

CONTRIBUCIÓN DE LAS ÁREAS DE VALOR AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE MÉXICO A LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA Y LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Conservación Biológica y Desarrollo Social, A. C.



Informe Final

29/01/2025

Contenido

1	Introducción	8
1.1	Objetivo	8
2	Evaluar el estado poblacional de grupos biológicos clave como indicadores de la calidad ambiental y conectividad ecológica.....	9
2.1	Delimitación de parches.....	9
2.2	Riqueza de especies.....	11
2.3	Monitoreo de especies en por lo menos un AVA con categoría de barranca	
	18	
2.3.1	Monitoreo de mamíferos.....	19
2.3.2	Monitoreo de aves	22
2.3.3	Monitoreo de polinizadores.....	24
2.3.4	Monitoreo de vegetación	27
2.4	Especies indicadoras	27
2.5	Métricas de paisaje.....	33
3	Contribución de las AVA a la conectividad funcional.....	38
3.1	Distancias de dispersión.....	38
3.2	Superficies de resistencia.....	40
3.2.1	Raster de vegetación.....	41
3.2.2	Análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA).....	43
3.2.3	Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI).....	44
3.2.4	Índice de Rugosidad del Terreno (TRI).....	44
3.2.5	Unión de capas	46
3.3	Conectividad.....	47
3.3.1	Parches estratégicos	49
4	Relación estructura-diversidad	53
4.1	Estructura-riqueza de especies de inventarios.....	53
5	Diseñar una guía metodológica para el monitoreo periódico de grupos biológicos indicadores, así como de la conectividad biológica.....	54

5.1	Taller de revisión de métodos de monitoreo en AVA de la Ciudad de México	
	54	
5.2	Elaboración de Guía metodológica	57
6	Recomendaciones para mejorar la conectividad y gestión de las AVA	57
7	Referencias	58

Índice de figuras

Figura 1	Polígonos de las anp, avu y bar de la Ciudad de México.	10
Figura 2	Registros obtenidos de la GBIF y iNaturalist; el área vacía corresponde al centroide del polígono de la Ciudad de México.	12
Figura 3	Número de especies y familias de los principales phyla por clase, obtenidos para la Ciudad de México.....	12
Figura 4	Mapa de las barrancas.....	14
Figura 5	Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de artrópodos para las barrancas.....	15
Figura 6	Gráfica de paleta de la de riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de artrópodos para las barrancas.....	15
Figura 7	Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de plantas para las barrancas.....	16
Figura 8	Gráfica de paleta de la de riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de plantas para las barrancas.....	16
Figura 9	Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de vertebrados para las barrancas.....	17
Figura 10	Gráfica de paleta de la de riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de vertebrados para las barrancas.	17
Figura 11	Sitios de monitoreo en barrancas. Puntos rosas son el centro de la unidad de muestreo, donde se colocaron las cámaras trama y donde se realizó el monitoreo de vegetación. Puntos azules son los puntos de conteo para el monitoreo aves y por donde se realizó el monitoreo de polinizadores.....	19
Figura 12	Registro de especies de mamíferos en la UM de la barranca Tarango y Becerra Tepecuache.	21
Figura 13	Fotografías de algunas especies de mamíferos registradas durante el monitoreo. Tlacuache norteño (<i>Didelphis virginiana</i>); Ardilla vientre rojo (<i>Sciurus aureogaster</i>); Conejo serrano (<i>Sylvilagus flordanus</i>); Cocomixtle norteño (<i>Bassariscus astutus</i>).	21

Figura 14 Registro de especies de aves en la UM de la barranca Tarango y Becerra Tepecuache.....	23
Figura 15 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. Colibrí pico ancho norteño (<i>Cynanthus latirostris</i>); Chipe cabeza amarilla (Chipe <i>occidentalis</i>); Chipe corona negra (<i>Cardellina pusilla</i>); Capulinero gris (<i>Ptiliogonyx cinereus</i>); Calandria dorso negro mayor (<i>Icterus gularis</i>); Reyezuelo matraquita (<i>Corthylio caléndula</i>). Fotografías: Fernando Mayani.....	24
Figura 16 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. Mariposa cometa xochiquetzal (<i>Papilio multicaudata</i>); Zizina otis ; Minisaltarina naranja sureña (<i>Copaeodes mínima</i>); Mariposa azufre de bandas naranja (<i>Phoebeis sennae</i>) ; Saltarina azul de cola larga (<i>Urbanus proteus</i>); Mariposa hojarasca tropical (<i>Anaea aidea</i>) ; Mariposa reina (<i>Danaus gilippus</i>); Abeja europea (<i>Apis mellifera</i>); Tenthredo violascens; Xylocopa sp. Fotografías: Fernando Mayani.....	26
Figura 17 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. Trompetilla Colorada (<i>Bouvardia ternifolia</i>); Encino quiebra hacha (<i>Quercus rugosa</i>); Pericón (<i>Tagetes lucida</i>); Cuphea sp. Fotografías: Fernando Mayani.....	27
Figura 18 Porcentaje de sitios (Coverage %) con al menos una especie indicadora en función del umbral de especificidad (At) para áreas naturales protegidas (anp), barrancas (bar), áreas verdes urbanas (avu) y su combinación (anp+bar).....	29
Figura 19 Mapa del área [km ²] de las barrancas.	35
Figura 20 Mapa de índice de forma de las barrancas.	36
Figura 21 Mapa del área núcleo [km ²] de las barrancas.	37
Figura 22 Mapa del porcentaje de borde de las barrancas.	37
Figura 23 Distribución de los valores de distancias de dispersión para las familias de las especies de mamíferos presentes en las barrancas.....	39
Figura 24 Raster binario clasificado de vegetación (verde) no vegetación (gris).	42
Figura 25 Matriz de confusión que muestra el desempeño del modelo de clasificación en dos clases: vegetación (veg) y sin vegetación (no_veg). Las celdas diagonales representan las clasificaciones correctas, con un 42.3% de observaciones correctamente clasificadas como veg (1,009 puntos) y un 49.9% como no_veg (1,192 puntos). Las celdas fuera de la diagonal reflejan los errores de clasificación: un 7.5% (179) de las observaciones fueron clasificadas incorrectamente como veg y un 0.3% (7) como no_veg. La proporción total de observaciones en las clases reales fue del 49.8% para veg y del 50.2% para no_veg.	43
Figura 26 Distribución de valores de altitud del modelo digital de elevación de la Ciudad de México.	45

Figura 27 Rastres normalizados de los componentes del raster de resistencia. mspa: Análisis de patrones morfológicos espaciales, ndvi: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, tri: Índice de Rugosidad del Terreno.....	45
Figura 28 Raster de resistencia.....	46
Figura 29 Mapa de importancia de las barrancas para la conectividad funcional.	48
Figura 30 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de caminos aleatorios.	50
Figura 31 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de rutas de menor costo.....	51
Figura 32 Número de parches de vegetación por prioridad de acuerdo con la aproximación de caminos aleatorios (a) y rutas de menor costo (b).	52
Figura 33 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de rutas de menor costo, con énfasis en el área de las barrancas (color azul).	52
Figura 34 Grafico de pares de las métricas de paisaje y la riqueza de especies estimada (rich) para artrópodos (art.), plantas (pla.) y vertebrados (ver.) de las barrancas.	53
Figura 35 Presentaciones de equipo consultor y participantes del taller.....	55
Figura 36 Práctica de monitoreo en el taller, en barranca Tarango. Presentación de uso de cámaras trampa y trazado de parcela y monitoreo de vegetación.....	56

Índice de tablas

Tabla 1 Número y áreas totales y promedio de los polígonos de las anp, avu y bar de la Ciudad de México.	9
Tabla 2 Número de polígonos asociados a cada nombre de barranca.....	10
Tabla 3 Número de especies por categoría de acuerdo con la lista roja de la IUCN.13	
Tabla 4 Número de especies listadas en la NOM-059 por categoría de riesgo....	13
Tabla 5 Lista de especies de polinizadores registrados en las UM de la barranca Tarango y barranca Becerra Tepecuache durante el monitoreo biológico.....	25
Tabla 6 Número de especies indicadoras identificadas para las áreas naturales protegidas (anp), las barrancas (bar) y la combinación anp y barrancas (anp_bar).29	
Tabla 7 Especies con mayor valor indicador (IndVal) por clase asociadas significativamente a las barrancas.....	30
Tabla 8 Especies con mayor valor indicador por clase asociadas significativamente a las anp y barrancas.....	31
Tabla 9 Especies indicadoras seleccionadas para las barrancas de la Ciudad de México	32
Tabla 10 Métricas a nivel de parche calculadas para las anp, avu y bar.	34

Tabla 11 Métricas a nivel de clase y paisaje.....	34
Tabla 12 Promedio del ámbito hogareño y mediana de la distancia de dispersión calculados para las especies de 7 familias de mamíferos presentes en las barrancas.	40
Tabla 13 Métricas de desempeño del modelo de clasificación del raster de vegetación-no vegetación.	42
Tabla 14 Valor de resistencia de las categorías se segmentación obtenidas por el MSPA.....	44

Glosario

Ámbito hogareño. Área dentro de la cual un animal vive normalmente y encuentra lo que necesita para sobrevivir.

Área núcleo. Porción interna de un parche de hábitat alejada a determinada distancia del borde, donde las condiciones son menos influenciadas por el entorno externo.

Borde. Zona de transición entre un parche de hábitat y su entorno adyacente.

Conectividad estructural. Medida de la continuidad física entre parches de hábitat del paisaje, basada en su disposición espacial.

Conectividad funcional. Evaluación de la facilidad con la que las especies pueden desplazarse entre parches de hábitat, considerando su comportamiento y la resistencia del paisaje al movimiento.

Especie indicadora. Especie asociada de forma significativa con un sitio o grupo de sitios específico.

Índice de dimensión fractal. Métrica que describe la complejidad de la forma de un parche de hábitat.

Métricas de paisaje. Conjuntos de medidas cuantitativas que describen la estructura espacial del paisaje, como el tamaño, la forma, y disposición de parches.

Raster. Forma de representar características geográficas mediante celdas en una matriz. Cada celda, o píxel, almacena un valor que representa una característica del área cubierta, como elevación, temperatura o cobertura vegetal.

Superficie de resistencia. Mapa que asigna valores de resistencia al movimiento a cada celda del paisaje según sus características ambientales, influyendo en la dispersión de organismos.

Tamaño efectivo de malla. Métrica que representa el área accesible para un animal al moverse desde un punto aleatorio en el paisaje sin encontrar barreras físicas.

1 Introducción

A nivel nacional existen diversas figuras de protección y gestión del territorio que buscan incrementar la conectividad y contribuir a la conservación de la biodiversidad. En la Ciudad de México, una de estas figuras son las áreas de valor ambiental (AVA), definidos como espacios físicos naturales en donde los ambientes originales han sido modificados por las actividades antropogénicas y que requieren ser restauradas o preservadas, en función de que aún mantienen ciertas características biofísicas y escénicas, las cuales pueden contribuir a mantener la calidad ambiental de la ciudad (GODF, 2000).

En la ciudad existen 33 AVA, de las cuales 26 están clasificadas como barrancas y abarcan una superficie de 1,281.17 ha. Estas áreas sirven de refugio para la vida silvestre, comprenden comunidades vegetales que contribuyen a mantener la calidad ambiental y son zonas importantes para el ciclo hidrológico. Junto con 25 áreas naturales protegidas (ANP) integran el Sistema de Áreas Naturales Protegidas y Áreas de Valor Ambiental (SANPAVA) de la Ciudad de México. Para mejorar las condiciones ambientales de las AVA, la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno de la Ciudad de México (Sedema) ha impulsado diversas acciones de revegetación, limpieza y saneamiento de cauces, restauración de suelos y recuperación de áreas ocupadas por asentamientos irregulares, entre otras. Asimismo, en el Programa Especial de la Red de Infraestructura Verde de la Ciudad de México (PERIVE) se han identificado nodos y conectores vinculados a los elementos núcleo para incrementar la conectividad.

En su nivel más fundamental, la conectividad se refiere inherentemente al grado de movimiento de organismos o procesos a través del paisaje. Su definición operativa depende de la perspectiva desde la cual se aborda, incluyendo metapoblaciones, ecología del paisaje, flujos de energía, material, organismos e información entre hábitats, así como el flujo genético dentro y entre poblaciones (Crooks y Sanjayan, 2006).

1.1 Objetivo

Con el propósito de dar continuidad a los logros y resultados alcanzados durante su primera fase, el Proyecto Bioconnect II (Proyecto) tiene como objetivo general “integrar esfuerzos interinstitucionales para contribuir, principalmente desde el nivel subnacional, al desarrollo de una política nacional de conectividad ecológica para México y el manejo integrado del paisaje”.

El objetivo de esta consultoría es “evaluar la contribución de las AVA a la conservación de la biodiversidad y a la conectividad ecológica en la Ciudad de México y, con ello, al manejo integrado del paisaje”, que permita “generar y difundir el conocimiento científico que facilite la toma de decisiones”, a través de 3 objetivos específicos:

- 1) Evaluar el estado poblacional de grupos biológicos clave como indicadores de la calidad ambiental y conectividad ecológica en por lo menos una AVA con categoría de barranca con el propósito de estimar su contribución a la conservación de la biodiversidad en la ciudad.
- 2) Evaluar la contribución de las AVA de la Ciudad de México a la conectividad ecológica (estructural y funcional).
- 3) Realizar recomendaciones para mejorar la conectividad y la gestión de las AVA al interior de los polígonos que comprenden y con relación a la red de infraestructura verde de la ciudad.

2 Evaluar el estado poblacional de grupos biológicos clave como indicadores de la calidad ambiental y conectividad ecológica

2.1 Delimitación de parches

Los polígonos que delimitan los parches de: a) áreas naturales protegidas (*anp*), b) áreas verdes urbanas (*avu*) y c) barrancas (*bar*), fueron proporcionados por la (SEDEMA). Para realizar los análisis se unieron los polígonos de las tres clases y se transformaron al sistema de coordenadas de referencia proyectado UTM Z 14N, DATUM WGS84.

La capa resultante está conformada por 11,765 polígonos: 74 polígonos de *anp*, 11,619 de *avu* y 72 polígonos de *bar*, que en conjunto tiene una superficie total de aproximadamente 309 km² (Tabla 1; Figura 1).

Tabla 1 Número y áreas totales y promedio de los polígonos de las *anp*, *avu* y *bar* de la Ciudad de México.

Clase	Polígonos	Área total [m ²]	μ área[m ²]
Áreas naturales protegidas (<i>anp</i>)	74	255605319	3454126
Áreas verdes urbanas (<i>avu</i>)	11619	42287942	3640
Barrancas (<i>bar</i>)	72	11295627	156884

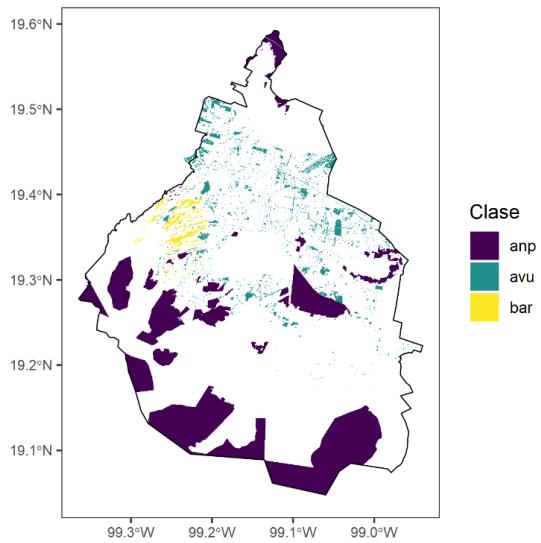


Figura 1 Polígonos de las anp, avu y bar de la Ciudad de México.

Ya que la cardinalidad entre los nombres de las barrancas y el número de polígonos es 1:n; i.e. un mismo nombre puede corresponder a más de un polígono, se asignó un identificador único numérico (id) a cada polígono (Tabla 2).

Tabla 2 Número de polígonos asociados a cada nombre de barranca.

Categoría	No. de polígonos
Anzaldo	2
Becerra Tepecuache sección la loma	2
Del Moral	2
Jalalpa	2
Milpa vieja	2
Mimosas	2
Pachuquilla	2
Zapote	2
Atzoyapan	3
Bezares- el castillo	3
Guadalupe	3
La diferencia	3
Magdalena eslava	3
Echánove	4
Hueyatlaco	4
Mixcoac	4
Texcalatlaco	9
Coyotera	11

2.2 Riqueza de especies

Se ajustaron las coordenadas de los registros de iNaturalist proporcionados por la SEDEMA para que la localización fuera la correcta y, posteriormente se añadieron los campos correspondientes a la taxonomía de las especies y otros necesarios para unir esta capa con los registros obtenidos del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF). La GBIF es un repositorio de datos sobre biodiversidad que cuenta con millones de registros georreferenciados de especies (Edwards, 2004), que si bien presenta limitaciones (Guralnick et al., 2007), es ampliamente usado en investigaciones sobre biodiversidad (Lajeunesse y Fourcade, 2022).

Se obtuvieron de la GBIF todos los registros a partir del año 1970 localizados dentro de un polígono que representa la geometría mínima de delimitación de la Ciudad de México. Los registros obtenidos se unieron a los registros de iNaturalist previamente procesados para obtener un grupo de datos inicial. Dado que los registros de la GBIF provienen de múltiples fuentes es normal que presenten algunos errores y sesgos inherentes a este tipo de repositorios (Chapman, 2005). Para obtener un conjunto de datos depurado, se realizó una limpieza de forma semiautomatizada (Zizka et al., 2019) en la que se eliminaron los registros: a) duplicados, b) con coordenadas erróneas, c) cuya localización corresponde a centroides de divisiones políticas, d) cuya localización corresponde a instituciones, e) registros fósiles, f) muestras materiales, g) citas de materiales, y h) sin especie declarada.

Posteriormente se poblaron los campos faltantes correspondientes a la taxonomía de las especies y se identificó: a) el nombre común, b) la categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, c) la categoría de amenaza de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN, d) su distribución de acuerdo con la lista de especies endémicas de la CONABIO y e) si la especie es considerada como prioritaria.

