *Ambiente y Desarrollo*. Vol.16 (2), 62 – 69.

Magurran, A. (1998). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 p.

Maine Sea Grant. (2017). Plant native dune vegetation. [En línea] <http://www.seagrant.umaine.edu/coastal-hazards-guide/beaches-and-dunes/plant-vegetation> [Consultado: 27 de junio de 2017].

Maloney, R., Keedwell, R., Wells, N., Rebergen A. y Nilsson, R. (1999). Effect of willow removal on hábitat use by five birds of braided rivers, Mackenzie Basin, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*. Vol. 23(1). Pp. 53-60.

Manzur, M. (2005). Situación de la biodiversidad en Chile. *Desafíos para la sustentabilidad*. 228 p.

Martínez, E. (2010). The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area. *Urban Ecosystems* 13. Pp. 237–242.

Martínez, R., Tuya, L., Martínez, M., Pérez, A. y Cánovas, A. (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*. Vol. 8(2). 19 p.

Mathieu, R., Freeman, C. y Aryal, J. (2007). Mapping private gardens in urban areas using object oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning*. Vol 81. Pp. 179-192.

Mayr, E. (1969). *Principles of systematic zoology*. New York, McGraw-Hill.

McCrary M. y Pierson M. (2000). Influence of human activity on shorebird beach use in Ventura County, California. In: Brown DR, Mitchell KL, Chang HW, editors. *Fifth California Islands Symposium*. Pp. 424–427.

McKinney M. (2006). Urbanization as major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. Vol. 22(1). Pp. 247-260.

McKinney, M. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* Vol. 11. Pp. 161–176.

McKinney, M. y Lockwood, J. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 14 (11). Pp. 450–453

Melic, A. (1993). Biodiversidad y riqueza biológica. Paradojas y problemas. Revista Zapateri. Pp. 97-103.

Merlotto, A., Piccolo, M. & Bérloia, G. (2012). Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. Revista de Geografía Norte Grande. Vol. 53. Pp.159-176

Ministerio de Medio Ambiente MMA. (2013). Historia de la clasificación de especies según estado de conservación en Chile y del Reglamento de Clasificación de Especies Silvestres [En línea] <<http://www.mma.gob.cl/clasificacionespecies/doc/historiadelaClasificaiondeEspecieenChile.pdf>> [Consulta: 11 de mayo de 2017]

Ministerio de Medio Ambiente. (2016). Aprendiendo sobre biodiversidad. Curso en modalidad e-learning. Octubre.

Ministerio de Medio Ambiente. (2017) Especies en Chile [En línea] <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/especies.aspx> [Consultado: 11 de abril de 2017]

Ministerio de Vivienda y Urbanismo. (2014). Hacia una nueva política urbana para Chile. Elementos de Diagnóstico. 116 p.

Minke, G. (2005). Techos verdes. Planificación, ejecución y consejos prácticos. Ed. Fin del Siglo. 86 p.

Mitsch, W. y Gosselink, J. (2000). Wetlands, 3rd edn. Wiley Inc, New York.

Molina, D., Torres, J. y Avelarde, M. (2012). Riqueza de aves del Área Natural Protegida Estero El Salado, Puerto Vallarta, Jalisco, México. Huitzil. Vol.13 (1). Pp. 22-33.

Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe, UNESCO. GORFI (ed.) Zaragoza.

Mörtberg, U. (2001) Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. Landscape Ecology 16. Pp. 193-203.

Naiman, R., Décamps, H. y Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. Ecological Applications. Vol. 3(2). Pp. 209-212.

Natural England. (2010). 'Natural England — Green Infrastructure' [En línea] <http://www.naturalengland.org.uk/ourwork/planningtransportlocalgov/greeninfrastructure/default.aspx> [Consultado: 21 de junio de 2017].

Nebel, J. y Porcile, J. (2006). La contaminación del bosque nativo por especies arbóreas y arbustivas exóticas. 27 p.

Nebel, B. y Wright, R. (1999). Ciencias ambientales: ecología y desarrollo sostenible. Sexta Ed. 699 p.

Newman, M. y Unger, M. (2003). Fundamentals of Ecotoxicology. Lewis Publishers, Estados Unidos. 458 p.

Nilson, C., Grelsson, G., Johansson, M. y Sperens, U. (1988). Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks? Biol. Conserv. Pp. 201-212.

Noss, R. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach, Conservation Biology. Vol. 4. Pp. 55-364.

Noss, R. (1993). Wildlife corridors. In: Smith, D.S., Calwood Hellmund, P. (Eds.), Ecology of Greenways. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN. Pp. 43-68.

Núñez, I., González-Gaudio, E. y Barahona, A. (2003). La biodiversidad: Historia y contexto de un concepto. Vol.28 (7). Pp. 387-393.

Olden, D. (2003). A species-specific approach to modeling biological communities and its potential for conservation. Conservation Biology 17(3). Pp. 854-863.

ONU (1992). Convenio sobre la diversidad biológica 32 p.

Ormazábal, C. (1993) The conservation of biodiversity in Chile. Revista Chilena de Historia Natural. Vol. 66. Pp. 383-402.

Ortiz, P. (2014). Los parques lineales como estrategia de recuperación ambiental y mejoramiento urbanístico de las quebradas en la ciudad de Medellín: estudio de caso parque lineal La Presidenta y parque lineal La Ana Díaz. Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de: Magister en Estudios Urbano – Regionales. Universidad Nacional de Colombia. 89 p.

