



Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Instituto de Ciencias



Posgrado en Ciencias Ambientales

“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

“El valor ecológico como instrumento para la caracterización ambiental de las zonas naturales: El caso de la Sierra Norte de Puebla”

Tesis para obtener el título de:

Maestro en Ciencias Ambientales

Presenta:

Roberto Zúñiga Mora

Director: Dr. Jenaro Reyes Matamoros

Co-Director: Dr. Marco Antonio Mora Ramírez

Noviembre 2025



Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

Instituto de Ciencias



Posgrado en Ciencias Ambientales

“La tierra no es de nosotros, nosotros somos de la tierra”

“El valor ecológico como instrumento para la caracterización ambiental de las zonas naturales: El caso de la Sierra Norte de Puebla”

Tesis para obtener el título de:

Maestro en Ciencias Ambientales

Presenta:

Roberto Zúñiga Mora

Comité tutorial:

Director	Dr. Jenaro Reyes Matamoros
Co-director	Dr. Marco Antonio Mora Ramírez
Tutora	Dra. Gladys Linares Fleites
Integrante	Dra. Sonia Emilia Silva Gómez
Integrante	Dr. Ricardo Darío Peña Moreno

CONTENIDO

LISTA DE CUADROS	V
LISTA DE FIGURAS	VI
RESUMEN	VII
ABSTRACT	VIII
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Introducción	1
1.2. Justificación	3
1.3. Objetivo general.....	4
1.3.1. Objetivos particulares	5
1.4. Planteamiento del problema	5
1.5. Hipótesis	7
CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO	8
2.1. Definición y enfoque del valor ecológico	8
2.2. Conceptos de fragmentación.....	10
2.3. Principios de conectividad ecológica	12
2.4. Factores que influyen en la vulnerabilidad ecológica	13
2.5. Importancia de la biodiversidad.....	15
2.6. Bases de la resiliencia ecológica.....	17
CAPÍTULO 3. ZONA DE ESTUDIO.....	20

3.1. Descripción geográfica y ecológica	20
3.2. Importancia.....	21
3.3. Delimitación.....	22
3.4. Presiones antropogénicas	28
CAPÍTULO 4. MARCO METODOLÓGICO.....	30
4.1. Enfoque y diseño.....	30
4.2. Metodología.....	31
4.2.1. Fragmentación del paisaje	34
4.2.2. Conectividad del paisaje.....	36
4.2.3. Biodiversidad.....	38
4.2.4. Vulnerabilidad.....	41
4.2.5. Resiliencia	43
4.2.6. Cálculo del valor ecológico	45
CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
5.1. Análisis de patrones de fragmentación	48
5.2. Evaluación de la conectividad del paisaje	51
5.3. Identificación de áreas con vulnerabilidad.....	54
5.4. Distribución de la biodiversidad en la región	56
5.5. Niveles de resiliencia en el área de estudio	58
5.6. Síntesis del valor ecológico	60

5.7. Análisis comparativo del valor ecológico por municipio.....	63
5.8. Integración de resultados	66
CAPÍTULO 6. VALOR ECOLÓGICO EN EL ANÁLISIS TERRITORIAL.....	76
6.1. Relación entre el valor ecológico y la caracterización ambiental.....	76
6.2. Valor ecológico y pueblos mágicos	79
6.3. Pobreza y valor ecológico	84
6.4. Marginación y valor ecológico	87
6.5. Seguridad y valor ecológico	90
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES.....	97
7.1. Perspectiva.....	97
7.2. Conclusiones.....	100
CAPÍTULO 8. BIBLIOGRAFÍA.....	105
CAPÍTULO 9. ANEXO.....	122
Anexo 1. Especies consideradas para el análisis de biodiversidad.....	122
Anexo 2. Especies consideradas para el análisis de vulnerabilidad.....	123

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Listado de Municipios de la Sierra Norte de Puebla	25
Cuadro 2. Enfoque y diseño metodológico.....	31
Cuadro 3. Resumen metodológico	46
Cuadro 4. Valor ecológico por municipio	63
Cuadro 5. Valor ecológico de los pueblos mágicos pertenecientes a la Sierra Norte de Puebla	80
Cuadro 6. Municipios de la Sierra Norte de Puebla con mayor porcentaje de pobreza	85
Cuadro 7. Municipios en la Sierra Norte de Puebla con grado de marginación “muy alto”	89
Cuadro 8. Valor ecológico e incidencia delictiva en la Sierra Norte de Puebla	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zona de estudio.....	23
Figura 2. Municipios de la Sierra Norte de Puebla	24
Figura 3. Uso de suelo y vegetación de la Sierra Norte de Puebla	27
Figura 4. Diagrama para la determinación del VE.....	32
Figura 5. Niveles de Fragmentación.....	48
Figura 6. Mapa de Fragmentación en la Sierra Norte de Puebla	50
Figura 7. Mapa de la Conectividad en la Sierra Norte de Puebla.....	53
Figura 8. Mapa de Vulnerabilidad en la Sierra Norte de Puebla.....	55
Figura 9. Mapa de biodiversidad en la Sierra Norte de Puebla	57
Figura 10. Mapa de resiliencia en la Sierra Norte de Puebla	59
Figura 11. Mapa de valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla	62
Figura 12. Mapa de turismo que muestra Pueblos Mágicos	79
Figura 13. Mapa de población en situación de pobreza	84
Figura 14. Mapa de marginación en el estado de Puebla	88
Figura 15. Mapa de incidencia delictiva en Puebla	91

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue interpretar la distribución del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla, integrando cinco parámetros principales: fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad y resiliencia. El valor ecológico se planteó como un instrumento para caracterizar ambientalmente la región y apoyar la toma de decisiones en conservación y ordenamiento territorial.

La metodología consistió en la utilización de imágenes satelitales Sentinel-2 y MODIS, bases de datos de biodiversidad (GBIF, Enciclovida, UICN) y el empleo de software especializado (QGIS, GUIDOS Toolbox, RStudio y NicheA). Cada variable fue procesada y estandarizada en una escala común y representada en mapas temáticos. Posteriormente, se integraron para generar un mapa de valor ecológico.

Los resultados muestran que el 56 % del área presenta algún grado de fragmentación, mientras que únicamente un 2.3 % permanece intacto. La conectividad se conserva en un 39.6 % de las áreas con vegetación y un 4.4 % se encuentra completamente aislado. La biodiversidad reflejó una alta riqueza de géneros. La vulnerabilidad se concentró en especies endémicas y con categorías de riesgo de acuerdo con la UICN, mientras que la resiliencia evidenció contrastes entre zonas con mayor disponibilidad hídrica y áreas sometidas a presión antrópica.

En conclusión, el valor ecológico obtenido permite identificar municipios prioritarios para la conservación y constituye una herramienta útil para la gestión ambiental de la Sierra Norte de Puebla.

ABSTRACT

The aim of this research was to interpret the spatial distribution of ecological value (EV) in the Sierra Norte de Puebla by integrating five main parameters: fragmentation, connectivity, biodiversity, vulnerability, and resilience. Ecological value was conceived as an instrument to characterize the region environmentally and to support decision-making in conservation and land-use planning.

The methodology involved the use of Sentinel-2 and MODIS satellite imagery, biodiversity databases (GBIF, Enciclovida, IUCN), and specialized software (QGIS, GUIDOS Toolbox, RStudio, and NicheA). Each variable was processed and standardized on a common scale and represented in thematic maps. These were subsequently integrated to generate an ecological value map.

Results show that 56% of the area presents some degree of fragmentation, while only 2.3% remains intact. Connectivity is maintained in 39.6% of vegetated areas, whereas 4.4% is completely isolated. Biodiversity analysis revealed high genus richness. Vulnerability was concentrated in endemic species and those under IUCN risk categories, while resilience exhibited contrasts between areas with higher water availability and zones under anthropogenic pressure.

In conclusion, the ecological value obtained allows for the identification of priority municipalities for conservation and represents a useful tool for the environmental management of the Sierra Norte de Puebla.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Introducción

El término “Valor Ecológico” (VE) es un concepto multidimensional que se encuentra condicionado por los objetivos y aplicaciones específicas de cada estudio. En la literatura científica, diversas definiciones y enfoques coexisten, lo que pone de manifiesto la versatilidad y complejidad de este concepto. Biondi (2011) define el VE como un término ecológico cuantitativo que indica el rango de existencia de una asociación o de cualquier sintaxis, según la variación de un factor ecológico ambiental. Esta definición enfatiza la importancia de las interacciones dentro de un ecosistema, destacando que el VE es un concepto que puede ser cuantificado. Rohini *et al.* (2018) asocian el VE de un bosque con la provisión de un ambiente saludable, un clima favorable y agua pura, lo que resalta la relevancia de los servicios ecosistémicos que estas áreas verdes ofrecen a la sociedad. En este sentido, el VE es consecuencia de las funciones ecológicas desempeñadas por los elementos del paisaje, ya sean agrícolas, naturales o seminaturales (Pérez-Campaña y Valenzuela-Montes, 2018). La integración de diferentes tipos de paisajes es esencial para comprender las funciones de los elementos que los componen, generando así un VE significativo.

A pesar de la importancia de evaluar el VE, existen herramientas limitadas para su medición, más allá de las áreas consideradas como naturales protegidas (Willis *et al.*, 2012). Además, los estudios que vinculan la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a menudo no consideran el valor estético. La congruencia entre la percepción estética de los paisajes, el VE y la biodiversidad sigue siendo poco comprendida (Tribot *et al.*, 2018). A medida que nuestra comprensión del valor del paisaje evoluciona, especialmente en el contexto de la crisis climática y de biodiversidad, emergen esfuerzos para mejorar la calidad ecológica de diversos entornos, como la rehabilitación ecológica frente al cambio climático (Leroux y Whitten, 2014) y la integración del VE en teorías que abordan las injusticias ambientales (Lawrence *et al.*, 2015).

El estudio del VE se ha convertido en un componente clave para la formulación de políticas de conservación y manejo de recursos naturales. A medida que el mundo enfrenta crisis ambientales sin precedentes, como la pérdida de biodiversidad y el cambio climático, comprender el VE permite a los científicos, responsables de políticas y gestores ambientales tomar decisiones informadas (IPBES, 2019). Estas decisiones no solo deben basarse en consideraciones económicas, sino también en la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios esenciales. Este enfoque integral es crucial para lograr un equilibrio entre el desarrollo humano y la conservación del medio ambiente.

La aplicación del concepto de VE en el contexto de la Sierra Norte de Puebla es particularmente pertinente debido a la riqueza de su biodiversidad y la presión que enfrenta por actividades humanas, como la agricultura, la urbanización y la explotación de recursos naturales. La región alberga una variedad de ecosistemas, cada uno de los cuales ofrece diferentes servicios y funciones ecológicas (Romero-Santamaría, Fermín-Escobar & Tejero-Diez, 2024). Evaluar el VE de estas áreas no solo ayuda a identificar los sitios más críticos para la conservación, sino que también proporciona un marco para desarrollar estrategias de restauración y rehabilitación. Asimismo, se puede fomentar un uso más sostenible de los recursos naturales, garantizando la resiliencia de los ecosistemas ante los cambios ambientales.

Finalmente, es importante destacar que la evaluación del VE en la Sierra Norte de Puebla, no solo contribuye al ámbito académico, sino que también tiene implicaciones directas para la comunidad local. La participación de las comunidades en la identificación y valoración de los recursos naturales puede fortalecer la conexión entre las personas y su entorno, promoviendo una gestión participativa que respete tanto las necesidades socioeconómicas de la población como la conservación de la biodiversidad. De esta manera, la investigación sobre el VE se convierte en un instrumento no solo para la ciencia, sino también para el desarrollo sostenible y la justicia ambiental en la región.

La estimación y análisis del VE ha dado lugar a dos tipos de trabajos: cualitativos, que no presentan análisis numérico y se centran en la definición y descripción de

las áreas naturales, y cuantitativos, que utilizan herramientas analíticas para presentar datos numéricos. Entre 2009 y 2019, se publicaron 470 artículos, en al menos 124 revistas, sobre el VE (Amador-Cruz *et al.*, 2021). A pesar de que los artículos cualitativos han predominado en este periodo, en los últimos cuatro años se ha observado un aumento significativo en la publicación de investigaciones que utilizan el concepto de VE.

En este contexto, la presente investigación se propone determinar y analizar el VE de la Sierra Norte de Puebla, aplicando un enfoque multidimensional que abarque diversas dimensiones ambientales y su relación con la biodiversidad, la vulnerabilidad, la resiliencia, la conectividad y la fragmentación en este entorno específico. La Sierra Norte de Puebla, es un área de alto interés social, que presenta una gran biodiversidad, enfrentando desafíos significativos como la deforestación y el cambio climático. Esta investigación no solo busca contribuir al conocimiento científico sobre la región, sino también ofrecer herramientas y recomendaciones prácticas para la gestión sostenible de sus recursos naturales.

1.2. Justificación

La Sierra Norte de Puebla, caracterizada por su excepcional biodiversidad y paisajes diversos, enfrenta múltiples desafíos ambientales derivados de la interacción entre factores naturales y actividades humanas. La falta de información detallada sobre el valor ecológico de esta región limita nuestra capacidad para abordar eficazmente los problemas ambientales y diseñar estrategias de conservación adaptadas a su singularidad.

Esta investigación se justifica en varios aspectos clave. En primer lugar, el conocimiento detallado del valor ecológico proporcionará información esencial para la toma de decisiones informadas sobre la gestión y conservación de la Sierra Norte de Puebla. Al entender las propiedades estructurales (conectividad y fragmentación) y funcionales (biodiversidad, vulnerabilidad y resiliencia) se podrán identificar áreas críticas, prever posibles impactos y desarrollar estrategias de conservación eficaces. Esta información es vital para los responsables de la formulación de

políticas, quienes requieren datos confiables y actualizados para implementar acciones que garanticen la sostenibilidad de los recursos naturales en la región.

En segundo lugar, el contexto actual de cambio climático y pérdida de biodiversidad subraya la importancia de comprender cómo estas amenazas afectan a los ecosistemas locales. La evaluación multidimensional propuesta contribuirá a nuestra comprensión de la resiliencia de la Sierra Norte de Puebla frente a cambios ambientales, ayudando a planificar medidas de adaptación adecuadas. Dado que los ecosistemas son interdependientes, un análisis exhaustivo de cómo los cambios en un componente afectan a otros es esencial para la gestión eficaz de la región. Esto también permite identificar sinergias entre la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático, promoviendo estrategias integrales que beneficien tanto a la naturaleza como a las comunidades locales.

Además, esta investigación tiene el potencial de involucrar a la comunidad y a los actores locales en el proceso de conservación. La creación de mapas detallados que representen variables clave no solo facilitará la planificación de proyectos y la implementación de estrategias de gestión sostenible, sino que también servirá como herramienta de sensibilización y educación ambiental. Involucrar a la comunidad en la interpretación y uso de estos mapas puede fomentar un sentido de pertenencia y responsabilidad hacia la conservación, promoviendo un enfoque colaborativo que enriquezca las iniciativas de manejo sostenible en la Sierra Norte de Puebla.

En resumen, esta investigación no solo aborda una laguna de conocimiento crítica sobre la Sierra Norte de Puebla, sino que también tiene implicaciones directas para la conservación, el manejo del territorio y la adaptación a los desafíos ambientales actuales y futuros en esta región única. Al proporcionar una base sólida para la toma de decisiones informadas, esta investigación contribuirá a preservar el invaluable patrimonio natural de la Sierra Norte de Puebla para las generaciones futuras.

1.3. Objetivo general

Interpretar la distribución del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla mediante el análisis de sus propiedades estructurales y funcionales

1.3.1. Objetivos particulares

1. Evaluar un mapa detallado que exhiba el nivel de fragmentación del paisaje en diversas áreas de la Sierra Norte de Puebla.
2. Diseñar una representación cartográfica que resalte la conectividad de los hábitats dentro de la Sierra Norte.
3. Sintetizar información para crear un mapa indicativo de las zonas con concentración de especies en situación de vulnerabilidad.
4. Construir un mapa que visualice la distribución espacial de la biodiversidad en la Sierra Norte de Puebla.
5. Analizar un mapa que ilustre la capacidad de resiliencia a perturbaciones naturales y antropogénicas.

1.4. Planteamiento del problema

La Sierra Norte de Puebla es una región de singular belleza y riqueza natural, que alberga un conjunto diverso de ecosistemas que desempeñan un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad y el equilibrio ecológico. Sin embargo, a pesar de su importancia ambiental, esta área enfrenta múltiples desafíos que amenazan su integridad y función ecológica (Romero-Santamaría, Fermín-Escobar & Tejero-Díez, 2024). La interacción entre factores bióticos y abióticos en esta región ha sido objeto de escasa investigación, lo que limita la comprensión de su funcionamiento y vulnerabilidad ante cambios ambientales.

La falta de una evaluación exhaustiva del valor ecológico (VE) de la Sierra Norte de Puebla ha resultado en un conocimiento fragmentado sobre la interacción entre los componentes clave de su ecosistema. La biodiversidad y vulnerabilidad frente a diversas presiones ambientales; la capacidad de recuperación ante disturbios; la

conectividad entre hábitats y la fragmentación del paisaje son factores cruciales que requieren un análisis detallado para comprender la dinámica ambiental de esta región. La complejidad de estas interrelaciones subraya la necesidad de herramientas analíticas robustas que permitan abordar estos elementos de manera integrada.

La disminución de especies, el deterioro de la cobertura vegetal y la alteración de las rutas naturales de desplazamiento repercuten directamente en la estabilidad ecológica de la región. Estos cambios, sumados al avance del cambio climático y a la intensificación de las actividades humanas, representan riesgos que pueden comprometer la capacidad del territorio para mantener sus funciones ecológicas. Procesos como la expansión urbana, el uso agrícola extensivo y la extracción de recursos han incrementado las presiones sobre los ecosistemas locales, modificando su estructura y acelerando transformaciones que requieren atención urgente.

La necesidad de abordar estas cuestiones y avanzar hacia una gestión ambiental sostenible es evidente. La falta de datos detallados sobre la estructura ecológica y la interrelación de los elementos del paisaje dificulta la implementación de estrategias efectivas de conservación. Este vacío de conocimiento también afecta la capacidad de anticipar y abordar los posibles impactos ambientales, presentes y futuros, que podrían afectar la Sierra Norte de Puebla. Sin una comprensión clara del VE, las decisiones de manejo pueden carecer de una base científica sólida, lo que pone en riesgo la efectividad de las políticas de conservación. Ante esta situación, surge la siguiente pregunta: ¿Cuál es la distribución espacial del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla en términos de fragmentación, conectividad, vulnerabilidad, biodiversidad y resiliencia?

La presente investigación se propone como un esfuerzo integral para llenar estas lagunas de conocimiento. A través de la evaluación multidimensional del VE, se busca proporcionar una base sólida que permita a los tomadores de decisiones establecer políticas de conservación y manejo ambiental en la Sierra Norte de

Puebla. Este estudio no solo contribuirá al entendimiento detallado de la ecología regional, sino que también sentará las bases para medidas proactivas que promuevan la sostenibilidad y la preservación a largo plazo de este invaluable patrimonio natural. En última instancia, se espera que los resultados de esta investigación puedan influir en la formulación de políticas ambientales que consideren la complejidad y la interconexión de los sistemas ecológicos, garantizando así la conservación de la biodiversidad y la integridad ecológica de la Sierra Norte de Puebla.

1.5. Hipótesis

El VE en la región de estudio es heterogénea, de modo que conocer su distribución espacial permitirá conocer con detalle los criterios (fragmentación, conectividad, vulnerabilidad, biodiversidad y resiliencia) que inciden en valores extremos del VE.

CAPÍTULO 2. MARCO TEÓRICO

2.1. Definición y enfoque del valor ecológico

En el contexto específico de la Sierra Norte de Puebla, el término "valor ecológico" – VE adquiere una dimensión única y multifacética. No se limita únicamente a una métrica cuantitativa, sino que abarca una evaluación holística de los elementos que definen la salud y el funcionamiento de los ecosistemas en esta región montañosa. Este concepto se extiende más allá de la simple enumeración de especies y la medición de la biodiversidad; se sumerge en la comprensión profunda de las interconexiones ecológicas, la dinámica de los procesos naturales y la capacidad del paisaje para ofrecer servicios esenciales a la sociedad (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 2000). El VE implica una apreciación de la complejidad y la integridad de estos sistemas naturales, reconociendo que cada componente desempeña un papel crucial en el equilibrio general (de Groot *et al.*, 2002).

No existe una definición universal de VE, ya que esta depende de las variables consideradas y del contexto en el que se aplique. Diferentes estudios han propuesto enfoques que integran biodiversidad, servicios ecosistémicos, resiliencia, fragmentación y conectividad, pero su importancia relativa varía según la región y los objetivos del análisis (MEA, 2005; Mace *et al.*, 2012). En este sentido, la evaluación del VE debe adaptarse a las características ambientales y socioeconómicas del área de estudio, permitiendo una interpretación más precisa de la funcionalidad ecológica del paisaje (Fisher *et al.*, 2009).

Para este proyecto, el VE se define como la evaluación integrada de la biodiversidad, la vulnerabilidad, la resiliencia, la fragmentación y la conectividad en la Sierra Norte de Puebla, con el fin de identificar las áreas de mayor relevancia ecológica y su papel en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos. Esta aproximación permite entender la distribución espacial de estos factores y su relación con la estabilidad y sostenibilidad del ecosistema, proporcionando información clave para la planificación y conservación del territorio (Balvanera *et al.*, 2015; Díaz *et al.*, 2018).

La fragmentación del paisaje será abordada considerando cómo la subdivisión de hábitats afecta la biodiversidad y la funcionalidad ecológica. El tamaño, la forma y la conectividad de los fragmentos de hábitat serán factores clave. Un paisaje fragmentado puede presentar desafíos para el mantenimiento de poblaciones saludables y la promoción de interacciones biológicas esenciales, lo que podría, a su vez, desencadenar un efecto en cadena que impacte negativamente en el ecosistema en su totalidad (Fahrig, 2003).

La conectividad ecológica, dentro de la Sierra Norte de Puebla, será evaluada en términos de su importancia para la dispersión de especies y la salud del ecosistema. La preservación de corredores ecológicos y la interconexión entre áreas protegidas contribuirán a la sostenibilidad de la biodiversidad y a la adaptabilidad frente a cambios ambientales (Beier y Noss, 1998). Esto es crucial para asegurar que las especies puedan moverse y adaptarse a nuevas condiciones.

La evaluación del valor ecológico se complementa con la comprensión de la vulnerabilidad de especies y ecosistemas frente a cambios ambientales y perturbaciones. Se analizará la susceptibilidad de la fauna y flora local a factores como el cambio climático y las actividades humanas. La identificación de áreas más vulnerables contribuirá a priorizar acciones de conservación, garantizando que se protejan los elementos más críticos del ecosistema (Margules y Pressey, 2000).

La biodiversidad en la Sierra Norte de Puebla constituye un componente central en la evaluación del valor ecológico. Se considerará la presencia de géneros dentro de las poblaciones. Un paisaje rico en biodiversidad no solo indica la presencia de especies diversas, sino que también sugiere la capacidad del ecosistema para mantener interacciones ecológicas complejas y funciones esenciales (Cardinale et al., 2012).

La resiliencia ecológica es esencial para entender cómo los ecosistemas pueden resistir y recuperarse de disturbios. Identificar factores que fortalecen la resiliencia y comprender aquellos que podrían debilitarla será crucial para la gestión adaptativa y la preservación a largo plazo del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla. Este enfoque proactivo permitirá desarrollar estrategias de conservación más efectivas y

garantizar que los ecosistemas continúen ofreciendo servicios vitales a las comunidades locales.

En resumen, en la Sierra Norte de Puebla, el valor ecológico es una medida comprensiva que abarca la riqueza biológica, la resiliencia ecológica, la contribución a servicios esenciales y la conexión intrínseca entre la naturaleza y las comunidades locales. Este concepto refleja la complejidad y la riqueza de los ecosistemas en esta región montañosa, destacando su importancia integral para el bienestar tanto de la biodiversidad como de las poblaciones humanas.

2.2. Conceptos clave de fragmentación

La fragmentación del paisaje es un fenómeno complejo que se manifiesta cuando áreas extensas de hábitat continuo son divididas y subdivididas en fragmentos más pequeños y aislados (Fahrig, 2017). Esta transformación del hábitat se realiza con el objetivo de abrir tierras de cultivo, crear pastizales para el ganado, construir presas y carreteras, o por el desarrollo urbano (Navarro *et al.*, 2015), aunque también se puede dar de forma natural por ciclones, incendios, etc. Como resultado, se han desarrollado teorías para comprender su impacto en la biodiversidad y los ecosistemas. Dos teorías fundamentales que arrojan luz sobre este fenómeno son la Teoría de la Isla Biogeográfica y la Teoría del Borde del Hábitat. Estas teorías exploran cómo el tamaño, el aislamiento y la configuración de los fragmentos influyen en la dinámica de las poblaciones y la composición de especies en paisajes fragmentados (Fahrig, 2003; MacArthur & Wilson, 1967; Murcia, 1995).

La Teoría de la Isla Biogeográfica, propuesta por los ecólogos Robert MacArthur y Edward O. Wilson, postula que la biodiversidad en un fragmento de hábitat está influenciada por su tamaño y su grado de aislamiento. Los fragmentos más extensos tienden a albergar una mayor diversidad de especies, mientras que el aislamiento puede dificultar la colonización, aumentando así la vulnerabilidad de la biodiversidad presente. Por otro lado, la Teoría del Borde del Hábitat se centra en las áreas de transición entre distintos tipos de hábitats, como la interfaz entre un bosque y una zona urbanizada. Esta teoría examina cómo estas zonas afectan a las especies, ya

que los bordes de hábitat pueden experimentar condiciones ambientales distintas, lo que impacta de manera diferencial en las especies adaptadas a condiciones específicas (MacArthur & Wilson, 1967; Murcia, 1995).

La fragmentación del paisaje no solo altera la estructura física del entorno, sino que también desencadena cambios sustanciales en la biodiversidad y la funcionalidad del ecosistema. Este proceso puede manifestarse a través de la pérdida de hábitat continuo, la creación de bordes de hábitat y la consecuente disminución de la conectividad entre fragmentos. Los procesos más afectados por la fragmentación son aquellos que dependen de vectores de transmisión a través del paisaje (Ewers y Didham, 2006). Ejemplos de estos procesos ecológicos frágiles incluyen la dispersión de semillas, la polinización de plantas, las relaciones depredador-presa, y la dispersión de parásitos y epidemias (Gallardo, 2017).

La fragmentación puede resultar en la disminución de especies que dependen de hábitats específicos, además, la creación de bordes entre fragmentos puede beneficiar a especies generalistas, pero simultáneamente perjudica a aquellas especializadas. Esto puede generar cambios en la dinámica de las poblaciones y en la interacción entre especies (Ewers & Didham, 2006; Laurance *et al.*, 2002).

Asimismo, la fragmentación puede llevar al aislamiento de poblaciones, lo que reduce la diversidad genética y aumenta la vulnerabilidad ante eventos catastróficos. La pérdida de continuidad entre fragmentos disminuye las oportunidades de migración y flujo genético, afectando la salud a largo plazo de las poblaciones. En conjunto, estos factores contribuyen a un deterioro en la resistencia de los ecosistemas, dificultando su capacidad para adaptarse a cambios ambientales y a presiones externas, como el cambio climático (Frankham, 1996).

2.3. Principios de conectividad ecológica

La conectividad en paisajes, más que una simple red de conexiones físicas, representa un pilar fundamental para la salud de los ecosistemas. Se puede definir como la facilidad o el impedimento que presenta el paisaje para el desplazamiento

de las especies entre secciones con recursos (WWF, 2015; Taylor *et al.*, 1993). La interconexión de hábitats naturales no solo propicia el movimiento de organismos, sino que también desempeña un papel esencial en la preservación de procesos ecológicos clave (Crooks & Sanjayan, 2006).

La conectividad emerge como un elemento esencial para mantener la variabilidad biológica en paisajes deteriorados y sometidos a presiones antropogénicas, ya que facilita no solo el flujo genético entre poblaciones, sino también la movilidad de las especies, permitiéndoles colonizar nuevos hábitats y adaptarse a entornos cambiantes. La pérdida de conectividad en el paisaje resulta en una disminución de la capacidad de los flujos o procesos ecológicos para funcionar de manera conjunta sobre dicho paisaje (Moyano-Molano *et al.*, 2022; Saura & Pascual-Hortal, 2007)

Aunque a menudo se percibe como una red física de corredores y hábitats interconectados, la conectividad encuentra su anclaje teórico en dos fundamentos cruciales: la Teoría de la Metapoblación y la Teoría del Flujo Génico. Estas teorías proporcionan una base conceptual para entender cómo la interconexión de hábitats influye en la dinámica de las poblaciones y la variabilidad genética en los ecosistemas (Hanski, 1998; Lowe *et al.*, 2017).

La Teoría de la Metapoblación sugiere que las poblaciones se distribuyen en fragmentos de hábitat, y la conectividad entre estos fragmentos es fundamental para evitar la extinción local y mantener la diversidad biológica. La metapoblación representa un modelo dinámico donde las poblaciones experimentan extinciones y colonizaciones continuas (Hanski, 1998). Por otro lado, la Teoría del Flujo Génico se centra en el intercambio de material genético entre poblaciones, destacando cómo la conectividad impulsa el flujo genético y contribuye a la variabilidad genética dentro de las especies (Slatkin, 1987). Este proceso es vital para la adaptación y evolución a lo largo del tiempo.