Por último, se seleccionaron los registros contenidos dentro del polígono que delimita a la Ciudad de México, para obtener un total de 305,090 registros pertenecientes a 60 clases, 223 órdenes, 831 familias, 3,002 géneros y 6,593 especies (Figura 2; Figura 3).

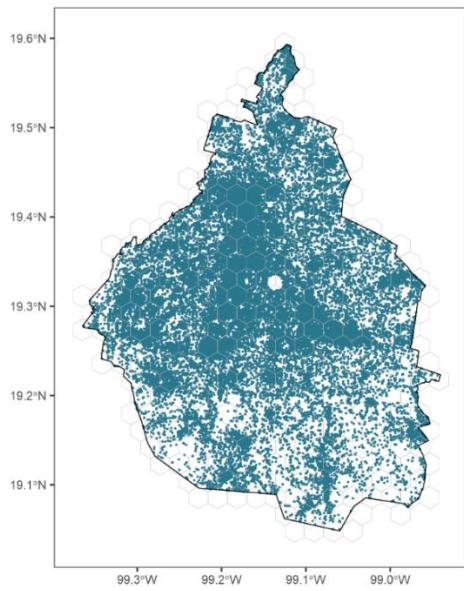


Figura 2 Registros obtenidos de la GBIF y iNaturalist; el área vacía corresponde al centroide del polígono de la Ciudad de México.

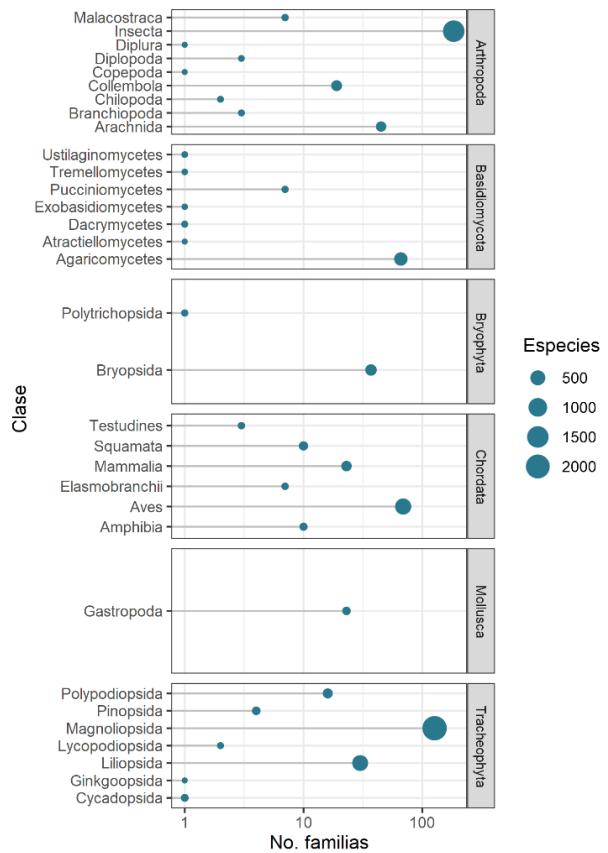


Figura 3 Número de especies y familias de los principales phyla por clase, obtenidos para la Ciudad de México.

De estas especies, 779 son endémicas y 82 son consideradas como prioritarias dada su importancia ecológica, económica o estratégica (CONABIO, 2012). De las especies en riesgo, 1,112 se encuentran en alguna categoría de acuerdo con la Lista roja de la IUCN; la mayoría (980) son consideradas como de preocupación menor (LC), mientras que 106 pertenecen a categorías de mayor riesgo, i.e. en peligro crítico (CR), en peligro (EN) y vulnerable (VU) (Tabla 3).

Tabla 3 Número de especies por categoría de acuerdo con la lista roja de la IUCN.

Categoría	Descripción	No. de especies
CR	En Peligro Crítico	12
DD	Datos Insuficientes	12
EN	En Peligro	51
EW	Extinta en estado silvestre	1
LC	Preocupación Menor	980
NT	Casi Amenazada	35
VU	Vulnerable	43

209 especies se encuentran listadas en la NOM-059; el 57% corresponden a categorías de riesgo altas, i.e. amenazadas (73) y en peligro de extinción (47). El resto se encuentran bajo protección especial (Tabla 4).

Tabla 4 Número de especies listadas en la NOM-059 por categoría de riesgo.

Categoría	Descripción	No. de especies
A	Amenazadas	73
E	Probablemente extinta en el medio silvestre	2
P	En peligro de extinción	47
Pr	Sujetas a protección especial	87

Se seleccionaron los registros contenidos dentro de los polígonos de las barrancas y se filtraron taxonómicamente con los criterios: a) phylum Arthropoda y Chordata, y b) reino Plantae, para obtener tres conjuntos de datos correspondientes a los grupos biológicos: a) artrópodos, b) plantas y c) vertebrados. Con estos datos, se realizó un análisis de los inventarios de biodiversidad. Para cada barranca (Figura 4) se calculó la riqueza de especies observada y estimada de estos tres grupos, así como la completitud del inventario de biodiversidad obtenido, mediante el paquete KnowBR (Lobo et al., 2018). El método propuesto permite identificar las áreas que han sido suficientemente muestreadas (well-surveyed areas) y aquellas que requieren un

esfuerzo adicional de muestreo, mediante curvas de acumulación de especies. Estas se construyen considerando el número de registros presentes en cada barranca (unidad espacial) como subrogado del esfuerzo de muestreo.

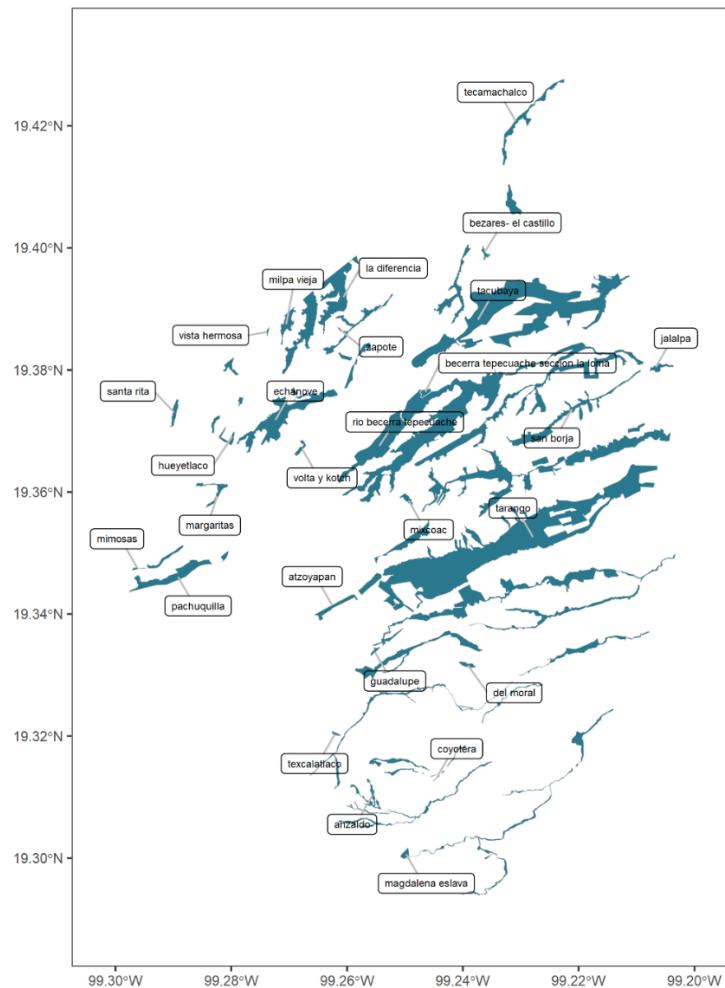


Figura 4 Mapa de las barrancas.

Las curvas se ajustan a modelos asintóticos mediante la función racional, para estimar la riqueza de especies esperada en cada parche bajo un escenario de esfuerzo de muestreo infinito. A partir de las curvas ajustadas, se calcula el porcentaje de completitud, el cual indica el grado de exhaustividad de los inventarios de biodiversidad para cada unidad espacial (Figuras 5-10).

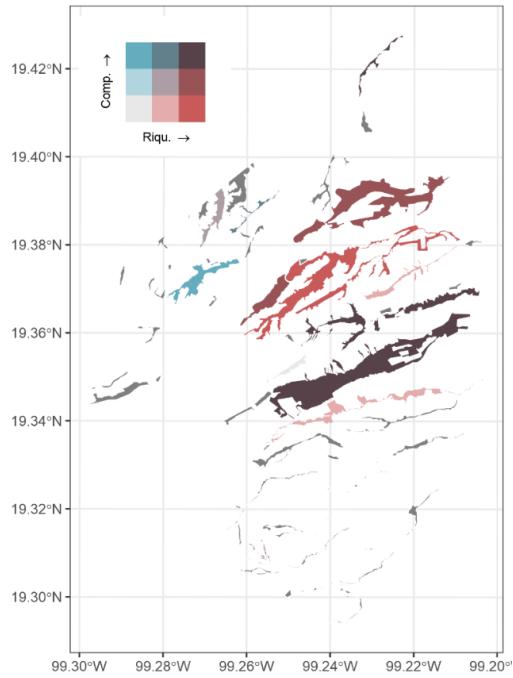


Figura 5 Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de artrópodos para las barrancas.

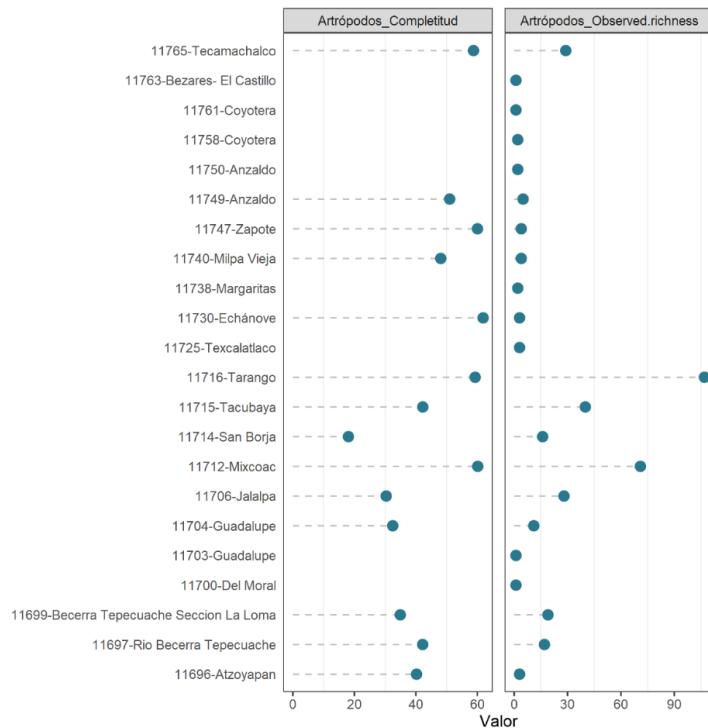


Figura 6 Gráfica de paleta de la riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de artrópodos para las barrancas.

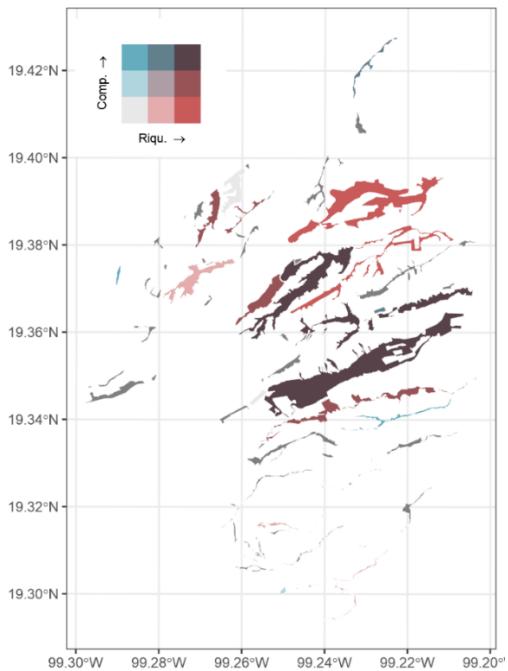


Figura 7 Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de plantas para las barrancas.

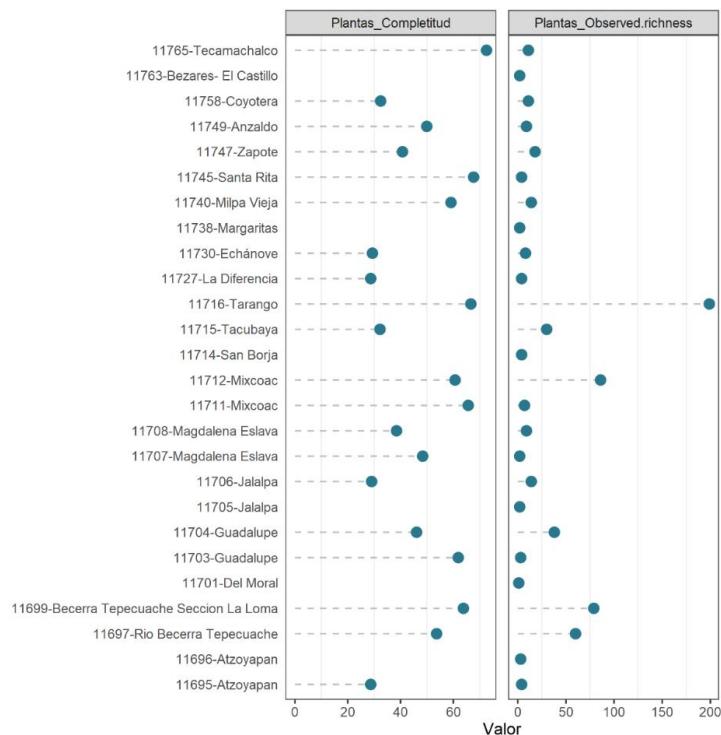


Figura 8 Gráfica de paleta de la riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de plantas para las barrancas.

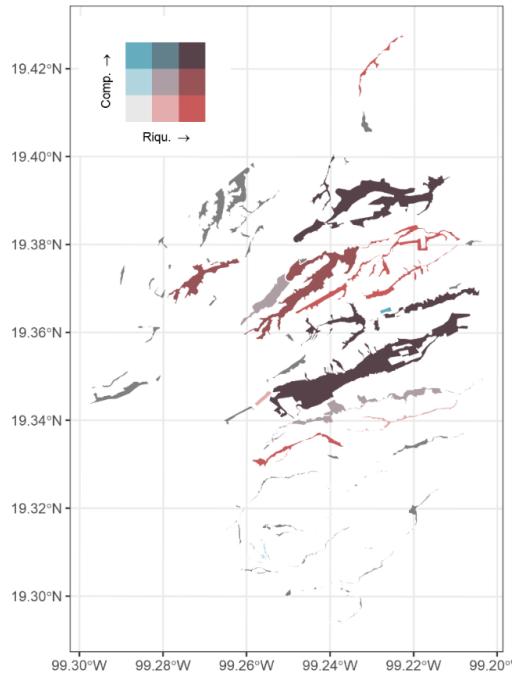


Figura 9 Mapa bivariado de riqueza de especies observada (Riqu.) y porcentaje de completitud de muestreo (Comp.) de vertebrados para las barrancas.

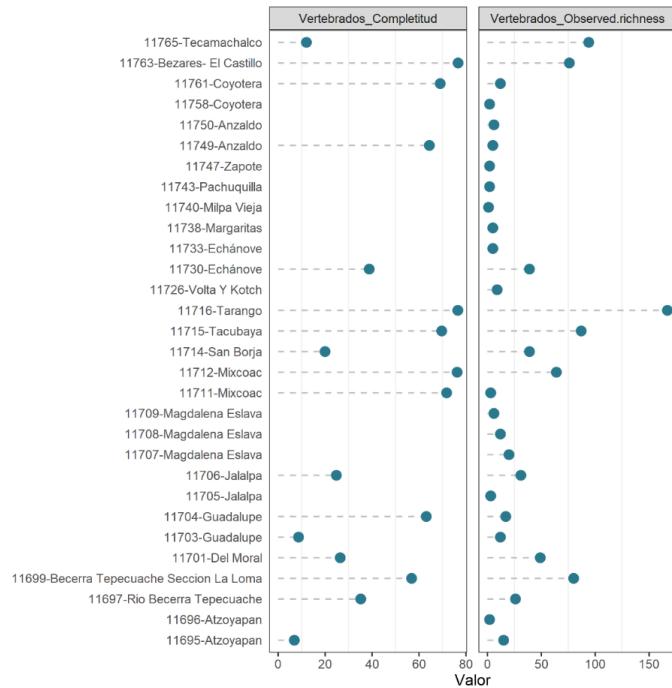


Figura 10 Gráfica de paleta de la riqueza de especies estimada y porcentaje de completitud de muestreo de vertebrados para las barrancas.

Los resultados del análisis de los inventarios de biodiversidad muestran que Tarango y Mixcoac son las barrancas con mayor riqueza de especies, tanto observada como estimada, para artrópodos y plantas. Para los vertebrados, Tarango y Tecamachalco presentan valores más altos de riqueza observada, aunque el orden se invierte cuando se considera la riqueza estimada.

En cuanto a la completitud de los inventarios, Echánove y Mixcoac presentan los porcentajes más altos para artrópodos, con valores estimados del 62% y 60%, respectivamente. Por otro lado, Tecamachalco y Santa Rita presentan los inventarios más exhaustivos para plantas (73% y 68%), mientras que Bezares-El Castillo y Tarango cuentan con los inventarios más completos para vertebrados, con un valor estimado del 77% para ambas barrancas, seguidas por la barranca de Mixcoac, con una completitud del 76%.