Padullés, J., Vila, J. y Barriocanal, C. (2015). Biodiversidad vegetal y ciudad: aproximaciones desde la ecología urbana. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles. Vol. 68. Pp. 83-107

Park, C. y Lee, W. (2000) Relationships between species composition and area breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. Landscape and urban planning 51. Pp. 29-36.

Pelling, M., & Blackburn, S. (2013). Megacities and the coast: Risk, resilience, and transformation. London, New York: Routledge/Taylor & Francis Group.

Petracci, P., Caneravi, M. y Bremer, E. (2005). Guía de las aves playeras y marinas migratorias del sur de América del Sur. Fundación Vida Silvestre Argentina. 44 p.

Pielou, E. (1969). An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley Interscience. New York, EE.UU. 98 p.

Piersma, T. y Lindstrom, A. (2004). Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. Ibis (suplemento 1). Pp. 61 -69.

Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, Z. y Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of Metropolitan Areas. Rev Ecol. Syst. Vol. 32. Pp. 127-157

Pisanty, I., Mazari, M. & Ezcurra, E. (2009). El reto de la conservación de la biodiversidad en zonas urbanas y periurbanas, en Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, Pp. 719-759.

Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. Interciencia. Vol. 31(8). Pp. 583-590.

Powell, A. (2005). Up, Down, or Stable: Populations of Endangered Birds in Beach and Estuarine Areas in Southern California USDA Forest Service. Pp. 17-28

Powell, K., Chase, J. y Knight, T. (2011) A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. American Journal of Botany. Vol. 98. Pp.539-548.

Prenda, J., Ramos-Merchante, A., Pena, J. y Sáez-Gómez, P. (2013). Biodiversidad y estado de conservación de los cursos de agua de la Sierra de Huelva, Editors: Diputación Provincial de Huelva. Servicio de Publicaciones. Pp. 273-296

Proyecto GEF (2015). Proyecto GEF. Especies exóticas invasoras-Chile. [En línea] <http://gefespeciesinvasoras.cl> [Consultado: 19 de junio de 2017]

Purvis, A. y Hector, A. (2000). “Getting the measure of biodiversity”. Nature Insight, 405 (n. 6783, 11 May). Pp.212-219.

Ralph, J., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T., De Sante, D. y Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany,CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 46 p.

Ramos, J. (2016). El papel del sistema de espacios verdes en la multifuncionalidad del paisaje urbano. Aplicación al área metropolitana de Sevilla. 15 p.

Red de infraestructura Verde. (s.f.). ¿Qué es la Infraestructura verde? [En línea] <http://www.greeninfranet.org/index.php?page=que-es-la-infraestructura-verde> [Consultado:

27 de abril de 2017]

Rodrigues, E., Andrade, D., Pires, B. y R. Victor (2007). El enfoque ecosistémico en la gestión de las áreas urbanas y peri-urbanas: contribución de la reserva de la biosfera del cinturón verde de la ciudad de São Paulo para la gestión integrada de las ciudades y de sus servicios ambientales. Pp. 337–353.

Rojas, C., Sepúlveda, E., Barbosa, O., Rojas, O. y Martínez, C. (2015). Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción metropolitana. *Revista de Geografía Norte Grande*. Vol. 61. Pp. 181-204.

Romero, H., Azócar, G., Ordenes, F., Vásquez, A. y Toledo, X. (2001). *Ecología Urbana de las Ciudades Intermedias Chilenas*. 58 p.

Romero, F., Cozano, M., Gangas, R. y Naulin, P. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Revista Bosque*. Vol. 35(1). Pp. 3-12.

Rottmann, J. y López-Calleja, M. (1992). *Estrategia nacional de conservación de aves*. Ministerio de Agricultura. SAG, Santiago

Rozzi, R., Armesto, J., Figueroa, J. (1994). Biodiversidad y conservación de los bosques nativos de Chile: una aproximación jerárquica. *Bosque*. Vol. 15(2). Pp. 55-64.

Saltonstall, K. (2002). Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99. Pp. 2445–2449.

Sanz-Elorza, M. Dana, E. y Sobrino, E. (2004) *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Madrid. Dirección General para la Biodiversidad. 384 p.

Santhiya, G., Lakshumanan, C., & Muthukumar, S. (2010). Mapping of landuse/landcover changes of Chennai coast and issues related to coastal environment using remote sensing and GIS. *International Journal of Geomatics and geosciences*. Vol. 1(3). Pp. 563–576.

Sasvari, L., (1984). Bird abundance and species diversity in the parks and squares of Budapest. *Folia Zoologica* 33. Pp. 249- 262.

Savard, J. (1978). *Birds in metropolitan Toronto: distribution, relationships with habitat features and nesting sites*. M.Sc. Thesis, Department of Zoology, University of Toronto, Ont., 221 p.

Savard J-P.L., Clergeau P. and Mennechez G. (2000). Biodiversity concepts and urban areas. *Landscape Urban Plan*. Vol. 48. Pp.131–142

Sax, D. y Gaines, S. (2003). Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution*. Vol. 18. Pp. 561-566.

