



Universidad Veracruzana

UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES

**ÁREAS POTENCIALES PARA LA CONSERVACIÓN EN XALAPA,
VERACRUZ Y CONURBADOS: COBERTURA Y ALMACENES DE
CARBONO**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN ECOLOGÍA
TROPICAL**

PRESENTA:

DAVID CHACÓN CASTILLO

COMITÉ TUTORIAL:

DR. EDWARD ALAN ELLIS

DR. RAFAEL VILLEGAS PATRACA

DR. ERNESTO RODRÍGUEZ LUNA

DRA. ROSAURA CITLALLI LÓPEZ BINNQÜIST

XALAPA ENRÍQUEZ, VER.

JULIO DE 2020

DECLARACIÓN

El trabajo de investigación contenido en esta tesis fue desarrollado por **David Chacón Castillo**, como estudiante de la **Maestría en Ecología Tropical** entre febrero de 2018 y enero de 2020, bajo la supervisión del **Dr. Edward Alan Ellis**.

La investigación reportada en esta tesis no ha sido utilizada anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizados para tales fines en el futuro.



David Chacón Castillo
Estudiante



Dr. Edward Alan Ellis
Tutor

®2020

David Chacón Castillo
Derechos Reservados

ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS

El presente documento titulado “Áreas potenciales para la conservación en Xalapa, Veracruz y conurbados: cobertura y almacenes de carbono” realizado por David Chacón Castillo, ha sido aprobado y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de Maestro(a) en Ecología Tropical.

Tutor-Director Dr. Edward Alan Ellis

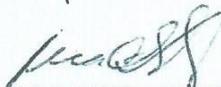


SINODALES

Presidente Dra. Martha Bonilla Moheno



Secretario Dra. Ana Cecilia Travieso Bello



Vocal Dr. Jorge Antonio Gómez Díaz



Dedicatoria

A las tormentas de la casa (Iker, Johan, Marco, Matías, Saori y Yan), que sin ellas hubiera terminado muchísimo antes... pero sin dicha. ¡Los quiero mucho!

—Y logró encantar la Tierra al lado mío.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por otorgar la beca de manutención al cursar el posgrado adscrito al PNPC: Maestría en Ecología Tropical

A mi comité tutorial, por aconsejarme constantemente para el desarrollo y conclusión de esta investigación:

Dr. Edward Alan Ellis

Dr. Rafael Villegas Patraca

Dr. Ernesto Rodríguez Luna

Dra. Citlalli López Binnsküist

Al comité revisor por sus importantes aportaciones para mejorar la tesis:

Dra. Ana Cecilia Travieso Bello

Dra. Martha Bonilla Moheno

Dr. Jorge Antonio Gómez Díaz

Dra. Evodia Silva Rivera

Mtra. Samaria Armenta Montero

Al Centro de Investigaciones Tropicales (CITRO), sus académicos y personal administrativo.

A quienes me apoyaron en campo, explicándome algún software o siendo constantes en la revisión de este documento: Rigo, Yan, Neftha, Sarahí, Adriana, Karla, Jorge y la Dra. Cristina; así como al Dr. José Luis, la Mtra. Samaria, la Dra. Evodia, el Dr. Noé y el Dr. Ernesto por su constante apoyo. Muchas gracias.

Índice general

1. Introducción	1
2. Justificación	5
3. Antecedentes	7
3.1 Sitios destinados para la conservación	7
3.1.1 Origen de las áreas protegidas	7
3.1.2 Historia de la legislación mexicana en materia de Áreas Naturales Protegidas.....	8
3.1.3 Contexto normativo de las ANP en Veracruz.....	12
3.1.4 Otros sitios delimitados para la conservación	15
3.1.5 Desarrollo de sitios para la conservación	17
3.2 Cambio de uso de suelo y vegetación	24
3.2.1 Uso de suelo y vegetación	24
3.3 Deforestación y degradación.....	26
3.3.1 Deforestación	26
3.3.2 Degradación forestal	29
3.4 Servicios ambientales	32
3.4.1 Pago por Servicios Ambientales.....	32
3.5 Índices de vegetación	34
3.6 Biomasa y almacenes de carbono	41
3.7 Sociedad en los procesos de deforestación y degradación	43
3.7.1 Medición de actitudes sociales.....	45
4. Preguntas de investigación.....	48
5. Objetivo general	48
5.1 Objetivos específicos	48
6. Métodos	49
6.1 Descripción del área de estudio	49
6.1.1 Medio físico	51
6.1.2 Medio socioeconómico	60
6.1.3 Entidades jurídicas en el territorio	67
6.2 Cambios de cobertura de uso de suelo y vegetación	72
6.2.1 Clasificación de uso de suelo y vegetación	72
6.2.2 Tasas de cambio	77
6.3 Deforestación, fragmentación y conectividad del paisaje	78

6.4 Degradación de la vegetación forestal	79
6.5 Aspectos socioeconómicos que afectan la dinámica de cambio de cobertura del uso de suelo	82
6.6 Áreas con potencial de conservación de la vegetación forestal	86
6.7 Situación de las ANP con relación a los sitios identificados.....	88
7. Resultados.....	89
7.1 Cambios de cobertura de uso de suelo y vegetación	89
7.1.1 Cobertura de uso de suelo y vegetación en 1997, 2009 y 2018	89
7.1.2 Fiabilidad de la clasificación	94
7.1.3 Tasas de cambio	97
7.2 Deforestación, fragmentación y conectividad del paisaje	98
7.2.1 Deforestación y regeneración de la cobertura vegetal.....	98
7.2.3 Métricas de paisaje.....	103
7.3 Degradación y recuperación de la vegetación forestal.....	110
7.4 Aspectos socioeconómicos que afectan la dinámica del cambio de uso del suelo	120
7.5 Áreas con potencial de conservación de la vegetación forestal	144
7.6 Situación de las ANP y UGA con relación a los sitios identificados	148
8. Discusión	154
9. Conclusiones y recomendaciones	177
10. Bibliografía	180
11. Anexos.....	218
11.1 Encuestas sobre la percepción de la deforestación y degradación de la vegetación forestal en los municipios conurbados a Xalapa. Prueba piloto.	218
11.2 Encuestas sobre la percepción de la deforestación y degradación de la vegetación forestal en los municipios conurbados a Xalapa. Versión final.....	222
11.3 Parámetros utilizados en Marxan.....	225
Datos de entrada.....	225
Datos de salida	228

Índice de tablas

Tabla 1. Tipo y número de ANP a nivel nacional.	11
Tabla 2. ANP estatales de Veracruz por tipo y superficie.	14
Tabla 3. Espectro de las ondas electromagnéticas de los sensores Landsat TM, ETM+ y OLI.....	35
Tabla 4. Índices de vegetación y ecuación representativa de cada NDVI, NDMI, NBR, NB2, TCB, TCG, TCW, TCA, SR, DVI, SAVI, MSAVI, EVI y ND.....	36
Tabla 5. Superficie de cultivos sembrada y cosechada en el área de estudio.	56
Tabla 6. Número de habitantes por principales localidades del municipio de Xalapa, 2010.	60
Tabla 7 Habitantes en principales localidades del municipio de Coatepec, 2010.	61
Tabla 8 Habitantes en principales localidades del municipio de Emiliano Zapata, 2010.	61
Tabla 9 Habitantes en principales localidades del municipio de Tlalnelhuayocan, 2010.	62
Tabla 10. Ejidos del municipio de Xalapa.	64
Tabla 11. Ejidos del municipio de Coatepec.	64
Tabla 12. Ejidos en el municipio de Emiliano Zapata.	65
Tabla 13. Ejidos adscritos a otros municipios con incidencia sobre el área de estudio.	66
Tabla 14. Tipo y superficie de los espacios naturales protegidos en los municipios conurbados a Xalapa.....	70
Tabla 15. Correspondencias del uso del suelo y vegetación de este documento con INEGI (2014 y 2018), Miranda y Hernández-X (1963) y Rzedowski (2006).....	72
Tabla 16. Imágenes satelitales utilizadas.....	74
Tabla 17. Categoría de concordancias y validación del coeficiente Kappa.	77
Tabla 18. Tipo de proceso de cambio en la cobertura de uso de suelo y vegetación.	78
Tabla 19. Imágenes usadas para el cálculo anual de índices de vegetación.	80
Tabla 20. Número de encuestas por municipio y localidad.	84
Tabla 21. Cobertura de uso de suelo y vegetación para los municipios de Xalapa, Coatepec, Emiliano Zapata, Banderilla y Coatepec en 1997, 2009 y 2018.	89
Tabla 22. Matriz de confusión de fiabilidad de la clasificación del año 2018 por pixeles.	95
Tabla 23. Matriz de confusión de fiabilidad de la clasificación del año 2018 por porcentaje.....	95
Tabla 24. Tasa de cambio por cobertura de uso de suelo y vegetación en el área de estudio.	97
Tabla 25. Métricas a nivel de clase del área de estudio para los años 1997, 2009 y 2018.	106
Tabla 26. Métricas a nivel de paisaje del área de estudio para los años 1997, 2009 y 2018.	107
Tabla 27. Correlaciones de las variables utilizadas.....	110

Tabla 28. Resumen del modelo utilizado.....	110
Tabla 29. Coeficientes utilizados para la extrapolación de los almacenes de carbono (tC/ha) de 2007 para los años 1997 y 2018	110
Tabla 30. Identificación por parte de los encuestados de cultivos, crianza de ganado, extracción de leña o madera y extracción de plantas silvestres cercano a la localidad por municipio y localidad.	
.....	127
Tabla 31. Conocimiento de políticas públicas regulatorias de actividades en la vegetación por los encuestados por municipio y localidad en las localidades cercanas a sitios deforestados y degradados en el área de estudio.	132
Tabla 32. Posición ante el escenario de desmonte de una parcela propia y su venta/renta.....	139
Tabla 33. Resumen de procesamiento de casos de desmonte y renta/venta.	140
Tabla 34. Tabla cruzada de desmonte y renta/venta por municipio.	140
Tabla 35. Pruebas de chi-cuadrado desmonte y renta/venta por municipio.....	142
Tabla 36. Tipo de vegetación en los sitios identificados con potencial para la conservación de la vegetación forestal por el software Marxan.	144
Tabla 37. Incidencia de sitios con potencial para la conservación de la vegetación forestal con ENP.	
.....	149
Tabla 38. Incidencia de sitios con potencial para conservación de la vegetación forestal con políticas de UGA del POERCX.	150
Tabla 39. Comparación entre ANP, UGA, sitios potenciales y mejor opción de sitios potenciales.	150

Índice de figuras

Figura 1. Ejemplo de procesos de la cubierta forestal como indicador de la degradación (Fuente: FAO, 2011)	30
Figura 2. Localización del área de estudio.....	50
Figura 3. Diagramas ombrotérmicos de las estaciones meteorológicas dentro del área de estudio.	52
Figura 4. Precio del café por libra en la bolsa de York.....	59
Figura 5. UGA del Programa de Ordenamiento Ecológico de la Región Capital de Xalapa.	69
Figura 6. ENP en los municipios de Xalapa, Coatepec, Banderilla, Tlalnelhuayocan y Emiliano Zapata.	71
Figura 7. Variación anual en cada tipo de vegetación de los índices DVI, SR, NBR y la banda espectral SWIR2 de los meses de marzo (2014), junio (2013), septiembre (2015) y diciembre (2016).....	81
Figura 8. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 1997.	91
Figura 9. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 2009.	92
Figura 10. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 2018.	93
Figura 11. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 1997-2018.	100
Figura 12. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 1997-2009.	101
Figura 13. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 2009-2018.	102
Figura 14. Número de parches por año y tipo de uso de suelo y vegetación.	108
Figura 15. Índice del fragmento más grande por año y tipo de uso de suelo y vegetación.	109
Figura 16. Gráfico de dispersión de la regresión lineal múltiple de los almacenes de carbono con los valores ajustados de altitud, SWIR2, SR, DVI y NBR para el año 2007.	111
Figura 17. Almacenes de carbono en Xalapa y sus municipios conurbados para el año 1997.....	114
Figura 18. Almacenes de carbono en el Xalapa y sus municipios conurbados para el año 2007....	115
Figura 19. Almacenes de carbono en Xalapa y sus municipios conurbados para el año 2018.....	116

Figura 20. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 1997-2007/2009.....	117
Figura 21. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 2007/2009-2018.....	118
Figura 22. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 1997-2018.....	119
Figura 23. Distribución de sexo de los encuestados por municipio.....	120
Figura 24. Promedio de edad de los encuestados por municipio.....	121
Figura 25. Promedio de años de estudio de los encuestados por municipio.....	121
Figura 26. Servicio de drenaje en viviendas de los encuestados por municipio.....	122
Figura 27. Servicio de energía eléctrica en viviendas de los encuestados por municipio.....	123
<i>Figura 28. Servicio de agua potable dentro de las viviendas de los encuestados por municipio.</i>	123
Figura 29. Piso diferente de tierra en las viviendas de los encuestados por municipio.....	124
Figura 30. Ocupación de los encuestados por municipio.....	125
Figura 31. Derecho sobre la tierra de los encuestados por municipio.	125
Figura 32. Percepción sobre la distancia de la localidad a los cultivos.	129
Figura 33. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas con ganado.	130
Figura 34. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas de extracción de leña o madera.	131
Figura 35. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas donde se extraen plantas silvestres.	132
Figura 36. Promedio de la posición ante las actividades por municipio. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.....	135
Figura 37. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Banderilla. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.	136
Figura 38. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Coatepec. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.	137
Figura 39. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Emiliano Zapata. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.	138
Figura 40. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Xalapa. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.	139

Figura 41. Frecuencia de la percepción en retrospectiva del estado de la vegetación forestal cercana a las localidades de los encuestados con respecto a hace 10 años.....	143
Figura 42. Frecuencia de la percepción en prospectiva del estado y/o reemplazo de la vegetación forestal cercana a las localidades de los encuestados en un periodo de 10 años.	144
Figura 43. Selección de áreas con potencial para la conservación de la vegetación forestal resultantes del software Marxan.	146
Figura 44. Comparación de ANP, archipiélago propuesto por Williams-Linera (2007) y sitios identificados en Marxan.....	152
Figura 45. Comparación de UGA del POERCX y sitios identificados en Marxan.....	153

1. Introducción

La mega diversidad biológica de México deriva de la heterogeneidad de los ecosistemas presentes, los cuales son determinados por el conjunto de patrones físicos, como la geología y el clima, distribuidos espacialmente en el territorio nacional (Morrone, 2019). Sin embargo; en los últimos dos siglos, la modificación antropogénica de estos ecosistemas supera con creces a los cambios geofísicos y biológicos naturales. Por lo que, en el actualmente llamado “*antropoceno*”, la humanidad enfrenta los problemas de pérdida de hábitat y biodiversidad, cambio climático, reducción de la captación de agua y contaminación (Bahamondez & Thompson, 2016; Glaser *et al.*, 2012; Lugo, 2001; McKinney & Lockwood, 1999; Toledo, 2005). Estos problemas se derivan principalmente de la deforestación y la degradación forestal, reflejándose con mayor intensidad en los trópicos (Skole & Tucker, 1993). La deforestación se entiende como el cambio de una tierra forestal a una no forestal por inducción humana (Schoene & Killmann, 2007); mientras que la degradación, en el ámbito de la biomasa forestal que concierne a esta investigación, es la reducción de los almacenes de carbono en el bosque, atribuible a la tala, incendios y extracción de leña sin implicar el cambio de su cobertura (Griscom *et al.*, 2009; Schoene & Killmann, 2007).

Con el objetivo de combatir la reducción en la superficie de los ecosistemas naturales, las afectaciones a especies silvestres y la alteración de los servicios ambientales provocados, se propuso la creación de sitios destinados a la conservación como una de las alternativas más importantes (Watson *et al.*, 2014). Entre estos sitios se encuentran las áreas protegidas (AP), las cuales son figuras jurídicas que funcionan como zonas establecidas para la conservación de la biodiversidad, servicios ecosistémicos y protección de los recursos naturales (Rodríguez-Luna *et al.*, 2011; Watson *et al.*, 2014). En México, nivel nacional, actualmente existen 182 Áreas Naturales Protegidas (ANP), forma en la que se denominan a las AP reguladas por el Estado a través de la Comisión de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Así mismo, existen AP de carácter estatal reguladas por

las secretarías estatales de índole ambiental; y AP municipales en el ámbito ambiental (*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988). También resalta la existencia de espacios protegidos implementados por agentes privados tanto a nivel federal como estatal, así como áreas de índole comunitaria (Rodríguez-Luna *et al.*, 2011). La administración de las áreas destinadas a la conservación se rige por un plan de manejo, el cual regula las actividades realizadas dentro de sus límites geográficos (Brenner, 2006). Sin embargo, existen otras herramientas jurídicas que regulan las actividades para la protección de los ecosistemas, entre ellos los ordenamientos ecológicos territoriales. En ellos se desarrollan las unidades de gestión ambiental (UGA) reguladas por políticas de usos y conservación a nivel municipal, estatal y nacional (Carabias *et al.*, 2008).

Entre los problemas más recurrentes que afrontan las ANP, principalmente aquellas no federales y no reguladas por la CONANP, se han identificado la falta de interés de los pobladores debido al costo económico, la nula incidencia por parte de las autoridades, la falta de notoriedad de los beneficios a corto plazo y el bajo conocimiento científico sobre ellas (Aguilar-Cordero *et al.*, 2012; Johnson *et al.*, 2019). Esto tiene como consecuencia que dentro de las ANP se desarrolleen actividades que promuevan la deforestación y degradación forestal, reduciendo sus funciones esenciales de conservación y provisión de servicios ambientales (Lecina-Díaz *et al.*, 2019.; Thrush & Dayton, 2010; Toledo, 2005).

En la región central del estado de Veracruz destacan los remanentes de bosque mesófilo de montaña, por ser un ecosistema que se encuentra en peligro de desaparición debido a la presión ejercida por el crecimiento de la mancha urbana y otras actividades antropogénicas (Casagñón-Loeza, 2016; Williams-Linera *et al.*, 2007). Estas actividades afectan también a la extensión de los cafetales, el agrosistema dominante en la región, que contienen especies leñosas importantes para el recambio de especies entre los fragmentos de bosque (Ellis & Martínez-Bello, 2010; FAO, 2015; López-Gómez & Williams-Linera, 2006; Williams-Linera *et al.*, 2002). Consecuentemente, en Xalapa y en sus municipios conurbados se

distribuyen once ANP de índole estatal y un Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial para conservar los bosques y evitar la urbanización desmedida. Sin embargo, algunas ANP y unidades del ordenamiento cuentan con una situación de deforestación y degradación en determinadas proporciones que deben ser analizadas (Fernández-Moreno, 2008; Hernández Rivera & Torres Hernández, 2014).

Desde finales de la década de 1990, se ha cuestionado la efectividad de las ANP debido a su condición de aislamiento y representatividad de la biodiversidad y recursos naturales (Halffter-Salas, 2007; Morales-Hidalgo *et al.*, 2015; Oldfield *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004; Toledo, 2005). Derivado de ello, se han realizado diversos estudios para la identificación de sitios prioritarios para la conservación, así como la evaluación de las ANP en distintas escalas, desde global hasta la regional (Ellis *et al.*, 2011; Myers *et al.*, 2000; Venter, Hovani, *et al.*, 2013).

En el caso de las ANP que rodean a la ciudad de Xalapa, recientemente se ha iniciado con el proceso de la evaluación; por lo que este estudio pretende identificar la dinámica de la cobertura y los almacenes de carbono de la biomasa forestal aérea de la vegetación en los municipios conurbados de Xalapa donde se sitúan estas ANP. Se analizaron los procesos de cambio de cobertura de vegetación y uso de suelo, y las tendencias de degradación para los municipios conurbados a Xalapa, mediante el uso de imágenes satelitales. Para la degradación, se realizó modelación de los almacenes de carbono y su extrapolación a través de índices de vegetación con datos de la *Wood Hole Research Center*. Subsecuentemente, estos resultados se usaron como indicadores o subrogados para la identificación de los sitios potenciales para la conservación en la zona de estudio (Margules & Sarkar, 2009). Se utilizó el software especializado Marxan (*Conservation Solutions*) para la selección de sitios con prioridad de conservación (Game & Grantham, 2008). Los resultados se compararon con las áreas protegidas actuales para identificar los vacíos de conservación.

Adicionalmente, se determinó la perspectiva de los actores y beneficiarios locales sobre la vegetación que ha reducido su cobertura, así como sus almacenes de

carbono, tanto fuera y dentro de las ANP, con el fin de aportar información necesaria para la zonificación de áreas potenciales. El ANP ABSRC se propuso para la conexión de los remanentes de bosque mesófilo al oeste de la ciudad de Xalapa y Coatepec con el fin de realizar un corredor biológico entre las ANP de La Martinica y la Cascada de Texolo y Barranca de Matlacobatl (de norte a sur), conservando los servicios ambientales hidrológicos (Williams-Linera *et al.*, 2007). Sin embargo, su decreto en 2015 definió su distribución espacial con base en las reservas ecológicas del Programa de Ordenamiento Urbano del 2004 y no en un análisis reciente (Casagñón-Loeza, 2016).

En este trabajo podremos encontrar los antecedentes de los sitios destinados para la conservación, los cambios de uso de suelo y vegetación, de los índices de vegetación y de la biomasa (a través de los almacenes de carbono) como indicador para selección de sitios para la conservación. Posteriormente, el objetivo de la presente investigación para identificar la dinámica de uso de suelo y vegetación en el área de estudio, así como para la selección de los sitios con mayor cantidad de almacenes de carbono como propuesta para la conservación.

