



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

**Conectividad paisajística en el Valle de Tehuacán-
Cuicatlán, México: Una red de corredores biológicos
entres los fragmentos de Bosque Tropical Caducifolio**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
BIÓLOGO**

PRESENTA:

FERNANDO JARA TREJO

Director de Tesis: Dr. OSWALDO TÉLLEZ VALDÉS



Los Reyes Iztacala, Edo. De México. 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS:

Al Dr. Oswaldo Téllez Valdés, por haberme aceptado para formar parte de esta investigación, por su constante atención y todo el apoyo académico y personal brindado durante este tiempo.

A los miembros del jurado revisor: A la Mtra. Mayra Mónica Hernández Moreno, al Mtro. Humberto Macías Cuellar, al Dr. Carlos Granados Peláez y a la Dra. Mariana Vallejo Ramos. Por su atención, sus sugerencias y observaciones esenciales para la realización de este trabajo.

A la Dra. Patricia Dávila Aranda y al Dr. Rafael Lira Saade por los aportes y observaciones brindadas para la realización de este trabajo de investigación.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por el apoyo en forma de beca otorgado para la elaboración de este trabajo de titulación a través del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT). El contenido de esta tesis forma parte del proyecto “Identificación de la Conectividad en el Paisaje: Corredores Biológicos entre las áreas prioritarias de conservación en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán” (Clave IN228120).

AGRADECIMIENTOS PERSONALES:

A MIS PADRES Wenceslao y Miriam: Todo lo que he logrado no son logros míos, sino de ustedes. Gracias por darme, no solo la vida, sino la capacidad de vivirla y sobrellevarla.

A MI HERMANO Andrés: No podría pensar en un mejor cómplice para compartir mi existencia en este mundo.

A MIS TÍOS Bernarda y Bertín: Por ser un verdadero ejemplo de amor, generosidad, trabajo y compromiso, y por abrirme siempre las puertas de su hogar.

A MIS PRIMOS: Alejandra, por tu carácter incansable y darlo todo por los dos jóvenes maravillosos que son tus hijos. **Pavel,** por darme siempre tu amabilidad y apoyo, y ser un gran ejemplo de esfuerzo y perseverancia. **Bertín,** por ir más allá de los lazos familiares para brindarme tu amistad y confianza.

A MIS COMPAÑEROS: Colegas, amigas y amigos de la carrera de Biología. La aventura que vivimos en este tiempo fue increíble y vivimos muchas historias divertidas y tristes, de celebraciones épicas y momentos serios, y hasta gozamos y padecemos historias de amor. La universidad hubiera sido muy aburrida e insignificante sin ustedes.

A MIS AMIGOS: Los que conocí desde mis tiempos de prepa. Aunque nos veamos poco, cada vez que nos encontramos me recuerdan que no basta con ser un buen profesionalista o una persona reconocida, lo verdaderamente importante es ser un mejor humano cada día.

Contenido

RESUMEN.....	5
INTRODUCCIÓN.....	7
OBJETIVOS.....	11
Objetivo principal.....	11
Objetivos secundarios.....	11
MÉTODO.....	12
Área de estudio.....	12
Identificación de fragmentos de BTC y su composición.....	16
Análisis de conectividad y mapas de resistencia.....	16
Priorización de áreas.....	19
RESULTADOS.....	21
Identificación de fragmentos de hábitat.....	21
Red de Corredores Biológicos y Centralidad.....	23
DISCUSIÓN.....	27
CONCLUSIONES.....	34
BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	36
ANEXO.....	60

Conectividad paisajística en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México: una red de corredores biológicos entre los fragmentos de bosque tropical caducifolio

Fernando Jara Trejo & Oswaldo Téllez Valdés¹

1. Laboratorio de Recursos Naturales, UBIPRO, FES Iztacala UNAM.

RESUMEN.

Antecedentes: Los cambios en el uso de la tierra han transformado el Bosque Tropical Caducifolio (BTC) del Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC), de un bosque continuo a fragmentos dispersos dentro de una matriz de actividades humanas. Esto ha provocado un aislamiento entre los fragmentos de hábitat, afectando la posibilidad de contacto, impactando en la dinámica y la distribución de las poblaciones de especies de plantas vasculares, de sus polinizadores y dispersores y de la fauna en general, reduciendo drásticamente el flujo genético. En consecuencia, se propone la identificación de una red de corredores biológicos que favorezca la conectividad entre fragmentos de BTC de la reserva de Tehuacán-Cuicatlán.

Preguntas y/o Hipótesis: ¿Cómo sería una red de corredores biológicos que favorezcan la conectividad entre fragmentos de bosque tropical caducifolio en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán?

Especies estudiadas / Descripción de datos / Modelo matemático: Estructura del bosque tropical caducifolio/ fragmentos de bosque tropical caducifolio en el VTC

Sitio de estudio y fechas: El Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México durante 2021-2022.

Métodos: Análisis de conectividad y mapas de resistencia, utilizando la Teoría de Circuitos, que conceptualiza el paisaje como un circuito eléctrico basado en dos conceptos principales con

equivalencia ecológica, conductividad y resistencia. Se utilizaron dos capas de resistencia diferentes, 1) el modelo digital de altitud y 2) la cobertura cultural relacionada con las actividades humanas.

Resultados: Se identificó una red de corredores que permiten conectar el 100% de los 80 fragmentos de BTC cuando se utilizó la altitud como una capa de resistencia natural al movimiento; sin embargo, al aplicar también la cobertura cultural, se pierde gran parte de los corredores generados en el modelo, quedando entre el 10 y 15% de conexión. La mayor resistencia efectiva observada en la red de corredores se da en dos casos: En la poca o nula posibilidad de conexión entre los fragmentos del este y el oeste, y en la conectividad nula entre los fragmentos 447 y 852.

Conclusiones: Pese a que se logró identificar una red con numerosos corredores potenciales, cerca del 80% de estos se pierden al considerar las actividades humanas como impedimento a la conectividad entre los fragmentos. Sin embargo, muchas de las especies vegetales presentes en el BTC se comparten con algunas de las 19 asociaciones vegetales en el VTC, particularmente con las de clima seco, por lo que la red podría favorecer la conectividad no solo en la asociación estudiada, sino en el VTC en general.

Palabras clave: Fragmentos de hábitat, conectividad, Teoría de Circuitos, resistencia, red de corredores biológicos, Valle de Tehuacán-Cuicatlán.

INTRODUCCIÓN.

El cambio en el uso de suelo, entendido como la modificación de los hábitats naturales generada por actividad humana, se ha incrementado hasta el punto de representar una amenaza para la biodiversidad (IPBES, 2019). Un efecto de este cambio es la fragmentación del paisaje, definido como la división de un hábitat en fragmentos más pequeños, aislados por la matriz del paisaje modificado y afectados en su estructura y función. Si bien, la fragmentación puede darse por causa natural, la destrucción y pérdida de los hábitats que la provocan es mucho más evidente cuando es de origen antrópico (Haddad et al. 2015).

El proceso de fragmentación impacta de forma negativa en la dinámica poblacional de especies de plantas vasculares (CONABIO, CONANP, TNC, Pronatura & FCF-UANL, 2007a; 2007b), sus polinizadores y dispersores y la fauna en general (Andren, 1997; Gaston et al., 2002; Fahrig, 2003), presentes en cada uno de los fragmentos, ya que la pérdida de contacto entre poblaciones trae como consecuencias la disminución de la diversidad genética, interrupción del flujo génico, disminución del éxito en la dispersión de poblaciones locales y aumento en la mortalidad (Cushman et al., 2013, Treves & Karanth 2003, Ray et al. 2005, Ripple et al. 2014).

Una estrategia para disminuir las consecuencias negativas de la pérdida de hábitat ha sido evaluar y promover la conectividad del paisaje, que es una variable medible y que sirve como indicador de contacto entre las poblaciones de especies (Taylor et al., 2006). La conectividad del paisaje se define ampliamente como el "grado en que el paisaje facilita o impide el movimiento entre parches de recursos" (Taylor et al. 1993), y está definida tanto por los elementos paisajísticos como por las interacciones de los organismos con dichos elementos (Goodwin, 2003; Schumaker, 1996), por lo que se puede interpretar en dos definiciones básicas: la "conectividad estructural", que está

totalmente basada en los elementos físicos del paisaje, y la “conectividad funcional”, que considera la respuesta de los organismos a la estructura del paisaje y su capacidad de dispersión a través de este (Kindlmann & Burel, 2008).

La conectividad del paisaje es crucial para que se lleven a cabo una serie de procesos ecológicos diferentes y de suma importancia para la evolución genética y los procesos evolutivos de las especies a largo plazo (Amos et al. 2012; Hardesty et al., 2006), así como para la conservación biológica en general (Berger, 2004; Fahrig & Merriam, 1994).

Por ejemplo, a partir de observaciones en poblaciones de insectos, se sabe que el tamaño de los fragmentos del paisaje y el aislamiento entre ellos son determinantes para los movimientos de migración, afectando la cantidad de inmigrantes que cada parche puede recibir (Matter et al., 2005). La conectividad también es importante para la dispersión de las poblaciones vegetales, tanto por la capacidad de las plantas para dispersarse a través de paisajes heterogéneos (Matlack & Leu, 2007) como por el comportamiento de los organismos dispersores de germoplasma. Se ha observado, por ejemplo, que la dispersión de semillas por aves es favorecida cuando existe una matriz de corredores que refuerzan la conectividad dentro del paisaje (Levey et al., 2005). Además, se reconoce que en un paisaje fragmentado, la persistencia y estabilidad de las poblaciones son dependientes de la colonización de fragmentos de hábitat localmente extintos, así como de las tasas de dispersión de las especies, por lo que las poblaciones locales se ven favorecidas en un ambiente con mayor conectividad (Fahrig, 2022; Gustafson & Gardner, 1996).

En las últimas dos décadas, se han desarrollado enfoques teóricos y metodológicos útiles para identificar vías de dispersión que favorezcan la conectividad del paisaje, basadas en las características ambientales de este, así como en las necesidades de hábitat de las especies (Rothley,

2005; Crooks & Sanjayan, 2006; LaRue & Nielsen, 2008; Pelletier et al., 2014). Un ejemplo de estas vías son los corredores biológicos, definidos como hábitats lineares localizados en paisajes heterogéneos, que conectan dos o más fragmentos de paisaje y cuya finalidad es mantener la persistencia y estabilidad de las poblaciones en dichos fragmentos (Beier & Noss, 1998).

Los modelos de conectividad han demostrado ser útiles para diseñar corredores biológicos y estudiar los efectos de la estructura del paisaje en la promoción de la persistencia de las poblaciones (Meir & Kareiva, 1998; Beier et al., 2007, 2008; Freeman et al., 2019). Dado que la localización y tamaño de los corredores están definidos por las condiciones físicas del paisaje, así como por el nivel de detalle con que estos pueden representarse en un Sistema de Información Geográfica (SIG), son fundamentales dos aspectos: 1) la identificación y cuantificación de los elementos paisajísticos que definen dichos corredores (Kindlmann & Burel, 2008; Sharma et al., 2019), y 2) la identificación de la escala espacial a utilizar en el estudio. Además, es necesario reconocer la conectividad existente, tanto en la totalidad del paisaje como en cada uno de los parches. Con esto, es posible comparar la conectividad entre paisajes afines e identificar si el espacio existente entre ellos es apto para la supervivencia de alguna especie en particular (Andel et al., 2010; Presley et al., 2019). De esta manera, el diseño de los corredores biológicos puede ser específico para cada una de las especies o para el paisaje en general; sin embargo, para apoyar la conectividad de una fracción significativa de la biodiversidad en una región en particular, es apropiado un enfoque de conectividad que incluya a la vegetación como componente esencial de los fragmentos estudiados (Taylor et al., 1993; Beier et al., 2008; Lawler et al., 2003; Hilty et al., 2019; Ripple et al., 2014). Al ser análisis espacialmente explícitos, los mapas de hábitats y de corredores biológicos pueden ayudar a identificar áreas críticas de conservación, conectividad y resiliencia, por lo que sirven

como herramientas científicas útiles para asignar recursos a diferentes paisajes y sopesar los efectos de su alteración.

