



**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
Facultad de Arquitectura y Urbanismo  
Escuela de Pregrado  
Carrera de Geografía

***EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS QUEBRADAS Y SUS  
ZONAS RIBEREÑAS EN LA CIUDAD DE ALGARROBO, REGIÓN DE  
VALPARAÍSO.***

Memoria para optar al título de Geógrafa  
**SOFÍA VÁSQUEZ MENESES**  
Profesor guía: Dr. Alexis Vásquez Fuentes

SANTIAGO - CHILE

2018

## **Agradecimientos:**

En primer lugar agradecer al apoyo y paciencia de mi familia a lo largo de todos estos años universitarios. Todo este trabajo se los dedico con mucho amor.

Muchas gracias a mi profesor guía Alexis Vásquez por su ayuda, la paciencia, las enseñanzas y por estar atento durante todo el proceso de la memoria. Además, gracias por darme su apoyo en terreno y levantamiento de información. Sin duda este crecimiento personal y profesional se lo debo a usted.

También quiero agradecer a todo el equipo de trabajo del proyecto y en especial a mis amigos y compañeros del Laboratorio de Medio Ambiente y Territorio. Gracias a Héctor Yáñez, Daniela López, Ignacio Carrasco, Victoria Rojas, Paulina Vera, Camila Soto, Camila Vásquez y Nicolás Sáez por todos los aportes, asistencia y compañía en terreno. Además a Eli y Vane por sus consejos, a Bertha, Amaira, Pablo, Gaby, Felipe, Carlos y Nico por darme la oportunidad de aportar en sus proyectos y ayudarme cada vez que lo necesité.

Además quiero dar gracias a mis amigos de la carrera de Geografía por ser tan lindos y buenos compañeros. Gracias por los asados y las tardes en las pircas, las eternas risas, y las alegrías que me entregó Chico Terry.

También quiero agradecer a mis amigas Galit, Vicky y Feña por todas las risas en los momentos más críticos de la carrera y por los viernes más absurdos que nunca voy a olvidar. Las quiero mucho.

Gracias a mis amigas de la vida, Vale y Camila, por sus consejos, amistad, amor, y su eterna compañía.

Gracias a mi compañero de estos últimos tres años. No sabes lo importante que fuiste en este proceso. Gracias por tu compañía, paciencia, apoyo y apañe en los terrenos y en la vida. No me dejaste aflojar nunca y por eso gracias infinitas Nico.

Finalmente, gracias al proyecto “Sistemas de Infraestructura Verde y planificación de ciudades sustentables” por permitirme ser parte, costear la investigación y entregarme nuevas experiencias. Nunca voy a olvidar la presentación de los resultados en la Municipalidad de Algarrobo, fue un gran desafío.

## Resumen

La creciente expansión urbana se ha transformado en un factor relevante en la modificación del paisaje, generando cambios en la biodiversidad, en los flujos de agua y clima local, sobre todo en ambientes urbanos. Las quebradas y sus zonas ribereñas forman parte esencial del sistema de infraestructura verde en ciudades, y que pueden contribuir a disminuir los impactos negativos de la urbanización y mantener ecosistemas funcionales. El estado ecológico se define como “una medida de la salud global del sistema y es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas”(Corrochano, 2007). Así, mantener un buen estado ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas, permite maximizar los servicios ecosistémicos que proveen a los habitantes de las ciudades. Esta memoria se desarrolla en la ciudad de Algarrobo, una de las ciudades costeras que ha experimentado cambios significativos en sus ecosistemas, producto de su crecimiento urbano-turístico acelerado en las últimas décadas, tiene por objetivo evaluar el estado ecológico de quebradas urbanas seleccionadas, a través de la proposición de índices para tales efectos y la estimación de éstos usando información recolectada en terreno.

Los resultados obtenidos revelan que (1) la utilización de: índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR), índice de diversidad de Shannon para vegetación y aves, índice de suelo como superficie erosionada y suelo desnudo, y el índice estructura y morfología del canal fluvial, resultaron ser de rápida aplicación, entregando resultados confiables y útiles para el diagnóstico territorial; (2) las quebradas Las Petras y Las Tinajas poseen un mal estado ecológico en la zona de cabecera de las quebradas. La Quebrada Los Claveles posee un muy buen estado ecológico, pese a la gran cantidad de especies exóticas presentes.

Los resultados obtenidos brindan información que podría ser relevante para el desarrollo de planes de restauración ecológica y/o manejo de las quebradas urbanas de Algarrobo y sus zonas ribereñas asociadas.

**Palabras clave:** Estado Ecológico, Quebradas, Zonas Ribereñas, Restauración ecológica.

## **Abstract**

The growing urban expansion has become a relevant factor in the modification of the landscape, generating changes in biodiversity, water flows and local climate, especially in urban environments. The streams and their riparian zones are an essential part of the green infrastructure system in cities, and can contribute to diminish the negative impacts of urbanization and maintain functional ecosystems. The ecological status is defined as "a measure of the global health of the system and is an expression of the quality of the structure and functioning of ecosystems "(Corrochano, 2007). Thus, maintaining a good ecological status of the streams and their riparian zones allows us to maximize the ecosystem services that they provide to the inhabitants of the cities. This report is developed in the city of Algarrobo, one of the coastal cities that has experienced significant changes in their ecosystems due to urban-tourist growth that has accelerated in recent decades. As a result, this proposal is important in assessing the ecological status of selected urban ravines which was conducted through information collected in the field.

The results obtained reveal that (1) the use of: Riparian Forest Quality Index (QBR), Shannon diversity index for vegetation and birds, soil index as eroded surface and bare soil, and the index structure and morphology of the fluvial channel, were of fast application, delivering reliable and useful results for the territorial diagnosis; (2) The Petras and Tinajas streams have a poor ecological status in the headwaters of the streams. Quebrada Los Claveles has a very good ecological status, despite the large number of exotic species present.

The results obtained provide information that could be relevant for the development of ecological restoration plans and / or management of the urban ravines of Algarrobo and its associated riparian zones.

**Key words:** Ecological Status, Streams, Riparian Areas, Ecological restoration.

## Índice de contenidos

Agradecimientos:.....	2
Resumen.....	3
Abstract.....	4
Índice de figuras: .....	6
Índice de tablas:.....	8
Índice de anexos: .....	8
1. INTRODUCCIÓN .....	9
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	10
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	13
3.1. Importancia de las quebradas en la infraestructura verde:.....	13
3.2. Funciones de la zona ribereña: .....	15
3.3. Estado ecológico: .....	19
3.4. Índices para la evaluación del estado ecológico: .....	21
3.5 Experiencias de evaluación del estado ecológico en Chile: .....	25
4. OBJETIVOS.....	29
Objetivo General:.....	29
Objetivos Específicos:.....	29
5. MARCO METODOLÓGICO .....	30
5.1 Área de Estudio:.....	30
5.2.1 Proponer índices para evaluar el estado ecológico de quebradas urbanas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo:.....	32
5.2.2 Estimar y analizar los índices propuestos: .....	33
5.2.3 Quebradas y puntos de muestreo: .....	43
5.2.4 Comparar el estado ecológico de las tres quebradas seleccionadas. ....	45
6. RESULTADOS .....	49
6.1 Propuesta de índices para la evaluación del estado ecológico de las quebradas urbanas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo. ....	49
6.1.1 Vegetación.....	49
6.1.2 Avifauna .....	52
6.1.3 Suelo.....	52
6.1.4 Estructura y morfología del canal fluvial .....	55
6.2 Estimación y análisis los índices propuestos. ....	56
6.2.1. Quebrada Las Petras.....	56
6.2.2. Quebrada Las Tinajas .....	63
6.2.3 Quebrada Los Claveles .....	70

6.2.4 Síntesis del estado ecológico .....	75
6.3 Comparación del estado ecológico de las tres quebradas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo.....	77
7. DISCUSIONES.....	83
8. CONCLUSIONES .....	86
9. BIBLIOGRAFÍA.....	89
10. ANEXOS .....	97

## Índice de figuras:

Figura 1: Erosión en las laderas debido a la falta de vegetación en la zona ribereña. .	16
Figura 2 Leña como disipadora de energía del cauce, Quebrada Los Claveles.....	17
Figura 3 Sombra sobre el cauce por la zona ribereña, Quebrada Los Claveles. ....	17
Figura 4 Área de Estudio: Ciudad de Algarrobo y sus Quebradas.....	31
Figura 5 Zona Ribereña.....	34
Figura 6 Método de conteo por punto fijo.....	36
Figura 7 Tipo de erosión .....	38
Figura 8 Cuadrado graduado para medir la pérdida de hojarasca.....	40
Figura 9 Categorías para evaluar el estado ecológico de las quebradas de Algarrobo	42
Figura 10 Puntos de Muestreo y quebradas evaluadas.....	44
Figura 11 Punto de inflexión de número de clusters.....	48
Figura 12 Transecto 3 Quebrada Las Petras.....	57
Figura 13 QBR e Índice diversidad de Shannon Vegetación: Quebrada Las Petras ....	59
Figura 14 Erosión del suelo: transecto 1 y 2 de la Quebrada Las Petras .....	61
Figura 15 Superficie de suelo desnudo, Quebrada Las Petras .....	61
Figura 16 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Las Petras .....	62
Figura 17 Transecto 3 Quebrada Las Tinajas: Humedal Tranque Roto .....	64
Figura 18 Transecto 1 Quebrada Las Tinajas .....	64
Figura 19 Transecto 2 Quebrada Las Tinajas .....	65
Figura 20 Índice QBR, índice de Shannon vegetación y aves; Las Tinajas .....	67
Figura 21 Superficie de suelo desnudo, Quebrada Las Tinajas .....	68
Figura 22 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Las Tinajas.....	69
Figura 23 Transecto 1 Quebrada Los Claveles .....	71
Figura 24 Transecto 2 Quebrada Los Claveles .....	71
Figura 25 Plantaciones de Eucalipto y Pino insigne, Los Claveles .....	72
Figura 26 Raíz expuesta en transecto 1 Quebrada Los Claveles .....	73
Figura 27 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Los Claveles .....	74
Figura 28 Transecto 1 y 4 de Quebrada Los Claveles.....	75
Figura 29 Estado ecológico de quebradas evaluadas.....	76
Figura 30 Gráfico BoxSplot de QBR.....	78
Figura 31 Gráfico BoxSplot del índice de diversidad de Shannon de Vegetación y Aves .....	78
Figura 32 Gráfico BoxSplot de la superficie erosionada y cubierta por hojarasca. ....	79
Figura 33 Gráfico BoxSplot del índice Estructura y morfología del canal fluvial. ....	80
Figura 34 Gráfico Clúster de Pertenencia .....	80

## Índice de tablas:

Tabla 1 Resumen índices de evaluación estado ecológico.....	25
Tabla 2 Interpretación puntaje QBR.....	34
Tabla 3 Rango del índice de diversidad Shannon e interpretación.....	37
Tabla 4 Rango de erosión por porcentaje.....	39
Tabla 5 Superficie cubierto por hojarasca.....	40
Tabla 6 Puntuación índice Estructura y morfología del canal fluvial.....	41
Tabla 7 Puntos de Muestreo.....	45
Tabla 8 Test de Normalidad Shapiro-Wilk.....	46
Tabla 9 Pares de grupos analizados mediante el test de Dunn.....	47
Tabla 10 Resumen índices seleccionados.....	49
Tabla 11 Índices dimensión vegetación.....	49
Tabla 12 Índices dimensión suelo.....	53
Tabla 13 Biodiversidad, Quebrada Las Petras.....	58
Tabla 14 índice de diversidad de Shannon Vegetación y Avifauna, Las Petras.....	60
Tabla 15 Biodiversidad, Quebrada Las Tinajas.....	65
Tabla 16 Índice de diversidad de Shannon vegetación y avifauna, Las tinajas.....	66
Tabla 17 Biodiversidad, la Quebrada Los Claveles.....	72
Tabla 18 Índice de diversidad de Shannon vegetación y avifauna, Los Claveles.....	73
Tabla 19 Prueba posterior de Dunn.....	77
Tabla 20 Clusters y promedios por índice.....	82

## Índice de anexos:

Anexo 1 Ficha de terreno evaluación índice QBR.....	97
Anexo 2 Ficha de terreno Vegetación.....	99
Anexo 3 Ficha de terreno Avifauna.....	99
Anexo 4 Ficha evaluación terreno de Superficie erosionada.....	100
Anexo 5 Ficha evaluación terreno de Superficie suelo desnudo.....	100
Anexo 6 Ficha de terreno índice Estructura y morfología del canal fluvial.....	101
Anexo 7 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Las Petras.....	102
Anexo 8 Abundancia de especies de aves, Quebrada Las Petras.....	103
Anexo 9 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Las Tinajas.....	105
Anexo 10 Abundancia de especies de aves, Quebrada Las Tinajas.....	106
Anexo 11 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Los Claveles.....	108
Anexo 12 Abundancia de especies de aves, Quebrada Los Claveles.....	109



## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente la creciente urbanización es uno de los mayores agentes de transformación en el paisaje a nivel global (Seto *et al.*, 2013). Lo anterior queda en evidencia sobre todo en países industrializados y en vías de desarrollo, donde las tierras de uso agrícola o bosques son reemplazadas por ciudades que crecen a un ritmo acelerado (Pickett *et al.*, 2011).

Las ciudades costeras favorecen la concentración de la población (de Andrés & Barragán, 2016), no solo por el hecho de ser espacios que permiten el desarrollo de actividades como la pesca, la industria o el turismo, sino que también debido su rol en integración y conexión con el resto de los países del mundo, lo que facilita procesos de crecimiento económico (Andrade *et al.*, 2008). Lo anterior tiene consecuencias importantes sobre los ecosistemas costeros, que se caracterizan por ser dinámicos y frágiles (Barragán, 2014). Es por esto que se torna necesario el desarrollo urbano sustentable, entendiendo que la urbanización es un impulsor clave del cambio ecológico global (Seto *et al.*, 2013), con el fin de asegurar que las ciudades sean sostenibles en términos ecológicos, económicos y sociales, y con ello contribuir a su salud y persistencia en el largo plazo.

Para lograr el desarrollo de ciudades sustentables, es necesario contar con una planificación urbana que considere un sistema de infraestructura verde, dejando de ver los espacios verdes como espacios que no han sido urbanizados, sino que como una tipología de uso por sí misma que provee de servicios ecosistémicos a la población urbana (Vásquez, 2016). Así mismo se plantea la necesidad de mantener los ecosistemas en buen estado y funcionales en y alrededor de las ciudades, pues son una fuente de recursos naturales, sumidero de energía y materiales, y por lo tanto contribuyen al bienestar de la población urbana (Vásquez, 2016).

Esta memoria se desarrolla en el marco del proyecto Interdisciplinar FAU “Sistemas de infraestructura verde y planificación de ciudades sustentables: en la ciudad Algarrobo”, de la Universidad de Chile. Algarrobo se localiza en un territorio de alto valor ecológico, en el contexto del *hotspot* de biodiversidad de Chile central, que actualmente se ve amenazado por actividades asociadas al turismo y el desarrollo inmobiliario. En particular este estudio busca evaluar el estado ecológico de las zonas ribereñas en las quebradas urbanas, a través de la proposición de índices y la estimación de éstos en terreno, para luego comparar las quebradas evaluadas. Se consideraron las quebradas Las Petras, Las Tinajas y Los Claveles debido a su gran tamaño e interés de los actores locales por emprender procesos de restauración y gestión.

## **2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

El proceso de expansión urbana en las ciudades se ha manifestado a nivel mundial de forma acelerada, y ha terminado por producir que actualmente más del 50% de la población viva en ciudades (PNUD, 2014). Esto se ha desencadenado en una transformación del paisaje que genera un aumento en la tasa de consumo de los recursos naturales, y una constante presión sobre la biodiversidad y su capacidad para proveer de servicios ecosistémicos (Rojas *et al.*, 2015).

Chile no se ve apartado de este proceso de urbanización acelerada ya que Chile es considerado uno de los países con más altas tasas de urbanización de América (87%) (PNUD, 2014). En este sentido, es necesario considerar que este fenómeno no sólo se ha dado en las principales ciudades del país, sino que se ha replicado en ciudades intermedias, las que han experimentado cambios muy relevantes durante las últimas décadas (Romero *et al.*, 2001).

La planificación urbana chilena ha tenido como resultado ciudades que crecen sin un orden formal aparente (Sabatini & Soler, 1995). En este sentido, producto de la rápida expansión urbana se han producido efectos adversos tales como una drástica e irreversible transformación de los ecosistemas naturales (Romero *et al.*, 2001). En consecuencia, uno de los principales efectos ha sido la importante sustitución de coberturas de suelo como bosques nativos, áreas agrícolas, plantaciones forestales, estructuras naturales del paisaje y lechos fluviales, por coberturas urbanas que limitan la capacidad de estos ecosistemas de sostener funciones y proveer servicios ecosistémicos a la población urbana (Romero *et al.*, 2001). Por tanto, los ecosistemas están cada vez más amenazados ante el crecimiento acelerado de las ciudades, el que normalmente resulta tener efectos negativos sobre el recurso suelo, biodiversidad y sistemas hídricos (Cursach *et al.*, 2012). Tal es el caso de la pérdida de especies de fauna silvestre como resultado de la degradación de los ecosistemas por el proceso de urbanización (Baños, 2009). Según Romero *et al.* (2001), la diversidad de especies, ecosistemas y comunidades naturales se ve simplificada producto de la creciente urbanización, generando múltiples paisajes ecológicos con una escasa riqueza biológica, prevaleciendo las especies cultivadas y domesticadas.

La ecología de los paisajes urbanos surge como una oportunidad de proteger la biodiversidad presente y la infraestructura verde, y por tanto la cantidad y calidad de servicios ecosistémicos (Romero & Vásquez, 2009). Según Benedict & McMahon (2002) el concepto de infraestructura verde se define 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”*. En este sentido, la infraestructura verde aportaría a mantener ecosistemas viables además de los beneficios asociados al bienestar humano y a la sustentabilidad ambiental (Vásquez, 2016).

Las quebradas son parte esencial de un sistema de infraestructura verde urbana. Quebradas en buen estado y bien mantenidas brindan múltiples servicios ecosistémicos tales como soporte para la biodiversidad, regulación microclimática, regulación de los niveles de ruido propio de los sistemas urbanos y la disminución de la escorrentía superficial (Vásquez, 2016). Sin embargo, la capacidad de las quebradas para proveer

servicios ecosistémicos tales como los señalados, se ve limitada debido a la alta intervención humana. Ejemplo de esto es que muchas veces se utilizan como microbasurales por los habitantes o son fragmentadas con carreteras que las atraviesan. En este sentido, las quebradas, producto de su naturaleza lineal, son utilizadas como corredores biológicos por algunas especies (por ejemplo la avifauna), ya que conectan bosques, humedales u otro tipo de ecosistemas que se encuentren aislados, y por lo tanto ayudan a reducir el efecto “isla” (Naiman *et al.*, 1993). Es por esto que la fragmentación de una quebrada afecta directamente la funcionalidad de esta como corredor biológico y ecológico (agua, sedimentos y brisas entre otros), así como su capacidad de proveer servicios ecosistémicos.

La restauración ecológica de quebradas urbanas es una acción cada vez más frecuente en ciudades de todo el mundo. La urbanización como factor incidente en la impermeabilización, funcionamiento y estado ecológico de las quebradas urbanas, ha traído consigo el incremento de planes de manejo y restauración de éstas, dentro de programas de investigación e inversión a nivel internacional (Young, 2000) . La restauración ecológica se define como “el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado o destruido” (Foroughbakhch *et al.*, 2011). La restauración ecológica de una quebrada urbana se desarrolla con el objetivo de mejorar el estado ecológico, y con esto recuperar algunas condiciones naturales, aumentando la heterogeneidad de hábitats, la conectividad entre ellos y su biodiversidad (Municipalidad de Bogotá, 2014), además de su funcionamiento hídrico, infiltración, erosión y tiempo de descarga (Paul & Meyer, 2009). En Chile lentamente se le ha dado mayor prioridad a la restauración de quebradas, ejemplo de esto ha sido “Valparaíso H30” para la restauración de las quebradas urbanas con el objetivo de mejorar su estado ecológico y establecer una configuración de infraestructura verde en la matriz urbana (Magrini & López Varela, 2016).

El estado ecológico se define como “*una medida de la salud global del sistema. Es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas*” (Corrochano, 2007). Resulta relevante mantener las quebradas con un buen estado ecológico, ya que constituyen componentes claves de cualquier sistema de infraestructura verde. Así, variados estudios señalan que, por ejemplo, existe una mayor densidad de aves en reproducción en quebradas (Granados-Sánchez *et al.*, 2006) localizados en zonas ribereñas con un muy buen estado ecológico.

A pesar de que en múltiples países se han empleado metodologías para medir el estado ecológico de las quebradas, en Chile existen un número reducido de investigaciones asociadas al tema, y más aún en sistemas de quebradas urbanas o periurbanas. Es por esto que se torna importante la generación de conocimiento con respecto al estado ecológico de las quebradas para contribuir a la planificación ecológica del territorio y propuesta de sistemas de infraestructura verde.

Crawford, (2007) señala que el crecimiento de la población y el desarrollo de las ciudades en zonas costeras se presenta a un ritmo mayor que en otras regiones, lo que tiene importantes impactos sobre el paisaje de éstas. El mismo autor afirma que los cambios de usos y coberturas de suelo, debido al desarrollo de ciudades costeras, han contribuido al aumento de la superficie impermeable, alteración de los regímenes

hidrológicos, empeoramiento de la calidad de las aguas y perturbación de los hábitats naturales propios de las zonas costeras. En este sentido las ciudades costeras han visto cómo sus áreas naturales y ecológicas han ido cambiando y desapareciendo como consecuencia del mercado asociada a la migración y el turismo, amenazando la sostenibilidad de las poblaciones que, por ejemplo, se dedican a la pesca tradicional (Crawford, 2007). Así mismo, en Chile las ciudades costeras se han desarrollado rápidamente en las últimas décadas amenazando las áreas de alto valor ecológico en que se localizan (Rojas *et al.*, 2015). Algarrobo es una de estas ciudades en rápido desarrollo y crecimiento espacial, que se han producido principalmente por la gran demanda de segunda vivienda. La Ilustre Municipalidad de Algarrobo (2014) establece que de un total de 16.400 viviendas, sólo 3.086 corresponden a población residente y que las restantes 13.314 son segundas viviendas. Esta urbanización acelerada que se ha generado conforme al interés turístico e inmobiliario por esta ciudad y su carácter de balneario, ha impactado directamente en las playas, humedales y quebradas. Es por esto que es importante proteger y poner en valor los espacios naturales, ante el acelerado desarrollo urbano y la gran afluencia estacional de visitantes (Inostroza, 2014). Un primer paso para lo anterior es realizar un levantamiento del estado ecológico de las quebradas con el objetivo de mantener o restaurar estos ecosistemas, por ejemplo, en el contexto de un plan de infraestructura verde en la ciudad de Algarrobo.

El objetivo de este trabajo es evaluar el estado ecológico de las quebradas del área urbana de la comuna de Algarrobo, a través de la proposición de índices, la estimación y análisis de éstos en tres quebradas seleccionadas. Así, se pretende contribuir con el conocimiento del estado ecológico de las quebradas de la ciudad de Algarrobo, y que permita a la municipalidad contar con una línea base para la priorización de los recursos y diseño de un posible plan de manejo o restauración ecológica de las quebradas.

### **3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Importancia de las quebradas en la infraestructura verde:**

Como ya se mencionó, la infraestructura verde se define 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 & McMahon, 2002), que intenta reconciliar el crecimiento urbano, bienestar social y protección ambiental, ofertando servicios ecosistémicos como la regulación climática, reducción de ruido, provisión de espacios para la recreación y esparcimiento, entre otros. Además, en ciudades la necesidad de mantener ecosistemas en buen estado que sostengan funciones y provean servicios ecosistémicos, es mucho mayor ya que proveen de recursos naturales, funcionan como sumidero de energía y materiales, aportando un bienestar económico, social y psicológico a las personas (Vásquez, 2016).

Elementos o componentes de infraestructura verde corresponden a humedales, bosques, zonas ribereñas, praderas, quebradas, entre otros. Estos componentes normalmente han sido intervenidos por infraestructura gris, por ejemplo impermeabilizando el suelo o construyendo infraestructuras o edificaciones, limitando su capacidad de proveer de servicios y funciones ecosistémicas. En consecuencia, gran parte de estos ecosistemas se han visto afectados negativamente modificando su estructura, funcionalidad y composición, perjudicando directamente a la biodiversidad presente, según Smith-Ramírez, *et al.* (2005). Entre otros, esto se debe a la ocupación histórica de estos componentes de la infraestructura verde, que han ido alterando y sustituyendo elementos esenciales de estos ecosistemas, como por ejemplo la modificación de la vegetación ribereña, reemplazada por especies exóticas, además de la degradación de los suelos por fenómenos erosivos propios de la ocupación humana (Hernández *et al.*, 2014).

Las quebradas urbanas forman parte de microcuencas que se definen como la unidad hidrológica básica, en donde las aguas superficiales del área de captación drenan a la quebrada. Así, el agua y cauce están restringidos por condiciones naturales (geológicos, pendiente, tipo de suelo e hidromorfológicos, entre otros) y condiciones urbanas asociadas a actividades humanas e infraestructura (Bustamante *et al.*, 2011). Según estos autores, las quebradas reciben, transforman, almacenan y exportan a otras unidades del paisaje urbano materia orgánica, nutrientes y energía en las redes tróficas. En este sentido, se ha generado un especial interés a nivel internacional por quebradas urbanas con investigaciones enfocadas a desarrollar conocimiento en torno a las características bióticas y abióticas, los mecanismos de perturbación y los métodos más eficientes para su protección y restauración (Chara *et al.* 2007).

Como se mencionó anteriormente, las quebradas cumplen un rol importante dentro de la infraestructura verde pues proveen múltiples servicios ecosistémicos, tales como ser un soporte de vida para la biodiversidad, la regulación micro climática, disminuyen los niveles de ruido propio de los sistemas urbanos y disminuyen la escorrentía superficial (Vásquez, 2016). Por ejemplo, las quebradas tienen una mayor disponibilidad de humedad que el resto de los componentes de la infraestructura verde (Hernández *et al.*, 2014). Igualmente, cumplen la función de ser refugio para la fauna en general debido a

la disponibilidad de alimento y en algunos casos disponibilidad de agua con un régimen estacional (Hernández, *et al.*, 2014). Es por esto que las quebradas urbanas desempeñan efectos positivos sobre, por ejemplo, la riqueza de aves y su densidad total en las ciudades (Smith-Ramírez *et al.*, 2005). Además, las quebradas forman parte de espacios verdes que poseen gran relevancia al momento de pensar en conservación de la naturaleza en la ciudad y como base para el desarrollo de una infraestructura verde, ya que son consideradas componentes estructurales en paisajes urbanos que conectan diferentes y complejos procesos ecológicos que se desarrollan en zonas urbanas (Vásquez, 2016).

Frecuentemente las quebradas en ciudades están sometidas a procesos de canalización, generando barreras para la fauna y vegetación (Ortiz Agudelo, 2014). Así mismo, las quebradas que no están protegidas, presentan un deterioro importante en cuanto a las características físicas del hábitat, calidad fisicoquímica y bacteriológica de las aguas superficiales que escurren por ésta, contribuyendo negativamente sobre la flora y fauna presente en estos ecosistemas (Chará *et al.*, 2013). Así mismo, las quebradas urbanas, se ven sometidas a la destrucción de la vegetación ribereña, principal sostenedor de procesos ecosistémicos, afectando negativamente su estado ecológico (Osborne & Kovacic, 1993). La modificación del cauce natural en quebradas tiene como resultado la pérdida de la capacidad de estabilidad del cauce de forma natural, disminuyendo la infiltración de la escorrentía y pérdida de la capacidad de retener nutrientes, sedimentos y materia orgánica (Richardson *et al.*, 2007), que a su vez tiene como resultado el incremento de la descarga de sedimentos y nutrientes a zonas bajas de la quebrada (Etter & van Wyngaarden, 2000). Además, la pérdida de la capacidad reguladora propia de la vegetación presente en quebradas, tiene como consecuencia la pérdida de hojarasca aportada por los árboles ribereños, que favorecen a la infiltración a capas más profundas del suelo y a la disminución de la erosión superficial (Chará *et al.*, 2010).

La restauración ecológica se define como “el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido dañado o destruido” (Foroughbakhch *et al.*, 2011). A partir de la experiencia de restauración ecológica de quebradas de la Municipalidad de Bogotá, se propone que la restauración ecológica de las quebrada urbanas deben tener por objetivo el mejorar el estado ecológico, y con esto recuperar las condiciones naturales, aumentando la heterogeneidad de hábitats, la conectividad entre ecosistemas y su biodiversidad. Es por esto que la restauración ecológica de quebradas ha adquirido fuerza dentro de programas de investigación e inversión a nivel internacional, con el objetivo de mantener y/o recuperar la biodiversidad y las funciones y servicios ecosistémicos de éstas (Young, 2000). También, Ortiz (2014) plantea que se debe tener como objetivo la restauración ecológica de los cauces, con el fin de volver al estado natural de la quebrada, y así amortiguar el cambio climático y establecer vegetación ribereña. Es por esto que se ha visto incrementado el interés por académicos e investigadores por ampliar el conocimiento en relación al estado ecológico para una posterior restauración ecológica de las quebradas urbanas, concebidas como *buffers* que captan y retienen el exceso de sedimentos y nutrientes que son transportados por la escorrentía superficial (Chará *et al.*, 2013).

### 3.2. Funciones de la zona ribereña:

Las quebradas tienen la capacidad de albergar una mayor disponibilidad de humedad que el resto de los componentes de la infraestructura verde (Hernández *et al.*, 2014), por lo que normalmente desarrollan una robusta vegetación ribereña. Estas zonas son las denominadas zonas ribereñas o riparianas y se definen como “área de transición entre la zona terrestre y el ecosistema acuático que se distingue por un gradiente de condiciones biofísicas, procesos ecológicos y la biota” (Council *et al.*, 2002). También se considera como el borde inmediato del agua, ya sea permanente o intermitente, en donde se forman comunidades de especies de flora y fauna que en otros ecosistemas no se pueden observar (Granados-Sánchez *et al.*, 2006). El mismo autor, define esta área como “una zona que es inundada periódicamente por el agua, los bancos y las planicies de inundación de algún cuerpo de agua”. Son áreas en donde las aguas superficiales y subsuperficiales se conectan con ecosistemas adyacentes, en donde existe un intercambio de energía y materia de un ecosistema terrestre con uno acuático (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012).