La metodología indica los procedimientos para identificar los patrones de deforestación, las métricas de paisaje (como fragmentación y conectividad), de la degradación forestal mediante la proyección de los almacenes de carbono (proporcionados por la *Woods Hole Research Center*), la percepción de la población sobre los sitios deforestados y degradados, así como la selección de los sitios con mayor almacén de carbono y su comparación con las ANP existentes en el área de estudio. Posteriormente se presentan los resultados en cada rubro y su discusión correspondiente. Finalmente se presentan las conclusiones derivadas de la investigación.

2. Justificación

La región en la que se localiza la ciudad de Xalapa se caracteriza por la presencia de relictos de bosque mesófilo de montaña y selva baja, encontrándose bajo la amenaza de desaparición por la ampliación de la mancha urbana y actividades agropecuarias (Williams-Linera, 2015). Ante esta problemática, se han creado ANP en la frontera de la ciudad con los objetivos de conservar y conectar los relictos de la vegetación forestal, preservar la belleza escénica y detener la urbanización (Arzamendia & Giraudo, 2004; Halffter-Salas, 2007; Rodríguez-Luna *et al.*, 2011). Sin embargo, estas áreas mantienen condiciones en donde se carece de una conexión entre los remanentes de la vegetación forestal o se encuentran bajo presiones que deterioran la calidad de la vegetación, resultado de acciones como la extracción de material pétreo, construcción de fraccionamientos, actividades agropecuarias, extracción de leña y uso de fuego (Casagñón-Loeza, 2016). Así mismo, hay un desconocimiento de la población sobre la existencia de las ANP en su territorio y existen conflictos socioambientales entre los propietarios de los terrenos en donde se desenvuelven las ANP (Pérez-Melo, 2019; Salas-Hernández, 2019). En consecuencia, los programas de manejo resultan relativamente inoperables sin la constante supervisión de la autoridad ambiental (Aguilar-Cordero *et al.*, 2012; Hernández-Rivera & Torres-Hernández, 2015; Pinkus-Rendón *et al.*, 2014).

Entre los servicios ambientales que brinda la vegetación forestal se encuentran la captación de agua (principalmente para aquellas localidades cuyo suministro del líquido es local), control de inundaciones para pobladores que afrontan esta problemática durante la época de lluvias, reducción de la erosión para los pobladores dedicados a la agricultura; y captura de CO₂, esencial para cumplir con las proyecciones de políticas internacionales en combate al cambio climático. También, se consideran parte de estos servicios a los almacenes de productos genéticos, cuya importancia radica en prácticas tradicionales, para el desarrollo del conocimiento científico y como parte de la sinergia de otros servicios ambientales (Alix-García & Wolff, 2014; Chan *et al.*, 2006; Kang *et al.*, 2018). Conservar la

vegetación forestal en la ciudad de Xalapa y sus alrededores es de importancia para el mantenimiento de diversos servicios ambientales que benefician a la población de manera directa. Por ello, se considera necesario evaluar y dar seguimiento a los recursos forestales y su estado de conservación, los cuales mantienen los servicios ambientales y biodiversidad.

En el área de estudio, para el adecuado manejo y efectividad de las ANP, se deben identificar los impactos de la deforestación, degradación y pérdida de biodiversidad, así como los conflictos socioambientales y percepción local sobre las políticas del uso de suelo al interior y cercano a éstas (Gallina *et al.*, 2007; Padilla *et al.*, 2014; Pinkus-Rendón *et al.*, 2014). La inclusión de los cultivos de café bajo sombra se debe al papel que representan en la conservación de la biodiversidad y la proporción de servicios ambientales (Williams-Linera *et al.*, 2002).

3. Antecedentes

3.1 Sitios destinados para la conservación

Los sitios destinados a la conservación son demarcaciones territoriales donde se promueven actividades y donde existen usos de suelo favorables para la conservación de la biodiversidad, y para la continuidad de los procesos ecológicos, de los servicios ambientales y de la belleza natural, así como para el aprovechamiento sustentable de los ecosistemas (Rodríguez-Luna *et al.*, 2011; Watson *et al.*, 2014). Estos sitios reciben distintos nombres de acuerdo con el contexto jurisdiccional en el que sean administrados; no obstante, a nivel internacional son nombradas por la *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como “áreas protegidas” (AP; IUCN, 2017a).

3.1.1 Origen de las áreas protegidas

Los sitios destinados para la conservación no son una idea contemporánea, pues desde hace varios siglos muchas culturas incorporaron áreas para la protección de la naturaleza. Por ejemplo, las poblaciones indígenas en los continentes americano, africano y asiático solían mantener áreas comunales para la protección de los recursos o con fines ceremoniales (Fairhed & Leach, 1997; Watson *et al.*, 2014). El registro más antiguo de estos sitios se remonta a Sri Lanka, donde en el s. III A.C., el rey Devanampiya Tissa ordenó por decreto la protección de las especies silvestres en Mihintale (Heywood, 2011). En el s. XIX se crearon sitios homólogos a las actuales reservas naturales con el fin de preservar la naturaleza y la belleza escénica. Sin embargo, en los tiempos modernos, los sitios para la conservación adquirieron una mayor relevancia a raíz de los problemas ambientales generados a partir de la creciente industrialización. Tras la publicación de La Primavera Silenciosa de Rachel Carson en 1962, en la que se señala las afectaciones ambientales que generan los pesticidas, se detonan los estudios sobre los efectos adversos que genera la industria en el ámbito ecológico (Mallén-Rivera, 2012). Una década después, en el año de 1972, se celebró la Conferencia de las

Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente Humano en Estocolmo, la cual fue el parteaguas político internacional para el paradigma más aceptado de la conservación actualmente más aceptado, exhortando a los países a crear instituciones para la gestión ambiental (Carabias *et al.*, 2008).

La primera reserva natural (aunque para ese momento no se usaba el concepto de “AP”) fue decretada formalmente en los Estados Unidos a partir del Acta de Concesiones de Yosemite. Tras ello, el primer “Parque Nacional” fue el de Yellowstone en el año de 1872 (Watson *et al.*, 2014). En la actualidad, la IUCN cataloga a este tipo de reservas como Áreas Protegidas, que las clasifica en seis tipos 1) Reserva natural estricta, 2) Área silvestre/Parque nacional, 3) Monumento natural, 4) Área de manejo de hábitats/especies, 5) Paisaje terrestre y marino protegido y 6) Área protegida manejada (IUCN, 2017a). Sin embargo, estas AP al conservar poblaciones humanas dentro de su delimitación, al momento de su gestión deben considerar los conflictos que deriven de la situación social, política y económica de los habitantes con los potenciales usos de suelo designados, en los que se involucran las tierras cultivables, la transformación del paisaje y los problemas de degradación ambiental (Brenner, 2006).

3.1.2 Historia de la legislación mexicana en materia de Áreas Naturales Protegidas

En México existen estas entidades jurídicas, siendo denominadas ANP, que, de acuerdo con la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) se definen como “zonas del territorio nacional y aquéllas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas y están sujetas al régimen previsto” (*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988, p. 2). Éstas se encuentran administradas por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) desde el año 2000 a nivel federal (Carabias *et al.*, 2008; Carabias & Rabasa, 2017). Sin embargo, también existen entidades

jurídicas destinadas a la conservación de la naturaleza como las reservas comunitarias y de índole privada (*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988).

Históricamente, en México las entidades jurídicas para la conservación han existido por más de un siglo bajo diversas denominaciones que acumulativamente cubrirían más del 50% de la superficie terrestre nacional (Gómez-Pompa, 1998). La primera entidad jurídica delimitada para la conservación fue el Bosque Nacional del Monte Vedado del Mineral de El Chico (1899). Tras la Revolución Mexicana la historia de la conservación en México se divide en seis periodos (Carabias & Rabasa, 2017):

De la revolución al inicio del reparto agrario (1917-1934). En este periodo se inició con el reparto agrario de 11 millones de hectáreas (ha), así como el decreto de la Ley de Tierras Ociosas (1920). Como contramedida a la creciente deforestación que amenazaba los sitios de importancia ecológica, se implementaron el Parque Nacional El Desierto de los Leones (1917), la reserva forestal de Isla Guadalupe (1922), las zonas protectoras forestales de Ixtlán (1924), la zona protectora de la cuenca hidrográfica del Valle de México (1931) y la zona protectora de la región de Tocuila (1931). Tras ello, en la década de 1930 se crearon varias figuras jurídicas para la protección del patrimonio natural, en su mayoría bosques (zonas protectoras forestales, reservas forestales, parques nacionales y reservas de repoblación forestal), las cuales fueron reguladas por la Ley para la Protección y Conservación de Monumentos Arqueológicos en 1934 (Villalobos, 2000).

El auge del reparto agrario y el inicio de la conservación (1934-1940). Con la apertura del Departamento Autónomo Forestal, de Caza y Pesca, en este sexenio se impulsó la creación de sitios para la conservación como Parques Nacionales, Zonas Protectoras y Reservas Forestales que alcanzaron a abarcar el 30% del territorio nacional. Sin embargo, el reparto agrario continuó con 19 millones de ha.

Estancamiento de la visión medioambiental (1940-1964). Durante la década de 1940 decreció el interés por la protección de los sistemas forestales, principalmente por la demanda de alimentos en los mercados internacionales generada por la Segunda Guerra Mundial. Desde este momento hasta la década de 1960, los

espacios para la protección de la naturaleza fueron disminuyendo en su fortaleza jurídica debido a las implementaciones políticas y proyectos productivos en el sector agropecuario derivado de la migración de la población hacia las ciudades, lo cual generó el aumento de la ganadería, incluso llegando a abrogar algunos de estos sitios para la conservación en el estado de Hidalgo (Carabias *et al.*, 2008).

Destrucción de los trópicos y el inicio de las políticas ambientales (1964-1982). Durante la década de 1970, tras la conferencia de Estocolmo, México ganó consolidación en el ámbito ambiental mediante los grupos académicos en el área de la ecología con profesionales como Alfredo Barrera, José Sarukhán, Arturo Gómez-Pompa y Gonzalo Halffter; con lo que consecuentemente se decretó la Ley Federal de Protección al Ambiente, aunque centrándose más en combatir la contaminación que en la protección a los ecosistemas. Con el Programa El Hombre y la Biósfera elaborado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, por sus siglas en inglés) y la Red Mundial de Reservas de la Biósfera, el Estado mexicano creó el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) en 1970, a través de lo cual se decretaron las primeras Reservas de la Biósfera en el territorio nacional y otras reservas forestales. Así mismo, en 1971 surgió el término de “área natural protegida”, para agrupar a los sitios existentes destinados a la conservación y protección de los ecosistemas y la biodiversidad a través de la red de ANP.

Las bases de la política ambiental mexicana y un nuevo sistema jurídico concurrente para la protección del ambiente y la preservación y restauración del equilibrio ecológico (1982-1994). Durante la década de 1980, derivado de los objetivos del Reporte de Brundtland para alcanzar el desarrollo sostenible, se generaron instrumentos de gestión territorial regulados por la recientemente creada LGEEPA (1988). Se fundó la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en 1992 junto con la preparación de instrumentos legales para la conservación como los Programas de Ordenamiento Ecológico Territorial (POET) y las Normas Oficiales Mexicanas (NOM).

Hacia la integración de lo ambiental con el desarrollo (1994-2016). En la década de 1990 se creó la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). En la década del 2000 se creó la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), CONANP, se reformó la LGEEPA y se decretó la Ley de Vida Silvestre; así mismo se fundaron el Instituto Nacional de Ecología (INE, ahora Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC]) y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa; Carabias *et al.*, 2008). Con la modificación de las leyes, a través del Reglamento de la LGEEPA en materia de Áreas Naturales Protegidas, se establecieron los criterios de relevancia ecológica y de biodiversidad para la incorporación de espacios al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP; *Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente* (*última reforma 04-06-2012*), 1988).

A principio del año 2018, se contabilizaron 182 ANP federales reguladas por la CONANP. La extensión de ellas es variable; pueden medir desde 84 ha en el Santuario Isla de la Bahía de Chamela, Jalisco, hasta 2,493,091 ha en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. Las ANP se agrupan en seis categorías, de acuerdo con el objetivo con el que fueron creadas (*Tabla 1*). De estas, solo 78 se encuentran registradas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP), el cual, según el Artículo 76 de la LGEEPA es un integrado de aquellas ANP de especial relevancia para el país (CONANP, s. f.).

Tabla 1. Tipo y número de ANP a nivel nacional.

Tipo de ANP	Número de ANP	Incorporadas al SINAP
Reserva de la biosfera	44	41
Parque nacional	67	16
Monumento natural	5	2
Área de protección de recursos naturales	8	1
Área de protección de flora y fauna	40	16
Santuario	18	2
Total	182	78

La LGEEPA también considera ANP a las siguientes reservas fuera del carácter federal:

- Parques y Reservas Estatales, así como las demás categorías que establezcan las legislaciones locales.
- Zonas de conservación ecológica municipales, así como las demás categorías que establezcan las legislaciones locales.
- Áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC; *Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988).

Las ADVC son sitios que destinan los particulares para la conservación de la vegetación natural y la vida silvestre, las cuales son administradas por la CONANP desde el 2008, consideradas como ANP ante la federación (*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988). Desde el año 2002 se han certificado 388 ADVC, sumando una superficie de 417,562 ha (CONANP, 2016a). Sin embargo, éstas mantienen una validez de entre 10 y 100 años, por lo que los particulares deben registrarlas para continuar su vigencia en los programas de CONANP.

3.1.3 Contexto normativo de las ANP en Veracruz

En el estado de Veracruz también se han decretado sitios destinados a la conservación, a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente (SEDEMA) mediante las ANP de carácter estatal y Áreas Privada de Conservación (APC), que en conjunto son denominados Espacios Naturales Protegidos (ENP). Las ANP estatales se denominan como “zonas del territorio estatal y aquellas sobre las que el Estado ejerce su soberanía y jurisdicción en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas o restauradas y están sujetas al régimen previsto en la presente Ley con el fin de preservar e interconectar ambientes naturales; salvaguardar la diversidad genética de las especies silvestres; lograr el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales y mejorar la calidad del ambiente en los

centros de población y sus alrededores” (*Ley Estatal de Protección Ambiental* (*última reforma: 21 de diciembre de 2011*), 2000, p. 3). Por otro lado, los ENP se definen como “cualquier área natural protegida o área privada de conservación de jurisdicción estatal” (*Ley Estatal de Protección Ambiental* (*última reforma: 21 de diciembre de 2011*), 2000, p. 4). Así mismo, la Ley Estatal de Protección Ambiental (LEPA) establece que se considerará ANP de carácter estatal a ocho tipos de áreas, de las cuales existen 26 (*Tabla 2*):

- I. Reservas ecológicas. Son áreas biogeográficas relevantes en el ámbito estatal, las cuales han sido poco o nulamente alteradas por acciones humanas y que requieran ser conservadas, restauradas o preservadas por su alta biodiversidad o por mantener especies representativas, amenazadas, en peligro de extinción o endémicas.
- II. Parques estatales. Se representan como zonas biogeográficas con ecosistemas que se caractericen por su belleza escénica, valor científico, educativo, recreo, valor histórico o por la existencia de flora y fauna, capaces del desarrollo turístico.
- III. Corredores biológicos multifuncionales y riparios. Son franjas en las que se deberán respetar los remanentes de la vegetación naturales que permita el desplazamiento de organismos locales. Se desarrollan indistintamente de la tenencia de la tierra o el uso de suelo establecidos.
- IV. Parques ecológicos, escénicos y urbanos. Son áreas verdes dentro de los centros de población, con fines de establecer ambientes sanos para la recreación y el esparcimiento.
- V. Zonas de restauración. Áreas con degradación, desertificación o desequilibrio ecológico que necesitan acciones para la recuperación de los ecosistemas.
- VI. Zonas de valor escénico y/o recreativo. Zonas de alto valor escénico posicionadas fuera de las poblaciones, destinadas para la protección del paisaje funcionan como áreas de esparcimiento.

- VII. Jardines de regeneración o conservación. Aquellos destinados para la generación de germoplasma de especies nativas de la región.
- VIII. Otras de carácter conforme a las disposiciones legales (*Ley Estatal de Protección Ambiental* (*última reforma: 21 de diciembre de 2011*), 2000; Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz, 2019).

Tabla 2. ANP estatales de Veracruz por tipo y superficie.

Tipo	Nombre	Superficie (ha)
Reserva Ecológica	Pacho Nuevo	2.98
	Río Pancho Poza	56.99
	Cerro de las Culebras	39.28
	Arroyo Moreno	249.68
	Sierra de Otontepéc	15,152.00
	La Martinica	52.36
	Cerro del Algodón	64.5
	Dunas de San Isidro	1,459.89
	San Felipe II	10,571.15
Parque Estatal	Tembladeras-Laguna Olmeca	228.2
	Francisco Javier Clavijero	76.94
	Macuiltépetl	31.09
Corredores Biológicos Multifuncionales y Riparios	Médano del Perro	1.91
	Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital	5,580.00
	Archipiélago de Lagunas Interdunarias de la Zona Conurbada de los Municipios de Veracruz y la Antigua	944.26
	Parque Lineal Quetzalapan-Sedeño	13.01
Parques ecológicos de regeneración o conservación de especies	Santuario del Loro Huasteco**	68.67
Otros*	Ciénega del Fuerte	4,269.50
	Metlac-Río Blanco**	26,477.00
	Río Filobobos y su Entorno**	10,528.31
	Cerro de la Galaxia**	39.79
	Tatocapan**	0.83
	Molino de San Roque**	15.42
	Tejar Garnica**	133.08
	San Juan del Monte**	609.62

Tipo	Nombre	Superficie (ha)
	Predio Barragán**	1.02
Total		76,667.48
* Su decreto no contempla una categoría incluida dentro de la LEPA		

En cuanto a las APC son zonas administradas por el Estado de Veracruz, donde los propietarios destinan el terreno para acciones de preservación, conservación y restauración de los ecosistemas, las cuales forman parte del sistema de ENP de acuerdo con el artículo 76 de la LEPA. Éstas presentan una vigencia de entre diez y 100 años. Para 2016 en el estado de Veracruz existían 800 APC cubriendo más de 20 mil ha (Salas-Hernandez, 2020; Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz, 2019).

3.1.4 Otros sitios delimitados para la conservación

Patrimonio mundial

En el año 2014, la IUCN evaluó los 206 sitios del Patrimonio Mundial natural, considerando su estado actual, las amenazas que los afectan y la eficacia de la protección y gestión de dichos lugares. Como resultado, catalogó 241 sitios del patrimonio mundial, siendo 206 naturales y 35 mixtos; los cuales se clasificaron en cuatro categorías según su estado (buena, buena con cierta preocupación, alta preocupación y crítica). Derivado de este análisis, en México se identificaron siete sitios naturales distribuidos en tres categorías (cuatro clasificados como buena con cierta preocupación, dos como alta preocupación y uno como crítica; IUCN, 2017b). A finales del 2016, la IUCN implementó el programa Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas, el cual es un programa impulsado por el Comité Mundial de Áreas Protegidas; con el objetivo de impulsar el renombre de las ANP para mejorar el turismo y el manejo a través de redes de instituciones internacionales (IUCN, 2017c).

Humedales Ramsar

Los humedales Ramsar son áreas de gestión internacional acordados en Irán durante el año 1971, cuya misión es la conservación y el uso racional de estos ecosistemas mediante acciones locales, regionales y nacionales. México, como miembro de la Convención Ramsar desde 1986, ha integrado acciones para el manejo y conservación de los recursos hídricos debido a la importancia de las funciones biológicas que dichos humedales poseen (Secretaría de la Convención Ramsar, 2010). En la actualidad existen 142 humedales Ramsar en México, siendo el segundo lugar a nivel internacional (CONANP, 2016b).

Regiones prioritarias

La CONABIO ha seleccionado sitios a lo largo del territorio nacional con el fin de ayudar a planificación, conservación y manejo sostenible de los ambientes terrestres y marinos. Para su selección, entre los años de 1996 y 1998 se realizaron talleres para la identificación de sitios por parte de expertos, teniendo como resultado cuatro tipos de sitios prioritarios: 1) regiones terrestres prioritarias (RTP), 2) regiones marinas prioritarias (RMP) 3) regiones hidrológicas prioritarias (RHP) y 4) áreas de importancia para la conservación de aves (AICA). Se seleccionaron 152 RTP mediante los atributos de riqueza ecosistémica específica y con especies endémicas que posean oportunidad de conservación (Arriaga *et al.*, 2000). Se clasificaron 70 RMP que incluyeran islas, lagunas, costas, arrecifes, manglares, marismas, bahías, caletas, dunas y playas con alta biodiversidad (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998). Se determinaron un total de 110 RHP localizadas en cuencas con alta biodiversidad, potencial de conservación y recursos dependientes del elemento hídrico y ecosistemas acuáticos (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2002). Las AICA surgieron como una idea generada en el año 1996 por la Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Conservación de las Aves (CIPAMEX) y BirdLife Internacional, ambas asociaciones científicas de ornitólogos. Estas superficies fueron desarrolladas para el mantenimiento a largo plazo de poblaciones de aves. En 1998, la CONABIO registró un total de 230 AICA en México (CONABIO, 2004); sin embargo, en los últimos 20 años su número aumentó a 272 (CONABIO, 2015).