La fragmentación, como el resultado de la alteración de los tipos de vegetación o asociaciones de plantas, no es excepcional en México, y su ocurrencia llama la atención especialmente en áreas de gran importancia biológica, como el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (VTC). El VTC es una provincia florística (Rzedowski, 1978) que, debido a su vasta diversidad biológica y cultural, parte de ella ha sido declarada Área Natural Protegida en 1998. También ha sido incorporada a la Red Mundial de Reservas de la Biosfera del Hombre y al Programa de la Biosfera de la UNESCO, y en 2018 fue proclamada Patrimonio Mixto de la Humanidad. Con solo el 0.65% del territorio nacional, la región alberga ~13% de la flora mexicana estimada (Ulloa et al., 2017), con más de 3,000 especies de plantas en solo 10,000 km² de territorio. El VTC representa la zona árida más austral de América del Norte (Puko, 2020) y la región árida-semiárida de América del Norte con mayor diversidad biológica (Dávila et al., 2002; Casas et al., 2016). Asimismo, esta región alberga un alto número de especies endémicas (365 especies vegetales) y presenta al menos 29 tipos diferentes de asociaciones vegetales, siendo una de ellas el Bosque Tropical Caducifolio (BTC) (Arriaga Cabrera et al., 2009; Valiente-Banuet et al., 2000, 2009). Actualmente, la flora y fauna de esta provincia enfrenta amenazas debido a la fragmentación, por lo que es necesario identificar los fragmentos de vegetación esparcidos por el VTC y si estos están aislados o en proceso de aislamiento, así como áreas relevantes que podrían ser de importancia para promover su conectividad (Núñez et al. 2013).

Aunque se han realizado algunos análisis de conectividad de hábitats en México (Carroll et al., 2006, 2014; Atwood et al., 2011; González-Bernal et al., 2011; González-Saucedo y López-González, 2011; Dickson et al., 2013; Lara-Díaz et al., 2011), estos presentan visiones parciales de la conectividad, ya que su enfoque se ha basado en solo una o unas pocas especies, y por ende,

representan únicamente la conectividad funcional en el área de estudio. Por ello, este estudio tratará de identificar una red de corredores biológicos entre los fragmentos de BTC, basados en la conectividad estructural del VTC en función del gradiente altitudinal y de la cobertura humana.

OBJETIVOS.

Objetivo principal.

Identificar una red de corredores biológicos que favorezcan la conectividad entre fragmentos de BTC en la Reserva de Tehuacán-Cuicatlán.

Objetivos secundarios.

- Aplicar la Teoría de Circuitos en la identificación de elementos fundamentales para la conectividad estructural en el VTC.
- Contribuir en la identificación de áreas propicias para su estudio, conservación y protección dentro de la Reserva de Tehuacán-Cuicatlán.

MÉTODO.

Área de estudio.

En México, el VTC es una reconocida provincia florística (Rzedowski, 1978) que se encuentra en la parte suroeste del estado de Puebla y al noreste de Oaxaca (Figura 1). Cubre un área de alrededor de 10,000 km², y en solo el 0.65% del territorio mexicano, alberga alrededor del 13% de la flora mexicana estimada (Ulloa et al., 2017), con más de 3,000 especies de plantas. El VTC representa la región árida más diversa de México y la región árida-semiárida de América del Norte con la mayor diversidad biológica (Dávila et al., 2002; Casas et al. 2016).

Además, el VTC alberga un notable patrimonio biocultural. La investigación arqueológica realizada en los años sesenta la identificó como una de las áreas con los primeros registros de agricultura para el Nuevo Mundo (MacNeish, 1967). Durante la década de 1990 y hasta la actualidad, la investigación etnobotánica y etnoecológica llevada a cabo en el VTC ha permitido reconocer un extraordinario mosaico de interacciones entre el ser humano y la naturaleza, con casi 2000 especies de plantas utilizadas por ocho grupos étnicos indígenas, cientos de ellas bajo una gran diversidad de formas de manejo (Casas et al. 1997, 2016; Blancas et al. 2013). Estos estudios han documentado numerosas especies vegetales bajo incipiente domesticación en una alta variedad de sistemas agroforestales (Moreno-Calles et al. 2010, 2013; Vallejo et al. 2015, 2016; Campos et al., 2016). Estos aspectos se consideran expresiones valiosas del patrimonio biocultural, que son cruciales para comprender las civilizaciones y los orígenes de la agricultura en Mesoamérica (Casas et al., 2016).

Varios estudios realizados en la región han explorado aspectos importantes como la ubicación geográfica de los recursos biológicos valiosos para el hombre (Casas et al., 1997, 2001, 2015, 2016;

Torres et al., 2013), la visualización de la distribución de las comunidades vegetales (Valiente-Banuet et al., 2000, 2009), la identificación de áreas prioritarias para la conservación de especies (Cardel et al., 1997; Méndez-Larios et al., 2005; Arriaga et al., 2022), la evaluación de las relaciones entre los sistemas agroforestales y la vegetación natural (Moreno-Calles et al., 2010a, b, 2012a, b, 2013; Vallejo et al., 2015) y la estimación de la distribución de especies animales (Rojas-Martínez & Valiente-Banuet, 1996; Ornelas et al., 2002; González-García et al., 2012; Farías et al., 2016).

A pesar de su gran importancia como poseedor de un elevado número de especies endémicas (365 especies vegetales) y de su denominación como provincia florística, el VTC aún carece de una representación espacial de su cubierta vegetal, que alberga al menos 29 tipos diferentes de asociaciones vegetales (Valiente-Banuet et al., 2009). Estas asociaciones son tipos fisonómicos y florísticos de cubierta vegetal bien diferenciados entre sí, y la mayoría ocupa áreas lo suficientemente extendidas como para ser exhibidas cartográficamente en una escala de 1:250.000. Las comunidades vegetales más reconocidas están dominadas por especies y géneros endémicos, al igual que varios tipos de bosques de cactus columnares y ahora están disponibles en formato digital (Figura 2) (Pérez-Valladares et al., 2019; Hernández-Moreno et al., 2020).

Una de las asociaciones vegetales en el VTC es el Bosque Tropical Caducifolio (BTC), denominado así por la pérdida casi total de hojas en especies del estrato arbóreo durante la época seca, que puede durar entre 3 y 8 meses (Miranda & Hernández X., 1963). Esta asociación suele encontrarse en las laderas de las montañas, y su vegetación está principalmente representada por las familias Burseraceae y Fabaceae, junto con las familias Anacardiaceae, Cactaceae y Asteraceae, entre otras (Rzedowski, 1978; Martínez-Bernal et al., 2021). Su clima es cálido sub-húmedo según la clasificación de Köppen modificada por García (2004).



Figura 1: Ubicación del área de estudio. Valle de Tehuacán-Cuicatlán.

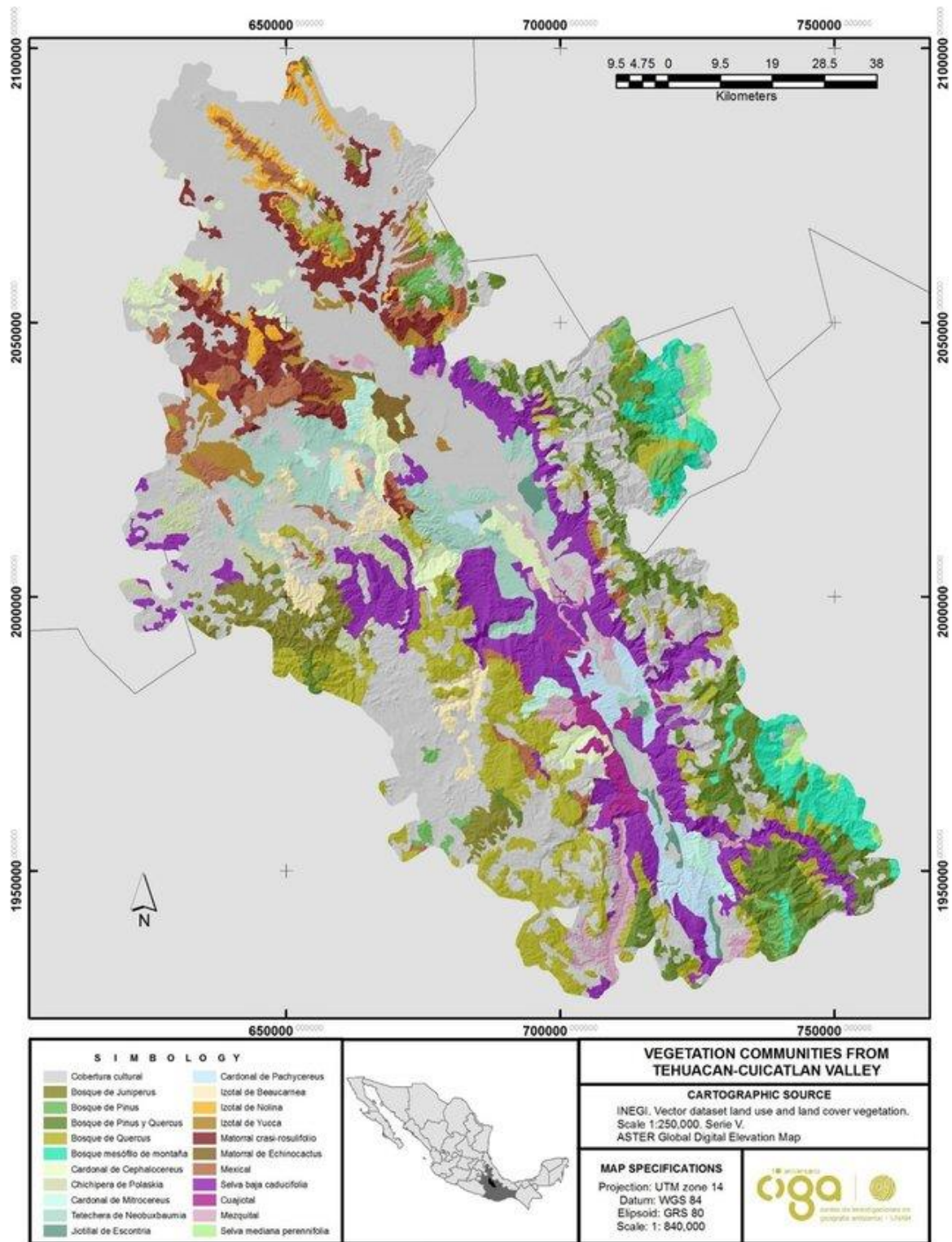


Figura 2: Comunidades vegetales del VTC (Pérez-Valladares et al., 2019.)

Identificación de fragmentos de BTC y su composición.

Los fragmentos de BTC inmersos en la matriz de actividades humanas fueron extraídos del mapa digital de tipos de vegetación y uso del suelo generado por Pérez-Valladares et al. (2019), para todo el VTC. Además, para cada uno de los fragmentos, se compiló una base de datos de ocurrencia de biodiversidad disponible en el SNIB (Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de México), GBIF (The Global Biodiversity Information Facility). Se emplearon bases de datos florísticas y de vertebrados de los proyectos de los autores (Ver agradecimientos). Esta base está formada por más de 80.000 registros de especies de plantas vasculares y vertebrados, y permite la exclusión de áreas o fragmentos que no correspondan al BTC, así como la comparación entre aquellos que sí corresponden a dicha asociación vegetal.

Análisis de conectividad y mapas de resistencia.