Schlatter, J. (1977). La relación entre suelo y plantaciones de *Pinus radiata* D. Don en Chile central. Análisis de la situación actual y planteamientos para su futuro manejo. *Bosque* Vol. 2(1). Pp. 12-31.

Schmitt, C., Burgess, N., Coad, L., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Campbell, A., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I., Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M. and Winkel, G. (2009). Global 68 analysis of the protection status of the world’s forests. *Biological Conservation*. Vol. 142(10). Pp. 2122-2130.

Schunck, F., Piacentini, V., Arantes, E., Barreto, A., Sousa, A., Rego, M., Albano, C., Conti, M., Lima, F., Simão, I., Freitas, E., Mendes, D., Guedes, F., Costa, R. y Fonseca, F. (2012). Birds of the Lower Middle São Francisco River. *Revista Brasileira de Ornitologia*. Vol. 20(3). Pp. 350-364

Segnini, S. (2008). Fundamentos de Bioestadística Anexo A: Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. [En línea]
http://webdelprofesor.ula.ve/ciencias/segninis/Docencia/ANEXO_A_Sahapiro-Wilks.pdf
[Consultado: 10 de mayo de 2017]

Sesli, F. A. (2010). Mapping and monitoring temporal changes for coastline and coastal area by using aerial data images and digital photogrammetry: A case study from Samsun, Turkey. *International Journal of Physical Sciences*. Vol. 5(10). Pp. 1567–1575

Seto, K. C. (2009). Global Urban Issues: A Primer. In: Gamba, P., & Herold, M. (Eds.) *Global mapping of human settlement: experiences, datasets, and prospects*. Pp.3-9.

Slattery, B., Reshetiloff, K. y Zwicker, S. (2003). *Native Plants for Wildlife Habitat and Conservation Landscaping: Chesapeake Bay Watershed*. U.S. Fish & Wildlife Service, Chesapeake Bay Field Office, Annapolis, MD. 82 p.

Smith, R., Thompson, K., Hodgson, J., Warren, P. y Gaston, K. (2006). Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation*. Vol. 129(3). Pp. 312- 322.

Sonco, R. (2013). Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la Región de Madidi, La Paz-Bolivia. Tesis de grado para optar al título de Ingeniero Agrónomo. Universidad Mayor de San Andrés. 154 p.

Solbrig, O. (1991). From genes to ecosystems: A research agenda for biodiversity. The International Union of Biological Sciences (IUBS) (ed.) Paris-France.

Soto, P. (2013). Contraste de hipótesis. Comparación de más de dos medias independientes mediante pruebas no paramétricas: Prueba de Kruskal-Wallis. Pp. 166-171.

Squeo, F., Estades, C., Bahamonde, N., Cavieres, L., Rojas, G., Benoit, I., Parada, E., Fuentes, A., Avilés, R., Palma, A., Solís, R., Guerrero, S., Montenegro, G., & Torres, J. (2010). Revisión de la clasificación de especies en categorías de amenaza en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* Vol. 83. Pp. 511-529.

Stephen Addy, Susan Cooksley, Nikki Dodd, Kerry Waylen, Jenni Stockan, Anja Byg and Kirsty Holstead. (2016). *River Restoration and Biodiversity: Nature-based solutions for restoring rivers in the UK and Republic of Ireland*. 65 p.

Stoll, A., Sepúlveda, C. y San Martín, J. (2006). Patrón florístico-estructural de la vegetación nativa remanente en el límite norte del Bosque Templado Costero de Chile: el caso de la quebrada Cayurranquil (VII Región, Chile). *Bosque*. Vol.27 (1). Pp. 64-71.

Sullivan, O. y Wilson, J. (2008). *Ireland’s garden birds. How to identify, attract and garden for birds*. 14 p.

Swennen, C. and Spaans, A. (1985). Habitat use of feeding migratory and local Ciconiiform, Anseriform and Charadriiform birds in coastal wetlands of Surinam. *Le Gerfaut*. Vol. 75. Pp. 225-251.

Swingland, I. (2001). *Biodiversity, definition of*. Pp. 377-391.

Tait C, C Daniels, R Hill. (2005). Changes in species assemblages within the Adelaide Metropolitan Area, Australia. *Ecological Applications*. Vol.15 (1). Pp. 346–359.

Thompson, K. y Head, S. (s.f.) *Gardens as a resource for wildlife*. 8 p.

Tilghman, N. (1987) Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning*. Vol.14. Pp. 481-495.

Torres-Murra, J., Castro, S. y Oliva, D. (2008). En: CONAMA. *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. Pp. 412-427.

Troy, A., Grove, J., O’Neil-Dunne, J., Pickett, S. y Cadenasso, M. (2007). Predicting opportunities for greening and patterns of vegetation on private urban lands. *Environmental Management*. Vol. 40. Pp. 394-412.

UICN. (1992). *Global biodiversity strategy (GBE) Guidelines for action to save, study and use Earth’s biotic wealth sustainably and equitably*. World Resources Institute (WRI), World Conservation Union (IUCN) United Nations Environmental Programme (UNEP), UICN, Gland, Switzerland. Pp. 30-100.

UICN. (2000). *Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. Aprobado por el Consejo de la UICN en febrero de 2000. Gland (Suiza).

UICN (2004). Red List of Threatened Species [En línea] www.redlist.org [Consultado: 27 de junio de 2017].

UICN. (2012). Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 34 p.