3.1.5 Desarrollo de sitios para la conservación

Protocolos

Derivado de los problemas sociales que conlleva el manejo de los recursos naturales dentro de las entidades jurídicas con objetos de conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos, y dada la limitación de los recursos económicos y humanos destinados para la conservación de éstos, es necesario identificar las áreas prioritarias para el decreto o evaluación de una ANP. Muchos de estos espacios han sido creados desde el escritorio, omitiendo los conflictos sociales que pudieran generarse con los dueños de las tierras por la proclamación de ANP y sus programas de manejo. En consecuencia, se ha recurrido en actividades como la tala, la ganadería, la agricultura y la extracción especímenes de flora y fauna para comercio de forma clandestina debido a la falta de fiscalización en las ANP (Aguilar-Cordero *et al.*, 2012; Colmenero & Bravo, 1996; Toledo, 2005).

Considerando lo anterior, para que un área protegida se pueda considerar exitosa, debe cumplirse una serie de once etapas protocolarias que van desde la identificación de los actores sociales y compilación de datos socioambientales, pasando por la priorización de áreas y ejecución del plan de conservación, hasta su reevaluación periódica (Margules & Sarkar, 2009; Sarkar *et al.*, 2011):

- 1) Identificar a los actores sociales de la región en la que se planea establecer la ANP.
- 2) Compilación, evaluación y refinación de datos socioambientales.
- 3) Identificar los subrogados o indicadores a utilizar en el sitio.
- 4) Establecer objetivos y metas de conservación de dichos subrogados o indicadores.
- 5) Evaluar el sistema de ANP existente.
- 6) Priorizar las nuevas áreas identificadas para ejecutar las acciones de conservación.
- 7) Evaluar el pronóstico de los subrogados o indicadores en las nuevas áreas.

- 8) Refinar las áreas seleccionadas de acuerdo con la evaluación.
- 9) Examinar la viabilidad del sitio y acciones mediante un análisis multicriterio.
- 10) Ejecutar el plan de conservación.
- 11) Reevaluar las áreas seleccionadas periódicamente.

La selección de los sitios está relacionada con la cantidad de subrogados, maximizando la cantidad de objetivos que pretenden alcanzarse con la reserva. (Sarkar *et al.*, 2006). Por otro lado, dentro de las variables a considerar en la refinación de áreas de subrogados se encuentra la escala espacial. Algunos sistemas de áreas protegidas se generan para establecer corredores de flora y fauna, dando pauta al paradigma de que “entre más grande sea el área, mejor para la conservación del sitio”.

La identificación de los sitios con mayor potencial de conservación de la biodiversidad, de los servicios ecosistémicos o valores culturales se basa en tres etapas (Chávez González *et al.*, 2018):

- 1) Áreas aptas. Aquellos espacios territoriales con características naturales para la provisión y desarrollo de un servicio o actividad (e.g. provisión de agua, ecoturismo o plantaciones forestales).
- 2) Áreas óptimas o potenciales. Son aquellas áreas aptas con la integración de elementos socioeconómicos, incluyendo modelos de selección de optimización del espacio.
- 3) Áreas prioritarias. Son aquellas áreas potenciales cuando presentan características de riesgo para proveer servicios.

En ese sentido, se han considerado diversos indicadores, tanto biológicos como socioeconómicos, en distintas etapas de acuerdo a los objetivos de la creación de las ANP como entidades jurídicas e incluso otro tipo de políticas públicas en el ámbito ambiental como ordenamientos territoriales o restauración de cuencas (Wongbusarakum *et al.*, 2019). Entre los indicadores usados se encuentran la cubierta vegetal (ha), diversidad de especies, densidad de vertebrados, calidad del

agua, porcentaje de erosión, dependencia de recursos locales, percepción sobre los recursos, percepción de seguridad ante riesgos, actitud sobre las reglas y regulaciones, entre muchos otros. Entre los más usados para las zonas aptas se encuentran la métricas de paisaje (como la cobertura de la vegetación) y la biomasa forestal aérea, la cual es un indicador para medir el nivel de sucesión ecológica de una comunidad vegetal y secuestro de carbono (López-Reyes *et al.*, 2016).

La finalidad de evaluar la fragmentación en el proceso de generación de las AP es integrar los elementos paisajísticos en una escala espaciotemporal, permitiendo considerarlas como “dinámicas”. De este modo, se evita caer en la concepción de las reservas como zonas aisladas y estáticas que se limitan a concentrar la biodiversidad como “zoológicos en la naturaleza”, ignorando los procesos antrópicos de alcance global (Toledo, 2005). En consecuencia, la fragmentación puede ser un indicador para llevar las AP a las evaluaciones de impacto.

Las leyes mexicanas no contemplan directamente las etapas para la generación de AP para garantizar su funcionamiento; sin embargo, dado que la LGEEPA considera viable su estudio con fines científicos, pueden utilizarse indicadores o subrogrados para su evaluación. Especialmente el artículo 62 de la LGEEPA se menciona que una vez establecida un ANP, solo podrá ser modificada en su extensión y en los usos de suelo permitidos; estableciendo una pauta para la creación de nuevos polígonos, para el incremento de su extensión o, en su caso, su reducción en determinados sitios en donde no sean viables las acciones contempladas en el plan de conservación (Dávalos-Sotelo, 2016). Así mismo, esta ley considera en su artículo 47 BIS y artículo 60 que las ANP se dividirán en zonas núcleo (considerando las subzonas de protección y de uso restringido), en zonas de amortiguamiento (con subzonas de preservación, uso tradicional, aprovechamiento sustentable de los recursos naturales, aprovechamiento sustentable de los ecosistemas, aprovechamiento especial, uso público, asentamientos humanos y recuperación); y área de influencia con el fin de adecuar las acciones consideradas para la conservación bajo un esquema en que se considera la situación socioeconómica

del sitio (*Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, 1988).

Herramientas

Los softwares, en especial los sistemas de información geográfica (SIG) han adquirido importancia como herramientas para la selección de sitios destinados a la conservación (Sarkar *et al.*, 2006). Esto debido a la capacidad de expresar espacialmente factores ambientales, topografía, infraestructura y otros elementos que influyan en el proceso de selección a escalas en las que sería imposible generar información estrictamente de los objetos de conservación. Generalmente se trabaja con subrogados, entendidos jurídicamente como los indicadores para su análisis (Margules & Sarkar, 2009). Por otro lado, se pueden utilizar modelos matemático-estadísticos con fines de conservación (Sarkar *et al.*, 2006).

Existen tres tipos de aproximaciones en las que la creación de reservas debe dirigirse:

1. Las áreas prioritarias pueden establecerse de acuerdo con la distribución de la biota o de los recursos necesarios para su supervivencia.
2. Las zonas asociadas a procesos específicos pueden ser objeto de conservación.
3. Si hay opciones disponibles, los diseños cuantitativos y cualitativos pueden ser utilizados para indicar preferencias (Sarkar *et al.*, 2006).

Para identificar las zonas con prioridad de conservación se han realizado diversos estudios con análisis que van desde la escala global hasta la local (Ellis *et al.*, 2011). La primera organización en realizar este tipo de análisis a nivel global fue *Conservation International* (CI), utilizando criterios como la distribución de la biodiversidad y amenazas para la vegetación natural. Como resultado obtuvo un total de 25 “hot spots” o focos rojos distribuidos principalmente sobre el trópico y el mediterráneo (Myers *et al.*, 2000). A escala regional se han elaborado en distintas partes del mundo, como en China (Kang *et al.*, 2018; G. Li *et al.*, 2016), Australia

(Linke & Norris, 2003), Indonesia (Venter, Possingham, *et al.*, 2013) y México (Galeana-Pizaña *et al.*, 2014; Neri Suárez *et al.*, 2015).

El uso de SIG es indispensable para realizar estos análisis, pues en dichos softwares pueden manejarse una gran cantidad de información biológica, física, económica y social dispuesta espacialmente mediante capas temáticas (Andreev, 2020). De ello, se derivan una gran variedad de herramientas útiles para la identificación de los sitios con importancia para la conservación; entre ellos el modelo SPOT (*Spatial Portfolio Optimization Tool*), C-Plan, Marxan, MultCSync, RestNet, Target, Zonation, entre muchos otros (Hernández-Gómez, 2014; Sarkar *et al.*, 2006).

Tanto el modelo SPOT como la herramienta Marxan (incluyendo Marxan Z) se han utilizado para la determinación de sitios prioritarios alrededor del mundo (Ball *et al.*, 2011; Game & Grantham, 2008; Hernández-Gómez, 2014). Entre los criterios utilizados para la identificación de los sitios se utilizan “costos” y viabilidad, los cuales refieren a las variables de amenazas de los ecosistemas, la fragmentación, el incumplimiento de metas en la conservación de los elementos determinados (Ball *et al.*, 2011; Ellis *et al.*, 2011). No obstante, cabe resaltar que en años recientes el modelo Marxan ha sobresalido por su capacidad de afrontar costos socioeconómicos, darle valores diversos a cada subrogado para determinar el costo-beneficio de la selección de áreas y la posibilidad de presentar alternativas para los tomadores de decisiones en aspectos de distribución de las áreas de conservación (Carwardine *et al.*, 2008; Ceauşu *et al.*, 2015; Chan *et al.*, 2006; Guerrero *et al.*, 2010; Linke *et al.*, 2011; Metcalfe *et al.*, 2015; Watts *et al.*, 2009). Marxan trabaja bajo un modelo de selección de unidades de planificación que representan objetos a conservar (subrogados) con el menor costo y mayor conectividad, contemplando diversos escenarios considerando penalidades de selección (Watts *et al.*, 2008, 2009).

Entre los cuestionamientos que surgen con el decreto de creación de ANP es si éstas cuentan con áreas óptimas para la conservación de especies o servicios ambientales (Kolef & Urquiza-Haas, 2011; Sarkar *et al.*, 2006). Así mismo, varias

han sido decretadas sin la base del conocimiento técnico-científico y social que permita la zonificación de éstas para evitar conflictos entre los objetos de conservación y los pobladores (Maass *et al.*, 2010; Ocampo *et al.*, 2014; Ortega-Rubio *et al.*, 2014). Al excluir la gobernanza local en el desarrollo de los programas de manejo, trae en consecuencia acciones como sobrepastoreo, tala clandestina e incendios; comprometiendo el objetivo de la creación de la ANP (Brenner, 2010; Pérez *et al.*, 2011).

A partir del cuestionamiento sobre la efectividad de las reservas naturales, se han realizado evaluaciones sobre las reservas naturales con el fin de proporcionar mecanismos para mejorar su función como herramientas efectivas de conservación (Toledo, 2005). Existen diversos criterios para evaluar el grado de conservación de los ecosistemas, los cuales deben ser seleccionados de acuerdo con el objetivo deseado, considerando la escala espacial y temporal para las acciones a tomar (Wongbusarakum *et al.*, 2019). Estos criterios pueden ser clasificados según su índole ecológica o socioeconómica, puesto que la relación de los ecosistemas con la sociedad puede definir condiciones y amenazas que definen la conservación. Entre los criterios más utilizados para evaluar el estado de conservación en el ámbito ecológico se encuentran la reducción de cobertura de bosque original, la fragmentación del bosque, la degradación de los bosques (cambios en estructura, composición y señales de impacto), integridad faunística (especies animales con grandes requerimientos espaciales, especies rara o endémicas y especies vulnerables), diversidad de ecosistemas, diversidad de especies, diversidad genética, densidad de corrientes y cuerpos de agua en zonas forestales, biomasa y almacenes de carbono, gasto en corrientes de agua, superficie con disminución de materia orgánica, compactación de suelos y captura de carbono en zonas forestales. En el ámbito socioeconómico se utilizan criterios como superficie del bosque usada para la producción de madera, volumen total de árboles comerciales, extracción de productos forestales no maderables, superficie forestal bajo manejo, superficie forestal con contaminación, valor de los productos forestales maderables y no maderables, superficie destinada al turismo, número de visitantes al día y el

equilibrio del paisaje natural con el social (El Proceso de Montreal, 2009; Navarro, 2008; Wongbusarakum *et al.*, 2019).

En el sentido de la evaluación de las AP, se ha generado el análisis GAP (“bueno, regular o pobre”, por sus siglas en inglés) como herramienta que permite medir su efectividad (Ellis *et al.*, 2011). A escala global han sido analizadas las reservas naturales con base en la distribución de especies (por taxa) y tipos de vegetación, concluyendo que el sistema de reservas se encuentra lejos de estar completo (Morales-Hidalgo *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2004). A escala regional se han realizado investigaciones para evaluar la representatividad de las AP, como en México (Neri-Suárez *et al.*, 2015; Vázquez & Valenzuela-Galván, 2009), Estados Unidos (Pearlstine *et al.*, 2002), Reino Unido (Oldfield *et al.*, 2004), Portugal (Ceaușu *et al.*, 2015) y Egipto (Salem, 2003). También se ha aplicado este tipo de análisis para identificar sitios para la producción de agrosistemas de bajo impacto a la biodiversidad como el café de sombra (Schroth *et al.*, 2009).

En el estado de Veracruz, se realizó este análisis en el año 2011 a través del modelo SPOT, relevando que el 50% de las ANP se encuentran en sitios con focos rojos para la conservación, concluyendo que se necesita una recategorización y creación de nuevas ANP (Ellis *et al.*, 2011); sin embargo, desde entonces se han decretado diez ANP de carácter estatal en el estado, por lo que es importante la ubicación de éstas. Específicamente para la Región Capital del Estado de Veracruz se ha elaborado un análisis GAP para evaluar la conectividad estructural del ANP Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital (ABSRC), pero se ha ignorado el resto del área conurbada, así como el resto de las ANP ubicadas en esta región (Casagñón-Loeza, 2016). Derivado de este análisis, incrementar la conectividad de los remanentes de la vegetación representativa de la región se recomendó incluir como parte del ANP un polígono de pino en la zona alta de Coatepec (bosque de pino), un segundo polígono más de bosque de encino y selva baja al suroeste del municipio Emiliano Zapata y un tercero de selva baja al noreste de Emiliano Zapata.

3.2 Cambio de uso de suelo y vegetación

3.2.1 Uso de suelo y vegetación

El uso de suelo y vegetación es la clasificación de los elementos que constituyen la superficie terrestre (Comber *et al.*, 2005; INEGI, 2015). Dentro de esta clasificación se encuentra la vegetación forestal, denominándose como aquella entidad donde se desarrollan de manera natural las especies arbóreas y arbustivas formando ecosistemas (*Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (última reforma 19-01-2018)*, 2003).

En los últimos años a nivel mundial se ha acelerado el deterioro de la cobertura forestal. Este proceso puede ser atribuido ocasionalmente a fenómenos naturales como las erupciones volcánicas, incendios forestales naturales y huracanes; sin embargo, el mayor agente deteriorador es el ser humano a través del cambio de uso del suelo para actividades de agricultura, ganadería, urbanización y extracción de recursos naturales (Glaser *et al.*, 2012; Sloan & Sayer, 2015). Estas actividades generan un incremento en la tasa de deforestación y degradación, mismas que pueden desencadenar procesos de desertificación, fragmentación del hábitat y pérdida de biodiversidad (Durán-Medina *et al.*, 2007). En México, las pérdidas son significativas con relación a otros países a causa de la alta biodiversidad que presenta, consecuente a su posición geográfica en las latitudes medias y tropicales, así como su relieve heterogéneo (Bocco & Velázquez, 2000; Koleff *et al.*, 2012). Sin embargo, ni el cambio de uso del suelo ni sus repercusiones son homogéneas a nivel nacional, sino que es determinado por un trasfondo socioeconómico regional, las perspectivas de los habitantes y el contexto histórico (como la repartición agraria), lo que ha generado la composición actual del uso del suelo (Carabias & Rabasa, 2017; Rosete-Verges *et al.*, 2008).

El análisis sobre la configuración del paisaje ha adquirido gran relevancia para los estudios ecológicos, pues definen las características de un territorio y la relación entre los procesos naturales y antrópicos (Mazzoni, 2014). En el ámbito ecológico destaca la corriente de la Ecología del Paisaje (Forman, 1995), la cual aborda la composición estructural del territorio con base en la vegetación y uso de suelo, la

relación entre los patrones espaciales y sus procesos, la relación de las actividades humanas con el patrón de cambio y la perturbación del paisaje. Para la ecología del paisaje, la deforestación del conjunto vegetativo genera fragmentación, traduciéndose en remanentes o parches de vegetación, producto de la alteración de la vegetación existente, induciendo el desplazamiento de las especies de sus hábitats, que en consecuencia alteran los procesos ecológicos de la biodiversidad (Forman & Godron, 1986; Santos & Tellería, 2006).

Uso de suelo y vegetación en el paisaje

El paisaje “es cualquier parte del territorio tal y como lo percibe su población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos” (Convenio Europeo del Paisaje, 2000). Sin embargo, la ecología del paisaje (también llamada “Escuela Norteamericana del Paisaje”), define al paisaje como un área terrestre heterogénea de varios kilómetros compuesta por una gama de ecosistemas interactuando entre sí y se repiten en formas similares (Forman & Godron, 1986).

Bajo este contexto, la estructura del paisaje es compuesta por una matriz, parches y corredores. La matriz es el elemento o cobertura principal del territorio de estudio, ocupando la mayor parte del área y mejor interconectado. Los parches son los conglomerados de otros elementos no lineales o remanentes vegetativos dispersos a lo largo de la matriz. Los corredores son los elementos lineales dentro del paisaje que cumplen la función para la transmisión de energía entre la matriz y los parches (Forman & Godron, 1986).

Los paisajes naturales pueden diferenciarse de los antropizados por la fragmentación presente, la cual se expresa a través de un gran número de parches o fragmentos remanentes de la vegetación natural. Para ello se realizan estudios que miden la cantidad de fragmentos o el tamaño promedio de los parches de la vegetación natural en territorios, lo cual funciona como un indicador de la degradación forestal existente (Ascanio-Lárraga *et al.*, 2018).

3.3 Deforestación y degradación

Las entidades forestales, bajo la definición de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO, por sus siglas en inglés), abarcan los “bosques” y “otras tierras boscosas”; mientras que “otras tierras con cubierta de árboles” queda excluida (Schoene & Killmann, 2007). De acuerdo con estas definiciones, se denomina como (FAO, 2010):

- “Bosque”. Aquellas tierras con una extensión mayor a media hectárea, con una cubierta del dosel de los árboles mayor al 10%, los cuales deben tener una altura superior a los 5 m, o con árboles que lleguen a cumplir estas características *in situ* (bosques conservados); exceptuando a aquellas tierras con un uso predominante agrícola o urbano.
- “Otras tierras boscosas”. Hacen referencia a la tierra no clasificada como bosque con sus mismas condicionantes pero la cobertura del dosel puede ser sustituida en el mismo porcentaje con arbustos y matorrales (incluye a la vegetación secundaria), excluyendo a aquellos bajo un uso agrícola o urbano.
- “Otras tierras con cubierta de árboles”. Se define como cualquier cobertura no considerada como “bosque” u “otra cobertura boscosa” en donde se pueden incluir las zonas agropecuarias y urbanas.

3.3.1 Deforestación

La deforestación puede ser definida como la conversión de las entidades forestales de uso de suelo y vegetación por entidades no forestales (Goetz *et al.*, 2015). Sin embargo, su cálculo considerando las “otras tierras boscosas” y “otras tierras con cubierta de árboles” ha sido discutido, pero su resolución se ha enfocado en los objetivos de cada investigación; como la incorporación de acahuales (Ellis *et al.*, 2020; Vega-Vela *et al.*, 2018) y café de sombra (Schroth *et al.*, 2009; Valencia, 2008). Ésta representa una amenaza a la diversidad biológica mediante la reducción de los hábitats naturales en los que se desarrolla la fauna y flora silvestre, así como

la limitación de su esparcimiento. Estos cambios también contribuyen al cambio climático global con la pérdida de cobertura vegetal capaz de producir oxígeno y reducir los niveles de dióxido de carbono a través de la fotosíntesis (Goetz *et al.*, 2015). Este proceso involucra la instalación de nuevas fuentes emisoras de Gases de Efecto Invernadero (GEI), siendo aproximadamente 11 GtCO₂ al año (IPCC, 2014); superado solo por la quema de combustible fósil (IPCC, 2014; Mapfumo *et al.*, 2017). La deforestación también degrada el suelo mediante el uso excesivo de la tierra para cultivos, los cuales frecuentemente no contemplan periodos para que el suelo recupere sus nutrientes, teniendo como resultado un suelo infértil que altera el funcionamiento de los servicios ecosistémicos, además de elevar la vulnerabilidad de la población ante perturbaciones naturales (Dupuy-Rada *et al.*, 2007; Goetz *et al.*, 2015; Mapfumo *et al.*, 2017).

Se estima que la tasa global de cambio de cobertura boscosa es de -3.3 millones ha/año (0.08%) desde el año 2010, siendo la mitad del calculado para la década de 1990, producto de la estabilización de los bosques boreales y disminución de la deforestación en las zonas tropicales (Sloan & Sayer, 2015). Se estima que, en México, durante el año 1990, la extensión de los bosques de 69,760,000 ha se redujo a 67,856,000 ha en el año 2000. Posteriormente a 67,083,000 ha en el 2005, 66,498,000 ha en 2010 y finalmente a 66,040,000 ha en el año 2015 (FAO, 2015). Esto se traduce como una tasa de cambio entre los años de 2010 y 2015 de -0.1% (91,600 ha por año), menor al -0.2% reportado para el periodo de 1990-2015 (148,800 ha por año). En cuanto al bosque primario, existen 33,056,000 ha, la cual presenta una tasa de cambio de -0.1% en el periodo 2010-2015, menor al -0.7% del periodo 1990-2015 (FAO, 2015). Estos cambios ocurren más rápido de lo que se acumula el nuevo conocimiento científico sobre las múltiples causas y consecuencias derivadas de la deforestación (Dupuy-Rada *et al.*, 2007).