En quebradas, la vegetación de la zona ribereña desempeña múltiples funciones. Forman parte del soporte para la biodiversidad en la ciudad, permitiendo que persistan algunas especies que de otro modo no sobrevivirían en la matriz urbana (Naiman *et al.*, 1993). Sin embargo, las especies exóticas e incluso, invasoras, pueden resultar comunes dentro de estas zonas, debido a la mayor disponibilidad de nutrientes y energía en relación a otros componentes de la infraestructura verde (Dallimer *et al.*, 2012). En ciudades como California, las quebradas se han utilizado como corredores verdes en una planificación urbana en donde los espacios verdes toman relevancia y se desarrollan (Oneal & Rotenberry, 2008).

Las zonas ribereñas tienen la capacidad de mitigar los efectos de la fragmentación de hábitats, mediante la mejora de la conectividad entre parches aislados, disminuyendo el efecto isla (Bryant, 2006). Esta conectividad puede facilitar el movimiento de la fauna silvestre y el flujo de energía y materia orgánica, mejorando la calidad del hábitat y la biodiversidad (Dallimer *et al.*, 2012).

La riqueza de especies en estos ecosistemas es amenazada por los cambios de uso de suelo asociados a la urbanización. Las zonas ribereñas de quebradas, ríos y humedales están sometidas a la constante presión antrópica, que limita su capacidad de proveer funciones y servicios ecosistémicos, razón por lo cual es de vital importancia preservarlas y restaurarlas en el caso de presentar un estado ecológico insuficiente (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012).

Algunas de las funciones que cumplen las zonas ribereñas son la mantención del balance hídrico, la dinámica de sedimentos, el balance biogeoquímico, el ciclo de nutrientes, regulación de la temperatura, soporte de vida, mantención de complejas redes tróficas y la generación de corredores verdes que permiten la conectividad a lo largo de la cuenca (Naiman & Decamps, 1997). Además, proveen de múltiples servicios ecosistémicos como la estabilización de orillas, generación de hábitat acuáticos y terrestres, filtro de nutrientes, ingreso de fuentes de alimento al cauce, afecto de laminación de crecidas, generación de microclima, etc. (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012)

Para un mejor entendimiento de las funciones y servicios ecosistémicos que ofertan las zonas ribereñas, se describirán por separado las funciones físicas y las funciones biológicas:

- Funciones Físicas:

En relación a la morfología del cauce, las quebradas que han perdido la robustez de la vegetación ribereña, están sujetas a la pérdida de masa, ampliando la capacidad erosiva del escurrimiento superficial del agua (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). En este sentido la vegetación ribereña tiene la capacidad de retener sedimentos, así como también reduce la energía del flujo de agua, disminuyendo la erosión y fortaleciendo las orillas del cauce (Mendoza - Cariño, *et al.*, 2014). La capacidad de disminuir la energía del flujo de agua se debe principalmente a la presencia de raíces y/o grandes detritos vegetales, que aumentan la rugosidad del lecho (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012) (Figura 1)

Figura 1: Erosión en las laderas debido a la falta de vegetación en la zona ribereña.



Fuente: Upper Iowa River Watershed- Home, s. f.

Por otro lado, los detritos leñosos cumplen un rol importante en la zona ribereña, pues influyen la hidráulica de los ríos, en el transporte de los sedimentos, la morfología de los cauces y la ecología de éstos (Naiman & Decamps, 1997). El mismo autor establece que la acumulación de leña y raíces funcionan como disipadores de energía, trampa de materiales en movimiento y formadores de hábitats para la fauna (Figura 2).



Figura 2 Leña como disipadora de energía del cauce, Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración Propia.

Además, la zona ribereña es un potencial regulador del microclima del cauce y quebrada. Al generar sombra sobre el cauce, reduce la cantidad y calidad de la radiación solar (Naiman & Decamps, 1997). En este sentido la reducción de temperatura del agua influye tanto en procesos químicos como biológicos. Así, además de reducir la temperatura del agua, el sombreado reduce la intensidad de la luz que llega a la superficie del agua por lo que se considera como un factor de control para el crecimiento de algas y macrófitas, junto con la disponibilidad de nutrientes, la disponibilidad de oxígeno disuelto y esto con la diversidad de especies, controlando incluso los niveles de eutrofización (Ghermandi *et al.*, 2009). El proceso de regulación de la temperatura se produce por la evapotranspiración y la sombra de la vegetación ribereña sobre el cauce (Figura 3).

Figura 3 Sombra sobre el cauce por la zona ribereña, Quebrada Los Claveles.



Fuente: Elaboración Propia.

Por otro lado, se establece que las zonas ribereñas constituyen un elemento de conectividad denominado “corredores” o “greenways”. Éstas conectan dos o más parches de vegetación por lo que han sido consideradas una herramienta fundamental para disminuir la fragmentación de hábitats y la conservación de la biodiversidad (Fischer & Fischenich, 2000). Además, al ser espacios lineales vegetados, sirven como corredores de vientos, sedimentos, biodiversidad, además de espacios para caminatas, senderismo y dispersión social (Vásquez *et al.*, 2010). Lo anterior se puede evidenciar en el desplazamiento de especies

exóticas, las que buscando un lugar apropiado para sus requerimientos, se mueven a través de este corredor verde (Richardson *et al.*, 2007), o en el movimiento de fauna, mejorando el flujo de genes y proporcionando hábitats para animales que han sido directamente afectados por perturbación en hábitats adyacentes (Fischer & Fischenich, 2000).

- Funciones Biológicas:

En primer lugar se establece que las zonas ribereñas tienen la función de ser fuente de alimentación para la fauna presente. La materia orgánica proveniente de la vegetación ribereña, como la hojarasca, tiene un rol fundamental en la alimentación de los organismos acuáticos y otra fauna presente. En este sentido, la vegetación ribereña es fundamental para mantener niveles tróficos más altos en los ecosistemas acuáticos, terrestres y adyacentes, debido a que provee de alimento para granívoros e insectívoros, herbívoros, aves y mamíferos, por lo que se podría considerar como un sitio de anidación para muchas especies de fauna (Richardson *et al.*, 2007). Así, las zonas ribereñas se caracterizan por ser áreas fértiles, productivas y ricas en nutrientes (Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

Adicionalmente, poseen la capacidad de proporcionar hábitat para peces y macroinvertebrados (Granados-Sánchez *et al.*, 2006). Así, la leña que flota y/o detritos presentes en el cauce constituyen un hábitat para la fauna presente, convirtiéndose en área de desove, crianza y refugio en veranos secos e inviernos muy fríos (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014). El mismo autor afirma que para las aves la vegetación ribereña tiene un rol fundamental, pues las aves migratorias utilizan estos ecosistemas como fuentes de alimentación, descanso, refugio y anidación.

Por otro lado, ha quedado demostrado que la vegetación ribereña reduce el movimiento de nutrientes desde la ladera hacia el cauce, por lo que también tiene capacidad de controlar las fuentes de contaminación por sedimentos y nutrientes de cursos de agua con un uso de suelo dedicado a la agricultura. Así las zonas ribereñas actúan como agente transformador cuando los procesos biológicos y químicos cambian la composición de los nutrientes, por ejemplo, las bacterias y hongos de esta zona tienen la capacidad de descomponer los residuos pesticidas, transformándolos a componentes no tóxicos y reduciendo la polución presente en el cauce (Granados-Sánchez *et al.*, 2006)

En relación a todas las funciones y servicios ecosistémicos que proveen las zonas ribereñas ha surgido un especial interés en el monitoreo y restauración de su estado ecológico, debido a que un buen estado ecológico de las zonas ribereñas de las quebradas, maximiza las funciones y servicios ecosistémicos que éstas proveen (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014).

Por lo anterior se establece que en materia de conservación, las zonas ribereñas han sido caracterizadas como un ecosistema de alta productividad primaria, constituyendo un soporte de vida para la fauna tanto acuática como terrestre con problemas de conservación (Carrasco *et al.*, 2014). Estos autores también afirman que las zonas ribereñas deben formar parte de sitios prioritarios para la conservación de la naturaleza, debido a su alto grado de amenaza y su importancia para la conservación de la

biodiversidad, funciones ecosistémicas y provisión de servicios ecosistémicos. Es por esto que las zonas ribereñas incrementan su utilidad como buen indicador para la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, para una posterior gestión y planificación territorial (Suárez, 2002).

### **3.3. Estado ecológico:**

Las aguas superficiales forman parte de un suministro continuo de agua y alimento, además de funcionar como un corredor de transporte (Karr & Chu, 2006). Estos autores establecen que a medida que los asentamientos humanos se han expandido, los seres humanos han hecho uso de la disponibilidad de agua presente en estos ecosistemas, contaminando, sobreexplotando los recursos presentes y alterando los corredores ribereños. En este sentido, los ríos han sido inevitablemente alterados, hasta tal punto que han limitado la capacidad y cantidad de funciones y servicios ecosistémicos que éstos proveen. Lo anterior a causa de la extracción desmedida del caudal y su desviación, la construcción de represas con una inadecuada operación de obras hidráulicas, y la contaminación por descarga de aguas servidas o actividades agrícolas (Nilsson, *et al.*, 2005). En consecuencia de esta situación, múltiples instituciones, científicos y gobiernos han percibido estos cambios y han desarrollado programas para cambiar e incluso revertir estas tendencias (Karr & Chu, 2006).

El concepto de estado ecológico referido a los cursos de agua surge como respuesta a la inquietud de mejorar el estado de las aguas superficiales, para así maximizar las funciones y los servicios ecosistémicos que estos proveen. El estado ecológico, se define como “una medida de la salud global del sistema. Es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas” (Corrochano, A., 2007, p.90). El estado ecológico tiene la capacidad de entregar una visión más integral de la condición en el que se encuentra el río, quebrada, humedal, etc., combinando aspectos hidromorfológicos, fisicoquímicos y biológicos (Karr & Chu, 2006). En este sentido, la Directiva Marco del Agua (DMA) a partir del análisis del concepto de estado ecológico, deja atrás la percepción del agua como un recurso y se le considera como elemento básico de los ecosistemas hídricos, y elemento clave para el sostenimiento de una buena calidad ambiental (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). Así, a través del uso del concepto de estado ecológico se propone el uso del recurso de forma sustentable, de manera responsable y racional, con el fin de garantizar un buen estado y mantenimiento del cuerpo de agua para las futuras comunidades.

Para Ruza Rodríguez (2008) existen cinco niveles de estado ecológico:

- Muy buen estado: Un ecosistema posee un muy buen estado ecológico cuando no se perciben alteraciones antropogénicas en relación a indicadores fisicoquímicos e hidromorfológicos. Pueden existir pequeñas alteraciones, con indicadores biológicos que lo demuestren, y no se observen indicios de distorsión, o indicios sin relevancia.
- Buen estado: Un ecosistema que posee un buen estado ecológico está caracterizado por indicadores biológicos que demuestran valores bajos de distorsión por alteraciones antropogénicas, respecto de las condiciones inalteradas, pero sólo se desvían ligeramente.

- Aceptable: Un ecosistema posee un estado ecológico aceptable cuando los indicadores biológicos demuestran un cambio moderado respecto a los valores normalmente asociados a condiciones inalteradas. Los valores demuestran signos moderados de distorsión por alteraciones antropogénicas, y se observan perturbaciones significativas en relación al buen estado ecológico.
- Deficiente: Se observan alteraciones importantes en relación a los indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos.
- Malo: Se observan alteraciones graves en relación a los indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos.

El estado ecológico abarca entre otras dimensiones, las condiciones que requieren los organismos en el ecosistemas acuático y terrestre adyacente para desarrollar sus funciones vitales, tales como crecer, reproducirse y alimentarse (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014). Las aguas superficiales varían de acuerdo a las condiciones a las que están sometidas, tal es el caso de la presión de origen antrópico, en donde los organismos están sometidos a modificaciones en relación a la estructura, abundancia o apariencia externa (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014), como en el caso de los peces, éstos pueden llegar a desaparecer de un ecosistema en donde no existen las condiciones para su supervivencia. En este sentido, el estado ecológico considera aspectos como la diversidad biológica, la heterogeneidad del paisaje y la capacidad de influir en la calidad del ecosistema acuático, la capacidad de controlar la temperatura del ecosistema acuático y terrestre, mantener una regulación de la materia orgánica y los nutrientes, y la capacidad de soportar microambientes terrestres (Carrasco *et al.*, 2014). Así mismo, Burbrink, *et al.* (1998) propone que la evaluación del estado ecológico no sólo debe abordar la calidad de las aguas, biodiversidad acuática y alteración del régimen hídrico, sino que también se deben considerar aspectos de la zona ribereña, debido a que forma parte esencial de los ecosistemas acuáticos y se constituyen como uno de los más diversos, dinámicos y complejos.

Ya que existen múltiples definiciones del concepto de estado ecológico se puede decir que éste aún está en desarrollo y discusión (Centro Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, 2010). Se han desarrollado sistemas de monitoreo de Estado Ecológico en Europa, América del Norte, Sudáfrica y Australia, en donde cada país ha desarrollado su propio sistema de evaluación (Centro Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, 2010). A modo general, las dos grandes escuelas de sistemas de monitoreo de estado ecológico, han sido la Angloaustraliana y la Norteamericana. La primera, se ha basado en métodos de predicción aplicando estadísticas de algunos ríos, y la segunda, se ha basado en la utilización de índices y métricas para evaluar tanto el agua como el hábitat, bosque de ribera, calidad de la cuenca integrada (Barbour *et al.*, 1997). Ambos métodos han sido utilizados en la península Ibérica y en Cataluña (Bonada *et al.*, 2002).

En España han propuesto que para la aplicación de los diferentes métodos de evaluación de estado ecológico se requiere una tipología que defina áreas o grupos de cuencas y microcuencas, con condiciones naturales similares (Centro Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, 2010). La aplicación de estas tipologías permite establecer las condiciones de referencias del estado ecológico para cada tipo de cuenca

o ecorregión (Bonada *et al.*, 2002), y así establecer el avance o retroceso en materia de estado ecológico de un ecosistema.

Algunos de los métodos utilizados para evaluar el estado ecológico son: El índice QBR (calidad del bosque de ribera = calidad del bosque de ribera), IHF (Índice de Hábitat Fluvial), IM (Índice de macrófitos), RHS (River Habitat Survey), el RQI (Índice de Calidad Ripariana), IHG (Índice Hidrogeomorfológico). Múltiples autores han propuesto el uso de otros indicadores como el análisis de bioindicadores, suelo y estructura, que permitan establecer el estado ecológico como técnicas sensibles a cambios sutiles en el ecosistema a evaluar (Castillo *et al.*, 2006). Por ejemplo, Fischer & Fischenich (2000), plantean que el conocimiento de áreas donde el potencial de erosión del suelo es alto permite un análisis de impactos significativos en el estado ecológico del ecosistema.

Además, autores como Rosenberg, McCully, & Pringle (2000) proponen que el desarrollo y aplicación de metodologías métricas, estadísticas e índices para evaluar el estado ecológico deben ir acompañados de un manejo adecuado de cursos de agua, pues la deforestación y fragmentación dejan susceptibles a estos ecosistemas a cambios, debido a la falta de planificación en el uso de suelo, crecimiento urbano y desarrollo de carreteras, afectando negativamente el estado ecológico. Además, se establece que la evaluación del estado ecológico de un ecosistema es esencial para poder llevar a cabo correctas estrategias de gestión como planes de manejo o restauración ecológica (Ladrera, 2012).

### **3.4. Índices para la evaluación del estado ecológico:**

A nivel internacional se han desarrollado múltiples estudios para evaluar el estado ecológico de diferentes cursos de agua, que han utilizado variados índices para su medición y han generado conocimiento en relación a éstos. Esta gran variedad de índices para medir el estado ecológico, se debe a que cada autor o equipo de trabajo desarrolla sus propias modificaciones o incluso nuevos índices al no estar en total acuerdo con los existentes (Ollero *et al.*, 2008)

Los índices desarrollados son altamente valorados debido a su bajo costo y rapidez (Ollero *et al.*, 2008; Pardo *et al.*, 2002). Como se mencionó anteriormente, algunos de los métodos utilizados son: El índice QBR, IHF (Índice de Hábitat Fluvial), IM (Índice de macrófitos), RHS (River Habitat Survey), el RQI (Índice de Calidad Ripariana), IHG (Índice Hidrogeomorfológico). Sin embargo, sólo algunos de los índices señalados están enfocados en la evaluación del estado ecológico de la zona ribereña, estos son: RQI y QBR (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012).

A continuación se detallan cada uno de los índices más utilizados a nivel internacional para la evaluación del estado ecológico:

#### **Índice de Calidad de Bosque de Ribera o QBR:**

España ha desarrollado múltiples índices para la evaluación del estado ecológico de sus ecosistemas acuáticos y terrestres, siendo uno de los más comunes el desarrollado por Munné (1998) denominado índice de calidad de bosque de ribera o QBR. Este índice evalúa principalmente 4 dimensiones de la vegetación ribereña (Munné *et al.*, 2003):

(1) Cobertura de la vegetación y conectividad entre la zona ribereña y los ecosistemas terrestres adyacentes; (2) Estructura de la cobertura, que evalúa la complejidad estructural del ecosistema ribereño, evaluando el porcentaje de cobertura arbóreo y arbustivos, así como también la presencia de plantaciones de especies exóticas; (3) Calidad de la cobertura, determina principalmente la cantidad de especies nativas en la zona ribereña; y (4) Alteraciones del cauce, considera las alteraciones o modificaciones antrópicas en el cauce, modificando, alterando y perturbando el ecosistema ribereño.

El índice de calidad de bosque de ribera, ha sido uno de los más utilizado a nivel internacional, entregando buenos resultados en ríos españoles (Bonada *et al.*, 2002; Suárez, 2002; Munné *et al.*, 2003), portugueses (Oliveira, 2006), turcos (Tüzün & Albayrak, 2005), norteamericanos (Colwell, 2007), ecuatorianos y peruanos (Acosta, R. *et al.*, 2009), argentinos (Kutschker *et al.*, 2009), mexicanos (Rodríguez-Téllez, *et al.*, 2012). En Chile se ha utilizado este índice en los ríos Maullín, Nonguén y Maipo, entre otros (Fernández *et al.*, 2009; Palma *et al.*, 2009; Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). A partir de la experiencias de evaluación del índice QBR, se establece que es una herramienta de bajo costo, rápida aplicación, replicable en el tiempo, entregando resultados confiables y útiles en relación al estado ecológico de los ecosistemas acuáticos y terrestres asociados (Carrasco *et al.*, 2014).

Uno de los alcances que puede tener el índice QBR es que representa un momento o “fotografía” de la zona ribereña evaluada, sin considerar elementos como la identificación taxonómica y dinámica de sucesión de la vegetación ribereña (González del Tánago & García de Jalón, 2006). Además, Fernández *et al.* (2009) propone que en múltiples casos se debe considerar algunas limitaciones, con el objetivo de generar una adaptación al índice QBR de acuerdo con la altitud a la que se realizará la evaluación, así como también Palma *et al.* (2009), establece que al evaluar se debe considerar la localidad pues este índice fue diseñado e implementado para zonas climáticas mediterráneas.

#### Índice de Hábitat Fluvial o IHF:

Este índice surge a partir de la necesidad de caracterizar los cauces de los ríos pertenecientes a zonas climáticas mediterráneas, valorando la capacidad del hábitat fluvial para sostener una fauna determinada. Fue diseñado para el desarrollo del proyecto GUADALMED por Pardo *et al.* (2002). El IHF evalúa aspectos físicos del cauce relacionados con la diversidad de hábitats que dependen de la hidrología y del sustrato existente (Pardo *et al.*, 2002). Así mismo evalúa la frecuencia de rápidos, la velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, diversidad y representación de sustratos. Además, evalúa elementos de heterogeneidad que incrementan la diversidad de hábitat como la materia orgánica (origen alóctono) y la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios (origen autóctono) (Palma *et al.*, 2009). Autores como Ollero *et al.* (2008), lo definen como un índice resultante de la intercalibración de diferentes fichas de trabajo de campo, laboratorio y uso de múltiples índices aplicables a ambientes mediterráneos.

Una de las limitaciones que posee el IHF es que a pesar de que evalúa aspectos físicos del cauce, no evalúa adecuadamente las propiedades hidromorfológicas por sí mismas, ya que se enfoca principalmente en la calidad de estas para proveer de hábitat a un tipo de fauna en específico (Ollero *et al.*, 2008). Por otro lado, se establece que este índice

posee ciertas imprecisiones en sectores de llanuras aluviales, debido a que podría haber mayor cobertura de vegetación por lo que compensaría la disminución de los valores del índice (Pardo *et al.*, 2002). Además, el mismo autor establece que otra de las limitaciones que posee este índice, es que se evidencia una variación de la evaluación del IHF en relación al tipo de cuerpo de agua evaluado.

#### Índice de Macrófitos o IM:

Fue diseñado por Suárez (2005) a partir de la evaluación de la Cuenca de Segura en España. Este índice está diseñado para detectar contaminación orgánica en el agua en relación a la tolerancia de los diferentes taxones y grupos, a perturbaciones (Suárez *et al.*, 2005).

El índice de macrófitos incluye a fanerógamas, briófitos, pteridófitos y algas macroscópicas (Suárez *et al.*, 2005). Según el mismo autor, para la evaluación del estado ecológico a través de este índice no se requiere de un nivel importante de conocimiento, sin embargo, se debe saber distinguir las formaciones de los organismos que constituyen las diferentes comunidades. Así, el índice de macrófitos evalúa los taxones, grupos o formaciones propias del lugar, la diversidad funcional-morfológica de los macrófitos, en el sentido de ocupación y organización del espacio fluvial, y su abundancia (Suárez *et al.*, 2005).

El IM está condicionado por la época del año en el que se realiza el muestreo, pues en primavera y verano es donde se detectará una mayor diversidad y crecimiento de los macrófitos (Suárez *et al.*, 2005). Además, se plantea que existen ciertas limitaciones en la aplicación de este índice en zonas ribereñas muy densas, debido a que puede limitar la entrada de luz, obteniendo resultados alterados en relación al desarrollo de los macrófitos. Sin embargo, el IM tiene la ventaja poder ser utilizado en variados cuerpos de agua y diferentes altitudes (Suárez *et al.*, 2005).

#### River Habitat Survey o RHS:

El RHS, fue implementado y diseñado en el Reino Unido, con el fin de monitorear las características del hábitat fluvial en relación al sustrato del cauce, morfología, vegetación acuática, modificaciones en cauces y laderas, entre otros (Raven *et al.* 1998). En el año 2010 se realizó la última modificación de este índice para adecuarla al proyecto MARCE (Durán, 2011) y se ha utilizado en países como Italia, Portugal, Eslovenia y España.

La aplicación de este índice se puede efectuar por cualquier persona con ciertos conocimientos técnicos, realizando una toma de datos bajo un mismo criterio para poder comparar los datos obtenidos (Durán, 2011). El índice RHS evalúa la localización del curso fluvial, así como también el tipo de valle en el que se encuentra, evalúa los mesohábitats, la infraestructura artificial, atributos físicos del cauce, estructura de la vegetación y usos de suelo, vegetación del cauce y su tipología, afecciones como basura y vertidos ilegales, y presencia de fauna (Durán, 2011).

Algunas limitaciones que posee el RHS es que se realiza a escala muy local, lo cual es una desventaja a la hora de establecer tramos representativos de los cuerpos de agua a evaluar (Durán, 2011). Además, según Durán (2011) es complejo para ser calculado, resultando en un índice de difícil comparación entre ríos de características diferentes.

### Índice de Calidad Ripariana o RQI:

El índice RQI se caracteriza por evaluar aspectos de la estructura y dinámica de las zonas ribereñas en un contexto hidrológico y geomorfológico, evaluando aspectos como la interconexión río-acuífero (González del Tánago *et al.*, 2006). Estos autores afirman que este índice evalúa el estado ecológico a través de los procesos y dinámicas de la zona ribereña, considerando la vegetación como un elemento dinámico, en donde la “salud” de ésta debe evaluarse en relación con factores que determinan su persistencia en el tiempo, como la tasa de regeneración natural, conectividad transversal y vertical con el medio hiporreico. En este sentido, permite diagnosticar el estado de la vegetación ribereña asociadas a una degradación importante, así como también aspectos positivos que se pueden mantener en el tiempo. Por ejemplo la alteración en quebradas con estructuras sólidas de alcantarillado o la extracción de suelo y hojarasca que afecta directamente la vegetación ribereña y la quebrada en sí. Por otro lado, la elaboración de planes de manejo y restauración que mejoran o mantienen el estado ecológico de las quebradas.

Las limitaciones de este índice inciden en la complejidad de su aplicación y posterior análisis, además de los costos asociados a la captura de información de acuíferos y el requerimiento de especialistas en éstos (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012).

### Índice Hidrogeomorfológico o IHG:

El índice Hidrogeomorfológico, creado por Ollero *et al.* (2008), evalúa principalmente la dinámica de los procesos hidrogeomorfológicos, considerando principalmente la valoración de la calidad funcional del sistema fluvial, valoración de la calidad del cauce y la valoración de la calidad de sus riberas. Estos autores consideran que este índice está basado en las presiones e impactos antrópicos sobre las funciones, procesos y elementos del cuerpo de agua a evaluar. Además, se considera como ventaja que este índice puede ser utilizado de forma completa o bien parcialmente para evaluar en exclusiva funcionalidad, calidad del cauce o calidad de la ribera. El índice IHG se ha implementado en España e Italia para la valoración de los cursos de agua (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012).

Las principales limitaciones de este índice son la escala de trabajo, los costos económicos asociados, la información previa disponible, la subjetividad de los evaluadores, la dificultad de encontrar modelos de referencia (Ollero *et al.*, 2008). El mismo autor afirma que se requiere de una mayor escala de observación, para que el índice obtenga mayor validez, ya que se obtendrá información con mayor detalle. Además, se requiere la participación de expertos en dinámica fluvial para evaluar en terreno las distintas dimensiones del ecosistema, así como también las presiones e impactos sobre el sistema fluvial (Ollero *et al.*, 2008).

De los índices analizados el más utilizado a nivel internacional y en Chile ha sido el QBR, siendo incluido en protocolos para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos desarrollados por la Agencia Catalana del Agua (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). A modo general, los índices evaluados varían en los niveles de complejidad para su aplicación.



Mientras que el QBR evalúa aspectos exclusivamente de la zona ribereña, el RQI considera aspectos morfológicos del valle y el estado de la vegetación ribereña, el IHG considera aspectos sobre la hidromorfología, el RHS evalúa aspectos de la zona ribereña e hidromorfológicos, el IHF considera aspectos físicos, sin considerar aspectos hidromorfológicos, y el índice IM considera aspectos netamente biológicos y taxonómicos. En la Tabla 1 se resumen los índices para la evaluación del estado ecológico y los aspectos a evaluar:

Tabla 1 Resumen índices de evaluación estado ecológico

Índice	Aspectos a evaluar
Índice de calidad de Bosque de Ribera (QBR)	Zona ribereña
Índice de Hábitat Fluvial (IHF)	Aspectos físicos
Índice de macrófitos (IM)	Biológicos y taxonómicos
River Habitat Survey (RHS)	Zona ribereña e Hidromorfología
Índice de calidad Ripariana (RQI)	Morfología del valle y estado de la vegetación ribereña
Índice Hidrogeomorfológico (IHG)	Hidromorfología

Fuente: Elaboración propia

### 3.5 Experiencias de evaluación del estado ecológico en Chile:

En Chile se han realizado estudios para la evaluación del estado ecológico sin embargo, se plantea como dificultad la falta de tipologías de sistemas fluviales (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). En este sentido, para el desarrollo de estudios referidos al estado ecológico de los cursos y cuerpos de agua en Chile, se debe desarrollar una tipología de éstos, así como también contar con estaciones de referencia para la determinación del estado ecológico. Así, la Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente (2012) señala que el estado ecológico no debe medirse de igual forma en todos los tramos fluviales, ni comparar con las mismas referencias pues, por ejemplo, los cuerpos de aguas de montaña con una altitud determinada no pueden ser medidos y comparados con tramos fluviales más bajos.

En Chile se ha medido el estado ecológico en cuerpos de agua en limitadas ocasiones, algunos se han desarrollado en los ríos Lingue y Chaihuín a través del índice QBR (Carrasco *et al.*, 2014), en el río Maipo utilizando los índices QBR e IHG (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012), en el río Nonguén con el índice QBR e IHF (Palma *et al.*, 2009), en el río Maullín a través del índice QBR (Fernández *et al.*, 2009), en el estero Catapilco y la Laguna Sausalito en Región de Valparaíso utilizando los índices QBR, IHF e IM (Haun & Fortes, 2015; Valencia, J. & Arancibia, J., 2015). Sin embargo, el desarrollo de índices para otras zonas climáticas, así como también la falta de tipologías de sistemas fluviales, deja al país al debe con el objetivo de desarrollar un estudio del estado ecológico a nivel nacional de forma satisfactoria. En este sentido, Ruza Rodríguez, (2008) propone que debido a que en cada ecosistema existirán

especies y condiciones físicas diferentes, se debe llevar a cabo una diferenciación en tipos de masas de aguas superficiales, para luego poder determinar qué especies y condiciones físicas deberían existir en cada uno de los tipos, definiendo condiciones de referencia específicas por tipo de ecosistema.

Carrasco *et al.*, (2014) evaluaron el estado ecológico de la vegetación ribereña en los ríos Lingue y Chaihuín, mediante la aplicación del índice QBR. La aplicación del índice QBR se realizó sin modificaciones, sin embargo, la diferencia importante en el número de estaciones de muestreo y la distribución de éstos dificultó la comparación y la confiabilidad de ésta (Carrasco *et al.*, 2014). Carrasco *et al.* (2014) propone la utilización de herramientas de análisis espacial como SIG o sensores remotos que faciliten estudiar las características ecológicas de las zonas ribereñas, debido a la limitada accesibilidad a ciertos tramos a evaluar. El mismo autor afirma que la utilización del índice QBR les permitió establecer que en ambos cursos de agua el índice arroja una puntuación mayor en la zona media del río, mientras que aguas abajo la degradación de la zona ribereña es más intensa, debido a la fuerte presión antrópica. Además, Carrasco *et al.* (2014), establece que se deben realizar algunos ajustes al índice al aplicarlo en ecosistemas con diferencias de altitud, clima y geomorfología, en relación al área geográfica en el que fue diseñado este índice.

Por otro lado se realizó un estudio del estado ecológico en el río Maipo, utilizando los índices QBR e IHG. A modo general, los transectos evaluados en la cabecera del río presentaron un mejor estado ecológico para ambos índices, mientras que en zonas medias del curso de agua se observó un alto nivel de degradación, por lo que se evaluó como estado ecológico muy malo y malo (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). El mismo autor, establece que las principales amenazas observadas fueron las extracciones de áridos, así como también presiones propias de actividades antrópicas, como la descarga de aguas servidas y la agricultura. Por un lado, se menciona que la aplicación del índice QBR fue de forma rápida, sencilla y efectiva, sin embargo, se necesitan algunas modificaciones en relación a la altitud a la que se realiza la evaluación (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). Por otro lado, el mismo autor afirma que el índice IHG requiere una mayor cantidad de información acerca del sistema fluvial, por lo que su implementación es más compleja, con un trabajo de gabinete importante, además de necesitar algunos ajustes en la escala de puntuación de acuerdo a las presiones típicas realizadas en el río Maipo. La Secretaría Regional Ministerial de Medio ambiente (2012) afirma que la correlación entre ambos índices fue positiva, con variaciones leves entre uno y otro.