United States Environmental Protection Agency EPA (2002). Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation To Assess Environmental Conditions in Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. 46 p.

USFWS. (1994). A joint venture proposal for designation as Wetlands of International Importance: The Cache River and Cypress Creek wetlands area of Southern Illinois. Report of the U.S. Fish & Wildlife Service and Illinois Department of Conservation.

Valverde, T., Meave, J., Caravias, J. y Cano-Zantana, Z. (2005). Ecología y medio ambiente. Pearson Educación, México. 159 p.

Van Rensburg, B., Peacock, D. & Robertson, M. (2009). Biotic homogenization and alien bird species along an urban gradient in South Africa. *Landscape and urban planning*. Vol. 92(3). Pp. 233-241.

Vásquez, A., Romero, H., Fuentes, C., López, C. & Sandoval, G. (2008). Evaluación y simulación de los efectos ambientales del crecimiento urbano observado y propuesto en Santiago de Chile. *Actas del Congreso Nacional de Desarrollo Rural*. Santiago de Chile.

Vásquez, A. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista Geografía Norte Grande*. Vol. 63

Vélez, L. (2011). Concepto sobre las canalizaciones de quebradas en la ciudad. Comité de valorización del poblado.

Vélez, L. y Herrera, M. (2015). Jardines ornamentales urbanos contemporáneos: Transnacionalización, paisajismo y biodiversidad. Un estudio exploratorio en Medellín, Colombia. *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellín*. Vol. 68(1). Pp. 7557-7568.

Vilá, M. y Ibáñez, I. (2011) Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*. Vol. 26. Pp. 461-472.

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdova, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 236 p.

Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. y Melillo, J. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. Vol. 277. Pp. 494-499.

Waikato Regional Council. (2017). Wetland plants and animals. [En línea] <https://www.waikatoregion.govt.nz/environment/natural-resources/water/freshwater-wetlands/wetland-plants-and-animals/> [Consultado: 27 de junio de 2017].

Wania, A., Kuehn, I, y Klotz, S. (2006). Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany - spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning*. Vol.75 (1-2). Pp. 97–110

Water Research Commission, (2001). State of the Rivers Report- Crocodile, Sabie Sand & Olifants River System. 39 p.

Weber, C. & Puissant, A. (2003). Metropolization Pressure and Modeling of Urban Growth: Example of the Tunis Metropolitan Area. *Faculté de Géographie et d’Aménagement - Université Louis Pasteur* 3.

Whittaker, R. (1977). Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology*. Vol. 10. Pp. 1-67.

Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity, *Taxon*. Vol. 21. Pp. 213-251

Whittaker, R. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*. Vol. 30. Pp. 279-338.

Williams, N., Schwartz, M., Vesk, P., McCarthy, M., Hahs, A., Clematis, S., Corlett, R., Duncan, R., Norton, R., Thompson, K. y McDonnell, M. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on flores. *Journal of Ecology*. Vol.97. Pp. 4-9.

Wilson, E. (2010). Making space for biodiversity in urban areas “The larger the pie, the greater number of possible slices big enough to sustain the lives of individual species”. 10p.

Winchester, L. (2006). Desafíos para el desarrollo sostenible de las ciudades en América Latina y El Caribe. *Revista EURE*. Vol. 32(96). Pp. 7-25.

Wittig R, Becker U (2010) The spontaneous flora around street trees in cities-A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. *Flora* 205(10). Pp. 704–709

Wootton, L., Miler, J., Miller, C., Peek, M., Williams, A. y Rowe, P. (2016). *Dune Manual*. 77 p.

Wunderle, J.M., Jr. (1994). Métodos para contar aves terrestres del Caribe. General Technical Report SO–100. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, Louisiana.

Zar, J. (1999). *Biostatistical Analysis*. Cuarta edición. Prentice Hall, New Jersey.

“Evaluación de la biodiversidad en los componentes de infraestructura verde en la ciudad de Pichilemu, región del Libertador General Bernardo O’Higgins”

Zedler, J. y Kercher, S. (2004). Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*. Vol. 25. Pp. 431-452.

10. ANEXOS

Anexo 1. Puntos de muestreo

N	Coord. X	Coord. Y	Tipos de infraestructura verde	Nombre
1	223481	6189799	Bosques urbanos	Bosque municipal
2	223209	6190166	Bosques urbanos	Bosque municipal
3	223302	6190305	Bosques urbanos	Bosque municipal
4	223271	6190661	Bosques urbanos	Bosque municipal
5	224895	6190550	Bosques urbanos	Bosque urbano 1
6	224734	6190082	Bosques urbanos	Bosque urbano 1
7	224815	6190261	Bosques urbanos	Bosque urbano 1
8	224328	6190168	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel
9	224222	6190084	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel
10	224281	6190473	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Bajel
11	224150	6191078	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
12	224415	6191155	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
13	224440	6191690	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
14	225002	6191279	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
15	224699	6191281	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
16	224249	6191546	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
17	223937	6186343	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Los Patos
18	223958	6191221	Humedales y cuerpos de agua	Laguna Petrel
19	225599	6189989	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho
20	225237	6189707	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho
21	225247	6189377	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho
22	225377	6189278	Humedales y cuerpos de agua	Laguna El Ancho
23	224720	6188938	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado
24	223457	6190118	Instalaciones deportivas y de ocio	Estadio Municipal
25	223419	6190031	Instalaciones deportivas y de ocio	Estadio Municipal
26	223906	6190606	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado
27	223362	6190116	Instalaciones deportivas y de ocio	Estadio Municipal
28	224627	6190207	Instalaciones deportivas y de ocio	Cancha deportiva
29	224217	6190741	Instalaciones deportivas y de ocio	Jardín privado
30	224073	6191522	Playas, dunas y arenales	Playa Grande
31	221605	6189165	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa
32	222479	6190811	Playas, dunas y arenales	Playa Infiernillo
33	221515	6188931	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa
34	222312	6190607	Playas, dunas y arenales	Playa Infiernillo
35	223487	6191179	Playas, dunas y arenales	Playa Grande
36	221855	6189960	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa
37	221553	6188529	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa
38	222938	6191318	Playas, dunas y arenales	Playa Grande
39	221825	6189770	Playas, dunas y arenales	Playa Hermosa