La conectividad, al influir en la dispersión de especies y la salud ecosistémica, desencadena procesos fundamentales que sustentan la vida y la adaptabilidad de los ecosistemas. (Kindlmann & Burel, 2008). La dispersión de especies a lo largo de

corredores conectados y la circulación eficiente de nutrientes son elementos esenciales que definen el bienestar de los paisajes naturales.

Al proporcionar corredores y rutas de movilidad, la conectividad permite que las especies se desplacen entre hábitats. Este proceso es esencial para la colonización de nuevos territorios, la reproducción y la persistencia de poblaciones en el tiempo. Además, la conectividad contribuye a la resistencia de los ecosistemas frente a perturbaciones y a su capacidad para recuperarse (Gilbert-Norton, Wilson, Stevens & Beard, 2010).

2.4. Factores que influyen en la vulnerabilidad ecológica

La vulnerabilidad de una especie se refiere a su capacidad para responder y adaptarse a nuevas condiciones ambientales, particularmente climáticas. Las especies con una capacidad de respuesta limitada, ya sea por factores biológicos, ecológicos o socioeconómicos, son las más vulnerables a los cambios y perturbaciones en su entorno (McKinney, 1997; Füssel, 2007). La vulnerabilidad de las especies se evalúa a menudo mediante la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), que clasifica a las especies en categorías que reflejan su riesgo de extinción y su vulnerabilidad a diversas amenazas.

A continuación, se exploran algunas categorías clave de la Lista Roja (IUCN, 2012) y su relación con la vulnerabilidad de las especies:

En Peligro Crítico (CR): Especies que enfrentan un riesgo extremo de extinción. La clasificación de "En Peligro Crítico" destaca la vulnerabilidad extrema de estas especies y la necesidad urgente de medidas de conservación para evitar su desaparición.

En Peligro (EN) y Vulnerable (VU): Ambas categorías indican que una especie enfrenta un alto riesgo de extinción en un futuro cercano. La vulnerabilidad en estas especies está comúnmente relacionada con la pérdida de hábitat, cambios

climáticos y otras amenazas identificadas, como la introducción de especies invasoras o la contaminación (Sala *et al.*, 2000).

Casi Amenazado (NT): Aunque no se clasifican como vulnerables en un sentido estricto, las especies "Casi Amenazadas" enfrentan riesgos potenciales y podrían volverse vulnerables si las amenazas actuales persisten o aumentan.

La Lista Roja de la UICN es una herramienta fundamental para evaluar y comunicar la vulnerabilidad de las especies en un contexto global. Proporciona información valiosa para la conservación y gestión de las diferentes especies, al identificar áreas prioritarias para la acción y facilitar la asignación de recursos para la conservación.

Es importante destacar que las especies vulnerables a menudo desempeñan roles específicos en la estructura y función de los ecosistemas. Por ejemplo, ciertas especies pueden actuar como polinizadores cruciales, controladores de plagas o contribuir al ciclo de nutrientes. La pérdida de estas especies vulnerables puede alterar drásticamente los procesos ecológicos, afectando negativamente la estabilidad y la funcionalidad del ecosistema (Cardinale *et al.*, 2012).

Además, la vulnerabilidad de las especies puede estar interrelacionada con la vulnerabilidad de los ecosistemas en los que habitan. Ecosistemas saludables y diversos suelen ser más resistentes ante perturbaciones y cambios, mientras que los ecosistemas degradados pueden intensificar la vulnerabilidad de las especies que dependen de ellos (Folke *et al.*, 2004). Por lo tanto, la comprensión de la vulnerabilidad de las especies se convierte en un elemento central para abordar desafíos de conservación y promover la sostenibilidad de los ecosistemas en un mundo en constante cambio.

Finalmente, abordar la vulnerabilidad de las especies implica no solo la conservación de las especies individuales, sino también la preservación de sus hábitats, los cuales sustentan a las diferentes especies. La implementación de estrategias de conservación efectivas debe considerar tanto la dinámica de las especies como las condiciones ambientales que afectan su supervivencia,

promoviendo así un enfoque holístico y sostenible en la gestión de la biodiversidad (Turner *et al.*, 2003).

2.5. Importancia de la biodiversidad

La biodiversidad se refiere a la variabilidad de la vida en todas sus formas y a los ecosistemas que la albergan, constituyendo el capital natural de las naciones (Pereira y Maycotte, 2011; Gaston y Spicer, 2004). Comprende no solo la gama de ecosistemas y especies, sino también las poblaciones dentro de esas especies y las diferencias genéticas entre los individuos que las diferencian (Jiménez-Sierra *et al.*, 2010; Wilson, 1997). Esta diversidad se manifiesta en entornos terrestres y acuáticos, y es fundamental para el equilibrio y la salud del planeta (Cardinale *et al.*, 2012).

La biodiversidad es esencial para el funcionamiento óptimo de los ecosistemas. A continuación, se destacan algunas de sus contribuciones clave:

Estabilidad y Resistencia: La presencia de diversas especies en un ecosistema contribuye a su estabilidad y resistencia frente a cambios y perturbaciones. Las diferentes especies pueden responder de manera única a condiciones cambiantes, lo que mejora la capacidad del ecosistema para adaptarse y recuperarse. Este principio es fundamental en la ecología, ya que ecosistemas más diversos suelen ser más resistentes ante eventos extremos como sequías, inundaciones y plagas (Tilman *et al.*, 1997; Hooper *et al.*, 2005).

Servicios Ecosistémicos: La biodiversidad es la base de numerosos servicios ecosistémicos críticos para la vida en el planeta. La polinización de cultivos por insectos, la regulación natural de plagas, la purificación del agua y la estabilización del clima son solo algunos ejemplos de servicios que dependen de la diversidad biológica (MEA, 2005; Díaz *et al.*, 2006). Estos servicios son esenciales no solo para la naturaleza, sino también para la economía y el bienestar humano, ya que muchas actividades humanas dependen directamente de estos procesos naturales.

Adaptabilidad y Evolución: La diversidad genética dentro de las poblaciones permite a las especies adaptarse a cambios ambientales a lo largo del tiempo. Esta

variabilidad genética es esencial para la evolución continua y la capacidad de las especies para enfrentar nuevos desafíos, como cambios climáticos o la introducción de patógenos. La adaptación y la evolución son procesos fundamentales que aseguran la supervivencia de las especies y, por ende, la salud de los ecosistemas (Frankham *et al.*, 2010).

Medicina y Alimentación: Muchas especies proporcionan compuestos químicos esenciales para medicamentos y contribuyen a la seguridad alimentaria. La diversidad biológica en la agricultura promueve sistemas más sostenibles, lo que es crucial en un mundo donde la demanda de alimentos sigue aumentando. La bioprospección, o la búsqueda de nuevas especies con potencial para uso farmacéutico, subraya la importancia de conservar la biodiversidad para el desarrollo de nuevas terapias (Chivian & Bernstein, 2008).

Equilibrio de Ciclos Biogeoquímicos: La biodiversidad desempeña un papel clave en los ciclos biogeoquímicos al influir en los flujos de nutrientes y energía. Este equilibrio es vital para la salud de los ecosistemas, afectando la calidad del suelo, la composición del agua y la productividad primaria, lo que, a su vez, impacta en toda la cadena trófica (Loreau *et al.*, 2001).

Atractivo Cultural y Recreativo: La diversidad biológica tiene un valor estético y cultural significativo. Muchas comunidades encuentran identidad y conexión con la naturaleza a través de la diversidad de formas de vida, lo que contribuye al bienestar emocional y espiritual. La conservación de la diversidad de especies beneficia el medio ambiente, sino que también enriquece la vida de las personas, proporcionando espacios para la recreación, la educación y el turismo (Pretty *et al.*, 2009).

La diversidad de especies no solo constituye el patrimonio natural de la Tierra, sino que también es la base de la vida y la prosperidad del ser (Stavros y Sigmar, 2008; Mace *et al.*, 2012). Con su intrincada red de interacciones, desempeña funciones esenciales en los ecosistemas, influenciando desde la estabilidad hasta la productividad. Para comprender a fondo los patrones detrás de esta riqueza

biológica, es crucial explorar las teorías que abordan su distribución y mantenimiento en entornos naturales:

Teoría de Nicho Ecológico: Propone que cada especie ocupa un nicho único en un ecosistema, lo que permite la coexistencia de múltiples especies. Esta teoría destaca la importancia de las interacciones entre especies y cómo estas afectan la biodiversidad (Hutchinson, 1957).

Hipótesis de la Competencia y Diversidad: Explora cómo la competencia entre especies puede contribuir a la diversidad al limitar la dominancia de una sola especie. Esta hipótesis sugiere que un mayor número de especies puede promover la estabilidad del ecosistema (Huston, 1979).

Teoría de la Sucesión Ecológica: Examina cómo cambia la biodiversidad durante el proceso de sucesión ecológica, desde comunidades iniciales hasta estadios más avanzados (Clements, 1916). Comprender este proceso es fundamental para la restauración de ecosistemas y la gestión de la biodiversidad.

En conclusión, la biodiversidad es un componente vital para el bienestar del planeta y de la humanidad. Su conservación y comprensión son esenciales para garantizar la salud de los ecosistemas y la sostenibilidad de los recursos naturales que sustentan la vida.

2.6. Bases de la resiliencia ecológica

La resiliencia ecológica, más que una simple respuesta a perturbaciones, representa la capacidad dinámica de los ecosistemas para enfrentar y sobrevivir a cambios continuos en su entorno. Se refiere a la capacidad del sistema para absorber perturbaciones y mantener sus funciones, así como a su capacidad de renovarse y reorganizarse (Balvanera *et al.*, 2017; Holling, 1973; Folke, 2006). Este concepto va más allá de la mera resistencia, abrazando la adaptabilidad y la transformación como elementos fundamentales para la supervivencia a largo plazo.

En el tejido de la resiliencia ecológica se entrelazan múltiples dimensiones. La absorción de disturbios implica no solo resistir el impacto inmediato, sino también la

capacidad de absorber cambios sin comprometer la integridad estructural y funcional. La adaptación entra en juego cuando los ecosistemas ajustan sus patrones y procesos para afrontar nuevas realidades, mostrando una plasticidad que favorece la persistencia. A su vez, la persistencia subraya la capacidad de mantener su esencia a lo largo del tiempo, incluso cuando los contextos cambian y los desafíos evolucionan (Carpenter *et al.*, 2001).

Este paradigma no solo observa la resiliencia como un escudo contra los embates del cambio, sino también como una fuerza motriz que impulsa la evolución y la renovación. Los ecosistemas resilientes no solo se recuperan, sino que también aprenden de las experiencias, ajustándose y evolucionando en respuesta a las dinámicas cambiantes (Walker *et al.*, 2004).

Evaluar la resiliencia es un reto debido a que los ecosistemas son complejos y dinámicos; las respuestas a las perturbaciones varían considerablemente en escala y duración, y muchos de los mecanismos subyacentes no se comprenden completamente (Garrett y Ayling, 2020; Gunderson, 2000).

La Teoría de la Resiliencia Ecológica destaca la importancia de mantener la capacidad adaptativa de un ecosistema frente a disturbios. Desarrollada por C.S. Holling y colaboradores, esta teoría sugiere que los ecosistemas resilientes poseen la capacidad de absorber cambios, reorganizarse y adaptarse sin perder su función y estructura fundamentales (Holling, 1973). En este contexto, la resiliencia implica la capacidad de recuperarse y mantener su funcionalidad esencial después de eventos perturbadores.

Complementando esta perspectiva, la Teoría de los Estados Alternativos explora cómo los ecosistemas pueden existir en diferentes configuraciones estables. Propone que, bajo ciertas condiciones, un ecosistema puede experimentar cambios abruptos hacia un estado alternativo. Comprender estas transiciones es esencial para evaluar la resiliencia y prever el comportamiento de los ecosistemas frente a disturbios significativos (Scheffer *et al.*, 2001).

En la práctica, la resiliencia ecológica se convierte en una herramienta crucial para la gestión sostenible de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad. Comprender cómo los ecosistemas responden a disturbios y cuál es su capacidad de recuperación es esencial para diseñar estrategias de manejo que fomenten la adaptabilidad y la persistencia a largo plazo (Folke *et al.*, 2010).

Explorar las teorías sobre la resiliencia ecológica nos invita a sumergirnos en la complejidad de los sistemas naturales y a reconocer la dinámica constante entre estabilidad y cambio. Este enfoque nos capacita para abordar los desafíos ambientales actuales y futuros con una comprensión más profunda de la capacidad de la naturaleza para adaptarse y florecer, incluso de cara a la adversidad.

CAPÍTULO 3. ZONA DE ESTUDIO

3.1. Descripción geográfica y ecológica

La topografía de esta área está representada por elevaciones que varían desde extensas llanuras hasta altitudes que superan los 2,000 m.s.n.m. Este relieve heterogéneo crea microclimas y nichos ecológicos particulares, dando lugar a una riqueza biológica extraordinaria y a patrones de biodiversidad singulares. La variabilidad de las condiciones ambientales permite la coexistencia de una amplia gama de especies, que van desde flora y fauna endémica hasta especies migratorias, convirtiendo a la Sierra Norte en un refugio esencial para la biodiversidad (Rzedowski, 2006; CONABIO, 2011).

La biodiversidad en la Sierra Norte de Puebla presenta elementos de relevancias, ya que alberga una variedad de ecosistemas, desde bosques de pino-encino hasta selvas bajas caducifolias y bosques mesófilos de montaña. Esta diversidad biológica se traduce en la presencia de especies endémicas y en la migración de aves, contribuyendo a la singularidad y complejidad del paisaje. Además, los ecosistemas de la región son fundamentales para los servicios ecosistémicos, como la regulación del clima, la conservación del agua y la provisión de hábitats para diversas especies (Challenger & Soberón, 2008; INEGI, 2011).

La importancia de la Sierra Norte de Puebla no se limita solo a su biodiversidad. Esta región alberga diversas comunidades locales, incluyendo poblaciones indígenas y mestizas, que han forjado una conexión profunda con la tierra a lo largo de generaciones. Dependiendo directamente de los recursos naturales, para su subsistencia, estas comunidades han desarrollado prácticas culturales arraigadas en una relación simbiótica con el entorno natural (Toledo & Barrera-Bassols, 2008; Martínez Hernández, 2018). Esta interacción cultural no solo enriquece el tejido social de la región, sino que también contribuye a la conservación de conocimientos tradicionales que pueden ser cruciales para la gestión sostenible de los recursos naturales (Gómez-Baggethun, Reyes-García, Olsson & Montes, 2012).

En resumen, la Sierra Norte de Puebla emerge como paisaje complejo donde convergen elementos geográficos, ecológicos y culturales en una armonía única. Su diversidad biológica, su papel crucial en la conservación y el desafío de equilibrar la presencia humana con la naturaleza hacen de esta región un escenario de estudio incomparable. La comprensión y evaluación del valor ecológico en este contexto es un desafío que promete aportar conocimientos profundos sobre la interacción entre la humanidad y la naturaleza. Esta investigación no solo busca contribuir a la conservación de la biodiversidad, sino también en la gestión de los recursos naturales, promoviendo así un futuro sostenible para la Sierra Norte de Puebla.

3.2. Importancia

La Sierra Norte de Puebla es una de las regiones más ricas y diversas de México, tanto en términos de biodiversidad como de cultura. Su importancia radica en el equilibrio natural que ofrece gracias a sus vastos bosques, ríos y montañas: los cuales proporcionan recursos esenciales no solo para sus habitantes, sino también para el ecosistema en general (Arriaga *et al.*, 2000; CONABIO, 2010). Su clima húmedo y suelos fértiles han permitido el desarrollo de una amplia variedad de cultivos, entre los que destacan el café, el maíz y diversas frutas tropicales (SIAP, 2020). Además, la región es el hogar de muchas especies de flora y fauna que solo pueden encontrarse en esta zona, lo que la convierte en un espacio fundamental para la conservación ambiental y la sostenibilidad ecológica de México (Rzedowski, 2006).

Más allá de su riqueza natural, la Sierra Norte de Puebla es un bastión de tradiciones y cultura indígena, en especial de los pueblos totonacos, nahuas y otomíes, quienes han habitado estas tierras por siglos (Beaucage & Rojas Mora, 2022). Estas comunidades mantienen vivas costumbres ancestrales que se reflejan en su gastronomía, sus festividades y su organización social. La preservación de su lengua y su cosmovisión es clave para la identidad cultural de México, y la región se ha convertido en un símbolo de resistencia y arraigo ante los efectos de la globalización (Ellison, 2020). A pesar de los desafíos económicos, estas

comunidades han sabido adaptar sus prácticas a la modernidad sin perder su esencia, promoviendo modelos de turismo sustentable y comercio justo que buscan equilibrar el desarrollo con la preservación de sus raíces (Serrano, 2010).

Económicamente, la Sierra Norte de Puebla también juega un papel estratégico en la región, pues su producción agrícola y artesanal abastece mercados locales y nacionales. El café que se cultiva en sus tierras es altamente valorado por su calidad y sabor, y en los últimos años ha ganado reconocimiento a nivel internacional (Moguel & Toledo, 1999; SIAP, 2020). Además, la región es rica en recursos naturales como minerales y agua, lo que ha despertado el interés de diversas industrias, aunque esto ha generado conflictos entre la población y algunas empresas que buscan explotar estos recursos sin considerar los impactos ambientales y sociales (Manríquez-Bucio *et al.*, 2018; Bastidas-Orrego, 2018). Por ello, la lucha por el territorio y la defensa del medio ambiente se han vuelto temas centrales para las comunidades locales, que buscan un desarrollo económico que respete su forma de vida y su entorno.

Por último, la Sierra Norte de Puebla es un destino turístico con un potencial enorme, gracias a su belleza natural y su riqueza cultural. Ciudades como Cuetzalan del Progreso han logrado posicionarse como puntos clave del turismo rural y ecoturismo, ofreciendo experiencias auténticas que van desde recorridos por grutas y cascadas hasta la convivencia con comunidades indígenas (UNWTO, 2013; Salazar, 2012). La gastronomía local, basada en ingredientes frescos y técnicas tradicionales, es otro de los grandes atractivos de la región. Sin embargo, el turismo en la zona debe gestionarse con responsabilidad, asegurando que los beneficios económicos lleguen a las comunidades y que no se generen impactos negativos en el entorno (Lozada, 2014). Con una adecuada planificación y respeto por la cultura local, la Sierra Norte de Puebla puede consolidarse como un ejemplo de desarrollo sostenible en México.

3.3. Delimitación

La elección de la Sierra Norte de Puebla (Fig 1.) como área de estudio para este proyecto se basa en una meticulosa evaluación de múltiples factores que convergen para hacer de esta región un escenario geográfico, ecológico y culturalmente rico y complejo. Ubicada en la porción oriental del estado de Puebla, México, la Sierra Norte de Puebla se extiende a lo largo de coordenadas geográficas que oscilan entre los 20°00'00" N y 20°40'00" N de latitud, y los 97°15'00" O y 97°45'00" O de longitud, conformando así un mosaico geográfico único y fascinante que abarca un área aproximada de 3,700 km² (INEGI, 2021).



Figura 1. Zona de estudio.

La Sierra Norte de Puebla se concibe en este trabajo como una unidad territorial integrada por 35 municipios contiguos. A efectos de claridad y trazabilidad, todas las cartografías empleadas en esta sección fueron recortadas al polígono de

estudio, proyectadas en UTM WGS84 Zona 14N (EPSG: 32614) y normalizadas a una simbología y diseño comunes.

El siguiente mapa, es un mapa de municipios en el que cada entidad está numerada de norte a sur y etiquetada en una tabla anexa. Este arreglo minimiza la saturación visual dentro del mapa y agiliza la identificación de municipios al momento de interpretar resultados (Fig 2 y Cuadro 1).

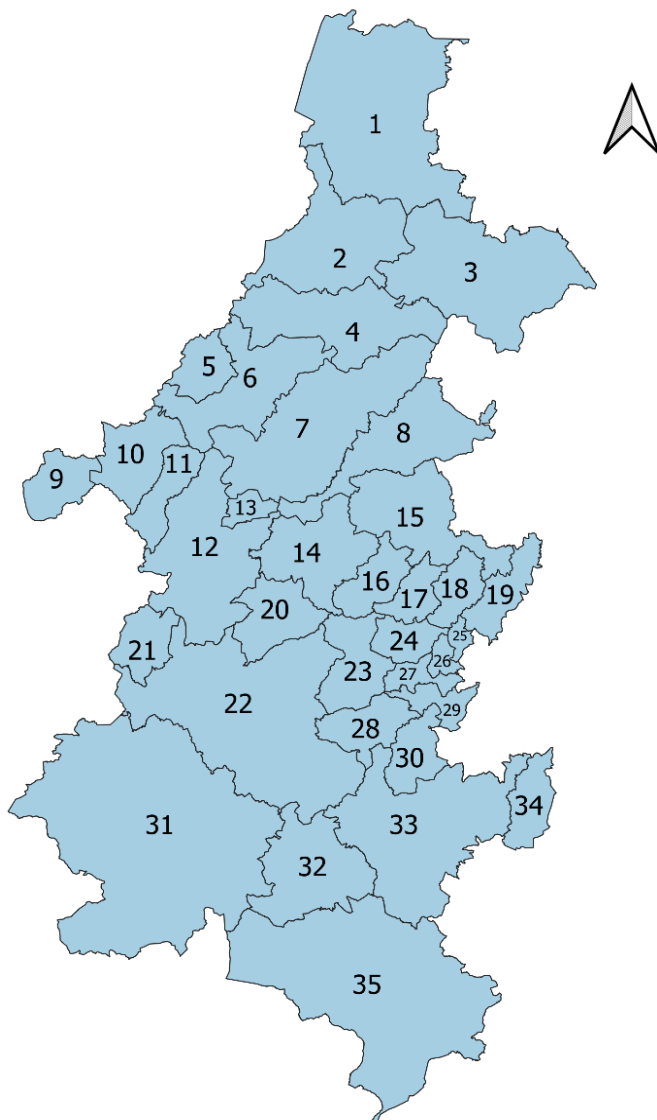


Figura 2. Municipios de la Sierra Norte de Puebla.

Cuadro 1. Listado de municipios de la Sierra Norte de Puebla.

Número	Municipio
1	Francisco Z. Mena
2	Pantepec
3	Venustiano Carranza
4	Jalpan
5	Tlaxco
6	Tlacuilotepec
7	Xicotepec
8	Zihuateutla
9	Honey
10	Pahuatlán
11	Naupan
12	Huauchinango
13	Juan Galindo
14	Tlaola
15	Jopala
16	Tlapacoya
17	San Felipe Tepatlán
18	Hermenigildo Galeana
19	Ollintla
20	Chiconcuaula
21	Ahuazontepec
22	Zacatlán
23	Ahuacatlán
24	Amixtlán
25	Coatepec
26	Camocuaula
27	Tepango de Rodríguez
28	Tepetzintla

29	Zongozotla
30	Cuautempan
31	Chignahuapan
32	Aquixtla
33	Tetela de Ocampo
34	Xochiapulco
35	Ixtacamatlán

En el plano, se incorporó un mapa de ecosistemas representativos elaborado a partir de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación de INEGI (Serie IV, 1:250 000), reclasificando las claves originales en cinco categorías operativas coherentes con la literatura ecológica regional y con los objetivos del estudio: bosque mesófilo de montaña, bosque templado, selva, agrícola y urbano (INEGI, 2011) (Fig 3).

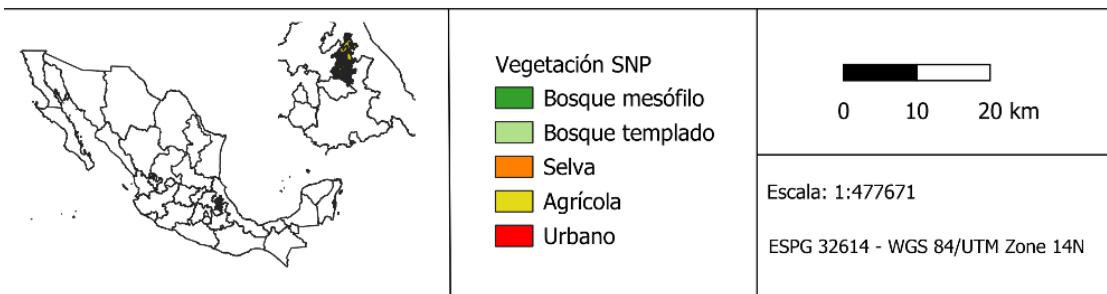
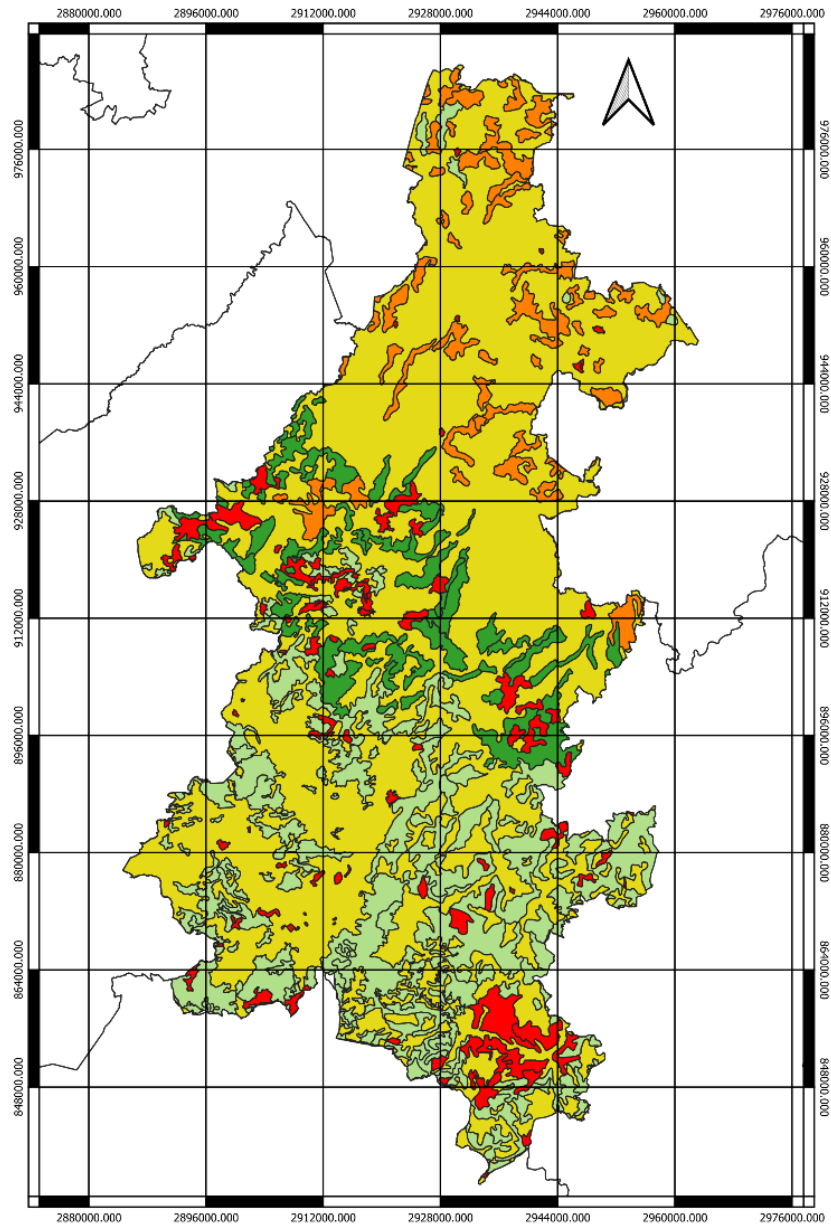


Figura 3. Uso de suelo y vegetación de la Sierra Norte de Puebla.

La presentación conjunta de ambos mapas cumple una doble función, primero, proporciona un marco de lectura territorial indispensable para ubicar con precisión localidades, corredores y subregiones dentro de la Sierra Norte. Por otro, ancla el análisis ecológico en la realidad administrativa y social de la región, facilitando la discusión de implicaciones de política pública, prioridades de manejo y estrategias de intervención por municipio.

3.4. Presiones antropogénicas

La Sierra Norte de Puebla enfrenta diversas presiones antropogénicas que ponen en riesgo tanto su equilibrio ecológico como el bienestar de sus comunidades. Una de las principales amenazas es la deforestación, impulsada por el crecimiento de actividades agropecuarias y la tala ilegal. Los bosques mesófilos de montaña que albergan una gran diversidad de especies endémicas, han sido fragmentados progresivamente para dar paso a cultivos comerciales y zonas de pastoreo (Rzedowski, 2006; Challenger & Soberón, 2008). A pesar de que estas actividades son fundamentales para la economía local, su expansión sin medidas de manejo sustentable ha generado la pérdida de suelos, el agotamiento de fuentes de agua y la disminución de hábitats esenciales para la fauna silvestre. Esta situación se agrava con el aumento de incendios forestales, muchos de los cuales son provocados por el uso inadecuado del fuego en la agricultura (Flores-Garnica & Omi, 2003; Rodríguez-Trejo, 2008).