Un método para evaluar la conectividad es la Teoría de Circuitos, que conceptualiza el paisaje como un circuito eléctrico. Esta teoría está basada en dos conceptos utilizados en la corriente eléctrica y que tienen, para este caso, una interpretación ecológica. Primero, el concepto de conductividad, que representa el grado en que el paisaje permite el flujo de individuos entre fragmentos y poblaciones. En segundo término, el concepto de resistencia, que comprende a los elementos paisajísticos que impiden dicho flujo (McRae & Beier, 2007). A ambos conceptos se les pueden asignar valores numéricos acoplados a los píxeles de un archivo ráster, esto permite predecir la capacidad de movimiento de los organismos, definido por la acción de diferentes variables ambientales y sociales dadas en el paisaje estudiado (McRae et al., 2008; Pelletier et al., 2014). Los métodos de esta teoría permiten la identificación de vías de dispersión, al seleccionar una combinación de celdas que acumulen la menor resistencia, y por ende, representan la distancia

más corta entre dos áreas de hábitat adecuado (Rothley, 2005; Crooks & Sanjayan, 2006; LaRue & Nielsen, 2008). Además, también es posible la identificación de las rutas de menor costo ecológico para el favorecimiento de la conectividad (McRae et al., 2008).

Se utilizaron programas de vista de Circuitscape. 3.5.8. incluido en Linkage Mapper versión 2.0 (McRae y Kavanagh, 2011), a través del programa ArcMap 10.3. Inicialmente, se identificaron una red de n rutas de dispersión de menor distancia y costo ecológico con los algoritmos Build Network y Map Linkages. De dicha red, se seleccionaron los corredores potenciales definitivos entre los fragmentos de BTC, al contrastar con las capas de resistencia mediante el uso del algoritmo Pinchpoint Mapper. En este estudio se utilizaron dos capas de resistencia diferentes, la primera corresponde al modelo digital de altitud (MDA) con elevaciones entre 500 y 2.500 msnm. La segunda capa de resistencia se refiere a la cobertura cultural relacionada con las actividades humanas (que incluye la agricultura estacional, la ganadería, los pueblos, las ciudades, las carreteras primarias y secundarias, los caminos de tierra, las minas de mármol y ónix, las granjas de pollos, etc.), según Pérez-Valladares et al. (2019) (Figura 3). En los estudios basados en coberturas vegetales o uso de suelo, los objetos de evaluación pueden variar según la escala y resolución utilizadas (Priego-Santander et al., 2013), por lo que es necesario establecer tamaños de celda y unidades de mapeo mínimas, con el fin de lograr el mayor nivel de detalle (Knight & Lunetta, 2003). Con este fin, se ajustó el tamaño de celda a 0,0009 grados, correspondiendo aproximadamente a una unidad de mapeo mínima de 10x10 mm en el mapa.

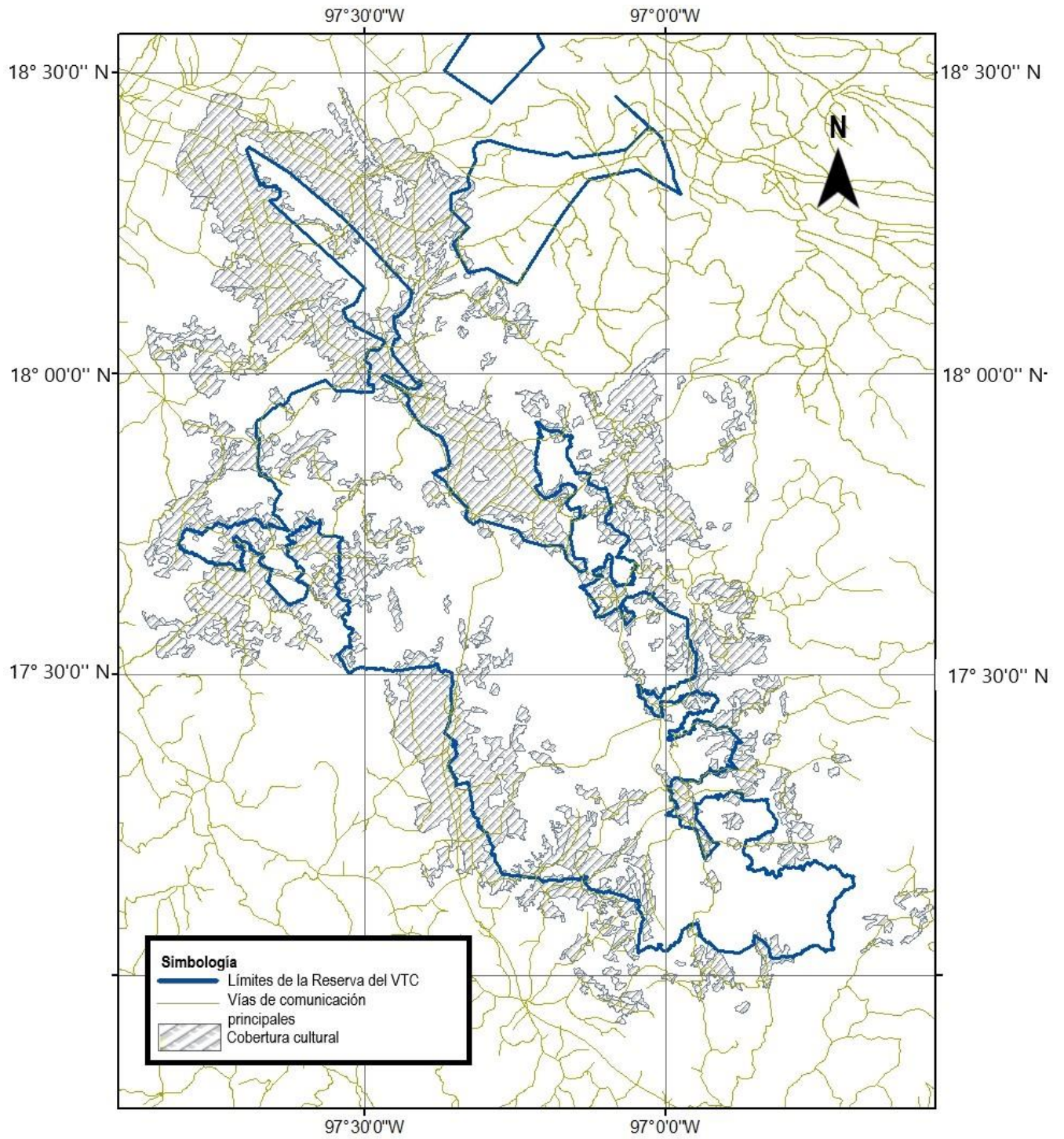


Figura 3: Cobertura cultural en el VTC.

Priorización de áreas.

Dentro de la Teoría de Circuitos, el concepto de Puntos de Origen o “Pinchpoints” se refiere a áreas que son cruciales para el mantenimiento de la conectividad dentro del paisaje, ya que presentan un alto flujo de corriente, y por ende, son más vulnerables (McRae, 2012; McRae et al., 2008). Bajo este enfoque, se identificaron los Puntos de Origen con la herramienta Pinchpoint Mapper.

Una vez obtenido el mapa de Puntos de Origen, se calcularon sus cuartiles y se convirtieron en áreas binarias, asignando un valor de 1 a los dos cuartiles superiores y 0 a los valores restantes. Finalmente, se agregaron los Puntos de Origen al mapa de vías de dispersión, dando como resultado un mapa final que refleja los espacios con mayor probabilidad de dispersión de la zona (McRae et al., 2008; Dutta et al., 2016), es decir, los más vulnerables a la interrupción o flujo de especies y, en consecuencia, al flujo de genes.

Para evaluar las contribuciones de fragmentos y corredores como conectores a través del paisaje, se calculó su centralidad, utilizando la herramienta Centrality Mapper en Linkage Mapper. La centralidad es una medida de cuán importante es un elemento (sea un fragmento o un corredor) para mantener la unión en toda la red. Las áreas con altos valores de centralidad son críticas para mantener la conectividad, es decir, si se elimina alguno de estos fragmentos, las poblaciones estarían en riesgo de perder sus corredores de conectividad (Carroll et al., 2012; Dutta et al., 2016).

Los mapas de centralidad de fragmentos y los corredores obtenidos se reclasificaron en cuartiles y se sumaron para obtener la clasificación final basada en intervalos naturales. Finalmente, se superpusieron los fragmentos y corredores identificados como necesarios para unir los corredores

y los puntos de origen previamente obtenidos, con el fin de identificar las áreas más críticas de conectividad (Carroll et al., 2012).

RESULTADOS.

Las bases de datos recopiladas sobre la diversidad biológica del BTC en el VTC muestran una riqueza importante. Hay registros de alrededor de 1,550 especies de plantas vasculares y vertebrados (aves, mamíferos, reptiles, anfibios) distribuidas en 113 familias (Tablas 1 y 2, ANEXO). En particular, hay un número considerable de especies de plantas vasculares de las familias Fabaceae, Asteraceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Cactaceae, Solanaceae, Malvaceae y Acanthaceae, que se distribuyen y comparten en muchos de los diferentes fragmentos del Valle de Tehuacán-Cuicatlán.

Identificación de fragmentos de hábitat.

Existe un total de 80 fragmentos de BTC distribuidos a lo largo del VTC (Figura 3), según la distribución de Pérez-Valladares et al. (2019). La mayoría se encuentran en las estribaciones de la Sierra Madre del Sur. El total de fragmentos se divide en dos grupos mayores: Uno en la parte occidental del VTC, que consta de 24 fragmentos, y el otro en la porción oriental, que comprende a 56 fragmentos. Se aprecia una conectividad baja o nula entre los 2 grupos.

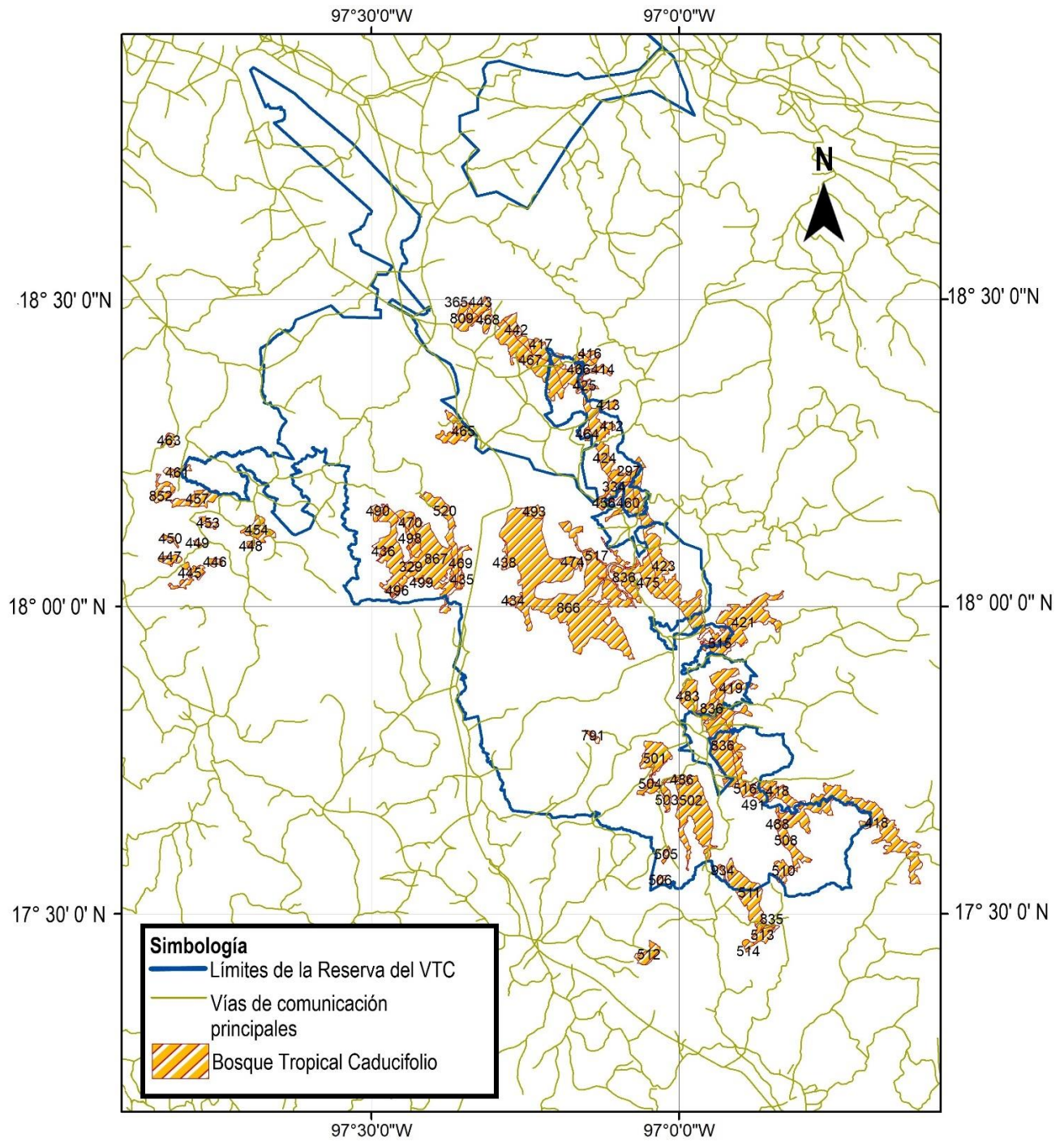


Figura 3: Fragmentos de Bosque Tropical Caducifolio en el VTC.