En el Río Nonguén se evaluó el estado ecológico utilizando dos índices: QBR e IHF. Palma *et al.* (2009), establecen que se deberían realizar ciertas modificaciones a las condiciones locales del río que se usan de referencia dependiendo de la zona bioclimática en la que se aplican estos índices. Sin embargo, para el caso de estudio del Río Nonguén no se debieron realizar puesto que presenta características climáticas mediterráneas. Si bien se obtuvo una “buena calidad” del río, ambos índices evidenciaron que los transectos aguas abajo obtuvieron una menor puntuación (Palma *et al.*, 2009). El mismo autor explica que esto se debe a que la actividad desarrollada aguas abajo del río es la agricultura, pues se desarrollan zonas de cultivos y plantaciones, para pasar finalmente a un medioambiente netamente urbano en su

desembocadura. Por otro lado, Palma *et al.* (2009) afirma que ambos índices fueron de gran utilidad y efectividad para evaluar de forma rápida y objetiva el estado ecológico del Río Nonguén, sin embargo, es necesario desarrollar índices adecuados para ríos de zonas lluviosas templadas de Chile, pues éstos índices no son aplicables en esta zona.

En el caso de la evaluación del estado ecológico del Río Maullín, Fernández *et al.* (2009) señala que si bien se obtuvieron buenos resultados en relación a la aplicación del índice QBR, se deben establecer ciertas modificaciones en relación a la altitud a la que se aplica. Se encontró que en la cabecera del Río Maullín existe una degradación importante de la zona ribereña, por lo que se le consideró con un mal estado ecológico. Esta situación resultó preocupante para los investigadores, pues la cabecera de los ríos bien conservados son esenciales para mantener la estabilidad ecológica del río aguas abajo (Fernández *et al.*, 2009). En este sentido, aguas abajo del río Maullín hubo un empeoramiento del estado ecológico de la zona ribereña debido a una mayor presión antrópica y una alta deforestación para la instalación de especies invasoras como *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus nitens* y *Pinus radiata*. Sin embargo, se destacó que algunas estaciones ubicadas en la zona media del río obtuvieron mejores resultados, encontrándose incluso con transectos “en estado natural”, relacionados con la ausencia de presiones antrópicas y la existencia de un parque privado para la conservación (Fernández *et al.*, 2009). Adicionalmente, ellos establecen que la utilización del índice QBR debe ser considerada como una herramienta útil y económica para la aplicación de la evaluación del estado ecológico de las zonas ribereñas, permitiendo identificar incluso las causas por las que se condicionaría el nivel de estado ecológico.

Por otro lado, se utilizaron los índices IHF, QBR e IM, para la evaluación del estado ecológico del Estero Catapilco en la Región de Valparaíso. Uno de los pocos estudios que ha incorporado el índice de macrófitas (IM) en Chile. Los resultados obtenidos indicaron una correlación positiva entre los índices, sin embargo la correlación entre los índices QBR e IM fue menor (Haun & Fortes, 2015). En este sentido, ellos afirman que el índice IHF se comporta de manera más tolerante en relación al entorno y que los índices QBR e IM son más sensibles. Así mismo, los tres índices demuestran que el Estero Catapilco posee un estado ecológico malo, debido a las modificaciones que han degradado la zona ribereña permitiendo el ingreso de especies exóticas (Haun & Fortes, 2015).

Para el caso de la evaluación del estado ecológico de la Laguna Sausalito se utilizaron como indicadores las comunidades de macrófitos y macroinvertebrados. Ambos indicadores demostraron que las aguas de la laguna Sausalito se encuentran al límite para el soporte de vida acuática y con un proceso de eutrofización severo (Valencia & Arancibia, 2015). En resumen, los indicadores sumados a la utilización de parámetros físicos y químicos indican que la Laguna Sausalito se encuentra con una alteración fuerte y mala calidad.

En Chile el índice más utilizado ha sido el índice QBR, debido a que éste fue diseñado e implementado para zonas climáticas mediterráneas de condiciones similares a la zona centro-sur del país (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012). Sin embargo, las diferentes experiencias afirman que se deben tener en cuenta ciertas limitaciones con el uso de este índice ya que los ríos chilenos poseen una extensión

*“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”*

menor y una pendiente mayor a las de los ríos en donde se diseñaron e implementaron estos índices. Es por esto que González & García (2006) establecen que para evaluar el estado ecológico también se debe considerar elementos como la identificación taxonómica, la erosión del río y estructuras que intervengan. Además, existen diferencias culturales, por lo que los ríos presentan distintos tipos de alteraciones antrópicas que no son consideradas en este índice.

*“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”*

#### **4. OBJETIVOS**

##### **Objetivo General:**

Evaluar el estado ecológico de tres quebradas urbanas seleccionadas en la comuna de Algarrobo

##### **Objetivos Específicos:**

- Proponer índices para evaluar el estado ecológico de las quebradas urbanas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo.
- Estimar y analizar los índices propuestos.
- Comparar el estado ecológico de las tres quebradas seleccionadas.

## 5. MARCO METODOLÓGICO

### 5.1 Área de Estudio:

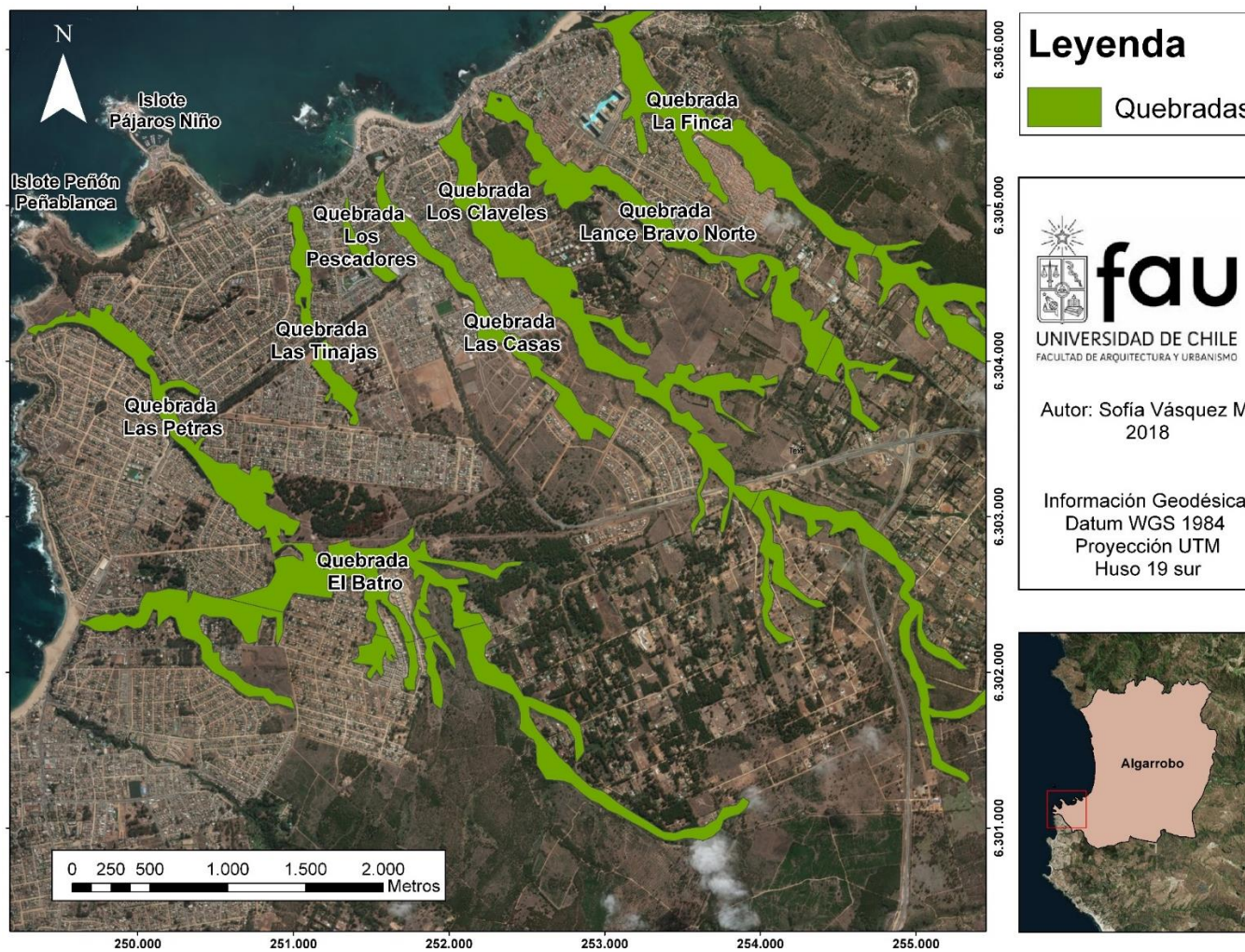
El área de estudio se localiza en el área urbana de la comuna de Algarrobo, perteneciente a la Región de Valparaíso. La comuna de Algarrobo posee una superficie aproximada de 19.000 ha, correspondiente al 12,56% del territorio provincial (Ilustre Municipalidad de Algarrobo, 2014). En esta comuna hay una población residente de 10.120 personas con un total de 16.400 viviendas, de las cuales 3.086 corresponden a población residente, mientras que las restantes 13.314 a segunda vivienda. La población flotante de la comuna en los meses estivales alcanza los 54.000 habitantes, según la Ilustre Municipalidad de Algarrobo (2014). En este sentido, Algarrobo es una comuna con una oferta de servicios relacionada al turismo, una de las actividades económicas más importantes.

Lo anterior da cuenta de la fuerte presión inmobiliaria que tiene consecuencias sobre el paisaje natural de la comuna. Es relevante destacar que el área de estudio está localizada dentro de un espacio de gran importancia para la biodiversidad, ya que forma parte de uno de los *hotspot* más amenazados del mundo (Myers *et al.*, 2000). Por esta razón los ambientes naturales y semi-naturales son de gran relevancia para especies de aves marinas migratorias, siendo áreas de nidificación y descanso para éstas (Ilustre Municipalidad de Algarrobo, 2014).

Las quebradas forman parte importante de los ambientes naturales y semi-naturales de Algarrobo. Estas ocupan la mayor superficie de la Infraestructura Verde de Algarrobo con un 18,6% del total del área de estudio (Novoa, 2017). Además, albergan el tipo de vegetación de “bosque esclerófilo costero”, con especies adaptadas a un déficit hídrico semi-permanente (Ferrando, 2006). También este tipo de vegetación se caracteriza por poseer un alto endemismo e importancia para la concentración de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Ilustre Municipalidad de Algarrobo, 2014)

Como se observa en la Figura 4, gran parte de la superficie urbana de la comuna de Algarrobo está dominada por quebradas. El área contiene quebradas de diferentes tamaños, en donde la mayoría presenta flujos de aguas superficiales intermitentes. De norte a sur, se ubica la Quebrada La Finca, Quebrada Lance Bravo con sus brazos norte y sur, Quebrada Los Claveles, Quebrada Las Casas, Quebrada Los Pescadores, Quebrada Las Tinajas y finalmente Quebrada Las Petras, en el límite con la Comuna El Quisco.

Figura 4 Área de Estudio: Ciudad de Algarrobo y sus Quebradas



Fuente: Elaboración propia

### **5.2.1 Proponer índices para evaluar el estado ecológico de quebradas urbanas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo:**

Se seleccionaron índices asociados a la evaluación del estado ecológico de las zonas ribereñas de acuerdo con la definición de índice. Existen 5 requisitos para que un índice cumpla la función de ser representativo de ecosistemas (de la Maza *et al.*, 2014) :

- Contener los procesos ecosistémicos y así que éste se relacione al modelamiento orientado a procesos, y no sólo al sistema de estudio.
- Que integre las propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos del criterio a considerar (Vegetación, Fauna, Suelo, Estructura y morfología del canal fluvial).
- Que sea accesible a varios usuarios y que sea de fácil medición, para así permitir una continuidad en el monitoreo de éste índice, tanto espacial como temporalmente. Se debe considerar así la capacidad financiera para poder medir el índice, así como también las capacidades humanas.
- Que sea parte de otras bases de datos del criterio a considerar existentes, para poder comparar y analizar los datos obtenidos.
- Ser perceptivo a cambios del ecosistema en el tiempo.

De acuerdo a estos 5 requisitos, se seleccionaron diferentes índices a partir de una revisión bibliográfica y sistematización de los índices existentes, métodos y guías de campo asociados.

Para todos los casos se seleccionaron índices relativos a las siguientes dimensiones del estado ecológico:

- Vegetación y flora: la vegetación cumple un rol ecológico significativo en la conservación de los servicios ecosistémicos asociados a zonas ribereñas, ya que permiten procesar mayor cantidad de materia orgánica, capturar más nitrógeno, mejorar la cantidad y calidad del agua, facilitar el procesamiento de contaminantes y regular la temperatura y luz que ingresa a la quebrada (Romero *et al.*, 2014). Además, resulta un factor clave para la disminución de la fragmentación, ya que la conectividad entre la zona ribereña y las ecosistemas adyacentes es un elemento clave para la preservación de la biodiversidad (Munné *et al.*, 2003). En este sentido, la vegetación se considera importante debido a la influencia en el mantenimiento y en la restauración del estado ecológico de un ecosistema (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014).
- Avifauna: Las aves son consideradas como indicadoras del estado ecológico bajo el supuesto de que las respuestas de especies individuales pueden ser representativas de la respuesta de otra fauna en la comunidad (Mac Nally & Fleishman, 2004). Además, las aves son consideradas especies que pueden indicar características particulares del ecosistema en el que habitan (Niemelä *et al.*, 2010).
- Suelo: El suelo se considera una dimensión relevante dentro de la evaluación del estado ecológico debido a que constituye uno de los componentes fundamentales de los ecosistemas terrestres, condicionando el equilibrio



ecológico en un área determinada (de la Maza *et al.*, 2014). En este sentido la misma autora considera que es importante proteger la calidad de los suelos para un buen estado ecológico, entendiéndose calidad como “la capacidad de éste de funcionar, en un ecosistema definido, para sustentar la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud animal y vegetal”.

- Estructura y morfología del canal fluvial: Se considera como una dimensión importante en la evaluación del estado ecológico debido a que las alteraciones antrópicas del ecosistema son unas de las principales perturbaciones del hábitat (Munné *et al.*, 2003). Además, se considera que las estructuras sólidas afectan el estado ecológico del ecosistema ya que limitan la disponibilidad de agua diferenciando la composición de vegetación (Munné *et al.*, 2003).

En resumen, se propusieron índices de acuerdo a lo propuesto por de la Maza, C. *et al.* (2014), las dimensiones del estado ecológico más evaluadas, y de acuerdo a la facilidad y costos a partir de experiencias en su utilización. Los principales criterios para la selección de índices fueron su uso regular dentro de investigaciones científicas, así como también el costo de su utilización. Para las dimensiones de *Vegetación y Flora*, y *Avifauna* se utilizó el criterio de uso común dentro de investigaciones científicas relacionadas a la evaluación del estado ecológico. En relación a la dimensión *Suelo* debido a que los métodos son muy variados, complejos y costosos, se utilizó el criterio de métodos simples, efectivos y de bajo costo para su evaluación. Finalmente para la dimensión *Estructura y morfología del canal fluvial*, se optó por la selección de algún índice utilizado en investigaciones científicas internacionales, que no haya sido utilizado en Chile, para evaluar su efectividad en terreno respecto a la evaluación del estado ecológico en el país.

### 5.2.2 Estimar y analizar los índices propuestos:

Se realizaron 4 jornadas de muestreo. El 16 de noviembre de 2016 para el levantamiento de datos de la Quebrada Las Petras, 17 y 18 de noviembre de 2016 para la Quebrada Los Claveles, y 14 de enero de 2017 para la Quebrada Las Tinajas. El levantamiento de datos se realizó en la estación estival debido a que es el periodo de época reproductiva de la avifauna (Tessaro & Gonzales, 2011). En cada uno de los puntos de muestreo se levantó información referente a: índice de calidad de bosque de ribera (QBR), avifauna y vegetación leñosa, suelo, y estructura y morfología del canal fluvial.

Para el levantamiento de información se utilizó un GPS, libreta de anotaciones de terreno, un lápiz, una cámara fotográfica, una grabadora, binoculares, y guías de campo.

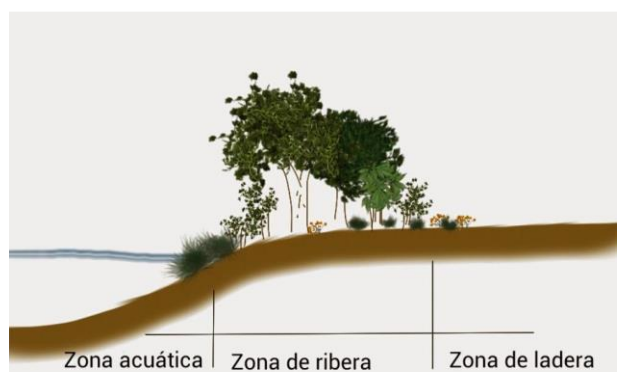
1. Índice de calidad de bosque de ribera (QBR): El índice de calidad de bosque de ribera es uno de los más utilizados a nivel internacional y en Chile. Este índice evalúa principalmente 4 dimensiones de la vegetación ribereña: (1) Cobertura de la vegetación; (2) Estructura de la cobertura; (3) Calidad de la cobertura y (4) Alteraciones del cauce. A partir de las experiencias de la utilización de este índice se establece que es una herramienta de rápida aplicación, replicable en el tiempo, y entrega resultados confiables (Carrasco *et al.*, 2014). Además, el

área de estudio está ubicado en una zona de similares condiciones en relación a donde fue diseñado este índice, por lo que no fue necesario hacer modificaciones.

Para la medición del índice QBR, se establecieron transectos de 100 metros de largo y 50 de ancho (dependiendo del ancho de la zona ribereña). Cabe destacar que en algunos puntos de muestreo la zona ribereña era bastante reducida, alcanzando un máximo de 25 m. de ancho, por lo que los transectos se vieron modificados en su ancho.

Luego de definir los transectos, se observó la zona ribereña (Figura 5) y se otorgó un puntaje para cada una de las dimensiones a evaluar: Grado de cobertura ripariana, Estructura de la cobertura, Calidad de la cobertura, Grado de naturalidad del canal fluvial. Para esto se utilizó la ficha propuesta por Munné *et al.* (2003) en donde se detallaba cada dimensión a evaluar y su respectivo puntaje de acuerdo a las condiciones observadas (Anexo 1). Cada una de las dimensiones a evaluar son totalmente independientes. Cada dimensión obtuvo un puntaje entre 0 y 25 como máximo. La puntuación final del transecto fue la suma de las cuatro dimensiones, la que no debía superar los 100 puntos como máximo y 0 como mínimo.

Figura 5 Zona Ribereña



Fuente: Ripario - Zona Riparia (s. f.)

Los rangos de estado ecológico según el índice de QBR se establecieron según lo propuesto por Munné *et al.* (2003) (Tabla 2):

Tabla 2 Interpretación puntaje QBR

Nivel de calidad	QBR
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	≥ 95
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	75 – 90
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	55 – 70
Alteración Fuerte, mala calidad	30 – 50
Degradación extrema, calidad pésima	≤ 25

Fuente: Munné et al. (2003).

Finalmente, se espacializó la información obtenida mediante el software Arcgis 10.2.1., para cada una de las quebradas evaluadas.

## 2. Evaluación biodiversidad:

### *2.1 Registro de Vegetación:*

En relación al levantamiento de vegetación se utilizó la metodología del inventario florístico de Hernández (2000) para vegetación leñosa (arbustiva y arbórea). A través del inventario florístico se pretendía identificar todas las especies de vegetación leñosa presentes en una parcela. En este caso no se evaluaron todas las variables propuestas por el autor, sino que se consideró la especie identificada y su abundancia.

Para el registro de la vegetación fue necesario establecer una parcela fija de 10 m. de largo y 5 m. de ancho debido a que son las medidas adecuadas para el estudio de comunidades arbóreas y arbustivas (Hernández, 2000). Cabe destacar que la parcela de muestreo se ubicaba dentro de la zona ribereña de la quebrada.

Para el registro se utilizó una ficha de terreno (Anexo 2), en la que se registró el número de individuos de la especie identificada. En caso de no haber reconocido la especie, se tomó una fotografía de la hoja y flor del individuo para posteriormente ser identificada. Para la identificación se utilizó la guía de campo Flora Silvestre de Chile: Zona Central (Hoffmann, A, 2012) y en caso de no haber podido identificar la especie, se buscó ayuda de un experto en flora.

Con el registro de la vegetación observada en cada uno de los puntos, se procedió a evaluar la diversidad por medio del índice de diversidad de Shannon que será explicado más adelante.

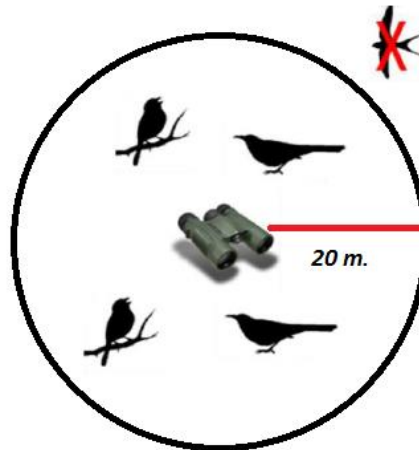
### *2.2 Registro de Aves:*

Se seleccionó el grupo taxonómico de aves, debido a que suelen formar parte de un grupo representativo dentro de la fauna presente en un ecosistema, pueden ser censadas a grandes escalas, sin una mayor dificultad, y su permanencia y abundancia está fuertemente influenciada por las características del entorno en donde habitan, así como también las permanentes perturbaciones a la que éstas puedan estar expuestas (Villegas & Garitano-Zavala, 2008). Adicionalmente el uso de la avifauna como indicador se utilizó bajo el supuesto de que éstas son representativas a la respuesta que puedan tener otra fauna presente en el hábitat (Mac Nally & Fleishman, 2004). Es por esto que se evaluó la diversidad de aves por medio del índice de diversidad de Shannon.

Se realizó un avistamiento de aves por punto fijo, debido a que es el principal método de conteo de aves terrestres según lo propuesto por Ralph (1996). Además, se prefirió el método de conteo por punto fijo debido a la poca visibilidad en quebradas, por la gran cantidad de vegetación. En el conteo por punto, el

observador permaneció en un punto fijo observando y tomando nota de las aves avistadas y oídas en un radio de observación de 20 metros (Figura 6). Además, para cubrir el transecto de 100 metros, se establecieron 4 puntos de observación de 20 m de radio. El tiempo de muestreo fue de 4 minutos por punto de observación. El conteo de aves se realizó entre 7 am. y 10 am., debido a que es el periodo del día en el que se registra mayor actividad en este grupo taxonómico.

Figura 6 Método de conteo por punto fijo.



Fuente: Elaboración propia

Para el reconocimiento se utilizó un binocular, las guías de campo Aves de Chile (Jaramillo, 2005), Guía de Bolsillo Aves Continentales de Chile Central (Martínez, 2016) y Guía de Bolsillo Aves de Chile Central de Aves Chile (Aguirre, 2008). Para el registro de las aves observadas se utilizó una ficha de reconocimiento rápido (Anexo 3). Debido a la poca visibilidad en quebradas, se utilizó una grabadora para la posterior identificación de vocalizaciones de aves, por medio de la guía Trinar de Chile de Guillermo Egli (2011).

### 2.3 Índice de diversidad de Shannon

Posteriormente, una vez obtenidos los datos en terreno se analizó la diversidad a través del cálculo del índice de diversidad de Shannon para vegetación y aves. El índice de diversidad de Shannon se basa en la teoría de la información y es uno de los más utilizados en ecología de comunidades (Pla, 2006). Este índice mide la heterogeneidad de una comunidad de acuerdo a dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Alcanza valores de 0 cuando sólo hay una especie presente y el logaritmo de S cuando las especies presentes son igual al número de individuos (Figuroa Pianda, 2015). Se calcula con la ecuación:

$$H = \sum_{i=1}^S (P_i)(\log_n P_i)$$

Dónde: H: Índice de la diversidad de la especie

S: Número de especies

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

Ln: Logaritmo natural

En la Tabla 3 se observan los rangos propuestos por Caviedes (1999), con el objetivo de darle significancia a los datos obtenidos en terreno:

Tabla 3 Rango del índice de diversidad Shannon e interpretación

Rango	Interpretación
< 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)

Para analizar la diversidad de las quebradas se consideró sólo el índice de Shannon. Sin embargo, en caso de que dos transectos obtuvieran el mismo valor se analizó el índice de Equitatividad de Pielou y el índice de Dominancia de Simpson, para seleccionar el espacio que presentaba mayor diversidad de especies.

El índice de Equitatividad de Pielou, muestra el nivel de heterogeneidad de la comunidad analizada, en donde en una muestra todas las especies presentan la misma abundancia, el índice alcanzaría el máximo. Se calcula a través de:

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

Donde:

E: Equitatividad

H': Índice de Shannon

H max: Ln del total de especies (S)

El índice de dominancia de Simpson, muestra la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie. Bajo esta premisa, a mayor dominancia, el índice de diversidad de Shannon disminuye. Se calcula a través de:

$$\sigma = \sum (Pi)^2$$

Donde:

Pi: Proporción de los individuos registrados en cada especie (n/N)

n: Número de individuos de la especie

N: Número total de especies.

#### 2.4 Origen y estado de conservación de especies

Para vegetación y aves, se analizó la presencia de especies nativas, endémicas, exóticas y en categoría de conservación. Para determinar el origen de las aves se utilizaron los datos de la UICN 2016 y Aves de Chile (Jaramillo, 2005). En el caso del origen de la vegetación se utilizó la Nómina de especies según Estado de Conservación en Chile 2016 del Ministerio de Medio Ambiente, Flora Silvestre de Chile: Zona Central (Hoffmann, 2012) y la plataforma web Chileflora.

Además, para determinar si existían especies en alguna categoría de conservación se utilizaron datos de la UICN 2016 y la Nómina de especies según Estado de Conservación en Chile 2016 del Ministerio de Medio Ambiente.

A partir de la información recopilada se calculó el porcentaje de especies nativas, endémicas, exóticas y en categoría de conservación.

3. Suelo: La erosión del suelo, producida principalmente por el agua, es uno de los procesos de mayor degradación e impacto en los ecosistemas, implicando la pérdida de materiales orgánicos e inorgánicos que no son posibles de reponer en escalas de tiempo humanas (De la Maza, 2014). Debido a que las metodologías utilizadas para determinar la erosión del suelo son muy variadas y complejas, se consideraron técnicas más simples que muestran el estado de un determinado sitio. Se utilizó la metodología propuesta por De la Maza (2014), en donde se establecen parcelas de 10x10m<sup>2</sup> donde se observa el área erosionada y el tipo de erosión (laminar, cárcavas, zanjas, canaliculos) (Figura 7). Esta parcela debe ser dividida en cuadrantes para facilitar la observación. Se establece un porcentaje que es evaluado visualmente. La observación se realizó fuera del área delimitada, tal como lo recomiendo la autora.

Figura 7 Tipo de erosión



Fuente: De la Maza (2014)

De la Maza (2014) define los tipos de erosión para la identificación en terreno:

- a. Erosión Laminar: Tipo de erosión superficial en que el suelo se pierde como una capa fina y uniforme en toda o casi toda la superficie del suelo (no hay desarrollo de canaliculos o zanjas).

- b. Erosión de canalículos: Remoción del suelo a través de pequeños cortes generados por pequeños, pero fácilmente observables, canales (menos a 5cm de ancho)
- c. Erosión de Zanjas: Pérdida de masas importantes de suelo a través de la concentración de los flujos de agua en canales o zanjas que atraviesan el terreno.
- d. Erosión de Cárcavas: Pérdidas de masas de suelo a través de grandes canales o zanjas (metros de ancho y longitud).

Posteriormente, se establece el porcentaje de superficie erosionada y tipo de erosión por cuadrante para luego obtener un valor promedio y tipo dominante, respectivamente, para la parcela. Para esto se utilizó la ficha de terreno que se muestra en el Anexo 4.

Luego se definieron rangos de interpretación de los porcentajes obtenidos (Tabla 4):

Tabla 4 Rango de erosión por porcentaje

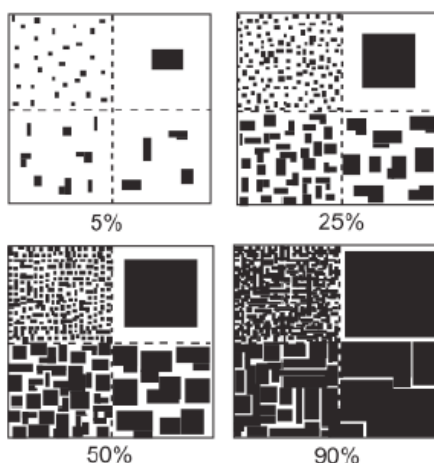
<b>Erosión</b>	<b>Porcentaje</b>	<b>Puntaje</b>
Sin erosión	0%	5
Erosión Leve	<20%	4
Erosión Moderada	20%-60%	3
Erosión Severa	60%-80%	2
Erosión Muy severa	80%-100%	1

Fuente: Reglamento DL N°701

Adicionalmente se utilizó como indicador de erosión, la observación de raíces expuestas. Las raíces expuestas son un efecto directo del escurrimiento superficial de agua y arrastre de material, y sus efectos se resumen en una reducción de la salud de los árboles, pérdida de tolerancia a la sequía y la desestabilización de los árboles (De la Maza, 2014).

En relación al índice de superficie cubierta por hojarasca (De la Maza, 2014), se registró utilizando un cuadrado graduado para contrastar con una escala óptica de porcentajes de cobertura. Así se registró el porcentaje de cobertura que representa la hojarasca dentro de este cuadrado (Figura 8). Para el registro de los porcentajes obtenidos se utilizó una ficha en terreno (Anexo 5).

Figura 8 Cuadrado graduado para medir la pérdida de hojarasca



Fuente: De la Maza (2014)

Posteriormente se definieron rangos de interpretación para el índice de superficie cubierto por hojarasca en relación a los porcentajes obtenidos (Tabla 5):

Tabla 5 Superficie cubierto por hojarasca

Superficie de suelo desnudo (%)	Puntaje
0-10	5
10-20	4
20-40	3
40-60	2
60-80	1
80-100	0

Fuente: Plan de Acción Santiago Andino (2011)

4. Estructura y morfología del canal fluvial: Para emplear esta metodología fue necesario utilizar la ficha propuesta por Center for Watershed Protection (2004) en el Anexo N°5. Esta ficha otorga una puntuación a las dimensiones:

-*Severidad de degradación*: evalúa principalmente el ancho del canal y si es estable, es decir si está sometido a procesos erosivos que pueda estar formando bancos.