Otra presión significativa es el avance de proyectos extractivos, como la minería y la explotación de hidrocarburos, que han generado conflictos socioambientales en la región. Estos proyectos no solo representan un riesgo para la biodiversidad, sino que también pueden contaminar ríos y manantiales que abastecen a la población local. Frente a esta problemática, diversos colectivos y organizaciones han surgido en defensa del territorio, buscando frenar la implementación de megaproyectos que podrían transformar irreversiblemente el paisaje y las formas de vida tradicionales. La resistencia comunitaria ha logrado, en algunos casos, la cancelación de

concesiones, pero la amenaza de nuevas inversiones extractivas sigue latente (Bastidas-Orrego et al., 2017).

El crecimiento urbano desordenado también ha ejercido una fuerte presión sobre los ecosistemas de la Sierra Norte de Puebla. A medida que las ciudades y localidades se expanden, los suelos naturales son transformados en zonas habitacionales, industriales y comerciales sin una planeación adecuada (SEDATU, 2021–2024; SEMARNAT, 2018). Esto ha llevado a la contaminación de cuerpos de agua por descargas de aguas residuales, la generación de residuos sólidos mal manejados y el aumento del tráfico vehicular, lo que contribuye a la contaminación del aire. Además, el cambio de uso de suelo para infraestructura turística ha desplazado prácticas agrícolas y culturales tradicionales, afectando el equilibrio entre las actividades humanas y el medio ambiente. Sin políticas públicas que promuevan un desarrollo urbano sustentable, el crecimiento de las poblaciones continuará degradando los recursos naturales de la región (Aguilar, Flores & Lara, 2022).

Finalmente, el cambio climático ha intensificado los efectos de las presiones antropogénicas en la Sierra Norte de Puebla, exacerbando la variabilidad climática y alterando los ciclos naturales. Las lluvias irregulares y las sequías prolongadas han impactado la producción agrícola, obligando a muchos campesinos a migrar en busca de mejores oportunidades (IPCC, 2014; INECC, 2020). Esto no solo afecta la seguridad alimentaria local, sino que también debilita la estructura comunitaria y cultural de la región. Además, los fenómenos meteorológicos extremos, como huracanes y deslaves, han aumentado en frecuencia e intensidad, poniendo en riesgo la vida de sus habitantes (Magaña *et al.*, 2012). Ante este panorama, es crucial implementar estrategias de adaptación y mitigación que permitan reducir la vulnerabilidad de la Sierra Norte y garantizar su sostenibilidad a largo plazo.

CAPÍTULO 4. MARCO METODOLÓGICO

4.1. Enfoque y diseño

Esta investigación adopta un enfoque cuantitativo, que se basa en la recolección, análisis e interpretación de datos numéricos para abordar las preguntas de investigación planteadas. Este enfoque permite explorar de manera precisa las relaciones entre las variables estudiadas, tales como la fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad, resiliencia y el valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla. El enfoque cuantitativo es esencial en estudios ambientales debido a su capacidad para sistematizar observaciones complejas y traducirlas en patrones y tendencias significativas que puedan ser replicadas y contrastadas en diferentes contextos (Creswell & Creswell, 2018).

La elección del enfoque cuantitativo está fundamentada en la necesidad de garantizar la objetividad y confiabilidad de los resultados. Para ello, se emplean herramientas y técnicas estadísticas avanzadas que permiten realizar mediciones exactas y reproducibles de las variables ecológicas y espaciales, así como representar gráficamente dichas relaciones a través de mapas temáticos y modelos (Babbie, 2020).

El paradigma positivista guía este estudio, basándose en la premisa de que la realidad es objetiva y puede ser medida y analizada de manera sistemática mediante la aplicación del método científico. Este enfoque sostiene que el conocimiento se obtiene a través de la observación empírica y la verificación de hipótesis, con el objetivo de descubrir leyes generales que expliquen los fenómenos naturales y sociales (Guba & Lincoln, 1994; Neuman, 2014). En este sentido, el positivismo enfatiza la cuantificación de datos, la replicabilidad de los resultados y el uso de modelos predictivos para comprender y anticipar patrones en la naturaleza.

En este contexto, el positivismo destaca:

- La aplicación de métodos experimentales y observacionales que permitan obtener datos objetivos y verificables.
- El uso de métodos cuantitativos para analizar los resultados y determinar la validez de las hipótesis.
- La formulación de estrategias generales a partir de la recopilación y sistematización de datos.

Este paradigma es especialmente útil en estudios ambientales, donde la precisión en la medición y la sistematización de datos permiten analizar fenómenos como la biodiversidad, la fragmentación del paisaje y el impacto de factores antropogénicos en los ecosistemas (Pickett *et al.*, 2011). A través del positivismo, es posible generar modelos cuantitativos que contribuyan a la planificación y gestión del territorio, brindando herramientas científicas para la toma de decisiones informadas.

La confiabilidad de los resultados obtenidos bajo este enfoque radica en el control de variables y la minimización de sesgos, garantizando que los hallazgos sean reproducibles y aplicables en distintos contextos. De esta manera, el positivismo no solo permite describir la realidad con precisión, sino que también facilita la predicción y la intervención en problemáticas ambientales, contribuyendo al desarrollo de estrategias basadas en evidencia científica (Yin, 2018).

Cuadro 2. Enfoque y diseño metodológico.

Enfoque y diseño metodológico	
Investigación	Cuantitativa
Paradigma	Positivista
Método científico	Descriptivo, analítico y modelado
Alcances	Exploratorio y descriptivo

4.2. Metodología

La evaluación integral del VE en la Sierra Norte de Puebla se consigue después de cuatro etapas mostradas en la Figura 1. La primera etapa se centrará en la obtención de datos, en la segunda etapa, se crearán mapas detallados para cada

variable: fragmentación (Fr), conectividad (Co), vulnerabilidad (Vu), Biodiversidad (Bi), y resiliencia (Re). Los mapas de cada una de estas variables contendrán la distribución de valores porcentuales, que deberá coincidir espacial y temporalmente. Finalmente, en la cuarta etapa, se calculará el VE combinando y ponderando los mapas individuales para obtener una evaluación integral del entorno ecológico en la región.

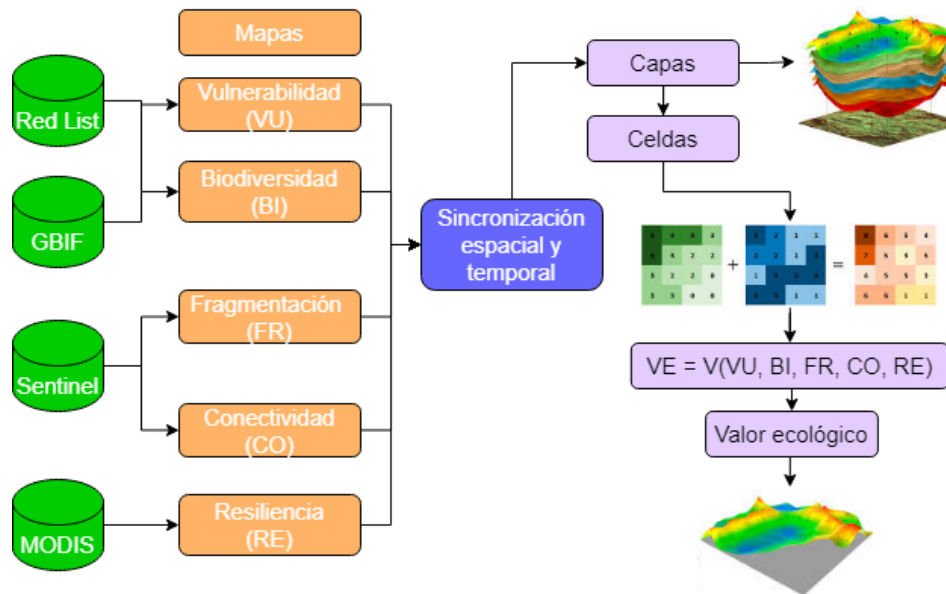


Figura 4. Diagrama para la determinación del VE.

La metodología aplicada combina enfoques observacional, cuantitativo, espacial, descriptivo y exploratorio, que se detallan a continuación:

Enfoque analítico: Este estudio se basa en la observación y análisis de datos preexistentes, como imágenes satelitales (Sentinel-2 y MODIS), registros de biodiversidad (Global Biodiversity Information Facility) y datos geoespaciales (WorldClim). Estos datos se recopilan y sistematizan para generar información relevante sin intervenir directamente en los ecosistemas estudiados, lo que asegura la integridad de los mismos (Pettorelli, 2014).

Enfoque cuantitativo: El análisis de datos se realiza mediante métodos estadísticos y matemáticos que permiten garantizar la objetividad y precisión en la interpretación de los resultados (Díaz-Varela, Marey-Pérez, Rigueiro-Rodríguez & Álvarez-Álvarez, 2009). Por ejemplo, se utilizan índices de fragmentación, métricas de conectividad y modelos estadísticos para evaluar los patrones ecológicos de la Sierra Norte de Puebla.

Enfoque de modelado: La dimensión geográfica es central en esta investigación, ya que las variables estudiadas (fragmentación, conectividad, vulnerabilidad, etc.) se analizan dentro de un marco espacial definido. Para ello, se emplean herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) que permiten representar gráficamente los datos y realizar análisis de patrones espaciales a diferentes escalas.

Enfoque descriptivo: Este enfoque permite documentar de manera detallada los patrones observados en las variables ecológicas, como la distribución de áreas fragmentadas o la ubicación de zonas de alta biodiversidad. La descripción de estas características es fundamental para contextualizar los resultados y facilitar su comprensión por parte de diferentes audiencias.

Enfoque exploratorio: Dado que este estudio aborda preguntas de investigación que no han sido exploradas previamente en la región, se utiliza un enfoque exploratorio para identificar nuevas relaciones y tendencias (Stebbins, 2001). Este enfoque es clave para generar conocimiento innovador que pueda contribuir al diseño de estrategias de conservación y manejo sostenible.

La combinación de estos enfoques y métodos asegura que la investigación tenga un carácter integral, capaz de abordar la complejidad de los sistemas ecológicos estudiados. Al integrar análisis descriptivos, analíticos y de modelado, se garantiza una comprensión profunda y detallada de las dinámicas ecológicas en la Sierra Norte de Puebla, proporcionando una base sólida para la toma de decisiones en conservación y manejo ambiental. Además, la metodología empleada permite adaptarse a las particularidades del área de estudio, considerando tanto sus características biofísicas como las presiones antropogénicas que enfrenta.

4.2.1. Fragmentación del paisaje

La variable de fragmentación del paisaje se analizó a partir de los datos de cobertura terrestre del producto Sentinel-2 Land Use and Land Cover (LULC, 2021) con resolución espacial de 10 metros. Este producto presenta once categorías originales de uso y cobertura del suelo: árboles, arbustos, vegetación herbácea, cultivos, vegetación inundable, áreas urbanas o construidas, suelo desnudo, agua, nieve/hielo, nubes y matorral abierto/pastizales (ESA, 2021).

Con el objetivo de adecuar la información a los requerimientos del modelo de fragmentación, se realizó una reclasificación binaria que distingue entre vegetación (foreground) y no vegetación (background). En este estudio se consideraron como vegetación únicamente las categorías árboles y vegetación inundable, debido a que representan coberturas densas, continuas y con estructura ecológica relevante para la conectividad y la integridad del paisaje. Por otro lado, se agruparon como no vegetación las clases de arbustos, vegetación herbácea, cultivos, áreas urbanas, suelo desnudo, agua, nieve/hielo, nubes y matorral abierto/pastizales, ya que corresponden a coberturas abiertas, altamente modificadas o carentes de continuidad estructural (Foley et al., 2005).

El procesamiento se efectuó en el software GUIDOS Toolbox (GTB) mediante la aplicación del modelo Foreground Area Density Multiscale (FAD-MS). Este modelo calcula la densidad de la clase foreground (vegetación) en ventanas móviles de diferentes tamaños y, a partir de la proporción de cobertura, clasifica cada píxel en categorías de fragmentación. La ventaja del enfoque multiescala es que permite reconocer tanto patrones locales de borde como la configuración general de los fragmentos en el paisaje (Vogt & Riitters, 2017).

El modelo FAD-MS produce como salida un mapa categórico que identifica cinco categorías de fragmentación:

- Intacto: corresponde a áreas continuas de vegetación sin evidencias de perturbación o borde, con un núcleo interior bien conservado.

- Interior: áreas de vegetación con predominancia de hábitat continuo, aunque con presencia incipiente de bordes.
- Dominante: parches de vegetación que aún conservan extensión significativa, pero donde el efecto de borde empieza a ser relevante.
- Transicional: zonas donde la vegetación se encuentra intercalada con espacios sin cobertura, lo que genera un mosaico heterogéneo de parches.
- Irregular o raro: fragmentos pequeños y aislados de vegetación, con escasa o nula conexión con áreas mayores.

Estas categorías reflejan distintos niveles de integridad ecológica: desde los paisajes más conservados (intacto e interior) hasta los más degradados (transicional e irregular/raro) (Haddad et al., 2015).

La variable de fragmentación está determinada por varios factores ecológicos y espaciales que en conjunto definen la estructura del paisaje y condicionan su funcionamiento. En primer lugar, el tamaño de los fragmentos de vegetación constituye un factor central: los fragmentos más extensos mantienen una mayor proporción de hábitat interior, reducen los efectos de borde y permiten la permanencia de poblaciones viables de especies, mientras que los fragmentos pequeños presentan una mayor susceptibilidad a procesos de extinción local y a la pérdida de diversidad genética (Fahrig, 2003).

Otro aspecto relevante es la forma de los fragmentos, pues parches compactos o de geometría simple tienden a conservar mejor sus funciones ecológicas que aquellos con formas irregulares o alargadas. Una morfología irregular incrementa la proporción de bordes, lo que amplifica la exposición de la vegetación a perturbaciones externas como la entrada de especies invasoras, la alteración del microclima y la presión de actividades humanas (Laurance et al., 2018).

El grado de aislamiento entre fragmentos es también un determinante fundamental. La distancia que separa a un parche de los demás condiciona la posibilidad de flujo genético, dispersión de semillas y movilidad de fauna. Fragmentos aislados tienden a comportarse como islas ecológicas con menor resiliencia, mientras que

fragmentos próximos entre sí facilitan la conectividad funcional y el mantenimiento de procesos ecológicos (Haddad *et al.*, 2015).

A esto se suma la presencia de bordes, entendida como la zona de transición entre el interior del fragmento y el entorno inmediato. Los bordes generan cambios en las condiciones microambientales (temperatura, humedad, incidencia de luz) y pueden reducir la calidad del hábitat interior. A mayor proporción de borde respecto al área total, mayor es el impacto negativo sobre la estabilidad del ecosistema (Murcia, 1995).

Finalmente, la continuidad del hábitat es un factor que integra a los anteriores, ya que refleja la proporción entre áreas de vegetación (foreground) y áreas sin vegetación (background) en diferentes escalas de observación. Este aspecto es especialmente importante en paisajes heterogéneos, donde la intercalación de usos de suelo puede fragmentar la cobertura natural en mosaicos que limitan el flujo ecológico. La continuidad garantiza la existencia de corredores biológicos y zonas núcleo, mientras que su pérdida conduce a paisajes altamente fragmentados y vulnerables (Turner, 1989).

En conjunto, estos factores permiten que la fragmentación sea concebida no solo como un patrón espacial observable, sino como un proceso ecológico con implicaciones directas en la biodiversidad, la resiliencia y el valor ecológico de un territorio. De esta manera, la aplicación del modelo FAD-MS permite representar de forma objetiva la estructura del paisaje y constituye un insumo esencial para la integración del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla.

4.2.2. Conectividad del paisaje

La conectividad constituye un aspecto fundamental en el mantenimiento de los procesos biológicos y en la estabilidad de los ecosistemas, ya que permite el flujo de organismos, genes y materia entre distintos fragmentos de hábitat (Taylor *et al.*, 1993; Crooks & Sanjayan, 2006). Para evaluar este parámetro en la Sierra Norte de Puebla se utilizó el producto Sentinel-2 Land Use and Land Cover (LULC 2021) con resolución espacial de 10 metros, que ofrece once categorías de cobertura: árboles,

arbustos, vegetación herbácea, cultivos, vegetación inundable, áreas urbanas o construidas, suelo desnudo, agua, nieve/hielo, nubes y matorral abierto o pastizales (ESA, 2021).

A partir de estas categorías se realizó una reclasificación binaria con el fin de adecuar la información a los requerimientos del modelo de conectividad. Las clases de árboles y vegetación inundable fueron consideradas como vegetación (foreground), mientras que arbustos, vegetación herbácea, cultivos, áreas urbanas, suelo desnudo, agua, nieve/hielo, nubes y matorral abierto/pastizales se agruparon como no vegetación (background). Esta reclasificación permitió focalizar el análisis en aquellas coberturas con mayor relevancia estructural y funcional para la conectividad ecológica.

Una vez preparada la capa binaria, el análisis se llevó a cabo mediante el software GUIDOS Toolbox (GTB) utilizando el modelo FAD-APP 2-class, diseñado para evaluar la conectividad estructural de la vegetación (ESA, 2021). Este modelo funciona a partir de un análisis de adyacencia de píxeles, en el que se determina si los elementos de foreground se encuentran conectados entre sí formando conglomerados continuos o, por el contrario, si permanecen aislados dentro de la matriz de background. De este modo, el modelo clasifica cada píxel de vegetación en función de la relación que guarda con su entorno inmediato, generando una representación espacial del grado de continuidad de la cobertura.

El producto de salida del modelo distingue dos categorías principales:

- Vegetación conectada: corresponde a áreas continuas de cobertura capaces de sostener procesos ecológicos y de facilitar la movilidad de organismos entre distintos sectores del paisaje.
- Vegetación no conectada: identifica fragmentos aislados rodeados por usos antrópicos o coberturas abiertas, con limitada capacidad de interacción ecológica.

Estas dos categorías reflejan de manera clara el estado de la conectividad estructural del paisaje y permiten identificar tanto los corredores biológicos como los vacíos de conectividad presentes en la región.

La conectividad del paisaje está determinada por diversos factores ecológicos y espaciales que influyen directamente en la capacidad de los ecosistemas para mantener su funcionalidad. Entre ellos se encuentra la distancia entre fragmentos de vegetación, que condiciona la dispersión de semillas, el flujo genético y el desplazamiento de la fauna (Hilty *et al.*, 2020). Asimismo, el tamaño y la forma de los parches determinan en gran medida la posibilidad de conexión, ya que fragmentos grandes y compactos tienden a conservar mejor la continuidad que aquellos pequeños e irregulares. La presencia de corredores naturales, como cañadas, riberas o franjas de vegetación ribereña, constituye otro factor decisivo al facilitar los intercambios ecológicos, mientras que la matriz circundante —ya sea agrícola, urbana o de pastizales— puede actuar como barrera o, en menor medida, como zona de permeabilidad parcial (Fahrig, 2003). Finalmente, la continuidad espacial de la cobertura, expresada en el índice de agregación que calcula el modelo, sintetiza la proporción de foreground frente al background y permite evaluar de manera objetiva la estructura del paisaje en relación con la conectividad.

En este sentido, el modelo FAD-APP 2-class ofrece una metodología robusta para representar la conectividad ecológica de la Sierra Norte de Puebla, ya que transforma la información satelital en un mapa categórico que resume la interacción entre fragmentos de vegetación y la matriz antrópica. De esta forma, la conectividad se integra como un parámetro esencial en el cálculo del valor ecológico, aportando evidencia sobre la capacidad del territorio para mantener procesos ecológicos fundamentales y para sostener la integridad funcional del paisaje.

4.2.3. Biodiversidad

La variable de biodiversidad se construyó a partir de registros de ocurrencia obtenidos en el Global Biodiversity Information Facility (GBIF), una plataforma internacional que concentra información biológica de libre acceso proveniente de colecciones científicas, herbarios, zoológicos, inventarios de campo, programas de

monitoreo y observaciones comunitarias (GBIF, 2023). El uso de esta base de datos responde a la necesidad de contar con un insumo amplio y estandarizado, que permita integrar información dispersa sobre la riqueza biológica de la Sierra Norte de Puebla, región reconocida por su alta heterogeneidad ambiental y su papel estratégico en la conservación de la biodiversidad nacional (CONABIO, 2011).

Para el análisis se seleccionaron los principales grupos taxonómicos que cuentan con una mayor representatividad en la zona y que además disponen de un número suficiente de registros en GBIF: aves, mamíferos, anfibios, reptiles y plantas vasculares. La inclusión de estos cinco grupos se justifica porque aportan funciones ecológicas esenciales al ecosistema. Las aves cumplen roles de dispersión de semillas y control de insectos; los mamíferos participan en la dinámica trófica y en la regeneración de bosques; los anfibios y reptiles son bioindicadores sensibles a cambios ambientales; mientras que las plantas vasculares constituyen la base de los ecosistemas al proveer estructura y energía (Dirzo *et al.*, 2014). Otros grupos, como insectos o peces, no se incorporaron debido a la escasa representación de registros en la zona de estudio, lo que habría limitado la validez del análisis espacial.

La base de datos inicial obtenida de GBIF fue sometida a un exhaustivo proceso de depuración en R con el objetivo de garantizar su calidad y confiabilidad. En primer lugar, se eliminaron los registros con coordenadas faltantes o inválidas (casos con valores 0,0). Posteriormente, se aplicó un filtro temporal, conservando únicamente las ocurrencias registradas a partir de 1950, de manera que se minimizaran los sesgos asociados a registros históricos sin precisión geográfica o con nomenclatura obsoleta. Asimismo, se estableció un criterio de precisión posicional: se descartaron los registros cuya latitud o longitud presentaran menos de tres decimales, reteniendo únicamente aquellos con mayor resolución. Este paso fue fundamental, ya que coordenadas poco precisas pueden desplazar los puntos a varios kilómetros de su ubicación real (Hijmans *et al.*, 2005).

Adicionalmente, se eliminaron los duplicados espaciales, definidos como ocurrencias con las mismas coordenadas. Una vez realizada esta limpieza, se aplicó un procedimiento de thinning espacial o rarefacción de puntos, con el fin de reducir

la autocorrelación espacial y evitar la sobre-representación de áreas con un alto esfuerzo de muestreo (Kramer-Schadt *et al.*, 2013). Este procedimiento consiste en establecer una distancia mínima entre registros, de manera que cuando varios puntos se encuentran demasiado próximos, solo se conserva uno de ellos. El resultado es una base de datos espacialmente más homogénea, que refleja de manera más equilibrada la diversidad biológica de la región.

Tras la depuración, los datos se estandarizaron al nivel de género. Esta decisión metodológica se tomó por varias razones. En primer lugar, el nivel de especie suele presentar inconsistencias debido a errores de identificación, sinonimias taxonómicas y variabilidad en la calidad de los registros, especialmente en bases de datos con aportaciones históricas. En segundo lugar, el nivel de género ofrece un balance adecuado entre detalle y confiabilidad, ya que mantiene un grado de resolución suficiente para identificar patrones espaciales de biodiversidad, pero con menor riesgo de error (Graham & Hijmans, 2006). Finalmente, el uso de géneros permite la comparación entre distintos grupos taxonómicos, lo que facilita la integración de la variable con el resto de los parámetros considerados en el cálculo del valor ecológico.

La construcción del mapa de biodiversidad se realizó en QGIS. Para ello se generó una cuadrícula de 1 km × 1 km que abarcó toda la zona de estudio. Sobre esta malla, cada celda recibió un valor correspondiente al número de géneros distintos presentes, de modo que el indicador utilizado fue la riqueza de géneros y no la cantidad total de registros. Esto implica que, aunque en una celda se concentraran múltiples ocurrencias de un mismo género, estas se contabilizaron como una sola unidad, evitando sobreestimaciones derivadas de diferencias en el esfuerzo de muestreo. La elección de una resolución espacial de 1 km² responde al interés de capturar patrones locales de diversidad en un área geográficamente heterogénea, como la Sierra Norte de Puebla, sin perder comparabilidad con el resto de variables ambientales utilizadas en el proyecto (Soberón & Peterson, 2005).

La variable de biodiversidad está determinada por diversos factores ecológicos y biogeográficos. La riqueza taxonómica expresa la variedad de géneros presentes

en un territorio y depende directamente de la disponibilidad de hábitat y la heterogeneidad ambiental. La representatividad de los grupos taxonómicos incluidos asegura la incorporación de distintos niveles funcionales de los ecosistemas.

4.2.4. Vulnerabilidad

La variable de vulnerabilidad se construyó con el propósito de identificar aquellas áreas de la Sierra Norte de Puebla donde convergen especies endémicas y especies en alguna categoría de riesgo, con el fin de ubicar los sitios más críticos para la conservación. Para ello se integraron diversas fuentes de información: los registros de ocurrencia de especies disponibles en la base de datos GBIF (GBIF, 2023), el estado de conservación de acuerdo con la Lista Roja de la UICN en las categorías En Peligro (EN), Vulnerable (VU) y Casi Amenazado (NT) (IUCN, 2023), y la verificación de la condición de endemismo mediante la plataforma Enciclovida de la CONABIO (CONABIO, 2023). Estas categorías de la UICN fueron seleccionadas porque representan los niveles de mayor riesgo de disminución o desaparición de las poblaciones y constituyen un insumo esencial para priorizar las acciones de conservación.

El procedimiento comenzó con la recopilación de registros de animales y plantas en la zona de estudio, que posteriormente fueron sometidos a un proceso riguroso de depuración en RStudio. Esta limpieza incluyó la eliminación de registros sin coordenadas o con coordenadas inválidas, la exclusión de duplicados espaciales y la reducción de la autocorrelación espacial mediante un criterio que conserva únicamente ocurrencias suficientemente separadas entre sí (Hijmans *et al.*, 2005). Además, se estableció un umbral mínimo de diez registros válidos por especie, lo que permitió asegurar una base sólida para el modelado (van Proosdij *et al.*, 2016). Con estos filtros se descartaron los datos de baja calidad y se retuvo únicamente la información con mayor confiabilidad espacial y taxonómica.

Después de este proceso de depuración solo quedaron veinte especies, de las cuales quince corresponden a plantas y cinco a animales. Entre ellas, seis se encuentran clasificadas como EN, seis como VU y ocho como NT. La condición de

endemismo, corroborada en Enciclovida, fue determinante en este conjunto, dado que las especies con rangos de distribución restringidos presentan una mayor susceptibilidad frente a la pérdida de hábitat y a los cambios ambientales.

Con la base depurada se procedió al modelado de nichos ecológicos en el software NicheA (Qiao *et al.*, 2016), que permite definir el espacio ambiental multivariado de cada especie y proyectarlo en el espacio geográfico para obtener mapas de idoneidad climática. Los predictores empleados fueron las variables bioclimáticas de WorldClim con resolución de treinta segundos de arco (Fick & Hijmans, 2017). Este conjunto incluye diecinueve variables derivadas de la temperatura y la precipitación, que representan tanto promedios como extremos y variaciones estacionales: la temperatura media anual (BIO1), el rango diurno medio (BIO2), la isothermalidad (BIO3), la estacionalidad de la temperatura (BIO4), la temperatura máxima del mes más cálido (BIO5), la temperatura mínima del mes más frío (BIO6), el rango anual de temperatura (BIO7), la temperatura media del trimestre más húmedo (BIO8), la temperatura media del trimestre más seco (BIO9), la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10), la temperatura media del trimestre más frío (BIO11), la precipitación anual (BIO12), la precipitación del mes más húmedo (BIO13), la precipitación del mes más seco (BIO14), la estacionalidad de la precipitación (BIO15), la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16), la precipitación del trimestre más seco (BIO17), la precipitación del trimestre más cálido (BIO18) y la precipitación del trimestre más frío (BIO19).

De este conjunto se excluyeron las variables BIO8, BIO9, BIO18 y BIO19, ya que tienden a presentar una alta colinealidad con otras variables ya incluidas, lo que genera redundancia y afecta la estabilidad del modelado. Su eliminación evitó problemas de sobreajuste y permitió mantener un conjunto de predictores más robusto y consistente (Dormann *et al.*, 2013).

El modelado de nicho se realizó a escala nacional, con el objetivo de abarcar el rango ambiental conocido de cada especie y evitar sesgos derivados de distribuciones parciales. Posteriormente, los modelos se recortaron al polígono de la Sierra Norte de Puebla para delimitar el área de interés y obtener las proyecciones

específicas de idoneidad climática dentro de la región. La capa de vulnerabilidad se generó a partir de la superposición de los mapas de nicho de las especies incluidas, contabilizando en cada celda el número de coincidencias. De este modo, los valores más altos reflejaron la presencia potencial simultánea de varias especies endémicas y en riesgo, lo que representa una mayor vulnerabilidad ecológica en esos sitios.

La integración de estos elementos en un solo indicador permitió construir un mapa espacialmente explícito de vulnerabilidad, el cual constituye un componente esencial dentro del cálculo del valor ecológico, ya que aporta una base científica sólida para la planeación territorial y la conservación de la Sierra Norte de Puebla.

4.2.5. Resiliencia

En el marco de este estudio, la resiliencia ecológica se entiende como la capacidad de los ecosistemas de la Sierra Norte de Puebla para mantener sus funciones estructurales y dinámicas frente a perturbaciones, así como para recuperarse tras impactos externos de origen natural o antrópico. Este enfoque parte de la idea de que los ecosistemas más resilientes son aquellos que logran conservar su productividad, regular el flujo de energía y mantener la estabilidad de sus componentes bióticos y abióticos a lo largo del tiempo, a pesar de la variabilidad climática y de las presiones humanas (Holling, 1973; Folke *et al.*, 2004). Para cuantificar esta capacidad se recurrió a la integración de diversas variables ambientales que reflejan procesos clave de la dinámica ecosistémica. En particular, se utilizaron cinco indicadores principales derivados de información satelital y climática: la evapotranspiración real (ET), la evapotranspiración potencial (PET), el Enhanced Vegetation Index (EVI), la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida (FAPAR) y la temperatura de superficie (Seddon, Macias-Fauria, Long, Benz & Willis, 2016).