Es importante considerar que estos resultados presentan algunas limitaciones asociadas con la naturaleza de los datos utilizados y los supuestos metodológicos. Los datos de presencia de las especies no necesariamente provienen de muestreos probabilísticos o esfuerzos exhaustivos en las barrancas. Una gran proporción de los registros provienen de muestreos oportunistas o iniciativas de ciencia ciudadana, lo que puede introducir sesgos geográficos y taxonómicos. Por ejemplo, barrancas de fácil acceso o especies carismáticas tienden a estar sobrerepresentadas, mientras que barrancas de difícil acceso y especies inconspicuas o poco conocidas suelen estar subrepresentadas.

A pesar de estas limitaciones, los resultados contribuyen al fortalecimiento del conocimiento sobre la diversidad biológica de las barrancas. Ofrecen un panorama general del estado de completitud de los inventarios y permiten realizar comparaciones entre las diferentes barrancas para orientar de manera más eficiente los esfuerzos de monitoreo.

2.3 Monitoreo de especies en por lo menos un AVA con categoría de barranca

A partir de los resultados anteriores, donde se muestra que Tarango es la barranca con mayor riqueza de especies, tanto observada como estimada, para artrópodos, plantas y vertebrados, así como la barranca con el inventario más completo para vertebrados, en conjunto con el personal de la SEDEMA se decidió que se llevara a cabo el

monitoreo de grupos taxonómicos en esta barranca, tomando en cuenta además el interés por las presiones inmobiliarias que existen en Tarango. En conjunto con Tarango, se decidió que se llevara a cabo el monitoreo también en la barranca Becerra Tepecuache.

El día 11 de octubre se realizó una salida prospectiva con personal de Sedema y la Brigada forestal de prevención y combate de incendios forestales TECOLOTES, para seleccionar las unidades de muestreo (UM). Se seleccionaron tres sitios en la Barranca Tarango (UM3; UM4; UM5) y dos sitios en la Barranca Becerra Tepecuache (UM1; UM2), al ser sitios conocidos por el personal, seguros y con fácil acceso para poder desarrollar el monitoreo, separados entre sí por al menos 1 km entre cámaras (Figura 11).



Figura 11 Sitos de monitoreo en barrancas. Puntos rosas son el centro de la unidad de muestreo, donde se colocaron las cámaras trama y donde se realizó el monitoreo de vegetación. Puntos azules son los puntos de conteo para el monitoreo aves y polinizadores.

2.3.1 Monitoreo de mamíferos

El día 19 de octubre de 2024 se pusieron las cámaras trampa en las cinco UM seleccionadas, las cuales se quedaron a lo largo de 50 días tomando video + fotografía; se recogieron el 7 de diciembre. Las memorias se revisaron y se sistematizaron las fotografías en una base de datos

(https://docs.google.com/spreadsheets/d/1QIMgoJSIRf_sHWkc15VArNU6El5YSlh/edit?usp=sharing&ouid=105713310507613177069&rtpof=true&sd=true;

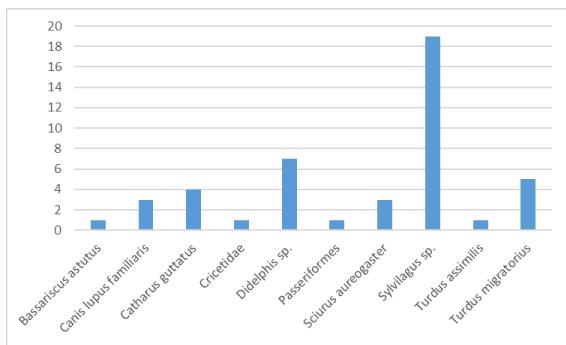
fotografías y videos

<https://drive.google.com/drive/u/1/folders/1A8UdWJrX3kfPDIMqFabqvDGthql8CwTI>

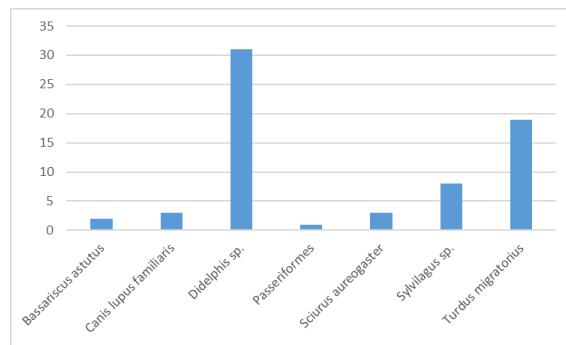


En total se reportan 12 especies. La UM1, localizada en la barranca Becerra-Tepecuache, fue la que más especies tuvo (10), en la cual *Sylvilagus* sp. fue la especie que más se observó (19 registros), seguido por el tlacuache (8 registros). En total, tomando en cuenta todas las UM, el tlacuache fue la especie que más se observó, con 43 registros, seguido por *Sylvilagus* sp. (31 registros). Además, se observaron 17 perros (sobre todo en la UM5 en Barranca Tarango, posiblemente por cercanía a cadas) y 2 gatos ferales (Figura 12). En la UM4 no se tuvieron registros, posiblemente por una mala ubicación de la cámara, la cual se tuvo que poner en un sitio muy escondido al ser un espacio con mucho paso de humanos. Por otro lado, también se obtuvieron registros de algunas aves en las cámaras trampa, entre las cuales destaca *Turdus migratorius*, con 24 observaciones.

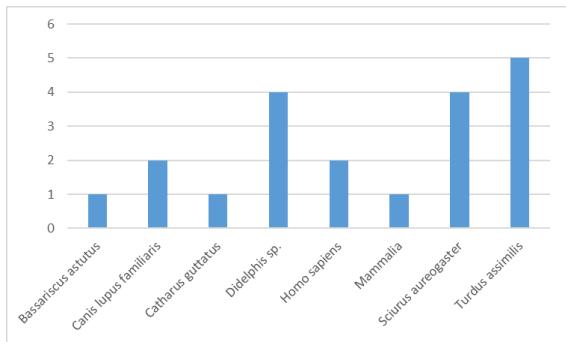
UM1



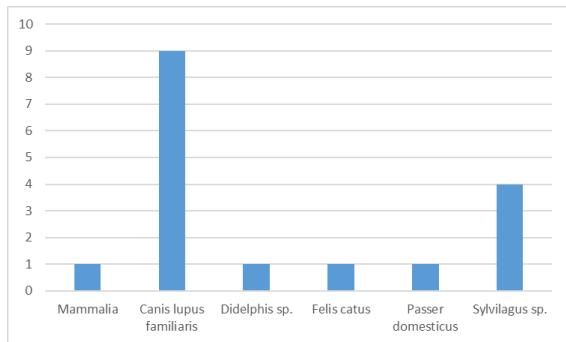
UM2



UM3



UM5



UM4- Sin datos

Figura 12 Registro de especies de mamíferos en la UM de la barranca Tarango y Becerra Tepecuache.



1)



2)



3)



4)

Figura 1313 Fotografías de algunas especies de mamíferos registradas durante el monitoreo. 1) Tlacuache norteño (*Didelphis virginiana*); 2) Ardilla vientre rojo (*Sciurus aureogaster*); 3) Conejo serrano (*Sylvilagus floridanus*); 4) Cocomixtle norteño (*Bassariscus astutus*).

Entre los días 22 y 26 de octubre se realizó el monitoreo de aves, polinizadores y vegetación en cada una de las cinco UM.

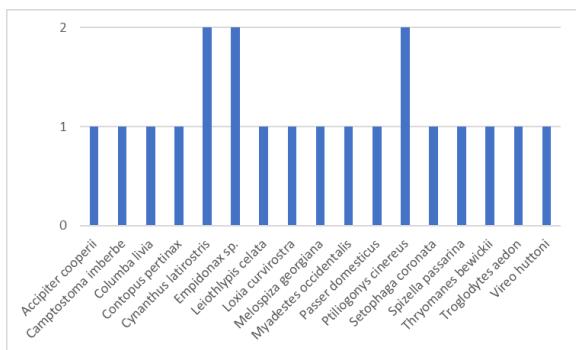
2.3.2 Monitoreo de aves

En cada UM, se establecieron puntos de conteo separados entre sí por 200m. El número de puntos por UM se definió con base en el tamaño del área accesible de la barranca. El monitoreo se llevó a cabo entre las 7:30 y 9:30 am. Al llegar a cada punto de conteo, se dejaron pasar 2 minutos antes de empezar a registrar a las aves observadas, ya que la presencia humana puede perturbar a las aves y se debe esperar a que se adapten a su presencia. Pasados los 2 minutos, con ayuda de binoculares y guías de identificación, así como la aplicación Merlin, se registraron los individuos que observaron o escucharon en un radio de muestreo de 30 m durante 10 minutos. Los datos se vaciaron en una base de datos (<https://docs.google.com/spreadsheets/d/1sptZPwkTJBjXtLOPGmlv80eysVWvrrL/edit?usp=sharing&ouid=105713310507613177069&rtpof=true&sd=true>).

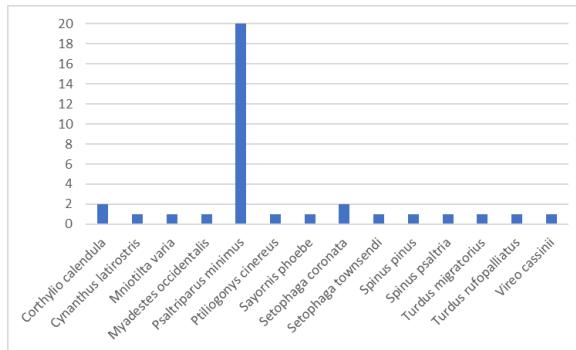


En total se reportan 54 especies. La UM5, localizada en la barranca Tarango, fue la que más especies tuvo (27) (Figura 13).

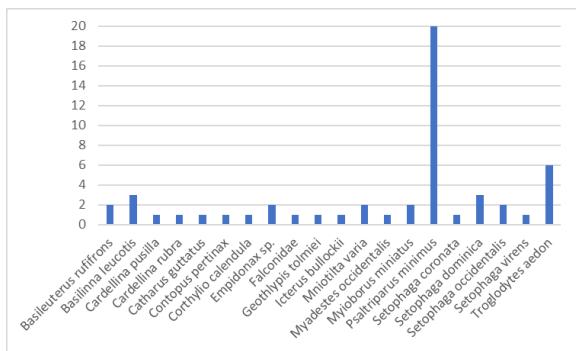
UM1



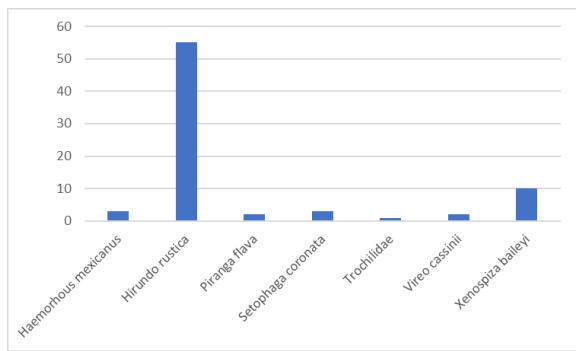
UM2



UM3



UM4



UM5

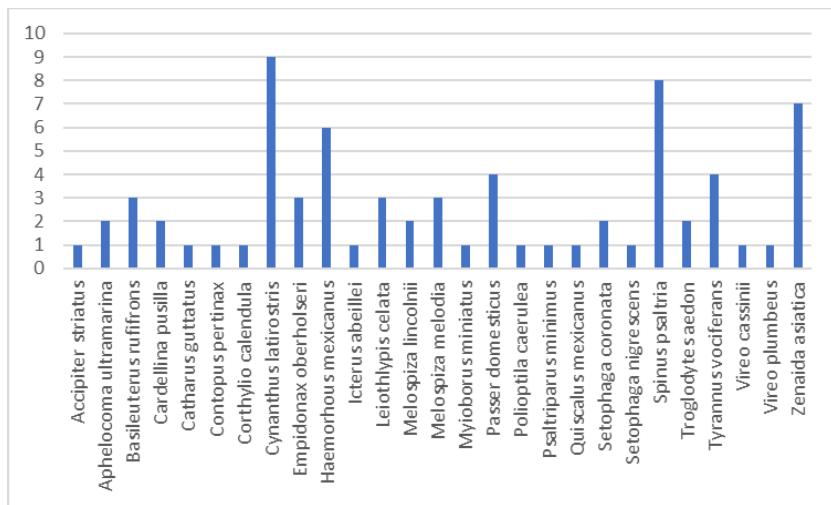


Figura 14 Registro de especies de aves en la UM de la barranca Tarango y Becerra Tepecuache.



Figura 15 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. 1) Colibrí pico ancho norteño (*Cynanthus latirostris*); 2) Chipe cabeza amarilla (*Chipe occidentalis*); 3) Chipe corona negra (*Cardellina pusilla*); 4) Capulinero gris (*Ptiliogonys cinereus*); 5) Calandria dorso negro mayor (*Icterus gularis*); 6) Reyezuelo matraquita (*Corthylio caléndula*). Fotografías: Fernando Mayani.

2.3.3 Monitoreo de polinizadores

El monitoreo de mariposas y abejas en cada UM se realizó a través de observaciones directas a lo largo de un transecto de 100 m de largo por 10 m de ancho. Se recorrió el transecto por 30 minutos por el centro, observando cinco metros a la izquierda y cinco metros a la derecha, identificando los organismos observados con ayuda de binoculares, cámara fotográfica y guías de campo. Los datos se vaciaron en una base de datos

https://docs.google.com/spreadsheets/d/12PZMcE5K31_PXRLQeOqG6xcDJIUa8xGw/edit?usp=sharing&ouid=105713310507613177069&rtpof=true&sd=true.



En total se reportan 29 especies. La UM5, localizada en la barranca Tarango, fue la que más especies tuvo (19) (Tabla 5).

Tabla 5 Lista de especies de polinizadores registrados en las UM de la barranca Tarango y barranca Becerra Tepecuache durante el monitoreo biológico.

UM 1	
<i>Apis mellifera</i>	> 100
<i>Xylocopa</i> sp.	1
Apidae (avispa)	4
<i>Danaus gilippus</i>	1

UM 2	
<i>Zerene</i> sp.	19
<i>Copaeodes minima</i>	1
<i>Apis mellifera</i>	16
<i>Papilio multicaudata</i>	2
<i>Cecropterus dorantes</i>	1
<i>Nathalis iole</i>	1
<i>Dione juno</i>	17
<i>Nymphalis antiopa</i>	1
<i>Pieris rapae</i>	1
<i>Danaus gilippus</i>	2
<i>Pieris brassicae</i>	5
Apidae (Avispa)	7
<i>Urbanus proteus</i>	3
Apidae (abejorro)	3
Coleoptera (Escarabajo verde iridiscente)	1

UM 3	
<i>Pieris brassicae</i>	4
<i>Zerene</i> sp.	1
<i>Anaea aidea</i>	1
Lepidoptera, especie desconocida	2
<i>Apis mellifera</i>	2
Lepidoptera, especie desconocida	1
<i>Papilio multicaudata</i>	1

UM 4	
Lepidoptera, especie desconocida	2
Hemiptera (Chinche)	1
<i>Dione juno</i>	2
Lepidoptera, especie desconocida	2
Apidae (abejorro bandeado)	1
Apidae (abejorro negro)	1
Lepidoptera, especie desconocida	7
<i>Zerene</i> sp.	1
<i>Siproeta stelenes</i>	1

Lepidoptera, especie desconocida	1
Lepidoptera, especie desconocida	1

UM 5	
<i>Pieris brassicae</i>	4
<i>Zerene</i> sp.	27
<i>Apis mellifera</i>	14
<i>Zizina otis</i>	3
<i>Tenthredo violascens</i>	10
<i>Lon melane</i>	2
<i>Danaus gilippus</i>	8
<i>Papilio multicaudata</i>	5
Apidae (avispa)	1
<i>Pieris rapae</i>	1
<i>Copaeodes minima</i>	1
Apidae (avispa)	2
<i>Dione juno</i>	2
<i>Nymphalis antiopa</i>	3
<i>Nathalis iole</i>	2
<i>Cecropterus dorantes</i>	2
Apidae (abejorro)	3
<i>Junonia coenia</i>	1
<i>Urbanus proteus</i>	1

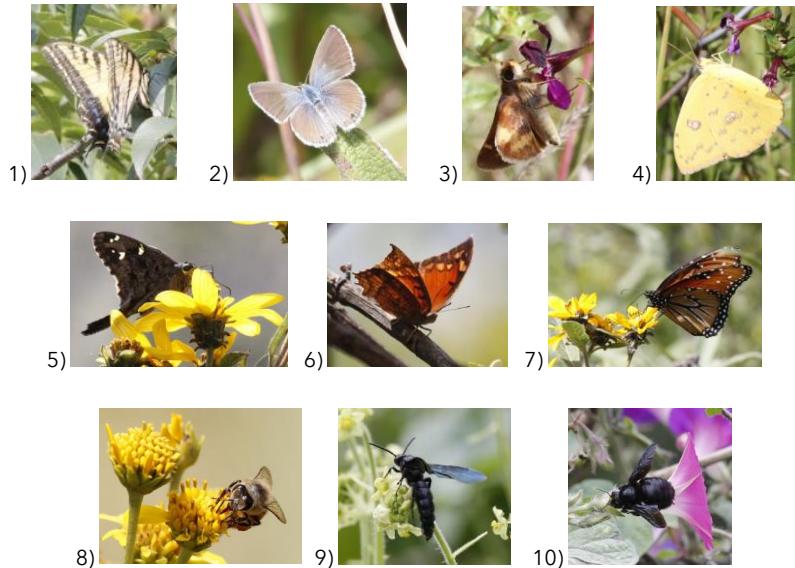


Figura 16 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. 1) Mariposa cometa xochiquetzel (*Papilio multicaudata*); 2) *Zizina otis*; 3) Minisaltarina naranja sureña (*Copaeodes minima*); 4) Mariposa azufre de bandas naranja (*Phoebis sennae*); 5) Saltarina azul de cola larga (*Urbanus proteus*); 6) Mariposa hojarasca tropical (*Anaea aidea*); 7) Mariposa reina (*Danaus gilippus*); 8) Abeja europea (*Apis mellifera*); 9) *Tenthredo violascens*; 10) *Xylocopa* sp. Fotografías: Fernando Mayani.