Red de Corredores Biológicos y Centralidad.

El análisis basado en la Teoría de Circuitos permitió la identificación de los corredores que presentaban un alto flujo de corriente, que en un sentido ecológico, son necesarios para la dispersión de la fauna y el mantenimiento de la funcionalidad estructural de la vegetación y un flujo genético adecuado (Figura 4). Por otro lado, el análisis de centralidad permitió identificar los fragmentos y corredores que tienen aportes significativos como conectores. Tal es el caso de los fragmentos 423 en San Juan Bautista Cuicatlán, y 421 en Teotitlán de Flores Magón, Oaxaca, junto con sus respectivos corredores, ya que juegan un papel esencial en la conectividad de los fragmentos de BTC ubicados en el oriente del VTC, gracias a su valor de centralidad entre -1 a 45

En contraste, los resultados obtenidos del uso de la capa de resistencia combinados con los datos sobre altitud, tipos de vegetación y uso del suelo (cobertura cultural por Pérez-Valladares et al. 2019), mostraron un escenario diferente y muy preocupante. En este caso, la conectividad obtenida entre los diferentes fragmentos se ve drásticamente disminuida, de modo que se pierde alrededor del 80-90% de los posibles corredores (Figura 5). Hay un aislamiento total entre los fragmentos de la porción occidental y los de la oriental, e incluso los fragmentos de la parte oriental localizados hacia el sur están aislados del resto.

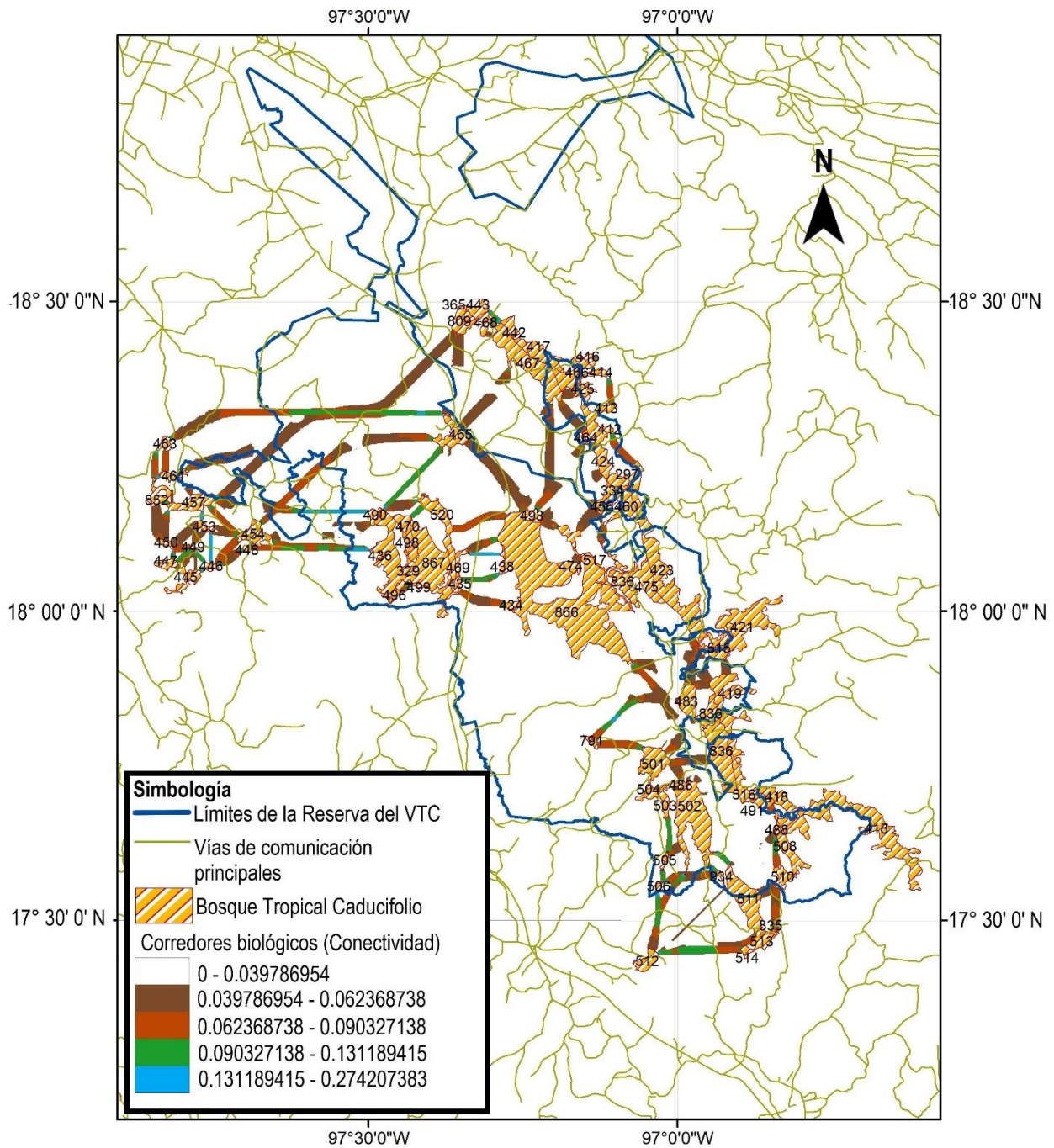


Figura 4: Red de corredores biológicos entre los fragmentos de BTC, utilizando como resistencia únicamente el MDA.

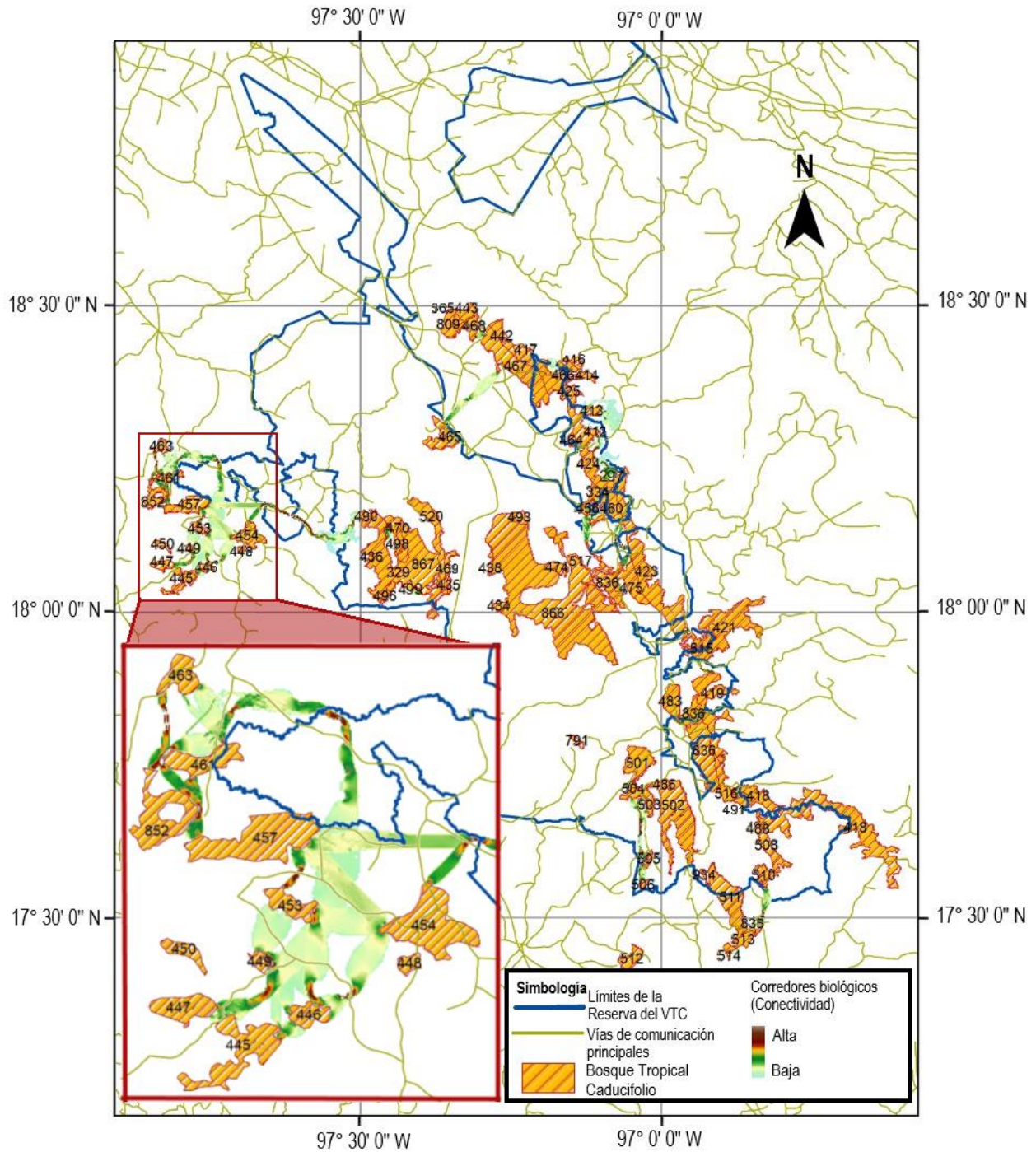


Figura 5: Red de corredores biológicos entre los fragmentos de BTC, utilizando como capas de resistencia el MDA y la cobertura cultural. La mayor resistencia efectiva se da entre los fragmentos 447 y 852.

La resistencia más efectiva a la conectividad se manifiesta de dos maneras. La primera es la carretera Tehuacán-Oaxaca, que divide el BTC en dos porciones principales. El impacto de esta carretera parece ser muy fuerte, no solo por su amplitud, sino también por la pérdida de cobertura vegetal provocada por su construcción y porque ha dado lugar a la agricultura temporal que se practica en las zonas desmanteladas y por supuesto, en este caso, la posibilidad de conectividad es nula. El segundo caso, que representa un buen ejemplo de resistencia efectiva, se ubica entre los fragmentos 447 y 852, entre los cuales, debido a la presencia de los elementos de la matriz de actividades humanas, y no por lejanía, difícilmente pueden tener una conectividad adecuada mostrando el mayor valor de resistencia desde -1 hasta 24.0134679769.

DISCUSIÓN.