La ET representa la cantidad de agua transferida desde el suelo y la vegetación hacia la atmósfera, mientras que la PET corresponde a la cantidad máxima de agua que podría perderse bajo condiciones ambientales óptimas de humedad. La relación entre ambas variables permitió construir la razón AET/PET, que constituye un indicador de eficiencia hídrica. Valores elevados de esta relación reflejan

ecosistemas con disponibilidad suficiente de agua para mantener la transpiración de la vegetación, mientras que valores bajos evidencian limitaciones hídricas que reducen la capacidad de recuperación frente a periodos de sequía. El EVI, por su parte, es un índice espectral que cuantifica la densidad y vigor de la vegetación, lo que lo convierte en un indicador de productividad primaria y estabilidad de la cobertura vegetal (Huete *et al.*, 2002). Ecosistemas con altos valores de EVI mantienen procesos de producción de biomasa incluso bajo condiciones adversas, aumentando su capacidad de resiliencia. De manera complementaria, el FAPAR refleja la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación, lo que permite evaluar la eficiencia fotosintética y la vitalidad de la vegetación. Finalmente, la temperatura de superficie influye directamente en los procesos fisiológicos de las plantas y en el balance hídrico del ecosistema; alteraciones extremas o sostenidas en esta variable reducen la estabilidad funcional de los sistemas naturales (Wan *et al.*, 2004).

Para la construcción de la variable de resiliencia se procesaron series temporales de veinte años (2003–2023) obtenidas del sensor MODIS a través de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick *et al.*, 2017). Se recopilieron datos mensuales de EVI, ET, PET, FAPAR y temperatura de superficie, que posteriormente fueron exportados y trabajados en R y Matlab para generar indicadores derivados y capas intermedias. A partir de ET y PET se calculó la relación AET/PET dividiendo los valores de ET entre los de PET píxel por píxel y mes a mes, lo que permitió generar una capa mensual de eficiencia hídrica comparable con las demás variables y consistente a lo largo de las dos décadas de estudio. Debido al volumen de información, los datos mensuales se organizaron en fragmentos espaciales para su procesamiento y se calcularon anomalías respecto a los promedios históricos, con el objetivo de capturar variaciones significativas en la dinámica temporal. En Matlab se estimó la sensibilidad de la vegetación frente a cada variable, identificando la magnitud de respuesta del EVI a cambios en ET, PET, FAPAR y temperatura. Este análisis se realizó en dos modalidades: una versión no ponderada, que refleja directamente la sensibilidad del EVI, y otra ponderada, en la que se incorporaron

coeficientes de regresión, interpretada como Índice de Sensibilidad de la Vegetación (VSI) (Seddon, Macias-Fauria, Long, Benz & Willis, 2016).

Para la construcción del mapa final de resiliencia se utilizó la capa de sensibilidad total no ponderada (SensTotalNW). A esta capa se le aplicó una máscara binaria de vegetación con el objetivo de excluir las áreas sin cobertura y mantener únicamente los valores correspondientes a ecosistemas vegetados. Posteriormente, los valores fueron invertidos de manera que los más altos representaran las áreas de mayor resiliencia y los más bajos las de menor resiliencia. Finalmente, todas las capas fueron integradas y cartografiadas en QGIS, obteniendo el mapa de resiliencia de la Sierra Norte de Puebla como producto final.

En conjunto, la resiliencia de la Sierra Norte de Puebla se conceptualizó como la convergencia de variables relacionadas con la productividad de la vegetación, la eficiencia hídrica y la estabilidad climática, moduladas por la presión humana y la diversidad biológica. El mapa obtenido constituye un insumo esencial para el cálculo del valor ecológico, al proporcionar una visión espacialmente explícita de la capacidad de los ecosistemas para sostenerse y recuperarse frente a perturbaciones.

4.2.6. Cálculo del Valor Ecológico

El cálculo del Valor Ecológico (VE) se llevó a cabo integrando y sintetizando diversas capas de información provenientes de variables clave como la fragmentación, conectividad, vulnerabilidad, biodiversidad y resiliencia. Estas variables fueron representadas en mapas individuales, con el objetivo de reflejar su contribución relativa en el aspecto específico medido. Una vez obtenidos estos mapas, se procedió a su combinación ponderada para generar un mapa final que representara el Valor Ecológico total de la Sierra Norte de Puebla.

El proceso metodológico incluyó varios pasos esenciales. Primero, cada variable fue representada en su respectivo mapa mediante la asignación de valores normalizados entre 0 y 20 para cada píxel, homogeneizando las escalas y

asegurando que la integración posterior no presentara sesgos debido a las diferencias en las mediciones originales.

A continuación, se realizó la integración de los mapas ponderados. Estos mapas fueron superpuestos y combinados, asignando a cada píxel un valor resultante de la suma de los valores de las cinco variables clave. Esto permitió generar un panorama integral que capturara la contribución ecológica de cada área dentro de la Sierra Norte de Puebla.

Posteriormente, el valor ecológico final fue normalizado nuevamente para situarlo en una escala de 0 a 100, donde 0 indicó una contribución ecológica mínima y 100 representó la máxima contribución posible. Esta normalización fue clave para ofrecer una interpretación clara y uniforme del mapa final.

Este enfoque riguroso permitió que el Valor Ecológico de la Sierra Norte de Puebla reflejara con precisión la riqueza ecológica de la región. El mapa resultante no solo contribuyó a la comprensión de la biodiversidad y los ecosistemas, sino que también proporcionó una herramienta valiosa para guiar decisiones informadas en la conservación y gestión sostenible del área (Li, Li, Zhang, O'Connor, Zhang y Yan, 2021).

El cuadro 3. muestra un resumen de los métodos que se emplearán para la creación de los diferentes mapas temáticos.

Cuadro 3. Resumen metodológico.

Valor ecológico:	Variable	Modelo
Evaluación integrada de la biodiversidad, la vulnerabilidad, la resiliencia, la fragmentación y la conectividad en la	Fragmentación: División de un hábitat en fragmentos más pequeños debido a la actividad humana.	FAD/MS
	Conectividad: Capacidad de los hábitats para conectarse y permitir el flujo de especies y materiales.	FAD-APP-2CLASS

Sierra Norte de Puebla, con el fin de identificar las áreas de mayor relevancia ecológica y su papel en el mantenimiento de los procesos ecosistémicos	Vulnerabilidad: Estado de conservación en el que se encuentran las especies endémicas presentes en la zona.	Superposición de nichos ecológicos
	Biodiversidad: Presencia o ausencia de géneros biológicos de seres vivos que habitan en un ecosistema.	Conteo de géneros por cuadrante
	Resiliencia: Capacidad de un ecosistema para recuperarse después de un cambio ambiental.	Análisis de anomalías en 5 variables durante 20 años

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Análisis de patrones de fragmentación

La fragmentación del hábitat es un factor antropogénico que limita la conectividad entre ecosistemas, lo cual tiene un impacto negativo sobre la biodiversidad y los beneficios ambientales. En nuestra investigación, se observó que los cambios en el uso de suelo y vegetación afectan significativamente la fragmentación ecosistémica. Esto coincide con lo señalado por (Romero *et al.*, 2014), quien argumenta que los cambios en la región no solo están relacionados con el uso de suelo y la vegetación, sino también con aspectos sociales y físico-espaciales del territorio. Este hallazgo refuerza la idea de que la fragmentación del hábitat y las dinámicas sociales y espaciales están interrelacionadas, afectando conjuntamente la biodiversidad y los servicios ambientales.

La Sierra Norte de Puebla, México, posee un mosaico único de hábitats que han perdido parte de sus superficies debido a las actividades humanas.

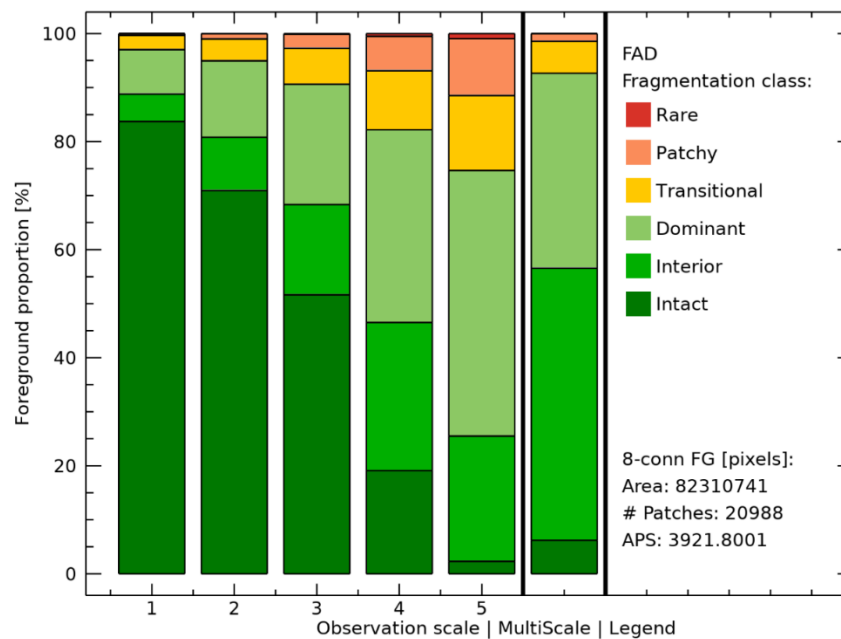


Figura 5. Niveles de fragmentación.

Los resultados de niveles de fragmentación (Fig 5.) (intacto, dominante, transicional, irregular, raro) fueron plasmados en un mapa donde se contrastan las zonas de conservación frente a las áreas impactadas por la fragmentación. Se puede observar el grado de fragmentación forestal en cualquier escala de observación dada a través de las 5 escalas de observación (resumen multi-escala). La agrupación en seis clases de fragmentación permite localizar puntos críticos de áreas forestales altamente fragmentadas u otras clases de fragmentación como el bosque interior (European Commission, 2024). Estos hallazgos coinciden con nuestras observaciones, donde las áreas de mayor fragmentación se identificaron claramente, permitiendo una evaluación precisa de las zonas que requieren atención prioritaria para la conservación y la gestión sostenible.

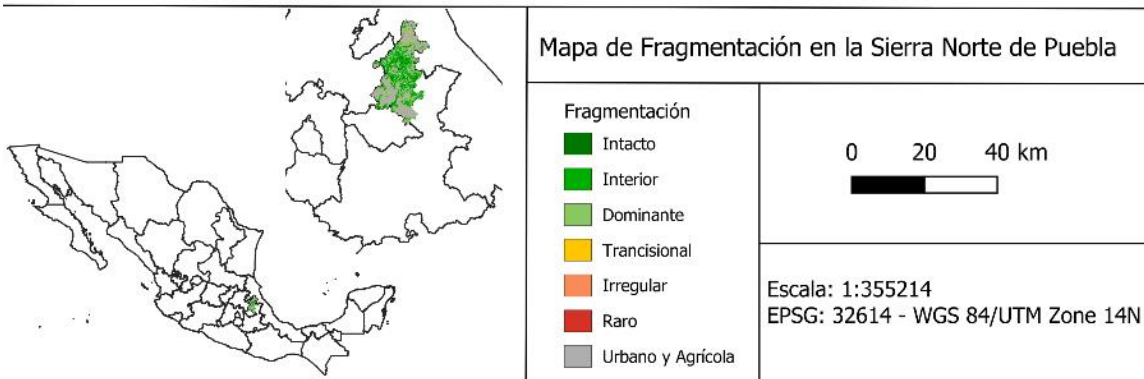
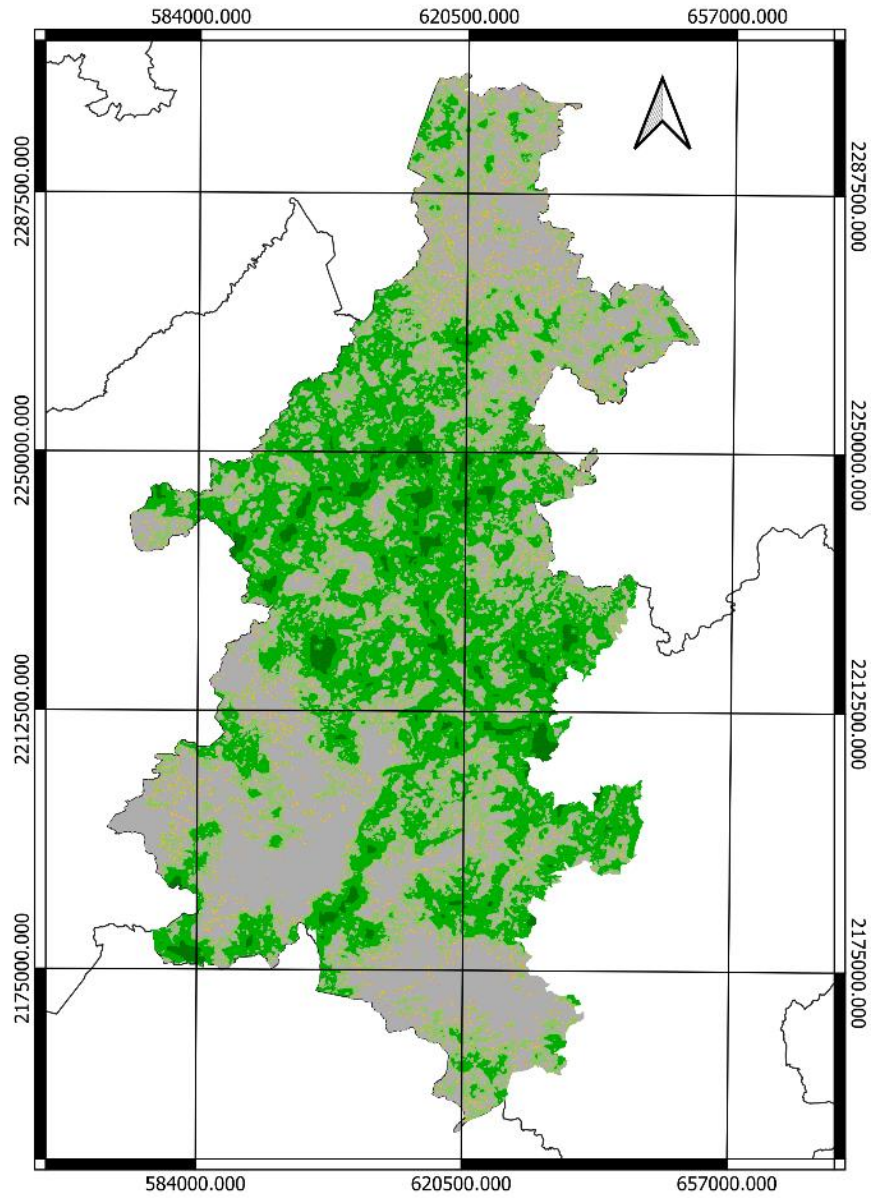


Figura 6. Mapa de fragmentación en la Sierra Norte de Puebla.

En la Sierra Norte de Puebla se observan algunas áreas conservadas (categoría *intacto*, con 2.32%). Estas zonas están rodeadas por aquellas categorizadas como *interior y dominantes*, las cuales predominan respecto a las otras categorías y representan un 38.3%. En los extremos norte y al sur del área de estudio, se encuentra la mayor parte de las zonas de transición (2.68%) y zonas donde no hay ningún tipo de vegetación, estas últimas asociadas principalmente a intervenciones antropogénicas. Estas áreas en total ocupan 56% del área de estudio.

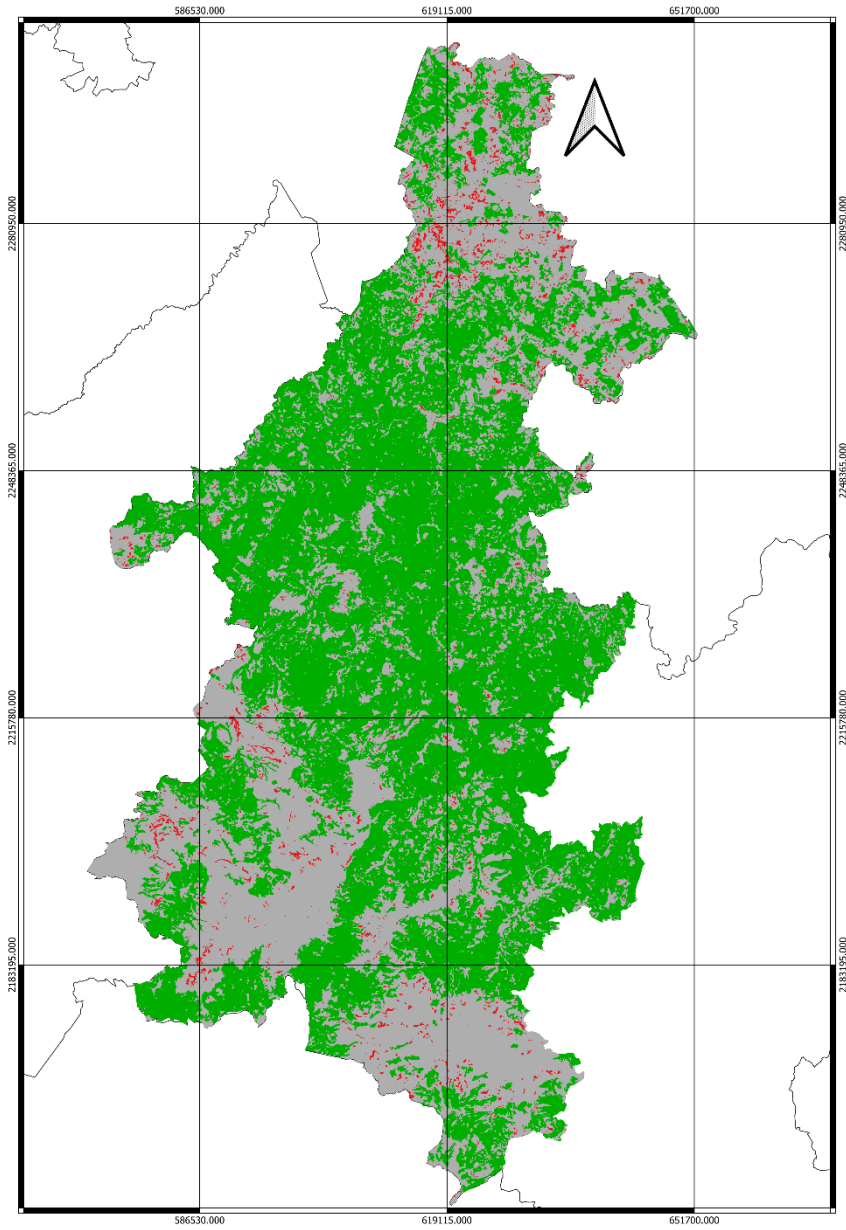
El mapa generado por este análisis (Fig 6.) es una herramienta valiosa para la planificación territorial y ambiental. Permite a los tomadores de decisiones identificar áreas clave para la conservación y gestión sostenible de los recursos naturales. Las áreas intactas y menos fragmentadas deben ser protegidas con medidas estrictas, mientras que las zonas transicionales y sin vegetación necesitan intervenciones de restauración ecológica. Un enfoque integral que combine conservación, manejo sostenible y restauración es esencial para mejorar la conectividad del hábitat y reducir la fragmentación en la Sierra Norte de Puebla. Los datos espaciales y los sistemas de apoyo a la toma de decisiones están transformando el modo en que los gobiernos llevan a cabo la planificación del uso del suelo e incorporan la biodiversidad a una amplia gama de sectores (PNUD, 2022), Estos hallazgos coinciden con nuestra observación de que las herramientas basadas en datos espaciales, como el mapa de conectividad, son cruciales para una planificación efectiva y sostenible, integrando la conservación de la biodiversidad en las decisiones de uso del suelo.

5.2. Evaluación de la conectividad del paisaje

La conectividad ecológica es un factor que impacta en el soporte de la biodiversidad y beneficios ambientales. Los resultados de niveles de conectividad (vegetación conectada y vegetación no conectada) fueron plasmados en un mapa donde se contrastan las zonas de alta conectividad frente a las áreas impactadas por la fragmentación (no conectadas).

Los resultados de este análisis muestran una distribución detallada de los diferentes tipos de datos dentro del conjunto, revelando su composición y estructura. Destaca que la mayoría de los datos se encuentran conectados, representando el 39.6%, mientras que la otra categoría (no conectado) representa 4.4% teniendo una representación mucho menor. La presencia mínima de áreas no conectadas sugiere que, aunque existen áreas impactadas por la fragmentación, estas no dominan el paisaje. Esta información es crucial para identificar y priorizar áreas clave para la conservación y la gestión sostenible de los recursos naturales. Las áreas con alta conectividad deben ser el foco principal de las estrategias de conservación, mientras que las zonas fragmentadas requieren intervenciones específicas para mejorar su conectividad y restaurar su funcionalidad ecológica.

El mapa de conectividad (Fig 7.) elaborado en este estudio no solo proporciona una visión parcial del estado de conservación de la Sierra Norte de Puebla, sino que también es una herramienta útil para los tomadores de decisiones en la planificación territorial y ambiental. La información obtenida puede guiar políticas y acciones destinadas a preservar y mejorar la conectividad del paisaje, garantizando la protección de la biodiversidad y el mantenimiento de los beneficios ambientales que esta región ofrece. La cita de (Duval *et al.*, 2020) respalda esta afirmación al destacar la importancia de la cartografía temática como una herramienta esencial para el manejo del geopatrimonio, ya que sintetiza la información y establece líneas de trabajo. Esta coincidencia resalta la utilidad del mapa de conectividad como una herramienta valiosa en la gestión y conservación del paisaje en la Sierra Norte de Puebla.



Mapa de Conectividad en la Sierra Norte de Puebla

Categorías
■ Conectado
■ No conectado
■ Fondo

0 20 40 km

Escala: 1:355314
 EPSG: 32614 - WGS 84/UTM Zone 14N

Figura 7. Mapa de conectividad en la Sierra Norte de Puebla.

5.3. Identificación de áreas con vulnerabilidad

El mapa de vulnerabilidad generado en este estudio muestra las áreas más críticas dentro de la Sierra Norte de Puebla, donde las especies endémicas y vulnerables se encuentran en mayor riesgo. Los valores de vulnerabilidad, que varían entre 0 y 16, indican la probabilidad de encontrar múltiples nichos ecológicos superpuestos de especies en peligro. Las zonas en color verde representan las áreas más vulnerables, con una alta concentración de especies en riesgo, mientras que las zonas rojas indican áreas de menor vulnerabilidad. Es notable que la zona sur de la Sierra Norte concentra la mayor vulnerabilidad, lo que sugiere una prioridad para las acciones de conservación en esta región. Estos resultados refuerzan la importancia de enfocar esfuerzos en las áreas con mayor superposición de nichos, especialmente en las zonas de mayor vulnerabilidad ecológica.

El mapa (Fig 9.) representa la distribución espacial de la vulnerabilidad de especies en la Sierra Norte de Puebla, empleando una escala continua de valores que va de 0 a 16. Los valores bajos, representados por tonalidades amarillos, naranjas y rojos indican áreas con baja vulnerabilidad, mientras que los tonos verdes y azulados señalan zonas con alta vulnerabilidad.

De acuerdo con la distribución observada, los valores más elevados se concentran en el sector central de la región, donde se identifican núcleos definidos de alta vulnerabilidad. De manera adicional, se presentan parches relevantes en la zona sur, asociados a concentraciones aisladas de valores altos. Las áreas de vulnerabilidad intermedia forman una franja amplia que recorre el centro-norte y centro-sur, conectando los principales focos. En contraste, las zonas con menor vulnerabilidad se ubican predominantemente en la porción sur-occidental y sur-oriental, donde los valores muestran una distribución más homogénea.

Este análisis proporciona una herramienta clave para la planificación de estrategias de conservación, ya que identifica las áreas críticas en términos de biodiversidad vulnerable dentro de la Sierra Norte de Puebla. La concentración de especies endémicas y en riesgo en la zona sur sugiere que estas áreas requieren acciones prioritarias para mitigar las amenazas actuales y preservar su biodiversidad única.

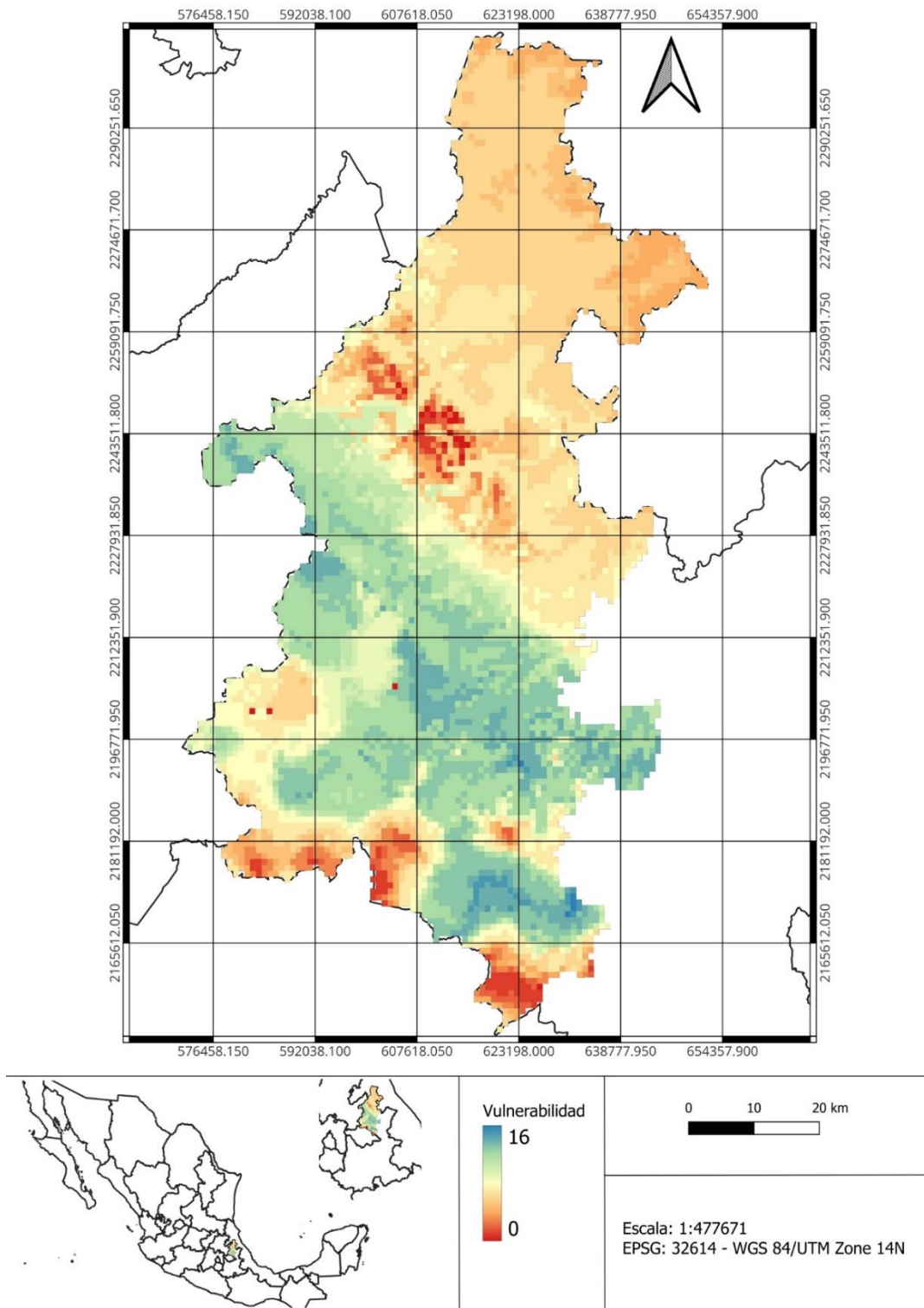


Figura 8. Mapa de vulnerabilidad en la Sierra Norte de Puebla.

5.4. Distribución de la biodiversidad en el paisaje

Áreas de alta diversidad se concentran principalmente en la región centro-sur de la Sierra Norte, donde se observan celdas con valores que van de 8 a 19 géneros por kilómetro cuadrado. Estas zonas de mayor riqueza pueden estar asociadas con microhábitats más complejos o menos perturbados, que proporcionan condiciones ambientales favorables para una mayor variedad de especies. La elevada diversidad en estas áreas las convierte en regiones de alto valor ecológico, siendo fundamentales para la conservación de la biodiversidad local.

En contraste, las zonas con baja riqueza, especialmente aquellas con valores de 0 o 1 género por celda, se encuentran distribuidas principalmente en áreas más perturbadas, como pueden ser zonas agrícolas o cercanas a asentamientos humanos. Estas áreas, al estar sometidas a mayor presión antrópica, tienden a presentar una menor diversidad biológica. La fragmentación del paisaje y la alteración del hábitat en estas zonas pueden estar limitando la presencia de una mayor cantidad de géneros.

El análisis de este mapa (Fig 9.) también tiene importantes implicaciones para la conservación. Las áreas con mayor riqueza de géneros deben ser priorizadas para la protección, ya que representan zonas clave para mantener la biodiversidad de la región. Además, al correlacionar estas zonas con los mapas de fragmentación y conectividad generados previamente, se puede identificar si las áreas más ricas en biodiversidad coinciden con zonas menos fragmentadas o mejor conectadas, lo que permitirá proponer estrategias de manejo más integrales y efectivas.