40.1	224362	6187116	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
40.2	224400	6187106	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
40.3	224425	6187063	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
40.4	224391	6187024	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
41.1	224356	6189144	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
41.2	224313	6189155	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
41.3	224289	6189217	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
41.4	224339	6189267	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
42.1	223636	6189127	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
42.2	223700	6189130	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
42.3	223733	6189157	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
42.4	223757	6189191	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
43	225300	6191156	Quebradas y cursos de agua	Estero San Antonio
44.1	224667	6187226	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2
44.2	224681	6187278	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2
44.3	224625	6187191	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2
44.4	224619	6187139	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 2
45	225660	6191154	Quebradas y cursos de agua	Estero San Antonio
46.1	224385	6188938	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
46.2	224336	6188913	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
46.3	224301	6188858	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
46.4	224308	6188791	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El Hoyo
47.1	224018	6189837	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
47.2	224068	6189852	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
47.3	224061	6189789	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
47.4	224085	6189756	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
48.1	223799	6189255	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
48.2	223774	6189293	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
48.3	223795	6189330	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
48.4	223843	6189326	Quebradas y cursos de agua	Quebrada El León
49.1	224162	6186648	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
49.2	224173	6186698	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
49.3	224212	6186725	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
49.4	224244	6186702	Quebradas y cursos de agua	Quebrada 1
50	223716	6191043	Áreas verdes urbanas	Plaza Arturo Prat
51	222900	6190339	Áreas verdes urbanas	Plaza 1
52	223260	6190906	Áreas verdes urbanas	Parque Ross
53	222563	6190430	Áreas verdes urbanas	Plaza Infiernillo
54	223114	6191030	Áreas verdes urbanas	Parque Ross
55	224576	6190007	Áreas verdes urbanas	Plaza 2
56	224258	6191029	Áreas verdes urbanas	Santuario Sor Teresa

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2. Métodos para registrar aves en terreno

Registro de avifauna en la ciudad de Pichilemu

Método de transecto en franjas

Instrucciones:

- Aplicar este tipo de método en los siguientes componentes de infraestructura verde: áreas verdes urbanas; instalaciones deportivas y de ocio; bosques urbanos; playas, dunas y arenales; y humedales y cuerpos de agua
- Al momento de llegar al sitio de muestreo se debe esperar dos minutos a lo menos antes de comenzar el conteo. La duración del registro debe ser de diez minutos.
- Se debe caminar a lo largo del transecto a una velocidad constante, registrando todas las especies presentes dentro del transecto de 100 metros, con un ancho de 25 metros a cada lado.

Antecedentes previos

Coordenada X:	Fecha:
Coordenada Y:	Hora:
Tipo de hábitat:	Nombre del lugar:

Registro de especies

Nombre de la especie	Cantidad de individuos

Observaciones

Registro de avifauna en la ciudad de Pichilemu

Método de recuento en puntos de radio fijo

Instrucciones:

- Aplicar este tipo de método en las quebradas y cursos de agua
- La duración del registro en cada punto debe ser de cuatro minutos
- El observador se debe ubicar en un punto fijo y registrar las especies presentes en un radio de 25 metros. Posteriormente debe alejarse 50 metros para realizar el segundo registro. Dicho procedimiento se debe realizar cuatro veces por punto de muestreo.

Antecedentes previos

Fecha:
Hora:
Tipo de hábitat:
Nombre del lugar:

	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4
Coordenada X				
Coordenada Y				

Registro de especies

Nombre de la especie	Cantidad de individuos			
	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Punto 4

Observaciones

Anexo 3. Método para registrar la vegetación leñosa en terreno

Registro de vegetación leñosa en la ciudad de Pichilemu *Inventario florístico*

Instrucciones:

- Aplicar el inventario en todos los tipos componentes de infraestructura verde.
- Aplicar el inventario en una parcela de 10x5 metros, tratando de que la vegetación inventariada sea lo más representativa del lugar.
- Registrar solamente las especies leñosas, es decir, árboles y arbustos.
- Si no se conoce una especie, tomar muestras biológicas o fotografías para posterior reconocimiento.