-*Condiciones aguas arriba y aguas abajo*: como su nombre lo indica, se evalúa el transecto de acuerdo a las condiciones aguas arriba y aguas abajo



-*Construcción de acceso a las quebradas:* Se evalúa si es que el área es abierta en propiedad pública y con un fácil acceso, para la construcción de senderos. El puntaje disminuye si las laderas tienen una pendiente importante o dificultades para ingresar, como propiedades privadas que la rodeen.

-*Limitaciones de la infraestructura y uso de suelo aguas arriba:* Evalúa la presencia de estructuras sólidas como la presencia de alcantarillado y otras infraestructuras que afecten el estado ecológico.

Para cada una de ellas se establece una puntuación en donde 1 es el mínimo y 5 el máximo (Tabla 6). Posteriormente se realiza una sumatoria, estableciendo niveles en donde 4 es el mínimo y 20 el máximo.

Tabla 6 Puntuación índice Estructura y morfología del canal fluvial

Dimensión	Puntaje				
	5	4	3	2	1
Severidad de Degradación	Canal ajustado: Grado y ancho bastante estable, con una erosión relativamente aislada de los bancos; y condiciones pobres de hábitat.	Pasado por la disminución evidente, la ampliación activa de la corriente, los bancos erosionando activamente a una tasa moderada.		Laderas con una pendiente fuerte a ambos lados de la corriente, que se erosiona a una velocidad rápida; Erosión que contribuye a cargas significativas de sedimentos a la corriente.	
	5	4	3	2	1
Condiciones Aguas arriba y aguas abajo	Arribos aguas arriba y aguas abajo evaluado como bueno.	Ya sea aguas arriba o aguas abajo como pobre con otros evaluado como bueno.		Ambas aguas arriba y aguas abajo se consideran pobres.	
	5	4	3	2	1
Construcción de acceso a las quebradas	Bueno: Área abierta en propiedad pública, espacio suficiente para almacenar materiales, acceso fácil al canal usando caminos o senderos existentes.	Media: Zona boscosa o desarrollada adyacente a la corriente. El acceso requiere la remoción de árboles o el impacto en áreas ajardinadas. Las áreas de reserva son pequeñas o		Difícil: Debe cruzar humedales, laderas empinadas u otras áreas sensibles para acceder a la corriente, áreas de reserva mínima y / o ubicadas a una gran distancia de la sección de arroyo. Se requiere equipo	

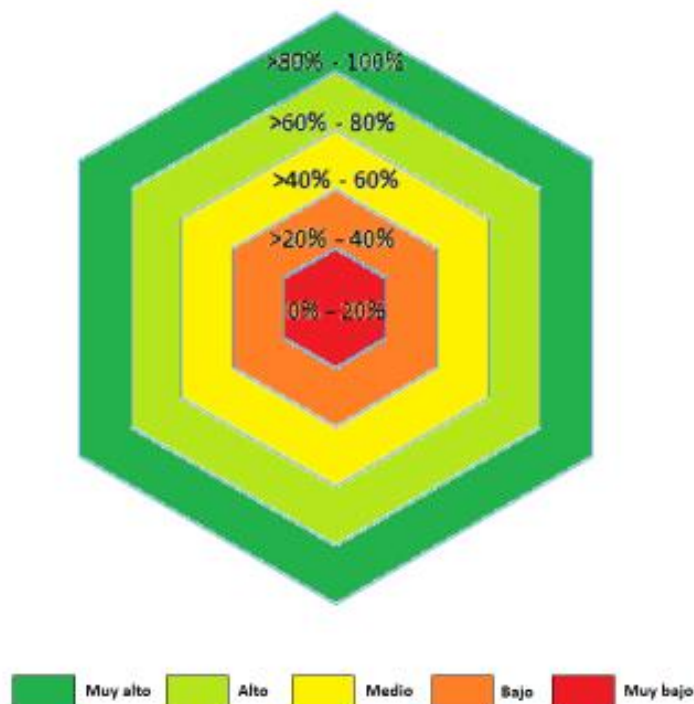
		distantes de la corriente.	pesado especializado.
	5	4	3
			2
			1
Limitaciones de la infraestructura y uso de suelo de aguas arriba	Los alcantarillados u otras infraestructuras no están presentes en el corredor.	Alcantarillas, otras utilidades o estructuras están presentes en el corredor, puede limitar el diseño del proyecto.	La presencia de alcantarillas y otras infraestructuras afectarán y pueden requerir reubicaciones costosas.
	5	4	3
			2
			1

Fuente: Center for watershed protection (2004)

### 5. Integración de índices

Debido a que los índices miden dimensiones del estado ecológico de cada quebrada por separado, es necesario integrar la información obtenida para saber cuál es el estado ecológico en su totalidad. Para esto se construyeron gráficos radiales para la integración de los índices, y así obtener el estado ecológico de cada una de las quebradas evaluadas. Para construir estos gráficos se transformaron todos aquellos valores de los índices en porcentajes, para facilitar su comprensión, tomando como 100% la cifra más elevada de cada una de las categorías de los índices (Vásquez, 2016). Las cifras obtenidas, se categorizaron en “muy alto”, “alto”, “medio”, “bajo”, “muy bajo” estado ecológico, de acuerdo a los criterios establecidos en la Figura 9.

Figura 9 Categorías para evaluar el estado ecológico de las quebradas de Algarrobo



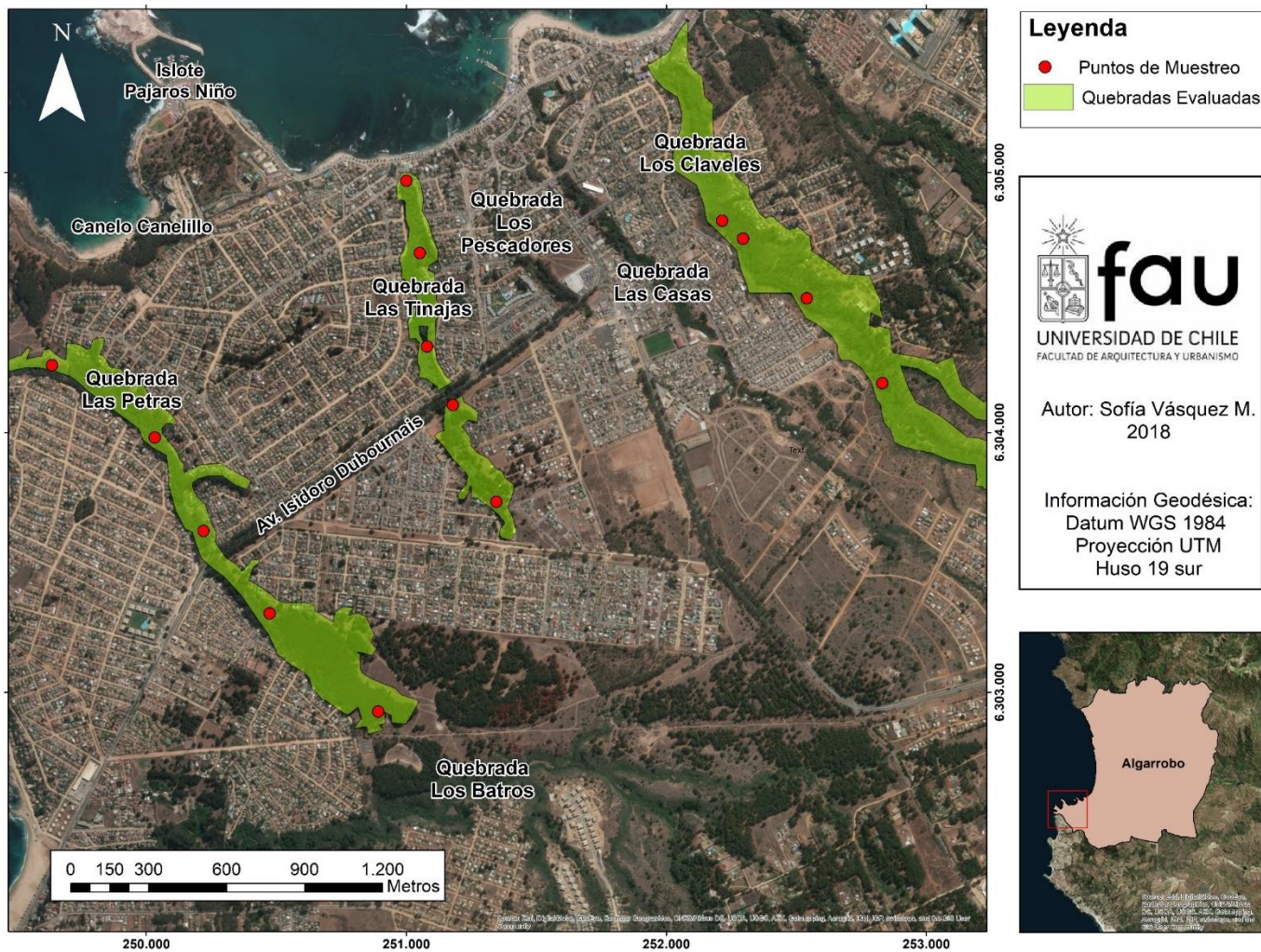
Fuente: Elaboración propia

### **5.2.3 Quebradas y puntos de muestreo:**

En primer lugar, se utilizó la imagen Sentinel-2A del día 04 de abril de 2016, que posee una resolución bastante detallada de 10 metros en cuatro de sus bandas, 20 metros en seis de sus bandas y 60 metros en las tres bandas restantes. Se seleccionó la imagen correspondiente debido a que presentó menor nubosidad, y se utilizó para la fotointerpretación de las quebradas presentes en el área urbana de Algarrobo. Teniendo las quebradas de la comuna de Algarrobo ya identificadas, se procedió a seleccionar las quebradas urbanas a ser evaluadas teniendo en cuenta su importancia espacial y su relevancia para expertos locales consultados. Con ayuda del Comité de Medio Ambiente de Algarrobo se determinó que la Quebrada Las Petras es relevante debido a su nivel de degradación y posible inclusión en el desarrollo de un parque municipal. Por otro lado se consideró que la Quebrada Las Tinajas y Los Claveles serían interesante de evaluar debido a su importancia dentro del sector de Algarrobo tradicional (Ferrando, 2006). En este sentido la Quebrada Las Tinajas a pesar de ser una de las más pequeñas dentro del área de estudio, está fuertemente influenciada por la cantidad de asentamientos urbanos. Sumado a esto, dentro de la Quebrada Las Tinajas se ubica el humedal Tranque Roto, de especial interés para la Fundación Kennedy. Por otro lado, la Quebrada Los Claveles tiene una gran envergadura dentro del área de estudio y se encuentra localizada en el sector de Algarrobo tradicional (Ferrando, F., 2006), con un potencial de ser integrada en la planificación urbana.

Se seleccionaron puntos de muestro que cubrieran las diferentes secciones de las quebradas: cabecera, zona media y exutorio; y tuvieran mayor facilidad de acceso. En la Figura 10, se muestran los puntos de muestreos seleccionados a través del software Arcgis 10.3.

Figura 10 Puntos de Muestreo y quebradas evaluadas



Para la Quebrada Las Petras se seleccionaron 5 puntos a lo largo de la quebrada, para la Quebrada Las Tinajas se seleccionaron 5 puntos a lo largo de la quebrada y para la Quebrada Los Claveles se seleccionaron 4 puntos a lo largo de la quebrada (Tabla 7). En el caso de la Quebrada Los Claveles, los puntos de muestreo se vieron disminuidos debido al difícil acceso a ésta por su gran tamaño y la gran pendiente de sus laderas.

Tabla 7 Puntos de Muestreo

Quebrada / Punto de Muestreo		Coordenadas (X,Y)	
		X	Y
Las Petras	1	249.637	6.304.258
	2	250.032	6.303.980
	3	250.220	6.303.621
	4	250.474	6.303.303
	5	250.892	6.302.925
Las Tinajas	1	251.000	6.304.968
	2	251.052	6.304.690
	3	251.080	6.304.331
	4	251.179	6.304.105
	5	251.346	6.303.733
Los Claveles	1	252.215	6.304.815
	2	252.295	6.304.746
	3	252.541	6.304.516
	4	252.831	6.304.189

Coordenadas UTM Datum: WGS 1984, Huso 19 sur

Fuente: Elaboración propia

Cabe destacar que cada uno de los puntos de muestro debía tener una distancia mínima de 200 m., para evitar el doble conteo en el caso del censo de aves y para poseer una mayor representación de la quebrada en su extensión.

#### 5.2.4 Comparar el estado ecológico de las tres quebradas seleccionadas.

Se utilizaron cuatro métodos principales para la comparación del Estado Ecológico de las zonas ribereñas de los transectos evaluados en las diferentes quebradas. En primer lugar, se realizó la prueba de Shapiro-Wilk para contrastar la normalidad de los datos obtenidos y con ello establecer si se utilizaran métodos paramétricos o no paramétricos en la comparación. Esta prueba tiene como requisito que el número de la muestra no supere el tamaño de 50. Esta prueba de normalidad se evalúa a través del cálculo de la media y la varianza de la muestra,  $S^2$ , ordenando las observaciones de menor a mayor (Díaz, 2009).

Tabla 8 Test de Normalidad Shapiro-Wilk

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
QBR	,954	14	,625
IDSHANNONVEGETACION	,962	14	,749
DominanciaVegetacion	,868	14	,039
EquitatividadVegetacion	,621	14	,000
%ESP_ENDEMICASVEG	,824	14	,010
%ESP_NATIVASVEG	,883	14	,064
%ESP_INTROVEG	,883	14	,064
CATCONSERV_VEG	,754	14	,001
IDSHANNONAVES	,912	14	,170
DominanciaAves	,790	14	,004
EquitatividadAves	,753	14	,001
%ESP_ENDEMICASAVES	,772	14	,002
%ESP_NATIVASAVES	,827	14	,011
%ESP_INTROAVES	,827	14	,011
CATCONSERV_AVES	,541	14	,000
SUPERFICIE CUBIERTA	,568	14	,000
EROSIÓN	,823	14	,010
ESTRUCTURA	,963	14	,770

Fuente: Elaboración propia

Como se muestra en la Tabla 8, la prueba de Shapiro-Wilk, aplicada con un nivel de significancia de 0,05, en general se rechaza la hipótesis nula y por consiguiente la distribución de los datos no es normal. Es importante destacar que a pesar de que algunos datos de la muestra son normales, otros no lo son, por lo que en este caso se optó por usar métodos no paramétricos para realizar la comparación.

Se utilizó el test no-paramétrico de Kruskal-Wallis para ver si existían diferencias entre los transectos evaluados. Este test no precisa de los supuestos de normalidad de la distribución de los datos así como también la igualdad de varianza. Además, se realizó el test de Dunn como prueba posterior de comparaciones múltiples pareadas (Zar, 1999). Es importante destacar que si bien el test de Kruskal-Wallis permite observar las diferencias entre las medianas de más de dos grupos, fue necesario implementar el test de Dunn para evaluar entre cuáles de éstas medianas hay diferencias que fueran estadísticamente significativas (Taucher, 1997; Zar, 1999).

En relación al test de Kruskal-Wallis, la hipótesis nula se refiere a que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las quebradas evaluadas, mientras que la hipótesis alternativa se refiere a que existen diferencias estadísticamente significativas, entre por lo menos un par de quebradas (Vivanco, 1996).

Para su aplicación, los transectos fueron agrupados en las quebradas a las que pertenecían. Al realizar el test de Kruskal-Wallis se compararon simultáneamente las medianas referidas a QBR, índice de diversidad de Shannon, índice de dominancia de

Simpson, índice de equitatividad de Pielou, porcentaje de especies nativas, exóticas, endémicas y en categoría de conservación para vegetación y avifauna, la erosión del suelo, pérdida de materia orgánica, y estructura y morfología del canal fluvial, en relación a los transectos por quebrada.

Posteriormente, se aplicó el test de Dunn para las comparaciones múltiples pareadas, en la secuencia que se observa en la Tabla 9. En este caso, la hipótesis nula da conocer que las quebradas en relación a los índice evaluados no son diferentes, mientras que la hipótesis alternativa se refiere a que existen diferencias estadísticamente significativas, entre por lo menos un par de quebradas. Cabe destacar que se realizó la comparación a partir del resultado obtenido en el test de Kruskal-Wallis.

Tabla 9 Pares de grupos analizados mediante el test de Dunn

<b>Quebradas Comparadas</b>	<b>Índice</b>
Quebrada Las Petras	QBR – Estructura
Quebrada Las Tinajas	QBR – Estructura
Quebrada Los Claveles	QBR – Estructura

Fuente: Elaboración propia

El test de Kruskal-Wallis y el test de Dunn, fueron aplicados a través del programa SPSS 16.0. En cuanto al test de Kruskal-Wallis se utilizó un intervalo de confianza del 99%, y para el test de Dunn un intervalo de confianza del 95%. Lo anterior permite aceptar o rechazar la hipótesis nula con un margen de error del 1% y 5% respectivamente.

Adicionalmente, se confeccionaron gráficos de caja (“box-plot”) para la comparación en cada índice. El gráfico de caja se utilizó como una forma de representación estadística para destacar aspectos de la distribución de los datos observados. Los elementos presentados en este gráfico son:

1. La caja: constituye el rango o intervalo de la distribución, es decir el tramo que va desde el primer cuartil, al tercer cuartil, incluyendo el 50% de los datos centrales.
2. Mediana: dibujada a través de una línea dentro de la caja.
3. Bigotes: líneas que sobresalen hacia arriba o debajo de la caja, que indican los datos que están fuera del 50% central de la distribución de éstos.

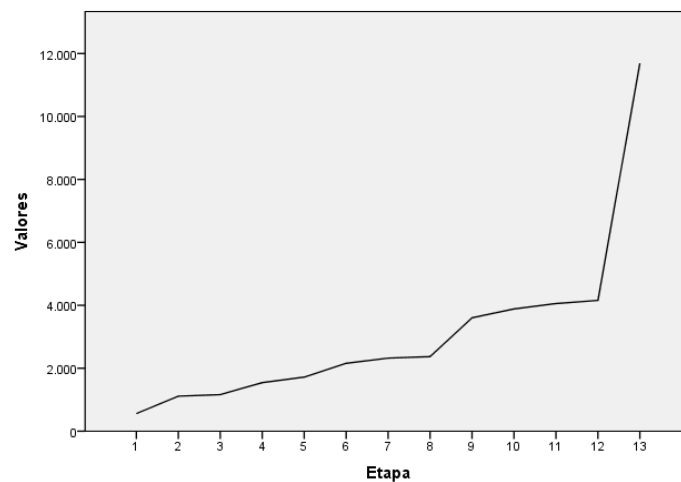
El gráfico de caja se realizó mediante el programa SPSS 16.0, considerando los índices QBR, diversidad de Shannon para vegetación y avifauna, erosión del suelo, pérdida de materia orgánica y estructura y morfología del canal fluvial, en relación a las quebradas evaluadas.

Finalmente, se realizó un análisis de clúster o análisis de conglomerados. Este análisis tiene como objetivo agrupar unidades de observación teniendo en cuenta el criterio de semejanza o máxima heterogeneidad. Se realizó el análisis de clúster jerárquico considerando 14 transectos, e índices como QBR, de diversidad, índice de equitatividad, índice de dominancia para vegetación y avifauna, porcentaje de especies nativas, endémicas, exóticas y en categoría de conservación para vegetación y avifauna, así

como también la erosión del suelo, pérdida de materia orgánica y estructura. Los clúster se realizaron mediante el método de agrupación en clúster centroide, y con una medida de intervalo de distancia euclídea al cuadrado.

Para establecer el número de clúster requeridos se analizó el historial de conglomeración. La Figura 11, muestra el punto de inflexión para determinar el número de clusters. Se aplicó la siguiente ecuación:  $N^{\circ}$  de casos – Punto de inflexión =  $N^{\circ}$  de clusters (Gatignon, 2014). A partir de esto se determinó que el punto de inflexión era en la etapa 8, por lo que el número de clúster a evaluar será 6.

Figura 11 Punto de inflexión de número de clusters



Fuente: Detalle de resultados SPSS 16.0

El análisis de clúster y la realización del dendograma, se hizo a través del programa SPSS 16.0.



## 6. RESULTADOS

### 6.1 Propuesta de índices para la evaluación del estado ecológico de las quebradas urbanas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo.

Con el fin de evaluar el estado ecológico de las Quebradas Las Petras, Quebrada Las Tinajas y Quebrada Los Claveles, se seleccionaron cuatro índices relativos a las dimensiones vegetación, avifauna, suelo y, estructura y morfología del canal fluvial.

Los índices seleccionados para cada dimensión se presentan en la tabla 10:

Tabla 10 Resumen índices seleccionados

Dimensión	Índice
Vegetación	QBR
	Índice diversidad de Shannon
Avifauna	
Suelo	Erosión del Suelo
	Pérdida de hojarasca
Estructura	Estructura y morfología del canal fluvial

Fuente: Elaboración propia

#### 6.1.1 Vegetación

En cuanto a la dimensión de vegetación se analizaron las propuestas del índice de Hábitat Fluvial (IHF), índice de Calidad de Bosque de Ribera (QBR), índice de Macrófitas (IM), y el índice de diversidad de Shannon, este último para vegetación y avifauna. En la Tabla 11 se expresan las razones por las cuales fueron elegidos los índices a utilizar:

Tabla 11 Índices dimensión vegetación

Dimensión	Índice	Referencia	Criterio de Selección
Vegetación	IHF (Pardo et al., 2002)	Haun, R. S., & Fortes, J. A. (2015). Utilización de los índices de hábitat fluvial, bosque de ribera y macrófitas para la determinación de calidad del recurso hídrico del Estero Catapilco, Región de Valparaíso. Anales, Sociedad Chilena de	Al evaluar parámetros relacionados al cauce como velocidad, profundidad, frecuencia de rápidos, se descartó debido a que las quebradas evaluadas poseían un régimen intermitente de agua en el cauce. Por otro lado se

		Ciencias Geográficas, 28, 9–30.	establece que el IHF es más tolerante a la modificación del entorno en relación a otros índices (Haun & Fortes, 2015) .
Vegetación	QBR (Munné et al., 2003)	Haun, R. S., & Fortes, J. A. (2015). Utilización de los índices de hábitat fluvial, bosque de ribera y macrófitas para la determinación de calidad del recurso hídrico del Estero Catapilco, Región de Valparaíso. <i>Anales, Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas</i> , 28, 9–30.	Fue seleccionado debido a que la calidad del bosque de ribera es uno de los elementos más relevantes a la hora de evaluar el estado ecológico (Suárez et al., 2002). Además, es uno de los más utilizados para medir el estado ecológico, por su aplicación rápida y sencilla, y de bajo costo (Haun & Fortes, 2015). Es sensible a cambios en el ecosistema.
Vegetación	IM (Suárez et al., 2005)	Suárez, M., Mellado, A., Sánchez-Montoya, M., & Vidal-Abarca, M. (2005). Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. <i>Limnetica</i> , 24(3–4), 305–318.	A pesar de poder ser fácilmente calculado en terreno, se descartó debido al amplio conocimiento que se debe tener en taxonomía de hidrófitos y helófitos. Además, se necesita un análisis complejo de factores físico- químicos obtenidos de un muestro del ecosistema acuático, dificultando la capacidad del índice de entregar información rápida y sencilla (Suárez et al., 2005).
Vegetación - Avifauna	Índice de diversidad de Shannon (Shannon & Weaver, 1998)	Strohbach, M., Haase, D., & Kabisch, N. (2009). Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics. <i>Ecology and Society</i> , 14(2).	Fue seleccionado debido a que es uno de los índices de diversidad más utilizados, sumado a que no requiere una definición de umbral y no se centra en el potencial para experimentar la diversidad (Strohbach, Haase, & Kabisch, 2009)

Fuente: Elaboración Propia

En resumen, se seleccionaron dos índices: calidad de bosque de ribera (QBR) y el de diversidad de Shannon. En base a que ambos son de los más utilizados, su aplicación es rápida y sencilla, y de bajo costo. El primero evalúa cuatro dimensiones para determinar los rangos de calidad de la vegetación ribereña (Munné, 1998):

1. *El Grado de cubierta de la zona de ribera*: este indicador estima el porcentaje de cobertura vegetal que posee el transecto, y la conectividad que posee con el ecosistema natural adyacente. Este indicador evalúa la función de la vegetación como principal componente del ecosistema, sin considerar la estructura vertical.
2. *Estructura de la cobertura*: este indicador otorga una puntuación según el porcentaje de cubierta de superficie arbórea, y en caso de la ausencia de estos, se evalúa la superficie arbustiva sobre la totalidad del transecto. Se debe considerar que resta puntaje el que hayan plantaciones de árboles, y suma puntaje la presencia de helófitos en la orilla, así como también la interconexión entre árboles y arbustos en la ribera. A mayor puntaje, mayor diversidad de flora y fauna en la zona.
3. *Calidad de la cobertura*: Se evalúa positivamente de acuerdo al número de especies nativas presentes en la ribera. Las especies invasoras restan puntaje a este indicador.
4. *Grado de naturalidad del canal fluvial*: Las alteraciones que están adyacente a la quebrada es señal de una reducción de ésta. Mientras más alteraciones existan: estructuras sólidas, paredes, muros, etc. menor será el puntaje obtenido en esta categoría. Es importante mencionar que no se consideran puentes o accesos que nos permitan tomar muestras en la ladera de al frente.

La ficha a utilizar en trabajo de campo (Anexo N°1) contiene los detalles a evaluar y la metodología a seguir. Es necesario mencionar que no se realizaron modificaciones a la ficha de trabajo de campo, pues el diseño y desarrollo de ésta fue en España, inicialmente para zonas climáticas mediterráneas, por lo que no fue necesario.

Además, este índice se ha utilizado en Chile para la evaluación del estado ecológico en los ríos Lingue y Chaihuín (Carrasco *et al.*, 2014), en el río Maipo (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012), en el río Nonguén (Palma *et al.*, 2009), en el Maullín (Fernández *et al.*, 2009) y en el estero Catapilco (Haun & Fortes, 2015).

El segundo, Índice de Diversidad de Shannon (H'), ha sido uno de los más utilizados para la cuantificación de la biodiversidad específica, para la medición del estado ecológico. Mide la heterogeneidad de especies de la muestra, sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006). Alcanza valores de 0, cuando sólo hay una especie presente y el logaritmo de S cuando las especies presentes son igual al número de individuos (Pla, 2006). Integra principalmente dos dimensiones: Riqueza de especies y equitatividad o representatividad (dentro del muestreo). De esta forma se determinará la diversidad de especies arbóreas y arbustivas presentes en los transectos evaluados en las quebradas de Algarrobo. Además, se tuvo en consideración la presencia y/o abundancia de especies en categoría de conservación, con el propósito de proteger quebradas que contengan alguna especie en peligro.

### 6.1.2 Avifauna

Evaluar el estado actual de la fauna que forma parte de un ecosistema y cómo los cambios que se producen en éste pueden perjudicar su distribución o permanencia en el estado, se torna urgente para la conservación de estos ecosistemas (Ralph & Fleishman, 2004). En este sentido, las aves suelen formar parte de un grupo representativo dentro de la fauna presente en un ecosistema, ya que pueden ser censadas a grandes escalas, sin una mayor dificultad, y sumado a esto su permanencia y abundancia está fuertemente influenciada por las características del entorno en donde habitan, así como también las permanentes perturbaciones a la que éstas puedan estar expuestas (Carignan & Villard, 2002). Es por esto que la avifauna como indicador se utiliza bajo el supuesto de que son representativas a la respuesta que puedan tener otra fauna presente en el hábitat (Ralph & Fleishman, 2004).

Debido a la importancia de las aves como indicadores del estado ecológico de un ecosistema, se determinó la diversidad de especies de avifauna a través del índice de diversidad de Shannon, que como se mencionó anteriormente, es uno de los más utilizados. La utilización de aves, podría dar indicios de cómo las aves y otra fauna, utilizan las quebradas y sus zonas ribereñas como corredores lineales. Además, al igual que en vegetación, se consideró la presencia y/o abundancia de especies en categoría de conservación, con el propósito de proteger quebradas que contengan alguna especie en peligro.

Para el levantamiento de datos en terreno, se utilizó un ficha de campo para facilitar la toma de datos (Anexo N°3), además de binoculares y guías de campo para facilitar el reconocimiento. En el caso de las quebradas es necesario establecer puntos de muestreos fijos, con un radio de observación de 25 metros, debido a la gran cantidad de vegetación que imposibilita la observación por medio de transectos.

### 6.1.3 Suelo

Es importante considerar el suelo como factor preponderante a la hora de evaluar el estado ecológico de una quebrada, pues éste constituye uno de los componentes primordiales de los ecosistemas terrestres, limitando el equilibrio del ecosistema, teniendo incluso repercusiones sobre la biodiversidad. El suelo como componente del ecosistema es un factor importante, debido a su funcionalidad como soporte de vida para la fauna y vegetación de la quebrada (Karlen *et al.* , 2003).

Para la selección de índices se utilizó como referencia el Manual para Aplicar Indicadores de Sustentabilidad en Áreas Protegidas (de la Maza *et al.*, 2014). Se analizaron 4 índices: Erosión del suelo, Raíces expuestas, Compactación del suelo y Pérdida de hojarasca. En la Tabla 12 se expresan las razones por las cuales fueron elegidos los índices a utilizar:

Tabla 12 Índices dimensión suelo

<b>Dimensión</b>	<b>Índices</b>	<b>Referencia</b>	<b>Criterio de Selección</b>
Suelo	Erosión del suelo	De la Maza, et al. (2014). Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en Áreas Protegidas.	Fue seleccionado debido a que la erosión es uno de los procesos de degradación con mayor impacto sobre los ecosistemas y tiene como resultado la pérdida de materiales orgánicos e inorgánicos que son imposible de restaurar en escalas de tiempo humanas (De la Maza et al., 2014). Se seleccionó debido a que los autores proponen una forma de evaluación rápida y sencilla, aplicable a diferentes condiciones de campo y es sensible a cambios en el tiempo, además de considerarse como fundamental para la evaluación del estado ecológico.
Suelo	Raíces expuestas	De la Maza, et al. (2014). Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en Áreas Protegidas.	Las raíces expuestas reducen la salud de los árboles, pérdida de tolerancia a la sequía, desestabilización de los árboles e incluso su caída (De la Maza, et al., 2014). Este índice no fue seleccionado debido a que representa entre otras cosas el inicio de erosión y por consiguiente degradación del ecosistema en cuestión, por lo que se consideró como indicador de erosión del suelo en tramos donde fueran visibles.
Suelo	Compactación del suelo	De la Maza, et al. (2014). Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en Áreas Protegidas.	Este índice no fue seleccionado debido a su complejidad de medición en terreno, además de que los autores proponen que la compactación del suelo se relaciona directamente con la acción de los visitantes, como el pisoteo. En este sentido se consideró que las quebradas evaluadas tenían casi nula visita de personas debido a la inexistencia de senderos para caminantes.