2.3.4 Monitoreo de vegetación

En cada UM, a partir del centro se trazó un radio de 17.84 m con una rafia hacia el norte, sur, este y oeste, dando una parcela de 1000 m² dividida en cuatro cuadrantes para realizar el monitoreo de vegetación. En cada cuadrante se realizó un barrido de los árboles que presentaron una medida de diámetro a la altura del pecho (DAP; 1.30 m) mayor a 7.5 cm (o 23.6 cm de circunferencia), tomando datos morfométricos de los árboles. Además, en cada cuadrante se trazó un subcuadrante de 12.56 m², tomando por medida 2 m de radio. En cada subcuadrante se midieron todos los individuos con un DAP < 7.5 cm, o <23.56 cm de circunferencia.

Entre las especies de plantas vasculares que se identificaron están: *Tagetes lucida*, *Muhlenbergia robusta*, *Stevia tomentosa*, *Hyptis dumetorum*, *Cuphea* sp., *Agrostis capillaris*, *Bouvardia ternifolia*, *Quercus rugosa*, *Quercus cassipes*, *Quercus* sp., *Prunus serotina*, *Pinus patula*, *Dichromanthus aurantiacus*, *Senecio cinerarioides*, *Senecio* sp., *Psiadia punctulata*, *Helianthus* sp., *Fraxinus uhdei*, *Agave* sp.

En la UM3, en el Parque Tarango, hubo una amplia predominancia de encino *Quercus rugosa*, mientras que las otras UM fueron sitios con algunos árboles, como encinos *Quercus* sp., pero predominante vegetación arbustiva y pastos como el zacate de escobillas (*Muhlenbergia robusta*), hierbas (como *Stevia tomentosa*) y otras como *Tagetes lucida*, *Bouvardia ternifolia*, *Senecio cinerarioides* y *Psiadia punctulata*.



Figura 17 Fotografías de algunas especies de aves registradas durante el monitoreo. 1) Trompetilla Colorada (*Bouvardia ternifolia*); 2) Encino quiebra hacha (*Quercus rugosa*); 3) Pericón (*Tagetes lucida*); 4) *Cuphea* sp.
Fotografías: Fernando Mayani.

2.4 Especies indicadoras

Del conjunto de datos depurado de la Ciudad de México se seleccionaron los registros que taxonómicamente cumplen con las siguientes condiciones: a) reino Animalia o Plantae, b) phylum Arthropoda, Tracheophyta o Chordata, c) clase Insecta, Pinopsida, Magnoliopsida, Liliopsida, Squamata, Amphibia, Aves, Polypodiopsida, Mammalia, Arachnida, Chilopoda, Lycopodiopsida, Diplopoda y Testudines. Posteriormente, integraron los registros de las especies observadas durante el monitoreo biológico

realizado en las barrancas Tarango y Becerra-Tepechuache, con el objetivo de actualizar el inventario de biodiversidad, incorporando datos más recientes y posibles nuevos registros. Estos se unieron espacialmente con la capa de polígonos de ANP, AVU y BAR, de tal manera que cada registro está asociado al identificador del polígono correspondiente.

Con estos datos se realizó un análisis de **especies indicadoras**, el cual es una herramienta que permite identificar especies asociadas significativamente con uno o más grupos de sitios, fungiendo como indicadoras de la calidad ambiental (Morelli et al., 2021), la composición de las comunidades (Pessoa et al., 2021) o las condiciones ecológicas en ellos (De Cáceres et al., 2009).

El objetivo del análisis de especies indicadoras es construir un criterio para seleccionar aquellas especies representativas de las barrancas que serán sujetas a monitoreo, basado en el valor indicador (IndVal). Se utilizó la función multipatt del paquete de R indicspecies (De Cáceres et al., 2009) usando el argumento "IndVal.g" (Dufrêne y Legendre, 1997). Este índice mide la asociación de una especie considerando dos componentes clave: a) la especificidad o valor predictivo positivo, que estima la probabilidad de que un sitio pertenezca a un grupo de sitios determinado dado que la especie está presente en él; y b) la fidelidad o sensibilidad, que estima la probabilidad de encontrar la especie en sitios que pertenecen a un grupo de sitios determinado (De Cáceres et al., 2010). Esta aproximación considera también combinaciones de grupos, permitiendo identificar especies asociadas a varios grupos de sitios simultáneamente, en este caso, las tres clases de polígonos considerados (*anp*, *avu* y *bar*).

Se identificaron 1,616 especies indicadoras con asociaciones significativas ($p<0.05$) a las clases de sitios *anp* y *bar*. La gran mayoría (1,188) son especies indicadoras para *anp*, 350 son indicadoras de la combinación de *anp* y *bar*, mientras que 78 especies son indicadoras para *bar*. No se identificaron asociaciones significativas para las *avu* (Tabla 6).

Tabla 6 Número de especies indicadoras identificadas para las áreas naturales protegidas (ANP), las barrancas (BAR) y la combinación ANP y barrancas (ANP_BAR).

Phylum	Clase	No. de especies		
		anp	anp_bar	bar
Arthropoda	Arachnida	16	10	1
	Chilopoda	2	0	0
	Insecta	219	83	32
Chordata	Amphibia	12	4	0
	Aves	203	90	3
	Mammalia	36	4	3
	Squamata	30	9	0
	Testudines	5	0	0
Tracheophyta	Liliopsida	112	20	8
	Lycopodiopsida	2	0	0
	Magnoliopsida	518	125	30
	Pinopsida	15	1	1
	Polypodiopsida	18	4	0

La cobertura de las especies indicadoras con asociaciones significativas (De Cáceres et al., 2012) muestra que el 46% de las barrancas cuentan con al menos una especie indicadora con valores de especificidad <0.8, mientras que la combinación de *anp* y *bar* presenta al menos una especie indicadora en el ~93% de los polígonos, con valores de especificidad altos (Figura 14), lo que sugiere que las especies correspondientes son indicadores robustos para representar ambos grupos de manera combinada.

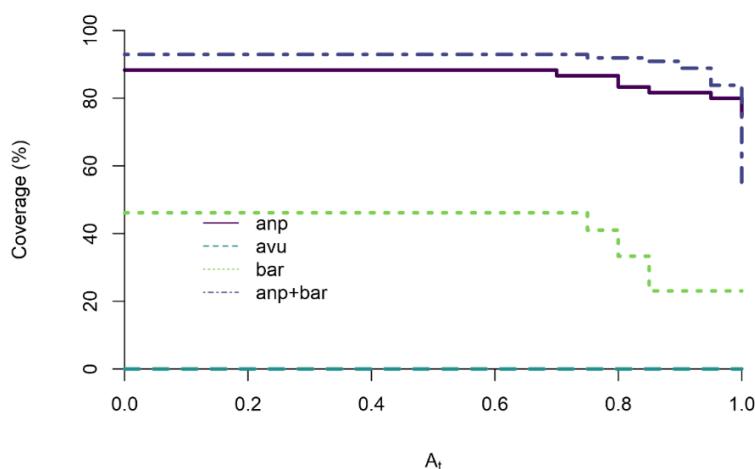


Figura 18 Porcentaje de sitios (Coverage %) con al menos una especie indicadora en función del umbral de especificidad (A_t) para áreas naturales protegidas (anp), barrancas (bar), áreas verdes urbanas (avu) y su combinación (anp+bar).

La mayoría de las especies indicadoras para las barrancas son insectos (32 especies) y plantas dicotiledóneas (30 especies) y únicamente 6 vertebrados: 3 aves (*Tringa flavipes*, *Melanotis caerulescens* y *Setophaga coronata*) y 3 mamíferos (*Mus musculus*, *Rattus norvegicus* y la subespecie *Sciurus aureogaster nigrescens*). En general, el valor indicador de estas es bajo (Tabla 7). Por el contrario, para la combinación *anp_bar* se identificaron 107 especies de vertebrados con valores indicadores más altos (Tabla 8).

Tabla 7 Especies con mayor valor indicador (IndVal) por clase asociadas significativamente a las barrancas.

Clase	Especie	IndVal
Arachnida	<i>Phidippus mystaceus</i>	0.16
Insecta	<i>Diceroprocta crucifera</i>	0.23
	<i>Linepithema humile</i>	0.24
	<i>Phoracantha recurva</i>	0.25
	<i>Dione juno huascuma</i>	0.32
Aves	<i>Melanotis caerulescens caerulescens</i>	0.16
	<i>Tringa flavipes</i>	0.19
	<i>Setophaga coronata auduboni</i>	0.28
Mammalia	<i>Sciurus aureogaster nigrescens</i>	0.16
	<i>Mus musculus</i>	0.19
Pinopsida	<i>Pinus patula</i>	0.32
Liliopsida	<i>Sisyrinchium micranthum</i>	0.16
	<i>Yucca aloifolia</i>	0.16
	<i>Hilaria cenchroides</i>	0.16
	<i>Bomarea edulis</i>	0.20
Magnoliopsida	<i>Solanum tuberosum</i>	0.22
	<i>Psacalium sinuatum</i>	0.23
	<i>Evolvulus prostratus</i>	0.23
	<i>Passiflora tarminiana</i>	0.41

Tabla 8 Especies con mayor valor indicador por clase asociadas significativamente a las ANP y barrancas.

Clase	Especie	IndVal
Arachnida	<i>Argiope trifasciata</i>	0.37
	<i>Aphonopelma anitahoffmannae</i>	0.40
	<i>Vaejovis mexicanus</i>	0.43
	<i>Paraphidippus aurantius</i>	0.44
Insecta	<i>Papilio multicaudata</i>	0.48
	<i>Sphenarium purpurascens</i>	0.50
	<i>Acronyctodes mexicanaria</i>	0.52
	<i>Apis mellifera</i>	0.55
Amphibia	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	0.28
	<i>Dryophytes plicatus</i>	0.30
	<i>Dryophytes eximius</i>	0.32
	<i>Aquiloeurycea cephalica</i>	0.35
Squamata	<i>Crotalus ravus</i>	0.28
	<i>Storeria storerioides</i>	0.36
	<i>Conopsis lineata</i>	0.48
	<i>Sceloporus grammicus</i>	0.56
Aves	<i>Turdus migratorius</i>	0.66
	<i>Haemorhous mexicanus</i>	0.66
	<i>Spinus psaltria</i>	0.66
	<i>Psaltriparus minimus</i>	0.67
Mammalia	<i>Tadarida brasiliensis mexicana</i>	0.17
	<i>Peromyscus gratus</i>	0.17
	<i>Sciurus aureogaster</i>	0.55
Polypodiopsida	<i>Equisetum praealtum affine</i>	0.17
	<i>Cystopteris fragilis</i>	0.20
	<i>Adiantum poiretii</i>	0.28
	<i>Asplenium monanthes</i>	0.33
Pinopsida	<i>Pinus lumholtzii</i>	0.14
Liliopsida	<i>Calochortus barbatus</i>	0.37
	<i>Sarcoglottis schaffneri</i>	0.38
	<i>Zephyranthes fosteri</i>	0.43
	<i>Sprekelia formosissima</i>	0.51
Magnoliopsida	<i>Ricinus communis</i>	0.51
	<i>Bouvardia ternifolia</i>	0.52
	<i>Tropaeolum majus</i>	0.55
	<i>Buddleja cordata</i>	0.60

Al final se seleccionaron a las especies indicadoras por ser las de mayor valor indicador a las clases de sitios *ANP* y *BAR*, y tomando otros criterios como la historia de vida de las especies y su importancia ecológica (Tabla 9).

Tabla 9 Especies indicadoras seleccionadas para las barrancas de la Ciudad de México

REINO	PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOM059	ENDÉMICA
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga coronata</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Cardinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Saucerottia beryllina</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Cyananthus latirostris</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Parulidae	<i>Myioborus miniatus</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Apodiformes	Trochilidae	<i>Lampornis clemenciae</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Passeriformes	Passerellidae	<i>Melospiza melodia</i>		
Animalia	Chordata	Aves	Piciformes	Picidae	<i>Dryobates scalaris</i>		
Animalia	Chordata	Amphibia	Caudata	Plethodontidae	<i>Aquiloeurycea cephalica</i>	A	SI
Animalia	Chordata	Amphibia	Anura	Hylidae	<i>Dryophytes eximus</i>		SI
Animalia	Chordata	Amphibia	Anura	Hylidae	<i>Dryophytes plicatus</i>	A	SI
Animalia	Chordata	Amphibia	Caudata	Plethodontidae	<i>Pseudoeurycea leprosa</i>	A	SI
Animalia	Chordata	Reptilia	Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus grammicus</i>	Pr	
Animalia	Chordata	Reptilia	Squamata	Colubridae	<i>Conopsis lineata</i>		SI
Animalia	Chordata	Reptilia	Squamata	Colubridae	<i>Storeria storerioides</i>		SI
Animalia	Chordata	Reptilia	Squamata	Viperidae	<i>Crotalus ravus</i>	A	SI
Animalia	Chordata	Reptilia	Squamata	Colubridae	<i>Thamnophis pulchrilatus</i>		SI
Animalia	Chordata	Mammalia	Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i>		
Animalia	Chordata	Mammalia	Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>		
Animalia	Chordata	Mammalia	Carnivora	Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i>		
Animalia	Chordata	Mammalia	Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus</i>		
Animalia	Chordata	Mammalia	Chiroptera	Molossidae	<i>Tadarida brasiliensis</i>		
Animalia	Chordata	Mammalia	Rodentia	Cricetidae	<i>Peromyscus gratus</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Dione juno</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Apidae	<i>Bombus sonorus</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Vespidae	<i>Brachygastra mellifica</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Papilionidae	<i>Papilio multicaudata</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Anthonassa texana</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Vanessa virginiensis</i>		

REINO	PHYLUM	CLASE	ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOM059	ENDÉMICA
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Pieridae	<i>Leptophobia aripa</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Papilionidae	<i>Papilio garamas</i>		
Animalia	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Nymphalidae	<i>Danaus gilippus</i>		
Plantae	Tracheophyta	Pinopsida	Pinales	Pinaceae	<i>Pinus patula</i>		
Plantae	Tracheophyta	Polypodiopsida	Polypodiales	Aspleniaceae	<i>Asplenium monanthes</i>		
Plantae	Tracheophyta	Polypodiopsida	Polypodiales	Pteridaceae	<i>Adiantum poiretii</i>		
Plantae	Tracheophyta	Magnoliopsida	Lamiales	Scrophulariaceae	<i>Buddleja cordata</i>		
Plantae	Tracheophyta	Magnoliopsida	Gentianales	Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i>		
Plantae	Tracheophyta	Magnoliopsida	Solanales	Convolvulaceae	<i>Ipomoea purpurea</i>		
Plantae	Tracheophyta	Liliopsida	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Sprekelia formosissima</i>	SI	
Plantae	Tracheophyta	Liliopsida	Asparagales	Amaryllidaceae	<i>Zephyranthes fosteri</i>	SI	
Plantae	Tracheophyta	Liliopsida	Asparagales	Orchidaceae	<i>Sarcoglottis schaffneri</i>		
Plantae	Tracheophyta	Liliopsida	Liliales	Liliaceae	<i>Calochortus barbatus</i>	SI	

2.5 Métricas de paisaje

Los patrones del paisaje surgen de dos fuentes principales: a) la heterogeneidad física y b) la heterogeneidad biótica. La heterogeneidad física está determinada por las características del terreno, mientras que la heterogeneidad biótica se añade a este patrón físico inicial a través de la intervención de organismos que lo modifican o agregan nuevos elementos (Hansson et al., 1994). Estos patrones se pueden analizar de forma general a tres niveles de organización: a) parche, b) clase y c) paisaje (Hesselbarth et al., 2019).

Para analizar la estructura espacial de los elementos del paisaje se han desarrollado múltiples indicadores cuantitativos que brindan información sobre su configuración (Leitão et al., 2012), y que pueden funcionar como indicadores de procesos como la fragmentación (Wang et al., 2014; Gao et al., 2018; Flowers et al., 2020).

Existen un gran número de métricas desarrolladas para tal propósito; sin embargo, la selección de aquellas más adecuadas debe hacerse en función de los objetivos del análisis, considerando el método usado (Schindler et al., 2015), la escala y la naturaleza del proceso ecológico de interés. Es fundamental utilizar un pequeño número de métricas simples y relevantes para las variables de respuesta específicas del estudio, evitando calcular métricas innecesarias (Gustafson, 2019).

Para caracterizar espacialmente los polígonos que delimitan a las anp, avu y bar se calcularon 8 métricas a nivel de parche (Tabla 10) y 10 a nivel de clase y paisaje (Tabla 11) con el paquete de R Makurhini (Godínez-Gómez y Correa, 2024). Se estableció un área mínima de parche de 70 m², la cual corresponde al percentil 10 del área de todos los parches y 10 m como distancia umbral para identificar los **bordes**.

Tabla 10 Métricas a nivel de parche calculadas para las anp, avu y bar.

Tipo	Métrica	Nombre
Área y borde	Area	Área del parche
	Perimeter	Perímetro del parche
	EdgePercent	Porcentaje de borde
Área central	CA	Área núcleo
	CAPercent	Porcentaje de área núcleo
Forma	FRAC	Índice de dimensión fractal
	PARA	Relación perímetro-área
	ShapeIndex	Índice de forma

A nivel de paisaje, los parches que constituyen a las anp representan la mayoría de la superficie de los polígonos analizados, con aproximadamente 256 km², seguidos por las avu y bar, con superficies de 42 km² y 11 km² respectivamente. Esto no se corresponde con el número de parches a nivel de clase, lo que refleja la magnitud en las diferencias de tamaño; las anp y bar tienen 74 y 72 parches respectivamente, mientras que las avu constan de 11,619 parches con una superficie promedio de 0.003 km²; 785 de ellos por debajo del área mínima y presentan la mayor densidad de borde de las tres clases (Tabla 11).

Tabla 11 Métricas a nivel de clase y paisaje.