La biomasa aérea viva calculada para los bosques del país es de 3,364 millones de toneladas en los bosques, mientras que en otras entidades boscosas (entidades vegetales naturales con mayor presencia arbustiva) se encuentran 169 millones de

toneladas. En esta biomasa se concentra un total de 1,993 millones de toneladas de carbono (FAO, 2015).

Para el año 2015, se consideraba que en México el área boscosa era de 66,040,000 ha, de las cuales 28,049,000 se encontraban designadas para la conservación de la biodiversidad, que a su vez, 8,800,000 ha se encontraban en áreas protegidas (FAO, 2015). Esto indica que sólo el 55.79% de las zonas boscosas de México se encuentran bajo gestión gubernamental por el sistema de ANP. El 44.31% restante se encuentra ajeno al monitoreo y gestión (FAO, 2015). Los bosques dentro de la clasificación de áreas destinadas para la protección del suelo y servicios ambientales es 122,000 ha (dividiéndose en 22,000 ha para la producción de agua limpia y 100,000 ha de protección contra la erosión e inundaciones). Por otro lado, se encuentran 4,263,000 ha de bosques designadas para protección de los servicios ambientales y espirituales (FAO, 2015).

Las principales causas de la deforestación se atribuyen a cambios de uso de suelo forestales a agropecuarios, urbanos y mineros; y en menor medida por la degradación paulatina de los bosques (Khuc *et al.*, 2018; Le Quéré, 2015). Esta tendencia se observa también dentro de las AP de diversos países. Por ejemplo, la deforestación para agricultura en PA de Etiopía (DeVries *et al.*, 2016), Guatemala (Devine *et al.*, 2020) y Ghana (Ankomah *et al.*, 2019). Incluso en las del territorio mexicano, tanto en las ANP del centro de Veracruz (Gómez-Díaz *et al.*, 2018; Vega-Vela *et al.*, 2018), como en el sur de Sonora (Valdez, 2012); áreas con condiciones climáticas y vegetativas distintas.

Lo presentado anteriormente cobra mayor relevancia al considerar que la propiedad de los bosques en México se encuentra en un 60.3% en posesión de ejidos y comunidades, mientras que en Veracruz este porcentaje se reduce a 42.8% (Madrid *et al.*, 2009). Este alto porcentaje de bosques de propiedad social deriva de la repartición agraria llevada a cabo a principios del siglo XX (Carabias & Rabasa, 2017). Sin embargo, la proporción de los terrenos ejidales se encuentra disminuyendo debido al cambio de propiedad ejidal a propiedad privada mediante el “dominio pleno” (Segura-Warnholtz, 2014).

3.3.2 Degradación forestal

La degradación, también llamada “sucesión inversa”, puede definirse como la perdida de la capacidad de los bosques por proveer servicios ecosistémicos o la alteración en la composición de especies por sobreexplotación, invasión de especies exóticas, contaminación fuegos u otros factores (Dantas de Paula *et al.*, 2015; Sasaki & Putz, 2009; Tabarelli *et al.*, 2008). Sin embargo, la FAO define a la degradación forestal como “la reducción a largo plazo de la densidad de árboles o incremento de las perturbaciones que resultan en la pérdida de la capacidad del bosque de proporcionar bienes y servicios” (FAO, 2002, 2011, p. 4). Por otro lado, en el contexto de la UNFCCC REDD+ y la IPCC, se involucra directamente a la actividad humana, generando una pérdida persistente de almacenamiento de carbono en los ecosistemas sin implicar deforestación (DeVries *et al.*, 2016; Griscom *et al.*, 2009; Mitchell *et al.*, 2017). Sin embargo, la degradación forestal en los ecosistemas también ataña a los procesos de fragmentación, atribuyéndole una mayor calidad a los sitios con mayor cubertura de vegetación y menor aislamiento (Tabarelli *et al.*, 2008). Por otro lado, también se considera de una mayor calidad a aquellos ecosistemas con mayor biodiversidad. Diversos estudios han demostrado que varias especies pueden coexistir tanto dentro de los bosques como en agrosistemas (López-Barrera & Landgrave, 2008). Identificar y evaluar estos indicadores es de gran importancia para propósitos diversos, desde la conservación de la biodiversidad hasta la disminución de las concentraciones de CO₂ a nivel global (Le Quéré, 2015).

Los agentes que determinan la deforestación y la degradación forestal varían dependiendo de la región. Para su cálculo se han desarrollado ecuaciones alométricas que permite estimar el volumen de los árboles y su biomasa, los cuales no están disponibles para todos los tipos de bosques y especies arbóreas (P. López-Serrano *et al.*, 2016; Mitchell *et al.*, 2017). Su medición se realiza a partir de distintos indicadores, como la cantidad de biomasa contenida, el estado de la biodiversidad, la funcionalidad de las especies, el rezago de las poblaciones florísticas y

faunísticas, la madurez de los árboles, las disminuciones sutiles de los servicios ecosistémicos y la pérdida de biomasa entre otros (Mitchell *et al.*, 2017; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018). Sin embargo, estos indicadores en una comparación temporal sufren variaciones intrínsecas de sus procesos naturales, por lo que deben establecerse umbrales que delimiten en los estudios los procesos que presentan los bosques de manera natural y aquellos que representan una degradación (Bahamondez & Thompson, 2016). En la *Figura 1* se presenta un diagrama con la variación de indicadores que diferencian a los bosques no degradados de los bosque degradados, así como el proceso de restauración, que implica la conversión de un bosque degradado a uno no degradado, y la rehabilitación, siendo la conversión de una zona no boscosa a un bosque no degradado (FAO, 2011; P. López-Serrano *et al.*, 2016; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018).

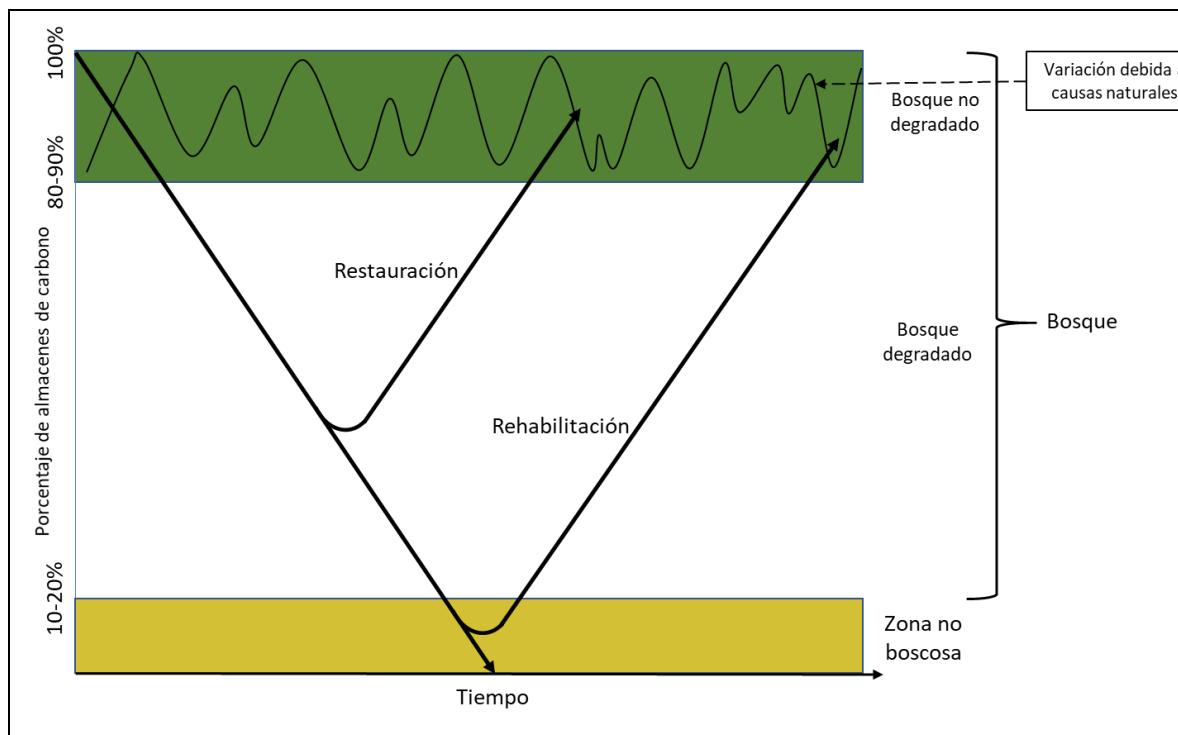


Figura 1. Ejemplo de procesos de la cubierta forestal como indicador de la degradación (Fuente: FAO, 2011).

Para evaluar la degradación forestal, usualmente se utilizan indicadores como biomasa aérea, almacenes de carbono, índices de vegetación, proporción de vegetación madura y métricas de paisaje. Sin embargo, identificar remotamente la degradación de los ecosistemas representa un reto cuantificar los cambios ocurridos

por debajo del dosel, donde la pérdida de la vegetación en el sotobosque no afecta al dosel de los árboles; por lo que en zonas de dosel cerrado no se aprecian dichos cambios (Müller *et al.*, 2014; Romero-Sánchez & Ponce-Hernandez, 2017).

Las actividades humanas han degradado aproximadamente dos mil millones de ha alrededor del mundo, teniendo como resultado un impacto negativo en el bienestar humano tanto en el ámbito local, como en el regional y global (Vásquez-Grandón *et al.*, 2018; World Resources Institute, 2011). Los procesos de degradación en bosques han sido estudiados en distintas partes del mundo como en Estados Unidos (Gunn & Ducey, 2019), Pakistán (Ahmad *et al.*, 2018), Malasia (Brozovic *et al.*, 2018), Vietnam (Khuc *et al.*, 2018) y México (Garcia-Alaniz *et al.*, 2017; Rodríguez-Veiga *et al.*, 2016). Así mismo, también se han estudiado los procesos de degradación del carbono marino (Thessen & North, 2017).

En los trópicos se ha estimado que el efecto de las actividades antrópicas ha modificado la vegetación forestal, apareciendo en los primeros lugares la expansión de los terrenos agrícolas, incendios y las plantaciones de sombra; seguidos por la agroforestería, extracción de madera, expansión de terrenos pecuarios y la degradación, quedando en último lugar se encuentra la tala selectiva. Esta última mantiene un bajo efecto de alteración de los ecosistemas a causa del recambio de especies con los bosques colindantes con menor alteración (Gibson *et al.*, 2011).

El proceso de degradación ha adquirido una mayor importancia en el estudio de los sistemas forestales. A partir de la COP 13, realizada en Bali, Indonesia durante el año 2007, se desarrolló el programa internacional “Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal, la gestión sostenible de los bosques, conservación y aumento de los bosques, conservación y aumento de reservas forestales de carbono” (REDD+, por sus siglas en inglés), dirigido por la ONU para el mejoramiento, manejo y monitoreo de los bosques mundiales (Gibson *et al.*, 2011; Scheer, 2003; Venter, Possingham, *et al.*, 2013). Así mismo, este programa pretende incrementar la demanda de los productos y servicios forestales con el fin de mitigar el cambio climático (Sloan & Sayer, 2015).

Considerando a la fragmentación como indicador de degradación, ésta se entiende como la reducción de los ecosistemas a fragmentos del mismo en variedades de formas y tamaños, aislándose variablemente de sus homólogos (Fahrig, 2003; Forman, 1995). Esto provoca que las funciones de los ambientes disminuyan, facilitando la erosión del suelo, disminuyendo la infiltración del agua y el flujo de especies, además variando la temperatura y precipitación local (Williams-Linera *et al.*, 2002).

3.4 Servicios ambientales

Los servicios ambientales son aquellos beneficios tanto tangibles como intangibles que distintos ecosistemas disponen a la sociedad (Guevara Sangines *et al.*, 2003). Estos servicios ambientales se categorizan en tres tipos: servicios de aprovisionamiento, de regulación y culturales (Boyd & Banzhaf, 2007).

Los servicios de aprovisionamiento son aquellos que brindan productos para el consumo o para su transformación (materia prima) como la generación de alimentos, combustibles, medicinas, artesanías, mascotas, madera y recursos genéticos. Los servicios de regulación son la regulación climática (secuestro de carbono, reducción del albedo, reducción de la temperatura), regulación hidrológica (aumento de la infiltración, aumento de la evapotranspiración), regulación de la calidad de agua, regulación de la erosión, regulación de deslaves y regulación de inundaciones. Los servicios culturales incluye la cosmovisión, identidad, bienestar estético, ecoturismo, trabajo, etc. (Balvanera, 2012; Williams-Linera, 2015).

3.4.1 Pago por Servicios Ambientales

Cabe mencionar que para combatir la deforestación y degradación se han generado programas que ayudan al mantenimiento de las zonas forestales, destacándose el Pago por Servicios Ambientales (PSA). Este nace a partir de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM), entre los cuales el objetivo número siete pretende garantizar la sostenibilidad del medio ambiente, con la meta incorporar dentro de las políticas públicas programas que eviten la pérdida de los ecosistemas

y recursos hídricos (IUCN, 2010). El PSA ha sido utilizado en varios países de Norte América, Europa, Asia, África y, más extensivamente, en Latinoamérica (McAfee & Shapiro, 2010). Actualmente, los ODM fueron actualizados en 2015, tratándose como los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS), entre los cuales, el PSA se enlazan con las metas del objetivo 6 “Agua limpia y saneamiento”, 11 “Ciudades y comunidades sostenibles” y 13 “Acción por el clima”15 “Vida de los ecosistemas terrestres” (Gamez, 2015)

En México, el PSA fue implementado desde el año 2004, administrado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). El PSA consiste en un incentivo económico a propietarios en comunidades con ecosistemas forestales bajo manejo, principalmente en terrenos ejidales e indígenas, así como a pequeños propietarios con finalidad de influenciarlos a realizar buenas prácticas de manejo forestal y compensar el costo de oportunidad inherente a las actividades que dañen la vegetación forestal (CONAFOR, 2017; Rodríguez-Camargo, 2015). Existen dos tipos de PSA en México, siendo el pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) y el pago por servicios ambientales de carbono y biodiversidad (PSA-CABSA); el primero se enfoca en priorizar las cuencas asociadas a la generación de agua para las poblaciones humanas, zonas con escasez de agua y acuíferos sobreexplotados; mientras que el segundo priorizan las zonas en buen estado de conservación, las AP, áreas de importancia para la conservación de aves (AICA), regiones terrestres prioritarias (RTP) y humedales Ramsar (Alix-García & Wolff, 2014; CONAFOR, 2017; Corbera *et al.*, 2009; Schroth *et al.*, 2009; van Noordwijk *et al.*, 2012).

En lo que respecta al combate al cambio climático, se ha dado atención a la conservación de ecosistemas forestales debido a su capacidad de captura de carbono. Mediante este proceso se absorbe el dióxido de carbono de la atmósfera, dispuesto en la vegetación leñosa de los ecosistemas (Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008).

3.5 Índices de vegetación

El uso de imágenes satelitales se ha convertido en el método convencional para el monitoreo de las coberturas forestales. Los estudios que utilizan imágenes que mantienen una resolución de pixel menor a una hectárea son idóneos para los estudios regionales (Goetz *et al.*, 2015; Dengsheng Lu, 2006). Entre los tipos de imágenes utilizadas se encuentran las pertenecientes a Landsat, Spot, Sentinel, IKOS, QuickBird, entre otros.

A través de las imágenes de las misiones Landsat pueden establecerse índices de vegetación mediante cálculos con las bandas del espectro electromagnético que éstas manejan; los cuales derivan de ecuaciones sobre los valores de reflectancia en las bandas espectrales (DeVries *et al.*, 2016). Actualmente, dichas imágenes Landsat son gratuitas, lo cual reduce enormemente los costos para los estudios sobre la distribución de la vegetación. Sin embargo, no siempre fue así; ejemplo de ello son los elevados precios (5 mil dólares) de las imágenes Landsat a mediados de la década de 1980 (Goetz *et al.*, 2015).

La precisión del monitoreo deriva del tamaño del píxel empleado en las imágenes satelitales. Se considera una precisión vaga cuando el pixel es mayor a los 100 m, moderada cuando es de entre 10 y 100 m, y de alta precisión cuando el pixel es de entre 5 y 10 m, y de muy alta resolución cuando los pixeles representan una distancia menor a los 5 m (Dengsheng Lu, 2006; Mitchell *et al.*, 2017).

Las observaciones a través de imágenes satelitales permiten cuantificar la cobertura de los distintos tipos de bosques, así como su volumen y biomasa a través de la extrapolación de medidas tomadas en campo. Por su parte, las imágenes LiDAR escanean en 3D la distribución del material biológico a nivel de dosel, siendo altamente susceptible a los cambios generados al nivel del sotobosque (Goetz *et al.*, 2015; Mitchell *et al.*, 2017).

A través de las imágenes satelitales se logra identificar los atributos de la vegetación con el uso de índices de vegetación. Estos han demostrado una mayor confiabilidad y predicción de los atributos que las bandas espectrales individuales. Los índices

de vegetación son capaces de minimizar los errores generados por la topografía, ángulos de incidencia solar, geometría del dosel, y variabilidad edáfica y atmosférica (Günlü, 2014). Entre las bandas de las imágenes satelitales, resalta el uso del espectro infrarrojo, dado que éste se encuentra altamente relacionado con la actividad fotosintética en la vegetación y concentración de nitrógeno (Zhao *et al.*, 2005).

Entre los índices de vegetación más utilizados para la identificación de sitios degradados se encuentran el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI), el índice de vegetación y suelo ajustado (SAVI), la proporción de incendio normalizado (NBR), la relación simple (SR), el índice de vegetación diferencial (DVI), la transformación “Tasseled Cap” de brillo (TCB), de humedad (TCW), verdor (TCG) y del ángulo (TCA), etc. (Chrysafis *et al.*, 2019). Dichos índices son relacionados con el objeto de estudio (biomasa, estructura de la vegetación, riqueza de nutrientes, productividad y composición de especies) dentro de los sistemas forestales para establecer relaciones en su comportamiento y extrapolar los datos al resto del área de estudio (DeVries *et al.*, 2016; Günlü, 2014; Dengsheng Lu, 2006; Mapfumo *et al.*, 2017; Romero-Sánchez & Ponce-Hernandez, 2017; Zheng *et al.*, 2004).

En la *Tabla 3* se presentan las bandas de los sensores en las misiones Landsat TM, ETM+ y OLI expresadas en micrómetros en su longitud de banda del espectro de ondas electromagnéticas. En la *Tabla 4* se presentan los índices de vegetación utilizados frecuentemente en la identificación de sitios con deforestación y degradación forestal.

Tabla 3. Espectro de las ondas electromagnéticas de los sensores Landsat TM, ETM+ y OLI.

Banda	Abreviación	λ (TM)	λ (ETM+)	λ (OLI)
1 (TM/ETM+), 2 (OLI)	Azul (B)	0.45–0.52μm	0.45–0.52μm	0.45–0.51μm
2 (TM/ETM+), 3 (OLI)	Verde (G)	0.52–0.60μm	0.52–0.60μm	0.53–0.59μm
3 (TM/ETM+), 4 (OLI)	Rojo (R)	0.63–0.69μm	0.63–0.69μm	0.64–0.670μm

Banda	Abreviación	$\lambda(TM)$	$\lambda(ETM+)$	$\lambda(OLI)$
4 (TM/ETM+), 5 (OLI)	Infrarrojo cercano (NIR)	0.77–0.90μm	0.77–0.90μm	0.85–0.880μm
5 (TM/ETM+), 6 (OLI)	Infrarrojo de onda corta 1 (SWIR1)	1.55–1.75μm	1.55–1.75μm	1.57–1.65μm
7 (TM/ETM+/OLI)	Infrarrojo de onda corta 2 (SWIR2)	2.08–2.35μm	2.09–2.35μm	2.11–2.29μm

Tabla 4. Índices de vegetación y ecuación representativa de cada NDVI, NDMI, NBR, NB2, TCB, TCG, TCW, TCA, SR, DVI, SAVI, MSAVI, EVI y ND.