Suelo	Pérdida de hojarasca	De la Maza, et al. (2014). Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en Áreas Protegidas.	Fue seleccionado debido a que los autores proponen que la pulverización de la hojarasca y su desagregación, podrían ser extraídas del ecosistema por procesos erosivos, reduciendo la calidad del suelo que sostiene las diferentes formas de vida de la quebrada. Así mismo su evaluación es rápida y sencilla, además de ser aplicable a condiciones de campo y ser sensible a cambios en el tiempo (de la Maza, et al., 2014).
-------	----------------------	--	---

Fuente: Elaboración propia

En concreto de los 4 índices propuestos por los autores, se seleccionaron dos: Erosión del Suelo y Pérdida de hojarasca. Los dos índices seleccionados cumplen con los criterios de selección de integrar procesos ecosistémicos, procesos físicos observables de erosión, así como también un tipo de evaluación accesible a varios usuarios, aplicable a condiciones de campo y son sensible a cambios en el tiempo del ecosistema.

- Erosión del Suelo: el agua es el principal agente de erosión en las quebradas, teniendo un fuerte impacto en el suelo de éstas. Producto de esta erosión puede haber pérdida de materiales orgánicos e inorgánicos, que son muy difíciles de recuperar naturalmente. Debido a que las metodologías utilizadas para determinar la erosión del suelo son muy complejas, es importante considerar técnicas más simples. Se deben establecer parcelas de 10x10m<sup>2</sup>, observando el área de erosión y su tipo, que presenta el área (laminar, cárcavas, zanjas, canalículos). Esta parcela debe ser dividida en 4 cuadrantes para facilitar la observación. Se establece un porcentaje que es evaluado visualmente por el observador. Se recomienda realizar la observación fuera del área delimitada para no sufrir accidentes en caso de que la erosión sea muy fuerte.
- Pérdida de hojarasca: Es importante considerar como índice la pérdida de materia orgánica superficial, pues la hojarasca cumple funciones como otorgar materia orgánica al suelo, así como también refugio de vida para distintos macro y micro invertebrados y para la avifauna. Además, limita la erosión por impacto de una gota de agua o de escurrimiento superficial de agua. La forma de registrar este índice es utilizando un cuadrado graduado el que contrastará con una escala óptica de porcentajes de cobertura. Así se debe registrar mediante una fotografía in-situ, el porcentaje de cobertura que representa la hojarasca dentro de este cuadrado.

Para la medición de ambos índices se utilizará una ficha de campo para la facilitación del registro (Anexo N°4 y N°5).

#### **6.1.4 Estructura y morfología del canal fluvial**

Se seleccionó la metodología propuesta por Center for Watershed Protection (2004). Este índice se utilizó debido a que esta metodología no ha sido utilizada aún en Chile, por lo que resultaría una oportunidad para probar su eficacia en terreno. Para emplear esta metodología es necesario utilizar la ficha propuesta por el autor que otorga una puntuación a los niveles de cada indicador. El Center For Watershed Protection (2004) propone una serie de dimensiones a evaluar en el canal fluvial, sin embargo para esta investigación se seleccionaron los que guardaban relación con el estado ecológico de los ecosistemas: Severidad de Degradación, Condiciones Aguas arriba y aguas abajo, Construcción de acceso a las quebradas, Limitaciones de la Infraestructura y uso de suelo aguas arriba. Fue seleccionado debido a que integra procesos físicos de morfología, además de ser un tipo de evaluación accesible a varios usuarios, de fácil aplicación en terreno, así como también sensible a perturbaciones en el ecosistema. La relevancia de este índice es que establece una guía de como reparar las quebradas urbanas en relación al nivel de degradación de éstas.

Debido a que este índice no ha sido utilizado en Chile no se tienen experiencias previas para la obtención de alcances y/o limitaciones que pueda tener éste en el país. Sin embargo la utilización de este índice aportará en el conocimiento que se tiene al respecto de éste y aportará recomendaciones para su utilización.

Para la evaluación del índice Estructura y morfología del canal fluvial se utilizó la guía propuesta por Center for Watershed Protection (2004) (Anexo N°6)

## 6.2 Estimación y análisis los índices propuestos.

Con respecto al estado ecológico de las quebradas Las Petras y Las Tinajas, ambas obtuvieron bajo puntaje en el índice QBR, con una *alteración fuerte* (Munné *et al.*, 2003) en la zona de cabecera y zona media. En relación a este índice se observó que los puntajes más altos se dieron en la *estructura de la cubierta* debido a que el estrato arbóreo superaba el 50% - y en algunos casos el 75% - de la superficie de cada una de las quebradas. Además, se destaca que en las quebradas Las Petras y Las Tinajas, el grado de naturalidad restó puntaje debido a la presencia de estructuras sólidas dentro de la quebrada y alteraciones como la presencia de microbasurales y estructuras asociadas a alcantarillado.

En relación a la Quebrada Los Claveles, en general presenta un *buen estado ecológico*, con tramos ligeramente perturbados con una calidad buena, e incluso tramos sin alteraciones con un estado ecológico *muy bueno o en estado natural*. Lo anterior se podría deber al gran tamaño de esta quebrada, además de su difícil acceso y la nula modificación del cauce.

A continuación se detalla el estado ecológico en que se observó cada una de las quebradas evaluadas:

### 6.2.1. Quebrada Las Petras

En la Quebrada Las Petras, 4 tramos fueron evaluados con una alteración fuerte y mala calidad, y un tramo con inicio de alteración y calidad intermedia. Se observó una baja diversidad y muy baja diversidad en relación a la vegetación, y una alta diversidad y media diversidad con respecto a la avifauna. Además, se observó que aguas abajo del camino que divide la quebrada, la erosión comienza a aumentar, observándose así raíces expuestas y un tramo desprovisto de hojarasca. También se encontraron signos de encausamiento del agua superficial que recorre la quebrada a través de alcantarillado y estructuras sólidas presentes en el corredor ribereño que podrían estar afectando directamente el estado ecológico de la quebrada.

En detalle, fueron cuatro los transectos evaluados en donde había una *Alteración fuerte* (Munné *et al.*, 2003), en relación al índice QBR. Los transectos con una *alteración fuerte* fueron: T1, T3, T4 y T5. Esto estuvo relacionado fundamentalmente con el bajo puntaje obtenido en Calidad de la Cubierta y el Grado de Naturalidad de la quebrada. Con respecto al transecto 1, a pesar de poseer una superficie de cubierta vegetal arbóreo entre un 50% y 80%, el estrato arbustivo no conformaba una continuidad de vegetación. Además, en relación a la Calidad de la cubierta, a pesar de que se encontró una cantidad abundante de individuos de especies nativas como el Bollén y Litre, existía una dominancia importante de Eucalipto, especie introducida. También se observó estructuras sólidas que estaban interviniendo la zona ribereña, modificando el curso de las aguas superficiales intermitentes. Para el transecto 3 se observaron condiciones similares en relación al grado de cubierta y la estructura de la cubierta, sin embargo, se observó una distribución lineal en los pies de los árboles que evidenciaba cierta intervención antrópica con plantaciones de especies exóticas. Es por esto que en la calidad de la cubierta se obtuvo una mala evaluación pues a pesar de que existían especies nativas, había una gran cantidad de especies exóticas como el Eucalipto y la



Zarzamora. Además, había estructuras sólidas y construcciones para la canalización del agua de la quebrada (Figura 12).

Figura 12 Transecto 3 Quebrada Las Petras



Fuente: Elaboración propia

Para el transecto 4 y 5 no se observaron cambios relevantes, pues el grado y la estructura de la cubierta fueron bien evaluados, pero el grado de naturalidad se vio afectado debido a modificaciones de la terraza adyacente con una reducción del canal. Por otro lado el transecto 2 fue el que obtuvo una mejor evaluación, con una *alteración importante* y con una calidad intermedia (Munné *et al.*, 2003). El grado de la cubierta obtuvo un alto puntaje ya que el 80% estaba cubierto por vegetación ribereña, compuesta principalmente por un estrato arbóreo y arbustos. A pesar de que existían especies exóticas como el Eucalipto, éstas se veían superada por una gran cantidad de especies nativas como el Colliguay, Boldo, Lite, Peumo, entre otras. Además, en este transecto no se observaron estructuras sólidas que estuvieran interviniendo el lecho de la quebrada.

Con respecto a la riqueza de especies de vegetación leñosa, se registraron 12 especies, de las cuales 8 eran nativas, 5 endémicas (Colliguay, Boldo, Bollén, Litre, Peumo) y 4 exóticas (Zarzamora, Olivo, Eucalipto, Pino insigne). De las especies observadas sólo una especie estaba en categoría de conservación: *peligro crítico* (Colihue). La abundancia total fue de 72 individuos, de los cuales las especies más abundantes fueron el Colihue (20 individuos) y Eucalipto (18 individuos) (Tabla 13). El detalle de las especies encontradas en cada uno de los transectos, se puede observar en el Anexo 7.

Por otro lado, en lo que respecta a la riqueza de especies de aves, se registraron 23 especies, de las cuales 19 eran nativas, 1 endémica (Churrín del norte) y 4 exóticas (Codorniz, Garza boyera, Mirlo y Paloma). De las especies observadas, ninguna estaba dentro de alguna categoría de conservación, según la UICN. La abundancia total fue de 140 individuos, de los cuales las especies más abundantes fueron el Chincol, Tiuque y Fío fio (Tabla 13) (Anexo 8).

Tabla 13 Biodiversidad, Quebrada Las Petras

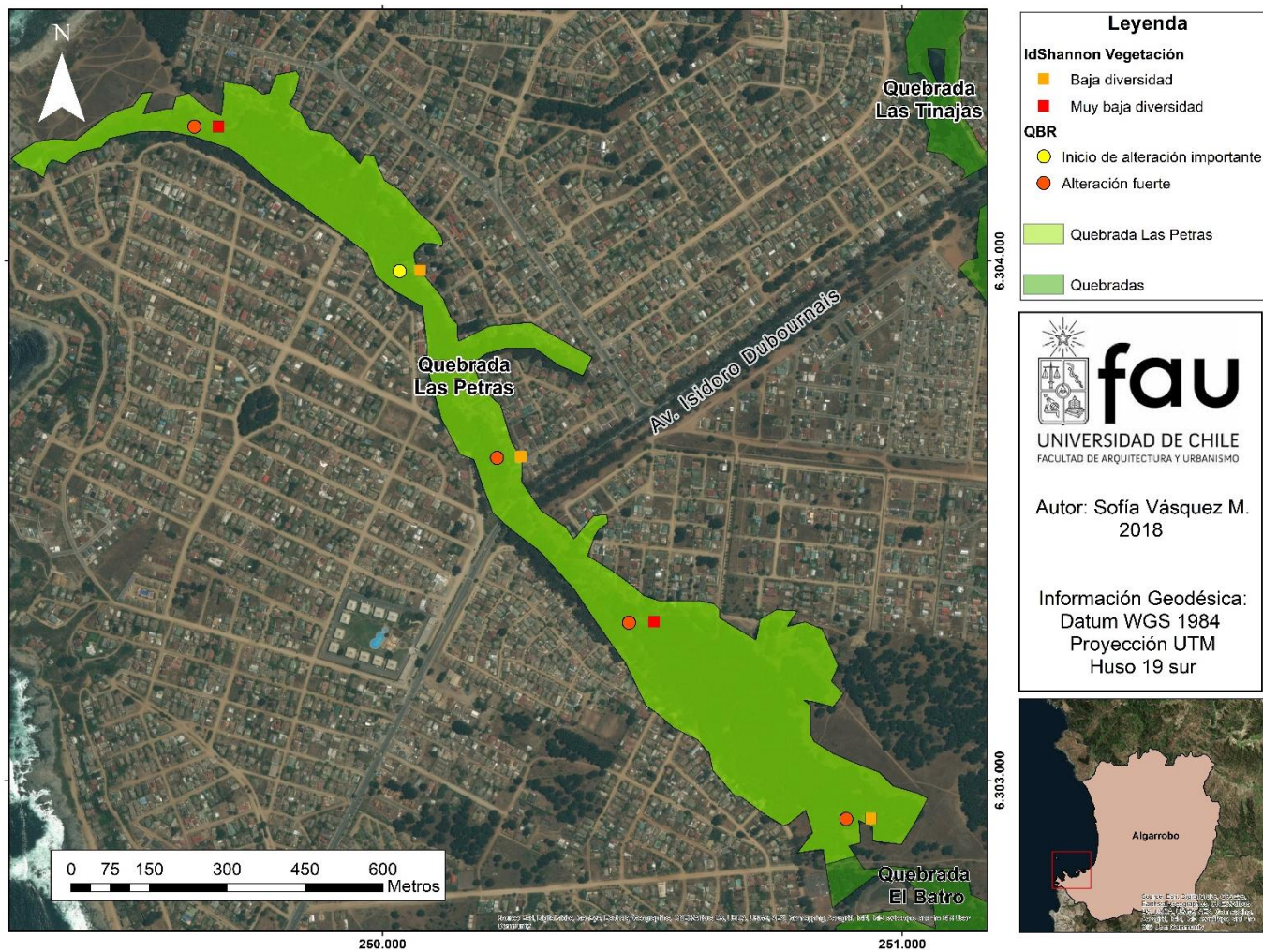
	Riqueza (N° de especies)	Abundancia (N° de individuos)	Especies nativas (%)	Especies endémicas (%)	Especies Exóticas (%)	Especies en categoría de conservación (%)
Vegetación	12	72	66,67	41,67	33,33	33,33
Avifauna	23	140	82,61	4,38	17,39	0

Fuente: Elaboración propia

En relación al índice de diversidad de Shannon para vegetación, se encontró que a modo general existe una *baja diversidad* y *muy baja diversidad* (Caviedes, 1999). Los transectos 1 y 4 fueron los peores evaluados con una *muy baja diversidad*. Además, el transecto 4 fue el que obtuvo el menor índice de diversidad de Shannon con *muy baja diversidad* ( $H= 0,5$ ). Lo anterior se debe a que sólo se encontraron dos especies: Litre y Pino Insigne, con alta dominancia de la última. Por otro lado, el transecto 2 fue el que obtuvo mayor diversidad de especies en relación el índice de Shannon y una baja dominancia de especies, sin embargo igualmente obtuvo una *baja diversidad* (Tabla 14).

Además, se observa una coincidencia espacial importante en relación a la dimensión vegetación, pues los índices evaluados arrojaron resultados similares. Mientras el índice QBR indicó que la quebrada poseía una *alteración fuerte*, el índice de diversidad de Shannon para vegetación arrojó que existía una *muy baja* y *baja diversidad* a lo largo de la quebrada (Figura 13).

Figura 13 QBR e Índice diversidad de Shannon Vegetación: Quebrada Las Petras



Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la avifauna, el índice de Shannon arrojó una *alta diversidad* a nivel general en la quebrada. También se encontró alta equitatividad en todos los transectos, lo que refleja una homogeneidad en la distribución de las especies. Además, llama la atención, de que a pesar de que se obtuvieron niveles bajos en la dimensión vegetación, se encontraron altos niveles de diversidad para la avifauna, lo que podría estar reflejando una mejoría en su estado ecológico, pues las especies podrían estar utilizando la vegetación ribereña como corredor biológico para obtener alimento, agua y/o nidificar.

En detalle, se encontró que en la zona de cabecera de la quebrada hay una *alta diversidad*. Esto llama la atención ya que como se mencionó anteriormente, se observó una *alteración fuerte* en relación al índice QBR y una *baja diversidad* en relación al índice diversidad de Shannon de Vegetación, por lo que no existen coincidencias espaciales. Lo anterior podría estar relacionado a que adyacente a la Quebrada Las Petras se encuentra la Quebrada El Batro, por lo que las aves podrían estar utilizando eventualmente la Quebrada Las Petras como un corredor lineal. Con respecto a los demás transectos se encontró también que en el transecto 1 y 2 había una *alta diversidad*, ya que eran tramos cercanos a ecosistemas marinos y de pradera. Los transectos 3 y 4 a pesar de poseer un índice de Shannon menor poseen una *diversidad media*. Lo anterior se podría deber a la cercanía de estos puntos con recintos domiciliarios y al camino que atraviesa la quebrada, además de la extracción de leña que estaría perturbando el hábitat de las aves (Tabla 14).

Tabla 14 índice de diversidad de Shannon Vegetación y Avifauna, Las Petras

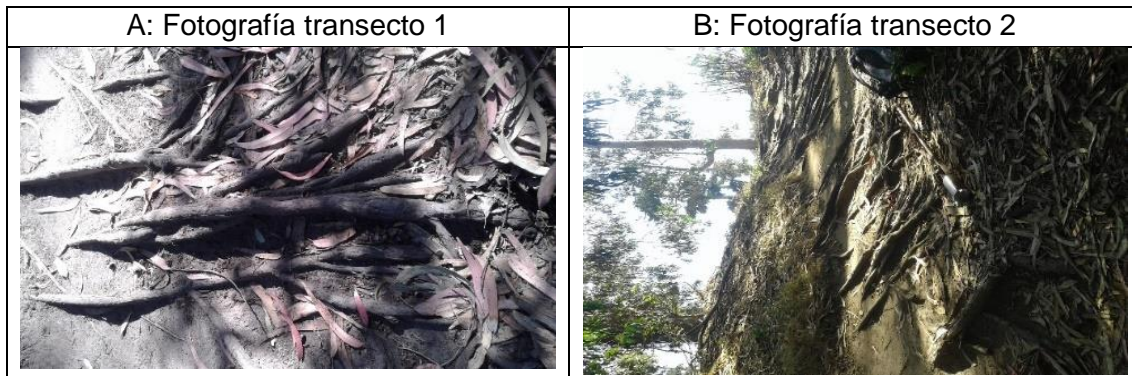
Transecto	Índice de Shannon (H')	
	Vegetación	Aves
T1	0,95	2,21
T2	1,71	2,19
T3	1,09	1,93
T4	0,5	1,85
T5	1,22	2,15

Fuente: Elaboración propia

En relación a la dimensión suelo, se observó que en general no había *erosión severa*. A su vez, se observó que en general había un tipo de erosión laminar y en canalículos. En específico en los transectos 1 y 2, se encontró mayor grado de erosión del suelo. En ambas se observó predominancia de erosión laminar. Ambas se clasificaron como *erosión moderada*, según el reglamento DL N°701. Esto podría estar evidenciado en la cantidad de raíces expuestas observadas, que refleja la cantidad de suelo perdido desde que el árbol fue plantado (Figura 14). Así, la exposición de las raíces podría ser una consecuencia del escurrimiento superficial del agua, bajando el nivel general del suelo. Es importante mencionar que la mayor erosión observada en ambos transectos, también podría estar influenciada por el aumento de la pendiente.

Por otro lado, para el transecto 3, se observó una Erosión Leve, según el mismo autor, y para los transectos 4 y 5, no se observó erosión, así como tampoco se observaron raíces expuestas.

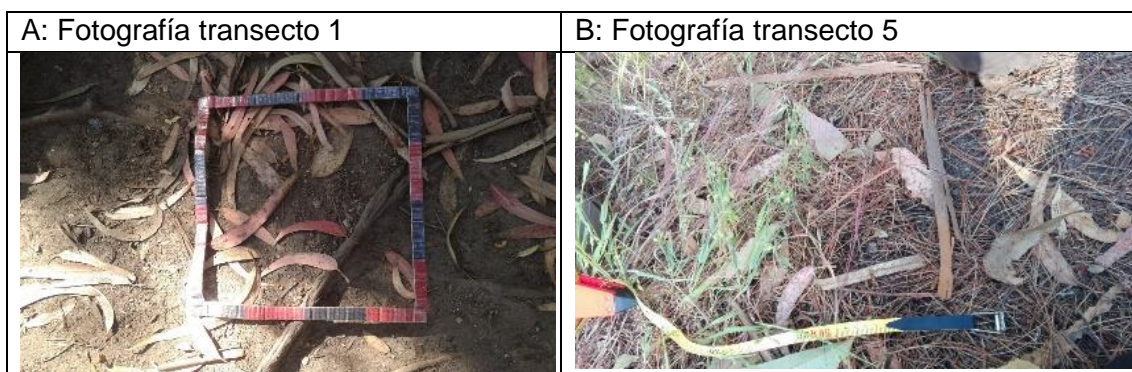
Figura 14 Erosión del suelo: transecto 1 y 2 de la Quebrada Las Petras



Fuente: Elaboración propia

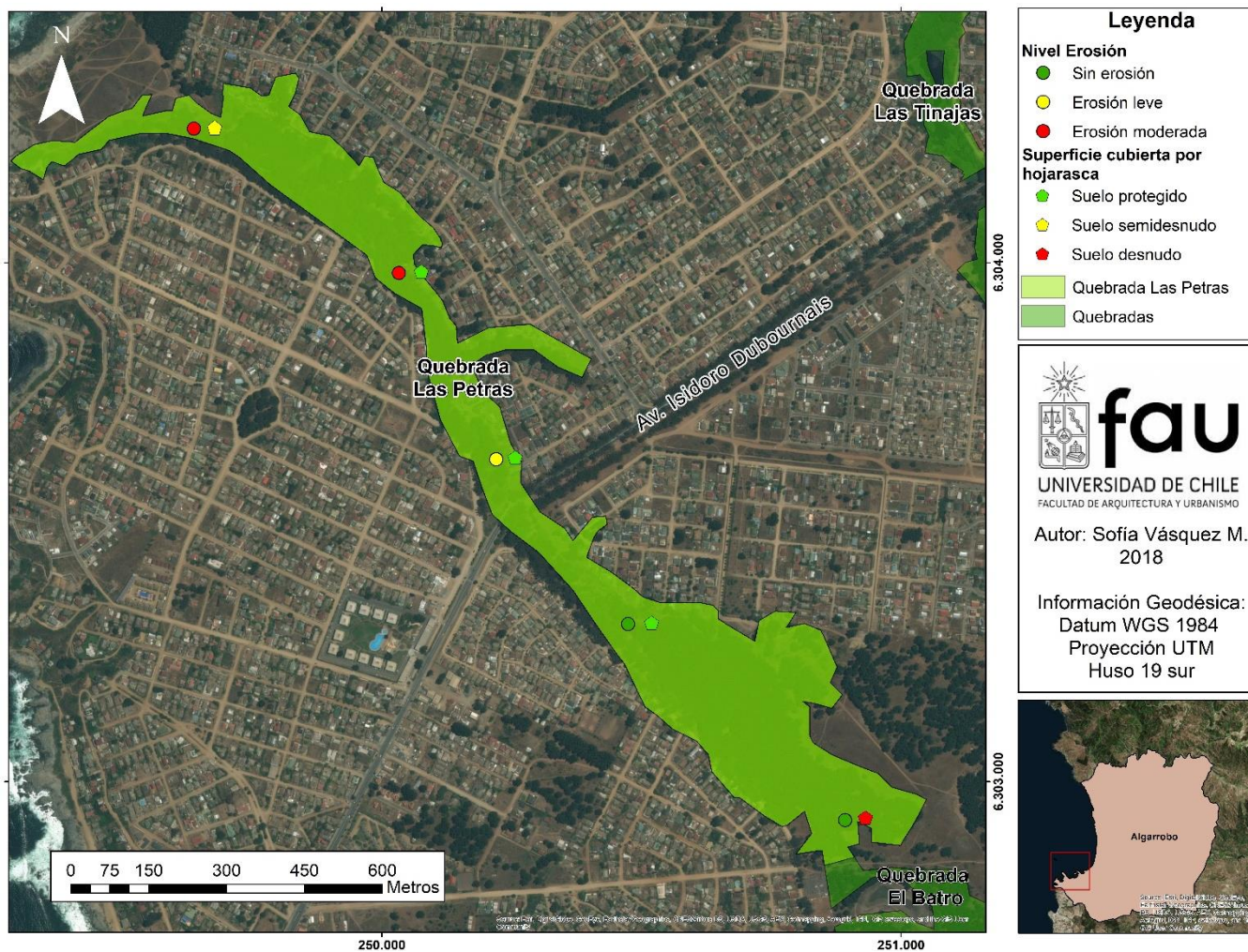
Además, se evaluó el porcentaje de la superficie de suelo desnudo. Los transectos 1 y 5 fueron los que se observaron con una menor cantidad de superficie cubierta por hojarasca (%). Así mismo, como se mencionó anteriormente, el transecto 1 poseía un porcentaje de erosión mayor que podría estar relacionada a la pérdida de hojarasca. En este sentido se observa una coincidencia espacial importante en el transecto 1, pues se observa una relación importante entre la *erosión moderada* y un *suelo semidesnudo* (Figura 16). Es importante mencionar que para el transecto 5, sólo un 10% estaba cubierto por hojarasca, por lo que se considera un suelo desnudo que estaría propenso a procesos de erosión hídrica y eólica. En la Figura 15: el porcentaje de hojarasca que cubre el suelo es bajo, por lo que ambos transectos estarían propensos a un nivel de erosión mayor.

Figura 15 Superficie de suelo desnudo, Quebrada Las Petras



Fuente: Elaboración propia

Figura 16 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Las Petras



Fuente: Elaboración propia

En relación a la estructura y morfología se evaluó que en el transecto 1 y 4 existía un nivel de degradación alto influenciado principalmente por la disminución de vegetación, encausamiento del canal a través de alcantarillado y la cercanía de las casas a la quebrada. Así mismo, el transecto 5 fue el peor evaluado, debido al alto nivel de degradación y la poca vegetación, encauzamiento de aguas superficiales y la cercanía de casas. Por otro lado en los transectos 2 y 3 se observaron mejores condiciones, debido a que la construcción de acceso a la quebrada fue bien evaluada, y que la vegetación cubría una mayor superficie. Sin embargo en el transecto 3 se observó la presencia de alcantarillado y un pequeño establecimiento para la extracción de leña. Es importante destacar que existieron coincidencias espaciales en los transecos 1, 4 y 5 con el índice QBR.

### 6.2.2. Quebrada Las Tinajas

Con respecto al índice QBR se observó que a nivel general la Quebrada Las Tinajas podría tener un nivel de estado ecológico más bajo en relación a las demás. Esta quebrada estaba altamente intervenida por alcantarillado, estructuras sólidas y la cercanía de las casas. Es importante mencionar que dentro de la quebrada se ubica el Humedal Tranque Roto, transecto con un alto nivel de alteración de la quebrada, por lo que el humedal se podría estar viendo afectado.

En detalle los transectos que poseían una mayor alteración y degradación fueron los transectos ubicados en la zona media y cabecera de la quebrada (T3, T4 y T5). El transecto peor evaluado fue el transecto 5 con una *degradación extrema*. Esto se debe a que la cubierta vegetal de la quebrada solo alcanzaba un 30% de la superficie y la conectividad con ecosistemas adyacentes se veía limitado por la presencia de casas dentro de la quebrada. Se observó que este transecto estaba dominado por especies exóticas con una distribución regular (linealidad), y solo se observó una especie nativa, Boldo (*Peumus boldus*). Además, en este transecto se observó la presencia de casas dentro de la quebrada, así como también estructuras sólidas. En consecuencia este transecto fue el peor evaluado dentro de la quebrada, lo que resulta preocupante debido a que al estar en la cabecera de la quebrada podría estar afectando la funcionalidad y estructura aguas abajo.

También resulta relevante el estado en el que se encontró el transecto 3, compuesto por el Humedal Tranque Roto, con una *alteración fuerte* (Figura 17). Resulta preocupante el nivel de intervención que posee el humedal, pues la conectividad de este ecosistema con el resto de la quebrada se veía mermado por la presencia de un muro de contención, la nivelación de la ladera de la quebrada para la construcción de un camino asfaltado y la presencia del camino principal que atraviesa la quebrada. Además, se encontró gran cantidad de basura en este punto.

Figura 17 Transecto 3 Quebrada Las Tinajas: Humedal Tranque Roto



Fuente: Elaboración propia

Los transectos 1 y 4 no distaron mucho del transecto 3. Ambos fueron evaluados con una *alteración fuerte*. Ambos obtuvieron una baja evaluación con respecto a la calidad de la cubierta y el grado de naturalidad. Con respecto a la calidad de la cubierta, se encontraron pocas especies nativas y una alta dominancia de Eucalipto. Además, con respecto al grado de naturalidad de la quebrada, se observaron estructuras sólidas dentro de la quebrada asociadas a alcantarillado (Figura 18), y modificaciones en la ladera para la construcción de caminos asfaltados en dirección a la playa.

Figura 18 Transecto 1 Quebrada Las Tinajas



Fuente: Elaboración propia

Por otro lado el transecto 2 es el que podría tener un mejor estado ecológico en relación a los demás transectos. Esto se debe a que la vegetación cubría una superficie mayor a un 80% de la quebrada. Sin embargo es importante mencionar que se observó que algunas de las casas cercanas a la quebrada tenían una suerte de extensión de patio hacia la quebrada delimitado con rejas que impedía la accesibilidad a la quebrada (Figura 19). En este transecto se observó gran cantidad de especies nativas como el Boldo (*Peumus boldus*), Quebracho (*Senna candolleana*), y Palqui (*Cestrum parqui*). A



pesar de ser una de los transectos mejores evaluados se consideró que éste poseía un inicio de alteración importante.

Figura 19 Transecto 2 Quebrada Las Tinajas



Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la riqueza de especies de vegetación leñosa, se observaron 10 especies, de las cuales 8 eran nativas, 3 endémicas (Boldo, Litre y Molle) y 2 exóticas (Eucalipto y Pino insigne). Además, se encontraron dos especies en categoría de conservación *vulnerable* (Molle y Algarrobo). En cuanto a la abundancia de especies, se encontraron 32 individuos, de los cuales las especies más abundantes fueron el Boldo y el Pino insigne (Tabla 15). El detalle de las especies encontradas en cada uno de los transectos, se puede observar en el Anexo 9.

Por otro lado, las aves registradas en la quebrada Las Tinajas presentó una abundancia de 164 individuos y una riqueza total de 23 especies, de las cuales 21 eran nativas, 1 endémica (Churrin del norte) y 2 exóticas (Codorniz y Gorrión). Sólo se encontró una especie en categoría de conservación, la cual está catalogada como *rara* y ésta fue la Garza cuca. Además, las especies más abundantes fueron el Zorzal y la Gaviota dominicana (Tabla 15) (Anexo 10).

Tabla 15 Biodiversidad, Quebrada Las Tinajas

	Riqueza (N° de especies)	Abundancia (N° de individuos)	E. Nativas (%)	E. Endémicas (%)	E. Exóticas (%)	Especies en categoría de conservación (%)
Vegetación	10	32	80	30	20	20
Avifauna	23	164	91,3	4,34	8,69	4,34

Fuente: Elaboración propia

En relación al índice de diversidad de Shannon para vegetación se encontró que había una *muy baja diversidad* en los transectos 1, 3 y 5, y *baja diversidad* en los transectos 2 y 4 (Tabla 16). Es importante mencionar que en el sector de la cabecera de la quebrada se encontró que había una *muy baja diversidad* y *baja diversidad*, debido a que existía una dominancia importante de la especie Pino insigne.