Esta información espacial es crucial para comprender la relación entre biodiversidad y factores ecológicos clave, y proporcionará una base sólida para la toma de decisiones en la planificación territorial y en la gestión sostenible de la Sierra Norte de Puebla.

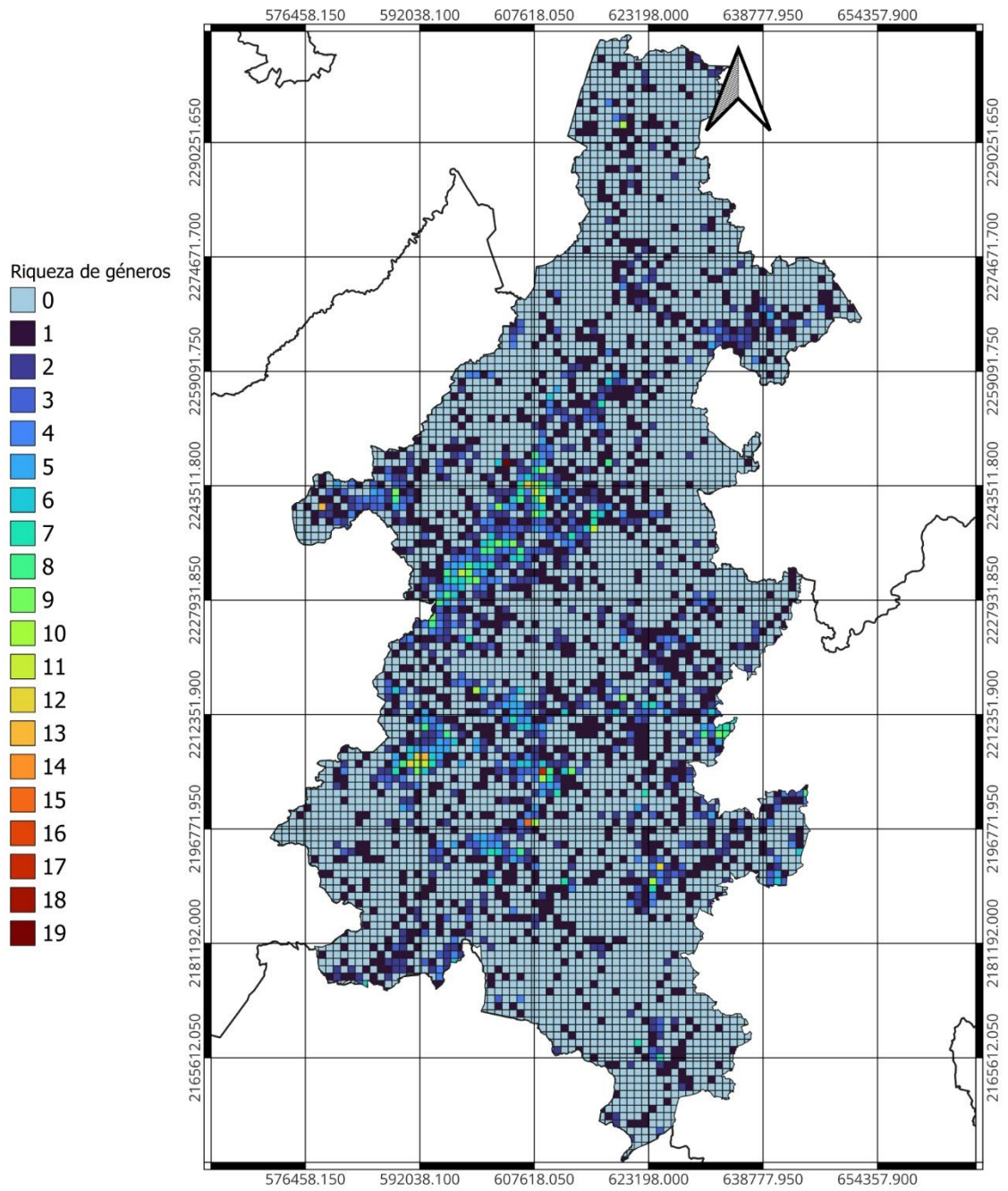


Figura 9. Mapa de biodiversidad en la Sierra Norte de Puebla.

5.5. Niveles de resiliencia en el área de estudio

El mapa de resiliencia resultante (Fig. 10) muestra una clara diferenciación espacial en la capacidad de resiliencia de los ecosistemas dentro de la Sierra Norte de Puebla. Las áreas en tonos verdes indican los sitios de mayor resiliencia en la región, principalmente localizados en las zonas central y sur de la Sierra. Estas áreas, que presentan una mayor capacidad para mantener su funcionamiento ecosistémico frente a disturbios, suelen estar asociadas con una cobertura vegetal más continua y menor intervención antropogénica, lo cual favorece el funcionamiento del ciclo hídrico y la fotosíntesis.

En contraste, las zonas en tonos rojos representan áreas de baja resiliencia, indicando una mayor sensibilidad a disturbios y una capacidad limitada de recuperación. Estas áreas de menor resiliencia se encuentran principalmente en el norte y sur extremo de la Sierra, donde factores como la fragmentación del hábitat y la presión de actividades humanas limitan la capacidad de recuperación de la vegetación. Al contrastar este mapa de resiliencia con los mapas de fragmentación y conectividad previamente elaborados, se observa que las zonas con baja resiliencia corresponden en gran medida con áreas de alta fragmentación y baja conectividad, lo que confirma la hipótesis de que la fragmentación del hábitat tiene un impacto directo en la resiliencia de los ecosistemas. Este hallazgo subraya la importancia de preservar los corredores ecológicos para mejorar la conectividad y, en consecuencia, fomentar una mayor resiliencia.

Los resultados sugieren que las áreas de baja resiliencia requieren intervenciones urgentes para mitigar el impacto de actividades humanas y restaurar su capacidad de recuperación. La identificación de estas zonas prioritarias permite enfocar esfuerzos en la conservación de áreas clave, promoviendo la restauración ecológica en los puntos críticos de baja resiliencia y la protección de las áreas de alta resiliencia.

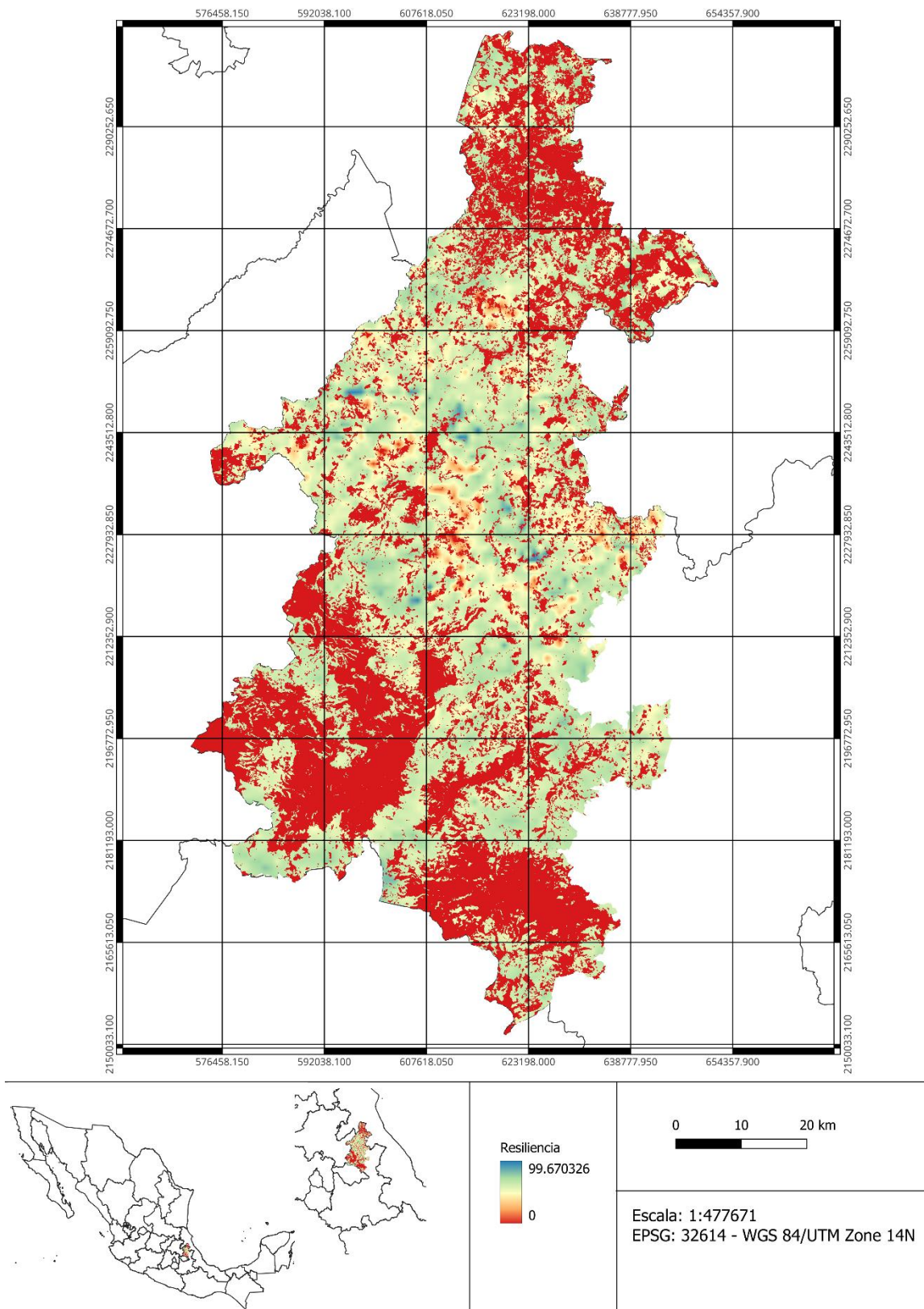


Figura 10. Mapa de resiliencia en la Sierra Norte de Puebla.

5.6. Síntesis del valor ecológico

El mapa de valor ecológico obtenido permite identificar espacialmente las zonas de mayor relevancia para la conservación y el manejo ambiental en la Sierra Norte de Puebla. Las áreas con valores altos en el mapa representan sitios de alta importancia ecológica, caracterizados por condiciones ambientales y de hábitat que favorecen la biodiversidad y la resiliencia de los ecosistemas. Estas zonas suelen coincidir con áreas de alta conectividad y menor fragmentación, lo cual refuerza su rol como refugios de biodiversidad y corredores ecológicos naturales. La alta puntuación en estas áreas indica características ambientales favorables, como una cobertura vegetal bien conservada y condiciones climáticas adecuadas, junto con una baja intervención humana. Esto las convierte en sitios prioritarios para la conservación, pues poseen una capacidad notable para sostener una biodiversidad robusta y resiliente frente a los disturbios.

Por otro lado, las áreas con valores bajos en el mapa de valor ecológico, representadas en tonos más claros, indican zonas de menor relevancia ecológica que generalmente se encuentran en áreas más fragmentadas o con menor cobertura vegetal. Estas áreas podrían estar más expuestas a actividades antropogénicas como la agricultura o el desarrollo urbano, factores que afectan la integridad de los ecosistemas y reducen su capacidad para sostener funciones ecológicas vitales. Estas zonas son, por tanto, prioritarias para intervenciones de restauración que busquen mejorar su valor ecológico.

La distribución espacial del valor ecológico en el mapa (Fig 10.) muestra una variación significativa a lo largo de la Sierra Norte de Puebla, evidenciando una red de parches y corredores de vegetación que mantienen una buena conectividad en ciertas zonas. Esto es fundamental para el movimiento de especies y la preservación de la biodiversidad a largo plazo, al facilitar el flujo genético y reducir los efectos del aislamiento poblacional. Las áreas de alto valor ecológico identificadas en el mapa, en su mayoría concentradas en la parte central y el suroeste de la Sierra, coinciden visualmente con corredores naturales que

consolidan su importancia en la planificación territorial y en las estrategias de conservación a nivel regional.

En conclusión, este análisis del valor ecológico proporciona una herramienta integral para orientar estrategias de conservación y restauración en la Sierra Norte de Puebla. Las zonas de alto valor pueden considerarse refugios esenciales de biodiversidad, mientras que las áreas de bajo valor ecológico representan oportunidades para intervenciones de restauración que mejoren las condiciones ambientales y fortalezcan la resiliencia del ecosistema. La identificación de estas zonas prioritarias permite enfocar esfuerzos de conservación en áreas clave, promoviendo una gestión sostenible del territorio que garantice la preservación de los ecosistemas de la Sierra Norte de Puebla.

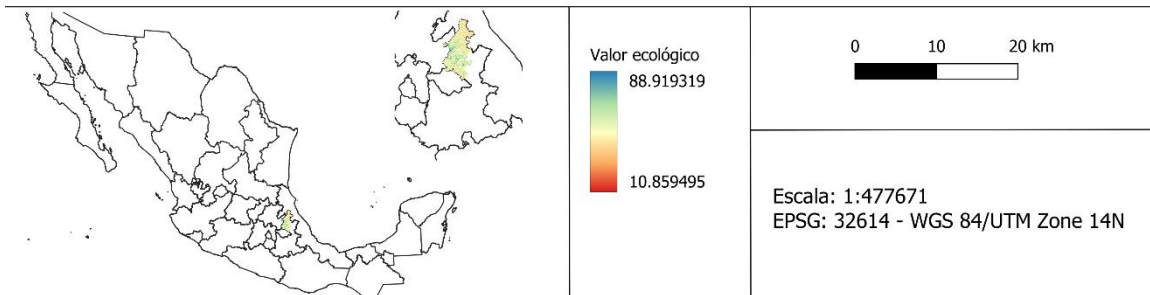
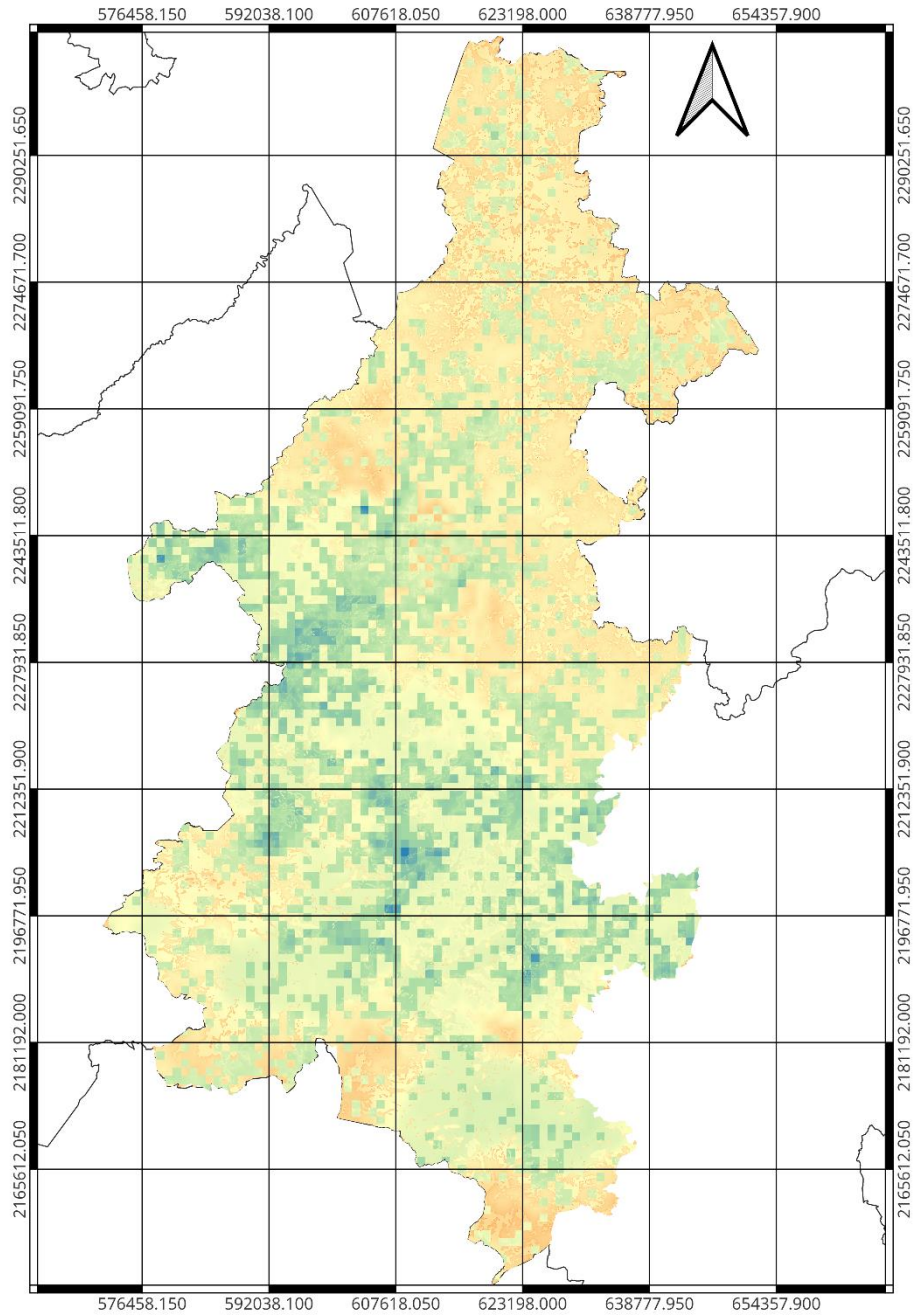


Figura 11. Mapa de valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla.

5.7. Análisis comparativo del valor ecológico por municipio

Con el fin de profundizar en las diferencias territoriales, se realizó un análisis comparativo del valor ecológico por municipio. El cuadro 4. presenta los valores obtenidos para los 35 municipios que conforman la Sierra Norte de Puebla. Este enfoque permite identificar cuáles municipios concentran las áreas de mayor valor ecológico y cuáles presentan condiciones más críticas, aportando elementos para la toma de decisiones en materia de conservación y manejo ambiental.

Cuadro 4. Valor ecológico por municipio.

Municipio	Promedio	Min	Max
Ahuacatlán	60.04	22.69	79.9
Ahuazotepec	60.16	12.08	74.39
Amixtlán	56.71	19.18	67.73
Aquixtla	54.37	14	76.18
Camocuautla	56.56	10.24	70.57
Chiconcuautla	55.64	18.89	77.71
Chignahuapan	54.71	7.9	80
Coatepec	54.98	18.88	66.64
Cuautempan	61.18	23.43	76.55
Francisco Z. Mena	46.84	0	70.56
Hermenegildo Galeana	50.21	16.81	66.74
Honey	61.3	8.25	85.42
Huauchinango	63.46	18.59	80.14
Ixtacamaxtitlán	52.04	7.14	75.3
Jalpan	50.38	9.73	70.24
Jopala	48.4	10.86	68.11
Juan Galindo	63.95	36.91	76.03
Naupan	56.47	21.31	73.31
Olintla	50.29	9.09	66.75
Pahuatlán	60.25	9.98	76.51

Pantepec	47.65	9.02	64.65
San Felipe Tepatlán	56.17	18.25	69.36
Tepango de Rodríguez	61.14	17.73	78.17
Tepetzintla	60.2	21.31	76.21
Tetela de Ocampo	58.52	8.04	84.92
Tlacuilotepec	49.69	11.73	74.74
Tlaola	51.45	15.84	76.89
Tlapacoya	50.1	16.02	68.03
Tlaxco	48.27	11.59	67.43
Venustiano Carranza	48.18	0	64.58
Xicotepec	54.29	10.27	89.24
Xochiapulco	61.14	8.47	79.86
Zacatlán	60.62	10.64	89.56
Zihuateutla	50.33	7.03	76.33
Zongozotla	61.22	10.24	78.75

El análisis municipal del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla muestra una estratificación clara de los resultados. El promedio general entre municipios fue de 55.34, con una mediana de 55.64, mientras que el primer cuartil ($Q1 = 50.31$) y el tercer cuartil ($Q3 = 60.23$) permiten establecer tres grupos: municipios con valores altos ($\text{Promedio} > Q3$), medios ($Q1 \leq \text{Promedio} \leq Q3$) y bajos ($\text{Promedio} < Q1$). Este criterio estadístico ofrece una clasificación objetiva y sólida de la distribución regional.

En el grupo alto ($\text{Promedio} > Q3 = 60.23$) se ubican Juan Galindo (63.95) y Huauchinango (63.46), acompañados por Honey (61.30), Zongozotla (61.22), Cuautempan (61.18), Xochiapulco (61.14), Tepango de Rodríguez (61.14), Zacatlán (60.62) y Pahuatlán (60.25). Entre ellos, Juan Galindo combina el mejor promedio con una variabilidad interna reducida (76.03–36.91; rango 39.12), lo que sugiere una homogeneidad espacial favorable y continuidad de procesos ecológicos. En contraste, Zacatlán, Xochiapulco, Honey y Zongozotla presentan rangos internos

muy amplios (superiores a 70 puntos), lo que revela la coexistencia de áreas con valor muy alto y otras rezagadas. Estos municipios requieren acciones de restauración y mejora de conectividad para elevar los sectores de menor desempeño.

El grupo medio ($Q1 = 50.31 \leq \text{Promedio} \leq Q3 = 60.23$) concentra la mayor parte de los municipios. Destacan Tepetzintla (60.20), Ahuazotepec (60.16), Ahuacatlán (60.04) y Tetela de Ocampo (58.52), acompañados de Amixtlán, Camocuautla, Naupan, San Felipe Tepatlán, Chiconcuautla, Coatepec, Chignahuapan, Aquixtla, Xicotepec, Ixtacamaxtitlán, Tlaola, Jalpan y Zihuateutla. Dentro de este grupo, algunos municipios como Tetela de Ocampo y Xicotepec, aunque intermedios en promedio, alcanzan máximos muy altos (84.92 y 89.24, respectivamente) y exhiben rangos internos amplios, lo que refleja la presencia de núcleos de gran relevancia ecológica conviviendo con zonas más deterioradas. Otros casos, como Coatepec (54.98) y Amixtlán (56.71), muestran valores intermedios con mayor homogeneidad (rangos más contenidos), lo que denota estabilidad interna, aunque sin alcanzar picos sobresalientes.

En el grupo bajo ($\text{Promedio} < Q1 = 50.31$) se encuentran municipios como Francisco Z. Mena (46.84), Pantepec (47.65), Venustiano Carranza (48.18), Tlaxco (48.27), Jopala (48.40), Tlacuilotepec (49.69), Tlapacoya (50.10), Hermenegildo Galeana (50.21) y Olintla (50.29). Aquí no solo preocupa el promedio reducido, sino la presencia de valores mínimos extremos, con registros de 0.0 en Francisco Z. Mena y Venustiano Carranza, que indican áreas prácticamente sin valor ecológico. Estos casos reflejan presiones antrópicas intensas y fragmentación del paisaje, lo que genera discontinuidad en los procesos ecosistémicos. Para este grupo la prioridad debe ser la restauración ecológica focalizada y el reordenamiento de los usos del suelo.

El análisis del rango interno (máximo – mínimo) complementa la interpretación al mostrar la heterogeneidad espacial dentro de cada municipio. Los rangos más amplios se registran en Xicotepec (78.97), Zacatlán (78.92), Honey (77.17), Tetela de Ocampo (76.88) y Chignahuapan (72.10), lo que señala contrastes marcados y

la necesidad de intervenciones para reducir desigualdades internas. En cambio, Juan Galindo (39.12), Coatepec (47.76), Amixtlán (48.55), Hermenegildo Galeana (50.43) y San Felipe Tepatlán (50.94) muestran rangos más reducidos, lo que indica mayor consistencia interna, aunque sin alcanzar siempre los niveles más altos.

En síntesis, el análisis permite identificar tres escenarios de gestión diferenciada: municipios “ancla” de alto desempeño y consistencia, como Juan Galindo, que requieren medidas de conservación estricta; municipios con valores altos pero brechas internas, como Zacatlán, Xicotepec, Honey y Tetela de Ocampo, donde se necesita reducir contrastes mediante restauración y manejo del paisaje; y municipios con valores bajos y mínimos críticos, como Francisco Z. Mena y Venustiano Carranza, donde son urgentes las acciones de recuperación y reordenamiento territorial. Esta clasificación, basada en cuantiles y rangos, ofrece una lectura objetiva de la heterogeneidad regional y un marco sólido para orientar la conservación y el manejo del paisaje en la Sierra Norte de Puebla.

5.8. Integración de resultados

Los resultados de este estudio sobre la Sierra Norte de Puebla ofrecen una visión integral de los factores que influyen en la estructura y funcionalidad de los ecosistemas locales, al analizar la fragmentación, conectividad, vulnerabilidad, biodiversidad, resiliencia y valor ecológico. Este análisis multidimensional permite identificar áreas prioritarias para la conservación y zonas que necesitan intervenciones específicas debido a sus altos niveles de vulnerabilidad y baja resiliencia. A continuación, se presentan los hallazgos más relevantes de cada variable, integrando referencias y comparaciones con estudios previos.

El mapa de fragmentación revela un patrón claro en la Sierra Norte de Puebla, donde áreas con cobertura vegetal continua y mínima intervención humana (clasificadas como "intactas" e "interiores") se concentran en el centro y algunas partes del sur de la región. Estos patrones son consistentes con investigaciones previas que destacan cómo las áreas de alta fragmentación tienden a presentar mayores tasas de pérdida de biodiversidad y menor capacidad de regeneración del

ecosistema (Fahrig, 2003). Este artículo de (Haddad *et al.*, 2015) aborda los efectos de la fragmentación del hábitat en los ecosistemas y cómo las actividades humanas (como la agricultura y el desarrollo urbano) contribuyen a la presión sobre estos hábitats, afectando su capacidad para mantener la biodiversidad y los procesos ecológicos. Además, estudios recientes han demostrado que la fragmentación también puede alterar procesos climáticos locales, exacerbando los efectos del cambio climático en áreas vulnerables (Peters *et al.*, 2020).

La fragmentación tiene efectos directos sobre la biodiversidad, ya que divide los hábitats en parches más pequeños y aislados, lo que restringe el movimiento de especies y el acceso a recursos vitales (Haddad *et al.*, 2015). Estos resultados coinciden con estudios previos que destacan cómo la fragmentación aumenta el riesgo de extinción de poblaciones locales debido a la reducción de áreas habitables y a la disminución de la diversidad genética, al reducir el tamaño efectivo de las poblaciones (Taylor *et al.*, 1993). Esto es particularmente relevante en regiones como la Sierra Norte de Puebla, donde la fragmentación interactúa con otros factores antropogénicos para aumentar la vulnerabilidad ecológica (Laurance *et al.*, 2011). La fragmentación observada en la Sierra Norte de Puebla sugiere la necesidad de implementar estrategias de conservación específicas para mantener la conectividad entre los parches de hábitat y reducir los impactos de las actividades humanas en las zonas más afectadas.

El mapa de conectividad ecológica complementa los hallazgos de fragmentación al mostrar que, a pesar de la existencia de zonas fragmentadas, aún se mantienen corredores ecológicos que facilitan el flujo de especies. Las áreas con alta conectividad, ubicadas principalmente en la zona central de la Sierra Norte de Puebla, cumplen un rol fundamental como corredores biológicos, permitiendo el movimiento de especies y la dispersión genética a través del paisaje. La importancia de los corredores en paisajes fragmentados ha sido ampliamente documentada por autores como Bennett (2003), quien enfatiza que estos espacios son esenciales para mitigar los impactos negativos de la fragmentación. Sin embargo, las zonas de

baja conectividad, especialmente hacia los bordes, limitan estos intercambios y aumentan la vulnerabilidad de las poblaciones locales (Opdam y Wascher, 2004).

La conectividad ecológica es crucial para los ecosistemas, ya que facilita el desplazamiento de especies en busca de hábitats adecuados en respuesta a cambios ambientales o disturbios. De acuerdo con Saura *et al.* (2011) los corredores ecológicos no solo son importantes para la biodiversidad local, sino que también juegan un papel clave en la adaptación de los ecosistemas frente al cambio climático, al permitir que las especies migren hacia áreas con condiciones climáticas más favorables. Además, trabajos recientes sugieren que los corredores también pueden servir como zonas de amortiguamiento contra eventos extremos, como incendios forestales o inundaciones (Keeley *et al.*, 2019). En la Sierra Norte de Puebla, las áreas conectadas representan oportunidades valiosas para la conservación, y cualquier interrupción en estos corredores podría tener consecuencias graves para la biodiversidad local y regional.

El análisis de la riqueza de géneros en el mapa de biodiversidad muestra una clara concentración de alta diversidad en las áreas centrales de la Sierra. Estas zonas coinciden con áreas de baja fragmentación y alta conectividad, lo cual sugiere que la continuidad del hábitat es un factor determinante para mantener altos niveles de biodiversidad. Esto está en línea con la literatura que indica que los paisajes heterogéneos y bien conectados suelen albergar una mayor diversidad biológica, proporcionando refugios clave para especies amenazadas (Tilman *et al.*, 1994). La diversidad genética y de especies en estos puntos de alta riqueza es fundamental para la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas, ya que incrementa la capacidad de los sistemas naturales para adaptarse a cambios y perturbaciones (Loreau *et al.*, 2001).