Antecedentes previos

Hora:	Exposición:
Altitud:	Pendiente:

Estrato	Altura media (m)	Cobertura (%)
Arbóreo		
Arbustivo		
Herbáceo		

Registro de especies

Nombre de la especie	Cantidad de individuos	Porcentaje de cobertura (%)

Observaciones

Anexo 4. Especies de aves detectadas en terreno según su orden y familia

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico
Accipitriformes	Cathartidae	Jote de cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>
		Jote de cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>
Anseriformes	Anatidae	Cisne coscoroba	<i>Coscoroba coscoroba</i>
		Cisne de cuello negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>
		Pato cuchara	<i>Anas platalea</i>
		Pato jergón chico	<i>Anas flavirostris</i>
		Pato jergón grande	<i>Anas georgica</i>
		Pato rana de pico ancho	<i>Oxyura jamaicensis</i>
		Pato rana de pico delgado	<i>Oxyura vittata</i>
		Pato real	<i>Anas sibilatrix</i>
Apodiformes	Trochilidae	Picaflor chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>
		Picaflor gigante	<i>Patagona gigas</i>
Charadriiformes	Charadriidae	Queltehue común	<i>Vanellus chilensis</i>
	Haematopodidae	Pilpilén común	<i>Haematopus palliatus</i>
	Laridae	Gaviota cáhuil	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>
		Gaviota de Franklin	<i>Leucophaeus pipixcan</i>
		Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>
		Gaviota garuma	<i>Leucophaeus modestus</i>
		Gaviotín piquerito	<i>Sterna trudeaui</i>
	Recurvirostridae	Perrito	<i>Himantopus mexicanus</i>
	Scolopacidae	Pitotoy chico	<i>Tringa flavipes</i>
Playero de Baird		<i>Calidris bairdii</i>	
Zarapito común		<i>Numenius phaeopus</i>	
Columbiformes	Columbidae	Paloma doméstica	<i>Columba livia</i>
		Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>
		Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>
		Tortolita cuyana	<i>Columbina picui</i>
Falconiformes	Falconidae	Tiuque	<i>Milvago chimango</i>
Galliformes	Odontophoridae	Codorniz	<i>Callipepla californica</i>
Gruiformes	Rallidae	Tagua común	<i>Fulica armillata</i>
		Tagua chica	<i>Fulica leucoptera</i>
		Tagua frente roja	<i>Fulica rufifrons</i>
		Taguita común	<i>Porphyriops melanops</i>
Passeriformes	Cotingidae	Rara	<i>Phytotoma rara</i>
	Emberizidae	Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>

	Fringillidae	Jilguero austral	<i>Spinus barbatus</i>
	Furnariidae	Minero común	<i>Geositta cunicularia</i>
		Trabajador	<i>Phleocryptes melanops</i>
	Hirundinidae	Golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>
		Golondrina de dorso negro	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>
	Icteridae	Loica común	<i>Sturnella loyca</i>
		Mirlo común	<i>Molothrus bonariensis</i>
		Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>
		Trile	<i>Agelasticus thilius</i>
	Mimidae	Tenca chilena	<i>Mimus thenca</i>
	Passeridae	Gorrión	<i>Passer domesticus</i>
	Rhinocryptidae	Churrín del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>
	Thraupidae	Chirihue común	<i>Sicalis luteola</i>
		Cometocino de Gay	<i>Phrygilus gayi</i>
		Diuca común	<i>Diuca diuca</i>
	Troglodytidae	Chercán común	<i>Troglodytes aedon</i>
	Turdidae	Zorzal patagónico	<i>Turdus falcklandii</i>
Tyrannidae	Cachudito común	<i>Anairetes parulus</i>	
	Colegial austral	<i>Lessonia rufa</i>	
	Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>	
	Dormilona tontita	<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	
	Fío-fío	<i>Elaenia albiceps</i>	
	Siete colores	<i>Tachuris rubrigastra</i>	
Pelecaniformes	Ardeidae	Garza bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>
		Garza chica	<i>Egretta thula</i>
		Garza cuca	<i>Ardea cocoi</i>
		Garza grande	<i>Ardea alba</i>
		Huairavillo	<i>Ixobrychus involucris</i>
	Huairavo común	<i>Nycticorax nycticorax</i>	
	Pelecanidae	Pelícano de Humboldt	<i>Pelecanus thagus</i>
Threskiornithidae	Cuervo de pantano común	<i>Plegadis chihi</i>	
Podicipediformes	Podicipedidae	Huala	<i>Podiceps major</i>
		Pimpollo común	<i>Rollandia rolland</i>
Suliformes	Phalacrocoracidae	Yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
	Sulidae	Piquero de Humboldt	<i>Sula variegata</i>