En el caso del índice de diversidad de Shannon para aves se encontró que en el transecto 1 había una *muy alta diversidad*, en los transectos 2 y 4 una *diversidad media*, en el T3 *alta diversidad* y en el T5 *baja diversidad*. Además, se encontró un alto índice de equitatividad en todos los transectos, caracterizándose como una quebrada de distribución de abundancia homogénea, en el caso de las aves.

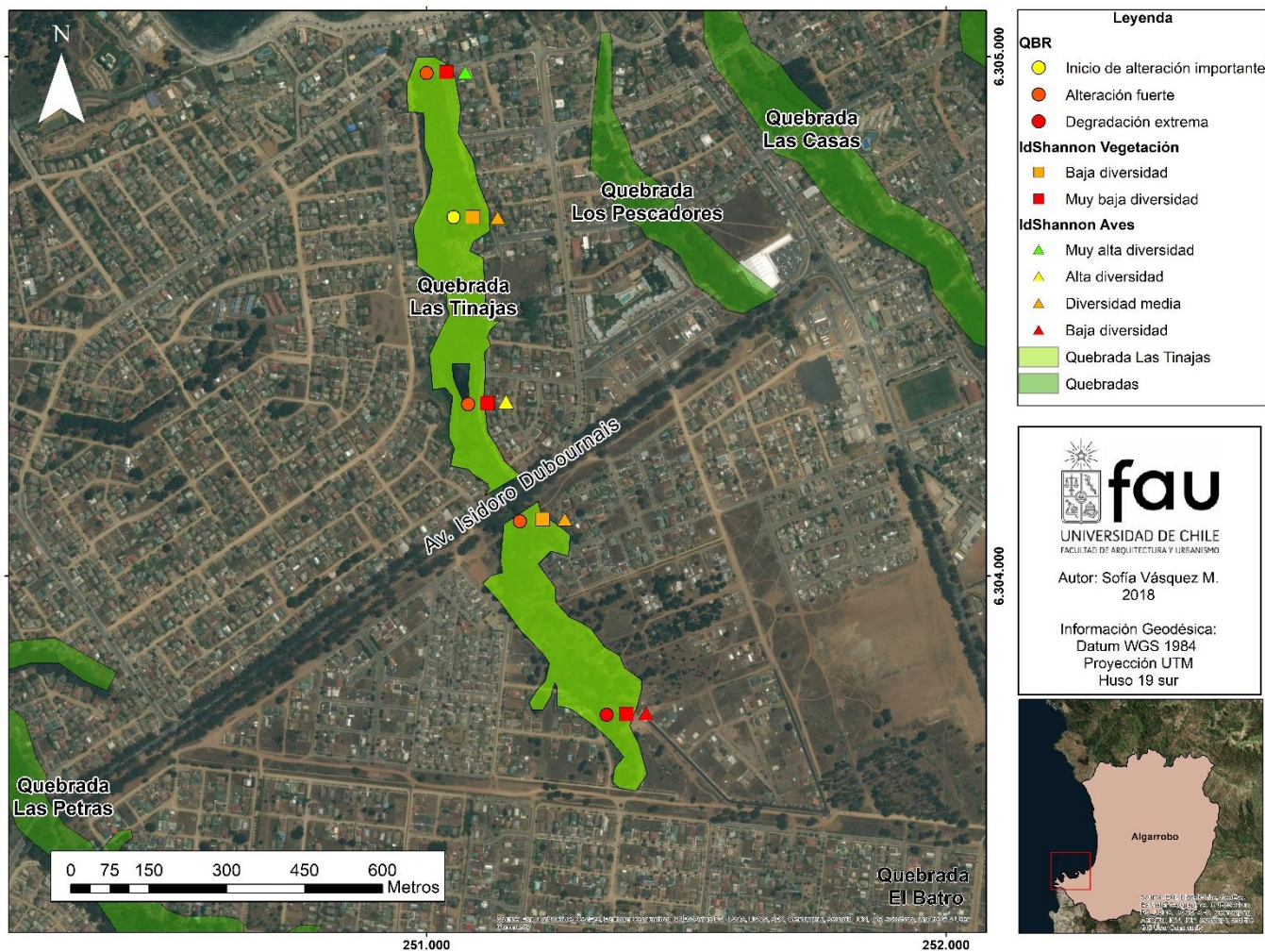
Tabla 16 Índice de diversidad de Shannon vegetación y avifauna, Las tinajas

Transecto	Índice de Shannon (H')	
	Vegetación	Aves
T 1	0,68	2,45
T 2	1,03	1,93
T 3	0,67	2,26
T 4	1,38	1,98
T 5	0,63	1,45

Fuente: Elaboración propia

Llama la atención el transecto 5 en donde el índice de diversidad de Shannon arrojó que para vegetación hay una *muy baja diversidad*, para la avifauna hay una *baja diversidad* y una *degradación extrema* en el índice QBR, evidenciándose una coincidencia espacial importante en los índices evaluados (Figura 20). Situación similar se observó en el transecto 4, donde había una *baja diversidad* en relación a la vegetación y una *diversidad media* en avifauna, con una *alteración fuerte* en el índice QBR (Figura 20). Para el transecto 3 se observó que a pesar de existir una *alteración fuerte* en relación al índice QBR y una *muy baja diversidad* en cuanto a vegetación, había una *alta diversidad* de aves (Figura 20). Esto se debe a que en este transecto estaba ubicado el Humedal Tranque Roto, por lo que la riqueza y abundancia de aves aumentó considerablemente. Por otro lado, en el transecto 2 se observó una *baja diversidad* para vegetación y una *diversidad media* para aves, relacionándose también con el *inicio de alteración importante* en el índice QBR (Figura 20). Sin embargo, en el transecto 1 se obtuvo una *muy alta diversidad* de aves debido a la cercanía de la playa, a pesar de haber una *muy baja diversidad* de vegetación (Figura 20).

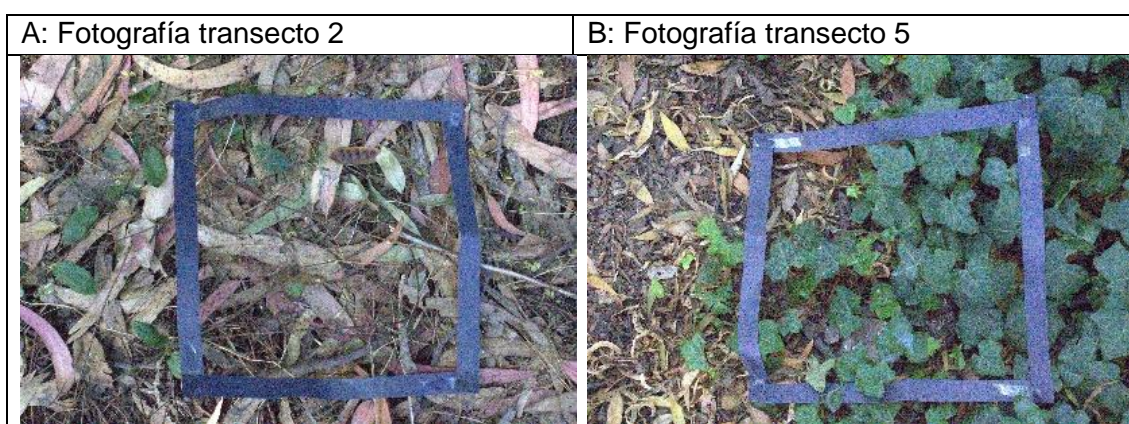
Figura 20 Índice QBR, índice de Shannon vegetación y aves; Las Tinajas



Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la dimensión suelo, los transectos 1, 3 y 4 fueron evaluados con una *erosión leve* y los transectos 2 y 5 con una *erosión moderada*. En el transecto 5 (Figura 21) ubicado en la zona de cabecera de la quebrada había una *erosión moderada*, pero con un *suelo protegido por hojarasca* que podría estar controlando de manera natural el avance de la erosión. También es importante mencionar que en este transecto se encontró gran cantidad de raíces expuestas, además de la cercanía de las casas que podría estar mermando la calidad del suelo. Así mismo, en el transecto 2 (Figura 21), en la zona baja de la quebrada, se observó un nivel de *erosión moderada* y un *suelo protegido por hojarasca*, produciéndose una dinámica similar a la anterior. En los demás transectos se observó un suelo con *erosión leve* y *protegido por hojarasca*. Además, es importante mencionar que se observó un *suelo protegido por hojarasca* en la totalidad de la quebrada.

Figura 21 Superficie de suelo desnudo, Quebrada Las Tinajas

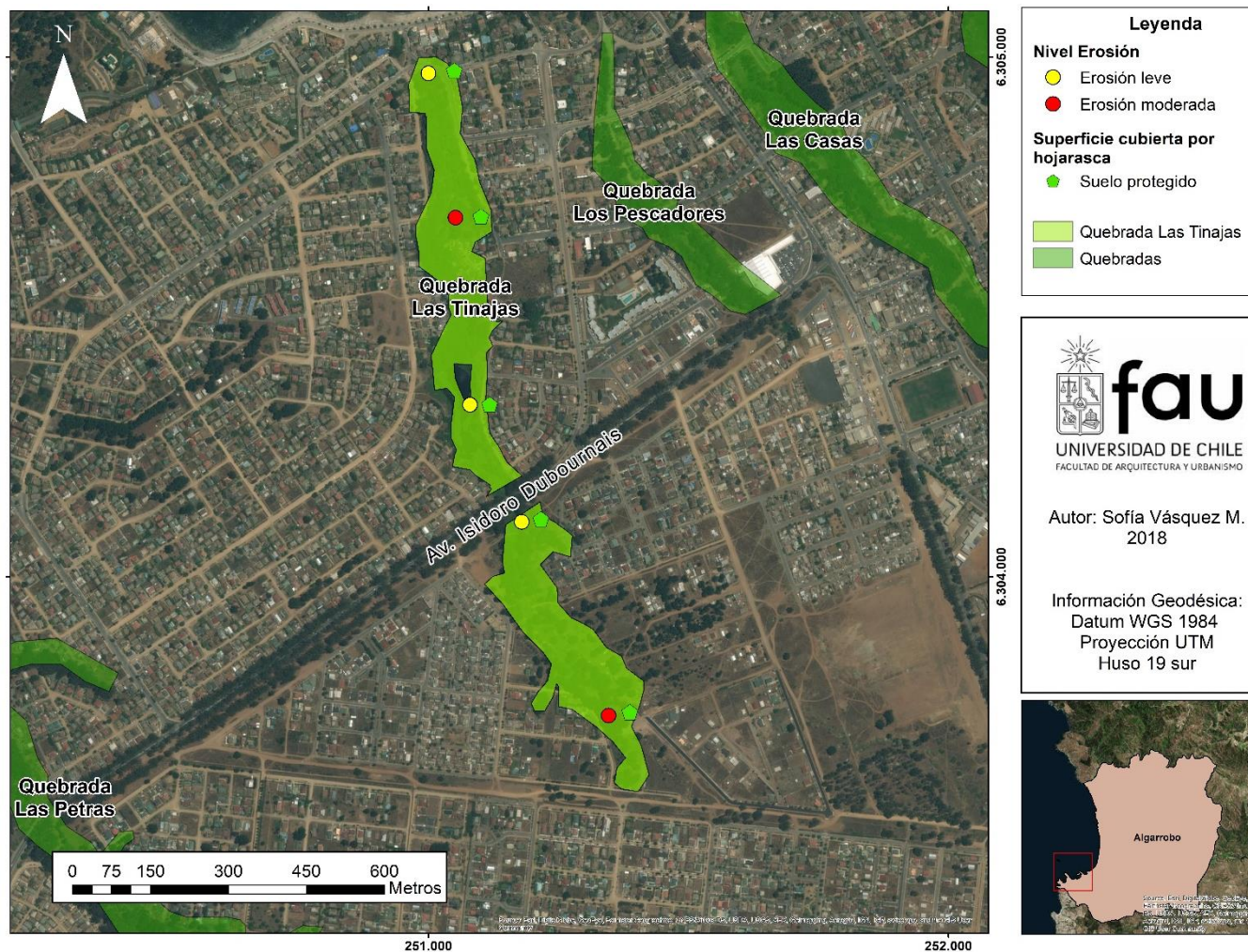


Fuente: Elaboración propia.

En este sentido, se considera que en relación a la dimensión suelo existe una coincidencia espacial importante en los resultados de los índices evaluados. Lo anterior se refleja en que los transectos evaluados con un suelo con *erosión leve*, estaban *protegidos por hojarasca* (Figura 22). También, a pesar de que los transectos 2 y 5 existía un nivel de *erosión moderada*, se observó un *suelo protegido por hojarasca* (Figura 22).

Respecto a la dimensión de estructura y morfología del canal fluvial, éste arrojó resultados similares al índice QBR. Al igual que el índice QBR, se encontró que en los transectos 1, 2, 3 y 4 obtuvieron un puntaje que representa un nivel alto de estado ecológico. Es importante mencionar que en el transecto 1 y 3, se evaluó con el mínimo en la dimensión de limitaciones de la infraestructura y uso de suelo, debido a que existían extensiones de casas utilizando la quebrada como patio trasero. Así como también se observaron estructuras sólidas en el humedal Tranque Roto, que impedían el curso natural del agua superficial en la quebrada. En relación al transecto 5, obtuvo un nivel bajo de estado ecológico, debido a que existía severidad de degradación que podría aumentar eventualmente. La condición de aguas arriba y aguas abajo, se consideraron con un nivel medio, debido a la cercanía de las casas a la quebrada, así como también el emplazamiento de algunas dentro de la quebrada. En este sentido, lo anterior establece limitaciones en la infraestructura y uso de suelo, pues el emplazamiento de las casas dentro de la quebrada podría estar limitando la funcionalidad de la quebrada como corredor biológico.

Figura 22 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Las Tinajas



Fuente: Elaboración propia

### 6.2.3 Quebrada Los Claveles

A nivel general se observó que la Quebrada Los Claveles estaba con un buen estado ecológico. El índice QBR arrojó que en dos tramos existía un *bosque ligeramente perturbado*, además de destacar un tramo con un *bosque de ribera sin alteraciones*. Con respecto al índice de diversidad de Shannon para vegetación, se encontró que había una *muy baja diversidad* debido a la dominancia de especies exóticas como el Eucalipto, Pino insigne y Zarzamora en todos los transectos. Algo similar se observó con la avifauna, pues se encontró una *diversidad media y baja*, lo que resulta preocupante debido a la capacidad que ésta podría tener debido a su gran tamaño, sin embargo esta capacidad se podría ver mermada por la cantidad de perros asilvestrados. En relación a la erosión se encontraron tramos *sin erosión* y otros con *erosión leve*. Para la estructura y morfología del canal fluvial se encontró un nivel *muy alto* debido a que no se observaron grandes intervenciones antrópicas debido a su gran tamaño y difícil acceso.

En detalle, con respecto al índice QBR, se encontró solo un transecto con un *inicio de alteración importante*, el transecto 3. Lo anterior se debe a que en el grado de cubierta se obtuvo un puntaje bajo porque la cubierta vegetal de la zona de ribera no superaba el 70%. Además en la calidad de la cubierta se obtuvo el puntaje mínimo, pues no se observaron árboles nativos, y existía una notable dominancia de especies exóticas como la Zarzamora y Eucalipto. Sin embargo este transecto fue bien evaluado con respecto a la Estructura de la cubierta ya que la zona ribereña estaba constituida principalmente por estrato arbóreo. Además, para el grado de naturalidad del canal fluvial se obtuvo el máximo puntaje ya que no se observaron estructuras sólidas ni modificaciones en la quebrada. Por otro lado los transectos 1 y 4, fueron evaluados como transectos con un *bosque ligeramente perturbado*, calidad buena. Ambos transectos fueron evaluados de igual forma en grado de la cubierta y en el grado de naturalidad de la quebrada. Ambos tenían una zona ribereña que cubría cerca del 80% de la superficie, además que no se observaron estructuras sólidas que estuvieran interviniendo en el estado ecológico de la quebrada. Sin embargo, el transecto 1 obtuvo menor puntuación en la calidad de la cubierta ya que a pesar de haber una gran cantidad de especies nativas, también existía una gran cantidad de especies exóticas formando comunidades (Figura 23). El transecto 4 obtuvo menor puntuación en la estructura de la cubierta, ya que el estrato arbóreo disminuyó a un 50%, y se observaban “manchones” de vegetación ribereña.

Figura 23 Transecto 1 Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Con respecto al transecto 2, fue el mejor evaluado, con el puntaje máximo: *bosque de ribera sin alteraciones*, calidad muy buena en estado natural. Lo anterior se debe a la gran cantidad de vegetación ribereña en la quebrada, que cubría prácticamente toda la zona de ribera (Figura 24). A pesar de que había una gran cantidad de especies nativas, se observaron comunidades de especies exóticas, y no se observaron estructuras que modificaran la estructura de la quebrada.

Figura 24 Transecto 2 Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la riqueza de especies de vegetación leñosa, se encontraron 9 especies, de las cuales 6 eran nativas, 4 endémicas (Boldo, Litre, Arrayán y Quila) y 3 exóticas (Zarzamora, Eucalipto, Pino insigne). Sólo se encontró una especie en categoría de conservación *casi amenazada*, el Arrayán. Las especies más abundantes fueron el Boldo y el Pino insigne, de un total de 55 individuos muestreados (Tabla 17). El detalle de las especies encontradas en cada uno de los transectos, se puede observar en el Anexo 11.

Por otra parte, con respecto a la riqueza de especies de aves, se registraron 18 especies, de las cuales 17 eran nativas, 1 endémica (Churrin del norte) y 1 exótica

(Codorniz). Sólo se encontró una especie en categoría de conservación *en peligro*, la Torcaza. Las especies más abundantes fueron el Chincol y el Fío fio, de un total de 176 individuos observados (Tabla 17) (Anexo 12)

Tabla 17 Biodiversidad, la Quebrada Los Claveles

	Riqueza (N° de especies)	Abundancia (N° de individuos)	E. Nativas (%)	E. Endémicas (%)	E. Exóticas (%)	Especies en categoría de conservación (%)
Vegetación	9	55	66,6	44,44	33,33	11,11
Avifauna	18	176	94,4	5,55	5,55	5,6

Fuente: Elaboración propia

En relación al índice de diversidad de Shannon para vegetación, se obtuvo que en el transecto 1 había una *baja diversidad*, mientras que en los otros tres se obtuvo *muy baja diversidad* (Tabla 18). Es importante mencionar que a pesar de que se obtuvieron buenos resultados con el índice QBR, el índice de diversidad de Shannon arrojó que existía una *muy baja diversidad* a nivel general, lo que podría estar dando señales de algún deterioro en el estado ecológico de la quebrada, pues existía una dominancia importante de especies exóticas como la Zarzamora, Eucalipto y Pino insignie. Es por esto que en el transecto 3 obtuvo un índice de diversidad de Shannon 0 con una *muy baja diversidad* (Tabla 18), pues se observó sólo una especie: Eucalipto. Con esto se evidencia que dentro de la quebrada existen plantaciones de Eucalipto y Pino insignie (Figura 25).

Figura 25 Plantaciones de Eucalipto y Pino insignie, Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Para la dimensión avifauna, se obtuvo una diversidad *media* y *baja diversidad*. Estos resultados se pudieron haber visto alterados debido a la gran cantidad de perros asilvestrados que habitan en la quebrada. El transecto 1 fue el que obtuvo el más bajo índice de diversidad de Shannon, evaluado en un rango de *baja diversidad*. Esto se debe a que hubo una leve dominancia por parte de las especies Chincol (*Zonotrichia capensis chilensis*) y Tordo (*Curaeus curaeus*). Para los transectos 2, 3 y 4, se obtuvo una *diversidad media* (Tabla 18), con un bajo nivel de dominancia de especies y un alto



índice de equitatividad de Pielou, por lo que habría una homogeneidad en la distribución de las especies observadas.

Tabla 18 Índice de diversidad de Shannon vegetación y avifauna, Los Claveles

Transecto	Índice diversidad de Shannon (H')	
	Vegetación	Aves
T 1	1,52	1,38
T 2	0,67	1,97
T 3	0	2,08
T 4	0,67	2,07

Fuente: Elaboración propia

En relación a la dimensión suelo, no se observaron evidencias de algún tipo de erosión importante. Para el transecto 1 y 2 no se observó erosión, sin embargo para los transectos 3 y 4, se observó un porcentaje bajo de erosión por lo que se evaluaron con una *erosión leve*, según el reglamento DL N°701. Para el transecto 3 se observó una erosión de tipo laminar, y para el transecto 4 erosión de zanja.

Lo observado se puede evidenciar en la cantidad de raíces expuestas, que podrían estar evidenciando algún tipo de erosión. En el Transecto 1 (Figura 26), a pesar de no haber evidenciado algún tipo de erosión importante, se observó un par de raíces expuestas que podrían ser un indicio erosión en el sendero por el que transita gente para atravesar la quebrada.

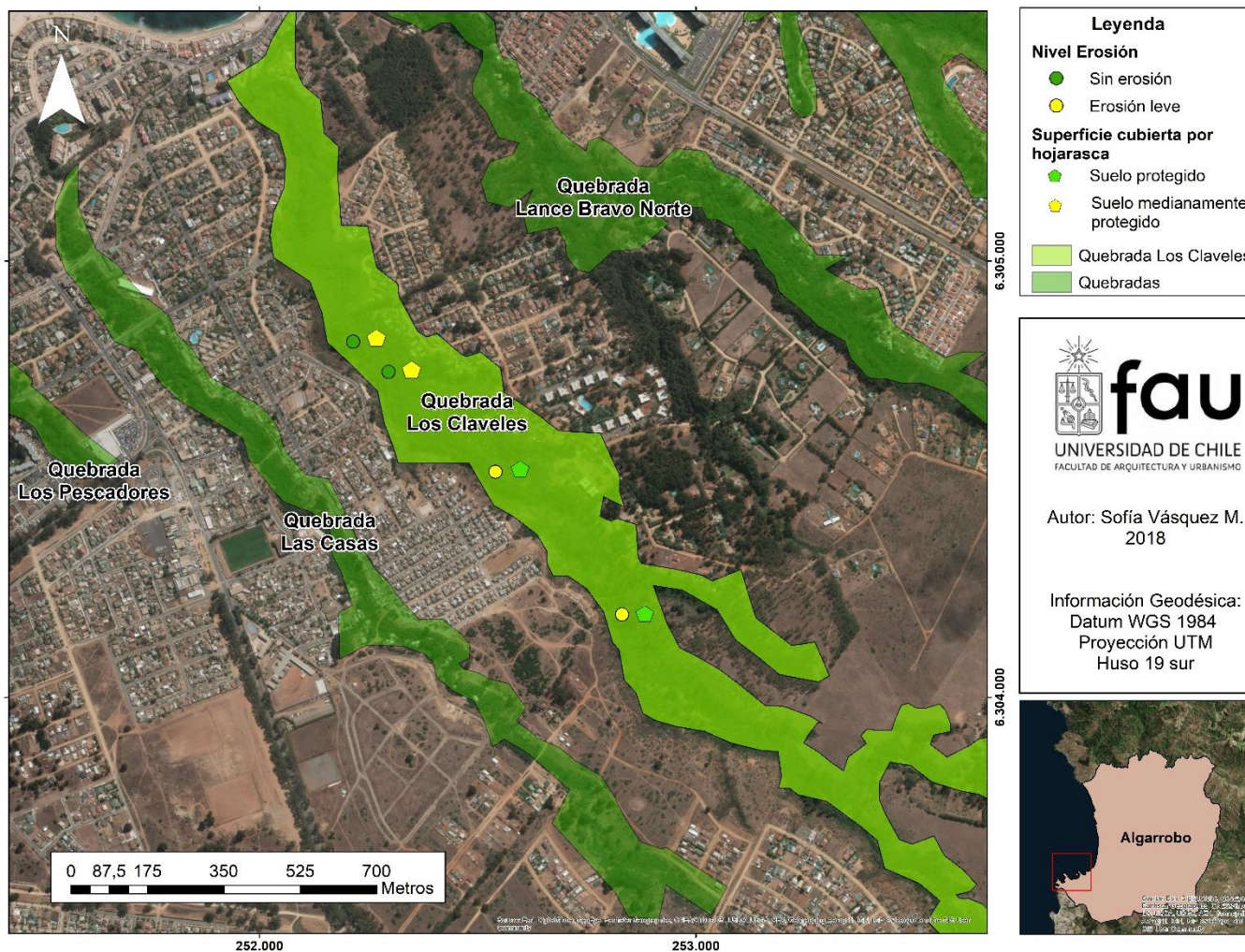
Figura 26 Raíz expuesta en transecto 1 Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Además, se evaluó el porcentaje de la superficie de suelo desnudo, donde se observó un bajo porcentaje de superficie de suelo desnudo. Este podría ser un buen indicador debido a que la hojarasca protege al suelo de erosión por escurrimiento superficial, así como también del impacto de una gota de agua. En este sentido, como se observa en la *Figura 27*, existe una coincidencia espacial importante, pues en transectos en donde se observó un suelo sin erosión o con una erosión leve, existe un porcentaje alto de superficie cubierta por hojarasca.

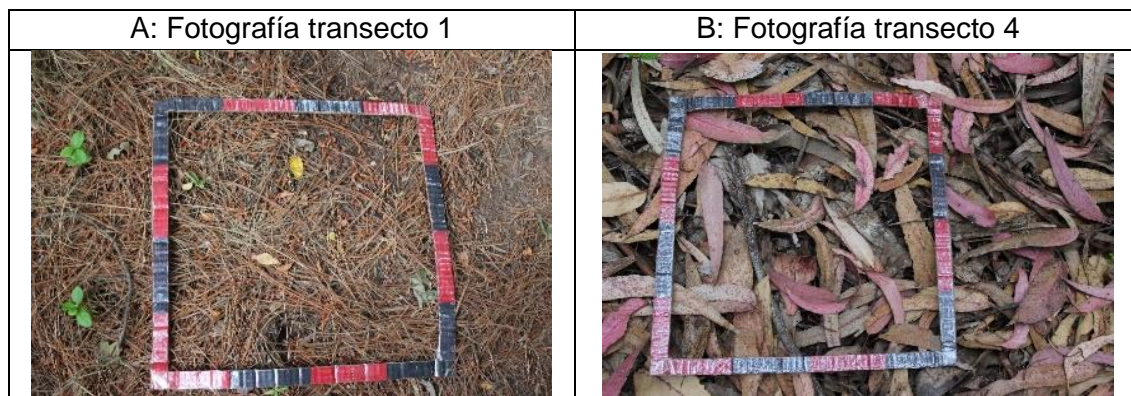
Figura 27 Índice nivel de erosión y superficie cubierta por hojarasca: Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Así, como se observa en la Figura 28, la superficie evaluada está completamente cubierta por hojarasca. En este sentido es importante evaluar el porcentaje de superficie cubierta por hojarasca para así poder relacionarla con la erosión presente, pues ambos índices están directamente relacionados.

Figura 28 Transecto 1 y 4 de Quebrada Los Claveles



Fuente: Elaboración propia

Con respecto a la estructura y morfología del canal fluvial se encontró un buen estado ecológico a nivel general. En relación al transecto 1, fue el que obtuvo un menor puntaje, debido a que se observó degradación en cuanto a que en este transecto había un camino por donde la gente cruzaba la quebrada, pues se encontró gran cantidad de basura, así como también un puente informal para cruzar el agua. Esta parte estaba degradada debido a la compactación de suelo debido al efecto de las pisadas de los transeúntes. Con respecto a las demás dimensiones se encontró en buen estado.

Para el transecto 2, 3 y 4, se evaluó, a modo general, con puntajes altos, por lo que reflejan un buen estado ecológico. Siendo el mejor evaluado el transecto 2, en donde todas las dimensiones evaluadas obtuvieron el máximo de puntaje.

#### **6.2.4 Síntesis del estado ecológico**

La Figura 29 representa gráficamente el estado ecológico de cada una de las quebradas evaluadas, con respecto a los índices utilizados.

Se observa una notable diferencia entre el polígono de la Quebrada Los Claveles, con respecto a las otras dos quebradas. Como se observa en la figura 29 la quebrada que posee el mejor estado ecológico sería la quebrada Los Claveles, pues el polígono es notablemente más amplio en la dimensión QBR y posee valores considerablemente más elevados al resto de las quebradas. Es por esto que podría ser considerada con un muy buen estado ecológico, pues el polígono alcanza sus máximos valores en la mayoría de las dimensiones evaluadas. Sin embargo es importante mencionar que posee bajos valores en el índice de diversidad de Shannon para vegetación.

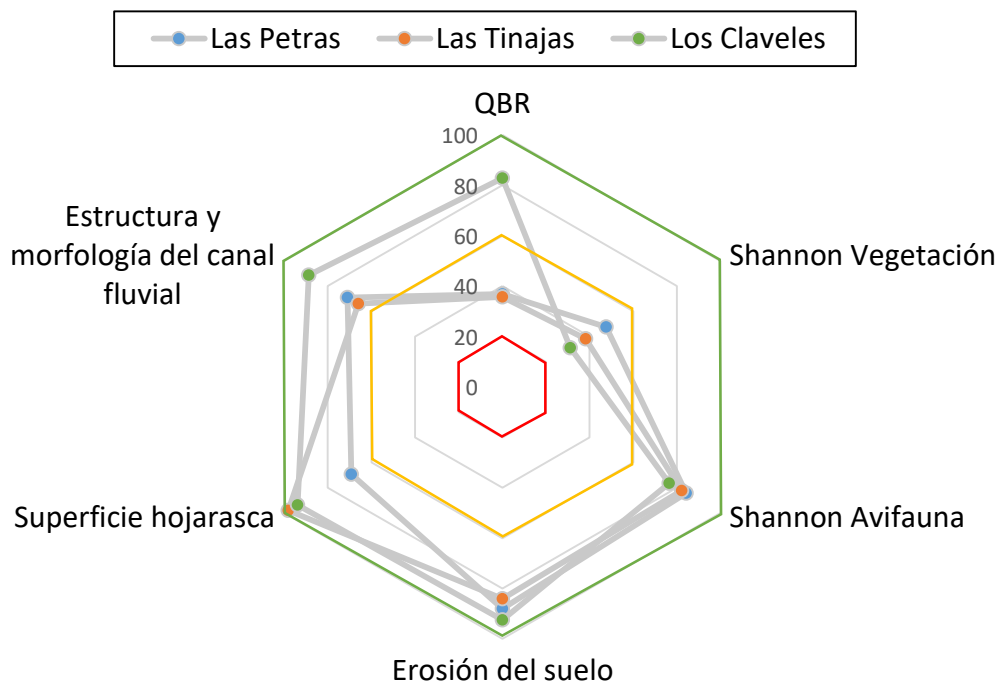
En lo que respecta a la Quebrada Las Petras, se observa que el polígono esbozado es notablemente menor a la Quebrada Los Claveles y con una diferencia mínima con la Quebrada Las Tinajas. Dos de las dimensiones evaluadas poseen valores bastante bajos: QBR y diversidad de Shannon en vegetación. Sin embargo llama la atención que

en dos de las dimensiones del estado ecológico mantenga valores altos: diversidad de Shannon para avifauna y erosión del suelo.