La conectividad estructural del paisaje se basa en la cantidad y fiabilidad física de los elementos que la definen, incluidos los fragmentos de hábitat y los corredores. En general, se cree que estos elementos están incrustados en una matriz de hábitat inadecuada principalmente debido a causas humanas, a través de las cuales el movimiento de las especies y, en consecuencia, el flujo génico puede ser limitado o restringido (Bastille-Rousseau & Wittemyer, 2021). Sin embargo, algunos estudios han sugerido que se pueden establecer o promover corredores para aumentar el flujo de genes entre fragmentos de hábitat (González-Saucedo et al., 2021) teniendo en cuenta que, en algunos casos, estos elementos del paisaje pueden facilitar el movimiento de algunos organismos más que otros (Hanski, 1999; Urban & Keitt, 2001). Por ello, se considera que un trabajo que refleje de manera fiel y completa la conectividad en un paisaje debe considerar tanto los elementos que definen la conectividad estructural como a la conectividad funcional, ya que esta representa el comportamiento o la respuesta de un organismo a elementos menores del paisaje (por ejemplo, drenajes, pequeños barrancos, pasos bajo vías de comunicación) (Mimet et al., 2013).

Los corredores pueden ser particularmente importantes para las especies con baja capacidad de moverse a través de la matriz (González-Saucedo et al., 2021). Por lo tanto, la conectividad funcional es específica de la especie, y un solo paisaje puede tener diferentes niveles de conectividad dependiendo de la especie. De hecho, se sabe que el hábitat que está conectado funcionalmente puede no estar conectado estructuralmente y viceversa (Kimberly et al., 2021). Posiblemente, éste fenómeno se está presentando en el VTC, ya que factores como la agricultura de temporal, el crecimiento de los asentamientos humanos y la construcción de vías de comunicación han provocado la atomización gradual del BTC, generando una conectividad aparentemente mínima o nula entre fragmentos (Maass et al., 2010). Incluso se ha reportado que,

en algunos estados con presencia de selvas secas, la pérdida de superficie de BTC llegaba hasta un 60% tan sólo en la década de los 90's, y que la falta de acciones de conservación se debe en gran parte a la falta de conocimiento sobre los servicios ecosistémicos que brinda en BTC (Meave et al., 2012). A pesar de este escenario, se considera que varias de las especies de cactus columnares y otras familias de plantas vasculares que son polinizadas por especies animales voladoras, como murciélagos, aves e insectos, podrían conservar parcialmente su función dentro del paisaje pese a los cambios estructurales del paisaje. Esto ha sido demostrado por diversos estudios de polinización, dispersión y comportamiento sexual de las especies vegetales involucradas (Valiente-Banuet, 1995, 1998; Valiente-Banuet et al., 1995).

Un aspecto relevante para considerar es que muchas de las asociaciones vegetales en el VTC comparten el mismo régimen climático, por lo que parece evidente que su distribución depende más de las características del suelo (Valiente-Banuet et al., 2000; Miranda & Hernández X., 1963). Bajo la misma condición climática, las diferencias en las características edáficas dadas por la litología o por la evolución de los suelos, definen parches de vegetación donde convergen muchas de las especies que están presentes cuando se repiten condiciones ambientales similares. Esto permite con mayor fiabilidad la delimitación fisonómica y estructural de la vegetación en esta obra. De hecho, se han reconocido asociaciones vegetales que, al estar dominadas por especies endémicas, constituyen variantes vegetativas nativas del Valle (Valiente-Banuet et al., 2000; Pérez-Valladares et al., 2019; Hernández-Moreno et al., 2020).

El BTC está formado por varios cientos de especies, por lo que su composición y estructura son diversas y complejas. Algunas de las especies más importantes que se localizan en el BTC y que comparten prácticamente todos los fragmentos, en el estrato arbóreo son: *Yucca periculosa*, *Beaucarnea gracilis*, *Pseudosmodium multifolium*, *Pithecellobium dulce*, *Cephalocereus*

tetetzo, *Myrtillocactus geometrizans*, *Ipomoea arborescens*, *Cyrtocarpa procera*, *Gyrocarpus mocinoi*, *Ceiba aesculifolia*, *Pachycereus weberi*, *Parkinsonia praecox* y *Prosopis laevigata*. En el estrato arbustivo, hay *Opuntia pilífera*, *Vachellia constricta*, *Castela erecta*, *Mascagnia parvifolia*, *Agave kerchovei*, *A. macroacantha*, *A. marmorata*, *A. peackokii*, *A. potatorum*, *A. triangularis*, *Echinocactus platyacanthus*, *Mimosa luisana*, y *M. polyantha*. Finalmente, en el estrato herbáceo, *Ferocactus flavovirens*, *F. recurvus*, *F. robustus*, *Flaveria cronquistii*, *Ageratum tomentosum*, *Mammillaria carnea*, *M. haageana*, *M. mystax* y *M. sphacelata*, solo para referirse a algunas de las más de 1.500 especies que se comparten en esta asociación vegetal (Hérrnandez et al., 2020; Martínez-Bernal et al., 2021; Valiente-Banuet et al., 2000; Van Wyngaarden & Fandino-Lozano, 2005). El conocimiento sobre la presencia de estas especies es importante en la modelación de corredores biológicos, ya que una de las medidas comunes que se toman para la recuperación de los paisajes es la reforestación, mediante el uso de plantas que tengan una función ecológica importante dentro de la asociación vegetal, como el caso de las plantas nodriza (Cardel et al., 1997; Encino-Ruiz et al., 2013).

Respecto a la fauna, se encontró una gran cantidad de especies compartidas en los fragmentos de BTC. Por ejemplo, se ha registrado la presencia del puma (*Puma concolor*), el jaguarundi (*Puma jaguarundi*), el lince (*Lynx rufus*), el margay (*Leopardus wiedii*) (Farías et al., 2015; Vega, 2019), el señuelo (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), y otros vertebrados registrados mediante cámaras trampa (Farías et al., 2015; Madujano et al., 2018; Morales-Delgado et al., 2021). También hay registros de que el área está habitada por el ciervo de cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el pecari (*Pecari tajacu*) y tres especies de zorrillos (*Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura* y *Spilogale angustifrons*) (Botello et al., 2013) así como especies más comunes como la comadreja (*Mustela frenata*), el cacomixtle (*Bassariscus astutus*), el coatí

(*Nasua narica*) y el mapache (*Procyon lotor*) (Ramírez, 2005, 2006; Cruz-Jacomé et al., 2015; Madujano et al., 2018). Hay registros de 71 especies de 59 géneros de aves que habitan en el BTC (Vázquez et al., 2009, 2009a), algunas de ellas desempeñando un papel importante en la polinización y dispersión de numerosas especies de plantas, particularmente los cactus columnares. Entre los más importantes se encuentran el guacamayo (*Ara militaris*) (Vázquez et al., 2009; Rivera-Ortiz et al., 2018), así como las diferentes especies de la familia Trochilidae (colibríes), cuyo papel como polinizadores es bien conocido (Ornelas et al., 2002; Ortiz-Pulido et al., 2012).

El escenario presenta sólo una visión preliminar del hábitat estudiado, dado que en las áreas periféricas a los fragmentos de mayor calidad, aún puede haber condiciones aptas para el mantenimiento de las dinámicas poblacionales (Woodroffe, 2000). Esta naturaleza heterogénea en el paisaje crea condiciones donde las poblaciones pueden mantener su estructura funcional, y por lo tanto, continuar manteniendo el flujo génico entre las poblaciones de los distintos fragmentos (Onorato et al., 2007).

Dado que este trabajo está basado en la vegetación, también hay que reconocer la importancia de los polinizadores en el sustento de las poblaciones vegetales, y por lo tanto, en el mantenimiento de la conectividad de fragmentos (Kaiser-Bunbury et al., 2017). En este trabajo, se señalan a polinizadores importantes como los murciélagos *Leptonycteris curasoae* y *Choeronycteris mexicana*, así como especies de aves, como *Toxostoma curvirostrae*, *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Melanerpes hypopolius*, *Picoides scalaris*, *Guiraca caerulea*, *Passerina versicolor*, *Amazilia violiceps* y *Calothorax lucifer* entre otras (Valiente-Banuet et al., 1997) y algunos insectos, como *Apis mellífera* y especies de los géneros *Bombus* y *Megachile*. En el caso de murciélagos y aves, están polinizan especies como los cactus *Cephalocereus columna- trajani*, *C. tetetzo*, *C. macrocephala*, *C. mezcalaensis*, *Lemairocereus hollianus*, así como *Amazilia*

berilina e *Hylocharis leucotis*, que visita y probablemente polinice algunas especies de *Bouvardia* (Rubiaceae) en el VTC, y avispas que polinizan numerosas especies de Fabaceae y Malpighiaceae. Estos datos han sido colectados de forma sistemática para algunas especies, así como vertebrados de algunas zonas del área de estudio (SNIB y GBIF consultado en línea en octubre 2021, Farías et al., 2015; Pérez et al., 2012; Morales-Delgado et al., 2021).

El análisis de conectividad del BTC mostró varias vías de conexión, por lo que los principales corredores coincidieron en gran medida con las posibles rutas de dispersión de menor distancia dentro y entre los grupos de fragmentos. Este resultado es consistente con lo observado en otros estudios en Estados Unidos, tanto en plantas o animales (Singleton & Lehmkuhl, 2001), donde se muestran modelos de conectividad que reflejan el uso espacial y los movimientos de diferentes especies individuales. Este resultado no fue inesperado, ya que se está estableciendo conectividad entre fragmentos de hábitat que presentan similitudes en estructura y composición florística (Jaramillo & Medrano, 1983; Brown & Parsons, 2001; McRae et al., 2005; Hewitt & Doan-Crider, 2008; LaRue & Nielsen, 2008). Un hábitat conectado es aquel que tiene una combinación de fragmentos pequeños y grandes que cumplen con los requisitos ecológicos de los individuos durante la dispersión y mantienen su equilibrio energético (Kuefler et al., 2010; Pullinger & Johnson, 2010; Watson et al., 2017). En este sentido, el análisis de centralidad destacó la importancia de fragmentos de alta calidad y más grandes que puedan mantener la conectividad del paisaje.

Actualmente, el 13% de la superficie terrestre de México se encuentra bajo algún régimen de protección (CONABIO, 2019). De hecho, numerosos taxones en los VTC, incluyendo especies de cactus columnares, de los géneros *Ferocactus* y *Mammillaria* y de otros grupos se encuentran en categorías de vulnerabilidad y en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010). Por lo tanto, se

considera que los resultados obtenidos en este estudio pueden ayudar a las autoridades, propietarios de tierras y tomadores de decisiones en sus futuras actividades forestales, agrícolas, ganaderas y de ingeniería.

Estos resultados también apoyan la consideración de las dimensiones ambientales en los planes de desarrollo locales y regionales, particularmente con respecto a la pequeña ganadería, la agricultura estacional, la minería de mármol y ónix, el uso de recursos forestales no maderables y otras actividades económicas que involucran usos de la tierra que pueden afectar el hábitat y el estado de conservación actual de las asociaciones de plantas. Este último no es un tema menor y representa un gran desafío en esta zona, ya que la mayor parte de la tenencia de la tierra es propiedad privada y/o comunal.

Aunque la fragmentación del paisaje afecta en general a la dispersión de la fauna, cuando esta es debida a la construcción de rutas de comunicación, su efecto no aparenta ser tan severo en animales voladores, (Greenwald et al., 2017) que representan a la mayoría de los organismos polinizadores y dispersores de germoplasma en el BTC. Sin embargo, el problema de la fragmentación del paisaje se produce no solo por la presencia de estas vías de comunicación, sino también por el aumento y propagación de los asentamientos humanos, el tráfico de vehículos y otras actividades humanas (Rorabaugh et al., 2020). Todos estos factores resaltan los desafíos que enfrenta este estudio para identificar corredores que tienen funcionalidad potencial. Por ejemplo, entre los grupos de fragmentos identificados se encuentran vías de comunicación de diferentes tipos (aceras y carreteras federales, e incluso una carretera), que, si bien aún permiten un cierto grado de competitividad funcional, representan un riesgo para la fauna (Onorato et al., 2007). Finalmente, Haddad et al. (2014) señalan la existencia de efectos adversos en las redes de corredores, ya que a pesar de la utilidad reconocida de estos, aún existen dudas sobre algunos efectos negativos, como

la expansión o impacto de especies antagonistas (por ejemplo: depredadores y patógenos), la promoción de efectos de borde negativos, el aumento de la invasión de especies exóticas, aumento de las perturbaciones no deseadas, como incendios o sincronía poblacional.