La relación entre conectividad, fragmentación y biodiversidad observada en la Sierra Norte de Puebla concuerda con la teoría de la biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967), la cual propone que la biodiversidad es mayor en áreas grandes y conectadas debido a la menor probabilidad de extinción y a una mayor tasa de inmigración de especies. Estudios contemporáneos han expandido esta teoría para

incluir paisajes terrestres, destacando cómo la fragmentación artificial puede reducir la capacidad de colonización y recuperación ecológica (Drakare *et al.*, 2006). La conservación de estas áreas de alta biodiversidad es crucial, ya que cualquier pérdida de hábitat o desconexión de los parches podría llevar a una disminución significativa en la riqueza de especies, afectando a los procesos ecológicos esenciales que sostienen la estructura del ecosistema.

El mapa de vulnerabilidad muestra un contraste evidente con el mapa de resiliencia, destacando las áreas que son más susceptibles a los disturbios. Las zonas de alta vulnerabilidad se encuentran en los bordes de la Sierra y en algunas áreas centrales, que además coinciden con las zonas de mayor fragmentación y menor conectividad. Esto sugiere que la vulnerabilidad de estas áreas está directamente relacionada con la presión de actividades antropogénicas, como la agricultura intensiva y el desarrollo urbano (Tilman *et al.*, 2001). Estudios recientes han confirmado que los paisajes fragmentados son más susceptibles a alteraciones climáticas y biológicas debido a su menor capacidad de amortiguar disturbios externos (Turner *et al.*, 2020).

La vulnerabilidad en estos sitios podría tener efectos negativos en la resiliencia de los ecosistemas a largo plazo, ya que estos parches fragmentados no tienen la capacidad de recuperarse con la misma efectividad que las áreas menos alteradas. Según (Adger, 2006), los ecosistemas vulnerables presentan una menor capacidad para enfrentar disturbios y adaptarse a cambios ambientales, lo que aumenta el riesgo de degradación ecológica y pérdida de biodiversidad. En este sentido, la restauración ecológica puede desempeñar un papel fundamental, al incrementar la capacidad de recuperación de las áreas más impactadas, como lo sugieren Hobbs y Harris (2001). La identificación de estas zonas vulnerables en la Sierra Norte de Puebla es crucial para priorizar intervenciones de restauración que aumenten su capacidad de recuperación y reduzcan los efectos adversos de las actividades humanas.

La resiliencia de los ecosistemas en la Sierra Norte de Puebla está fuertemente influenciada por la conectividad y la baja fragmentación. Las áreas de alta

resiliencia, que coinciden con las zonas de alta conectividad y baja fragmentación, presentan una mayor capacidad para resistir y recuperarse de disturbios, lo que subraya la importancia de mantener estas áreas intactas para asegurar la estabilidad del ecosistema. Las áreas de baja resiliencia, ubicadas principalmente en los bordes y en zonas de alta fragmentación, muestran una capacidad limitada de recuperación, lo cual incrementa su vulnerabilidad a cambios o eventos extremos. Autores como Folke *et al.* (2004) han señalado que los ecosistemas con mayor conectividad estructural y funcional tienden a ser más resilientes frente a disturbios debido a su capacidad para redistribuir recursos y especies.

La resiliencia es un componente esencial en la gestión de ecosistemas, ya que permite que los sistemas naturales mantengan su estructura y función a pesar de los disturbios (Hoiling, 1973). En la Sierra Norte de Puebla, la resiliencia es particularmente importante debido a la presión de las actividades humanas y al riesgo de cambio climático, que podrían desestabilizar el ecosistema. Los modelos recientes de resiliencia adaptativa enfatizan la importancia de proteger áreas núcleo con alta conectividad para mitigar riesgos ecológicos y promover la estabilidad en paisajes fragmentados (Walker *et al.*, 2004). Estos resultados refuerzan la idea de que la conectividad y la conservación de áreas intactas son esenciales para fortalecer la resiliencia de los ecosistemas en la región.

El valor ecológico representa una síntesis de los factores antes analizados, destacando las áreas de mayor relevancia ecológica en la Sierra Norte de Puebla. Las zonas de alto valor ecológico coinciden con áreas de alta biodiversidad, conectividad y resiliencia, lo que las convierte en puntos críticos para la conservación. Estos sitios no solo son importantes por su biodiversidad, sino también por su capacidad para mantener los procesos ecológicos que sostienen el ecosistema en su conjunto. La conservación de estas áreas es fundamental para garantizar la sostenibilidad a largo plazo de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en la región (Costanza *et al.*, 1997). Asimismo, se ha demostrado que la conservación de áreas clave de valor ecológico puede generar beneficios

colaterales para la población humana, como la mitigación de desastres naturales y la regulación climática (Kareiva y Marvier, 2011).

Las áreas de bajo valor ecológico, en cambio, coinciden con zonas de alta fragmentación y baja conectividad, lo que refuerza la necesidad de implementar estrategias de restauración en estos sitios. La restauración de estos espacios puede aumentar su valor ecológico y mejorar su función como corredores ecológicos y hábitats para diversas especies. Según (Hobbs & Harris, 2001), la restauración ecológica no solo mejora la estructura del hábitat, sino que también puede aumentar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas frente a disturbios futuros. Esto subraya la necesidad de adoptar enfoques integrales de restauración que incluyan tanto medidas estructurales como funcionales para maximizar los beneficios ecológicos y socioeconómicos (Reynolds *et al.*, 2007).

Los resultados de este estudio ofrecen una comprensión profunda de la dinámica ecológica en la Sierra Norte de Puebla, al integrar la fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad, resiliencia y valor ecológico. La complejidad del paisaje en esta región refleja una interacción continua entre factores naturales y actividades antropogénicas que han moldeado su estructura y funcionalidad. Este enfoque multidimensional ha sido destacado en estudios recientes como clave para entender los procesos ecológicos a escala de paisaje (Turner *et al.*, 2020). A continuación, se destacan las implicaciones clave de estos hallazgos, las necesidades de conservación prioritarias y las estrategias de manejo recomendadas.

Primero, el análisis de fragmentación y conectividad evidencia que la Sierra Norte de Puebla presenta un mosaico de hábitats con diferentes grados de integridad, donde las áreas centrales muestran una mayor conectividad y menor fragmentación en comparación con los bordes. Esto implica que, si bien existen zonas que funcionan como refugios de biodiversidad y puntos de conexión biológica, otras áreas están severamente fragmentadas y desconectadas, limitando el movimiento de especies y aumentando la vulnerabilidad de las poblaciones locales. Esta situación es consistente con la teoría de meta-poblaciones propuesta por Hanski

(1998), que sugiere que la conectividad entre parches es esencial para la persistencia a largo plazo de las especies. La importancia de mantener y restaurar la conectividad en la Sierra no solo radica en el beneficio inmediato para la fauna y flora local, sino que también tiene un impacto significativo en la adaptación al cambio climático, permitiendo que las especies migren en respuesta a las variaciones ambientales. Por lo tanto, el establecimiento de corredores ecológicos en las áreas más fragmentadas es una prioridad urgente para asegurar la viabilidad de las poblaciones a largo plazo. Los corredores también actúan como amortiguadores frente a disturbios ecológicos, proporcionando rutas alternativas para la dispersión y el intercambio genético (Keeley *et al.*, 2019).

En cuanto a la biodiversidad, los resultados muestran que la riqueza de géneros está estrechamente relacionada con la conectividad y la integridad del hábitat. Las áreas con mayor biodiversidad se concentran en las zonas de alta conectividad, lo cual subraya la necesidad de conservar estos espacios como fuentes de resiliencia ecológica. Estudios realizados por Cardinale *et al.* (2012) han demostrado que la biodiversidad incrementa la productividad y estabilidad de los ecosistemas, lo que resalta su importancia en paisajes complejos como la Sierra Norte de Puebla. La diversidad biológica no solo proporciona una reserva genética esencial para la adaptación de las especies, sino que también mejora la capacidad de los ecosistemas para prestar servicios ecológicos clave, como la polinización, la regulación del agua y el control de plagas. Esto es especialmente importante en un contexto de cambio climático, ya que los ecosistemas más diversos son, generalmente, más resilientes a las perturbaciones y tienen mayor capacidad de recuperación. La relación entre biodiversidad y resiliencia ha sido ampliamente discutida en la literatura científica, señalando su papel central en la mitigación de riesgos ecológicos (Elmqvist *et al.*, 2003). Los hallazgos de este estudio sugieren que cualquier intervención de manejo debe priorizar la preservación de estas áreas de alta biodiversidad, considerando su papel crítico en la estabilidad ecológica de la región.

La vulnerabilidad y resiliencia también ofrecen perspectivas complementarias que son esenciales para el diseño de estrategias de conservación efectivas. Las zonas de alta vulnerabilidad, ubicadas principalmente en los bordes y en áreas fragmentadas, son particularmente sensibles a los disturbios, ya sea por actividades humanas o por eventos naturales. Estas áreas vulnerables no cuentan con las características necesarias para enfrentar perturbaciones sin experimentar una pérdida significativa de su funcionalidad ecológica. Por el contrario, las áreas de alta resiliencia, en las zonas centrales y menos fragmentadas, demuestran una mayor capacidad para recuperarse de disturbios, lo cual es crucial para la estabilidad a largo plazo de los ecosistemas. Esta dualidad destaca la importancia de enfoques adaptativos en la gestión de paisajes fragmentados, como se propone en estudios recientes sobre conservación basada en la resiliencia (Walker *et al.*, 2004). El contraste entre vulnerabilidad y resiliencia en la Sierra Norte de Puebla indica que se deben desarrollar políticas de conservación diferenciadas: mientras que las áreas resilientes deben protegerse como zonas núcleo de conservación, las áreas vulnerables requieren acciones de restauración ecológica para mejorar su capacidad de respuesta y reducir su susceptibilidad a futuros disturbios.

El valor ecológico sintetiza la importancia relativa de cada área en función de su biodiversidad, conectividad y resiliencia, proporcionando una herramienta práctica para identificar las zonas que deben recibir atención prioritaria en términos de conservación. Las áreas de alto valor ecológico no solo representan los puntos de mayor relevancia para la biodiversidad y la resiliencia, sino que también funcionan como motores de servicios ecosistémicos que benefician a la sociedad humana, como el suministro de agua, la regulación del clima y la captura de carbono. La protección de estos espacios es esencial para garantizar la sostenibilidad ambiental de la región y su capacidad para enfrentar los desafíos futuros. Los beneficios sociales de la conservación de áreas clave han sido documentados por autores como Daily (1997), quien enfatiza la interdependencia entre la salud de los ecosistemas y el bienestar humano.

En contraste, las áreas de bajo valor ecológico, ubicadas en zonas de alta fragmentación y baja conectividad, también son importantes desde una perspectiva de restauración, ya que su recuperación podría fortalecer la red ecológica regional y mejorar la conectividad entre áreas clave. La restauración de estas áreas, como sugiere Hobbs y Harris (2001), puede reducir la vulnerabilidad al cambio climático y restaurar servicios ecosistémicos perdidos.

La integración de estos factores en un solo análisis permite comprender que la Sierra Norte de Puebla es un sistema complejo y multifuncional, donde la conservación debe abordarse desde una perspectiva holística. La gestión y planificación territorial en esta región debe reconocer las interacciones entre fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad y resiliencia, y diseñar estrategias que maximicen los beneficios de conservación en función de estos aspectos. La creación de corredores ecológicos, la restauración de áreas fragmentadas, la implementación de prácticas de manejo sostenible en zonas vulnerables y la protección de áreas de alto valor ecológico son pasos críticos hacia la conservación efectiva de la biodiversidad y la resiliencia en la Sierra Norte de Puebla. Un enfoque holístico no solo asegura la sostenibilidad ecológica, sino que también permite integrar las necesidades de las comunidades locales, promoviendo soluciones basadas en la naturaleza (IUCN, 2020).

En resumen, los resultados de este estudio proporcionan una base científica robusta para la toma de decisiones en la gestión de la Sierra Norte de Puebla. La conservación de corredores ecológicos, la restauración de áreas degradadas y la protección de zonas clave de biodiversidad y resiliencia son elementos fundamentales para un enfoque de conservación exitoso. Además, estas acciones deben integrarse con políticas de manejo del uso del suelo y regulación de actividades humanas, para asegurar que la biodiversidad y los servicios ecosistémicos se mantengan en equilibrio con el desarrollo socioeconómico de la región. La adopción de un enfoque integral que considere todos estos factores contribuirá a la preservación de los ecosistemas y al bienestar de las comunidades locales, garantizando que los beneficios ambientales de la Sierra Norte de Puebla

persistan para las generaciones futuras. Esto concuerda con la visión global de la conservación de paisajes socio-ecológicos, que busca equilibrar las prioridades ambientales y humanas para garantizar un futuro sostenible (Reynolds *et al.*, 2007).

CAPÍTULO 6. VALOR ECOLÓGICO EN EL ANÁLISIS TERRITORIAL Y SOCIAL.

El presente capítulo discute los principales hallazgos del análisis territorial realizado en la Sierra Norte de Puebla, integrando los factores ecológicos, sociales y de gobernanza. A partir de los resultados obtenidos sobre el valor ecológico en los municipios de la región, se establecen relaciones con variables como la condición de los Pueblos Mágicos la pobreza, la marginación y la incidencia delictiva.

Esta discusión busca trascender un enfoque únicamente biofísico para entender cómo las condiciones sociales, políticas y económicas influyen en el estado del territorio, su conservación y su resiliencia. La incorporación de dimensiones como el manejo comunitario del territorio, la seguridad y la participación local permite proponer una lectura integral de la sostenibilidad, donde el bienestar de las comunidades se entiende como un componente indispensable para la protección ambiental.

Los apartados que siguen desarrollan estas relaciones, enfatizando la necesidad de políticas diferenciadas que articulen conservación, inclusión y justicia territorial.

6.1. Relación entre el valor ecológico y la caracterización ambiental

La construcción del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla representa una aproximación integral para comprender la dinámica de los ecosistemas en un territorio marcado por una compleja interacción entre condiciones ambientales, diversidad biológica y presiones antrópicas. Este índice sintetiza información proveniente de cinco parámetros fundamentales —fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad y resiliencia— que, en conjunto, permiten capturar la heterogeneidad espacial y funcional de la región. Su análisis no puede desvincularse de la caracterización ambiental previa de la Sierra Norte, ya que ambas dimensiones —la cuantificación ecológica y la descripción biofísica— se encuentran estrechamente relacionadas y se refuerzan mutuamente.

Desde el punto de vista físico, la Sierra Norte de Puebla se distingue por su topografía accidentada, sus gradientes altitudinales que oscilan desde las zonas bajas subtropicales hasta los bosques templados y de niebla, y su régimen climático

influido por la humedad proveniente del Golfo de México. Estas condiciones han favorecido el establecimiento de una gran variedad de ecosistemas, que a su vez sustentan una elevada biodiversidad. Esta caracterización ambiental explica por qué ciertos municipios alcanzan valores ecológicos altos y homogéneos: en estos casos, la continuidad de la cobertura forestal, la presencia de ecosistemas complejos como el bosque mesófilo de montaña y la relativa baja presión antrópica permiten que indicadores como la conectividad y la resiliencia se expresen en niveles superiores.

La relación entre valor ecológico y caracterización ambiental también se evidencia en la manera en que los municipios con valores medios o bajos reflejan la huella de la transformación territorial. En estas áreas, el relieve y la fertilidad de los suelos han favorecido la expansión agrícola y ganadera, mientras que la urbanización, en muchos casos dispersa y no planificada, ha introducido discontinuidades en el paisaje. Dichas actividades incrementan la fragmentación y reducen la conectividad, lo que repercute negativamente en la biodiversidad y en la capacidad de recuperación de los ecosistemas frente a perturbaciones externas. Así, un valor ecológico reducido no es un fenómeno aislado, sino la consecuencia directa de los procesos socioambientales que han reconfigurado el territorio a lo largo del tiempo.

La vulnerabilidad, como componente del valor ecológico, ofrece un vínculo particularmente estrecho con la caracterización ambiental. Las especies evaluadas en función de su estatus de conservación según la Lista Roja de la UICN y su endemismo documentado en plataformas nacionales como Enciclovida, reflejan no solo la riqueza biológica de la Sierra Norte, sino también los riesgos específicos a los que está expuesta. Las áreas donde se concentran especies en alguna categoría de amenaza coinciden con zonas de elevada singularidad ambiental, donde factores como la altitud, el microclima y la heterogeneidad del hábitat han permitido la evolución de especies especializadas. La presencia de estas especies vulnerables y endémicas, enmarcada en un territorio con fuerte presión antrópica, explica por qué ciertos sectores presentan simultáneamente un alto valor ecológico potencial y un riesgo elevado de pérdida.

La resiliencia, otro de los parámetros integrados, pone en evidencia la capacidad diferencial de los ecosistemas de la Sierra Norte para sostener sus funciones en escenarios de perturbación. Desde la caracterización ambiental, es claro que las zonas de mayor cobertura forestal, con suelos profundos y buena disponibilidad hídrica, mantienen una capacidad superior para resistir cambios y reorganizarse tras disturbios naturales o inducidos por el ser humano. En contraste, los paisajes simplificados y dominados por coberturas agrícolas muestran menor resiliencia, lo que refuerza la necesidad de contemplar las condiciones ambientales de base — topografía, clima, hidrología y uso del suelo— para interpretar los resultados espaciales del valor ecológico.

El análisis comparativo por municipio también demuestra cómo la caracterización ambiental se traduce en contrastes intra-territoriales. Municipios con gradientes altitudinales muy marcados, como Zacatlán o Xicotepec, presentan una dualidad clara: por un lado, áreas núcleo con ecosistemas de alta integridad, y por otro, sectores presionados por actividades agrícolas y urbanas. En estos casos, el valor ecológico captura fielmente esa heterogeneidad ambiental, reflejando tanto el potencial ecológico de los sistemas de montaña como la vulnerabilidad derivada de la presión humana. De forma opuesta, municipios más homogéneos en su configuración ambiental, como Juan Galindo o Coatepec, tienden a mostrar valores más consistentes y menos contrastantes, lo que confirma que la geografía y el uso del suelo son determinantes directos del patrón espacial del valor ecológico.

Por último, la relación entre valor ecológico y caracterización ambiental no solo se manifiesta en términos descriptivos, sino que tiene implicaciones directas para la planificación y gestión territorial. La identificación de municipios y sectores con valores altos debe vincularse con estrategias de conservación orientadas a mantener la continuidad ecológica, mientras que las áreas con valores intermedios o bajos requieren medidas de restauración y manejo adaptativo que reduzcan la fragmentación, aumenten la conectividad y fortalezcan la resiliencia. El valor ecológico, al ser un producto que integra procesos ecológicos complejos, funciona como un espejo cuantitativo de la caracterización ambiental, proporcionando

evidencia espacial de cómo los rasgos biofísicos, la biodiversidad y las presiones humanas se entrelazan para definir la integridad del paisaje en la Sierra Norte de Puebla.

6.2. Valor ecológico y pueblos mágicos

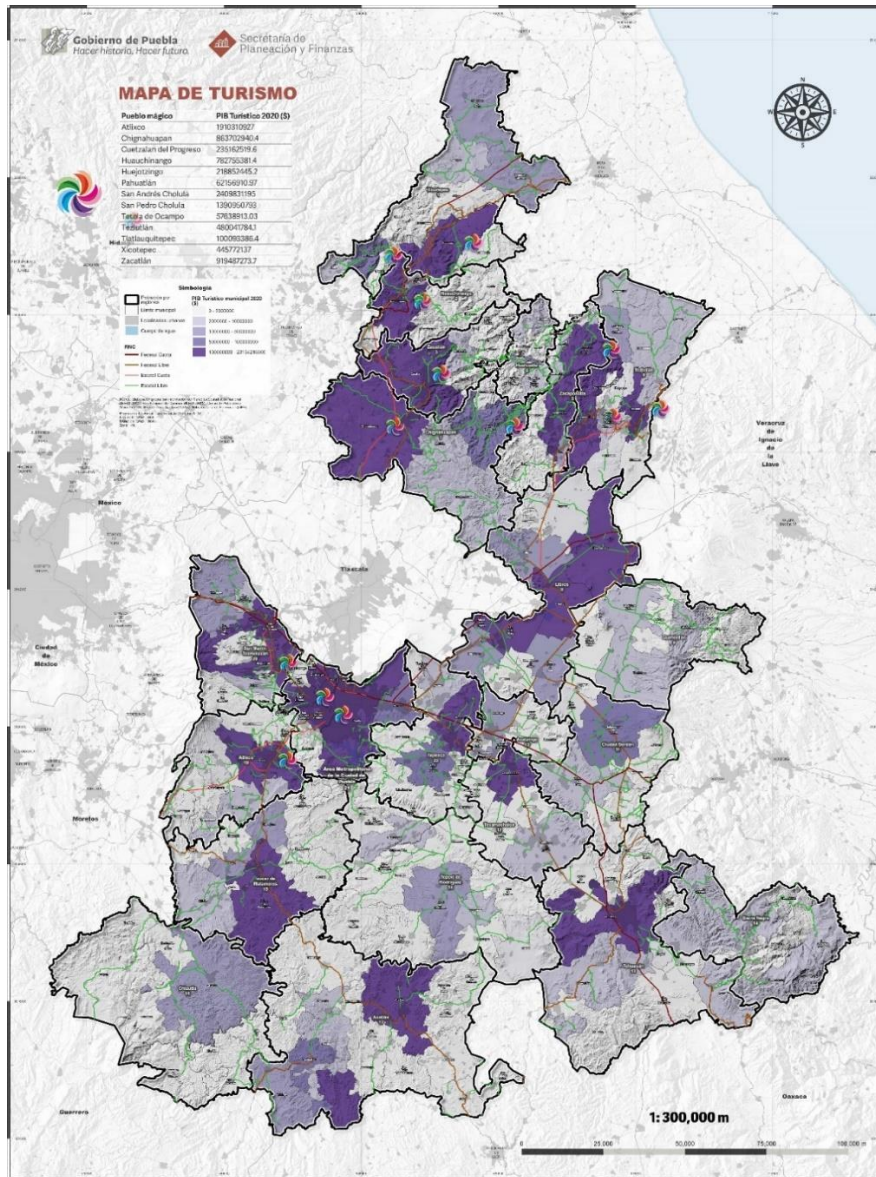


Figura12. Mapa de turismo que muestra Pueblos Mágicos.

Los municipios reconocidos como Pueblos Mágicos en la Sierra Norte de Puebla — Huauchinango, Zacatlán, Pahuatlán, Xicotepec, Chignahuapan y Tetela de Ocampo— constituyen áreas de gran relevancia territorial, cultural y

socioeconómica. El programa Pueblos Mágicos, impulsado por la Secretaría de Turismo, destaca estos municipios por su riqueza histórica, tradiciones vivas y atractivos naturales, consolidándolos como focos de atracción turística a nivel nacional.

Esta condición implica no sólo oportunidades económicas, sino también presiones sobre el entorno natural, como la fragmentación del hábitat, aumento en la generación de residuos y alteración de procesos ecológicos. Como señalan Sánchez-García y Castillo (2021), la implementación del programa Pueblos Mágicos genera procesos de valorización y apropiación territorial que, si no son gestionados de forma sostenible, derivan en conflictos sociales y afectaciones ambientales severas.

Adicionalmente, es indispensable comprender que la conservación ecológica está estrechamente ligada al bienestar de las comunidades. Variables como el acceso a servicios básicos, los niveles de educación y empleo o el grado de participación ciudadana deben ser considerados en los análisis territoriales, ya que condicionan la forma en que los habitantes interactúan con su entorno y participan en su gestión.

Cuadro 5. Valor ecológico de los pueblos mágicos pertenecientes a la Sierra Norte de Puebla.

Municipio	Pixeles	Promedio	Min	Max
Chignahuapan	7548577	54.71	7.9	80
Huauchinango	2506073	63.46	18.59	80.14
Pahuatlán	981475	60.25	9.98	76.51
Tetela de Ocampo	3281651	58.52	8.04	84.92
Xicotepec	3123160	54.29	10.27	89.24
Zacatlán	4888796	60.62	10.64	89.56

Los valores ecológicos promedio obtenidos para los Pueblos Mágicos muestran una tendencia a mantenerse en niveles moderados a altos. Por ejemplo, Huauchinango presenta un promedio de 63.46, Zacatlán 60.62 y Pahuatlán 60.25, ubicándose en la parte superior del rango regional. En contraste, municipios como Francisco Z. Mena (46.83) y Venustiano Carranza (48.18) presentan valores más bajos, lo que indica un estado ecológico más comprometido.

Esta comparación permite detectar patrones espaciales que reflejan diferencias en el uso del suelo y el grado de intervención humana. La condición turística puede estar influyendo en los esfuerzos de conservación ambiental, aunque de forma desigual. La heterogeneidad de los resultados sugiere que el reconocimiento como Pueblo Mágico no siempre garantiza una mejora en la gestión ecológica, como también lo advierte González-Guerrero (2021), al analizar tensiones territoriales y ambientales en torno al programa en contextos rurales mexicanos.

Frente a ello, es necesario incorporar indicadores sociales en el análisis del valor ecológico, pues éstos permiten entender cómo las condiciones de vida inciden en la gestión del territorio. Por ejemplo, mayores niveles de educación ambiental y empleo local pueden traducirse en una mayor conciencia sobre el uso sostenible de los recursos y en prácticas que favorezcan la conservación.

El rango entre valores mínimos y máximos dentro de los Pueblos Mágicos también es revelador. Tetela de Ocampo presenta un mínimo de 8.03 y un máximo de 84.92, evidenciando heterogeneidad interna que puede deberse a zonas de conservación combinadas con áreas de alta presión antropogénica. Esta situación se repite en Chignahuapan (mín. 7.89, máx. 80.00) y Huauchinango (mín. 18.59, máx. 80.13), lo que subraya la necesidad de políticas diferenciadas de manejo territorial dentro de cada municipio.

Estos contrastes coinciden con análisis cualitativos que han señalado la coexistencia de prácticas tradicionales de uso del territorio con nuevas dinámicas turísticas impuestas, muchas veces en tensión. González-Guerrero (2021) resalta que los impactos del turismo pueden alterar prácticas campesinas y afectar el equilibrio ecosistémico local si no existe planificación participativa. Además, es importante considerar que, como menciona Ortiz-Álvarez *et al.* (2022), la resiliencia ecológica en paisajes rurales mexicanos depende en gran medida de mantener conectividad ecológica y diversidad funcional, elementos que pueden verse comprometidos por proyectos turísticos mal planeados.

Desde esta perspectiva, es necesario considerar a las comunidades locales no sólo como beneficiarias, sino como protagonistas en la conservación de su entorno. Su

conocimiento ancestral, sus prácticas culturales y su arraigo territorial pueden contribuir a diseñar estrategias que integren biodiversidad, cultura y desarrollo local de forma articulada.

La designación de Pueblo Mágico puede funcionar como un incentivo para la conservación, dado que el turismo sostenible requiere atractivos naturales en buen estado. Sin embargo, estudios han mostrado que esta relación no es automática. En algunos casos, la presión turística ha llevado a procesos de despojo ecológico o simplificación del paisaje, reduciendo la diversidad funcional del ecosistema.

Por ello, es fundamental repensar el programa bajo un enfoque de sustentabilidad crítica, integrando a las comunidades locales en la planificación y gestión del territorio. Como recomiendan Sánchez-García y Castillo (2021), la revalorización cultural debe ir acompañada de esquemas de gobernanza ambiental local que articulen desarrollo con conservación real y sostenida.

En este marco, la articulación entre cultura, bienestar y naturaleza debe verse como una oportunidad para reforzar la resiliencia territorial. La participación activa de los actores locales permite que el desarrollo turístico no sustituya los modos de vida tradicionales, sino que los complemente y potencie a partir de un modelo más justo y equitativo.

Los hallazgos encontrados, resaltan la necesidad de estrategias de manejo integradas que consideren tanto el valor ecológico como las dinámicas socioeconómicas particulares de cada municipio. La implementación de planes de ordenamiento territorial y programas de ecoturismo sostenible puede ayudar a preservar las zonas de alto valor ecológico, especialmente en municipios con amplia variabilidad interna.

En este contexto, el manejo forestal comunitario ha demostrado ser una estrategia efectiva para la conservación de los recursos naturales. Ceballos Pérez (2021) documenta que en la Sierra Norte de Puebla el manejo forestal comunitario ha incrementado la cobertura forestal en un 8% entre 2002 y 2017, gracias a prácticas locales de gobernanza ambiental y participación organizada. Esto refuerza la idea

de que las comunidades locales tienen un papel central en la conservación de su entorno.

Además, el fortalecimiento de la participación comunitaria y el monitoreo ambiental son esenciales para garantizar que la conservación ambiental vaya de la mano con el desarrollo económico basado en el turismo cultural y natural. En este sentido, Díaz (2023) muestra cómo en San Felipe Tepatlán, la preservación del patrimonio natural está íntimamente ligada a las prácticas culturales de las comunidades totonacas, quienes participan activamente en procesos de protección ambiental a través de mecanismos comunitarios.

Además, el fortalecimiento de la participación comunitaria y el monitoreo ambiental son esenciales para garantizar que la conservación ambiental vaya de la mano con el desarrollo económico basado en el turismo cultural y natural.

En resumen, el análisis del valor ecológico en los municipios Pueblos Mágicos de la Sierra Norte de Puebla revela que, aunque en términos generales presentan mejores condiciones ecológicas que otros municipios de la región, existe una marcada heterogeneidad interna que obliga a enfoques de conservación adaptativos y diferenciados. La interrelación entre conservación ambiental, turismo y gestión territorial debe ser una prioridad para mantener la integridad ecológica y cultural de estas localidades.