En relación a la Quebrada Las Tinajas, se encontró que la dimensión vegetación, tanto en QBR como para el índice de diversidad de Shannon en vegetación obtuvo valores bajos, disminuyendo considerablemente el tamaño del polígono, así también el estado ecológico de la quebrada.

Además, se observa que las quebradas Las Petras y Las Tinajas presentaron patrones semejantes en las dimensiones del estado ecológico evaluadas, pues la forma del polígono esbozado resultó ser similar. Sin embargo en relación al índice de superficie cubierta por hojarasca, los valores aumentaron para la Quebrada Las Tinajas. Es por esto que se podría categorizar con un mejor estado ecológico en relación a la Quebrada Las Petras, a pesar de que en el índice de diversidad de Shannon en vegetación es menor. Sin embargo, ambas podrían ser categorizadas con un estado ecológico medio, pues el polígono esbozado es notablemente menor al de la Quebrada Los Claveles.

Figura 29 Estado ecológico de quebradas evaluadas



Fuente: Elaboración propia

### **6.3 Comparación del estado ecológico de las tres quebradas seleccionadas de la ciudad de Algarrobo.**

El resultado del test de Kruskal Wallis indica, que con un 95% de confianza, existe una diferencia estadísticamente significativa en los índices QBR y Estructura y morfología del canal fluvial. Además, como este test sólo entrega resultados en relación a las diferencias de las quebradas en general, se optó por realizar la prueba posterior de Dunn para saber entre qué quebradas habían diferencias. En este sentido, si se analizan las diferencias entre parejas de las quebradas evaluadas (Tabla 19), se puede observar que las quebradas Las Tinajas y Los Claveles representaron diferencias estadísticamente significativas, en relación a los índices QBR y, Estructura y morfología del canal fluvial.

Tabla 19 Prueba posterior de Dunn

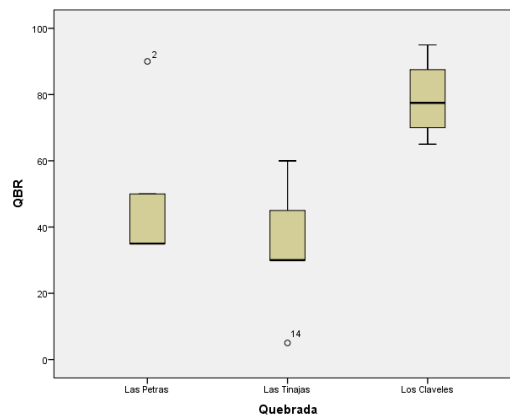
Quebrada		QBR	Estructura y morfología del canal fluvial
Las Petras	Las Tinajas	No existe diferencia	No existe diferencia
Las Tinajas	Los Claveles	Existe diferencia	Existe diferencia
Las Petras	Los Claveles	No existe diferencia	No existe diferencia

Fuente: Elaboración propia en base a la prueba posterior de Dunn.

En cuanto a los demás índices evaluados, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

Así queda demostrado en el análisis de gráficos de caja. El gráfico de la Figura 30 muestra la distribución de los datos obtenidos en cuanto al índice QBR. Como se observa, existe una diferencia significativa en cuanto a la mediana del índice QBR, entre la Quebrada Las Tinajas y Los Claveles, corroborando la prueba posterior de Dunn. También, se observa que la mediana de los datos obtenidos de las quebradas Las Petras y Las Tinajas, no representa diferencias estadísticamente significativas. Cabe destacar que entre las medianas de las quebradas Las Petras y Los Claveles existe una diferencia importante, pues la primera tiene una mediana que se acerca mucho a la de la Quebrada Las Tinajas, sin embargo la prueba posterior de Dunn establece que no existe una diferencia significativa. Por otro lado los mayores valores obtenidos se encontraron en la Quebrada Los Claveles, y el mínimo en la Quebrada Las Tinajas.

Figura 30 Gráfico BoxSpot de QBR



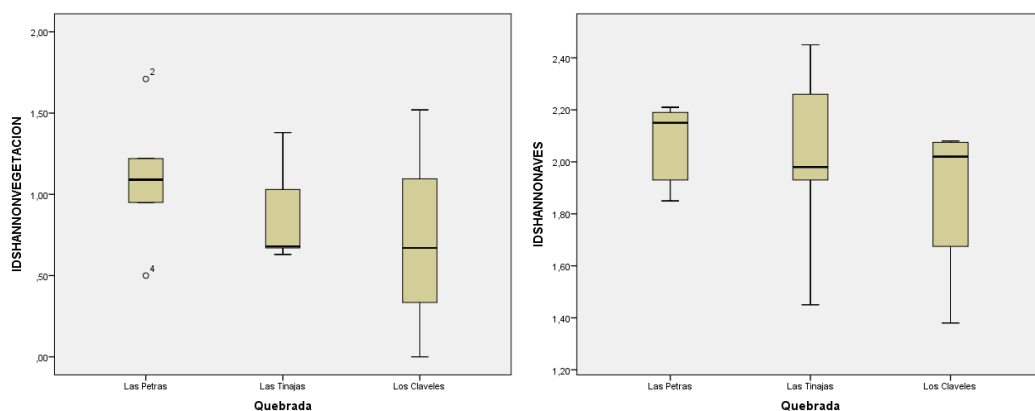
Fuente: Elaboración propia

El gráfico de la Figura 31, muestra la distribución de los datos en relación al índice de diversidad de Shannon de Vegetación y Aves. Se observa que la mediana de los datos obtenidos para cada una de las quebradas evaluadas no representa diferencias estadísticamente significativas. Lo mismo se refleja en la prueba posterior de Dunn.

En relación a la evaluación del índice de diversidad de Shannon de Vegetación, a pesar de que no se observan diferencias estadísticamente significativas, en el gráfico de caja se observa que los valores máximos y mínimos se encuentran en la Quebrada Los Claveles, sin embargo la mediana es mayor en la Quebrada Las Petras.

Con respecto a la evaluación del índice de diversidad de Shannon para Aves, se observa que nuevamente la mediana es mayor en la Quebrada Las Petras, sin embargo los valores máximos se encuentran en la Quebrada las Tinajas. Esto podría estar relacionado con la presencia del humedal y su capacidad de albergar una cantidad importante de especies de avifauna. Por otro lado, el valor mínimo del índice se observa en la Quebrada Los Claveles.

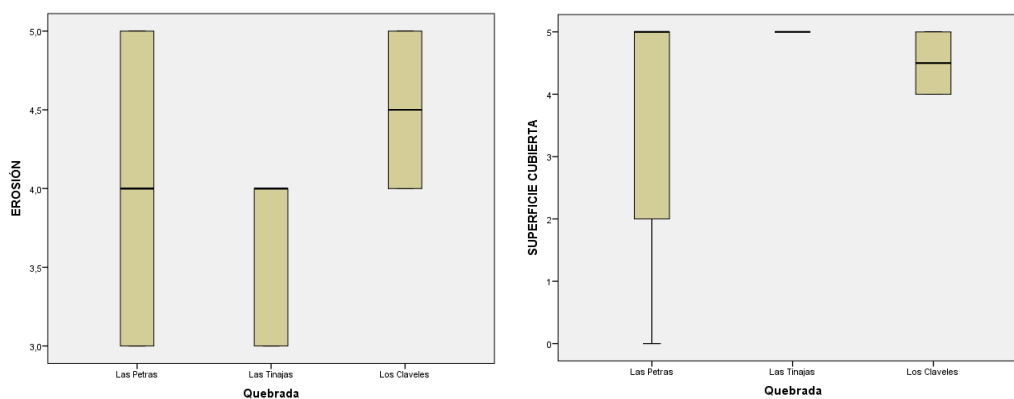
Figura 31 Gráfico BoxSpot del índice de diversidad de Shannon de Vegetación y Aves



Fuente: Elaboración propia

El gráfico de la Figura 32 muestra la distribución de los datos en relación al análisis de superficie erosionada y cubierta por hojarasca. Se observa que en ambos casos la mediana de los datos obtenidos para cada una de las quebradas evaluadas, no representa diferencias estadísticamente significativas especialmente en el índice de Superficie cubierta por hojarasca. A pesar de que se observa diferencias en la mediana en cuanto a la erosión en la Quebrada Las Petras con respecto a la Quebrada Los Claveles, el test de Dunn arrojó que no son diferencias estadísticamente significativas. Es importante destacar que en el caso de superficie cubierta por hojarasca en la Quebrada Las Tinajas no se observa la caja correspondiente a este gráfico, pues todos los transectos evaluados obtuvieron la misma cantidad de superficie cubierta. Por otro lado es importante mencionar también la diferencia que existe con la Quebrada Las Petras en su distribución de los datos. Además, en ambos índices se observa que los valores máximos y mínimos están en la Quebrada Las Petras. Esto refleja la variabilidad de datos obtenidos a lo largo de la quebrada.

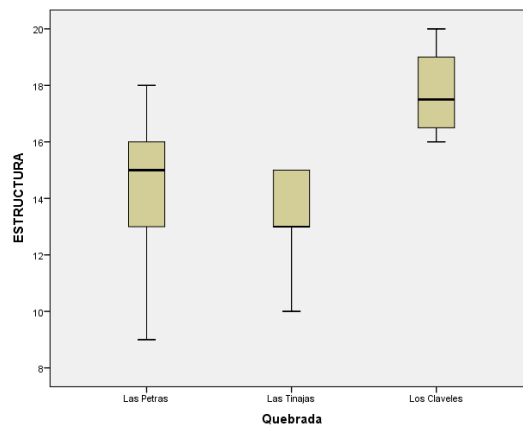
Figura 32 Gráfico BoxSplot de la superficie erosionada y cubierta por hojarasca.



Fuente: Elaboración propia

El gráfico de la Figura 33, representa la distribución de los datos en relación al análisis del índice Estructura y morfología del canal fluvial. Se observa que, como lo refleja la prueba posterior de Dunn, existen diferencias significativamente estadísticas en relación a la Quebrada Las Tinajas y Los Claveles. En este sentido, se observa que para la Quebrada Los Claveles la mediana está por sobre las quebradas restantes. Esto podría estar reflejando un buen estado ecológico. Además, en ésta se encuentra el valor máximo de los datos obtenidos. El valor mínimo se encuentra en la Quebrada Las Petras.

Figura 33 Gráfico BoxSplot del índice Estructura y morfología del canal fluvial.

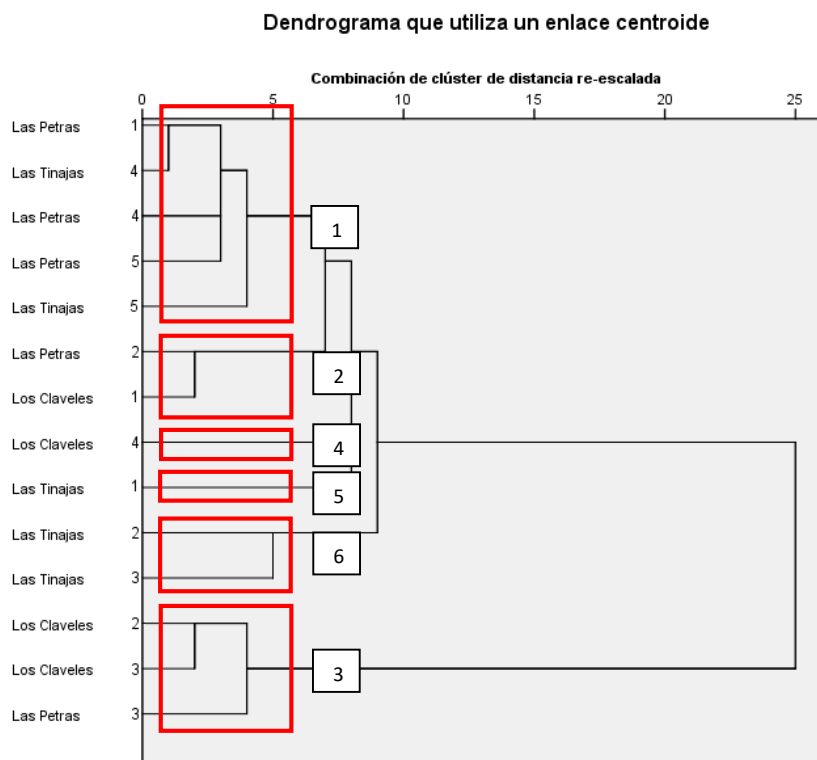


Fuente: Elaboración propia

Es importante mencionar que en la Quebrada Las Petras se encontró la mayor variabilidad de datos. Esto queda reflejado en que en los BoxSplot de la dimensión suelo y estructura y morfología del canal fluvial, es la quebrada que obtiene los valores máximos y mínimos. No así la Quebrada Los Claveles, pues se aprecia un polígono menor.

Posteriormente se realizó un análisis de clúster, en donde se encontraron 6 clústeres (Figura 34):

Figura 34 Gráfico Clúster de Pertenencia



Fuente: SPSS



El clúster 1 está representado por los transectos 1,4 y 5 de la Quebrada Las Petras y los transectos 4 y 5 de la Quebrada Las Tinajas. De acuerdo a la Tabla 20, éste fue el que obtuvo el promedio más bajo de QBR, así como también en el índice de Estructura y morfología del canal fluvial. Además es importante destacar que en este clúster se concentran los transectos ubicados en la zona de cabecera de las quebradas Las Petras y Las Tinajas, lo que podría estar afectando en el estado ecológico aguas abajo de la quebrada.

El clúster 2 está constituido por el transecto 2 de la Quebrada Las Petras y el transecto 1 de la Quebrada Los Claveles. En términos generales fue el conglomerado mejor evaluado. De acuerdo a la Tabla 20, éste fue el que obtuvo el promedio más alto en los índices QBR, diversidad de Shannon en vegetación y Estructura y morfología del canal fluvial. Sin embargo, es importante destacar que es el que obtuvo el promedio más bajo en cuanto al índice de diversidad de Shannon en aves. Por otro lado llama la atención que los transectos que componen este clúster se ubican en la zona baja de la quebrada, zona que posee mayor densidad de casas.

El clúster 3 lo integran el transecto 3 de la Quebrada Las Petras y el transecto 2 y 3 de la Quebrada Los Claveles. En términos generales fue el que obtuvo el promedio más bajo de las dimensiones evaluadas. Como se muestra en la Tabla 20, éste fue el que obtuvo el promedio más bajo en índice de diversidad de Shannon en vegetación, así como también en especies nativas y endémicas de vegetación. Además, es importante mencionar que para los transectos de este conglomerado, se encontró el mayor promedio de especies exóticas de vegetación. En relación a lo anterior, es importante mencionar la gran cantidad de especies nativas de aves, pues a pesar de existir una gran cantidad de especies exóticas de vegetación, se podría inferir que las especies nativas la utilizan igualmente como corredor biológico. Sumado a lo anterior, es el que posee la mayor cantidad de especies en categoría de conservación. Por otro lado, este conglomerado constituye los transectos mejores evaluados en los índices de erosión y Estructura y morfología del canal fluvial. Además es importante mencionar que dos de los transectos que componen este clúster se localizan en la zona media de las quebradas. En particular, para ambas quebradas la zona media está fuertemente perturbada debido a que la quebrada es atravesada por la avenida Isidoro Dubournais.

El clúster 4 sólo lo constituye el transecto 4 de la Quebrada Los Claveles. Como se muestra en la Tabla 20, éste fue el que obtuvo uno de los valores más altos en el índice QBR, después del clúster 2. También fue el que obtuvo la mejor evaluación en el índice de Estructura y morfología del canal fluvial. Por otro lado, a pesar de poseer uno de los valores más bajos en el índice de diversidad de Shannon en vegetación, obtuvo uno de los valores más altos en el índice de diversidad de Shannon en aves. También destaca en los valores del índice de superficie cubierta por hojarasca, así como también un bajo nivel de superficie erosionada.

El clúster 5 sólo lo constituye el transecto 1 de la Quebrada Las Tinajas. Como se observa en la Tabla 20; éste fue el que obtuvo uno de los valores más bajos en relación al índice de QBR y Estructura y morfología del canal fluvial. También representa uno de los índices de diversidad de Shannon en vegetación más bajos. A pesar de lo anterior, posee la mayor cantidad de especies en categoría de conservación de vegetación. Por otro lado obtiene el índice más alto en relación al índice de diversidad de Shannon en aves y porcentaje de especies exóticas de aves observadas.

El clúster 6 lo integran los transectos 2 y 3 de la Quebrada Las Tinajas. Como se observa en la Tabla 20, éste clúster fue uno de los que obtuvo uno de los promedios más bajos en relación al índice QBR y Estructura y morfología del canal fluvial. Por otro lado, posee uno de los promedios más altos en relación al índice de diversidad de Shannon en vegetación, así como también en la cantidad de especies nativas de vegetación. Además, se encontró que este conglomerado posee uno de los promedios más altos en el índice de diversidad de Shannon de aves, así como también en la cantidad de especies nativas observadas.

Tabla 20 Clusters y promedios por índice

Variables del análisis	Clústeres (□)					
	1	2	3	4	5	6
QBR	31	85	65	75	45	45
IDVeg	0,94	1,62	0,59	0,67	0,68	0,85
%EspEndVeg	55,00	61,90	0	0	0	16,67
%EspNatVeg	61,67	77,38	0	50	50	100
%EspExoVeg	38,33	22,62	100	50	50	0
%CatConVeg	15	15,48	0	0	50	0
IDAves	1,93	1,79	1,99	2,07	2,45	2,10
%EspEndAve	0	10,80	3,70	0	7,14	18,80
%EspNatAve	92,63	90,91	92,96	100	85,71	94,44
%EspExoAve	7,37	9,09	7,04	0	14,29	5,56
%CatConAve	0	0	6,36	0	0	3,85
Superficie Cubierta	3,40	4,50	4,67	5	5	5
Erosión	4	4	4,33	4	4	3,50
Estructura	12,40	17	17,67	18	13	14

Fuente: Elaboración propia

## 7. DISCUSIONES

La Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente (2012) plantea que para el estudio del estado ecológico de los cuerpos de aguas a nivel nacional, es necesario desarrollar a cabalidad una tipología de éstos y contar con estaciones de referencia para su evaluación. Así la evaluación de ríos y quebradas amenazadas por actividades antrópicas podrán ser monitoreadas anualmente, analizando los avances o retrocesos que se han tenido en materia de estado ecológico y establecer planes de manejo y/o restauración para éstas. Aunque en Chile existen esfuerzos por establecer una tipología de sistemas fluviales, éstos no han sido suficientes ni completos. En concreto, la elaboración de una tipología de sistemas fluviales en Chile podría contribuir a la evaluación y su respectiva comparación espacio - temporal del estado ecológico.

En relación a los índices utilizados entregaron una visión de cada una de las dimensiones del estado ecológico, resultando ser útiles para la toma de decisiones en el diagnóstico territorial.

La utilización del Índice de Estructura y morfología del canal fluvial arrojó resultados que se correlacionan con el índice QBR. Lo anterior da cuenta que la utilización de este índice resultó ser una oportunidad para la generación de conocimiento, con el fin de que próximamente se utilice en otras investigaciones relacionadas a la evaluación del estado ecológico.

La importante presencia de especies exóticas en las quebradas, se traduce en bajas puntuaciones del índice QBR e índice de diversidad de Shannon para vegetación. Además, la instalación de especies exóticas como la Zarzamora, Eucalipto y Pino insigne, podría estar aumentando el riesgo ante posibles incendios por la alta combustibilidad de las especies observadas, así como también la acidificación del suelo provocando la desaparición de especies nativas asociadas a estos ecosistemas (Magrini & López Varela, 2016). Así mismo queda evidenciado en documentos de prensa que relatan que todos los años ocurren incendios forestales en Algarrobo. Esto se comprobó en terreno en donde se observaron varias especies quemadas en un tramo de la Quebrada Los Claveles. Es por esto que resulta preocupante que exista una notable dominancia por parte del Eucalipto y Pino, ya que además de ser inflamables y tener una alta demanda hídrica, funcionan como corredores de viento lo que acelera la propagación de incendios forestales (Romero *et al.*, 2014).

En relación al índice de diversidad de Shannon, existen estudios que indican que la diversidad de vegetación y de aves están correlacionadas, por lo que a mayor diversidad de vegetación existiría una mayor diversidad de aves (Luniak, 1994; Savard *et al.*, 2000), lo que se contradice con lo observado en las quebradas urbanas de Algarrobo, pues a pesar de haber encontrado una *diversidad baja o muy baja* en vegetación, los valores de diversidad en aves eran mayores e incluso llegaban a valores de *muy alta diversidad* en algunos transectos. Lo anterior podría estar relacionado con lo propuesto por Moller (2011), ya que el aumento en la abundancia y riqueza de avifauna se puede deber a la presencia del cauce fluvial estacional.

Los resultados obtenidos en esta memoria demuestran el nivel de intervención antrópica en las quebradas de Algarrobo. Cabe destacar que según Jaramillo (2005), el matorral

de tipo esclerófilo es uno de los tipos forestales mayormente amenazado por la urbanización, lo que se relaciona directamente con lo observado en las quebradas urbanas evaluadas. Las intervenciones más significativas fueron la presencia de comunidades de especies exóticas; presencia de estructuras sólidas como alcantarillado y canalización del cauce; y la extensión o presencia de casas dentro de la quebrada.

En relación a las quebradas evaluadas, las quebradas Las Petras y Las Tinajas fueron las que obtuvieron la mayor cantidad de transectos con mal estado ecológico. Para ambas quebradas se encontró que los transectos ubicados en la zona de cabecera de la quebrada obtuvieron un mal estado ecológico. Ibero *et al.* (1996) señala que la degradación de las zonas ribereñas es más intensa en las zonas bajas que en las cabeceras de los cursos de agua, lo que se contradice con los resultados obtenidos. Lo anterior se podría deber a la exposición de esta zona a los efectos de la urbanización, lo que en conjunto con la dominancia de especies exóticas, la cercanía a caminos y viviendas, afectan al estado ecológico de la quebrada. Resulta preocupante los bajos valores obtenidos en las diferentes dimensiones del estado ecológico en la zona de cabecera de ambas quebradas, debido a que estas zonas mantienen la estabilidad ecológica de la zona media y baja de las quebradas (Ward *et al.*, 1999).

Así mismo, los resultados de este estudio también se contraponen con los hallazgos obtenidos en la evaluación del estado ecológico en los ríos Lingue y Chaihuín (Carrasco *et al.*, 2014), río Maipo (Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012) y río Nonguén (Palma *et al.*, 2009), posiblemente a que estos ríos se ubican en zonas mayormente rurales, e incluso algunos dentro de reservas nacionales. Por el contrario, Fernández *et al.* (2009) encuentran que en el Río Maullín también es la cabecera la que se encuentra con un peor estado ecológico, pues es un río cercano a zonas urbanas. También, en el río Kizilirmak de Turquía, la zona de cabecera posee un peor estado ecológico, ya que está más próximas a viviendas y posee un aumento del uso del suelo con fines productivos (Tüzün & Albayrak, 2005). En este sentido el estado ecológico deficiente encontrado en la zona de cabecera de las quebradas, como se mencionó anteriormente, influye en el estado ecológico de los tramos aguas abajo, y por lo tanto podría provocar un empeoramiento del estado ecológico a nivel general de las quebradas.

La baja puntuación en ambas quebradas (Las Petras y Las Tinajas) se puede deber a que ambas quebradas se encuentran en la zona en donde se ha concentrado el desarrollo comercial e inmobiliario de la ciudad de Algarrobo. Además, ambas quebradas poseen un tamaño mucho menor en comparación a la Quebrada Los Claveles, por lo que son más accesibles y por lo tanto más impactadas por la actividad humana. En relación a lo anterior, Tüzün & Albaryrak (2005), señalan que normalmente los transectos más próximos a asentamientos humanos tienen bajas puntuaciones del índice QBR.

Por otro lado, la Quebrada Los Claveles se encuentra en buen estado ecológico, lo que pudiera estar influenciado por su gran envergadura y difícil acceso (Palma *et al.*, 2009; Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente, 2012; Carrasco *et al.* 2014).

*“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”*

Según Chará *et al.* (2013), los cursos de agua sin medidas de protección tienden a presentar un deterioro importante en cuanto a sus características físicas del hábitat, calidad fisicoquímica y bacteriológica de las aguas superficiales, contribuyendo negativamente sobre la flora y fauna presente en estos ecosistemas. En este sentido, Carrasco *et al.* (2014) señalan que una planificación territorial adecuada debería definir las quebradas y zonas ribereñas como zonas de protección, para que así los planes de manejo se focalicen en mantener el equilibrio ecológico en los diferentes ecosistemas asociados a estas zonas, y contribuyan a asegurar el funcionamiento óptimo y maximizar los servicios ecosistémicos que éstas otorgan a la población que vive en ciudades.

## **8.CONCLUSIONES**

Esta memoria se desarrolló en base a la necesidad de conocer el estado ecológico de las quebradas urbanas, específicamente de Algarrobo. La selección de índices para la evaluación del estado ecológico de las quebradas urbanas permitieron probar su utilidad y avanzar en el uso exclusivo de índices de macroinvertebrados, usados hasta ahora para la evaluación del estado ecológico en ambientes urbanos. Es por esto que la integración de los índices utilizados para las diferentes dimensiones de la evaluación del estado ecológico de las quebradas, permitió determinar las características específicas de cada uno de los transectos y quebradas, y su estado actual. Las dimensiones evaluadas fueron: bosque de ribera, suelo, avifauna y, estructuras y morfología del canal fluvial.

A modo general, se puede señalar que la recolección de la información necesaria para el cálculo de los índices resultaron ser relativamente de rápida evaluación y no involucró un alto costo, y por lo tanto pueden ser considerados como índices propicios para una evaluación rápida del estado ecológico de quebradas urbanas.

Los resultados indican que la Quebrada Los Claveles poseía un muy buen estado ecológico, en todas las dimensiones evaluadas, y por el contrario las quebradas Las Petras y Las Tinajas poseían un nivel medio de estado ecológico. Las dos últimas poseían una evaluación general de las dimensiones del estado ecológico similar. Lo anterior podría estar influenciado directamente con la ubicación de las quebradas peores evaluadas dentro de la trama urbana, ya que ambas quebradas parecen estar más afectadas por la mayor densidad de casas que las rodea y por el camino que las atraviesa. Además, es importante mencionar que la Quebrada Los Claveles no posee caminos o puentes que la atravesen, lo que la diferenciaría a las otras dos quebradas.

Resulta preocupante que en las quebradas Las Petras y Las Tinajas exista un nivel bajo del estado ecológico en la zona de la cabecera de la quebrada, pues ésta resulta ser un área de gran importancia para la mantención de la estabilidad ecológica del ecosistema y que repercute en las zonas media y baja de las quebradas. A pesar de que la zona baja de ambas quebradas posee un mejor estado ecológico que la cabecera, igualmente presentan un mal estado ecológico. Lo anterior es de esperar debido a que corresponde al área urbana más antigua y densamente edificada de Algarrobo. Es por esto que la baja puntuación de los índices evaluados es resultado de las múltiples intervenciones antrópicas existentes en las quebradas y sus zonas ribereñas, entre los que destaca la gran cantidad de espacios exóticos en vegetación, basura y estructuras sólidas asociadas a alcantarillado, construcciones como casas y la extensión de patios traseros hacia las quebradas. En el caso de las construcciones como casas y la extensión de algunos patios traseros podrían estar causando una modificación y fragmentación importante en las quebradas, limitando su capacidad de actuar como corredor biológico y movilidad peatonal.

La Quebrada Los Claveles fue la quebrada que obtuvo la mejor evaluación en relación a los índices QBR y Estructura y Morfología del canal fluvial, así como

también en la integración de las dimensiones del estado ecológico, por lo que es imprescindible implementar planes para su protección y así potencializar las funciones ecológicas y los servicios ecosistémicos derivados. Sin embargo, en esta quebrada se observó una gran cantidad de comunidades de especies exóticas, lo que es preocupante en relación a las amenazas que éstas puedan ocasionar a ecosistemas ribereños respecto a su funcionalidad y estado ecológico, por lo tanto se deberían emprender medidas para su control.

La evaluación de diferentes tramos de las zonas ribereñas de las quebradas de Algarrobo, puede contribuir a priorizar recursos y seleccionar las medidas de gestión más adecuadas, lo que se vuelve más relevante, debido a que generalmente los recursos municipales destinados a esto son escasos.

Una de las principales dificultades para realizar este estudio fue el gran tamaño de las quebradas, la dificultad para poder acceder a ellas y aspectos de inseguridad. Por un lado, la pendiente muy abrupta hizo difícil llegar a los puntos de muestreo, y la existencia de casas en la quebrada o la extensión de algunos patios traseros muchas veces impidieron el paso libre a la zona de estudio. Por otro lado, también se constató presencia de jaurías de perros que involucraban un riesgo para la integridad física de los visitantes. Además, tanto funcionarios municipales como vecinos recomendaron realizar el trabajo de terreno en grupo debido a los antecedentes de delitos cometidos en algunos sectores de las quebradas estudiadas.

Si bien este estudio no incluyó un análisis de muestras de aguas, podría ser recomendable contar con dicha información, para ampliar y mejorar el conocimiento del estado ecológico de éstas. Sin embargo, se debe tener en consideración que lo anterior podría incrementar el costo de la evaluación además de ser dificultoso en quebradas de carácter intermitente.

Por otro lado, este estudio se realizó en época estival y es posible que durante el año algunas condiciones de las quebradas cambien según la estación, y por lo tanto sería recomendable realizar estudios estacionales para establecer variaciones de las funciones y servicios ecosistémicos. Así mismo la evaluación del estado ecológico a lo largo de varios años resulta relevante para establecer el deterioro o mejora del estado ecológico de las quebradas.

Las quebradas, consideradas como corredores lineales, podrían convertirse en elementos fundamentales en la planificación urbana y territorial de Algarrobo. Con un mejoramiento del estado ecológico de las quebradas se podría dejar atrás la idea de que las quebradas constituyen espacios verdes deteriorados, asociados a delincuencia o inseguridad e insalubridad, recuperándolas y devolviéndolas a la ciudad como espacios de disfrute y recreación para los habitantes, que además brinden oportunidades de educación ambiental y contacto con la naturaleza.

Este trabajo aporta antecedentes que permiten ampliar el conocimiento en relación a los índices utilizados, así como también el estado ecológico en el que se encuentran las quebradas de Algarrobo. De esta forma, resulta fundamental

extender el trabajo realizado tanto a nivel espacial, es decir a otras quebradas, así como también a nivel temporal, pues se deben realizar monitoreos anuales para la evaluación del estado ecológico y así tomar medidas preventivas de degradación del estado ecológico de las quebradas en Algarrobo.