Métrica	Valor			
	Paisaje	anp	avu	bar
Área de parches [km ²]	309.16	255.60	42.26	11.29
Número de parches	11765.00	74.00	11619.00	72.00
Tamaño promedio	0.02	3.4	0.003	0.15
Parches < área mínima	785.00	0.00	785.00	0.00
Borde total	4445.95	456.29	3692.70	296.28
Densidad de borde	14.38	1.78	87.38	26.28
Área núcleo total [km ²]	282.32	251.10	22.63	8.58
Cority	0.22	0.95	0.21	0.83
FRAC [media]	0.38	1.56	0.38	-0.54
MESH [km ²]	36.00	43.47	0.15	1.08

El **tamaño efectivo de malla** (MESH) (Jaeger, 2000) y Cority (Haddad et al., 2015) son dos métricas que reflejan el grado de fragmentación, donde valores más altos indican menor fragmentación. De acuerdo con estas métricas, la fragmentación de las 3 clases sigue el orden anp<bar<avu.

La distribución y características de las barrancas en la zona poniente de la Ciudad de México varían significativamente. A nivel de parche, las más grandes son Tarango, Tacubaya y Becerra Tepecuache sección La Loma (id 11699), con superficies superiores a 1 km^2 . Por otro lado, las más pequeñas incluyen dos polígonos de La Coyotera (id 11756 y 11753), así como La Diferencia (id 11728) y el polígono 11721 de Texcaltlaco, que tienen superficies inferiores a 0.001 km^2 (Figura 15).

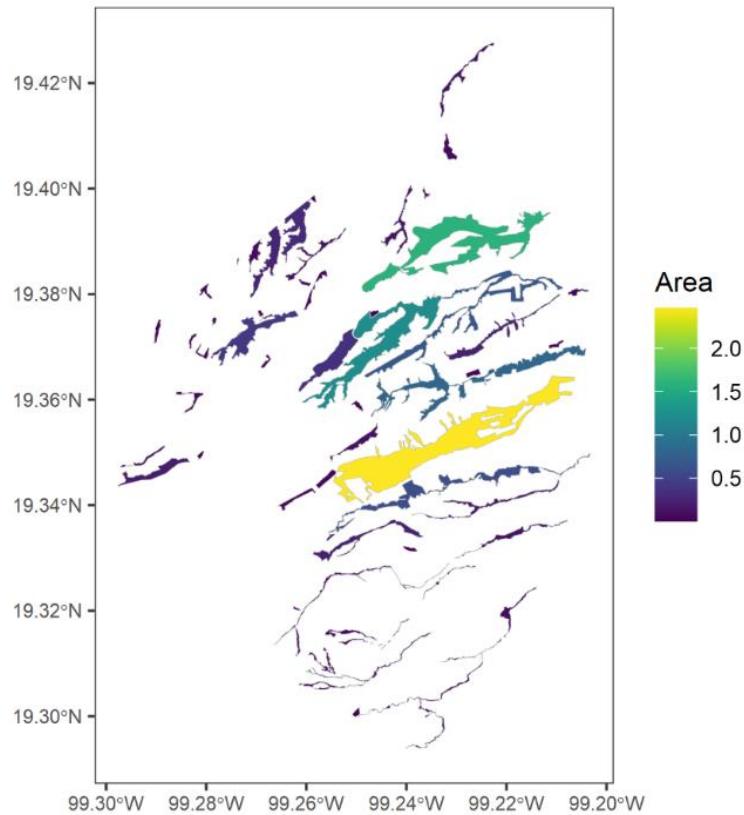


Figura 19 Mapa del área [km^2] de las barrancas.

La topografía de la zona determina la dirección general NE-SO de las barrancas, las cuales presentan formas (μ ShapelIndex=3.25) (Figura 16). Por ejemplo, el polígono id 11707 de la barranca Magdalena Eslava es el que presenta la forma más regular, similar a un rectángulo, mientras que el polígono id 11708 de la misma barranca es el que tiene la forma más compleja.

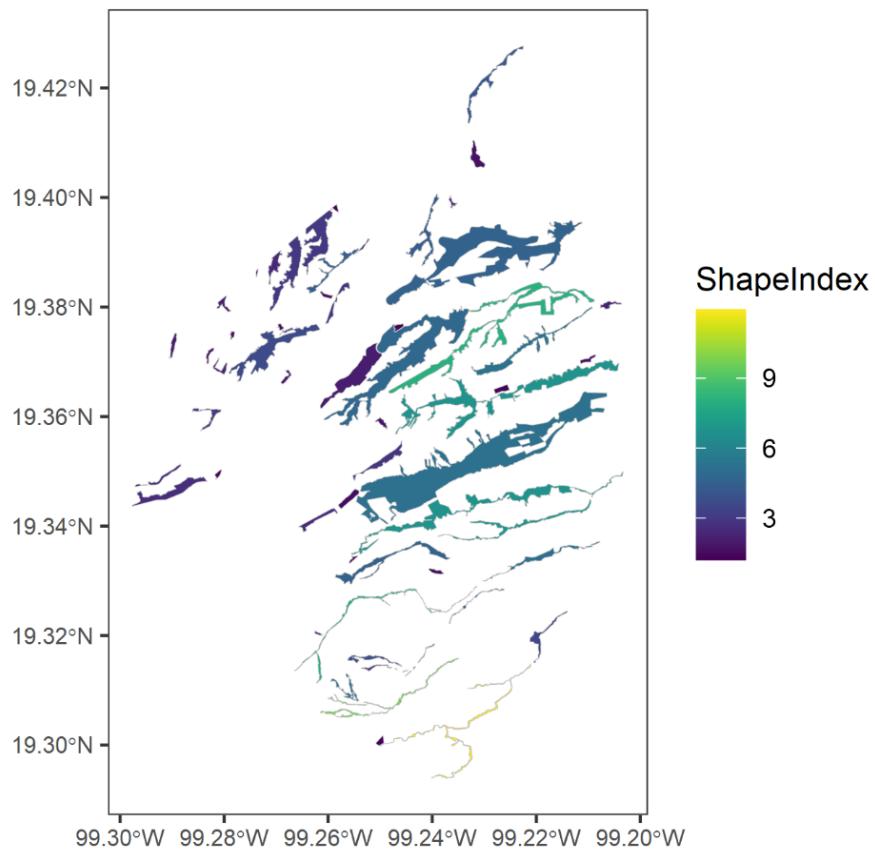


Figura 20 Mapa de índice de forma de las barrancas.

En general, los parches con mayor superficie de **área núcleo** (CA) proporcionan condiciones más estables para diversos procesos ecológicos, ya que presentan más área alejada de posibles disturbios externos (Leitão et al., 2012). Las barrancas tienen un promedio del 45% de área núcleo (Figura 17); los polígonos con mayor área núcleo coinciden con aquellos que son más grandes ($r=0.9$), como es el caso de Tarango, Tacubaya y Becerra Tepecuache sección La Loma (id 11699). Doce polígonos de las barrancas La Diferencia, La Coyotera y Texcalatlaco no presentan área núcleo, los que las expone a efectos de borde mayores (Figura 18). Sin embargo, los polígonos 11719, 11721 y 11723 de Texcalatlaco comparten bordes con La Loma; esta proximidad podría reducir su exposición a efectos de borde al considerarse potencialmente como parte de una barranca de mayor tamaño.

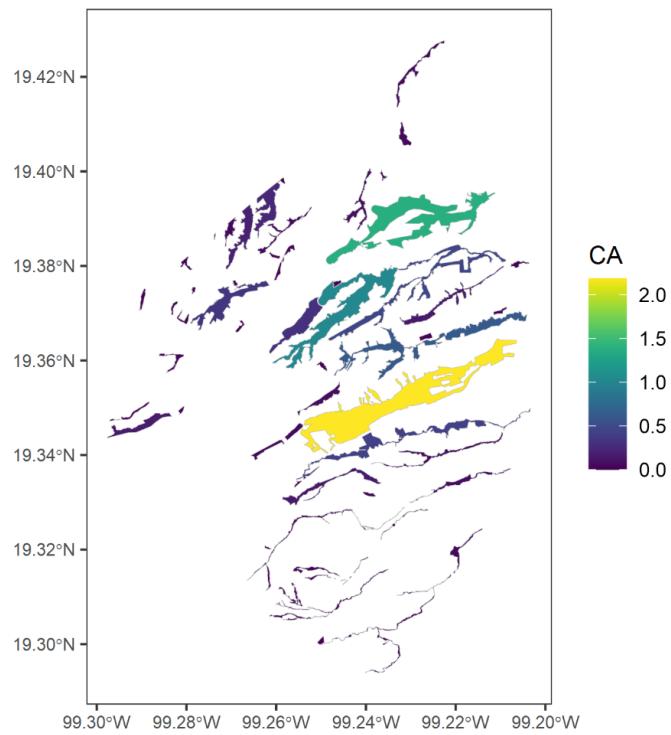


Figura 21 Mapa del área núcleo [km²] de las barrancas.

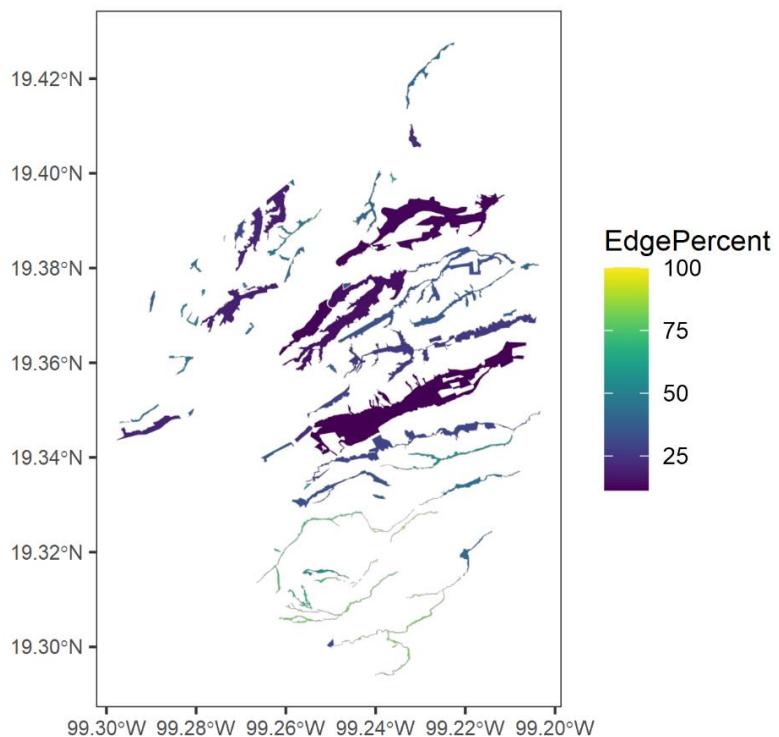


Figura 22 Mapa del porcentaje de borde de las barrancas.

Las barrancas en la Ciudad de México desempeñan un papel crucial en el paisaje urbano, actuando como corredores ecológicos que conectan diferentes áreas naturales y como hábitats que mantienen la diversidad biológica. De acuerdo con las métricas de paisaje calculadoras, Tarango, Tacubaya y Becerra Tepecuache sección La Loma (id 11699), son especialmente importantes debido a sus superficies y áreas núcleo extensas, lo que les otorga mayor estabilidad para albergar procesos ecológicos y un efecto borde más atenuado.

3 Contribución de las AVA a la conectividad funcional

La **conectividad** del paisaje se divide de forma general en dos tipos: a) **estructural** y b) **funcional**. La primera se refiere a la disposición espacial de los diferentes tipos de hábitat y otros elementos en el paisaje, mientras que la segunda se enfoca en la respuesta conductual de los individuos, especies o procesos ecológicos ante la estructura física del paisaje (Crooks y Sanjayan, 2006).

3.1 Distancias de dispersión

Los vertebrados son un grupo idóneo para seleccionar especies a monitorear dadas algunas características que facilitan su identificación, su relevancia ecológica, así como su relación con la resistencia del paisaje a la dispersión. Muchas especies poseen características morfológicas distintivas que las hacen relativamente fáciles de identificar en campo, incluso por observadores no especializados. Además, existen métodos de monitoreo bien establecidos, como el uso de cámaras trampa, censos visuales y auditivos que permiten obtener datos de manera eficiente.

Desde la perspectiva de la conectividad, los mamíferos representan un grupo adecuado para el monitoreo, ya que la configuración del paisaje del área de interés, así como las distancias entre las barrancas y las áreas naturales protegidas, suponen barreras significativas para su dispersión. Esto contrasta con otros grupos con más especies indicadoras como las aves, para las cuales el paisaje altamente urbanizado representa una resistencia mucho menor dada su capacidad de vuelo.

Adicionalmente, existen bases de datos de los ámbitos hogareños para múltiples especies de mamíferos, así como modelos para calcular sus distancias de dispersión a partir de estos (Bowman et al., 2002) u otros atributos (Whitmee y Orme, 2013). Una de estas bases de datos es HomeRange (Broekman et al., 2022), la cual cuenta con valores del **ámbito hogareño** para más de 900 especies de mamíferos a nivel global.

De la base de datos HomeRange se obtuvieron las superficies estimadas del ámbito hogareño para las especies de las siguientes familias: a) Sciuridae, b) Muridae, c) Procyonidae, d) Leporidae, e) Cricetidae y f) Soricidae, utilizando el paquete de R HomeRange (Hoeks, 2024). A estas familias pertenecen las especies registradas en los polígonos de las barrancas, excepto las pertenecientes a las familias Felidae y Molossidae, que no se incluyeron en el análisis por: a) ser especies exóticas invasoras (gato doméstico) y b) por su movilidad (murciélagos mexicanos cola suelta), respectivamente. Para cada familia se obtuvo el área promedio del ámbito hogareño de las especies, a partir del cual, se calculó la mediana de la distancia de dispersión usando el modelo propuesto por Bowman et al (2002) con el paquete de R Makurhini (Godínez-Gómez y Correa, 2024) (Figura 19; Tabla 12).

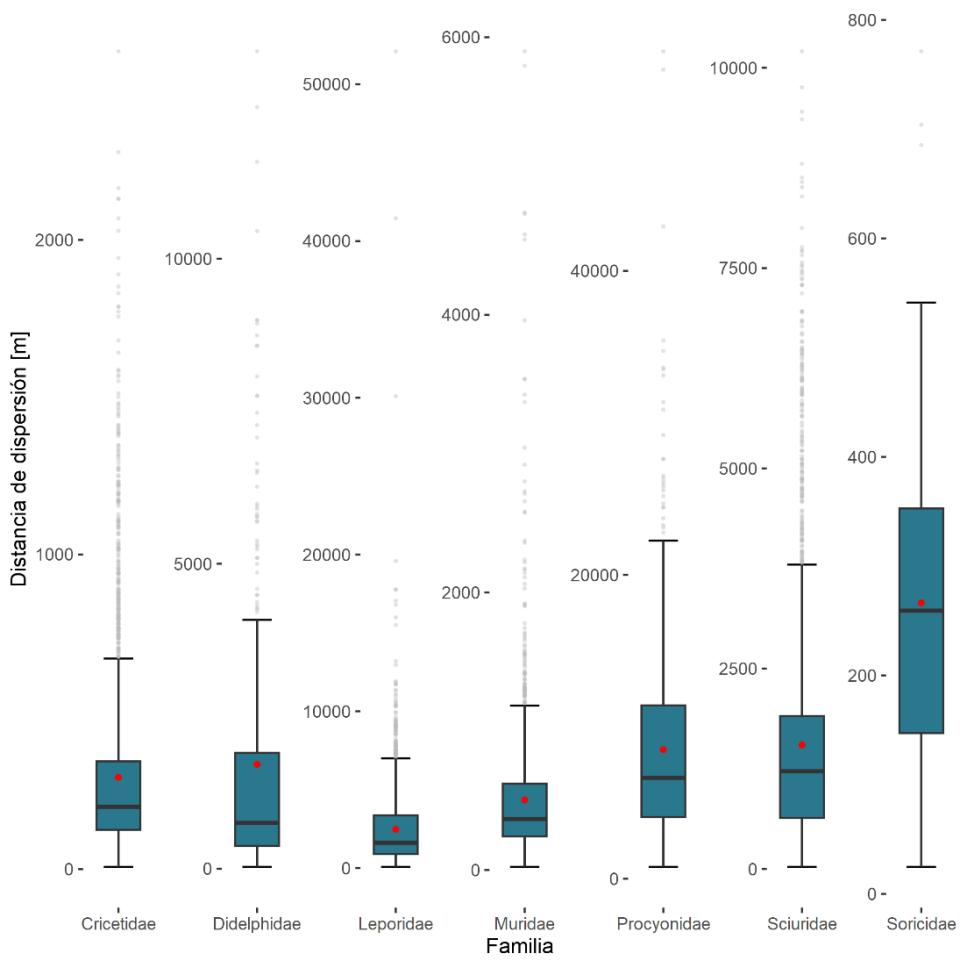


Figura 23 Distribución de los valores de distancias de dispersión para las familias de las especies de mamíferos presentes en las barrancas.

Tabla 12 Promedio del ámbito hogareño y mediana de la distancia de dispersión calculados para las especies de 7 familias de mamíferos presentes en las barrancas.

Familia	No. sp.	$\mu\text{hr} [\text{km}^2]$	Med. disp. [m]
Soricidae	12	0.0019	305
Cricetidae	78	0.0034	407
Muridae	45	0.0103	709
Sciuridae	45	0.0878	2074
Didelphidae	13	0.1610	2811
Leporidae	19	0.2660	3608
Procyonidae	8	2.3600	10745

Las siete distancias de dispersión obtenidas, i.e. a) 305, b) 407, c) 709, d) 2,074, e) 2,811, f) 3,608 y g) 10,745m, fueron usadas como umbrales para evaluar la conectividad de las barrancas y anp.

3.2 Superficies de resistencia

Las **superficies de resistencia** son representaciones espaciales, generalmente en forma de mapas en formato **raster**, que representan el nivel de dificultad que un organismo enfrenta al moverse a través del paisaje. Los valores de las celdas del raster reflejan el "costo de movimiento" o resistencia, dadas las características del entorno en esa ubicación específica (Kumar y Cushman, 2022). La resistencia puede entenderse como una serie de factores que incluyen la disposición de un organismo para atravesar un ambiente particular, el costo fisiológico del movimiento, la reducción en la supervivencia durante el tránsito, o una combinación de estos (Zeller et al., 2012).