Nombre	Abreviación	Ecuación	Referencia
Índice de vegetación diferencial normalizado	NDVI	$(NIR - R) / (NIR + R)$	(Tucker, 1979)
Índice de humedad diferencias normalizado	NDMI	$(NIR - SWIR1) / (NIR + SWIR1)$	(Jin & Sader, 2005; Wilson & Sader, 2002)
Proporción de incendio normalizado	NBR	$(NIR - SWIR2) / (NIR + SWIR2)$	(Key & Benson, 2006)
Proporción de incendio normalizado 2	NBR2	$(SWIR1 - SWIR2) / (SWIR1 + SWIR2)$	
Brillo de la vegetación	TCB	$b1 B + b2 R + b3 G + b4 NIR + b5 SWIR1 + b6 SWIR2$	(Crist, 1985; Crist & Cicone, 1984)
Verdor de la vegetación	TCG	$g1 B + g2 R + g3 G + g4 NIR + g5 SWIR1 + g6 SWIR2$	
Humedad de la vegetación	TCW	$w1 B + w2 R + w3 G + w4 NIR + w5 SWIR1 + w6 SWIR2$	

Nombre	Abreviación	Ecuación	Referencia
Ángulo de la vegetación	TCA	$\tan^{-1}(\text{TCB} / \text{TCG})$	(Ahmed <i>et al.</i> , 2014; Gómez <i>et al.</i> , 2014)
Ratio simple	SR	NIR / R	(Jordan, 1969)
Índice de vegetación diferencial	DVI	NIR - R	(Clevers, 1988)
Índice de vegetación y suelo ajustado	SAVI	$\frac{(NIR - R)}{(NIR + R + L)} * (1 + L)$	(Huete, 1988)
Índice de vegetación ajustado al suelo modificado	MSAVI	$\frac{((2 * NIR + 1) + ((2 * NIR + 1)^2 - 8 * (NIR - R))^{1/2})}{2}$	(Qi <i>et al.</i> , 1994)
Índice de vegetación mejorado	EVI	$2.5 \frac{(NIR - R)}{(NIR + C1 * R - C2 * B + L)}$	(Huete <i>et al.</i> , 2002)
Diferencia normalizada (bSWIR1-bR)	ND 5-3	SWIR1 - R / SWIR1 + R	(Key & Benson, 2006; Lu <i>et al.</i> , 2004)
Diferencia normalizada (bSWIR1-bNIR)	ND 5-4	SWIR1 - NIR / SWIR1 + NIR	
Diferencia normalizada (bR-bG)	ND 3-2	R - G / R + G	
Diferencia normalizada (bSWIR2-bR)	ND 7-3	SWIR2 - R / SWIR2 + R	(Lu <i>et al.</i> , 2004)

NDVI

El NDVI originalmente fue generado para distinguir la cubierta vegetal de África, diferenciando las zonas siempre verdes de la sabana. Sin embargo, ha adquirido múltiples funciones en la diferenciación de la calidad, productividad y degradación de la vegetación de los ecosistemas y agrosistemas (Bullón, 2015; Pettorelli *et al.*, 2005).

Su cálculo se lleva a cabo a través de un índice generado a partir de imágenes satelitales a través de la reflectancia de la vegetación, precisamente de las firmas espectrales del rojo e infrarrojo cercano. Esto deriva de la capacidad de la clorofila en absorber la luz del espectro infrarrojo mientras que la estructura de las hojas refleja el espectro del rojo (Muneni *et al.*, 1995; Pettorelli *et al.*, 2005).

El NDVI se expresa como un indicador de la productividad de los ecosistemas, estrechamente relacionado con la precipitación y la temperatura, por lo que se utiliza para identificar sitios potenciales con mayor riqueza de especies a escala local (Harrison & Grace, 2007; Pettorelli *et al.*, 2005). Cabe destacar que la calidad de la vegetación reflejada por el NDVI está influenciada por la estacionalidad, producto de la variación de la precipitación y temperatura, así como por los componentes edafológicos (Bullón, 2015; Whetton *et al.*, 2017). Debe destacarse que el trabajo de campo es necesario para identificar el NDVI de los ecosistemas, dado que los cultivos y terrenos pecuarios también presentan un valor de NDVI (Mitchell *et al.*, 2017).

NDMI

El índice de humedad diferencial normalizado (NDMI) es utilizado para la identificación de sitios forestales. De las bandas que manejan los satélites Landsat, la SWIR1 ha sido una excelente predictora de cambios entre ecosistemas, por lo que su distinción de la banda de espectro infrarrojo logra identificar daños en el bosque y pérdida foliar en los árboles (Jin & Sader, 2005; Wilson & Sader, 2002). Éste índice ha logrado mejores correlaciones para diferenciar la humedad de la flora que otros índices, incluso el NDVI.

SAVI

El índice de vegetación y suelo ajustado (SAVI, por sus siglas en inglés) ha adquirido fuerza en los últimos años para la implementación de modelos que puedan describir la dinámica entre el suelo y la vegetación de los ecosistemas (Gitelson *et al.*, 2002; Mahmood *et al.*, 2016; Ren & Zhou, 2019). Su cálculo deriva de un ajuste sobre la ecuación del NDVI, considerado en el factor L. Dicho factor se encuentra proporcionalmente relacionado a la cantidad de vegetación existente, pues L cobra el valor de 1 cuando la influencia del suelo oscuro ha desaparecido del dosel arbóreo y éste decrece entre más expuesto se encuentre el suelo. De manera predeterminada, el valor que adquiere L es de 0.5, ya que éste se aplica de manera genérica, desconociendo la cobertura del dosel arbóreo existente (Huete, 1988).

MSAVI

El índice de vegetación y suelo ajustado modificado (MSAVI, por sus siglas en inglés), al igual que el SAVI ha sido ampliamente utilizado como indicador de salud de los ecosistemas y para evaluar su degradación (Mahmood *et al.*, 2016; Solans Vila & Barbosa, 2010). Es más sensible a la proporción presentada entre las dinámicas entre la vegetación y el suelo que el SAVI.

EVI

El EVI es altamente sensible a las variaciones estructurales del dosel y al índice del área foliar, igual que el NDVI, NBR y NBR2 ha sido ampliamente usado para cuantificar la degradación forestal debido a incendios, deforestación y cambio climático (Fernández-García *et al.*, 2018; Huete *et al.*, 2002; Rokni & Musa, 2019; Q. Yang *et al.*, 2019).

NBR y NBR2

El Ratio de Incendio Normalizado (NBR, por sus siglas en inglés) se utiliza frecuentemente para la identificación de sitios que han sido degradados por incendios forestales (Mitchell *et al.*, 2017). Éste tiene dos variantes, el primero

requiriendo el NIR y SWIR1; mientras que el segundo se ejecuta con SWIR1 y SWIR2.

SR

Ratio simple (SR, por sus siglas en inglés) es un cálculo utilizado para diferenciar los sitios con cobertura vegetal y su densidad (Jordan, 1969). Es similar al NDVI y al DVI; sin embargo, éste se diferencia solo por la división de la banda NIR sobre la banda R.

DVI

Similar al NDVI, el índice de vegetación diferencial (DVI) se utiliza para encontrar diferencias entre los sistemas vegetativos, tanto sistemas forestales como cultivos (Clevers, 1988). Su cálculo se centra en captar la diferencia entre el rojo, reflejado en menos proporción por la clorofila, y el infrarrojo, reflejado en mayor parte por la clorofila.

TCB, TCG y TCW

Estos índices son transformaciones derivadas de las imágenes Landsat enfocadas a interpretar las estructuras en datos espectrales, los cuales son resultado de las características físicas particulares. Sus datos permiten observar el brillo (*Tasseled Cap Brightness-TCB*), el verdor (*Tasseled Cap Greenness-TCB*) y la humedad (*Tasseled Cap Wetness-TCW*) del territorio, haciendo comparaciones que permiten diferenciar los estados en que se encuentran los ecosistemas, así como clasificar proporciones de campos de cultivos, bosques, cuerpos de agua, etc. (Crist, 1985; Crist & Cicone, 1984).

TCA

El TCA (*Tasseled Cap Angle*) es utilizado para medir el ángulo del dosel, el cual es relacionado con la biomasa en las parcelas. Debido a ello es utilizado para modelar la biomasa contenida en los sistemas forestales (Ahmed *et al.*, 2014; Gómez *et al.*, 2014).

N-D

Los índices diferenciales normalizados entre bandas son utilizados para relacionarlos con atributos de la vegetación estudiada. Éstos son empleados para establecer umbrales en la identificación de degradación y deforestación, reduciendo impactos de la topografía y la iluminación. Las bandas que se utilizan para estos índices (exceptuando el NDVI y el NDMI) son la B, G, R, NIR, SWIR1 y SWIR2 (Lu *et al.*, 2004).

3.6 Biomasa y almacenes de carbono

La biomasa representa la cantidad de materia seca total de un ser vivo en un momento y lugar dados, expresándose en gramos de carbono sobre unidad de superficie (Martínez-Romero & Leyva-Galán, 2014). Ésta se encuentra relacionada con los ciclos de carbono, sitios con mayores cantidades de nutrientes y condición del hábitat (Lu, 2005; Zheng *et al.*, 2004). En la flora, su importancia radica como el primer eslabón de la cadena trófica, siendo de los atributos más importantes a caracterizar en un ecosistema, así como principal parámetro en los análisis de sucesión ecológica (Martínez-Romero & Leyva-Galán, 2014). La biomasa de los ecosistemas forestales puede medirse de manera aérea, aquella presente por encima del nivel del suelo, y subterránea, por debajo del nivel del suelo (raíces).

En los árboles, la biomasa aérea se distribuye en sus órganos de acuerdo con las condiciones ambientales (humedad, presencia de nutrientes, exposición solar) y especie de árbol (tamaño y forma). La masa de las hojas es muy importante para los procesos biológicos, como la transpiración, intercepción de luz y eliminación del CO₂ (Rodríguez-Ortiz *et al.*, 2012). En promedio, el follaje y las ramas representan el 15% de la biomasa de los árboles (Pavón *et al.*, 2012). La vegetación con altas cantidades de biomasa es indicadora del buen estado sucesional del ecosistema, por lo que su conservación es un factor para mantener los servicios ambientales, cadenas tróficas y el hábitat de las especies silvestres (Odum, 2004).

Los estudios de cálculo de biomasa en los ecosistemas forestales se pueden ayudar a determinar los almacenes de carbono, así como la captura de éste (Gómez *et al.*, 2014; Sedjo & Sohngen, 2012; van Kooten & Johnston, 2016). El carbono es el principal componente de los seres vivos, interactuando con el medio a través el dióxido de carbono en la atmósfera y en los océanos. Este compuesto es uno de los principales GEI, causantes del calentamiento global (IPCC, 2019), el cual puede ser mitigado a través del secuestro de carbono que llevan a cabo los bosques, selvas y océanos (principalmente por el fitoplancton), incorporando el carbono a la masa de sus individuos florísticos mediante la fotosíntesis (Lapeyre *et al.*, 2004).

Los almacenes de carbono se refieren a aquellos elementos que contienen carbono: como el suelo, la madera de los árboles, raíces y materia muerta. Éste se expresa con tC/ha o Mg/ha de C. En cambio, el carbono capturado expresa la cantidad de carbono que secuestran los almacenes de carbono en periodos de tiempo (Dávalos-Sotelo, 2016).

Existen diversos estudios realizados para calcular los almacenes de biomasa presentes en los ecosistemas forestales a través del uso de imágenes satelitales, en los que se relacionan las reflectancias de las bandas satelitales, texturas e índices de vegetación con los parámetros del dosel, biomasa contenida y estructura de la vegetación (Cartus *et al.*, 2014; Günlü, 2014; López-Serrano *et al.*, 2016; Lu, 2005; Zald *et al.*, 2016; Zheng *et al.*, 2004). Cabe destacar que la cantidad de biomasa contenida en los ecosistemas es variable no solo por la latitud, sino también en aspectos longitudinales y altitudinales; así como por la fragmentación existente. Por ejemplo, en el Amazonas se encuentran áreas con 40 tC/ha, mientras que en la cuenca del Congo se concentran hasta 200 tC/ha (Goetz *et al.*, 2015).

Mapa de almacenes de carbono en México

En México, en el año 2007 se realizó el primer inventario de almacenes de carbono en la biomasa forestal aérea a nivel nacional, siendo presentado por el *Wood Hole Research Center* (Cartus *et al.*, 2014), en colaboración con la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). En dicho estudio se calculó la cantidad de almacenes de carbono mediante el uso del inventario nacional forestal y de suelos

(INFyS), analizando 26 mil muestras entre los años 2004 y 2007, extrapolando sus valores mediante el uso de imágenes Landsat (2004-2007). Cada una de las parcelas utilizadas de dicho estudio fue de 1 ha (radio de 56.2 m), divididas en subparcelas de 22.56 m de diámetro con la clasificación de vegetación (vegetación bosque de coníferas, bosque mixto de coníferas/hoja ancha, bosque de hoja ancha, bosque tropical húmedo, bosque tropical seco y manglar). Los datos del INFyS revelaron que, en su mayoría, las parcelas presentan una biomasa menor a las 40 tC/ha. Mediante el cálculo de densidad del dosel se procedió a computar las estimaciones estadísticas para el cálculo de biomasa a nivel nacional.

Debido a la escala trabajada en el estudio de la *Wood Hole Research Center*, el cálculo de la biomasa aérea y almacenes de carbono presenta limitaciones, las cuales se asocian a la gran diversidad de ecosistemas presentes en México. Los predictores más importantes para dicho estudio fueron la densidad del dosel a través de diversos índices de vegetación y la altitud; no obstante, se presentan limitaciones en los sitios con dosel cerrado (Cartus *et al.*, 2014). La banda del infrarrojo cercano de las imágenes satelitales es la más sensible a las diferencias del dosel húmedo y efectos de sombras, siendo importante para identificar la biomasa en el dosel cerrado. Las zonas altas son las que presentan almacenes de carbono de 50 tC/ha debido al incremento de la precipitación media anual; es por ello por lo que el modelo digital de elevación (DEM) es importante para identificar dichas áreas. Por ello, la zona de la península de Yucatán presenta el mayor error en el cálculo en dicho estudio.

3.7 Sociedad en los procesos de deforestación y degradación

Históricamente, estudiar y comprender el papel de la sociedad en los procesos de deforestación y degradación es fundamental, principalmente en países de Latinoamérica donde estos procesos se presentan con mayor intensidad y extensión a la vez que presentan una elevada biodiversidad (Gibson *et al.*, 2011).

Las actividades humanas tienden a generar deforestación y degradación en los bosques a través de la tala, incendios provocados y extracción de especies; lo que en consecuencia genera indirectamente un efecto de borde, variación en la composición de especies de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad (Sotolongo-Codina & Delgado-Díaz, 2006). El fin es el de disminuir y mitigar los impactos adversos mediante las prácticas de uso sostenible de los recursos y la restauración de los ecosistemas, entre otras acciones prioritarias (Dietz, 2017; Fernández-Moreno, 2008; Newton *et al.*, 2009).

Los agrosistemas, como el café de sombra, son de importancia para la dinámica ecosistémica regional, ya que integran árboles nativos en su composición (Ellis & Martínez-Bello, 2010). Sin embargo, el reemplazo del sotobosque para la incorporación de las plantaciones de sombra aún provoca pérdida de biodiversidad, aunque en menor intensidad que la tala, agricultura y ganadería extensivas (Gibson *et al.*, 2011). Por otro lado, la conversión del café de sombra hacia otros cultivos, terrenos agropecuarios o zona urbana produce alteraciones en las variables bioclimáticas, además del aumento de la erosividad del suelo, la disminución de la captura de carbono, la disminución de la calidad del agua escurrida y la reducción de la biodiversidad (Schroth *et al.*, 2009).

La tala selectiva es una práctica que disminuye las tasas de deforestación y degradación, ésta permite la obtención de recursos maderables con bajo impacto en la biodiversidad y captación de carbono (Martin *et al.*, 2015). Sin embargo, existen impactos directos sobre la estructura y funciones de los bosques. Entre ellos están la homogenización del dosel, la reducción del área basal, la pérdida de árboles grandes, la reducción de la biomasa aérea y, de forma indirecta, la modifica la dinámica poblacional de grandes mamíferos (Osazuwa-Peters *et al.*, 2015; Venter, Hovani, *et al.*, 2013).

Generalmente los estudios de percepción sobre los sistemas forestales se centran en las preferencias de las zonas boscosas y su relación con los servicios ambientales provistos (Johnson *et al.*, 2019). Sin embargo, esta condición no permanece constante en el pensamiento colectivo, el cual puede cambiar en

paisajes antropizados. Existen estudios que muestran la forma en el que los bosques presentan “perjuicios ambientales” en la configuración del paisaje para los actores directos (como agricultores y ganaderos). Por ejemplo, las cosechas afectadas por fauna silvestre, la disminución en la producción agrícola y la aparición de vectores de enfermedades, entre otros (Medeiros *et al.*, 2019; Teixeira *et al.*, 2019).

La actitud y percepción de los pobladores deriva no solo del entorno ambiental, sino también del entorno socioeconómico y político. A su vez, éstas inciden sobre las dinámicas del paisaje y en la conservación del entorno (Fernández & García, 2003). Por ello, es importante considerar indicadores socioeconómicos que puedan sugerir las causas de la reducción y degradación de los bosques y selvas; así incorporarlos como parte del panorama del entorno bajo las que trabajan los sitios destinados a la conservación y la restauración de los ecosistemas (Wongbusarakum *et al.*, 2019).

3.7.1 Medición de actitudes sociales

Para comprender la incidencia del ser humano en los bosques, es necesario generar investigaciones que permitan conocer más sobre las actitudes de la gente sobre su entorno. La actitud se entiende como “una propiedad que puede ser medida y observada por medio de expresiones verbales o conductuales. Puede decirse que es un constructo, en tanto que es un concepto creado con fines de observación y medición soportado por un planteamiento teórico” (Blanco, 2001: 47).

De acuerdo con Blanco (2001), la actitud se forma en el proceso de interacción sociocultural, con nociones empíricamente observables a través de la conducta social y de sus opiniones; sin embargo, éstas últimas son menos fiables dado que pueden cambiar rápidamente. Estas actitudes se conforman por componentes:

- Cognoscitivos. Creencias que los individuos tienen sobre un objeto. Se traduce como ideas, creencias, juicios y prejuicios.

- Afectivos. Conjunto de emociones, sentimientos e impresiones sobre los objetos. Sirve para medir el significado y la actitud hacia el objeto. Se utilizan técnicas de pares de adjetivos bipolares (e.g. gusto-disgusto) para evaluar la actitud hacia el objeto.
- Conductuales. Respuestas de los individuos sobre los objetos y respuestas asociadas al componente cognoscitivo.

Respecto a la conducta de los individuos se llevan a cabo escalas de categorías. Éstas permiten comparar casos, fáciles de desarrollar y comprender, y recaban más información en menor tiempo. Entre estas escalas de categorías se encuentran la escala de clasificación, de juicio absoluto, cerrada, valoración resumida, múltiple elección y del tipo Likert (Osinski & Sánchez, 1998). En el contexto social, la escala de tipo Likert es la más confiable y utilizada para medir variables complejas (Blanco, 2001).

La escala de Likert, publicada por Rensis Likert en 1932, es un instrumento psicométrico en el cual el encuestado indica su posición sobre una afirmación, ítem o reactivo; lográndose a través de una escala ordenada y unidimensional (Matas, 2018; Méndez & Peña, 2007). Las puntuaciones obtenidas en la escala son obtenidas de las diferencias en las respuestas individuales de los sujetos encuestados. Esta escala es generalmente usada en los diseños de campo, ya que es aplicada directamente en un contexto social; asociándose a un sitio y tiempo determinados (Blanco, 2001). Usualmente estas escalas presentan cuatro categorías donde se incluye la llamada “sin opinión”; o en su caso, de siete categorías en la cual se evita la interpolación (Matas, 2018).

Entre los métodos empleados para la obtención de información sobre un tema social en particular se encuentran las entrevistas. Éstas son procesos dinámicos en las que dos o más personas (el entrevistador y los entrevistados) conversan sobre un asunto en particular con el fin de que el entrevistador logre el reconocimiento y el análisis del comportamiento y opinión de los entrevistados. Las entrevistas se dividen en tres modalidades (Álvarez-Gayou Jurgeson, 2003):

- Estructurada. Para su ejecución es requerido de un formulario, en el cual se anotan de forma textual o codificada las respuestas expresadas. De esta modalidad se deriva la encuesta, la cual se aplica sobre una muestra representativa del universo deseado.
- Semiestructurada. Ésta cuenta con un guion preparado, en el cual se abordan pocas preguntas, pero se tiene mayor libertad en su interlocución; esto con el fin de indagar cuestiones de interés.
- Libre o no estructurada. Esta modalidad se presenta sin un guion ni cuestionario; sin embargo, debe tenerse en cuenta un listado mental sobre los temas de los cuales obtener información durante la ejecución de la entrevista.

4. Preguntas de investigación

¿Cuáles son los sitios con mayor potencial de conservación forestal con base en criterios forestales (e.g. almacenes de carbono) y socioambientales (e.g. amenazas de deforestación y degradación) en las zonas conurbadas de Xalapa? y ¿cuáles son los vacíos de conservación forestal de las ANP y UGA existentes en Xalapa y sus municipios conurbados?

5. Objetivo general

Identificar los sitios con mayor potencial para la conservación de la vegetación forestal (mayores almacenes de carbono); y evaluar el grado de conservación de las ANP y UGA, basado en almacenes de carbono, procesos de deforestación y de degradación, en los municipios conurbados a Xalapa entre 1997 y 2018.

5.1 Objetivos específicos

- Calcular e identificar los cambios de uso de suelo y de las métricas de paisaje en tres periodos (1997-2009, 2009-2018 y 1997-2018).
- Determinar la degradación forestal (con apoyo de índices de vegetación y almacenes de carbono) en tres periodos (1997-2007, 2007-2018 y 1997-2018).
- Identificar la percepción de la población sobre las causas socioeconómicas de la deforestación y degradación.
- Determinar las áreas potenciales para la conservación integrando criterios ambientales (tipo de vegetación y almacenes de carbono).
- Comparar el grado de conservación de las ANP, UGA y áreas potenciales para la conservación con base en almacenes de carbono, áreas deforestadas y degradadas.