Se propone que el desarrollo y aplicación de metodologías estadísticas e índices para evaluar el estado ecológico de las quebradas debe ir acompañada necesariamente de un manejo, restauración y mantenimiento adecuado de éstas. La deforestación y fragmentación de estos ecosistemas están sujetos a cambios debido a la falta de planificación de la infraestructura verde de las ciudades, el crecimiento urbano, el desarrollo de carreteras y caminos, afectando directamente al estado ecológico de las quebradas. Así mismo, sería interesante fomentar la participación activa de los habitantes locales con programas de educación ambiental, con el objetivo de combatir las malas prácticas como por ejemplo, el uso de la quebrada como vertedero ilegal de basura y escombros.

Finalmente, las quebradas urbanas cumplen un rol importante dentro de la diversidad biológica urbana, que a menudo no se considera. Es por esto que se podrían priorizar como zonas de conservación en Algarrobo, ya que son el tipo de infraestructura verde de mayor superficie dentro de la ciudad, actúan como corredor biológico y proveen de servicios ecosistémicos a la población. Los resultados de esta memoria contribuyen en el conocimiento del estado ecológico de las quebradas urbanas y en el diseño de un sistema de infraestructura verde para Algarrobo, pues las quebradas podrían ser integradas como ejes centrales de dicho sistema. Así, su integración en los instrumentos de planificación, además de programas, proyectos de protección y restauración, aportarían a la sustentabilidad ambiental a largo plazo y a mejorar la calidad de vida de la población de Algarrobo.



## 9. BIBLIOGRAFÍA

Acosta, R., Ríos, B, Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnética*, 28(1), 35–64.

Aguirre, J. (2008). *Aves de Chile Central*. Santiago de Chile.

Andrade, B., Arenas, F., & Guijón, R. (2008). Revisión crítica del marco institucional y legal chileno de ordenamiento territorial: el caso de la zona costera1. *Revista de Geografía Norte Grande*, 41, 23–48.

Baños, J. C. B. (2009). Amenazando la biodiversidad: urbanización y sus efectos en la avifauna. *Ciencia y Mar*, 13(39), 61–65.

Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. (1997). Revision to Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish.

Barragán, J. (2014). *Política, gestión y litoral: una nueva visión de la Gestión Integrada de Áreas Litorales*. Madrid: Tébar Flores.

Benedict, M., & McMahon, E. (2002). Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century.

Bonada, N., Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., ... others. (2002). Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED siguiendo las directrices de la directiva marco del agua. *Limnética*, 21(3–4), 77–98.

Bryant, M. M. (2006). Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales. *Landscape and Urban Planning*, 76(1–4), 23–44.

Burbrink, F., Phillips A., C., & Heske, E. (1998). A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *ELSEVIER Biological Conservation*, 86, 107–115.

Bustamante, C., Marin-Villegas, N., & Corredor-Coy, N. (2011). Estudio de Calidad Ambiental en la Quebrada La Florida, Unidad de Manejo de Cuenca del Río Quindío. Armenia - Quindío, Colombia. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 23, 65–76.

Carignan, V., & Villard, M.-A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment*, 78(1), 45–61.

Carrasco, S., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J., & Vargas-Chacoff, L. (2014). Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana. Botánica*, 71(1), 1–9.

Castillo, L. E., Martínez, E., Ruepert, C., Savage, C., Gilek, M., Pinnock, M., & Solis, E. (2006). Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of The Total Environment*, 367(1), 418–432.

“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”

Caviedes, B. M. (1999). *Manual de métodos y procedimientos estadísticos*. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.

Center for watershed protection. (2004). *Urban Subwatershed Restoration Manual Series. Urban Stream Repair Practices version 1.0. Manual 4.*

Centro Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. (2010). *Propuesta de utilización de biocriterios para la implementación y Monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental.*

Chara, J., Baird, D., Telfer, T., & Giraldo, L. (2007). A Comparative Study of Leaf Breakdown of Three Native Tree Species in a Slowly-Flowing Headwater Stream in the Colombian Andes. *International Review of Hydrobiology*, 92(2), 183–198.

Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L., Hincapié, D., & Giraldo Sánchez, L. P. (2013). Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia.

Chará, J., Sánchez, L. P. G., Chará-Serna, A. M., & Pedraza, G. X. (2010). Beneficios de los corredores ribereños de *Guadua angustifolia* en la protección de ambientes acuáticos en la Ecorregión Cafetera de Colombia. 2. Efectos sobre la escorrentía y captura de nutrientes. *Recursos Naturales y Ambiente*, 61.

Colwell, S. (2007). *The application of the QBR Index to the riparian forests of central Ohio streams*. The Ohio State University.

Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro.*

Corrochano, A. (2007). *El Estado Ecológico de las Aguas Superficiales: Un nuevo enfoque en la Gestión del Agua.*

Council, N. R., Studies, D. on E. and L., & Board, W. S. and T. (2002). *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*. Washington: National Academies Press.

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

Cursach, J. A., Rau, J. R., Tobar, C. N., & Ojeda, J. A. (2012). Estado actual del desarrollo de la ecología urbana en grandes ciudades del sur de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (52), 57–70.

Dallimer, M., Rouquette, J. R., Skinner, A. M. J., Armsworth, P. R., Maltby, L. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2012). Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and Distributions*, no–no.

de Andrés, M., & Barragán, J. (2016). Desarrollo Urbano en el Litoral a Escala Mundial. Método de Estudio para su Cuantificación. *Revista de Estudios Andaluces*, 33(1), 64–83.

de la Maza, C., Cerca, C., Cruz, G., Mancilla, G., Fuente, J.P., Estades, C., ... Ángel, P. (2014). *Manual para aplicar indicadores de sustentabilidad en Áreas Protegidas.*

- Díaz, A. (2009). *Diseño estadístico de experimentos (2a ed.)* (Editorial Universidad de Antioquia). Medellín: Universidad de Antioquia.
- Durán, C. (2011). Aplicación del índice RHS ( River Habitat Survey) a la Cuenca del EBRO.
- Etter, A., & van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7), 432–439.
- Fernández, L., Rau, J., & Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41 28'S; 72 59'O) utilizando el índice QBR. *Gayana. Botánica*, 66(2), 269–278.
- Ferrando, F. (2006). Geografía Física. En *El libro de Algarrobo* (pp. 37–51).
- Figuroa Pianda, S. (2015). Evaluación de estructura horizontal y la diversidad florística en un bosque lluvioso del magdalena medio, hacienda San Juan del Carare, Cimitarra-Santander.
- Fischer, R. A., & Fischenich, J. C. (2000). Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Army engineer waterways experiment station vickburg ms engineer research and development center.
- Foroughbakhch, R., Hernández, J. L., Alvarado-Vázquez, M. A., Carrillo, A., Velasco, C. G., & Rocha, A. (2011). Native plants of Northeastern Mexico: Their potential in the restoration of damaged ecosystems. *Native Species: Identification, Conservation and Restoration*. Nova.
- Gatignon, H. (2014). *Statistical Analysis of Management Data*. Springer. 3rd edition.
- Ghermandi, A., Vandenberghe, V., Benedetti, L., Bauwens, W., & Vanrolleghem, P. A. (2009). Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering*, 35(1), 92–104.
- González del Tánago, M., & García de Jalón, D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25(1–2), 389–402.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., & Water Framework Directive. (2006). Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, 97–108.
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M., & López-Ríos, G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 12(1).
- Haun, R. S., & Fortes, J. A. (2015). Utilización de los índices de hábitat fluvial, bosque de ribera y macrófitas para la determinación de calidad del recurso hídrico del Estero Catapilco, Región de Valparaíso. *Anales, Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas*, 28, 9–30.
- Hernández, J. (2000). *Manual de Métodos y Criterios para la Evaluación y Monitoreo de la Flora y la Vegetación*. Santiago de Chile: Universidad de Chile.
- Hernández, J., Estades, C., Faúndez, L., & Herreros, J. (2014). Biodiversidad Terrestre de la Región de Arica y Parinacota.

Ibero, C., Álvarez, J., Blanco, J., Criada, J., Sánchez, A., & Viada, C. (1996). Ríos de vida. Estado de conservación de las riberas fluviales en España. Sociedad Española de Ornitología, SEO/Birdlife.

Ilustre Municipalidad de Algarrobo. (2014, Enero). Plan de Desarrollo Comunal de Algarrobo 2013 - 2016.

Inostroza, M. (2014). Sitios prioritarios para la conservación de la Biodiversidad en la zona costera de Algarrobo.

Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., ... others. (2002). Protocolo GUADALMED (prece). *Limnetica*, 21(3–4), 187–204.

Jaramillo, A. (2005). Aves de Chile. Chile: Lynx Edicions.

Karlen, D. L., Ditzler, C. A., & Andrews, S. S. (2003). Soil quality: why and how? *Geoderma*, 114(3–4), 145–156.

Karr, J. R., & Chu, E. W. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biología Ambientale*, 20(2), 7–18.

Kutschker, A., Brand, C., & Miserendino, M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología austral*, 19(1), 19–34.

Ladrera, R. (2012). Estudio del Estado Ecológico de los cursos fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera (La Rioja) en base a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. (Máster Oficial en Ecología Fundamental y Aplicada). Universidad de Barcelona, Barcelona.

Luniak, M. (1994). The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *MEMORABILLA ZOOLOGICA*, 49, 257–267.

M<sup>a</sup> Luisa Suárez. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnética*, 21(3–4), 135–148.

Magrini, C., & López Varela, S. (2016). Valparaíso H30 Humedad y restauración ecológica: estrategias para un ordenamiento territorial desde sus factores de riesgo. *AUS*, (19), 18–23.

Martinez, D. (2016). *Guía de Bolsillo Aves Continentales de Chile Central*. Santiago de Chile.

Mendoza-Cariño, M., Quevedo Nolasco, A., Bravo Vinaja, Á., Flores Magdaleno, H., De La Isla, D. B., de Lourdes, M., ... Zamora Morales, B. P. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(4), 429–436.

Moller, P. (2011). Las Franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de Humedales. *Gestión Ambiental*, 21, 96–106.

Municipalidad de Bogotá. (2014). Diseños Restauración Ecológica, Quebrada Morací.

Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index: Ecological Quality of Riparian Habitat. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.

Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209–212.

Naiman, R., & Decamps, H. (1997). *The ecology of interfaces Riparian Zones*. University of Washington.

Niemelä, J., Saarela, S.-R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S., & Kotze, D. J. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19(11), 3225–3243.

Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408.

Novoa, C. (2017). *Evaluación de la Biodiversidad en los componentes de Infraestructura Verde de la Ciudad de Algarrobo* (Memoria para optar al título de Geógrafa). Universidad de Chile, Santiago de Chile.

Oliveira, D. (2006). Metodologia de reabilitação fluvial integrada. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

Ollero O., A., Ballarín, D., Díaz, E., & Mora, D. (2008). IHG: Un índice para la valoración hidrogeomorfológica de sistemas fluviales. *Limnetica*, 27(1), 171–188.

Oneal, A. S., & Rotenberry, J. T. (2008). Riparian plant composition in an urbanizing landscape in southern California, U.S.A. *Landscape Ecology*, 23(5), 553–567.

Ortiz Agudelo, P. A., & others. (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. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology*, 29(2), 243–258.

Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los índices QBR e IHF. *Gayana (Concepción)*, 73(1), 57–63.

Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... others. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3–4), 115–133.

Paul, M., & Meyer, J. (2009). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(2001), 333–365.

“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., ... Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362.

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

Plan de Acción Santiago Andino. (2011). Manual de buenas prácticas para uso sustentable de ecosistemas de montaña.

PNUD. (2014). *Hacia una Nueva Política Urbana para Chile. Política Nacional de Desarrollo Urbano: Ciudades Sustentables y Calidad de Vida*. Santiago, Chile.

Ralph, R. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.

Ralph Mac Nally, & Erica Fleishman. (2004). A Successful Predictive Model of Species Richness Based on Indicator Species. *Conservation Biology*, 18, No. 3, 646–654.

Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H., & Everard, M. (1998). Quality assessment using river habitat survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(4), 477–499.

Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., ... Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions*, 13(1), 126–139.

Ripario - Zona Riparia. (s. f.).

Rodríguez-Téllez, E., Domínguez-Calleros, P. A., Pompa-García, M., Quiroz-Arratia, J. A., & Pérez López, M. E. (2012). Calidad del bosque de ribera del río El Tunal, Durango, México; mediante la aplicación del índice QBR. *Gayana. Botánica*, 69(1), 147–151.

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

Romero, F. I., Cozano, M. A., Gangas, R. A., & Naulin, P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque (Valdivia)*, 35(1), 1–2.

Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F., & Vásquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo*, 17(4), 45–51.

Romero, H., & Vásquez, A. (2009). El crecimiento espacial de las ciudades intermedias chilenas de Chillán y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos. En *América Latina: sociedade e meio ambiente* (pp. 109–136). Universidade de Sao Paulo, Brasil: CLACSO Livros.

Rosenberg, D. M., McCully, P., & Pringle, C. M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience*, 50(9), 746–751.

Ruza Rodríguez, J. (2008). *El concepto de Estado Ecológico: Indicadores biológicos utilizados. Proceso de establecimiento de objetivos ambientales: Las condiciones de referencia y el ejercicio de intercalibración europea*. Madrid: Centro de Publicaciones, Ministerio de Medio Ambiente.

Sabatini, F., & Soler, F. (1995). Paradoja de la Planificación Urbana en Chile, *Vol. XXI, N° 62*, 61–73.

Savard, J.-P. L., Clergeau, P., & Mennechez, G. (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*, *48*(3–4), 131–142.

Secretaría Regional Ministerial de Medio Ambiente. (2012). *Adaptación Regional de un Índice de Estado para Zonas Riparianas y su Aplicación en la cuenca del Maipo*. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.

Seto, K., Parnell, S., & Elmqvist, T. (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Dordrecht: Springer Netherlands.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1998). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois press.

Smith-Ramírez, C., Armesto, J.J., & Valdovinos, C. (2005). *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universitaria.

Strohbach, M., Haase, D., & Kabisch, N. (2009). Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics. *Ecology and Society*, *14*(2).

Suárez, M., Mellado, A., Sánchez-Montoya, M., & Vidal-Abarca, M. (2005). Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica*, *24*(3–4), 305–318.

Taucher, E. (1997). *Bioestadística*. Editorial Universitaria.

Tessaro, S. G., & Gonzales, C. A. L. (2011). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*.

Tüzün, İ., & Albayrak, İ. (2005). The effect of disturbances to habitat quality on otter (*Lutra lutra*) activity in the river Kızılırmak (Turkey): a case study. *Turkish Journal of Zoology*, *29*(4), 327–335.

Upper Iowa River Watershed- Home. (s. f.).

Valencia, J., & Arancibia, J. (2015). Evaluación del Estado Ecológico de la Laguna Sausalito a través de las comunidades de Macrófitos y Macroinvertebrados. *Anales, Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas*, *28*, 31–43.

Vásquez, A. (2016). *An integrative approach to assess urban riparian greenways potential: The case of Mapocho River in Santiago de Chile*. Universität Leipzig, Leipzig, Alemania.

Vásquez, A. E. (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 de Geografía Norte Grande*, (63), 63–86.

Vásquez, A., Sandoval, G., & Mendez, M. (2010). Diagnóstico geográfico-ambiental de las zonas riparianas urbanas en Santiago de Chile: explorando su potencial como Greenways. El caso del río Mapocho, el Zanjón de la Aguada y la Quebrada Nido de Águila. *Anales, Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas*, 78–85.

*“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”*

Villegas, M., & Garitano-Zavala, A. (2008). Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 43(2), 146–153.

Vivanco, M. (1996). *Análisis multivariable*. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Sociales, Departamento de Sociología.

Ward, J., Tockner, K., & Schiemer, F. (1999). Biodiversity of Floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15, 125–139.

Young, T. P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92(1), 73–83.

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis* (p. 600). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.



## 10.ANEXOS

### Anexo 1 Ficha de terreno evaluación índice QBR

Transecto N°	Coordenadas:	Fecha:		
<b>Grado de Cubierta de la zona de ribera</b> ( solo consideraremos la ribera)				
Puntuación entre 0 y 25:				
25	>80% de cubierta vegetal de la zona de ribera ( las plantas anuales no se contabilizan)			
10	50-80% de cubierta vegetal de la zona de ribera			
5	10-50% de cubierta vegetal de la zona de ribera			
0	< 10% de cubierta vegetal de la zona de ribera			
+10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total			
+5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%			
-5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%			
-10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%			
<b>Estructura de la cubierta</b> ( se contabiliza toda la zona de ribera)				
Puntuación entre 0 y 25:				
25	Recubrimiento de árboles superior al 75%			
10	Recubrimiento de árboles entre el 50 y 75% o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50% y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25%			
5	Recubrimiento de árboles inferior al 50% y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25%			
0	Sin árboles y arbustos por debajo del 10%			
+10	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50%			
+5	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50%			
+5	Si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque			
-5	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosques es >50%			
-5	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad			
-10	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es <50%			
<b>Calidad de la cubierta</b> (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera)				
Puntuación entre 0 y 25:				
		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3
25	Número de especies diferentes de árboles nativos	>1	>2	>3
10	Número de especies diferentes de árboles nativos	1	2	3
5	Número de especies diferentes de árboles autóctonos	-	1	1-2
0	Sin árboles nativos			
+10	Si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río, uniforme y ocupando >75% de la ribera (en toda su anchura)			
+5	Si existe una continuidad en la comunidad a lo largo del río (entre 50-75% de la ribera)			

+5	Si existe una disposición en galería de diferentes comunidades			
+5	Si el número diferente de especies de arbustos es	>2	>3	>4
-5	Si existen estructura construidas por el hombre			
-5	Si existe alguna especie introducida aislada			
-10	Si existe alguna especie introducida formando comunidades			
-10	Si existen vertidos de basuras			
Grado de naturalidad del canal fluvial Puntuación entre 0 y 25:				
25	El canal del río no ha estado modificado			
10	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal			
5	Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río			
0	Río canalizado en la totalidad del transecto			
-10	Si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río			
-10	Si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río			
<b>PUNTUACIÓN FINAL: (suma de las anteriores)</b>				

Fuente: Jáimez-Cuéllar et al.(2002)

Anexo 2 Ficha de terreno Vegetación

Nombres:	
Coordenada X:	Día:
Coordenada Y:	Hora:
Quebrada:	Transecto:
Especie	Cantidad (N)
Algarrobo	
Aromo australiano	
Boldo	
Litre	
Eucalipto	
Quillay	
Pino	
Espino	
Molle	
Zarzamora	
Observaciones	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 3 Ficha de terreno Avifauna

Nombres:			
Coordenada X:		Día:	
Coordenada Y:		Hora:	
Quebrada:		Transecto:	
Nombre común	Cantidad	Nombre común	Cantidad
Chercán		Paloma	
Chincol		Pilpilén	
Chorlo Nevado		Queltehue	
Cometocino		Rara	
Golondrina chilena		Rayadito	
Gorrión		Tagua	
Gaviota dominicana		Tiuque	
Gaviota de Franklin		Yeco	
Jilguero		Zarapito	
Loica		Zorzal	
Mirlo			
<b>Lista de especies (fuera del transecto)</b>			
<b>Observaciones</b>			

Fuente: Elaboración propia

Anexo 4 Ficha evaluación terreno de Superficie erosionada

Quebrada:		Transecto:			
Tipo de erosión predominante: Laminar___Canalículos___ Zanjas ___ Carcavas___					
Cordenadas Transecto	Cuadrante 1	Cuadrante 2	Cuadrante 3	Cuadrante 4	Promedio
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					

Fuente: De la Maza (2014)

Anexo 5 Ficha evaluación terreno de Superficie suelo desnudo

Quebrada Las Petras		Fecha:
Coordenadas Transecto	Superficie de cubierta por hojarasca (%)	
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		

Fuente: De la Maza (2014)

Anexo 6 Ficha de terreno índice Estructura y morfología del canal fluvial

Quebrada:		Transecto:		Coordenadas:	
Área pública ___ Área Privada ___ Otro ___					
Corredor Ripariano disponible: ≤ 25m. ___ 26-50m ___ 51-75 ___ ≥100m ___					
Severidad de Degradación	Canal ajustado: Grado y ancho bastante estable, con una erosión relativamente aislada de los bancos; y condiciones pobres de hábitat.	Pasado por la disminución evidente, la ampliación activa de la corriente, los bancos erosionando activamente a una tasa moderada.	Activo Downtcutting: bancos altos inestables a ambos lados de la corriente que erosiona a una velocidad rápida; Erosión que contribuye a cargas significativas de sedimentos a la corriente.		
	5 4	3	2	1	
Condiciones Aguas arriba y aguas abajo	Arribos aguas arriba y aguas abajo Evaluado como bueno o justo.	Ya sea aguas arriba o aguas abajo Alcanzado como pobre con otros Evaluado como justo / bueno.	Ambas aguas arriba y aguas abajo se consideran pobres.		
	5 4	3	2	1	
Construcción de acceso a las quebradas	Bueno: Área abierta en propiedad pública, espacio suficiente para almacenar materiales, acceso fácil al canal para equipos pesados usando caminos o senderos existentes.	Media: Zona boscosa o desarrollada adyacente a la corriente. El acceso requiere la remoción de árboles o el impacto en áreas ajardinadas. Las áreas de reserva son pequeñas o distantes de la corriente.	Difícil: Debe cruzar humedales, laderas empinadas u otras áreas sensibles para acceder a la corriente, áreas de reserva mínima y / o ubicadas a una gran distancia de la sección de arroyo. Se requiere equipo pesado especializado.		
	5 4	3	2	1	
Limitaciones de la infraestructura y uso de suelo de aguas arriba	Los alcantarillados u otras infraestructuras no están presentes en el corredor de alcance del proyecto.	Alcantarillas, otras utilidades o estructuras están presentes en el corredor de alcance del proyecto, cualquiera puede limitar el diseño del proyecto.	La presencia de alcantarillas y otras infraestructuras afectarán en gran medida el diseño del proyecto y pueden requerir reubicaciones costosas.		
	5 4	3	2	1	

Fuente: Center for watershed protection (2004)

Anexo 7 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Las Petras

Nombre Común	Nombre Científico	Quebrada Las Petras					Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4	T5		
Colliguay	<i>Colliguaja salicifolia</i>		3				3	4,16666667
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>			4		1	5	6,94444444
Boldo	<i>Peumus boldus</i>		1			1	2	2,77777778
Bollén	<i>Kageneckia oblonga</i>	3					3	4,16666667
Matico	<i>Buddleja globosa</i>		4				4	5,55555556
Olivo	<i>Olea europaea L.</i>			3			3	4,16666667
Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>	1	3	4		10	18	25
Litre	<i>Lithrea caustica</i>	1	4		1		6	8,33333333
Peumo	<i>Cryptocarya alba</i>		2				2	2,77777778
Pino insigne	<i>Pinus radiata</i>				4		4	5,55555556
Colihue	<i>Chusquea coleou</i>					20	20	27,77777778
Romerillo	<i>Baccharis linearis</i>					2	2	2,77777778
Riqueza: 12	Abundancia	5	17	11	5	34	72	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 8 Abundancia de especies de aves, Quebrada Las Petras

Nombre Común	Nombre científico	Quebrada Las Petras					Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4	T5		
Cachudito	<i>Anairetes parulus parulus</i>	1	2	4	1	1	9	6,42857143
Chercán	<i>Troglodytes aedon chilensis</i>	2		8	2		12	8,57142857
Chincol	<i>Zonotrichia capensis chilensis</i>	9	4	8	3	5	29	20,7142857
Chuncho	<i>Glaucidium nana</i>	1					1	0,71428571
Churrin	<i>Scytalopus fuscus</i>		3				3	2,14285714
Codorniz	<i>Callipepla californica</i>		1				1	0,71428571
Cometocino de gay	<i>Phrygilus gayi</i>		1	3	5	2	11	7,85714286
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	1					1	0,71428571
Fío-fío	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	2	5	4	1	2	14	10
Garza Boyera	<i>Bubulcus ibis ibis</i>					1	1	0,71428571
Gaviota Dominicana	<i>Larus dominicanus dominicanus</i>	1	1	1			3	2,14285714
Golondrina Chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>	2				2	4	2,85714286
Mirlo	<i>Molothrus bonariensis bonariensis</i>			2			2	1,42857143
Paloma	<i>Columba livia</i>		1				1	0,71428571
Picaflor Chico	<i>Sephanoides sephaniodes</i>				1		1	0,71428571
Pidén	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	3					3	2,14285714
Queltehue	<i>Vanellus chilensis chilensis</i>					2	2	1,42857143
Rara	<i>Phytotoma rara</i>		1	1			2	1,42857143
Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda spinicauda</i>					5	5	3,57142857
Tiuque	<i>Phalcooenus chimango</i>	9			1	8	18	12,8571429
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	1	3				4	2,85714286
Tórtola	<i>Zenaida auriculata auriculata</i>	2				1	3	2,14285714

“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”

Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	5	1	1	1	2	10	7,14285714
Riqueza : 23	Abundancia	39	23	32	15	31	140	

Fuente: Elaboración propia



Anexo 9 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Las Tinajas

Nombre Comun	Nombre Científico	Quebrada Las Tinajas					Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4	T5		
Boldo	<i>Peumus boldus</i>		2		2	2	6	18,75
Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>	5					5	15,625
Litre	<i>Lithrea caustica</i>				2		2	6,25
Pino insigne	<i>Pinus radiata</i>				2	4	6	18,75
Algarrobo	<i>Prosopis chilensis</i>	4					4	12,5
Quebracho	<i>Senna candolleana</i>		1				1	3,125
Palqui	<i>Cestrum parqui</i>		1				1	3,125
Chilca	<i>Nardophyllum lanatum</i>			3			3	9,375
Molle	<i>Schinus latifolius</i>				2		2	6,25
Sauce Chileno	<i>Salix babylonica</i>			2			2	6,25
Riqueza: 10	Abundancia	9	4	5	8	6	32	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 10 Abundancia de especies de aves, Quebrada Las Tinajas

Nombre Común	Nombre científico	Quebrada Las Tinajas					Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4	T5		
Cachudito	<i>Anairetes parulus parulus</i>			2			2	1,2195122
Chercán	<i>Troglodytes aedon chilensis</i>	5	1		3	4	13	7,92682927
Chincol	<i>Zonotrichia capensis chilensis</i>	7			3	1	11	6,70731707
Churrin	<i>Scytalopus fuscus</i>	1					1	0,6097561
Codorniz	<i>Callipepla californica</i>	2	1				3	1,82926829
Cometocino de gay	<i>Phrygilus gayi</i>	3					3	1,82926829
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	1					1	0,6097561
Fío-fío	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	3	4		1	7	15	9,14634146
Garza Grande	<i>Ardea alba</i>			1			1	0,6097561
Garza Cuca	<i>Ardea cocoi</i>			2			2	1,2195122
Gaviota Dominicana	<i>Larus dominicanus dominicanus</i>	4	5	4	5		18	10,9756098
Golondrina Chilena	<i>Tachycineta meyeri</i>		1	11	4		16	9,75609756
Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	4			3	2	9	5,48780488
Pato Rana	<i>Oxyura ferruginea</i>			2			2	1,2195122
Pidén	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	2		2	1		5	3,04878049
Queltehue	<i>Vanellus chilensis chilensis</i>			4			4	2,43902439
Rara	<i>Phytotoma rara</i>	1	3	2			6	3,65853659
Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda spinicauda</i>	1		4			5	3,04878049
Tagua	<i>Fulica armillata</i>			1			1	0,6097561
Tenca	<i>Mimus thenca</i>		3	1			4	2,43902439
Tiuque	<i>Phalcoboenus chimango</i>				1	11	12	7,31707317
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	2	3				5	3,04878049

“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”

Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	5	10	1	8	1	25	15,2439024
Riqueza : 23	Abundancia	41	31	37	29	26	164	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 11 Abundancia de especies de vegetación, Quebrada Los Claveles

Nombre Común	Nombre Científico	Quebrada Los Claveles				Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4		
Zarzamora	<i>Rubus ulmifolius</i>	9	10			19	34,54545455
Boldo	<i>Peumus boldus</i>	1				1	1,818181818
Matico	<i>Buddleja globosa</i>				2	2	3,636363636
Eucalipto	<i>Eucalyptus globulus</i>		7	12		19	34,54545455
Litre	<i>Lithrea caustica</i>	1				1	1,818181818
Pino insigne	<i>Pinus radiata</i>	1			3	4	7,272727273
Arrayan	<i>Luma chequen</i>	6				6	10,90909091
Quila	<i>Chusquea quila</i>	1				1	1,818181818
Maqui	<i>Aristotelia chilensis</i>	2				2	3,636363636
Riqueza: 9	Abundancia	21	17	12	5	55	

Fuente: Elaboración propia

Anexo 12 Abundancia de especies de aves, Quebrada Los Claveles

Nombre Común	Nombre científico	Quebrada Los Claveles				Abundancia Acumulada	Porcentaje
		T1	T2	T3	T4		
Cachudito	<i>Anairetes parulus parulus</i>		4	4	1	9	5,11363636
Chercán	<i>Troglodytes aedon chilensis</i>				8	8	4,54545455
Chincol	<i>Zonotrichia capensis chilensis</i>	19	3	5	8	35	19,8863636
Churrin	<i>Scytalopus fuscus</i>	1	5	5		11	6,25
Codorniz	<i>Callipepla californica</i>		3			3	1,70454545
Cometocino de gay	<i>Phrygilus gayi</i>			5	5	10	5,68181818
Fío-fío	<i>Elaenia albiceps chilensis</i>	1	3	14	5	23	13,0681818
Gaviota Dominicana	<i>Larus dominicanus dominicanus</i>	1		1		2	1,13636364
Golondrina Chilena	<i>Tachycineta meyeni</i>	1	12			13	7,38636364
Jilguero	<i>Spinus barbatus</i>			3	7	10	5,68181818
Jote Cabeza Negra	<i>Coragyps atratus foetens</i>		15			15	8,52272727
Picaflor Gigante	<i>Patagona gigas gigas</i>			1		1	0,56818182
Rayadito	<i>Aphrastura spinicauda spinicauda</i>				2	2	1,13636364
Tenca	<i>Mimus thenca</i>	1				1	0,56818182
Tiuque	<i>Phalcoboenus chimango</i>		2		5	7	3,97727273
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	10		1	4	15	8,52272727
Torcaza	<i>Patagioenas araucana</i>		1	3		4	2,27272727
Zorzal	<i>Turdus falcklandii</i>	3	2	2		7	3,97727273
Riqueza : 18	Abundancia	37	50	44	45	176	

Fuente: Elaboración propia

*“Evaluación del Estado Ecológico de las quebradas y sus zonas ribereñas en la ciudad de Algarrobo, Región de Valparaíso.”*