Este enfoque está alineado con los Objetivos de Desarrollo Sostenible propuestos por la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2015), en particular con los objetivos 11 (Ciudades y comunidades sostenibles) y 15 (Vida de ecosistemas terrestres). La atención diferenciada a estos municipios no solo puede fortalecer la conservación ambiental, sino también contribuir al bienestar social, el respeto cultural y la resiliencia frente al cambio climático.

La atención diferenciada a estos municipios no solo puede fortalecer la conservación ambiental, sino también contribuir al bienestar social, el respeto cultural y la resiliencia frente al cambio climático. Para ello, es imprescindible integrar indicadores sociales en las evaluaciones ecológicas, fortalecer la

participación comunitaria y posicionar a las comunidades como guardianas del territorio, reconociendo que sin justicia social no puede haber conservación ambiental duradera.

6.3. Pobreza y valor ecológico

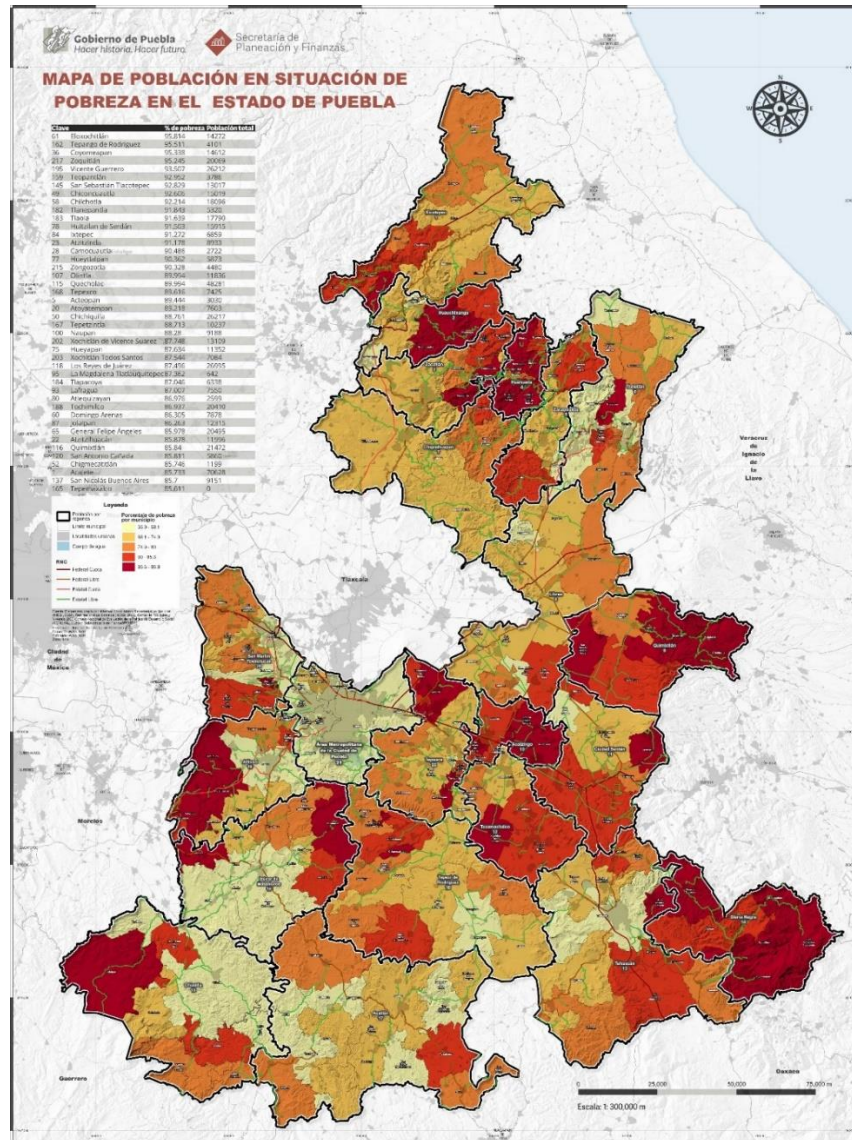


Figura 13. Mapa de población en situación de pobreza.

En la Sierra Norte de Puebla, la pobreza constituye un reto multidimensional que afecta tanto a las comunidades humanas como a los ecosistemas circundantes. Las condiciones socioeconómicas adversas hacen que muchas poblaciones dependan directamente de los recursos naturales para su subsistencia diaria, ya sea a través

de la agricultura de pequeña escala, la extracción de leña o la caza. Esta dependencia puede resultar en una sobreexplotación y degradación ambiental si no existen mecanismos adecuados de manejo sostenible. Además, la pobreza limita el acceso a tecnologías, educación ambiental y alternativas económicas, lo que dificulta la implementación de prácticas de conservación. Estudios como los de Fisher y Christopher (2007) evidencian que las regiones con alta biodiversidad suelen coincidir con altos índices de pobreza, lo que plantea un desafío crítico para las políticas ambientales, ya que la conservación debe integrarse con soluciones sociales para ser efectiva y justa. En este sentido, la pobreza y el valor ecológico se influyen mutuamente, generando dinámicas complejas que dificultan el desarrollo sostenible. Superar esta tensión requiere abordar las causas estructurales de la pobreza, al mismo tiempo que se promueve la conservación de los ecosistemas.

Cuadro 6. Municipios de la Sierra Norte de Puebla con mayor porcentaje de pobreza.

Municipio	% de pobreza	Población total	Pixeles	Promedio	Min	Max
Camocuautla	90.486	2722	161574	56.56	10.24	70.57
Chiconcuautla	92.606	15019	895570	55.64	18.89	77.71
Naupan	88.28	9188	610159	56.47	21.31	73.31
Olintla	89.994	11836	628910	50.29	9.09	66.75
Tepango de Rodríguez	95.511	4101	287144	61.14	17.73	78.17
Tepetzintla	88.713	10237	708775	60.2	21.31	76.21
Tlaola	91.639	17790	1429062	51.45	15.84	76.89
Tlapacoya	87.046	6338	633109	50.1	16.02	68.03
Zongozotla	90.328	4480	364307	61.22	10.24	78.75

Los datos de los municipios con mayores niveles de pobreza en la Sierra Norte de Puebla muestran que, a pesar de las condiciones socioeconómicas desfavorables, estas localidades conservan valores ecológicos moderados a altos. Por ejemplo, municipios como Tepango de Rodríguez y Zongozotla, con índices de pobreza superiores al 90%, mantienen un valor ecológico promedio por encima de 60, lo que indica la existencia de ecosistemas relativamente bien conservados. Este hallazgo revela una compleja relación donde la pobreza no necesariamente implica una pérdida inmediata de biodiversidad, sino que puede coexistir con un entorno natural valioso. Sin embargo, esta situación también refleja la vulnerabilidad de estos

ecosistemas frente a posibles presiones futuras, ya que la falta de recursos y apoyos limita la capacidad de las comunidades para proteger y manejar sus territorios de forma sostenible. La investigación de Pretty y Smith (2004) destaca que la inclusión social y la participación comunitaria son factores clave para que la conservación ambiental tenga éxito en contextos de pobreza. Es necesario diferenciar e integrar los indicadores sociales (como el acceso a servicios básicos, niveles educativos o empleo) y ecológicos (como cobertura vegetal o conectividad) para comprender mejor su interacción. Esta articulación permitirá diseñar políticas públicas más precisas y equilibradas, que impulsen simultáneamente el bienestar social y la conservación ambiental.

Al analizar los valores mínimos y máximos dentro de cada municipio, se observa una heterogeneidad significativa en la condición ecológica interna. Por ejemplo, en Camocuautla el valor ecológico mínimo es tan bajo como 10.24, mientras que el máximo alcanza 70.57, indicando que dentro de un mismo municipio existen zonas con diferentes grados de conservación y degradación. Esta variabilidad interna puede deberse a la distribución espacial desigual de actividades humanas, como la agricultura intensiva o la tala selectiva, frente a áreas más protegidas o de difícil acceso. Esta heterogeneidad subraya la importancia de no tratar a los municipios como unidades homogéneas, sino de diseñar estrategias de conservación y manejo que reconozcan las diferencias locales y que sean capaces de adaptarse a las realidades territoriales específicas. Chazdon *et al.* (2009) enfatizan la necesidad de enfoques de conservación flexibles y contextuales para mantener la biodiversidad en paisajes complejos y fragmentados. Un análisis territorial multidimensional resulta clave para entender cómo las condiciones socioeconómicas afectan el estado ecológico del territorio. Esta perspectiva permite identificar patrones espaciales de vulnerabilidad y resiliencia, orientando intervenciones más eficaces que integren la gestión ambiental con el desarrollo local.

La coexistencia de altos índices de pobreza con valores ecológicos relativamente elevados plantea importantes desafíos y oportunidades para la conservación y el desarrollo sostenible. En este contexto, es crucial fomentar estrategias integradas

que vinculen la protección ambiental con la mejora de las condiciones socioeconómicas locales. El fortalecimiento de alternativas económicas basadas en el manejo sostenible de los recursos naturales, como el ecoturismo o la agroforestería, puede contribuir a reducir la presión sobre los ecosistemas y generar ingresos para las comunidades. Programas de incentivos económicos, como los Pagos por Servicios Ambientales (PSA), han demostrado ser herramientas efectivas para motivar la conservación, siempre que se diseñen considerando las necesidades y capacidades de los habitantes locales. Pagiola *et al.* (2005) destacan que la participación activa de las comunidades y la equidad en la distribución de beneficios son fundamentales para el éxito de estos programas, asegurando que los objetivos ambientales no entren en conflicto con las prioridades sociales. Desde esta visión, integrar el enfoque social en las políticas de conservación no es solo una necesidad ética, sino una condición para la sostenibilidad a largo plazo. Reconocer el papel de las comunidades como actores centrales en la gestión del territorio permitirá construir modelos de conservación más justos, participativos y culturalmente pertinentes.

6.4. Marginación y valor ecológico

En la Sierra Norte de Puebla, municipios como Olintla y Tepango de Rodríguez presentan un grado de marginación muy alto, caracterizado por carencias en educación, salud, servicios básicos, infraestructura vial y empleo formal. Es importante diferenciar este concepto del de pobreza: mientras que la pobreza se refiere a la falta de ingresos y condiciones mínimas para una vida digna, la marginación implica la exclusión estructural de las comunidades de los beneficios del desarrollo, manifestándose territorialmente en el aislamiento, la baja accesibilidad y la limitada conectividad con redes económicas, sociales y políticas. Estas condiciones se agravan en zonas rurales montañosas, donde el aislamiento geográfico y la baja presencia institucional limitan la capacidad de gestión territorial (García Granados, 2021).

Sin embargo, el riesgo de deterioro persiste, especialmente ante la falta de herramientas locales para la planificación territorial y el acceso limitado a financiamiento para proyectos ambientales.

Cuadro 7. Municipios en la Sierra Norte de Puebla con grado de marginación “muy alto”.

Municipio	Índice de marginación	Grado de marginación	Píxeles	Promedio	Min	Max
Olintla	43.68568872	Muy alto	628910	50.29	9.09	66.75
Tepango de Rodríguez	47.99111679	Muy alto	287144	61.14	17.73	78.17

La combinación de alta marginación y valor ecológico relevante representa un desafío estratégico para la gestión sostenible del territorio. En municipios como Olintla y Tepango de Rodríguez, la falta de servicios básicos y oportunidades económicas genera presión sobre los recursos naturales, manifestada en la expansión de la frontera agrícola, sobreexplotación de madera y leña, y conversión de ecosistemas para actividades de subsistencia.

Esta situación demanda intervenciones diferenciadas que integren conservación ambiental con justicia social, equidad territorial y empoderamiento comunitario. Modelos de conservación comunitaria, implementados en otras regiones rurales de México, han demostrado que es posible conservar la biodiversidad mientras se generan beneficios tangibles para la población local, siempre que existan marcos institucionales adecuados y acompañamiento técnico sostenido (Pulido Silva, 2020).

La ausencia de alternativas productivas sostenibles aumenta la vulnerabilidad de estos municipios ante procesos de degradación acelerada. La inversión pública debe enfocarse en generar capacidades locales mediante educación ambiental, redes de apoyo técnico y financiamiento para proyectos de aprovechamiento forestal sustentable, agricultura regenerativa o turismo rural controlado. Incorporar la dimensión territorial de la marginación en estos programas resulta esencial para identificar no solo las carencias materiales, sino también las barreras estructurales y geográficas que impiden el acceso equitativo al desarrollo y la conservación. Estos

enfoques fortalecen la resiliencia socioecológica y pueden mejorar indicadores de bienestar sin comprometer la integridad ecológica (Colín Bahena & Monroy, 2021).

La presencia de condiciones ecológicas favorables en municipios marginados demuestra que el valor ambiental no depende exclusivamente del desarrollo económico, sino de una interacción compleja entre factores históricos, culturales, geográficos y políticos. Por ello, las políticas públicas deben diseñarse desde un enfoque territorialmente diferenciado, que combine la conservación del capital natural con estrategias de inclusión social (García Granados, 2021).

Este enfoque comparativo-territorial permite evidenciar patrones de marginación ligados a factores geográficos, como el aislamiento o la dificultad de acceso, y a la exclusión histórica de estas zonas de las redes de infraestructura, educación y salud. Así, se facilita el diseño de intervenciones ajustadas a las condiciones locales, que reconozcan la diversidad territorial como un elemento clave en la planificación ambiental y social.

Es crucial que municipios con alto valor ecológico y marginación alta, como Olintla y Tepango de Rodríguez, sean priorizados en programas que integren la restauración de ecosistemas con la atención a las necesidades básicas de sus habitantes. La gestión ambiental participativa, acompañada por instituciones comprometidas y redes académicas, puede ofrecer soluciones de largo plazo más justas y sostenibles.

Integrar el análisis de la marginación como componente estructural de la vulnerabilidad socioambiental permite comprender mejor las dinámicas territoriales y diseñar políticas más eficaces. Estos casos refuerzan la necesidad de romper con esquemas tradicionales que conciben la conservación como un esfuerzo separado del bienestar social. Es imprescindible transitar hacia modelos donde la protección ambiental sea una vía para reducir la marginación, reconociendo el papel activo de las comunidades locales como gestoras legítimas de su territorio.

6.5. Seguridad y valor ecológico

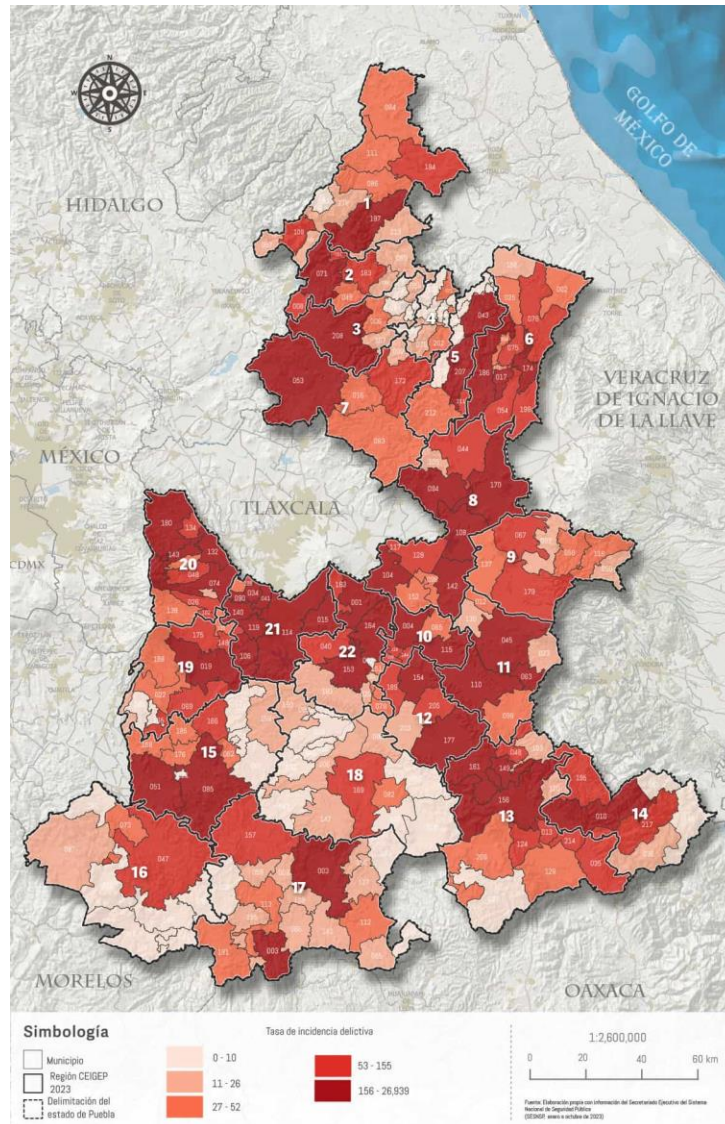


Figura 15. Mapa de incidencia delictiva en Puebla.

La Sierra Norte de Puebla representa un territorio de alta relevancia ecológica, sociocultural y política. Sin embargo, esta región también manifiesta importantes contrastes en su dinámica territorial, expresados en desigualdades socioeconómicas, conflictos ambientales y, en algunos municipios, altos niveles de violencia. En este contexto, resulta fundamental analizar la relación entre las condiciones ecológicas del territorio y la incidencia delictiva, considerando la influencia de procesos comunitarios como el manejo forestal comunitario en la construcción de territorios más resilientes y seguros. Este análisis debe entenderse desde un enfoque integral, en el que la seguridad se articule con las condiciones

ecológicas, el acceso a servicios, la cohesión social y las capacidades locales de gobernanza.

La tasa de incidencia delictiva muestra un patrón espacial desigual en los municipios de la Sierra Norte. Por un lado, se identifican municipios con tasas particularmente altas, como Chignahuapan, Huauchinango, Xicotepec y Zacatlán, cuyas cifras oscilan entre los 156 y los 26,929 delitos por cada 100,000 habitantes. Estos municipios también coinciden con zonas de mayor dinamismo económico y turístico, lo cual puede relacionarse con procesos de urbanización, aumento de la movilidad y expansión de actividades extractivas o comerciales. Por otro lado, municipios como Amixtlán, Camocuautla y Olintla presentan tasas mucho más bajas, entre 0 y 10 delitos por cada 100,000 habitantes, lo que sugiere la presencia de dinámicas sociales diferenciadas. Esta distribución también expresa desigualdades territoriales en el acceso a mecanismos de protección, justicia y organización comunitaria.

Cuadro 8. Valor ecológico e incidencia delictiva en la Sierra Norte de Puebla.

Municipio	Pixeles	Promedio	Min	Max	Tasa de incidencia delictiva
Ahuacatlán	911915	60.04	22.69	79.9	27 - 52
Ahuazotepec	606442	60.16	12.08	74.39	53 -155
Amixtlán	446185	56.71	19.18	67.73	0 - 10
Aquixtla	1667273	54.37	14	76.18	27 - 52
Camocuautla	161574	56.56	10.24	70.57	0 - 10
Chiconcuautla	895570	55.64	18.89	77.71	27 - 52
Chignahuapan	7548577	54.71	7.9	80	156 - 26929
Coatepec	122458	54.98	18.88	66.64	0 - 10
Cuautempan	612128	61.18	23.43	76.55	11 - 26
Francisco Z. Mena	4274874	46.84	0	70.56	27 - 52
Hermenegildo Galeana	504826	50.21	16.81	66.74	11 - 26
Honey	634579	61.3	8.25	85.42	11 - 26
Huauchinango	2506073	63.46	18.59	80.14	156 - 26929
Ixtacamaxtitlán	5597843	52.04	7.14	75.3	27 - 52
Jalpan	2057540	50.38	9.73	70.24	27 - 52
Jopala	1699116	48.4	10.86	68.11	11 - 26
Juan Galindo	229672	63.95	36.91	76.03	53 -155
Naupan	610159	56.47	21.31	73.31	11 - 26
Olintla	628910	50.29	9.09	66.75	0 - 10
Pahuatlán	981475	60.25	9.98	76.51	53 -155
Pantepec	2166320	47.65	9.02	64.65	27 - 52
San Felipe Tepatlán	451214	56.17	18.25	69.36	0 - 10
Tepango de Rodríguez	287144	61.14	17.73	78.17	11 - 26
Tepetzintla	708775	60.2	21.31	76.21	11 - 26
Tetela de Ocampo	3281651	58.52	8.04	84.92	53 -155
Tlacuilotepec	1732128	49.69	11.73	74.74	11 - 26
Tlaola	1429062	51.45	15.84	76.89	53 -155
Tlapacoya	633109	50.1	16.02	68.03	11 - 26
Tlaxco	547378	48.27	11.59	67.43	0 - 10
Venustiano Carranza	3147953	48.18	0	64.58	53 -155
Xicotepec	3123160	54.29	10.27	89.24	156 - 26929
Xochiapulco	599674	61.14	8.47	79.86	0 - 10
Zacatlán	4888796	60.62	10.64	89.56	156 - 26929
Zihuateutla	1752951	50.33	7.03	76.33	11 - 26
Zongozotla	364307	61.22	10.24	78.75	0 - 10

Al contrastar los datos de valor ecológico promedio y la incidencia delictiva, se observa una correlación ambigua. Algunos municipios con altos niveles ecológicos —como Huauchinango (63.46), Zacatlán (60.62) y Xicotepec (54.29)— presentan también altas tasas delictivas, mientras que otros con condiciones ecológicas igualmente favorables, como Honey (61.3), Tepetzintla (60.2) o Tepango de Rodríguez (61.14), reportan índices delictivos mucho menores.

Esta heterogeneidad sugiere que la calidad ecológica por sí sola no determina los niveles de violencia, pero sí puede contribuir a generar condiciones de mayor resiliencia territorial cuando se combina con factores de cohesión social y gobernanza local. Municipios con presencia de estructuras comunitarias sólidas y experiencia en manejo del territorio tienden a presentar menores niveles de conflictividad, como se ha documentado en estudios recientes sobre el impacto del manejo forestal comunitario en la región (Ceballos Pérez, 2020). De este modo, la seguridad puede interpretarse como una expresión de la capacidad de los territorios para gestionar colectivamente sus recursos, resolver conflictos y resistir presiones externas.

Diversas investigaciones han señalado que el manejo forestal comunitario (MFC) en la Sierra Norte de Puebla no sólo tiene efectos positivos sobre la conservación ecológica, sino también sobre la configuración política del territorio. Vásquez-Maldonado *et al.* (2023) muestran cómo el MFC ha permitido a las comunidades indígenas y campesinas redefinir su control territorial, fortalecer redes organizativas y aumentar su capacidad de gestión autónoma, lo que puede contribuir a mitigar factores estructurales asociados a la inseguridad.

Entre 2003 y 2017, los municipios que implementaron MFC no sólo mantuvieron su cobertura forestal, sino que también experimentaron procesos de fortalecimiento comunitario que, según Ceballos Pérez (2020), redujeron la presión por el cambio de uso de suelo y mejoraron la cohesión social. Asimismo, Vásquez Maldonado (2024) resalta que el MFC debe comprenderse como una práctica política integral, que va más allá de lo productivo y ambiental, pues implica el ejercicio del derecho al territorio, la autodeterminación y la defensa frente a amenazas externas. Este tipo de estrategias refuerzan la gobernanza territorial, entendida como la capacidad de los actores locales para decidir sobre su territorio, ejercer control y establecer condiciones colectivas de bienestar y seguridad.

Estos hallazgos sugieren que el fortalecimiento de estrategias territoriales basadas en el manejo comunitario de los recursos naturales puede tener efectos positivos tanto en la conservación ecológica como en la prevención de la violencia. No se

trata únicamente de proteger el entorno natural, sino de reconstruir las relaciones sociales y políticas que sustentan la gobernabilidad local.

Por ello, se plantea la necesidad de promover políticas públicas diferenciadas que:

- Reconozcan el papel de los actores comunitarios en la gestión del territorio y la seguridad
- Fortalezcan las capacidades locales de gobernanza ambiental y organizativa;
- Integren indicadores socioambientales en los diagnósticos de seguridad y desarrollo regional.
- Articulen las estrategias de seguridad con la planeación territorial y el aprovechamiento sustentable del patrimonio natural y cultural.

Esta discusión se inscribe en una perspectiva crítica del desarrollo territorial, que reconoce la interdependencia entre lo ecológico, lo social y lo político. En el caso de la Sierra Norte de Puebla, los territorios más resilientes y con menor conflictividad parecen ser aquellos donde las comunidades han logrado consolidar formas propias de manejo territorial basadas en el arraigo, la colectividad y la defensa del entorno.

Por tanto, la seguridad debe dejar de entenderse como un componente externo o ajeno al territorio, y asumirse como una condición fundamental para la reproducción de la vida comunitaria, la continuidad de las prácticas sustentables y el fortalecimiento del arraigo poblacional.

Los resultados analizados en este capítulo evidencian que el valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla no puede explicarse únicamente a partir de variables naturales, sino que está profundamente influido por las condiciones sociales, históricas y territoriales de cada municipio. La presencia de altos valores ecológicos en contextos de pobreza o marginación muestra la complejidad de las relaciones entre conservación y desarrollo, y revela oportunidades para fortalecer estrategias de manejo sostenible basadas en el conocimiento y la organización comunitaria.

Asimismo, se reconoce que factores como la gobernanza local, la seguridad y el arraigo poblacional son fundamentales para consolidar territorios resilientes, especialmente en un contexto de presión económica, conflictividad ambiental y

desigualdad estructural. La discusión aquí presentada respalda la idea de que no puede haber conservación efectiva sin justicia social, ni sostenibilidad sin participación local.

Estos hallazgos sientan las bases para la propuesta de lineamientos de política pública y estrategias territoriales diferenciadas que se abordan en el siguiente capítulo.

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES

7.1. Perspectiva

La perspectiva que emerge del análisis del valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla trasciende el ámbito estrictamente académico y se convierte en una herramienta de gestión territorial con múltiples aplicaciones. Los resultados no solo sintetizan procesos ecológicos complejos en un índice único, sino que reflejan de manera fiel la interacción entre las características ambientales del territorio y las presiones derivadas de la actividad humana. De esta forma, el valor ecológico no puede entenderse en aislamiento: constituye un espejo de la caracterización ambiental, al tiempo que ofrece una base cuantitativa para orientar políticas públicas, definir prioridades de conservación y planificar estrategias de restauración y desarrollo sustentable.

Uno de los aportes más relevantes de este trabajo es la posibilidad de integrar en una sola escala espacial cinco dimensiones ecológicas distintas: fragmentación, conectividad, biodiversidad, vulnerabilidad y resiliencia. Cada una de ellas aporta un matiz específico —desde la configuración del paisaje hasta la presencia de especies en riesgo, pasando por la capacidad de los ecosistemas de responder a perturbaciones climáticas y antrópicas—, y su integración en el valor ecológico permite identificar áreas críticas que no podrían haberse detectado con un enfoque unidimensional. Esta integración metodológica, aunque con limitaciones, constituye una innovación en el análisis ambiental regional, al ofrecer una visión holística de la integridad ecológica.

Desde el punto de vista ambiental, los resultados confirman lo ya señalado en la caracterización biofísica de la Sierra Norte: los municipios que mantienen mayores extensiones de bosques templados y mesófilos, con menor presión antrópica, alcanzan valores altos de manera consistente. Estos territorios, como Juan Galindo o Huauchinango, representan verdaderos núcleos de conservación, en los que los procesos ecológicos se mantienen relativamente intactos y la provisión de servicios ecosistémicos (regulación hídrica, captura de carbono, conservación de

biodiversidad) se encuentra asegurada. En cambio, municipios con mayor presión agrícola y urbana, como Francisco Z. Mena o Venustiano Carranza, muestran valores bajos, con mínimos incluso de 0.0, lo que evidencia la pérdida casi total de funciones ecológicas en algunos sectores. Estos contrastes permiten afirmar que el valor ecológico es un indicador sensible al uso del suelo y a la dinámica socioeconómica, lo que lo convierte en una herramienta útil para evaluar los impactos de las políticas públicas y orientar procesos de ordenamiento territorial.

En el plano institucional, los resultados tienen un valor estratégico. A nivel federal, instancias como la SEMARNAT y la CONANP pueden utilizar este índice para identificar áreas prioritarias de conservación, justificar la creación de nuevas Áreas Naturales Protegidas (ANP) y reforzar la gestión de las ya existentes. La CONABIO, por su parte, puede emplear el valor ecológico como insumo en sus programas de identificación de Regiones Terrestres Prioritarias y Áreas de Importancia para la Conservación de Aves (AICAs). A nivel estatal, la Secretaría de Medio Ambiente, Desarrollo Sustentable y Ordenamiento Territorial del Gobierno de Puebla podría integrar el índice en los procesos de ordenamiento ecológico del territorio y en la evaluación de impacto ambiental, asegurando que los municipios con bajo valor reciban prioridad en programas de restauración. Finalmente, a nivel municipal, las administraciones locales tienen la responsabilidad de regular el cambio de uso de suelo y de incorporar la información del valor ecológico en sus planes de desarrollo urbano y rural. La coordinación entre estos niveles de gobierno resulta indispensable, ya que la conservación y restauración del paisaje no pueden lograrse sin un marco institucional articulado.

En términos de participación social, el valor ecológico puede convertirse en un instrumento para fortalecer el papel de las comunidades locales y los pueblos originarios en la gestión del territorio. En la Sierra Norte de Puebla, donde la organización comunitaria y la propiedad social de la tierra tienen un peso considerable, los resultados de este índice ofrecen argumentos objetivos para promover esquemas de manejo forestal comunitario, pago por servicios ambientales y proyectos de ecoturismo. Al mismo tiempo, pueden servir como herramienta de

negociación en conflictos socioambientales, al mostrar de manera clara la importancia ecológica de ciertos territorios frente a proyectos de infraestructura o expansión agrícola. En este sentido, el valor ecológico no solo informa a las autoridades, sino que también puede empoderar a las comunidades en la defensa de su patrimonio natural.