6. Métodos

6.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra conformada por los municipios de Banderilla, Coatepec, Emiliano Zapata, Tlalnelhuayocan y Xalapa (*Figura 2*), los cuales se caracterizan por contener remanentes de vegetación de bosque mesófilo de montaña y selva baja (INEGI, 2017). Estos tipos de vegetación presentan una importancia para la población derivada de los bienes y servicios ambientales que generan (INECOL, 2015). Dichos municipios comenzaron un proceso de conurbación en las décadas de 1980 y 1990, por lo que se ejecutó el Programa de Ordenamiento Urbano del Área Metropolitana Xalapa, Banderilla, Coatepec, Emiliano Zapata y Tlalnelhuayocan (en 1998 con actualización en 2004), donde se designaban los territorios para determinadas actividades y usos del suelo, para lo cual se incorporaron Reservas Ecológicas Restrictivas (RER), y limitar la expansión urbana para conservar los paisajes naturales de los municipios (Casagñón-Loeza, 2016).

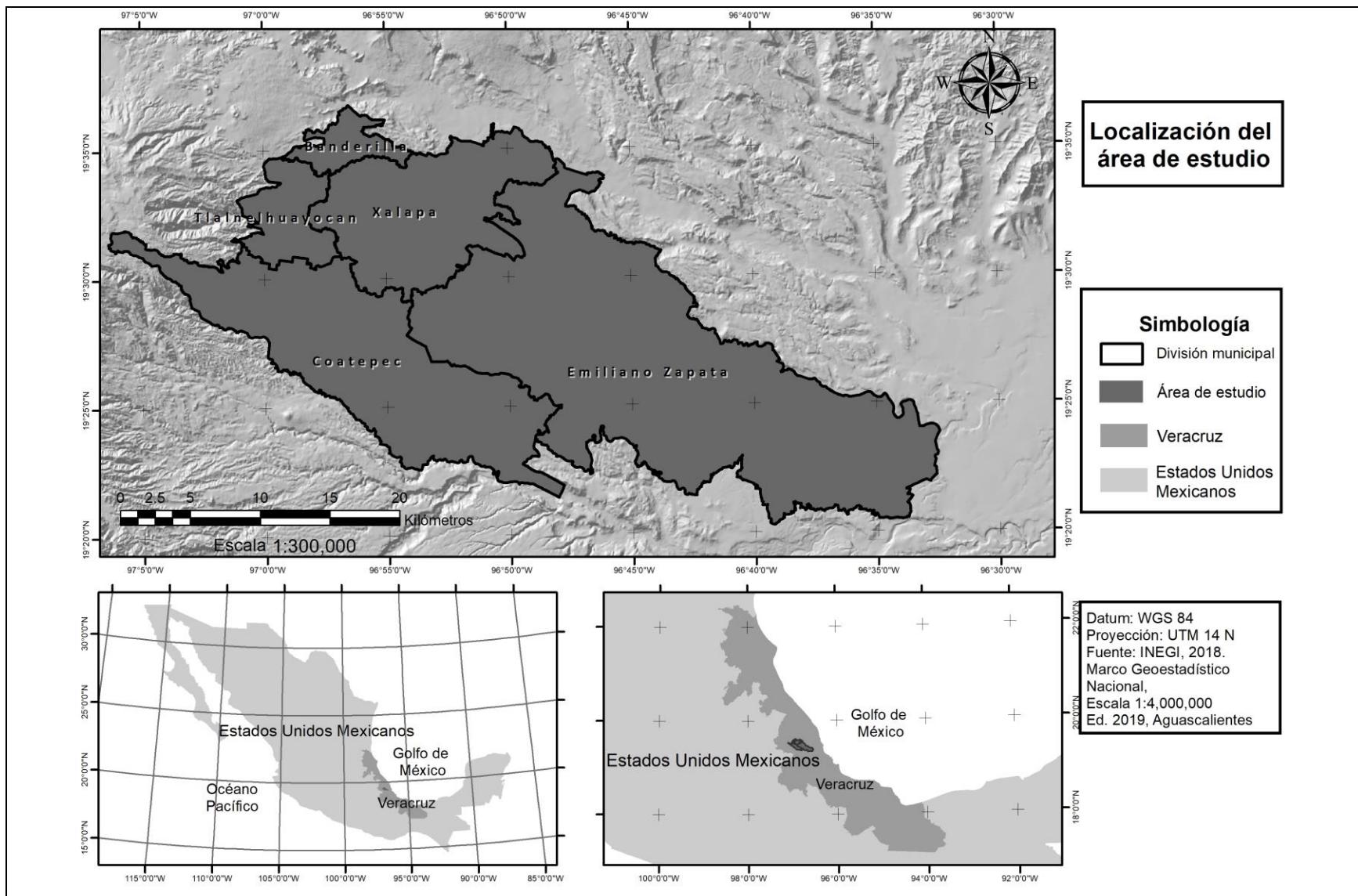


Figura 2. Localización del área de estudio.

6.1.1 Medio físico

Medio abiótico

Geología y edafología

El área de estudio se encuentra constituido por nueve tipos de roca. Éstos son toba básica, brecha volcánica básica, toba básica-brecha volcánica básica, toba intermedia, arenisca conglomerado, basalto toba básica, brecha volcánica básica, travertino y caliche (INECOL, 2015).

Los tipos de suelos que componen al área conurbada de Xalapa pertenecen a los andosoles, feozems, vertisoles, luvisoles y leptosoles (INECOL, 2015).

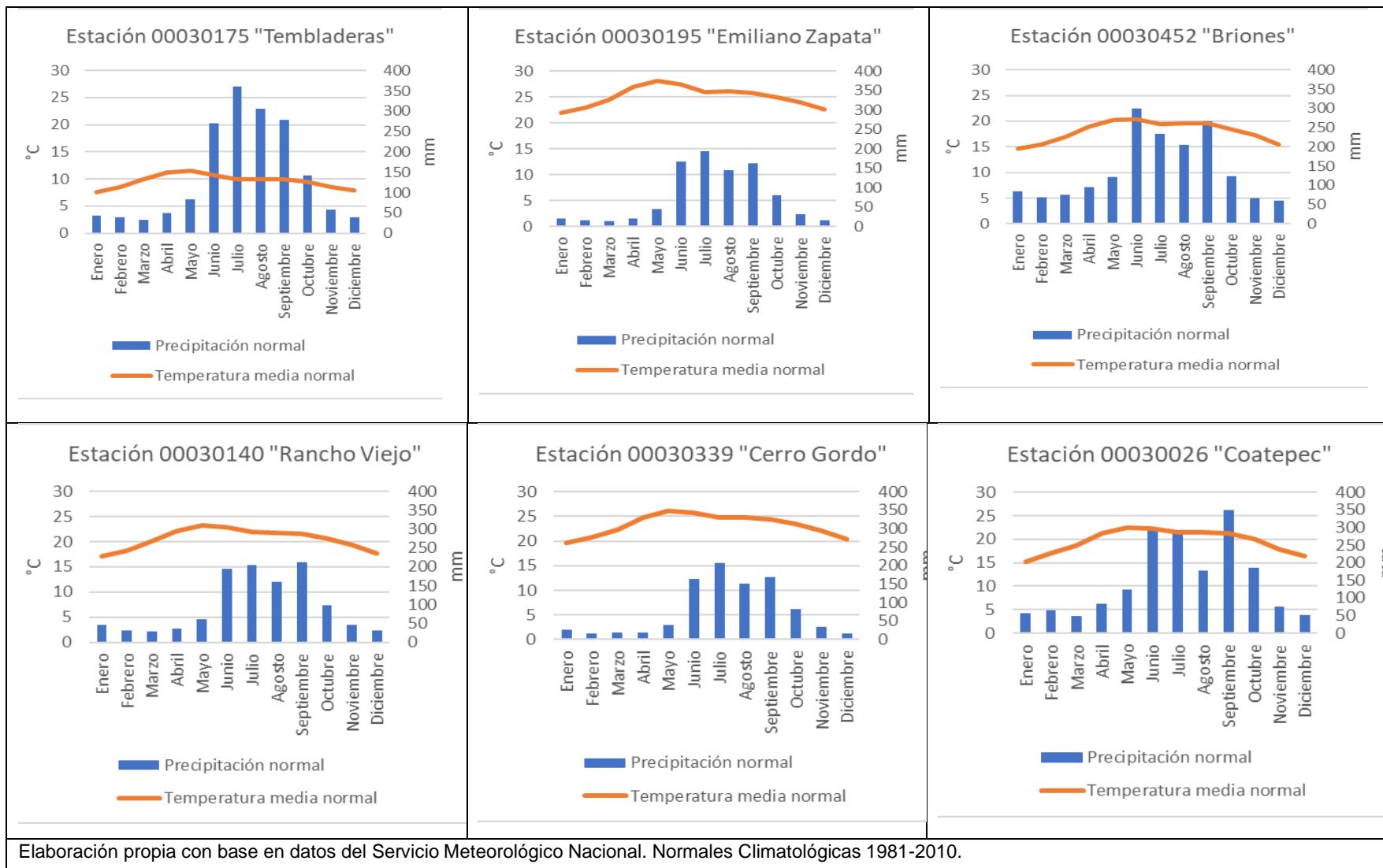
Relieve

Xalapa y sus alrededores se conforman por geoformas diversas generadas por acciones del escurrimiento pluvial sobre las formaciones volcánicas. Sus tipos son lomeríos, lomeríos escarpados, lomeríos con cañadas y llanuras, mesetas, lomerío con llanuras, valles, valles de lomeríos, sierras plegadas, meseta erosionada con lomeríos y sierra volcánica de laderas tendidas (INECOL, 2015).

Clima

De acuerdo a la clasificación de Köppen adaptada para México (García, 1998), los tipos de clima que se presentan en los municipios conurbados a Xalapa son semifrío-húmedo [C b'(m)(f)], templado-húmedo [C(f)], semicálido-húmedo [(A)C(m)(f)], templado-húmedo [C(m)(f)], semicálido-subhúmedo [(A)C(w2)], semicálido-subhúmedo [(A)C(w1)], semicálido-húmedo [(A)C(fm)], cálido-subhúmedo [Aw1], cálido-subhúmedo [Aw0] (INECOL, 2015).

Existen seis estaciones meteorológicas dentro y próximas al área de estudio. En éstas puede observarse que el aumento de la precipitación abarca entre los meses de mayo a octubre. Por otro lado, los meses más calurosos son abril, mayo y junio; mientras que los meses con menor temperatura son diciembre, enero y febrero (*Figura 3*).



Elaboración propia con base en datos del Servicio Meteorológico Nacional. Normales Climatológicas 1981-2010.

Figura 3. Diagramas ombrotérmicos de las estaciones meteorológicas dentro del área de estudio.

Hidrología

Los municipios conurbados a Xalapa se localizan en las Cuencas del río La Antigua (subcuenca hidrológica Cozolapa) y del río Actopan (subcuencas hidrológicas del río Sedeño y del río Ídolos. Los principales ríos presentes en estos municipios son San Juan, Atopa, Gavilán, Pintores, Pixquiáac, Sordo, San Andrés, Tecajetes, Tolapa, Arroyo Atexcatl, El Coyolar, El Paso de la Milpa, Paso Hondo, Puente Chica, Azul, San Antonio, Santa Rosa, Vainilla, Abajo Pixquiáac, La Granada, Río Blanco, Xocoyolapan, La Palma y Sedeño. Por otro lado, a nivel subterráneo se encuentran los acuíferos Jalapa-Coatepec y el Valle Actopan.

Medio biótico

Tipos de vegetación

Bosque mesófilo de montaña

La temperatura media anual de este tipo de vegetación varía de entre los 12 a 23°C, desarrollándose en regiones de relieve con alta pendiente entre los 400 y 2,700 msnm. El cultivo del café puede ser favorable en el sotobosque de este tipo de vegetación en altitudes que van de los 1,000 a los 1,500 (Rzedowski, 2006). En el área de estudio se encuentra desde el oeste de la localidad de Estanzuela hasta la parte alta del municipio de Coatepec, donde comienza la transición a bosque de pino. Este tipo de bosque en la región en que se encuentra Xalapa se caracteriza por contener más del 50% de especies caducifolias, destacando a los géneros de *Quercus*, *Alchornea*, *Oreopanax*, *Liquidambar*, *Ocotea*, *Miconia*, *Piper*, *Xylosma* y *Psychotria* (INECOL, 2015). Este tipo de vegetación es conocido por mantener la mayor diversidad de especies y endemismo por unidad de superficie (Bubb *et al.*, 2004; Rzedowski, 2006).

Bosque de pino

Con excepción de la península de Yucatán, el bosque de pino se desarrolla en todos los estados de la República Mexicana, coincidiendo con las grandes montañas que generan las sierras y volcanes, desenvolviéndose en una altitud que va de los 1,500 a 3,000 msnm con una distribución marcada por una temperatura

entre los 6 y 28°C (Rzedowski, 2006). Su distribución en el área de estudio se concentra en la parte alta del municipio de Coatepec, cerca del área del ANP Cofre de Perote. Las principales especies que se encuentran son *Pinus patula*, *Pinus ayacahuite*, *Pinus leiophylla*, *Abies heckelli*, *Quercus glabrescens*, *Quercus laurina*, *Salix paradoxa*, *Arbutus xalapensis* y *Cupressus benthamii* (INECOL, 2015).

Bosque de pino-encino

Este tipo de vegetación presenta condiciones de transición, por lo que permite una convivencia mixta de especies de encinos perennifolios y pinos (Rzedowski, 2006). Dada su composición compleja, se vuelve difícil su identificación precisa mediante percepción remota, por lo que autores algunos autores los asocian al bosque de encino o al bosque de coníferas. Su composición florística en el estrato arbóreo se ha reportado con especies de *Pinus ayacahuite*, *Pinus moctezumae*, *Pinus patula*, *Pinus pseudostrobus*, *Quercus conspersa*, *Quercus corrugata* y *Quercus glabrescens*; mientras que en el estrato arbustivo con *Archibaccharis simplex*, *Carex melanosperma*, *Callicarpa acuminata*, *Adiantum andicola*, *Urtica chamaedryoides* y *Trisetum spicatum* (INECOL, 2015).

Las clasificación regional del uso de suelo y vegetación del ordenamiento ecológico territorial excluye este tipo en el área de estudio, concentrándose principalmente en las cañadas de los municipios contiguos de Acajete y Xico (INECOL, 2015); sin embargo, el INEGI marca un remanente en la parte alta de Coatepec como vegetación secundaria (INEGI, 2017). Es por ello, aunado con los puntos de verificación en campo, que esta clase fue omitida de la clasificación para incorporarla dentro del bosque de pino

Bosque de encino

El bosque de encino dentro del área conurbada a Xalapa se concentran en dos sitios, en la parte alta de Chavarrillo y al este de La Tinaja, en el municipio de Emiliano Zapata, reminiscente de los relictos del descenso de esta vegetación durante las glaciaciones del Pleistoceno (Rzedowski, 2006). Su distribución va de las zonas con temperatura entre los 10 a 26°C, encontrándose en una altitud de aproximadamente 600 msnm (Rzedowski, 2006). La especie dominante en estos

remanentes es *Quercus oleoides* con poca presencia de trepadoras y bejucos (INECOL, 2015).

Selva baja

Este tipo de vegetación se desarrolla en una temperatura mayor a los 20°C, presentándose en altitudes de entre los 50 y 900 msnm. Presenta un estrato arbóreo denso menor a los 15 m de altura, los cuales pierden casi todas sus hojas durante la época seca, con alta presencia de bejucos y casi no presentan espinas. (Miranda & Hernández-X., 1963). Este se encuentra en toda la proporción este del municipio de Emiliano Zapata y en la parte baja (norte) de Xalapa, cerca de la localidad Colonia 6 de Enero. Las especies destacables de este tipo de vegetación son *Bursera simaruba*, *Stemmadenia pubescens*, *Anona glabra*, *Plumeria rubra*, *Guazuma ulmifolia*, *Trema micrantha*, *Brahea dulcis*, *Acrocomia aculeata*, *Casearia corymbosa*, *Lysiloma acupulsensis*, *Byrsonima crassifolia* e *Inga vera* (INECOL, 2015).

Vegetación secundaria

Este, a pesar de no ser un tipo de vegetación, algunos autores, como INEGI, realizan las clasificaciones de uso de suelo y vegetación con la especificación de la condición. La vegetación secundaria refiere a aquella que ha sufrido un disturbio, alterando la estructura y composición florística. Este tipo de vegetación, dependiendo del paso del tiempo, forman matorrales perennifolios y eventualmente forman selvas o bosques lo suficientemente altos como para ser confundidos por vegetación primaria. Se distingue por la presencia de especies de rápido crecimiento (INEGI, 2015; Miranda & Hernández-X., 1963). Para el presente estudio, este tipo de vegetación fue incorporada en la cobertura de la distribución de la vegetación conservada.

Sistemas agroforestales

Entre los sistemas agrícolas que se desarrollan en la región se encuentran los de temporal y de riego. De acuerdo con el SIAP 2018, en el área de estudio se reportan 24 tipos de cultivo (*Tabla 5*); se destaca al café cereza (12,024 ha), la caña de azúcar (4,793 ha), el maíz (3,098 ha), el mango (1,315 ha) y el limón (1,138 ha).

Tabla 5. Superficie de cultivos sembrada y cosechada en el área de estudio.

Cultivo	Superficie (ha)	
	Sembrada	Cosechada
Agave	240.0	100.0
Café cereza	12,024.0	11,719.0
Calabacita	55.0	55.0
Caña de azúcar	4,793.5	4,793.5
Chayote	53.0	53.0
Chile verde	53.0	53.0
Frijol	114.5	114.5
Guanábana	7.5	5.5
Limón	1,138.0	1,138.0
Macadamia	136.0	134.0
Maíz	3,098.0	3,098.0
Mango	1,315.0	1,295.0
Maracuyá	4.0	4.0
Naranja	26.0	25.0
Nopalitos	6.5	6.5
Papa	100.0	100.0
Papaya	55.0	55.0
Plátano	69.0	69.0
Semilla de caña de azúcar	160.0	160.0
Tomate rojo (jitomate)	488.0	488.0
Tomate verde	48.0	48.0
Zapote	65.0	55.0
Zarzamora	3.0	3.0
Total	24,052.0	23,572.0
Fuente: SIAP, 2018		

Los sistemas agroforestales son aquellos que combinan la producción de cultivos con especies forestales y/o animales, sea en la forma espacial o secuenciado temporalmente, donde interactúen tanto en términos biológicos como económicos (Figueroa, 2009; Iglesias, 2015). En el área de estudio, los agroforestales se centran en el café de sombra, la macadamia, el mango y el limón. Sin embargo, es el primero de estos el que sobresale por su extensión en el área de estudio.

Cafetales

El cafetal, como agrosistema, se ha desarrollado en los municipios conurbados a Xalapa, principalmente sobre la distribución de bosque mesófilo de

montaña. La importancia de este tipo de vegetación recae sobre la presencia del estrato arbóreo, el cual presenta especies cultivadas o remanentes de la vegetación local (INECOL, 2015); esto produce un efecto de recambio de especies con la vegetación circundante, aunque en menor medida de plantas terrestres y epífitas (53 sp. En bosque natural, 43 sp en vegetación secundaria y 29 en cafetal con una similitud de especies del bosque natural del 68% y 53% respectivamente) las plantas epífitas (Carvajal-Hernández *et al.*, 2014; Williams-Linera y López-Gómez, 2008). Entre las especies utilizadas para sombra del cafetal se identificaron *Acacia pennatula*, *Senna spectabilis*, *Cedrela odorata*, *Croton draco*, *Dendropanax arboreus*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Erythrina americana*, *Ficus cotinifolia*, *Ficus pertusa*, *Grevillea robusta*, *Helicocarpus apendiculatus*, *Inga edulis*, *Inga jinicuil*, *Inga punctata*, *Inga vera*, *Leucaena pulverulenta*, *Lonchocarpus guatemalensis*, *Mangifera indica*, *Persea americana*, *Persea schiedeana*, *Platanus mexicana* y *Trema micrantha* (INECOL, 2015).

No todos los cafetales mantienen condiciones similares entre sí en la región, debido a las distintas situaciones socioeconómicas y ambientales bajo las que se desarrollan labores de fertilización, control de malezas y de plagas. La diversidad del dosel para la generación de sombra es inversamente proporcional a la productividad e intensidad del manejo de los cafetos (Hernández-Martínez, 2008). Así mismo, dado que la composición del dosel de los cafetales bajo sombra es aproximadamente del 70% de árboles nativos, éste ha funcionado como hábitat de diversas especies silvestres y como generador de servicios ambientales (Schroth *et al.*, 2009; Solis-Montero *et al.*, 2005). Es por ello que es frecuentemente incluido como objeto de conservación de ANP, así como en los estudios sobre la vegetación en el ámbito de integridad del ecosistema (Davidson, 2004). Los cafetales en la región central de Veracruz se han categorizado en cinco tipos según la estructura del dosel presente para la generación de sombra y el manejo de los cafetos (Hernández-Martínez, 2008):

1. Rústico. Semejante al bosque en el que se intercala café. Mantiene manejo y control manual tanto de malezas y de cafetos. Se le asocia a los pequeños

productores de zonas montañosas. Zona boscosa en donde solo el sotobosque ha sido removido para la plantación del café, por lo que los árboles son maduros y presentan una alta diversidad de epífitas. Presentan un dosel que van desde los 6 a los 15 m, cuya cobertura se encuentra entre el 60 y 80%.