Fuente: Elaboración propia

Anexo 5. Abundancia de especies de aves por tipo de infraestructura verde

Nombre común	Nombre científico	Tipos de Infraestructura Verde						Abundancia acumulada	Porcentaje
		Áreas verdes urbanas	Instalaciones deportivas y de ocio	Bosques urbanos	Playas, dunas y arenales	Humedales y cuerpos de agua	Quebradas y cursos de agua		
Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>			2		1		3	0,168
Chercán	<i>Troglodytes aedon</i>	6	4	3		15	17	45	2,521
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	7	3		1	11	2	24	1,345
Chirihue	<i>Sicalis luteola</i>	2				10	3	15	0,840
Churrín del norte	<i>Scytalopus fuscus</i>						8	8	0,448
Cisne coscoroba	<i>Coscoroba coscoroba</i>				9	9	6	24	1,345
Cisne de cuello negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>					3		3	0,168
Codorniz	<i>Callipepla californica</i>			5			4	9	0,504
Colegial	<i>Lessonia rufa</i>				11	3	8	22	1,232
Cometocino de gay	<i>Phrygilus gayi</i>	1				2	4	7	0,392
Cuervo de pantano	<i>Plegadis chihi</i>					2		2	0,112
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	2				1	13	16	0,896
Diucón	<i>Xolmis pyrope</i>					2		2	0,112
Dormilona tontita	<i>Muscisaxicola maclovianus</i>					1		1	0,056
Fio Fio	<i>Elaenia albiceps</i>	5		3		2	9	19	1,064
Garza boyera	<i>Bubulcus ibis</i>		9					9	0,504
Garza chica	<i>Egretta thula</i>		1			4	4	9	0,504
Garza cuca	<i>Ardea cocoi</i>					1		1	0,056
Garza grande	<i>Ardea alba</i>					3	3	6	0,336
Gaviota cáhuil	<i>Larus maculipennis</i>				31	27		58	3,249
Gaviota de Franklin	<i>Larus pipixcan</i>				1	1		2	0,112

Gaviota dominicana	<i>Larus dominicanus</i>	6			43	5	14	68	3,810
Gaviota garuma	<i>Larus modestus</i>				1			1	0,056
Gaviotín piquerito	<i>Sterna trudeaui</i>				6		2	8	0,448
Golondrina chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>	54	48	12	56	134	42	346	19,384
Golondrina de dorso negro	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>		5		4			9	0,504
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	31	24	5	2	4		66	3,697
Huairavillo	<i>Ixobrychus involucris</i>					1		1	0,056
Huairavo	<i>Nycticorax nycticorax</i>					2		2	0,112
Huala	<i>Podiceps major</i>					2		2	0,112
Jilguero	<i>Carduelis barbata</i>	7	6			1	18	32	1,793
Jote de cabeza colorada	<i>Cathartes aura</i>					1		1	0,056
Jote de cabeza negra	<i>Coragyps atratus</i>						2	2	0,112
Loica	<i>Sturnella loyca</i>	3				4	5	12	0,672
Minero	<i>Geositta cunicularia</i>						2	2	0,112
Mirlo	<i>Molothrus bonariensis</i>	5	6			1		12	0,672
Paloma	<i>Columba livia</i>	115	7	10	4			136	7,619
Pato cuchara	<i>Anas platalea</i>					3		3	0,168
Pato jergón chico	<i>Anas flavirostris</i>					2		2	0,112
Pato jergón grande	<i>Anas georgica</i>					3		3	0,168
Pato rana de pico ancho	<i>Oxyura ferruginea</i>						2	2	0,112
Pato rana de pico delgado	<i>Oxyura vittata</i>					20	6	26	1,457
Pato real	<i>Mareca sibilatrix</i>					7		7	0,392
Pato rinconero	<i>Heteronetta atricapilla</i>					1		1	0,056
Pelícano	<i>Pelecanus thagus</i>				10			10	0,560

Perrito	<i>Himantopus himantopus</i>					9		9	0,504
Picaflor chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>					1	2	3	0,168
Picaflor gigante	<i>Patagona gigas</i>					8		8	0,448
Pilpilén	<i>Haematopus palliatus</i>				4			4	0,224
Pimpollo	<i>Rollandia rolland</i>					11	1	12	0,672
Piquero	<i>Sula variegata</i>				2	1		3	0,168
Pitotoy chico	<i>Tringa flavipes</i>					7		7	0,392
Playero de Baird	<i>Calidris bairdii</i>				441	1		442	24,762
Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>		5		7	13	23	48	2,689
Rara	<i>Phytotoma rara</i>					3		3	0,168
Siete colores	<i>Tachuris rubrigastra</i>					2		2	0,112
Tagua	<i>Fulica armillata</i>					11	17	28	1,569
Tagua chica	<i>Fulica leucoptera</i>					24		24	1,345
Tagua frente roja	<i>Fulica rufifrons</i>					2		2	0,112
Taguita	<i>Gallinula melanops</i>					8		8	0,448
Tenca	<i>Mimus thenca</i>						4	4	0,224
Tiuque	<i>Phalacrocorax chimango</i>		4	2		1	4	11	0,616
Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>					2		2	0,112
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	1	5	11		20	3	40	2,241
Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	1				3	2	6	0,336
Tortolita cuyana	<i>Columbina picui</i>	1	1			3		5	0,280
Trabajador	<i>Phleocryptes melanops</i>					7		7	0,392
Trile	<i>Agelasticus thilius</i>					2		2	0,112
Yeco	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>				16	2	1	19	1,064
Zarapito	<i>Numenius phaeopus</i>				9		1	10	0,560

Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	8	8	8		2	10	36	2,073
Riqueza de aves: 71	Abundancia	255	136	61	658	432	242	1784	100,000