No obstante, es necesario reconocer las limitaciones del trabajo. El índice se construyó a partir de insumos secundarios (imágenes satelitales, bases de datos globales, modelos climáticos), lo que implica posibles sesgos por vacíos de información o resolución espacial. La escala de análisis, aunque adecuada para una región como la Sierra Norte, puede enmascarar procesos locales más finos que solo se pueden captar con trabajo de campo. Tampoco se incorporaron de manera explícita variables socioeconómicas como densidad poblacional, pobreza o marginación, que inciden directamente en la presión sobre los ecosistemas. Asimismo, el valor ecológico constituye una fotografía de un periodo específico y no incluye escenarios de cambio climático o de desarrollo urbano futuro, lo que limita su alcance predictivo. A pesar de ello, la metodología aplicada ofrece un marco sólido que puede ser replicado y perfeccionado en futuros estudios.

En cuanto a los alcances y usos del índice, su potencial es amplio. Puede utilizarse como base para políticas públicas de conservación y restauración, para orientar proyectos de ordenamiento ecológico, para justificar esquemas de pago por servicios ambientales y para apoyar estrategias de adaptación al cambio climático. En el ámbito académico, constituye un referente metodológico que puede aplicarse en otras regiones montañosas de México y América Latina. En el ámbito social, puede emplearse como herramienta de educación ambiental y como instrumento de comunicación para sensibilizar a la población sobre la importancia de conservar los ecosistemas. En el ámbito económico, puede servir de base para proyectos de desarrollo rural sustentable y ecoturismo, al señalar áreas con alto valor ecológico que, manejadas de manera responsable, pueden generar beneficios económicos para las comunidades.

Una dimensión importante de la perspectiva es la proyección a futuro. Si no se implementan medidas de conservación y restauración, los municipios con valores bajos corren el riesgo de perder definitivamente su capacidad ecológica, lo que tendría impactos negativos en la provisión de agua, la regulación climática y la biodiversidad regional. Por el contrario, si se adoptan políticas basadas en los resultados del valor ecológico, es posible consolidar corredores biológicos, restaurar áreas críticas y garantizar la provisión de servicios ecosistémicos a largo plazo. El índice, por tanto, no solo diagnostica, sino que también plantea escenarios alternativos: uno de degradación progresiva, y otro de sostenibilidad si se adoptan estrategias de manejo adaptativo y de conservación activa.

Finalmente, esta perspectiva debe entenderse como un llamado a la acción conjunta. La conservación de la Sierra Norte de Puebla no es responsabilidad exclusiva de las autoridades ambientales, sino de un entramado más amplio de actores: comunidades locales, organizaciones no gubernamentales, instituciones académicas y ciudadanía en general. El valor ecológico, al integrar información compleja en un producto comprensible y aplicable, puede servir como punto de encuentro entre estos distintos actores, facilitando la construcción de consensos y la definición de estrategias colectivas para la conservación del patrimonio natural.

7.2. Conclusiones

La Sierra Norte de Puebla muestra un alto grado de fragmentación, con solo el 2.32% del área siendo intacta, lo que destaca la necesidad urgente de priorizar estas áreas en las estrategias de conservación.

La mayoría del área de estudio (56%) está afectada por actividades humanas y requiere programas de restauración y reforestación. Las áreas transicionales (2.68%) sirven como zonas de amortiguamiento, pero están en riesgo de degradación, lo que demanda un enfoque integral que combine conservación, manejo sostenible y restauración para mejorar la conectividad del hábitat.

El 39.6% del área mantiene una vegetación conectada, crucial para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Solo el 4.4% del área es vegetación no conectada, lo que indica que la fragmentación no es predominante. Las áreas con alta conectividad deben ser el foco principal de conservación, mientras que las zonas fragmentadas necesitan intervenciones específicas. El mapa de conectividad es una herramienta valiosa para guiar políticas y acciones de conservación y mejorar la conectividad del paisaje.

La Sierra Norte de Puebla enfrenta altos niveles de vulnerabilidad ecológica, particularmente en el sur, donde se encuentran especies endémicas y en peligro de extinción, prioritarias para la conservación. La presión ambiental en estas zonas exige acciones urgentes de protección y restauración, guiadas por el mapa de vulnerabilidad como herramienta clave para la gestión.

Las áreas con mayor riqueza de géneros, concentradas en el centro-sur, representan un foco para programas de conservación, esenciales para la salud ecológica de la región. Estas zonas deben ser gestionadas eficazmente para proteger la diversidad biológica y asegurar la sostenibilidad a largo plazo.

El análisis de resiliencia destaca una variabilidad significativa en la capacidad de los ecosistemas para recuperarse de disturbios. Las áreas de alta resiliencia, asociadas con menor fragmentación y alta conectividad, son fundamentales para mantener la estabilidad ecológica. Por el contrario, las zonas de baja resiliencia, ubicadas en áreas más intervenidas, requieren restauración urgente para fortalecer su capacidad de respuesta frente a perturbaciones. La gestión debe priorizar tanto la conservación de áreas resilientes como la restauración de las menos resilientes para garantizar la funcionalidad de los ecosistemas.

El valor ecológico en la Sierra Norte de Puebla representa una síntesis de las cinco variables analizadas: biodiversidad, conectividad, resiliencia, fragmentación y vulnerabilidad. Este enfoque integral permite identificar áreas prioritarias para la conservación y la gestión sostenible. Las zonas de alto valor ecológico destacan por su alta biodiversidad, conectividad y resiliencia, lo que las hace fundamentales para

mantener procesos ecológicos esenciales y servicios ecosistémicos clave, como la regulación hídrica y climática.

En contraste, las áreas de bajo valor ecológico presentan una combinación de baja biodiversidad, menor conectividad, alta fragmentación y alta vulnerabilidad, lo que las hace más susceptibles a la degradación. Estas áreas requieren intervenciones de restauración ecológica que fortalezcan su resiliencia y mejoren su funcionalidad en el paisaje. El mapa de valor ecológico, al integrar estas variables, es una herramienta crucial para orientar acciones de conservación y restauración, asegurando un manejo eficiente que equilibre la preservación de los ecosistemas con las necesidades socioeconómicas de la región.

El estudio de la Sierra Norte de Puebla resalta la necesidad de implementar estrategias integrales de conservación y restauración, priorizando áreas con alta biodiversidad, conectividad y resiliencia, esenciales para mantener la funcionalidad ecológica y los servicios ecosistémicos. Al mismo tiempo, se identifican zonas con alta fragmentación, baja conectividad y alta vulnerabilidad que requieren medidas urgentes para mejorar su resiliencia y reducir los riesgos asociados a la presión antropogénica.

El valor ecológico, como síntesis de las cinco variables analizadas (biodiversidad, conectividad, resiliencia, fragmentación y vulnerabilidad), proporciona una herramienta estratégica para priorizar acciones de manejo sostenible. Este enfoque integral permite equilibrar la conservación de los ecosistemas con el desarrollo socioeconómico, garantizando la sostenibilidad ambiental y el bienestar de las comunidades locales a largo plazo.

El valor ecológico y la situación social de los Pueblos Mágicos en la Sierra Norte de Puebla están estrechamente relacionados, aunque aún no se articulan de manera efectiva en el análisis territorial. La incorporación de indicadores sociales, como el acceso a servicios básicos, la educación y el empleo, en los estudios ecológicos resulta fundamental, ya que el bienestar comunitario es una condición para la conservación efectiva. Este enfoque permite reconocer a las comunidades como

actores clave en la protección del patrimonio biocultural, estableciendo vínculos entre biodiversidad, cultura y desarrollo local.

La pobreza y el valor ecológico presentan una relación compleja y bidireccional, que influye en la sostenibilidad del territorio. La pobreza no siempre implica degradación ambiental inmediata, pero sí limita la capacidad de las comunidades para participar en procesos de conservación. Es necesario integrar y diferenciar los indicadores ecológicos y sociales para comprender esta interacción, y diseñar políticas públicas que promuevan simultáneamente el bienestar social y la protección del entorno natural. El enfoque territorial debe considerar cómo las condiciones de vida afectan el uso y manejo sostenible del ecosistema.

La marginación en la Sierra Norte de Puebla ha sido frecuentemente confundida con la pobreza, sin que se reconozca su dimensión espacial y estructural. Para fortalecer el análisis territorial, es necesario conceptualizar la marginación en términos de accesibilidad, aislamiento y exclusión de redes de infraestructura y servicios. Esta perspectiva permite identificar con mayor precisión los territorios más vulnerables desde un enfoque multidimensional y diferenciado, orientando intervenciones que combinen inclusión social y conservación ambiental.

La seguridad ha sido tratada históricamente como un componente separado del análisis territorial, cuando en realidad es un factor transversal que condiciona la conservación ecológica, el aprovechamiento turístico y la participación comunitaria. Integrar la seguridad en el diagnóstico socioambiental, desde un enfoque de gobernanza territorial, permite entenderla como una condición necesaria para el desarrollo sostenible, la inversión pública y el arraigo poblacional. Fortalecer estructuras comunitarias y procesos de manejo colectivo del territorio contribuye a reducir la conflictividad y aumentar la resiliencia ecológica y social de la región.

En conjunto, los resultados de este estudio revelan que la conservación de los ecosistemas en la Sierra Norte de Puebla no puede desvincularse de las condiciones sociales, políticas y territoriales que caracterizan a la región. La combinación de análisis ecológico multivariable con factores como pobreza,

marginación, seguridad y gobernanza local permite una comprensión más profunda de los retos y oportunidades del territorio. El valor ecológico emerge como una herramienta clave para priorizar intervenciones, pero su efectividad depende de que sea acompañado por procesos de inclusión social, participación comunitaria y gestión territorial adaptativa. Esta tesis propone, por tanto, un enfoque integral de conservación que equilibre la protección del patrimonio natural con el bienestar de las comunidades, como vía hacia un desarrollo verdaderamente sostenible.

CAPÍTULO 8. BIBLIOGRAFÍA

- Adger, W. N. (2006). Vulnerability. *Global Environmental Change*, 16(3), 268–281. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006>
- Agencia Espacial Europea (ESA). (2023). Copernicus Open Access Hub: Sentinel-2 Imagery.
- Aguilar, A. G., Flores, M. A., & Lara, L. F. (2022). Peri-Urbanization and Land Use Fragmentation in Mexico City: Informality, Environmental Deterioration, and Ineffective Urban Policy. *Frontiers in Sustainable Cities*, 4, Article 790474. <https://doi.org/10.3389/frsc.2022.790474>
- Amador-Cruz, F., Figueroa-Rangel, B. L., Olvera-Vargas, M., & Mendoza, M. E. (2021). A systematic review on the definition, criteria, indicators, methods and applications behind the Ecological Value term. *Ecological Indicators*, 129, 107856. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107856>
- Babbie, E. (2020). *The practice of social research* (15th ed.). Cengage Learning.
- Balvanera, P., Astier, M., Gurri, F. D., & Zermeño-Hernández, I. (2017). Resiliencia, vulnerabilidad y sustentabilidad de sistemas socioecológicos en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.005>
- Balvanera, P., Quijas, S., Martín-López, B., Barrios, E., Dee, L., Isbell, F., Durance, I., White, P., Blanchard, R., & de Groot, R. S. (2015). The links between biodiversity and ecosystem services. In M. Potschin, R. Haines-Young, & K. Turner (Eds.), *Handbook of Ecosystem Services* (pp. 45–61). Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781315775302-5>
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., ... & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471(7336), 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>

- Bastidas-Orrego, L. M., Ramírez-Valverde, B., Cesín-Vargas, A., Juárez-Sánchez, J. P., Martínez-Carrera, D., & Vaquera-Huerta, H. (2017). Conflictos socioambientales y minería a cielo abierto en la Sierra Norte de Puebla, México. *Textual*, 72, 35–66. <https://doi.org/10.5154/r.textual.2017.72.003>
- Beier, P., & Noss, R. F. (1998). *Do habitat corridors provide connectivity?* *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>
- Bennett, A. F. (2003). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation* (2nd ed.). IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. *BioScience*, 51(3), 227–234.
- Beaucage, P., & Rojas Mora, X. (2022). Cosmologías nahua (maseual) y totonaca (tutunakú) de la Sierra Norte de Puebla (México). Segunda parte: las ‘almas’, los dueños, las fuerzas maléficas. *Anales de Antropología*, 56(1), 7–22. <https://doi.org/10.22201/iaa.24486221e.2021.76853>
- Biondi, E. (2011). Phytosociology today: Methodological and conceptual evolution. *Plant Biosystems*, 145(SUPPL. 1), 19–29. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.602748>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carpenter, S. R., Walker, B., Anderies, J. M., & Abel, N. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems*, 4(8), 765–781. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9>

- Ceballos Pérez, S. G. (2021). Impacto territorial del manejo forestal comunitario en la Sierra Norte de Puebla, 2002–2017. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 18(91), 1–24. <https://www.redalyc.org/journal/117/11774644008/html>
- Challenger, A., & Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. En CONABIO (Ed.), *Capital natural de México*, vol. I (pp. 87–108). CONABIO.
- Chazdon, R. L., *et al.* (2009). Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2), 142–153. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x>
- Chivian, E., & Bernstein, A. (2008). *Sustaining life: How human health depends on biodiversity*. Oxford University Press.
- Colín Bahena, H., & Monroy, R. (2021). Evidencia de conservación comunitaria en la producción tradicional. *Inventio*, 7(14), 5–12. <https://inventio.uaem.mx/index.php/inventio/article/view/417>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2011). *La biodiversidad en Puebla: Estudio de Estado*. CONABIO.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2023). *Enciclovida: Biodiversidad en México*. <https://enciclovida.mx/>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

- Creswell, J. W., & Creswell, J. D. (2018). *Research design: Qualitative, quantitative, and mixed methods approaches* (5th ed.). SAGE Publications.
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (Eds.). (2006). *Connectivity conservation*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press.
- Daily, G. C. (2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 3(6), 333–339. [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(00\)00102-7](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(00)00102-7)
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Díaz, M. (2023). La participación comunitaria como promotora de la preservación de las tradiciones indígenas totonacas en la Sierra Norte de Puebla. *Revista de Estudios Sociales*, 75, 45–62. <https://www.researchgate.net/publication/373653824>
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4(8), e277. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., ... & Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Díaz-Varela, E. R., Marey-Pérez, M. F., Rigueiro-Rodríguez, A., & Álvarez-Álvarez, P. (2009). Landscape metrics for characterization of forest landscapes in a sustainable management framework: Potential application and prevention of misuse. *Annals of Forest Science*, 66(3), 301–311. <https://doi.org/10.1051/forest/2009004>

- Dimas, S., & Gabriel, S. (2008). La economía de los ecosistemas y su biodiversidad: Informe interino. Comisión Europea.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Drakare, S., Lennon, J. J., & Hillebrand, H. (2006). The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species–area relationships. *Ecology Letters*, 9(2), 215–227.
- Duval, V. S., Gil, V., & Campo, A. M. (2020). Cartography as a geoconservation instrument in protected areas. *Anuario do Instituto de Geociencias*, 43(3), 345–353. https://doi.org/10.11137/2020_3_345_353
- Ellison, N. E. (2020). Totonac cosmopolitics and the organization of decolonial futures. *Ethnos*, 85(3), 1–22.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., & Norberg, J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(9), 488–494.
- ESA. (2021). Sentinel-2 Land Use and Land Cover (LULC 2021). European Space Agency.
- European Commission. (2024). Quantifying forest fragmentation.
- Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81(1), 117–142. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1–23. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006949>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fisher, B., & Christopher, T. (2007). Poverty and biodiversity: Measuring the overlap of human poverty and the biodiversity hotspots. *Ecological Economics*, 62(1), 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.05.020>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Flores-Garnica, J. G., & Omi, P. (2003). Mapping forest fuels for spatial fire behavior simulations using geomatic strategies. *Agrociencia*, 37, 65–72.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Folke, C. (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. *Global Environmental Change*, 16(3), 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Folke, C., Carpenter, S. R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., & Rockström, J. (2010). Resilience thinking: Integrating resilience, adaptability and

- transformability. *Ecology and Society*, 15(4), 20. <https://doi.org/10.5751/ES-03610-150420>
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C. S. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557–581. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711>
- Folke, C., Colding, J., & Berkes, F. (2003). Synthesis: Building resilience and adaptive capacity in social–ecological systems. In F. Berkes, J. Colding, & C. Folke (Eds.), *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change* (pp. 352–387). Cambridge University Press.
- Frankham, R. (1996). Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology*, 10(6), 1500–1508. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10061500.x>
- Frankham, R., Ballou, J. D., & Briscoe, D. A. (2010). *Introduction to conservation genetics* (2nd ed.). Cambridge University Press.
- Füssel, H. M. (2007). Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research. *Global Environmental Change*, 17(2), 155–167. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.05.002>
- Gallardo, M. (2017). Landscape fragmentation and biodiversity associated with the construction of the Valle Biobío highway in Concepción.
- García Granados, F. (2021). La autonomía municipal y la conservación de la biodiversidad en México. *Boletín Mexicano De Derecho Comparado*, 1(159), 1027–1052. <https://doi.org/10.22201/ij.24484873e.2020.159.15798>
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=687>
- Garrett, H., & Ayling, S. (2020). Ecosystem Resilience in a Nutshell 1: What is ecosystem resilience?

- GBIF. (2023). Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org>
- GBIF. (2024). Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org>
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660–668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>
- Gobron, N., Pinty, B., Aussenat, O., Chen, J. M., Cohen, W. B., Fensholt, R., Gond, V., Huemmrich, K. F., Lavergne, T., Mélin, F., Privette, J. L., Sandholt, I., Taberner, M., Turner, D. P., Verstraete, M. M., & Widlowski, J.-L. (2006). Evaluation of fraction of absorbed photosynthetically active radiation products for different canopy radiation transfer regimes: Methodology and results using JRC products derived from SeaWiFS against ground-based estimations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D13). <https://doi.org/10.1029/2005JD006511>
- Gómez-Baggethun, E., Reyes-García, V., Olsson, P., & Montes, C. (2012). Traditional ecological knowledge and community resilience to environmental extremes: A case study in Doñana, SW Spain. *Global Environmental Change*, 22(3), 640–650. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.02.005>
- González-Guerrero, H. (2021). El programa Pueblos Mágicos y las tensiones territoriales en el México rural. *Economía, Sociedad y Territorio*, 21(66), 395–426. <https://doi.org/10.22136/est20211666168>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Graham, C. H., & Hijmans, R. J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, 15(6), 578–587. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00257.x>

- Guba, E. G., & Lincoln, Y. S. (1994). Competing paradigms in qualitative research. In N. K. Denzin & Y. S. Lincoln (Eds.), *Handbook of qualitative research* (pp. 105–117). SAGE Publications.
- Guevara Romero, M. L., & Montalvo Vargas, R. (2014). Cambio de uso de suelo y vegetación derivados de la dotación de infraestructura: Sierra Norte del Estado de Puebla. *Nova Scientia*, 7(13), 314–336.
- Gunderson, L. H. (2000). Ecological resilience—in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 425–439. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425>
- 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, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hanski, I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396(6706), 41–49. <https://doi.org/10.1038/23876>
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965–1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>
- Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J. W., Theobald, D. M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J. E. M., Ament, R., & Tabor, G. M. (2020). Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239–246.

- Hoiling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35.
<https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Huete, A., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E. P., Gao, X., & Ferreira, L. G. (2002). Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, 83(1–2), 195–213.
[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2)
- Huston, M. A. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113(1), 81–101. <https://doi.org/10.1086/283366>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427.
- INECC. (2020). Atlas de Vulnerabilidad al Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- INEGI. (2011). Guía para la interpretación de cartografía: Uso del suelo y vegetación, Escala 1:250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI. (2023). Marco Geoestadístico. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Bonn, Germany: IPBES.

- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press.
- IUCN. (2022). *The IUCN Red List of Threatened Species (Version 2022-2)*. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org>
- IUCN. (2023). *The IUCN Red List of Threatened Species*. International Union for Conservation of Nature. <https://www.iucnredlist.org>
- Jiménez-Sierra, C. L., Torres-Orozco, R., & Corcuera Martínez del Río, P. (2010). Biodiversidad: Una alerta. *Casa del Tiempo*, 3(36), 9–16.
- Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C., & Polasky, S. (Eds.). (2011). *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford University Press.
- Keeley, J. E., & Syphard, A. D. (2019). Twenty-first century California, USA, wildfires: Fuel-dominated vs. wind-dominated fires. *Fire Ecology*, 15(1), 24.
- Kindlmann, P., & Burel, F. (2008). Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*, 23(8), 879–890. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4>
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A. K., Augeri, D. M., Cheyne, S. M., Hearn, A. J., Ross, J., Macdonald, D. W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A. J., Semiadi, G., Rustam, R., ... Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366–1379. <https://doi.org/10.1111/ddi.12096>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L. C., Luizão, R. C. C., Laurance, S. G., Pimm, S. L., Bruna, E. M., Stouffer, P. C., Williamson, G. B., Benítez-Malvido, J., & Vasconcelos, H. L. (2011). The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144(1), 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.021>
- Laurance, W. F., Camargo, J. L., Fearnside, P. M., Lovejoy, T. E., Williamson, G. B., Mesquita, R. C., Meyer, C. F., Bobrowiec, P. E., & Laurance, S. G. (2018). An

- Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews*, 93(1), 223–247. <https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- Lawrence, K. S., & Abrutyn, S. (2015). The degradation of nature and the growth of environmental concern: Toward a theory of the capture and limits of ecological value. *Human Ecology Review*, 21(1), 87–108.
- Leroux, A. D., & Whitten, S. M. (2014). Optimal investment in ecological rehabilitation under climate change. *Ecological Economics*, 107, 133–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.012>
- Li, X., Li, S., Zhang, Y., O'Connor, P. J., Zhang, L., & Yan, J. (2021). Landscape Ecological Risk Assessment under Multiple Indicators. *Land*, 10(7), 739. <https://doi.org/10.3390/land10070739>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Lowe, W. H., Kovach, R. P., & Allendorf, F. W. (2017). Population genetics and demography unite ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(2), 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.12.002>
- Lozada, L. M. (2014). El espíritu del maíz: circulación anímica y cocina ritual entre los totonacos de la Sierra Norte de Puebla (México). *Nuevo Mundo Mundos Nuevos*. <https://doi.org/10.4000/nuevomundo.66812>

- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- McKinney, M. L. (1997). Extinction vulnerability and selectivity: Combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 495–516. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.495>
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Moguel, P., & Toledo, V. M. (1999). Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13(1), 11–21.
- Moyano-Molano, A. L., Rusinque-Quintero, L. L., & Montoya-Rojas, G. A. (2022). Analysis of the ecological connectivity of protected areas through the landscape of the department of Caquetá, Colombia. *Revista Cartográfica*, 104, 37–61. <https://doi.org/10.35424/rcarto.i104.980>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- NASA LP DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center). (2023). MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer).
- Navarro Rodríguez, M. del C., González Guevara, L. F., Flores Vargas, R., & Amparán Salido, R. T. (2015). *Fragmentación y sus implicaciones: Análisis y reflexión documental*. Universidad de Guadalajara.
- Neuman, W. L. (2014). *Social research methods: Qualitative and quantitative approaches* (7th ed.). Pearson.
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C. D. L., Petchey, O. L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K. B., Mace, G. M., Martín-López, B., Woodcock, B. A., & Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>

- Opdam, P., & Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: Linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117(3), 285–297. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.12.008>
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2015). Objetivos de Desarrollo Sostenible. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Ortiz-Álvarez, R., Rosas, F., & Gómez-Mendoza, L. (2022). Conectividad ecológica en paisajes rurales mexicanos: implicaciones para la biodiversidad y el manejo del territorio. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e934563. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.4563>
- Pagiola, S., von Ritter, K., & Bishop, J. (2004). Assessing the economic value of ecosystem conservation. The World Bank.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T., ... Yagi, N. (2017). Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pascual-Rico, R., & García-Márquez, J. (2018). Valoración del patrimonio natural en espacios rurales: una revisión crítica. *Revista de Estudios Rurales*, 5(2), 89–112.
- Peterson, G., Allen, C. R., & Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), 6–18.
- Pettorelli, N., Safi, K., & Turner, W. (2014). Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130190. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0190>

- Pickett, S. T. A., Kolasa, J., & Jones, C. G. (2011). *Ecological understanding: The nature of theory and the theory of nature* (2nd ed.). Academic Press.
- Pretty, J., Peacock, J., Sellens, M., & Griffin, M. (2009). The mental and physical health outcomes of green exercise. *International Journal of Environmental Health Research*, 15(5), 319–337. <https://doi.org/10.1080/09603120500155963>
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G., & Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947–1952. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1234>
- Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. (2016). Improvements on ecological niche modeling: A new method for reducing overfitting. *Ecological Modelling*, 319, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.023>
- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M. D., Seneviratne, S. I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D. C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., van der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., & Wattenbach, M. (2013). Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500(7462), 287–295. <https://doi.org/10.1038/nature12350>
- Rodríguez-Trejo, D. A. (2008). Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio*, 37(7–8), 548–556.
- Romero-Santamaría, A., Fermín-Escobar, J. B., & Tejero-Diez, J. D. (2024). Levantamiento florístico de un bosque mesófilo de montaña en la Sierra Norte de Puebla, México. *Acta Botánica Mexicana*, 131, e2378. <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2378>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (ed. digital). CONABIO.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Saura, S., & 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. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591–596. <https://doi.org/10.1038/35098000>
- SEDATU. (2021–2024). Programa Nacional de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano (PNOTDU). Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano.
- Seddon, N., Macias-Fauria, M., Long, P. R., Benz, D., & Willis, K. J. (2016). Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature*, 531, 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature16986>
- SEMARNAT. (2018). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Serrano, A. M. P. (2010). Turismo rural y empleo rural no agrícola... Red de Turismo Alternativo Totaltikpak, A.C.
- Slatkin, M. (1987). Gene flow and the geographic structure of natural populations. *Science*, 236(4803), 787–792. <https://doi.org/10.1126/science.3576198>
- Stebbins, R. A. (2001). Exploratory research in the social sciences. Sage Publications. <https://doi.org/10.4135/9781412984249>
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10. <https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3), 571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>

- Tilman, D., Lehman, C. L., & Thomson, K. T. (1997). Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(5), 1857–1861. <https://doi.org/10.1073/pnas.94.5.1857>
- Turner, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., ... & Schiller, A. (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14), 8074–8079. <https://doi.org/10.1073/pnas.1231335100>
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171–197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>
- UNWTO. (2013). *Sustainable Tourism for Development Guidebook*. World Tourism Organization.
- Van Proosdij, A. S. J., Sosef, M. S. M., Wieringa, J. J., & Raes, N. (2016). Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models. *Ecography*, 39(6), 542–552. <https://doi.org/10.1111/ecog.01509>
- Vogt, P., & Riitters, K. (2017). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 352–361. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1330650>
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2), 5. <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>
- Wan, Z., Zhang, Y., Zhang, Q., & Li, Z. (2004). Quality assessment and validation of the MODIS global land surface temperature. *International Journal of Remote Sensing*, 25(1), 261–274. <https://doi.org/10.1080/0143116031000116417>
- Wilson, E. O. (1997). *The diversity of life*. Harvard University Press.
- Yin, R. K. (2018). *Case study research and applications: Design and methods* (6th ed.). SAGE Publications.

CAPÍTULO 9. ANEXO

Anexo 1. Especies consideradas para el análisis de biodiversidad.

Género	Número de registros
Echinocactus	800
Agave	271
Cascabela	207
Quercus	134
Coryphantha	75
Ferocactus	71
Pittocaulon	65
Yucca	61
Bursera	58
Charadrahyla	52
Microtus	46
Abies	46
Vauquelinia	41
Isthmura	35
Cestrum	34
Lonchocarpus	32
Gymnanthes	31
Parvimolge	22
Pseudoeurycea	11

Anexo 2. Especies consideradas para el análisis de vulnerabilidad.

Género y especie	Forma de vida	Estado de conservación (UICN)	Ocurrencias
<i>Abies hickelii</i>	Planta	EN	46
<i>Agave karwinskii</i>	Planta	VU	83
<i>Agave potatorum</i>	Planta	VU	189
<i>Bursera biflora</i>	Planta	NT	58
<i>Cascabela thevetioides</i>	Planta	NT	207
<i>Cestrum fulvescens</i>	Planta	EN	35
<i>Charadrahyla taeniopus</i>	Animal	VU	52
<i>Coryphantha pycnacantha</i>	Planta	EN	75
<i>Echinocactus platyacanthu</i>	Planta	NT	800
<i>Ferocactus robustus</i>	Planta	VU	71
<i>Gymnanthes longipes</i>	Planta	EN	31
<i>Isthmura gigantea</i>	Animal	EN	35
<i>Lonchocarpus eriophyllus</i>	Planta	NT	32
<i>Microtus quasiater</i>	Animal	NT	46
<i>Parvimolge townsendi</i>	Animal	VU	22
<i>Pittocaulon velatum</i>	Planta	NT	65
<i>Pseudoeurycea lynchi</i>	Animal	EN	11
<i>Quercus sartorii</i>	Planta	NT	134
<i>Vauquelinia australis</i>	Planta	VU	41
<i>Yucca periculosa</i>	Planta	NT	61