CONCLUSIONES.

Los numerosos corredores potenciales entre muchos de los fragmentos identificados se pierden de forma dramática y preocupante, hasta en un 80%, cuando se incluye la matriz de actividades humanas que los rodea (González-Insuasti & Caballero, 2007; Blancas et al., 2010; Vallejo et al. 2019). Sin embargo, los corredores que permanecen después de aplicar tanto el MDE como la cobertura cultural como capas de resistencia aún pueden jugar un papel crucial en la conectividad del paisaje entre los fragmentos del BTC, y eso permitirá la persistencia de las poblaciones, pues dichos corredores también pueden estar asociados a varias de las otras 19 asociaciones vegetales de clima seco, como los bosques de cactus gigantes, matorral xerófito, etc., descritos por Valiente-Banuet et al (2000, 2017), con las cuales el BTC comparte algunas especies, y por lo tanto, podrían mantener una estructura de corredores biológicos más amplia que la mostrada solo para el BTC, que permitiría mantener una conectividad en el paisaje más robusto para el VTC y la misma reserva de biosfera del VTC.

A conocimiento del autor, este estudio es el primero en identificar y evaluar la conectividad biológica entre una de las diferentes asociaciones vegetales del VTC. El principal hallazgo obtenido es que existe un número significativo de fragmentos de hábitat de alta calidad, agregados en grupos no tan claramente definidos, distribuidos a lo largo del VTC, la mayoría de ellos lo suficientemente grandes como para albergar potencialmente individuos reproductivos de numerosas especies, tanto de flora como de fauna, como parte de esa asociación vegetal.

Se considera que este enfoque podría replicarse para comprender el estado de conectividad de otras asociaciones vegetales, aportando información importante en los ejercicios de planificación y los esfuerzos de conservación en sitios prioritarios, donde haya una mejor conservación del paisaje y

exista una mayor probabilidad de que las poblaciones y los principales servicios ecosistémicos sean viables.

BIBLIOGRAFÍA CITADA.

Amos, J. N., Bennett, A. F., Mac Nally, R., Newell, G., Pavlova, A., Radford, J. Q., Thomson, J. R. White, M., Sunnucks, P. (2012) Predicting landscape-genetic consequences of habitat loss, fragmentation and mobility for multiple species of woodland birds. *PloS ONE* **7(2)**: e3088.

Anděl, P., Andreas, M., Bláhová, A., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Mináriková, T., Romportl, D., Martin, S. (2010). Protection of Landscape Connectivity for Large Mammals. In: Anděl P, Mináriková T, Andreas M. (eds.) *Evaluation of Migration Permeability of the Landscape for Large Mammals and Proposal of Protection and Optimisation Measures*. Ministry of the Environment of the Czech Republic. Evernia, Liberec, 134

Andren, H. (1997). Habitat fragmentation and changes in biodiversity. *Ecol. Bull.* 46: 171–181.

Arriaga Cabrera L., Aguilar, V., Espinoza, J. M. (2009). Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. En: *Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Mexico: CONABIO, pp. 433-457.

Atwood, T.C., Young, J.K., Beckmann, J.P., Breck, S.W., Fike, J., Rhodes, O.E. Jr, Bristow, K.D. (2011) Modeling connectivity of black bears in a desert sky island archipelago. *Biological Conservation*. 144: 2851–2862.

Auerbach, M., Shmida, A. (1993). Vegetation change along an altitudinal gradient on Mt Hermon, Israel-no evidence for discrete communities. *Journal of Ecology*. DOI:10.2307/2261221.

Bastille-Rousseau, G., Wittemyer, G. (2021). Characterizing the landscape of movement to identify critical wildlife habitat and corridors. *Conservation Biology* 35(1): 346–359. DOI:10.1111/cobi.13519

Beier, P., Majka, D., Jenness, J. (2007). Conceptual steps for designing wildlife corridors. <http://www.corridordesign.org/>. Accessed 1 Oct 2020.

Beier, P., Majka, D.R., Spencer, W.D. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22: 836–851.

Beier, P., Noss, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*. 12(6): 1241-1252.

Berger, J. (2004). The Last Mile: How to Sustain Long-Distance Migration in Mammals. *Conservation Biology*. 18(2): 320-331. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00548.x>

Berlanga, H., Kennedy, J.A., Rich, T.D., Arizmendi, M.C., Beardmore, C.J., Blancher, P.J., Butcher, G.S., Couturier, A.R., Dayer, A.A., Demarest, D.W., Easton, W.E., Gustafson, M., Iñigo-Elias, E., Krebs, E.A., Panjabi, A.O., Rodríguez Contreras, V., Rosenberg, K.V., Ruth, J.M., Santana Castellón, E., Vidal, R.M., Will, T. (2010). Conservando a nuestras aves compartidas: La visión trinacional de Compañeros en Vuelo para la conservación de las aves terrestres. Ithaca, NY: *Cornell Lab of Ornithology*.

Blancas, J., Casas, A., Rangel-Landa, S., Moreno-Calles, A., Torres, I., Pérez-Negrón, E., Solís, L., Delgado-Lemus, A., Parra, F., Arellanes, Y., Caballero, J., Cortés, L., Lira, R., Dávila, P. (2010). Plant Management in the Tehuacan-Cuicatlan Valley, Mexico. *Economic Botany* 64: 287-302. DOI: <http://doi.org/10.1007/s12231-010-9133-0>

Blancas, J., Casas, A., Pérez-Salicrup, D., Caballero, J., Vega, E. (2013). Ecological and socio-cultural factors influencing plant management in Náhuatl communities of the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 9. DOI: <http://doi.org/10.1186/1746-4269-9-39>

Blancas, J., Casas, A., Moreno-Calles, A.I., Caballero, J. (2016). Cultural motives of plants management and domestication. In: Lira R, Casas A, Blancas J. *Ethnobotany of Mexico. Interactions of People and Plants in 38olf38rio38ca*. New York: Springer, pp. 233-256. ISBN: 978-1-4614-6668-0

Botello, F., Villaseñor, E., Guevara, L., Méndez, Á., Cortés, A., Iglesias, J. (2013). Registros notables del zorrillo manchado (*Spilogale angustifrons*) y del jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*. 84(2): 713-717.

Brown, W.M., Parsons, D.R. (2001). Restoring the Mexican gray 38olf to the mountains of the Southwest. In: Maehr DS, Noss RF, Larkin JL (eds) Large mammal restoration, ecological and sociological challenges in the 21st Century. Washington: *Island Press*.

Cardel, Y., Rico Gray, V., García Franco, J.J., Thien, L.B. (1997). Ecological status of *Beaucarnea gracilis*, an endemic species of the semiarid Tehuacán Valley, México. *Conservation Biology* 11(2): 367-374.

Carroll, C., Phillips, M.K., Lopez-Gonzalez, C.A., Schumaker, N.H. (2006). Defining recovery goals and strategies for endangered species: the 39olf as a case study. *Bioscience*. 56: 25–37.

Carroll, C., McRae, B., Brookes, A. (2012). Use of linkage mapping and centrality analysis across habitat gradients to conserve connectivity of gray 39olf populations in western North America. *Conservation Biology*. 26: 78–87. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01753.x

Carroll, C., Fredrickson, R.J., Lacy, R.C. (2014). Developing metapopulation connectivity 39olf39rio from genetic and habitat data to recover the endangered Mexican 39olf. *Conservation Biology*. 28: 76–86.

Casas, A., Valiente-Banuet, A., Viveros, J. L., Caballero, J., Cortés, L., Dávila, P., Lira, R., Rodríguez, I. (2001). Plants resources of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Economic Botany*. 55(1):129-166.

Casas, A., Caballero, J., Mapes, C., Zárate, S. (1997). Manejo de la Vegetación, domesticación de plantas y origen de la agricultura en Mesoamérica. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 61: 31-47.

Casas, A., Parra, F., Rangel, S., Guillén, S., Blancas, J., Figueredo, C.J. (2015). Evolutionary ecology and ethnobiology. En: Albuquerque, UP, Medeirosy P, Casas A. (Eds.). *Evolutionary ethnobiology*. Netherlands: Springer. pp. 37-57.

Casas, A., Parra, F., Blancas, J., Rangel-Landa, S., Vallejo, M., Figueredo, C.J., Moreno Calles, A.I. (2016). Origen de la domesticación y la agricultura: cómo y por qué. En: Casas A., J. Torres-Guevara y F. Parra-Rondinel (eds.). *Domesticación en el continente americano*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Casas, A., Rangel-Landa, S., Torres-García, I., Pérez-Negrón, E., Solís, L., Parra, F., Delgado, A., Blancas, J., Farfán-Heredia, B., Moreno-Calles, A.I. (2008). In situ management and conservation of plant resources in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico: An ethnobotanical and ecological perspective. En: De Albuquerque U.P., Alves-Ramos M. (eds). *Current topics in ethnobotany*. Kerala: Research Sigpost

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO]. (2009). *Informe de actividades, enero 2007 a julio 2009*. Autor.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], The Nature Conservancy – Programa México [TNC-Pronatura] y Facultad de Ciencias Forestales – Universidad Autónoma de Nuevo León [FCF-UANL]. (2007^a). *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies*. Autor.

Crooks, K. R., Sanjayan, M. A. (2006) Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature. In: Crooks, K.R. and Sanjayan, M., (Eds.) *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, 1-20. <http://dx.doi.org/10.1017/cbo9780511754821.001>.

Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C.A., Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *THERYA*. 6(2): 435-448.

Cushman, S. A., McRae, B., Adriaensen, F., Beier, P., Shirley, M., Zeller, K. (2013). Biological corridors and connectivity. En: Macdonald, D. W., Willis, K. J. (Eds.) *Key Topics in Conservation Biology 2*. (pp. 384-404). UK: *John Wiley & Sons, Ltd*.

Dávila, P., Arizmendi, M. del C., Valiente-Banuet, A., Villaseñor, J. L., Casas, A., Lira, R. (2002). Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, México. *Biodiversity & Conservation* **11**: 421–442. DOI: 10.1023/A:1014888822920

Dickson, B.G., Roemer, G.W., McRae, B.H., Rundall, J.M. (2013). Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the southwestern United States. *PloS ONE*. 8(12): e81898.

Dutta, T., Sharma, S., Roy, P.S., McRae, B., DeFries, R. (2016). Connecting the dots: mapping habitat connectivity for tigers in central India. *Regional Environmental Change* 16: 53–67.

Encino-Ruiz, L., Lindig-Cisneros, R., Gómez-Romero, M., Blanco-García, A. (2013). Desempeño de tres especies arbóreas del Bosque Tropical Caducifolio en un ensayo de restauración ecológica. *Botanical Sciences*. 91(1): 107-114.

Environmental Systems Research Institute [ESRI]. (2011). ArcGIS desktop: release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands

Fahrig, L (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* **34**: 487–515.

Farías, V., Téllez, O., Botello, F., Hernández, O., Berruecos, J., Saúl, J., Olivares, J., Hernández, C. (2015). Primeros registros de 4 especies de felinos en el sur de Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 86(4): 1065-1071. DOI:10.1016/j.rmb.2015.06.014.

Fahrig, L., Merriam, G. (1994). Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology* 8: 50-59. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010050.x>.

Fahrig, L. (2022). Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications*. 12(2): 346-353. DOI:10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2

Freeman, B., Roehrdanz, P.R., Peterson, A.T. (2019). Modeling endangered mammal species distributions and forest connectivity across the humid upper Guinea lowland rainforest of west Africa. *Biodiversity Conservation*. 28: 671–685.