Fuente: Elaboración propia

Anexo 6. Especies de plantas leñosas de cada familia según orden

Orden	Familia	Nombre común	Nombre científico
Arecales	Arecaceae	Palmera de las Canarias	<i>Phoenix canariensis</i>
		Palmera de Washington	<i>Washingtonia filifera</i>
Asparagales	Asparagaceae	Dracena	<i>Dracaena marginata</i>
Asterales	Asteraceae	Chilca	<i>Baccharis marginalis</i>
		Mitique	<i>Podanthus mitiqui</i>
		Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>
		Salvia macho	<i>Eupatorium salvia</i>
Cyperales	Poaceae	Quila	<i>Chusquea cumingii</i>
Fabales	Fabaceae	Altramuz	<i>Lupinus arboreus</i>
		Aromo australiano	<i>Acacia melanoxylon</i>
		Aromo del país	<i>Acacia dealbata</i>
		Mayú	<i>Sophora macrocarpa</i>
		Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Lamiales	Oleaceae	Ligustrina	<i>Ligustrum sinense</i>
	Scrophulariaceae	Miósporo	<i>Myoporum laetum</i>
Laurales	Monimiaceae	Boldo	<i>Peumus boldus</i>
Malpighiales	Euphorbiaceae	Corona de Cristo	<i>Euphorbia milii</i>
Myrtales	Myrtaceae	Arrayán	<i>Luma chequen</i>
		Arrayancillo	<i>Myrceugenia lanceolata</i>
		Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>
Oxalidales	Elaeocarpaceae	Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>
Pinales	Cupressaceae	Ciprés de Monterrey	<i>Cupressus macrocarpa</i>
		Ciprés mediterráneo	<i>Cupressus sempervirens</i>
	Pinaceae	Pino azul	<i>Cedrus atlantica</i>
		Pino oregón	<i>Pseudotsuga menziesii</i>
		Pino radiata	<i>Pinus radiata</i>
Ranunculales	Berberidaceae	Barberis	<i>Berberis grevilleana</i>
Rhamnales	Rhamnaceae	Tevo	<i>Retanilla trinervia</i>
Rosales	Escalloniaceae	Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>
	Rosaceae	Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>
		Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>
Salicales	Salicaceae	Alamo negro	<i>Populus nigra</i>
		Sauce llorón	<i>Salix babylonica</i>
Sapindales	Hippocastanaceae	Castaño de India	<i>Aesculus hippocastanum</i>
	Anacardiaceae	Litre	<i>Lithrea caustica</i>
		Molle falso	<i>Schinus molle</i>

Fuente: Elaboración propia

Anexo 7. Abundancia de especies de plantas leñosas por tipo de infraestructura verde

Nombre común	Nombre científico	Tipos de Infraestructura Verde						Abundancia acumulada	Porcentaje
		Áreas verdes urbanas	Instalaciones deportivas y de ocio	Bosques urbanos	Playas, dunas y arenales	Humedales y cuerpos de agua	Quebradas y cursos de agua		
Álamo negro	<i>Populus nigra</i>	4	7					11	2,02
Altramuz	<i>Lupinus arboreus</i>					34		34	6,24
Aromo australiano	<i>Acacia melanoxylon</i>	1	4	4		2	15	26	4,77
Aromo del país	<i>Acacia dealbata</i>						5	5	0,92
Arrayán	<i>Luma chequen</i>	4						4	0,73
Arrayancillo	<i>Myrceugenia lanceolata</i>						6	6	1,10
Barberis	<i>Berberis grevilleana</i>						5	5	0,92
Boldo	<i>Peumus boldus</i>					8	31	39	7,16
Castaño de India	<i>Aesculus hippocastanum</i>		1					1	0,18
Chilca	<i>Baccharis marginalis</i>						1	1	0,18
Ciprés de Monterrey	<i>Cupressus macrocarpa</i>	5		4			2	11	2,02
Ciprés mediterráneo	<i>Cupressus sempervirens</i>					5		5	0,92
Corona de Cristo	<i>Euphorbia milii</i>					3		3	0,55
Corontillo	<i>Escallonia pulverulenta</i>						6	6	1,10
Dracena	<i>Dracaena marginata</i>	1						1	0,18
Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>		2	65		38	41	146	26,79
Ligustrina	<i>Ligustrum sinense</i>	10						10	1,83
Litre	<i>Lithrea caustica</i>					5	31	36	6,61
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>						5	5	0,92
Mayú	<i>Sophora macrocarpa</i>					20		20	3,67

Mióspero	<i>Myoporum laetum</i>						2	2	0,37
Mitique	<i>Podanthus mitiqui</i>						3	3	0,55
Molle falso	<i>Schinus molle</i>					4		4	0,73
Palmera de las Canarias	<i>Phoenix canariensis</i>	14	2	4				20	3,67
Palmera de Washington	<i>Washingtonia filifera</i>	2						2	0,37
Pino azul	<i>Cedrus atlantica</i>	1				3		4	0,73
Pino oregón	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1		2				3	0,55
Pino radiata	<i>Pinus radiata</i>		4	19			9	32	5,87
Quila	<i>Chusquea cumingii</i>						35	35	6,42
Quillay	<i>Quillaja saponaria</i>					2	3	5	0,92
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>		2					2	0,37
Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>						4	4	0,73
Salvia macho	<i>Eupatorium salvia</i>					4	10	14	2,57
Sauce llorón	<i>Salix babylonica</i>			2		9		11	2,02
Tevo	<i>Retanilla trinervia</i>						2	2	0,37
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>			6		2	19	27	4,95
Riqueza de especies: 37	Abundancia	43	22	106	0	139	235	545	100,00

Fuente: Elaboración propia