2. Policultivo tradicional. Utiliza combinaciones de especies nativas y especies frutales introducidas con control de malezas y de los cafetos, así como la fertilización por ciclo; sin embargo, no presenta control fitosanitario. Se le asocia a pequeños y medianos productores. Presentan una estructura de bosque joven con alta densidad de epífitas pero un dosel bajo donde las especies nativas se intercalan con diferentes especies introducidas.
3. Policultivo comercial. Los árboles nativos que sirven de sombra son removidos y sustituidos por aquellos con uso comercial, variando entre dos o tres especies. Presenta un control y manejo generalizado con fertilización agroquímica. Particularmente son manejados por pequeños y medianos productores. Presenta una estructura similar a los bosques jóvenes, pero con intercalado de especies introducidas, donde predominan determinadas especies.
4. Monocultivo de sombra. Generalmente los árboles que le dan sombra son introducidos de una sola especie. Mantienen un manejo y control tanto de las malezas, los árboles de sombra y los cafetos con uso indispensable de agroquímicos como fertilizantes. Son asociados a los medianos y grandes productores. La similitud con los bosques desaparece, pues el dosel ha sido reemplazado casi en su totalidad por especies introducidas.
5. A sol. No presentan árboles para la generación de sombra y presentan una alta dependencia a los agroquímicos.

El agrosistema del café de sombra ayuda a los pobladores a mantener un ingreso, además de brindar un valor cultural en la región donde se desarrolla. En México existen diversas regiones de los estados de Chiapas, Veracruz, Oaxaca, Puebla,

San Luis Potosí y Guerrero donde se desarrolla el cultivo de café (Davidson, 2004). Para el caso específico de la zona centro del estado de Veracruz, se ha desarrollado el café de sombra, mayormente en los municipios de Coatepec y de Xalapa (INECOL, 2015; Williams-Linera *et al.*, 2008). Sin embargo, el cambio climático, la baja de precipitaciones y la menor productividad de los cafetales ha incrementado su conversión a otros usos de suelo; por lo que los dueños de dichos cafetales han buscado opciones que reviertan la adversa situación económica. Tras la caída del valor del café a finales de la década de 1980, el café tuvo dos períodos de precios bajos (1989-1993 y 1999-2004), por lo que se consideró a éstos una crisis del café, propiciando el declive de la cubertura de este cultivo (*Figura 4*). Es por esto último y por el mantenimiento de los servicios ambientales que generan los cafetales bajo sombra que se ha empleado el PSA en cafetales de sombra (Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008).

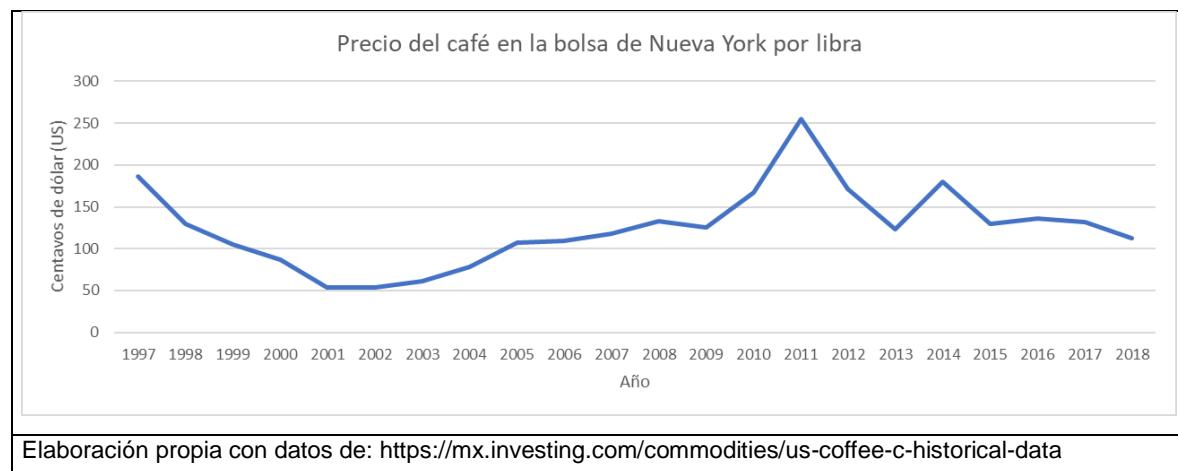


Figura 4. Precio del café por libra en la bolsa de York.

La FAO incluye al café de sombra dentro de la categoría de otras tierras con cubierta arbolada, dado que a pesar de no ser considerada como un bosque o una entidad de arbustos y matorrales, ésta incluye en su composición especies nativas (FAO, 2010). Así mismo, en el servicio de almacenamiento de carbono pueden presentar valores más altos en cafetales rústicos (42.4 tC/ha) que en bosques (28 tC/ha); sin embargo, los cafetales bajo policultivo no se excluyen dado que presentan altos valores de almacenamiento de carbono (16 tC/ha), a diferencia de monocultivo (4.5 tC/ha; Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008); mientras que en otro tipo de agrosistemas

forestales varía de 10 a 75 tC/ha (Scheer, 2003). Es por ello por lo que son como parte de los cultivos que son objetivo para la implementación de PSA.

Por lo anteriormente expuesto, se optó por incluir al cafetal de sombra como objeto de conservación de la presente investigación. Considerándose como un uso agrícola, pero con una importancia para la conexión de los remanentes de la vegetación forestal, así como por funcionar como hábitat de algunas especies silvestres.

6.1.2 Medio socioeconómico

El área de estudio está compuesta por cinco municipios. A continuación, se desglosan las características del área de estudio por municipio. Cabe destacar que entre estos municipios se encuentra Xalapa, la capital del estado de Veracruz, la cual presenta conurbación con localidades urbanas de otros cuatro municipios.

Población

Xalapa

En el municipio de Xalapa la población total en el año 2010 fue de 457,928 personas, que representa el 5.99% de la proporción estatal. En el Censo de Población y Vivienda 2010, se identifican en el municipio cinco localidades que reúnen la mayor cantidad de población total del municipio (*Tabla 6*). La localidad con mayor número de habitantes es Xalapa-Enríquez con 424,755 y la localidad con menor número es el Fraccionamiento Las Fuentes con 3,039 habitantes (INEGI, 2010).

Tabla 6. Número de habitantes por principales localidades del municipio de Xalapa, 2010.

Localidad	Habitantes
Xalapa-Enríquez	424,755
Colonia Santa Bárbara	8,617
Lomas Verdes	6,583
El Castillo	5,154
Fraccionamiento Las Fuentes	3,039

Fuente: INEGI, 2010

Coatepec

La población total del municipio de Coatepec al año 2010 es de 86,696 habitantes de acuerdo con el Censo General de Población y Vivienda. Se identifican cinco localidades (*Tabla 7*) que concentran la mayor cantidad de población total del municipio (INEGI, 2010).

Tabla 7 Habitantes en principales localidades del municipio de Coatepec, 2010.

Localidad	Habitantes
Coatepec	53,621
Tuzamapan	7,522
Pacho Viejo	4,965
Mahuixtlán	3,794
Bella Esperanza	1,618

Fuente: INEGI, 2010

Emiliano Zapata

La población del municipio de Emiliano Zapata es de 61,718 habitantes, lo que representa el 0.80% de la población total del estado. Las localidades con mayor población se muestran en la *Tabla 8* (INEGI, 2010).

Tabla 8 Habitantes en principales localidades del municipio de Emiliano Zapata, 2010.

Localidad	Número de habitantes
Jacarandas	8,351
Rinconada	8,173
La Estanzuela	4,492
Vila Emiliano Zapata (el carrizal)	4,469
Pacho nuevo	2,673
Resto de localidades	33,560

Fuente: INEGI, 2010

Banderilla

La población total del municipio fue de 21,546 personas. Las principales localidades son Banderilla con 19,649 habitantes, Xaltepec con 933 y La Haciendita con 629 (INEGI, 2010).

Tlalnelhuayocan

El municipio de Tlalnelhuayocan tiene una población total de 16,311 habitantes. Las principales localidades con el número de habitantes se encuentran en la *Tabla 9* (INEGI, 2010):

Tabla 9 Habitantes en principales localidades del municipio de Tlalnelhuayocan, 2010.

Localidad	Habitantes
Guadalupe Victoria	6,114
Otilpan	2,005
Tlalnelhuayocan	957
San Antonio Hidalgo	936
Rancho Viejo	885
Resto de localidades	5,414
Fuente: INEGI (2010).	

Vivienda

Xalapa

Se reporta que Xalapa presenta un total de 129,211 viviendas particulares habitadas, de las cuales 118,996 tienen piso diferente de tierra, 121,755 tienen electricidad, 118,813 presentan agua potable dentro de la vivienda, 121,601 tienen excusado y 121,156 tienen drenaje (INEGI, 2010). Por lo que en el municipio de Xalapa la mayoría de las viviendas cuentan con todos los servicios básicos.

Coatepec

En Coatepec, hay un total de 22,862 viviendas particulares habitadas para el año 2010, de las cuales 21,289 viviendas tienen piso diferente de tierra. Existen 22,297 viviendas que cuentan con disponibilidad de drenaje, 22,407 con energía eléctrica, 22,355 con excusado y 21,760 con agua entubada (INEGI, 2010).

Emiliano Zapata

El municipio para el año 2010, contaba con un total de 16,986 viviendas particulares habitadas; de las cuales, 15,844 viviendas contaban con piso diferente

de tierra, 16,028 viviendas contaban con drenaje, 16,417 con energía eléctrica, 16,041 con disponibilidad de sanitario o excusado y 16,123 con agua entubada (INEGI, 2010).

Banderilla

En Banderilla hay un total de 5,690 hogares. De este número, 5549 tienen piso diferente de tierra, 5,558 tienen acceso a excusado, 5,484 están conectadas al servicio público de drenaje, 5,416 tienen agua entubada dentro de la vivienda y solo 5,597 tienen acceso a la luz eléctrica.(INEGI, 2010).

Tlalnelhuayocan

Para el año 2010 se registraron 3,337 viviendas particulares habitadas, de las cuales 3,241 tienen piso diferente de tierra, 3,632 cuentan con energía eléctrica, 3,420 cuentan con agua potable dentro de la vivienda, 3,586 tienen excusado y 3,524 cuentan con drenaje (INEGI, 2010)

Tenencia de la tierra

De acuerdo con el Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007, solo existen 54.67 ha de uso público, siendo 13.33 ha en Emiliano Zapata y 41.34 en Xalapa (INEGI, 2007). El Registro Agrario Nacional (RAN) identifica 36,670.14 ha de ejidos pertenecientes a los municipios del área de estudio; sin embargo, existen 2,451.90 ha de ejidos pertenecientes a municipios colindantes. El resto del territorio se mantiene como propiedad privada. Para el caso de los ejidos, existen bajo dos tipos de programas: el Programa de Certificación de Derechos Ejidales y Titulación de Solares (PROCEDE) y el Fondo de Apoyo para Núcleos Agrarios sin Regularizar (FANAR). A continuación, se mencionan los ejidos existentes en los municipios correspondientes.

Xalapa

De acuerdo con el RAN, en Coatepec existen 14 ejidos, ocupando una superficie de 6,607.45 ha; de las cuales 4,186.97 ha se encuentran parceladas y 24.39 ha de tierras de uso común. En la *Tabla 10* se observan las superficies de los ejidos.

Tabla 10. Ejidos del municipio de Xalapa.

Ejido	Programa	Superficie (ha)
Chiltiyac	PROCEDE	1,405.66
El Castillo	PROCEDE	1,211.00
Colonia 6 De Enero	PROCEDE	510.35
Las Cruces	PROCEDE	331.48
Tronconal	PROCEDE	314.87
Emiliano Zapata	PROCEDE	291.27
Mártires De Chicago	PROCEDE	206.44
Sumidero	PROCEDE	148.71
Benito Juárez	PROCEDE	63.52
Luz Del Barrio	PROCEDE	57.55
Progreso Macultépetl	PROCEDE	38.54
Lic. Fernando Gutiérrez Barrios	PROCEDE	28.00
Total		4,607.45

Coatepec

En Coatepec existen 14 ejidos, ocupando una superficie de 6,270.71 ha; de las cuales 4,975.89 ha se encuentran parceladas y 343 ha de tierras de uso común.

En la *Tabla 11* se observan las superficies de los ejidos del municipio.

Tabla 11. Ejidos del municipio de Coatepec.

Ejido	Programa	Superficie (ha)
Bella Esperanza	PROCEDE	736.45
Cuesta Del Pino	PROCEDE	664.94
Pacho Viejo	PROCEDE	649.08
Vaquería Y Cantera	FANAR	592.19
Cuauhtémoc	PROCEDE	548.55
Mahuixtlán	PROCEDE	511.84
Las Lomas	PROCEDE	497.88
Tepeapulco	PROCEDE	479.30
Zimpizahua	PROCEDE	417.33
Ingenio Del Rosario	PROCEDE	376.59
La Orduña	PROCEDE	258.07
Coatepec	PROCEDE	205.16
Isleta Grande	PROCEDE	178.24
El Grande	PROCEDE	155.03
Total		6,270.71

Emiliano Zapata

En Emiliano Zapata existen 28 ejidos, ocupando una superficie de 22,336.34 ha; de las cuales 18,964.87 ha se encuentran parceladas y 365 ha de tierras de uso común. En la *Tabla 12* se observan las superficies de los ejidos.

Tabla 12. Ejidos en el municipio de Emiliano Zapata.

Ejido	Programa	Superficie (ha)
Carrizal	PROCEDE	4,524.34
Rinconada	PROCEDE	1,894.52
Buenavista	FANAR	1,532.81
Cerro Gordo	PROCEDE	1,127.21
El Roble	PROCEDE	1,041.78
Rancho Viejo	PROCEDE	946.07
Palo Gacho Y Anexos	PROCEDE	934.38
Chavarrillo	PROCEDE	850.47
Plan Del Rio	PROCEDE	838.18
Estanzuela	PROCEDE	836.41
El Terrero Y Su Barrio El Limón	PROCEDE	774.40
Pinoltepec	PROCEDE	753.17
El Encero	PROCEDE	702.65
El Chico	PROCEDE	672.44
El Aguaje	PROCEDE	668.17
Rancho Nuevo Y Potrero De Yeguas	PROCEDE	644.57
Miradores Del Mar Y Su Anexo Corral Falso	PROCEDE	597.29
La Tinaja	PROCEDE	490.63
Estación Alborada	PROCEDE	409.32
La Balsa	PROCEDE	383.65
Plan Chico	PROCEDE	382.61
Lomas De Rogel	PROCEDE	343.21
Ojuelos Y Su Anexo Víboras	PROCEDE	280.8
Paso Grande	PROCEDE	276.52
Pacho Nuevo	PROCEDE	134.61
Plan De Nacaxtle Y Sus Anexos	PROCEDE	134.19
Tres Pasos	PROCEDE	82.36
Estación Chavarrillo	PROCEDE	79.44
Total		22,336.34

Banderilla

El municipio de Banderilla no cuenta con ejidos propios. No obstante, los ejidos de Rafael Lucio y El Pueblito inciden en su territorio con 85.50 y 38.68 ha respectivamente, pertenecientes a PROCEDE.

Tlalnelhuayocan

De acuerdo con el RAN, en Tlalnelhuayocan existen dos ejidos del PROCEDE: San Antonio Hidalgo (624.16 ha) y San Andrés Tlalnelhuayocan (1,007.30 ha). Ocupan una superficie total de 1,631.46 ha, de las cuales 1,594.58 ha se encuentran parceladas y sin tierras de uso común.

Ejidos adscritos a otros municipios

En la *Tabla 13* se observan los 12 ejidos adscritos en otros municipios colindantes con el área de estudio con incidencia en la misma. Éstos pertenecen al programa PROCEDE

Tabla 13. Ejidos adscritos a otros municipios con incidencia sobre el área de estudio.

Ejido	Municipio adscrito	Municipio de incidencia	Superficie de incidencia (ha)
San Juan y San Antonio	Jilotepec	Xalapa	457.35
Almolonga	Naolinco	Xalapa Emiliano Zapata	82.53
San Nicolás	Actopan	Emiliano Zapata	209.04
El Pueblito	Jilotepec	Banderilla Xalapa	49.24
Rafael Lucio	Rafael Lucio	Banderilla	89.94
San Pedro Buena Vista	Acajete	Coatepec	221.87
Ingenio El Rosario	Xico	Coatepec	62.32

Ejido	Municipio adscrito	Municipio de incidencia	Superficie de incidencia (ha)
Colonia Úrsulo Galván	Xico	Coatepec	95.16
San Marcos de León	Xico	Coatepec	83.87
Tigrillos	Apazapan	Emiliano Zapata	464.99
Cerro Colorado	Apazapan	Emiliano Zapata	274.81
Amelco	Apazapan	Emiliano Zapata	365.72

6.1.3 Entidades jurídicas en el territorio

Dentro del área de estudio se encuentran dos tipos de instrumentos de política pública que regulan las actividades a realizar sobre el territorio: El Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial y los Espacios Naturales Protegidos.

Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial

El Programa de Ordenamiento Ecológico Regional de la Región Capital de Xalapa, actualizado en noviembre 2018, y en la versión de abril de 2018, contempla la gestión del territorio de 11 municipios que componen a la región capital, incluyendo a los municipios de Xalapa, Coatepec, Tlalnelhuayocan, Emiliano Zapata y Banderilla; dividiendo el territorio en 155 Unidades de Gestión Ambiental (UGA), las cuales disponen de criterios de acción y políticas ambientales. Con relación a las políticas de preservación, conservación y restauración se presentan 90 UGA, las cuales funcionan similarmente como ENP (SEDEMA, 2018); *Figura 5*.

En el área de estudio se encuentran 121 UGA, las cuales se encuentran divididas en zonas con siete políticas aplicables en el rubro de: 1) conservación (11,725.47 ha), 2) preservación (8,055.04 ha), 3) restauración (24,372.46 ha), 4) ENP con programa de manejo (202.07 ha), 5) aprovechamiento sustentable (20,506.10 ha), 6) sujeto a instrumento de planeación urbana (13,627.44 ha) y 7) sin instrumento de planeación urbana actual (1,232.67 ha). Sin embargo, no toda el área de estudio se

encuentra sujeta a ordenamiento, debido a que se excluye el extremo noroeste del municipio de Coatepec, el cual se rige por el área de influencia del ANP Cofre de Perote.

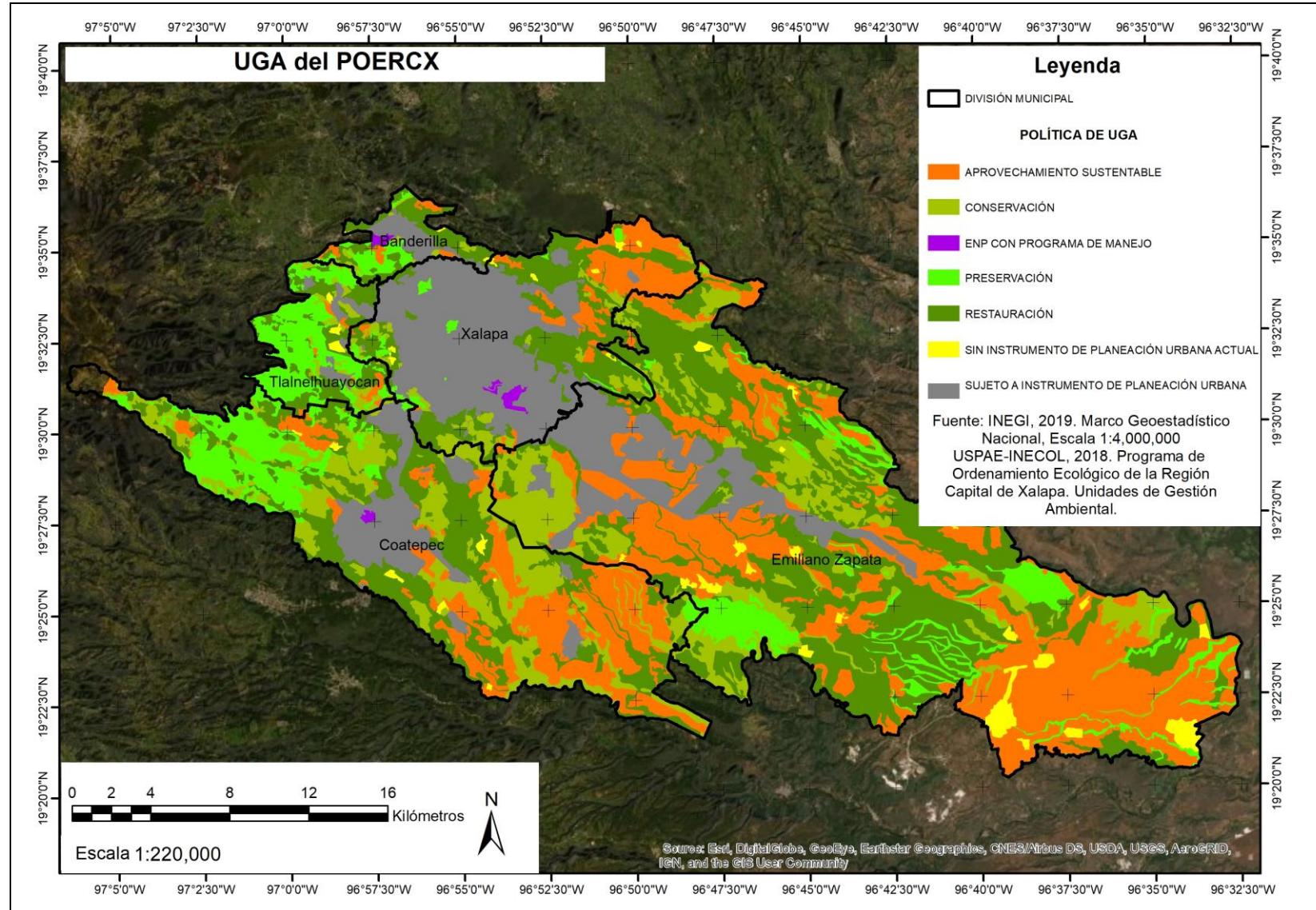


Figura 5. UGA del Programa de Ordenamiento Ecológico de la Región Capital de Xalapa.