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Ciudad de México: *Instituto de Geografía*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Gustafson, E.J., Gardner, R.H. (1996). The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* **77**: 94–107.

Gaston, K.J., Pressey, R.L., Margules, C.R. (2002). Persistence and vulnerability: Retaining biodiversity in the landscape and in protected areas. *Journal of Biosciences* (suppl. 2) 27: 361-384.

González-Insuasti, M.S., Caballero, J. (2007). Managing Plant Resources: How Intensive Can it be?. *Human Ecology*. 35:3 03–314. DOI 10.1007/s10745-006-9063-8.

González-Saucedo, Z.Y., López-González, C. (2011). Functional connectivity for pumas (*Puma concolor*) in central Mexico. In: *Proceedings of the 10th Mountain Lion Workshop, cougars: conservation, connectivity and population management*. Williams J, Robinson H, Sweanor L, (eds.). Western Association of Fish and Wildlife Agencies, Bozeman. p. 146-168.

González-Saucedo, Z.Y., González-Bernal, A., Martínez-Meyer, E. (2021). Identifying priority areas for landscape connectivity for three large carnivores in northwestern Mexico and

southwestern United States. *Landscape Ecology*. 36: 877–896. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01185-4>.

González-Bernal, E., Brown, G.P., Cabrera-Guzmán, E., Shine, R. (2011). Foraging tactics of an ambush predator: the effects of substrate attribute on pray availability and predator feeding success. *Behavioral Ecology & Sociobiology*. 65: 1367-1375.

González-García, F., Pérez-Solano, L.A., Ramírez-Bravo, O. E., Mandujano, S., Ramírez-Julián R., Reyes Macedo, G., Salazar-Torres, J.M., Guillén-Servent, A. (2012). Localidades adicionales en la distribución geográfica de la pava cojolita (*Penelope purpurascens*) en Puebla y Oaxaca, México. Huitzil. *Revista Mexicana de Ornitología*. 13(1): 61.

Greenwald, N., Segee, B., Curry, T., Bradley, C. (2017). A wall in the wild. The disastrous impacts of Trump's border wall on wildlife. *Center for Biological Diversity*. <https://www.biologicaldiversity.org>. Accessed 15 May 2020.

Goodwin, B. J. (2003). Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*. 18: 687-699.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Damschen, E.I., Evans, D.M., Johnson, B.L., Levey, D.J., Orrock, J.L., Resasco, J., Sullivan, L.L., Tewksbury, J.J., Wagner, S.A., Weldon, A.J. (2014). Potential negative ecological effects of corridors. *Conservation Biology*. 28: 1178–1187.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, M. R., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., Melbourne, B. A., Nicholls, A. O., Orrock, J. L., Song, D. X., Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Applied Ecology*. 1(2): e1500052. Recuperado de <https://www.science.org/doi/epdf/10.1126/sciadv.1500052> el 3 de agosto del 2022.

Hanski, I. (1999). Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos*. 77: 209-219.

Hardesty, B.D., Hubbell, S.P., Bermingham, E. (2006). Genetic evidence of frequent long-distance recruitment in a vertebrate-dispersed tree. *Ecology Letters*. 9(5): 516-25. DOI:10.1111/j.1461-0248.2006.00897.x

Hernández-Moreno, M.M., Téllez, V.O., Martínez-Meyer, E., Islas-Saldaña, L.A., Salazar-Rojas, V.M., Macías-Cuéllar, H. (2020). Distribución de la cobertura vegetal y del uso del terreno del municipio de Zapotitlán, Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 92(2021): e923649.

Hewitt, D.G., Doan-Crider, D. (2008). Metapopulations, food and people: bear management in northern Mexico. In: Fulbright, T.E., Hewitt, D.G. (eds) *Wildlife science: linking ecological theory and management applications*. CRC Press, Boca Raton, pp 165–181.

Hilty, J., Keeley, A.T.H., Lidicker, W., Merenlender, A. (2019). Corridor ecology: linking landscapes for biodiversity conservation and climate adaptation, 2da edición. *Island Press*, Washington.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. [IPBES] (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T. (eds). IPBES Secretariat, Bonn, Germany. <https://ipbes.net/globalassessment>. Recuperado el 12 de mayo del 2021.

Jaramillo, L.V., González, M.F. (1983). Análisis de la vegetación arbórea de la Provincia florística Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 45: 49-64. DOI: 10.17129/botsci.1298.

Kaiser-Bunbury, C. N., Mougai, J., Whittington, A. E., Valentin, T., Gabriel, R., Olesen, J. M., Blüthgen, N. (2017). Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*. 542 (7640): 223-227.

Kimberley, A., Hooftman, D., Bullock, J.M., Honnay, O., Krickl, P., Lindgren, J., Plue, J., Poschlod, P., Traveset, A., Sara, A., Cousins, O. (2021). Functional rather than structural connectivity explains grassland plant diversity patterns following landscape scale habitat loss. *Landscape Ecology*. 36: 265–280. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01138-x>

Kindlmann, P., Burel, F. (2008). Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*. 23: 879–890.

Knight, J., Lunetta, R. (2003). An experimental assessment of minimum mapping unit size. *Environmental Science*. DOI:10.1109/TGRS.2003.816587.

Kuefler, D., Hudgens, B., Haddad, N.M., Morris, W.F., Thurgate, N. (2010). The conflicting role of matrix habitats as conduits and barriers for dispersal. *Ecology*. 91: 944–950.

Lara-Díaz, N.E., Coronel-Arellano, H., González-Bernal, A., Gutiérrez-González, C. A., López-González, C. (2011). Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. *Therya*. 2(2): 125-137. DOI: 10.12933/therya-11-3

LaRue, M.A., Nielsen, C.K. (2008). Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecol Model*. 212: 372–381

Lawler, J.J., White, D., Sifneos, J.C., Master, L. L. (2003). Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology*. 17: 875-882.

Levey, D.J., Bolker, B.M., Tewksbury, J.J., Sargent, S., Haddad, N.M. (2005). Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science*. 309(5731): 146–148.

López, H.F., Palacios, S.M.A. (2000). Distintos modelos de dependencia espacial. Análisis de autocorrelación. *Anales de Economía Aplicada*. Universidad Politécnica de Cartagena.

Maass, M., Búrquez, A., Trejo, I., Valenzuela, D., González, M. A., Rodríguez, M., Arias, H. (2010). Amenazas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Bezaury Creel, J., Dirzo, R. (Eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*. Pp. 321-348. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica/ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

MacNeish, R.S. (1967). A summary of the subsistence. En: Byers, D.S. Ed. *The Prehistory of the Tehuacan Valley. Volume one: Environment and subsistence*. University of Texas Press. Austin, 290-331.

Mandujano, S., López, T.E., Pérez-Solano, E. (2018). Mamíferos medianos y grandes asociados al bosque tropical seco del centro de México. *Revista de Biología Tropical*. 66(3): 1232-1243.

Margules, C., Sarkar, S. (2009). *Planeación Sistemática de la Conservación*. UNAM y CONABIO, Mexico.

Martínez-Bernal, A., Vasquez-Velasco, B., Ramírez-Arriaga, E., Zárate-Hernández, M. del R., Martínez-Hernández, E., Téllez-Valdés, O. (2021). Composition, structure and diversity of tree and shrub strata in a tropical deciduous forest at Tehuacán Valley, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 92 (2021): e923713.

McRae, B.H., Beier, P. (2007). Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *PNAS*. 104(5): 19885-19890. www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0706568104.

McRae, B. H. (2012). Pinchpoint mapper connectivity analysis software. *The Nature Conservancy*. <https://circuitscape.org/linkagemapper>. Consultado el 9 de junio de 2019.

McRae B. H., Beier, P., Dewald, L. E., Huynh, L. Y., Keim, P. (2005). Habitat barriers limit gene flow and illuminate historical events in a wide-ranging carnivore, the American puma. *Mol Ecol*. 14: 1965–1977.

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

McRae B. H., Kavanagh, D. (2011). Linkage mapper connectivity analysis software. *The Nature Conservancy*. <https://circuitscape.org/linkagemapper>. Consultado el 5 de mayo de 2019.

Matlack, G. R., Leu, N. A. (2007). Persistence of dispersal-limited species in structured Dynamic landscapes. *Ecosystems*. 10: 1287-1298.

Matter, S. F., Roslin, T., Roland, J. (2005). Predicting immigration of two species in contrasting landscapes: effects of scale, patch size and isolation. *Oikos*. 111(2): 359–367.

Meave, J. A., Romero-Romero, M. A., Salas-Morales, S. H., Pérez-García, E. A., Gallardo-Cruz, J. A. (2012). Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas*. 21(1-2): 85-100.

Meir, E., Kareiva, P. M. (1998). Contributions of spatially explicit landscape models to conservation biology. In: Fiedler, P. L., Kareiva, P. M. (eds) *Conservation biology*. Springer, Boston, pp 497–507

Méndez-Larios, I., Villaseñor, J. L., Lira, R., Morrone, J. J., Ortiz, E. (2005). Toward the identification of a core zone in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico, based on parsimony analysis of endemism of flowering plant species. *Interciencia*. 30(5): 267-274.

Mimet, A., Houet, T., Julliard, R., Simon, L. (2013). Assessing functional connectivity: a landscape approach for handling multiple ecological requirements. *Methods in Ecology and Evolution*. 2013(4): 453–463.

Miranda, F., Hernández X., E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 28: 29-179.

Morales-Delgado, L. M., Farías-González, V., Téllez-Valdés, O. (2021). Distribución potencial de *Leopardus wiedii* en las áreas naturales protegidas de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 92: e923322. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3322>.

Moreno-Calles, A. I. (2010). Sistemas agroforestales y manejo de la biodiversidad: el caso de las zonas áridas del valle de Tehuacán. Tesis doctoral. Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, 115 pp.

Moreno-Calles, A. I., Casas, A. (2010a). Agroforestry systems: Perspectives for restoration of semiarid zones of the Tehuacán Valley, Central Mexico. *Ecological Restoration*. 28:361-368.

Moreno-Calles, A. I., Casas, A., Blancas, J., Torres, I., Masera, O., Caballero, J., García-Barrios, L., Pérez-Negrón, E., Rangel-Landa, S. (2010b.) Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: The case of the Tehuacán Valley, Central México. *Agroforestry Systems*. 80: 315-331.

Moreno-Calles, A. I., Casas, A., García-Frapolli, E., Torres-García, I. (2012). Traditional agroforestry systems of multi-crop "milpa" and "chichipera" cactus forest in the arid Tehuacan Valley, Mexico: Their management and role in people's subsistence. *Agroforestry Systems*. 84: 207-226.

Moreno-Calles, A. I., Toledo, V. M., Casas, A. (2013). Los Sistemas Agroforestales Tradicionales de México: Una aproximación biocultural. *Botanical Sciences*. 91(4): 375-398

Núñez, T. A., Lawler, J. J., McRae, B. H., Pierce, D. J., Krosby, M. B., Kavanagh, D. M., Singleton, P. H., Tewksbury, J. J. (2013). Connectivity Planning to Address Climate Change. *Conservation Biology*. 00:1-10. DOI: 10.1111/cobi.1201.

Ornelas, J. F., Ordano, M., Hernández, A., López, J. C., Mendoza, L., Perroni, Y. (2002). Nectar oasis produced by *Agave marmorata* Roezl. (Agavaceae) lead to spatial and temporal segregation among nectarivores in the Tehuacán Valley, México. *Journal of Arid Environments*. 52: 37–51. doi:10.1006/jare.2002.0971.

Ortiz-Pulido, R., S. A. Díaz, O. I. Valle-Díaz, A. D. Fisher. (2012). Hummingbirds and the plants they visit in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 152–163.