Los rasters de resistencia se utilizan como insumos para modelar la conectividad, proporcionando información espacialmente explícita sobre cómo las estructuras del paisaje afectan el movimiento de los organismos (Kumar y Cushman, 2022). Estos rasters se construyen considerando diversas variables ambientales y ecológicas, las cuales se presume afectan el movimiento de las especies, como la cobertura del suelo, la topografía, la densidad de vegetación y los impactos humanos; valores bajos en un raster de resistencia indican facilidad de movimiento (alta permeabilidad o conductividad), mientras que valores altos reflejan una movilidad restringida o incluso barreras absolutas (Zeller et al., 2012).

Para evaluar la conectividad funcional de las barrancas, así como para identificar parches de vegetación estratégicos se construyó un raster de resistencia con tres componentes: a) análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA), b) índice de

rugosidad del terreno (TRI) y c) promedio del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI).

3.2.1 Raster de vegetación

Como insumo para calcular las superficies de resistencia e identificar parches de vegetación estratégicos no incluidos dentro de las anp, avu y bar, se generó un raster binario de vegetación-no vegetación.

Se utilizó una imagen multiespectral del sensor Sentinel-2, con una resolución espacial de 10 m, cobertura de nubes menor a 0.001%, y fecha de adquisición del 26 de noviembre del 2024. La imagen, extraída del conjunto de datos Harmonized Sentinel-2 MSI, fue procesada y descargada a través de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017).

Para realizar la clasificación se seleccionaron las bandas B4, B8, B11 y se calcularon los índices: a) NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Rouse et al., 1974), b) Enhanced Normalized Difference Vegetation Index (ENDVI) (Strong et al., 2017), c) Urban Index (UI) (Kawamura et al., 1996) y d) Built-Up Land Features Extraction Index (BLFEI) (Bouhennache et al., 2019).

Se realizó una clasificación no supervisada mediante conglomerados con el método de k-medias. Este método es uno de los más usados en percepción remota para realizar clasificaciones no supervisadas en diferentes contextos (Gašparović et al., 2022; Paradis, 2022), el cual requiere establecer *a priori* el número de clases.

Se establecieron dos clases para diferenciar las celdas con vegetación de aquellas sin vegetación. Para evaluar el desempeño del raster clasificado, se generaron dos grupos de puntos de control utilizando como referencia una imagen RGB a escala 1:4514 (~1.5 m de resolución). Esta imagen fue construida a partir de 7,800 imágenes individuales obtenidas de Google Earth.

Los puntos de control se asignaron a dos clases: a) celdas con vegetación evidente y b) celdas correspondientes a edificaciones, superficies pavimentadas o suelo desnudo (Figura 20).

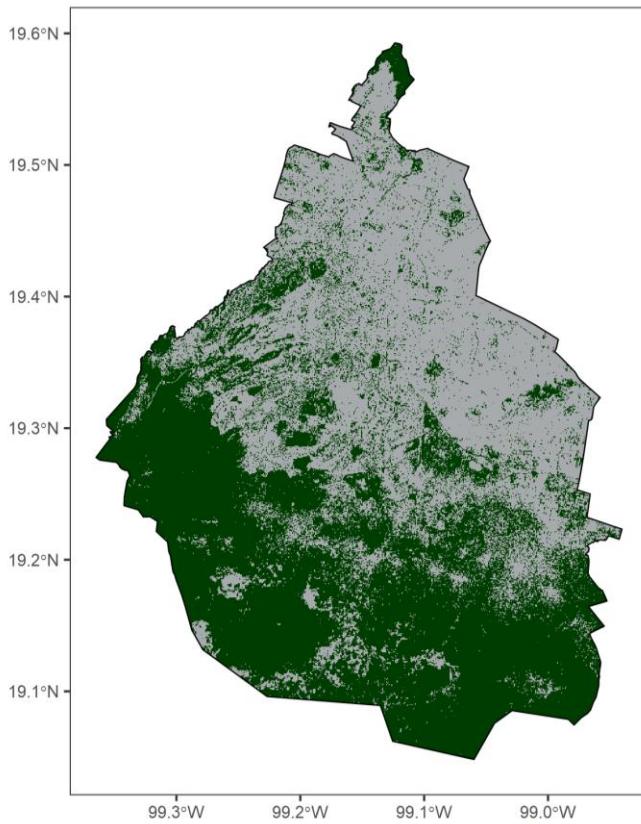


Figura 24 Raster binario clasificado de vegetación (verde) no vegetación (gris).

La evaluación del desempeño del raster clasificado se realizó mediante la construcción de una matriz de confusión utilizando los puntos de control generados previamente. Una matriz de confusión es una herramienta estadística que organiza las predicciones realizadas por un modelo en comparación con los datos reales, permitiendo identificar aciertos y errores en la clasificación. Los resultados obtenidos indican un buen desempeño en la clasificación; i.e. precisión=0.92, área bajo la curva=0.92 y kappa=0.84 (Tabla 13; Figura 21).

Tabla 13 Métricas de desempeño del modelo de clasificación del raster de vegetación-no vegetación.

Métrica	Valor
Precisión	0.92
Sensibilidad	0.84
Especificidad	0.99
Valor predictivo positivo	0.99
Valor predictivo negativo	0.86
Área bajo la curva (AUC)	0.92
Kappa	0.84

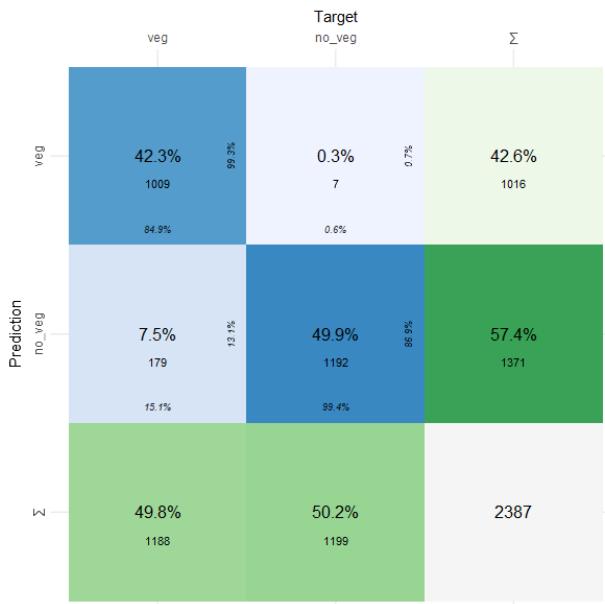


Figura 25 Matriz de confusión que muestra el desempeño del modelo de clasificación en dos clases: vegetación (veg) y sin vegetación (no_veg). Las celdas diagonales representan las clasificaciones correctas, con un 42.3% de observaciones correctamente clasificadas como veg (1,009 puntos) y un 49.9% como no_veg (1,192 puntos). Las celdas fuera de la diagonal reflejan los errores de clasificación: un 7.5% (179) de las observaciones fueron clasificadas incorrectamente como veg y un 0.3% (7) como no_veg. La proporción total de observaciones en las clases reales fue del 49.8% para veg y del 50.2% para no_veg.

3.2.2 Análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA)

A partir del raster binario de vegetación se realizó un análisis de patrones morfológicos espaciales (MSPA) con la herramienta Guido Toolbox 3.3 (Vogt y Riitters, 2017) para obtener un raster de elementos morfológicos.

El MSPA es un método de análisis espacial basado en la segmentación morfológica de patrones binarios, el cual permite identificar y clasificar píxeles de un mapa binario en diferentes categorías mutuamente excluyentes, proporcionando información detallada sobre la forma, el tamaño y la conectividad de los patrones espaciales (Soille y Vogt, 2009; 2022). El MSPA segmenta un raster binario en site categorías principales y es ampliamente usado para analizar patrones del paisaje, la resistencia y conectividad (Wang et al., 2021; Soille y Vogt, 2022; Lin et al., 2023).

A cada categoría se asignó un valor de resistencia de acuerdo con la clasificación usada por Wang et al (2022) (Tabla 14). Las celdas del raster que no corresponden a celdas con vegetación, y que por lo tanto no tienen asignada una de las 7 categorías, se denominan “background” y se les asignó el mayor valor de resistencia (80).

Tabla 14 Valor de resistencia de las categorías se segmentación obtenidas por el MSPA.

Elemento	Descripción	Resistencia
Núcleos (Core)	Áreas continuas de vegetación	5
Puentes (Bridge)	Conexiones lineales entre núcleos	10
Lazos (Loop)	Conexiones redundantes	20
Ramas (Branch)	Extensiones marginales	30
Bordes (Edge)	Perímetros externos de núcleos	50
Islotes (Islet)	Parches pequeños y aislados	40
Perforaciones (Perforation)	Vacíos internos en núcleos	70

3.2.3 Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Rouse et al., 1974) es un indicador ampliamente utilizado para evaluar el estado de la vegetación, que ha sido incorporado directamente en análisis de conectividad del paisaje (Muratet et al., 2013; Morin et al., 2022; Aleixo et al., 2024) e identificación de áreas verdes en paisajes urbanizados (Moreno et al., 2020), entre otros.

En el contexto de las superficies de resistencia, el NDVI es un indicador que puede dar cuenta de la relación entre la calidad de la vegetación y el movimiento de los organismos. Áreas con valores altos de NDVI suelen facilitar la dispersión de especies terrestres, lo que se traduce en menores valores de resistencia al movimiento. En contraste, zonas con valores bajos como suelos desnudos o rocosos, presentan mayor resistencia debido a su baja calidad como hábitat o por representar barreras físicas (Wang et al., 2022).

A partir del conjunto de datos Harmonized Sentinel-2 MSI, se calculó el promedio de los valores del NDVI para el periodo 01-01-2023 a 20-12-2024 en la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). El raster obtenido se clasificó en 20 clases con el método de ruptura natural de Jenks (Jenks, 1967) y a cada una se le asignó un valor de resistencia de acuerdo con la clasificación usada por Wang et al (2022).

3.2.4 Índice de Rugosidad del Terreno (TRI)

A partir del modelo digital de elevación de la Ciudad de México del IENGI, con una resolución de 15m, se calculó el índice de rugosidad del terreno (TRI) (Figura 22). El TRI es una métrica que cuantifica la variación local del terreno en relación con un píxel central, proporcionando una medida de la heterogeneidad topográfica; representa la

rugosidad como el promedio de las diferencias absolutas entre el valor de una celda y los valores de sus 8 celdas vecinas (Wilson et al., 2007).

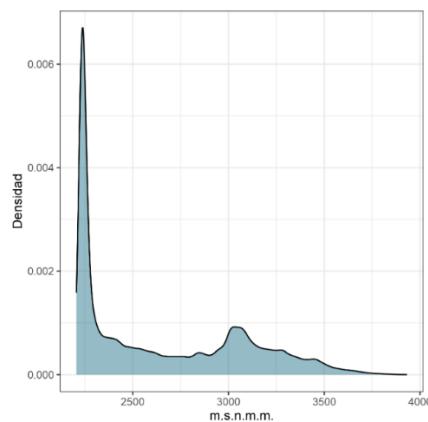


Figura 26 Distribución de valores de altitud del modelo digital de elevación de la Ciudad de México.

En el contexto de las superficies de resistencia, el TRI puede reflejar el coste del movimiento para diferentes taxa. Áreas con mayor rugosidad topográfica pueden representar mayores costos energéticos o barreras físicas para el movimiento de los organismos, mientras que zonas más homogéneas pueden facilitar la dispersión (Mancini et al., 2023).

Los valores de TRI se clasificaron en 4 clases con el método de ruptura natural de Jenks (Jenks, 1967), las cuales representan en orden ascendente la resistencia al movimiento (Figura 23).

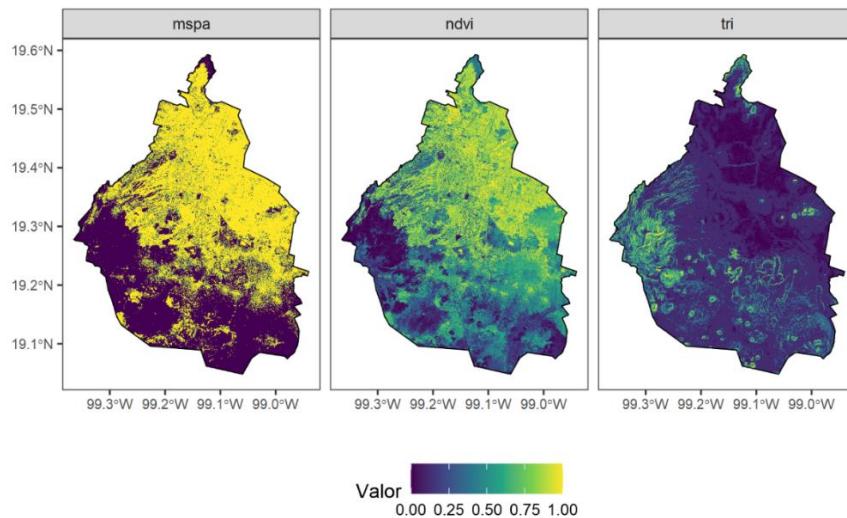


Figura 27 Rastres normalizados de los componentes del raster de resistencia. mspa: Análisis de patrones morfológicos espaciales, ndvi: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, tri: Índice de Rugosidad del Terreno.

3.2.5 Unión de capas

Las tres capas resultantes se normalizaron mediante la formula:

$$R_{norm} = \frac{x - \min(x)}{\max(x) - \min(x)}$$

y se apilaron mediante la suma ponderada:

$$R_{resistencia} = 0.2 * MSPA + 0.6 * NDVI + 0.2 * TRI$$

donde las constantes representan el peso asignado a cada capa. El raster de resistencia resultante (Figura 24) se usó como insumo para calcular la importancia para la conectividad de las barrancas, así como para identificar parches de vegetación estratégicos.

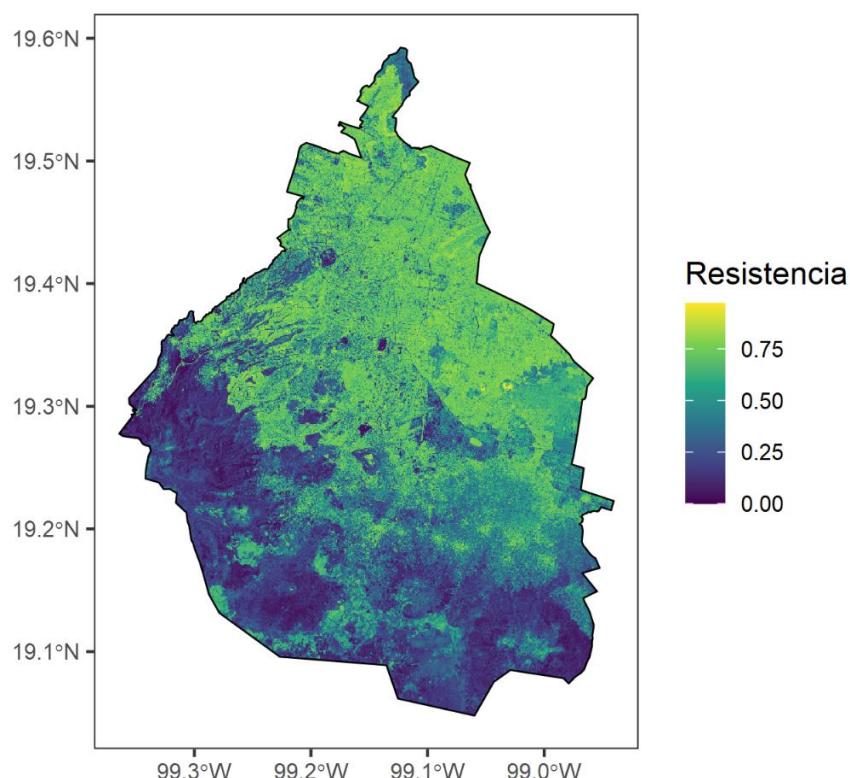


Figura 28 Raster de resistencia.

3.3 Conectividad

La contribución de las barrancas a la conectividad funcional del paisaje de la Ciudad de México se evaluó mediante el índice de probabilidad de conectividad (PC). El PC es un índice que permite evaluar la conectividad del paisaje, basado en la disponibilidad de hábitat, las probabilidades de dispersión entre parches y la estructura de grafos. Se define como la probabilidad de que dos individuos, colocados de manera aleatoria dentro del paisaje, se encuentren en áreas de hábitat que sean accesibles entre sí (Saura y Pascual-Hortal, 2007). Este índice permite identificar las áreas más importantes para mantener la conectividad y es sensible a los cambios que pueden afectar la composición del paisaje, lo que lo convierte en un recurso útil para la planificación de la conservación de la biodiversidad (Saura y Pascual-Hortal, 2007).

Para cada barranca se calculó el PC, así como las fracciones a) dPC, b) dPCintra, c) dPCflux y d) dPCconnector, con la función MK_dPCIIC del paquete de R Makurhini (Godínez-Gómez y Correa, 2024). Estos indicadores capturan diferentes aspectos de la conectividad del paisaje; el dPCintra evalúa la conectividad interna de un parche y su capacidad para sostener poblaciones locales, lo cual depende principalmente de su tamaño. El dPCflux mide la contribución de un parche al flujo entre otros parches, considerando la probabilidad de dispersión y la resistencia del paisaje. Por su parte, dPCconnector cuantifica la importancia de un parche como conector o puente en la red, permitiendo el tránsito indirecto entre parches que de otra manera estarían aislados (Saura y Rubio, 2010).

Para el cálculo del PC y sus fracciones se usaron como argumentos de la función: a) el raster de resistencia generado y b) las siete distancias de dispersión calculadas para las familias de mamíferos presentes en las barrancas, para obtener siete grupos de indicadores para cada barranca.

Una vez obtenidos los valores, se priorizaron los polígonos que delimitan a las barrancas de acuerdo con su importancia para la conectividad. Para ello se utilizó una métrica compuesta que considera los componentes a) dPCintra, b) dPCflux y c) dPCconnector. Para integrar las tres dimensiones de la conectividad en un único índice de importancia, se normalizaron los valores de cada componente en un rango de 0 a 1 y se combinaron mediante una suma ponderada:

$$dPC_{compuesto} = w_1 * dPCintra_j + w_2 * dPCflux_j + w_3 * dPConnector_j$$

donde w_1 , w_2 y w_3 corresponden a los pesos asignados a cada componente; i.e. 0.3 a dPCintra, 0.4 a dPCflux y 0.3 a dPConnector.

Para facilitar su interpretación, los valores del índice compuesto se clasificaron en 5 clases de importancia, que van de muy baja a muy alta, mediante el método de ruptura natural de Jenks (Jenks, 1967).

De acuerdo con el índice compuesto, Tarango, Becerra Tepecuache sección la loma (id 11699) y Tacubaya (id 11715), son las barrancas con mayor importancia para la conectividad funcional del paisaje de la Ciudad de México (Figura 25). Estas tres presentan importancia muy alta y alta respectivamente, para las 7 familias de mamíferos consideradas.

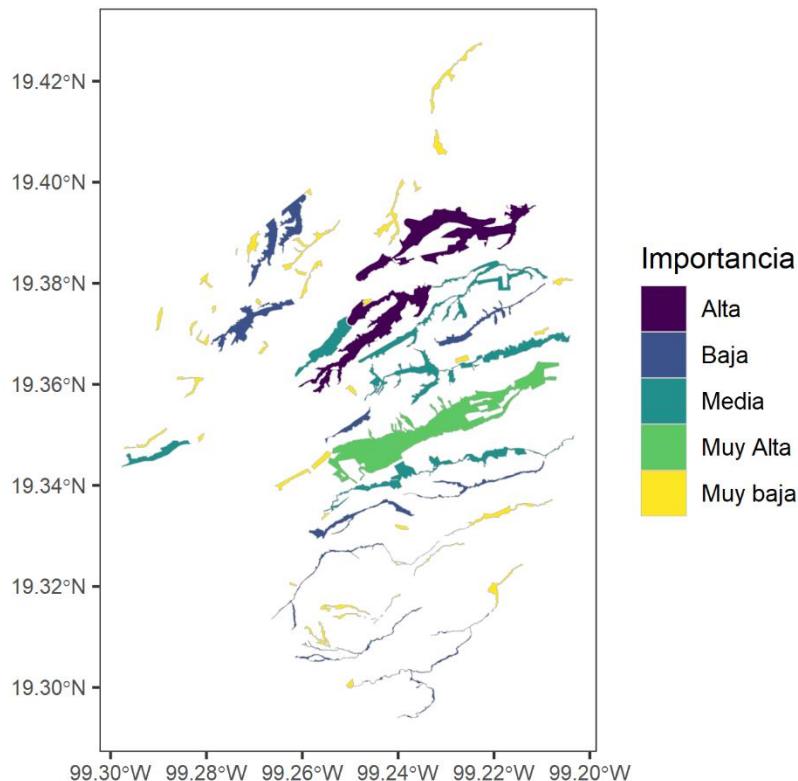


Figura 29 Mapa de importancia de las barrancas para la conectividad funcional.

3.3.1 Parches estratégicos

Los modelos de conectividad emplean algoritmos basados en mediciones de distancia-costo o en teorías de circuitos eléctricos, entre otros, para interpretar las superficies del paisaje y estimar rutas óptimas de dispersión y corredores biológicos (Kumar y Cushman, 2022).

Para identificar parches estratégicos para mantener e incrementar la conectividad del paisaje, se utilizaron dos aproximaciones: b) rutas de menor costo y b) caminos aleatorios (random walk). Las rutas de menor costo identifican un único camino o corredor entre dos ubicaciones geográficas dentro de una superficie de resistencia, minimizando el costo acumulado de movimiento entre estos puntos (Adriaensen et al., 2003), los cuales representan los caminos más eficientes para el movimiento, considerando las condiciones del paisaje. Por su parte, los caminos aleatorios, basados en la teoría de circuitos, consideran a los valores de resistencia como la fuerza de resistencias eléctricas y a los organismos como electrones (McRae et al., 2008). A diferencia de las rutas de menor costo, la teoría de circuitos considera todas las posibles rutas entre dos ubicaciones geográficas, en lugar de limitarse a una única ruta óptima.

A partir del raster de resistencia se calculó una matriz de transición con el paquete gdistance (Van Etten, 2017), la cual es una representación matemática que describe las posibilidades de movimiento entre celdas adyacentes en un raster, y se puede definir como el inverso de la resistencia (1/resistencia). La matriz de transición fue usada como argumento para las funciones: a) shortestPath y b) passage de gdistsnace, con las cuales se calcularon las rutas de menor costo y los caminos aleatorios entre los centroides de los polígonos que delimitan a las anp y las barrancas. En la función passage se asignó al argumento θ un valor de 0.0001, el cual indica que el movimiento se modela cercano a un proceso de "camino aleatorio", el cual es equivalente a la teoría de circuitos.

Para cada aproximación se apilaron las capas obtenidas mediante la suma de sus valores individuales y, posteriormente, se extrajeron usando como mascara de extracción los parches de celdas con vegetación del raster binario vegetación-no vegetación construido. Es importante señalar que estos parches no incluyen a las anp y barrancas.

94,758 parches clasificados con cobertura vegetal fueron evaluados y priorizados con: a) el promedio de los valores de caminos aleatorios y b) la suma de los valores de rutas

de menor costo. La superficie promedio de los parches es de 5,771 m² con valores máximos de 402 km². Al igual que para el índice de importancia, los valores de las rutas de menor costo y caminos aleatorios se clasificaron en 5 clases de prioridad, que van de muy baja a muy alta, mediante el método de ruptura natural de Jenks (Jenks, 1967). Ya que las rutas de menor costo están constituidas por un número de reducido de celdas y hay zonas del paisaje sin caminos aleatorios entre loa centroides de las barrancas y anp, hay parches que no tienen valores asociados.

3.3.1.1 Caminos aleatorios

La mayoría de los parches de vegetación (62,380) presentan prioridad muy baja de acuerdo con los valores de caminos aleatorios; únicamente 143 fueron clasificados como de muy alta prioridad. Destacan por su superficie: a) el parque Granados y zonas de vegetación de las calles aledañas, en la alcaldía Miguel Hidalgo, b) un parche localizado al E del conjunto Residencial Royal Reforma, adyacente a la barranca Zapote, y c) un parche adyacente a la anp Bosques de las Lomas (Figura 26).

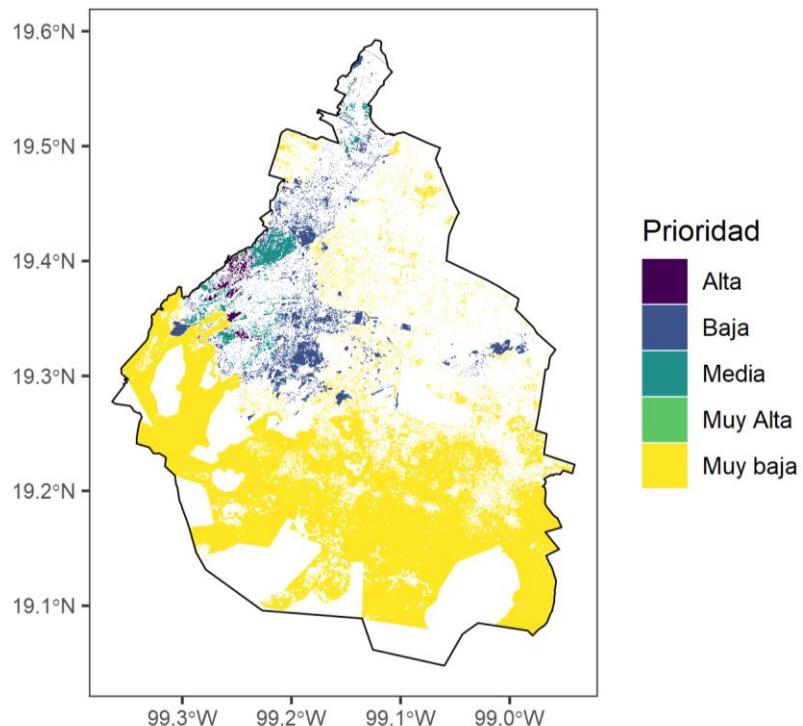


Figura 30 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de caminos aleatorios.

3.3.1.2 Rutas de menor costo

Para el caso de las rutas de menor costo, la gran mayoría de los parches (3,430) fueron clasificados como de muy baja prioridad; 48 parches de prioridad alta y únicamente un parche de clase muy alta. Este parche, de 402 km², está localizado al S y SO de la ciudad y comprende las zonas de vegetación conectadas que rodean a las anp: a) Insurgentes Miguel Hidalgo y Costilla, b) Desierto de los Leones, c) San Bernabé Ocotepec, d) San Nicolas Totolapan, e) San Miguel Ajusco, f) Cumbres del g) Ajusco, h) San Miguel Topilejo, i) Milpa Alta, j) Parque Ecológico de la Ciudad De México y k) Santiago Tecalpatlalpan. Entre los parches de prioridad alta, destaca el Bosque de Chapultepec y las celdas de vegetación conectadas consideradas como un solo parche (Figuras 27-29).

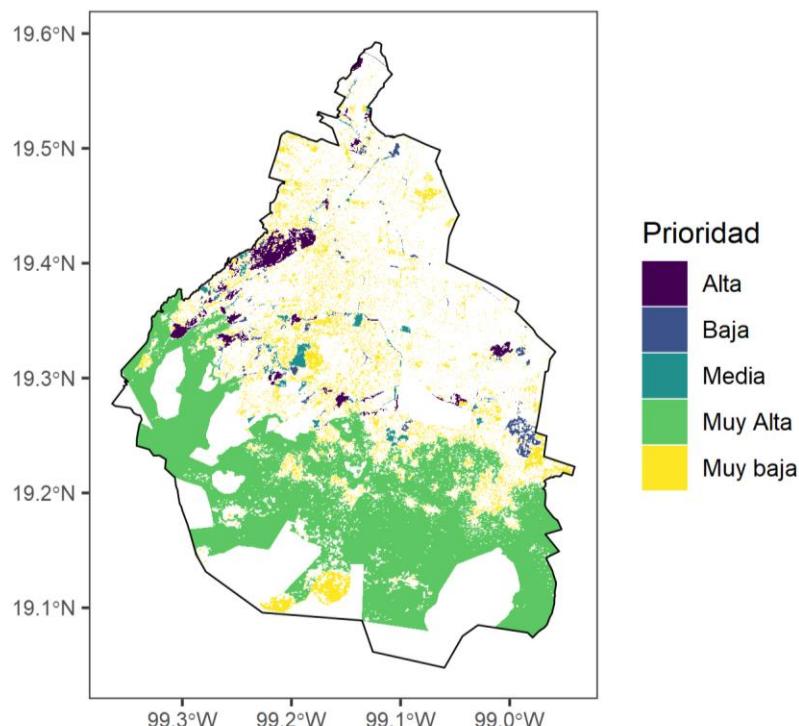


Figura 31 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de rutas de menor costo.

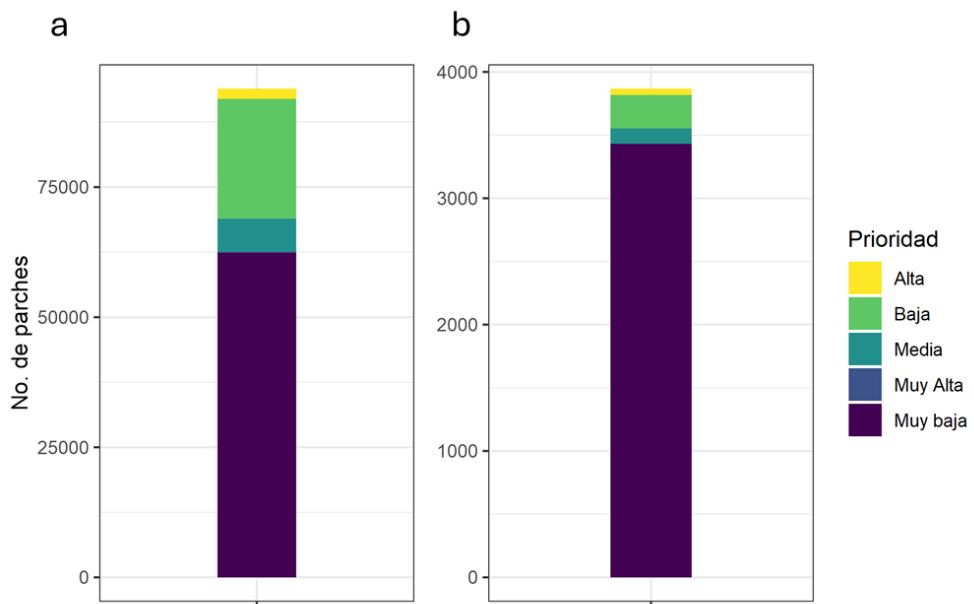


Figura 32 Número de parches de vegetación por prioridad de acuerdo con la aproximación de caminos aleatorios (a) y rutas de menor costo (b).

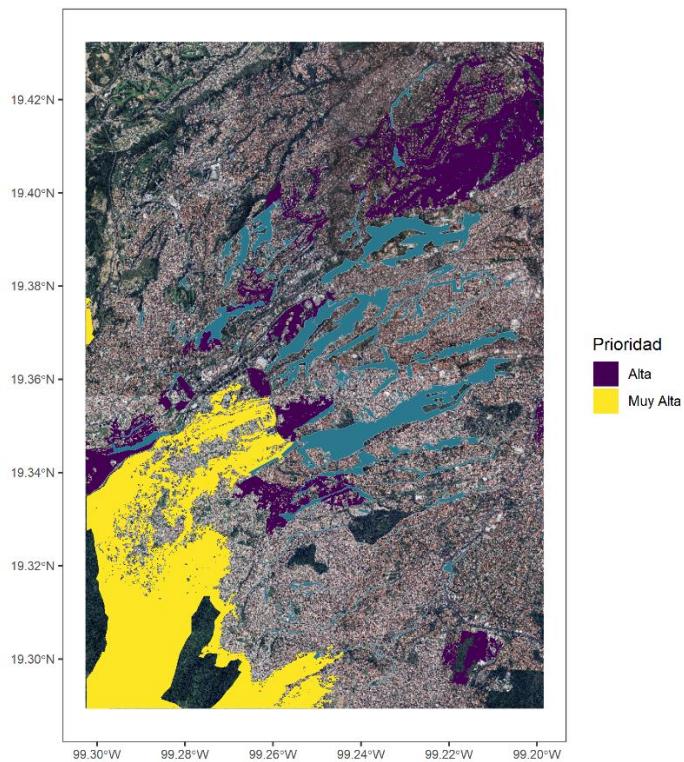


Figura 33 Mapa de prioridad de los parches de vegetación de acuerdo con el análisis de rutas de menor costo, con énfasis en el área de las barrancas (color azul).

4 Relación estructura-diversidad

Las características del paisaje cuantificables, como las métricas de paisaje calculadas, pueden estar relacionadas y funcionar como indicadoras de diferentes atributos, como la riqueza y diversidad de especies (Schindler et al., 2013; Morelli et al., 2018) y los servicios ecosistémicos (Frank et al., 2012; Syrbe, y Walz, 2012; Grafius et al., 2018; Hou et al., 2020), entre otros.

4.1 Estructura-riqueza de especies de inventarios

Para conocer la relación entre la estructura de las barrancas y atributos como la diversidad, se realizó un análisis de correlación entre los valores normalizados de las métricas de paisaje calculadas para los polígonos de las barrancas y la riqueza de especies estimada a partir de los inventarios de artrópodos, plantas y vertebrados.

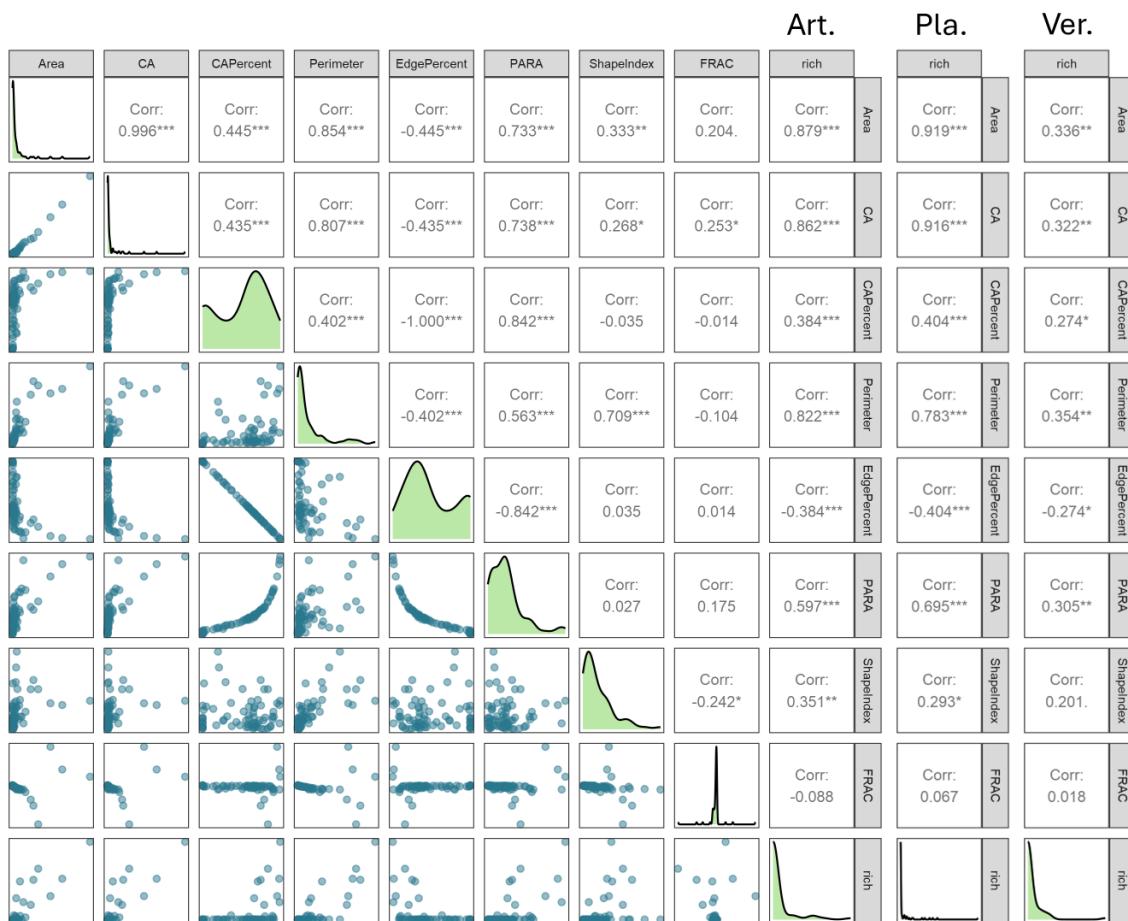


Figura 34 Grafico de pares de las métricas de paisaje y la riqueza de especies estimada (rich) para artrópodos (art.), plantas (pla.) y vertebrados (ver.) de las barrancas.