Pérez-Solano, L. A., Mandujano, S., Contreras-Moreno, F., Salazar-Torres, J. M. (2012). Primeros registros del temazate rojo Mazama temama en áreas aledañas a la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Revista Mexicana De Biodiversidad*. 83: 875-87

Pérez-Valladares, C. X., Velázquez, A., Moreno-Calles. A. I., Mas, J. F., Torres-García, I., Casas, A., Rangel-Landa, S., Blancas, J., Vallejo, M., Téllez-Valdés, O. (2019). An expert knowledge approach for mapping vegetation cover based upon free access cartographic data: the Tehuacan-Cuicatlan Valley, Central Mexico. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01723-w>

Onorato, D. P., Hellgren, E. C., Van Den Bussche, R. A., Doan-Crider, D.L., Skiles, J.R. (2007). Genetic structure of American black bears in the desert Southwest of North America: conservation implications for recolonization. *Conservation Genetics*. 8: 565-576.

Ornelas, J. F., Ordano, M., Hernández, A., López, J. C., Mendoza, L., Perroni, Y. (2002). Nectar oasis produced by *Agave marmorata* Roetzl. (Agavaceae) lead to spatial and temporal segregation among nectarivores in the Tehuacán Valley, México. *Journal of Arid Environments*. 52(1): 37-51.

Pelletier, D., Clark, M., Anderson, M. G., Rayfield, B., Wulder, M. A., Cardille, J. A. (2014) Applying circuit theory for corridor expansion and management at regional scales: tiling, pinch points, and omnidirectional connectivity. *PLoS ONE*. 9(1): e84135

Presley, S. J., Cisneros, L. M., Klingbeil, B. T., Willig, M. R. (2019). Landscape ecology of mammals. *Journal of Mammalogy*. 100(3): 1044–1068. DOI:10.1093/jmammal/gyy169.

Priego-Santander, A. G., Campos, M., Bocco, G., Ramírez-Sánchez, L. G. (2013). Relationship between landscape heterogeneity and plant species richness in the Mexican Pacific coast. *Applied Geography*. 40: 171-178.

Puko, B. T. (2020). The environmental battle over the Mexican border wall. *The Wall Street Journal*. Recuperado de <https://www.wsj.com/articles/the-environmental-battle-over-the-mexican-border-wall-11581625154> el 15 de febrero de 2020.

Pullinger, M. G., Johnson, C. J. (2010). Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology*. 25:1547–1560.

Ramírez-Pulido, J., Arroyo, J. C., Castro, A. C. (2005). Estado Actual y Relación Nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana*. 21(1): 21-82.

Ramírez-Pulido, J., Martínez, J. V. (2006). Diversidad de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla- Oaxaca, México. México: Informe presentado a la SEMARNAT. Dirección General de Vida Silvestre.

Ray, J., Redford, K. H., Steneck, R., Berger, J. (2005) Large carnivores and the conservation of biodiversity. *Island Press*, Washington

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, Ch. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D.W., Wallach, A. D., Wirsing, A. J. (2014). Status and Ecological Effects of the World’s Largest Carnivores. *Science*. 343(6167). DOI: 10.1126/science.1241484.

Rivera-Ortíz, F. A., Oyama, K., Ríos-Muñoz, C. A., Solórzano, S., Navarro-Sigüenza, A. G., Arizmendi, M. C. (2013). Habitat characterization and modeling of the potential distribution of the Military Macaw (*Ara militaris*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84: 1200-1215. DOI: 10.7550/rmb.34953

Rojas Martínez, A. E., Valiente, B. A. (1996). Análisis comparativo de la quiropterofauna del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca. *Acta Zoológica Mexicana N.S.* 67: 1-23. <https://doi.org/10.21829/azm.1996.67671754>.

Rorabaugh, J. C., Schipper, J., Avila-Villegas, S., Lambertson-Moreno, J. A., Flood, T. (2020). Ecology of an ocelot population at the northern edge of the species' distribution in northern Sonora, Mexico *PeerJ*. 8: e8414.

Rothley, K. (2005) Finding and filling the “cracks” in resistance surfaces for least-cost modeling. *Ecol Soc.* 10(1): 4.

Rzedowski, J. (1978). La Vegetación de México. *Limusa Wiley*. México.

Sharma, L. K., Mukherjee, T., Saren, P. C., Chandra, K. (2019). Identifying suitable habitat and corridors for Indian grey wolf (*Canis lupus pallipes*) in Chotta Nagpur Plateau and Lower Gangetic Planes: a species with differential management needs. *PLoS ONE*. 14(4): e0215019.

Schumaker, N. H. (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*. 77(4): 1210-1225.

Singleton, P. H., Lehmkuhl, J. F. (2001) Using weighted distance and least-cost corridor analysis to evaluate regional-scale large carnivore habitat connectivity in Washington. In: Irwin CL, Garrett P, McDermott KP (eds) *Proceedings of the 2001 international conference on ecology and*

transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp 583–594.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*. 68(3): 571–573.

Taylor, D. P., Fahrig, L., With, K., (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. In: Crooks KR, Sanjayan M (eds) *Conservation biology*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 29–43.

Treves, A., Karanth, K. K. (2003). Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*. 17: 1491-1499.

Ortiz-Torres, E., López, P. A., Gil-Muñoz, A., Guerrero-Rodríguez, J. de D., López-Sánchez, H., Taboada-Gaytán, O. R., Hernández-Guzmán, J. A., Valadez-Ramírez, R. (2013). Rendimiento y calidad de elote en poblaciones nativas de maíz de Tehuacán, Puebla. *Rev. Chapingo Ser. Hortic*. 19(2): 225-238. <https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2012.02.006>.

Ulloa, U. C., Acevedo-Rodríguez, P., Beck, S., Belgrano, M. J., Bernal, R., Berry, P. E., Brako, L., Celis, M., Davidse, G., Forzza, R. C., Gradstein, S. R., Hokche, O., León, B., León-Yáñez, S., Magill, R. E., Neill, D. A., Nee, M., Raven, P. H., Stimmel, H., Strong, M. T., Villaseñor, J. L., Zarucchi, J. L., Zuloaga, F. O., Jørgensen, P. M. (2017). An integrated assessment of the vascular plant species of the Americas. *Science*. 358: 1614–1617. DOI: 10.1126/science.aao03.

Urban, D., Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*. 82: 1205-1218.

Valiente-Banuet, A., Rojas-Martínez, A., Casas, A., Arizmendi, M. C., Dávila, P. (1997). Pollination biology of two winter-blooming giant columnar cacti in the Tehuacán Valley, central México. *Journal of Arid Environments*. 37: 331–341

Valiente-Banuet, A. (1998). Polinización biótica y dispersión de semillas de cactáceas columnares en el Valle de Tehuacán, Puebla. Universidad Nacional Autónoma de México. *Instituto de Ecología*. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. G017. México D. F.

Valiente-Banuet, A. (2002). Vulnerabilidad de los sistemas de polinización de cactáceas columnares de México. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75: 99-104.

Valiente-Banuet, A., Dávila, P., Arizmendi, M. del C., Rojas-Martínez, A., Casas, A. (1995). Bases ecológicas del desarrollo sustentable en zonas áridas: El caso de los bosques de cactáceas columnares en el Valle de Tehuacán y Baja California Sur, México. IV Curso sobre desertificación y desarrollo sustentable en América Latina y el Caribe. 21 agosto al 15 de septiembre de 1995. Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas. Montecillo, Estado de México. 20-36 pp.

Valiente-Banuet, A., Casas, A., Alcántara, A., Dávila, P., Flores-Hernández, N., Arizmendi, M. del C., Villaseñor, J. L., Ortega J. (2000). La vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 67: 24-74.

Valiente-Banuet, A., Solís, L., Dávila, P., Arizmendi, M. del C., Silva Pereyra, C., Ortega-Ramírez, J., Treviño Carreón, J., Rangel-Landa, S., Casas, A. (2009). Guía de la Vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Primera edición. México.

Vallejo, M., Casas, A., Pérez-Negrón, E., Moreno-Calles, A. I., Hernández-Ordoñez, O., Tellez, O., Dávila, P. (2015). Agroforestry systems of the lowland alluvial valleys of the Tehuacan-Cuicatlan biosphere reserve: an evaluation of their biocultural capacity. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*. 11: 8.

Vallejo-Ramos, M., Moreno-Calles, A. I., Casas, A. 2016a. TEK and biodiversity management in agroforestry systems of different socio-ecological contexts of the Tehuacan Valley. *Journal of ethnobiology and ethnomedicine*. 12: 31.

Vallejo, M., Casas, A., Moreno-Calles, A. I., Blancas, J. 2016b. Los sistemas agroforestales del Valle de Tehuacán: Una perspectiva regional. En: Moreno-Calles, A. I., Vallejo, M., Casas, A., Toledo, V., (eds.). *La Etnoagroforestería en México*. ENES, IIES, UNAM, México.

Van Wyngaarden, W., Fandino-Lozano, M. (2005). Mapping the actual and original distribution of the ecosystems and the chorological types for conservation planning in Colombia. *Diversity and Distributions*. 11: 461-473.

Vázquez, L., Moya, H., Arizmendi, M. C. (2009). Avifauna de la selva baja caducifolia en la cañada del río Sabino, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80(2): 835-849.

<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2009.002.626>

Vega-Flores, C. N. (2019). Segregación temporal y coexistencia de cuatro felinos simpátricos en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán (Tesis de licenciatura). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Watson, D. M., Doerr, V. A. J., Banks, S. C., Driscoll, D. A., Van Der Ree, R., Doerr, E. D., Sunnucks, P. (2017). Monitoring ecological consequences of efforts to restore landscape-scale connectivity. *Biol Conserv.* 206: 201–209.

Woodroffe, R. (2000). Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation.* 3: 165–173.

ANEXO.

Tabla 1. Lista de familias, número de géneros y especies de plantas vasculares registradas en los fragmentos de BTC.

Familias	géneros	especies
Fabaceae	58	163
Asteraceae	85	154
Poaceae	40	78
Euphorbiaceae	17	64
Cactaceae	19	62
Solanaceae	11	51
Malvaceae	21	43
Apocynaceae	18	39
Acanthaceae	9	33
Lamiaceae	7	32
Verbenaceae	11	29
Boraginaceae	10	26
Bromeliaceae	4	26
Fagaceae	1	26
Burseraceae	2	22
Convolvulaceae	5	21
Rubiaceae	7	21
Commelinaceae	7	18
Plantaginaceae	8	16
Amaranthaceae	7	15
Cucurbitaceae	9	13
Orobanchaceae	3	13
Rhamnaceae	6	13
Malpighiaceae	6	12
Pteridaceae	4	12
Anacardiaceae	10	11
Crassulaceae	4	10
Nyctaginaceae	6	10
Orchidaceae	10	10
29 primeras	405	1043
109 restantes	202	314

Tabla 2. Lista de familias, número de géneros y especies de fauna presentes en los fragmentos de BTC.

Familias	Géneros	especies
Phyllostomidae	9	16
Cricetidae	6	13
Colubridae	6	6
Phrynosomatidae	3	5
Felidae	4	4
Hylidae	3	3
Mormoopidae	2	3
Pottiaceae	3	3
Ranidae	1	3
Teiidae	1	3
Vespertilionidae	2	3
Mephitidae	3	3
Accipitridae	3	3
Bufo	2	2
Canidae	2	2
Didelphidae	1	2
Heteromyidae	2	2
Iguanidae	2	2
Molossidae	2	2
Procyonidae	2	2
Cathartidae	2	2
Anguillidae	1	1

Boidae	1	1
Cervidae	1	1
Corytophanidae	1	1
Craugastoridae	1	1
Dactyloidae	1	1
Dasypodidae	1	1
Dipsadidae	1	1
Emballorunidae	1	1
Gekkonidae	1	1
Kinosternidae	1	1
Leporidae	1	1
Muridae	1	1
Phyllodactylidae	1	1
Psittacidae	1	1
Scaphiopodidae	1	1
Scincidae	1	1
Soricidae	1	1
Tayassuidae	1	1
Typhlopidae	1	1
Mustelidae	1	1
Sciuridae	1	1
Cracidae	1	1
Totales	84	107