El área, el área núcleo (CA) y el perímetro presentan correlaciones positivas significativas ($p<0.05$) altas ($r>|0.6|$) con la riqueza estimada de artrópodos y plantas. Los resultados sugieren que estas métricas pueden ser determinantes para estos dos grupos, pero no para los vertebrados, cuya riqueza no presentó correlaciones altas con las métricas consideradas. Si bien a niveles bajos, la riqueza de los tres grupos está correlacionada negativamente con el porcentaje de borde de las barrancas (Figura 30).

5 Diseñar una guía metodológica para el monitoreo periódico de grupos biológicos indicadores, así como de la conectividad biológica.

5.1 Taller de revisión de métodos de monitoreo en AVA de la Ciudad de México

Los días 18 y 19 de diciembre se llevó a cabo el “Taller de revisión de métodos de monitoreo en Áreas de Valor Ambiental de la Ciudad de México”, con el objetivo de revisar y consolidar las capacidades del personal de áreas de valor ambiental para obtener información sistematizada que sirva para la evaluación del desempeño y la toma de decisiones sobre manejo. En este taller se contó con 20 participantes, 10 de personal de la Sedema y 10 de la Brigada forestal de prevención y combate de incendios forestales TECOLOTES.

El primer día se llevó a cabo en el Auditorio del Parque Ecológico de Xochimilco. Después de la presentación de los asistentes y de presentar los objetivos y agenda del taller, cada grupo de trabajo de la Subdirección de Áreas de Valor Ambiental expuso el trabajo que realizan en las barrancas, por eje temático (vegetación, suelos, hidrología, fauna, cultura y comunicación ambiental, y manejo de residuos), así como por parte de la brigada. Esta actividad se realizó con el fin de conocer la experiencia de los participantes y sus intereses para poder enfocar el taller a cada participante. Durante esta presentación se mencionó que no hay una división que se dedique exclusivamente al monitoreo de la biodiversidad en la Ciudad de México, y que es un trabajo que se ha realizado por proyectos temporales derivados de algún eje como Comunicación, Hidrología, Vegetación o Uso de Suelo de la estrategia de conservación

vigente. Asimismo, los participantes indicaron que les gustaría recibir capacitación y/o apoyo para la identificación de especies, en la metodología de muestreo específico para las barrancas, en la evaluación y conservación de la conectividad, y en el uso de herramientas de análisis que permitan examinar los datos que ya tienen.



Figura 35 Presentaciones de equipo consultor y participantes del taller.

Posteriormente, se presentaron los resultados preliminares en materia de conectividad, con el fin de que los participantes conocieran las especies indicadoras seleccionadas y el estado actual de conocimiento de la biodiversidad de las diferentes barrancas de la CDMX.

Además, se expuso el marco teórico de Presión-Estado-Respuesta, el cual propone una metodología causal de los principales problemas socioambientales presentes en el territorio, y ayuda a establecer relaciones entre las actividades humanas (presión) y su impacto en el medioambiente (estado), para así proponer acciones para atender la problemática (respuesta). También se presentó el concepto de integridad ecológica y sus cuatro ejes (composición, estructura, función y presiones), sobre el cual se basa el monitoreo de biodiversidad, con lo cual se discutieron los métodos de monitoreo de diferentes grupos taxonómicos.

Con esta base teórica y con la revisión de los métodos, los participantes llevaron a cabo un ejercicio en el cual seleccionaron un objeto de interés (especie, taxón, ecosistema), e identificaron las presiones que lo impactan, su estado actual y las acciones de manejo que están realizando para atenderlas. Luego, seleccionaron los indicadores que podrían monitorear para evaluar su objeto de interés, enfatizando la importancia de llevar a cabo el monitoreo de diferentes indicadores que se relacionan directa o indirectamente con su objeto de interés para tener un panorama más amplio del estado del ecosistema. Se enfatizó que los sitios de mayor interés para el monitoreo son aquellos que tienen presiones y sobre los cuales se están llevando a cabo actividades de manejo y que permitirán analizar a mediano y largo plazo si estas acciones han sido efectivas y si el estado de su objeto ha mejorado.

Este ejercicio ayudó a que los participantes tengan las herramientas teórico-prácticas para estructurar estrategias y un plan de acción ante presiones en sitios de interés.

En el segundo día de taller, 19 de diciembre, se realizó un ejercicio práctico en la Barranca Tarango para aplicar el monitoreo de algunos indicadores de interés para los participantes. Se hizo un ejercicio con puntos de conteo de aves, se mostró cómo colocar una cámara trampa, se llevó a cabo un transecto para monitoreo de polinizadores y una parcela de vegetación. Finalmente, se concluyó con comentarios y reflexiones finales.



Figura 36 Práctica de monitoreo en el taller, en barranca Tarango. Presentación de uso de cámaras trampa y trazado de parcela y monitoreo de vegetación.

A lo largo de las actividades los participantes expusieron sus dudas e hicieron comentarios, entre los cuales se resaltó que algunos participantes han ocupado otra metodología en los proyectos de monitoreo previos y que la principal diferencia es el uso de unidades de muestreo cuadradas y no circulares. También mencionaron que preferirían utilizar más indicadores que los que ya han utilizado anteriormente, pero que son muy específicos para sus objetivos particulares como son la identificación de plagas, la prevención de incendios forestales y la conservación de los ríos. Por otro lado, se reconoció que el personal de la brigada contra incendios forestales de la Sedema también reporta la presencia de especies en barrancas, pero sin un protocolo

establecido de monitoreo, por lo que el protocolo de monitoreo propuesto es nuevo para ellos.

Todos estos comentarios se tomaron que cuenta para la creación de la “Guía metodológica para monitoreo de especies indicadoras y conectividad biológica en las áreas de valor ambiental con categoría de barrancas de la Ciudad de México”.

5.2 Elaboración de Guía metodológica

A partir del taller y de todos los análisis realizados a lo largo de la consultoría, se elaboró una guía metodológica para el monitoreo periódico de grupos biológicos indicadores, así como de la conectividad biológica, que complementa el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad de la Ciudad de México y que posteriormente pueda escalarse al resto de las áreas protegidas. Esta guía tiene como propósito establecer un método de muestreo estandarizado y sistemático, que permita generar información confiable sobre la conectividad biológica para sustentar la toma de decisiones y mejorar la gestión de las Áreas de Valor Ambiental (AVA) con categoría de barranca de la Ciudad de México:

https://drive.google.com/drive/folders/1UWAXsFxXI_Qrty2A4Aq7gy23LG6jgoCl?usp=drive_link

6 Recomendaciones para mejorar la conectividad y gestión de las AVA

Finalmente, considerando los resultados obtenidos en la consultoría, se realizó un documento en el cual se presentan recomendaciones para mejorar la conectividad y la gestión de las AVA, al interior de los polígonos que comprenden y con relación a la red de infraestructura verde de la ciudad; las cuales puedan fortalecer en un futuro los programas de manejo, el marco jurídico y el sistema de áreas protegidas de la ciudad, y que puedan ser de utilidad para replicar en otros estados del país (https://drive.google.com/drive/folders/1huC-q6Wa7xRThGHQOvsGMeTjZQ95Zzkt?usp=drive_link).

Todos los insumos generados a partir de este proyecto (tablas, cartografía, datos de monitoreo, guía metodológica y recomendaciones) se pueden revisar en:

<https://drive.google.com/drive/folders/1vzo67gfKFIDnGjT7UvsnhayiCEI6mUX?usp=sharing>

7 Referencias

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinckx, H., y Matthysen, E. (2003). The application of ‘least-cost’modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.
- Aleixo, C., Branquinho, C., Laanisto, L., Tryjanowski, P., Niinemets, Ü., Moretti, M., ... y Pinho, P. (2024). Urban Green Connectivity Assessment: A Comparative Study of Datasets in European Cities. *Remote Sensing*, 16(5), 771.
- Bouhennache, R., Boudon, T., Taleb-Ahmed, A., y Cheddad, A. (2019). A new spectral index for the extraction of built-up land features from Landsat 8 satellite imagery. *Geocarto International*, 34(14), 1531-1551.
- Bowman, J., Jaeger, J. A., y Fahrig, L. (2002). Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83(7), 2049-2055.
- Broekman, M. J. E., Hoeks, S., Freriks, R., Langendoen, M. M., Runge, K. M., Savenco, E., ... y Tucker, M. A. (2022). HomeRange: A global database of mammalian home ranges. *Global Ecology and Biogeography*, 32(2), 198-205.
- Chapman, A. D. (2005). Principles of Data Quality, version 1.0. Report for the Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.
- CONABIO. (2012). Propuesta de lista de especies prioritarias para la conservación en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Crooks, K. R., y Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation* (Vol. 14). Cambridge University Press.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Wiser, S. K., y Brotons, L. (2012). Using species combinations in indicator value analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), 973-982.
- De Cáceres, M., Legendre, P., y Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674-1684.
- De Cáceres, M., y Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574.

Diniz, M. F., Cushman, S. A., Machado, R. B., y De Marco Júnior, P. (2020). Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. *Landscape Ecology*, 35, 41-58.

Dufrêne, M., y Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366.

Flowers, B., Huang, K. T., y Aldana, G. O. (2020). Analysis of the habitat fragmentation of ecosystems in Belize using landscape metrics. *Sustainability*, 12(7), 3024.

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., y Makeschin, F. (2012). A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecological indicators*, 21, 30-38.

Gao, J., Lundquist, C. J., y Schwendenmann, L. (2018). Characterizing landscape patterns in changing mangrove ecosystems at high latitudes using spatial metrics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 215, 1-10.

Gašparović, M., y Singh, S. K. (2022). Urban surface water bodies mapping using the automatic k-means based approach and sentinel-2 imagery. *Geocarto International*, 2148757.

Godínez-Gómez, O. y Correa A. C. (2024). Makurhini: Analyzing landscape connectivity. R package version 2.0.6.

Godínez-Gómez. O., y Correa A. C. (2024). Makurhini: Makurhini: Analyzing landscape connectivity_. R package version 2.0.6.

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., y Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27.

Grafius, D. R., Corstanje, R., y Harris, J. A. (2018). Linking ecosystem services, urban form and green space configuration using multivariate landscape metric analysis. *Landscape ecology*, 33, 557-573.

Guralnick, R. P., Hill, A. W., y Lane, M. (2007). Towards a collaborative, global infrastructure for biodiversity assessment. *Ecology letters*, 10(8), 663-672.

Gustafson, E. J. (2019). How has the state-of-the-art for quantification of landscape pattern advanced in the twenty-first century?. *Landscape Ecology*, 34, 2065-2072.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... y Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.

Hansson, L., Fahrig, L., y Merriam, G. (Eds.). (1994). *Mosaic landscapes and ecological processes* (Vol. 2). Springer Science & Business Media.

Hesselbarth, M. H., Sciajini, M., With, K. A., Wiegand, K., y Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648-1657.

Hou, L., Wu, F., y Xie, X. (2020). The spatial characteristics and relationships between landscape pattern and ecosystem service value along an urban-rural gradient in Xi'an city, China. *Ecological indicators*, 108, 105720.

Jaeger, J. A. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape ecology*, 15, 115-130.

Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International yearbook of cartography*, 7, 186-190.

Kawamura, M. (1996). Relation between social and environmental conditions in colombo, sri lanka and the urban index estimated by satellite remote sensing data. *International archives of photogrammetry and remote sensing*, 7, 321-326.

Keeley, A. T., Beier, P., y Jenness, J. S. (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, 255, 109008.

Lajeunesse, A., y Fourcade, Y. (2022). Temporal analysis of GBIF data reveals the restructuring of communities following climate change. *Journal of Animal Ecology*, 92(2), 391-402.

Leitão, A. B., Miller, J., Ahern, J., y McGarigal, K. (2012). *Measuring landscapes: A planner's handbook*. Island press.

Lin, J., Zeng, Y., y He, Y. (2023). Spatial Optimization with Morphological Spatial Pattern Analysis for Green Space Conservation Planning. *Forests*, 14(5), 1031.

Lobo, J. M., Hortal, J., Yela, J. L., Millán, A., Sánchez-Fernández, D., García-Roselló, E., ... y Guisande, C. (2018). KnowBR: An application to map the geographical variation of

survey effort and identify well-surveyed areas from biodiversity databases. *Ecological Indicators*, 91, 241-248.

Lopez, R. D., y Frohn, R. C. (2018). *Remote Sensing for Landscape Ecology: Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems*. Reino Unido: CRC Press, Taylor & Francis Group.

Mancini, A. N., Chandrashekhar, A., Lahitsara, J. P., Ogbeta, D. G., Rajaonarivelo, J. A., Ranaivorazo, N. R., ... y Baden, A. L. (2023). Terrain Ruggedness and Canopy Height Predict Short-Range Dispersal in the Critically Endangered Black-and-White Ruffed Lemur. *Genes*, 14(3), 746.

McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., y Shah, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712-2724.

Morelli, F., Benedetti, Y., y Šímová, P. (2018). Landscape metrics as indicators of avian diversity and community measures. *Ecological Indicators*, 90, 132-141.

Morelli, F., Reif, J., Díaz, M., Tryjanowski, P., Ibáñez-Álamo, J. D., Suhonen, J., ... y Benedetti, Y. (2021). Top ten birds indicators of high environmental quality in European cities. *Ecological indicators*, 133, 108397.

Moreno, R., Ojeda, N., Azócar, J., Venegas, C., y Inostroza, L. (2020). Application of NDVI for identify potentiality of the urban forest for the design of a green corridors system in intermediary cities of Latin America: Case study, Temuco, Chile. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 126821.

Morin, E., Herrault, P. A., Guinard, Y., Grandjean, F., y Bech, N. (2022). The promising combination of a remote sensing approach and landscape connectivity modelling at a fine scale in urban planning. *Ecological indicators*, 139, 108930.

Muratet, A., Lorrilliere, R., Clergeau, P., y Fontaine, C. (2013). Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape ecology*, 28, 95-105.

Paradis, E. (2022). Probabilistic unsupervised classification for large-scale analysis of spectral imaging data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 107, 102675.

Pessoa, L. A., Baumgartner, M. T., Frota, A., Garcia, T. D., Pagotto, J., y Goulart, E. (2021). Homogenization of Fish Composition Among Mesohabitats Driven by Stream Degradation from Urban Land Use.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., y Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. NASA Spec. Publ, 351(1), 309.

Saura, S., y Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and urban planning*, 83(2-3), 91-103.

Saura, S., y Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33(3), 523-537.

Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Hochachka, W. M., Wrbka, T., y Kati, V. (2015). Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness. *Ecological Modelling*, 295, 107-112.

Schindler, S., von Wehrden, H., Poirazidis, K., Wrbka, T., & Kati, V. (2013). Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. *Ecological Indicators*, 31, 41-48.

Soille, P., y Vogt, P. (2009). Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern recognition letters*, 30(4), 456-459.

Soille, P., y Vogt, P. (2022). Morphological spatial pattern analysis: open source release. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 48, 427-433.

Strong, C. J., Burnside, N. G., y Llewellyn, D. (2017). The potential of small-Unmanned Aircraft Systems for the rapid detection of threatened unimproved grassland communities using an Enhanced Normalized Difference Vegetation Index. *PloS one*, 12(10), e0186193.

Syrbe, R. U., y Walz, U. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological indicators*, 21, 80-88.

Unnithan Kumar, S., y Cushman, S. A. (2022). Connectivity modelling in conservation science: a comparative evaluation. *Scientific Reports*, 12(1), 16680.

Van Etten, J. (2017). R package gdistance: Distances and routes on geographical grids. *Journal of Statistical Software*, 76, 1-21.

Vogt, P., y Riitters, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 352-361.

Wang, S., Wu, M., Hu, M., Fan, C., Wang, T., y Xia, B. (2021). Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: An ecological network approach. *Ecological Indicators*, 125, 107487.

Wang, X., Blanchet, F. G., y Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in ecology and evolution*, 5(7), 634-646.

Wang, X., Blanchet, F. G., y Koper, N. (2014). Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods in ecology and evolution*, 5(7), 634-646.

Wang, Y., Qu, Z., Zhong, Q., Zhang, Q., Zhang, L., Zhang, R., ... y Liu, J. (2022). Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. *Ecological Indicators*, 142, 109258.

Whitmee, S., y Orme, C. D. L. (2013). Predicting dispersal distance in mammals: A trait-based approach. *Journal of Animal Ecology*, 82(1), 211-221.

Wilson, M. F., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J. C., Y Grehan, A. J. (2007). Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. *Marine Geodesy*, 30(1-2), 3-35.

Zeller, K. A., McGarigal, K., y Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape ecology*, 27, 777-797.

Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Duarte Ritter, C., Edler, D., ... y Antonelli, A. (2019). CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(5), 744-751.