Áreas Naturales Protegidas

El ANP de carácter federal más cercana a los municipios conurbados de Xalapa es el Parque Nacional Cofre de Perote; sin embargo, se pueden encontrar 11 ENP de carácter estatal que suman 5,969.85 ha (*Tabla 14 y Figura 6*).

Tabla 14. Tipo y superficie de los espacios naturales protegidos en los municipios conurbados a Xalapa.

Especios Naturales Protegidos				
ENP	Municipio	Superficie (ha)*	Tipo	Año de decreto
1. La Martinica	Banderilla	52.36	Reserva ecológica	2010
2. Cerro de la Galaxia	Xalapa	39.79	Reserva ecológica	1996
3. Molino de San Roque	Xalapa	15.42	Zona de protección ecológica	1986
4. Cerro de Macultépetl	Xalapa	31.09	Parque ecológico	1978
5. Predio Barragán	Xalapa	1.02	Área verde reservada para la recreación ecológica	1980
6. Parque Francisco Javier Clavijero	Xalapa	61.77	Reserva ecológica	2012
7. Tejar Garnica	Xalapa	133.08	Zona de protección ecológica	1986
8. Pacho Nuevo	Emiliano Zapata	2.98	Reserva ecológica	1991
9. Cerro de las Culebras	Coatepec	39.28	Reserva ecológica	1992
10. Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital	Xalapa, Coatepec, Emiliano Zapata, Banderilla y Tlalnelhuayocan	5,580.00	Corredor biológico multifuncional	2015
11. Parque Lineal Quetzalapan-Sedeño	Xalapa y Banderilla	13.01	Corredor ripario	2016

* De acuerdo con la Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz

Hay dos Unidades de Manejo Ambiental (UMA) en Emiliano Zapata con 22 y 21 ha y una en Tlalnelhuayocan de 4 ha de un total de 100 UMA extensivas en Veracruz (SEMARNAT, 2018).

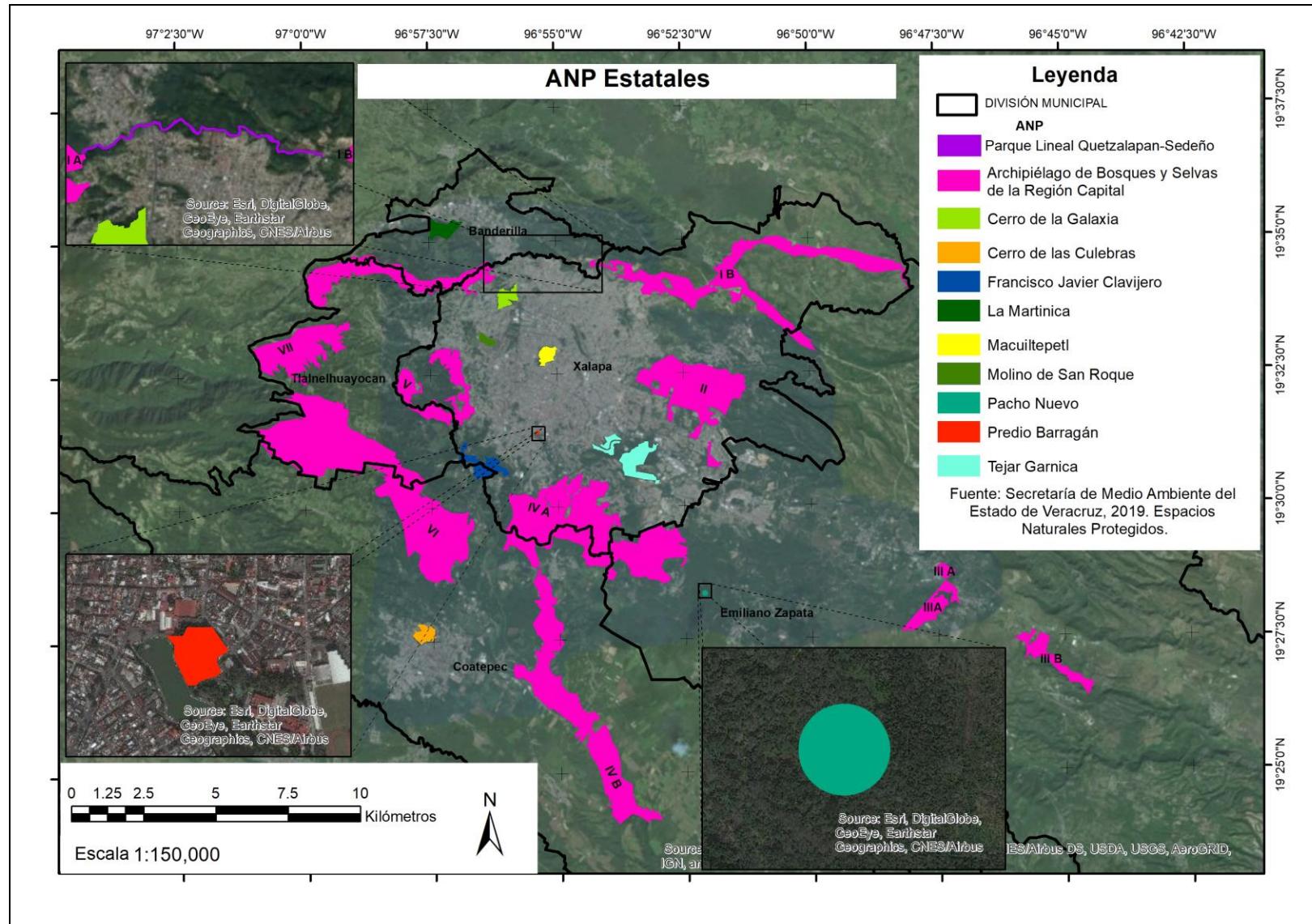


Figura 6. ENP en los municipios de Xalapa, Coatepec, Banderilla, Tlalnelhuayocan y Emiliano Zapata.

6.2 Cambios de cobertura de uso de suelo y vegetación

6.2.1 Clasificación de uso de suelo y vegetación

La clasificación utilizada para el presente estudio fue una agrupación de la utilizada por INEGI en su carta de uso de suelo y vegetación serie VI (INEGI, 2018) Esto debido a que dicha clasificación se basa en la disponibilidad de cobertura sobre el territorio, considerando tipo de vegetación forestal y no forestal. En la *Tabla 15* se observan las equivalencias del uso de suelo y vegetación usadas en este trabajo con las de INEGI, Miranda y Hernández-X. (1963) y Rzedowski (2006). Tratando de ser lo más específico posible para definir detalladamente los almacenes de carbono, el área mínima cartografiable fue de 30 x 30 m, de acuerdo con las celdas de la imagen satelital Landsat; no obstante, la escala de la presentación es de 1:220,000.

El uso agropecuario está compuesto por diversos tipos de cultivos y de pastizales tanto cultivados e inducidos (*Tabla 5*). Sin embargo, el cultivo de café de sombra ha sido separado del uso agropecuario debido a la característica de conexión para tipos de vegetación forestal y hábitat para especies de fauna silvestre, además de otros servicios ecosistémicos que proporcionan (Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008; Schroth *et al.*, 2009). Así mismo, el café de sombra se incorporó a los análisis de deforestación, degradación y como objeto de conservación de la vegetación forestal debido a que se considera como otra tierra arbolada y es uno de los principales usos de suelo dentro de las ANP del área de estudio (Casagñón-Loeza, 2016; FAO, 2010).

Tabla 15. Correspondencias del uso del suelo y vegetación de este documento con INEGI (2014 y 2018), Miranda y Hernández-X (1963) y Rzedowski (2006).

USV en este trabajo	Clasificación de INEGI serie VI	Miranda y Hernández-X (1963)	Rzedowski (2006)
Urbano infraestructura	Asentamientos humanos Zona urbana	-	-
Cuerpo de agua	Cuerpo de agua	-	-
Agropecuario	Agricultura de humedad semipermanente y permanente Agricultura de riego anual y semipermanente Agricultura de riego permanente Agricultura de riego semipermanente Agricultura de riego semipermanente y permanente Agricultura de temporal anual	-	-

USV en este trabajo	Clasificación de INEGI serie VI	Miranda y Hernández-X (1963)	Rzedowski (2006)
	Agricultura de temporal anual y permanente		
	Agricultura de temporal permanente (mago y limón)		
	Agricultura de temporal semipermanente		
	Pastizal cultivado		Pastizal
	Pastizal inducido		
Suelo desnudo	Sin vegetación aparente	-	-
Café de sombra	Agricultura de temporal permanente (café de sombra)	-	-
Bosque de pino*	Bosque de pino	Pinares	Bosque de coníferas
Bosque de encino*	Bosque de encino	Encinares	Bosque de Quercus
Bosque mesófilo de montaña*	Bosque mesófilo de montaña	Selva mediana (en parte)	Bosque mesófilo de montaña
		Bosque caducifolio (en parte)	
	Vegetación secundaria arbustiva de bosque mesófilo de montaña	Bosque caducifolio	
Selva*	Selva baja caducifolia	Selva baja subperennifolia (en parte)	Bosque espinoso
		selva baja espinosa perennifolia	Bosque tropical subcaducifolio
		selva baja espinosa caducifolia	
		selva baja espinosa caducifolia	

USV = uso de suelo y vegetación
 *La vegetación secundaria fue incorporada a la categoría correspondiente

6.2.1.1 Clasificación supervisada

Para realizar la clasificación de uso de suelo y vegetación se emplearon imágenes cercanas a los 10 años de diferencia del 2007. Sin embargo, la corrección del error del sensor Landsat 7 no permitió identificar algunos asentamientos humanos y sitios de interés; así como la constante presencia de nubes en la región permitieron usar las pertenecientes a los años 1997 (marzo), 2009 (diciembre) y 2018 (febrero). Se utilizaron las imágenes satelitales pertenecientes a las misiones Landsat 5, Landsat 7 y Landsat 8 (*Tabla 16*), las cuales fueron obtenidas a través del portal Earth Explorer del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS por sus siglas en inglés). Para el caso de la perteneciente a la imagen de octubre de 1997, ésta fue utilizada para llenar pequeñas secciones con presencia de nubes sobre la urbe en la imagen de marzo de 1997, considerando la poca disponibilidad de imágenes en aquel año. Cabe mencionar que las imágenes utilizadas fueron del

nivel 2 que, a diferencia de las del nivel 1, son productos con corrección radiométrica, pasando sus valores a niveles de reflectancia en cada una de las bandas espectrales (USGS, 2000)

Tabla 16. Imágenes satelitales utilizadas.

Misión	ID	Path	Row	Fecha
Landsat 5	LT05_L1TP_025046_19970330_20170101_01_T1	25	46	30-mar-1997
Landsat 5	LT05_L1TP_025046_19971024_20161229_01_T1*	25	46	24-oct-1997**
Landsat 7	LE07_L1TP_025046_20070318_20170104_01_T1	25	46	18-mar-2007*
Landsat 7	LE07_L1TP_024047_20070223_20170104_01_T1	24	47	23-feb-2007**
Landsat 5	LT05_L1TP_025046_20091212_20161017_01_T1	25	46	12-dic-2009***
Landsat 8	LC08_L1TP_025046_20180204_20180220_01_T1	25	46	04-feb-18

* Usada para índices de vegetación para cálculo de degradación
 **Usada para corregir las porciones con presencia de nubes u omisión en frontera de mosaico en la clasificación
 ***Usada únicamente para definir coberturas. El uso de la herramienta GapFill omite la presencia de localidades.

Se realizaron recorridos en campo entre julio y agosto de 2018 para la recolección de puntos de verificación del uso de suelo mediante el geoposicionamiento del tipo de vegetación y uso de suelo existente con un GPS Garmin Etrex 20x, donde se obtuvieron 150 puntos, pertenecientes a 37 de uso agropecuario, 5 de cuerpos de agua, 3 de bosque de encino, 32 de bosque mesófilo de montaña, 5 de bosque de pino, 24 de café de sombra, 20 de selva, 7 de suelo desnudo y 17 de uso urbano e infraestructura. Los recorridos se realizaron sobre caminos secundarios, terracerías y veredas a lo largo de los cinco municipios estudiados de acuerdo con la disponibilidad de acceso; abarcando cada tipo de uso de suelo y vegetación registrada en la cartografía de uso de suelo y vegetación de la serie VI de INEGI (INEGI, 2017) y de la clasificación del POERCX (INECOL, 2015). En cada recorrido se realizaba una toma de la ocupación del suelo con separación de entre 250, 500, 1,000, 2,500 o 5,000 m, adentrándose entre 50 y 100 m en la vegetación para evitar

el efecto de borde derivado de la actividad humana en las orillas de los caminos y terrenos agropecuarios. Así mismo, en cada punto de verificación reconocido como vegetación forestal, se tomaron datos sobre indicios de perturbación.

Los puntos obtenidos en campo funcionaron para elaborar las firmas espectrales utilizadas en la clasificación supervisada del uso de suelo y vegetación en el año 2018. Para el caso de la clasificación de años anteriores, se utilizaron como referencia aquellos puntos que, mediante una interpretación visual en las imágenes satelitales, poseían el mismo tipo de clasificación que en el año 2018. Del mismo modo, fueron utilizados como apoyo la clasificación de uso de suelo y vegetación del año 2013 elaborada para el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la Región Capital de Xalapa (INECOL, 2015), la cual derivó de imágenes SPOT 5 (2.5 m en pancromático y 10 m en multiespectral), imágenes de satélite QuickBird (con resolución de 0.62 m) y World View-2 (0.5 m de resolución) para el año 2013; las cartas de vegetación y uso de suelo de INEGI serie III (2002), serie IV (2007), serie V (2013) y serie VI (2018), y una herramienta dentro del software ArcGIS 10.2 que permite verificar la zona observada con las imágenes satelitales World Imagery de Bing, Google Earth y ESRI, verificando que el tipo de vegetación fuera la misma.

Las firmas espectrales se crearon mediante la elaboración de polígonos circulares de 45 m de radio en cada punto de verificación en la imagen Landsat 8 perteneciente al año 2018 con la composición de bandas RGB 5-4-3, la cual muestra la distribución de la vegetación en el sitio. Cuidando que cada polígono correspondiera en la imagen a la vegetación reportada en campo, se generaron las firmas espectrales y su posterior clasificación con la herramienta “*Maximum Likelihood Classification*” sobre una máscara que incluye a los cinco municipios estudiados más un área de influencia de un kilómetro para evitar problemas con los pixeles en los límites municipales. Tras su evaluación en el análisis Kappa, se corrigieron manualmente los polígonos que fueron clasificados erróneamente por el sistema. El proceso se repitió con los escenarios de 1997 y 2009 considerando el cambio de las bandas a 4-3-2 por su disposición en la misión Landsat 5.

6.2.1.2 Análisis de certeza Kappa

Para verificar la confiabilidad de la clasificación del año 2018, se realizó un análisis de certeza Kappa, también llamada “matriz de confusión”; éste consiste en comparar los valores obtenidos por la clasificación con los valores encontrados en campo. La forma en que se evalúa este índice es a través de una matriz que considera los valores obtenidos espacialmente en los puntos de muestreo y en los homólogos resultantes de la clasificación supervisada utilizando la siguiente fórmula:

$$K = \frac{\Sigma x_{ii} - (\Sigma x_i \Sigma x_i)/N}{N - (\Sigma x_i x_i)/N}$$

Donde:

K es el índice de Kappa

N es el número total de observaciones

Σx_i es la suma de los valores ubicados en la diagonal de la matriz

$(\Sigma x_i \Sigma x_i)$ es la suma de los subtotales por clase (Hernández-Gómez, 2014; Silva *et al.*, 2020)

El valor resultante varía entre cero y uno, considerando el cero como una nula concordancia de la clasificación con la realidad, mientras que entre más se acerque el coeficiente a uno, la concordancia será más alta (Cerda y Villaroel del P., 2008; *Tabla 17*). Para su elaboración se utilizó el software ENVI 5.3, con la herramienta “*Confusion Matrix Using Truth ROIs*”, en la cual se agregaron los 125 puntos tomados en campo y verificados a través de imágenes de Google Earth, Bing y ESRI con un área de influencia de 50 m. Fueron 15 puntos de uso urbano/suelo desnudo, 3 de cuerpo de agua, 31 de uso agropecuario, 24 de café de sombra, 4 de bosque de pino, 5 de bosque de encino, 23 de bosque mesófilo de montaña y 20 de selva. Éstos tomaron 1,961 pixeles de la clasificación para comprobar la fiabilidad de ésta a través de una matriz de confusión.

Tabla 17. Categoría de concordancias y validación del coeficiente Kappa.

Rango	Concordancia
0	Nula
0.01-0.02	Leve
0.21-0.40	Aceptable
0.41-0.60	Moderada
0.61-0.80	Sustancial
0.81-1.00	Casi perfecta

Tras la prueba de fiabilidad, se corrigieron manualmente algunos errores de clasificación mediante imágenes de Google Earth y ERSI; así como la clasificación de uso de suelo y vegetación de INEGI y del POERCX (INECOL, 2015; INEGI, 2017). Entre estos errores están la incorporación de bosque mesófilo de montaña en el cerro de Tepeapulco, la incorporación de plantaciones de mango y cítricos en la vegetación de selva, y zonas agropecuarias en zonas urbanas; así como la incorporación de pixeles de café de sombra en la zona alta de Coatepec donde predomina el bosque de pino.

6.2.2 Tasas de cambio

Para evaluar el cambio de cobertura del uso de suelo y vegetación del área conurbada a Xalapa se realizó un cruce de las capas de uso de suelo y vegetación para los escenarios 1997-2009, 2009-2018 y 1997-2018 en el área de estudio mediante el uso del software ArcGIS 10.2. Para ello, se utilizaron los archivos raster de cada clasificación con unidad de píxel de 30 x 30 m, transformándolos a vector con la herramienta “*raster to polygon*”; tras ello se calculó su superficie por tipo de vegetación y uso de suelo. Los datos de superficie se enfrentaron entre pares de escenarios en una hoja de cálculo mediante el uso de la ecuación para calcular la tasa de cambio (FAO, 1996):

$$t = \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1$$

Donde:

t es la tasa de cambio

S_1 es la superficie de un uso de suelo o vegetación dado para la fecha inicial

S_2 es la superficie del mismo uso de suelo o vegetación para la fecha final

n es el número de años transcurridos entre las dos fechas

6.3 Deforestación, fragmentación y conectividad del paisaje

Tras el cálculo del cambio de uso de suelo y vegetación, obtenido con la intersección de los escenarios de 1997, 2009 y 2018, se procedió a identificar las superficies pertenecientes a la deforestación y reforestación en conjunto con una tabla que indique las superficies valoradas. Para ello, se catalogaron como “forestal” los tipos de vegetación de bosque de encino, bosque de pino, bosque mesófilo de montaña y la selva, así como el cultivo de café de sombra y “no forestal” (cuerpo de agua, agropecuario y zona urbana/infraestructura); y posteriormente se cruzaron las capas entre pares de escenarios como lo muestra la *Tabla 18*. Las superficies resultantes fueron identificadas en SIG y se calcularon las áreas de deforestación y regeneración en las coberturas forestales.

Tabla 18. Tipo de proceso de cambio en la cobertura de uso de suelo y vegetación.

Condición en la fecha inicial	Condición en la fecha final	Proceso
Forestal	Forestal	Forestal sin cambios (Conservación)
Forestal	No forestal	Deforestación
No forestal	Forestal	Regeneración
No forestal	No forestal	No forestal sin cambios

En cuanto a la medición de la fragmentación y conectividad del área de estudio se utilizó el software Fragstats, utilizando las clasificaciones, con polígonos menores a 0.5 ha en eliminados en formato raster. Los índices usados fueron NP (número de parches), LPI (índice del fragmento más grande), PROX_MN (índice de proximidad media), AREA_MN (tamaño promedio de los fragmentos), CONNECT

(conectividad) y COHESION (cohesión); dichos índices ayudan a calcular el comportamiento de los fragmentos con relación a la cobertura de la clase como con la del paisaje (Casagñón-Loeza, 2016; Gómez-Díaz *et al.*, 2018; Hernández-Gómez, 2014; Kumar *et al.*, 2018; Zald *et al.*, 2016). La escala trabajada en este método fue de 1:20,000, por lo que el área mínima cartografiable fue de 0.5 ha.

Su proceso fue el resultado de la clasificación de los años 1997, 2009 y 2018, las cuales fueron añadidas en formato ERDAS imagine grid (.img), junto con un archivo de texto que identificara el ID de las coberturas de uso de suelo y vegetación. Las métricas a nivel de clase seleccionadas dentro del software fueron NP, AREA_MN, LPI, PROX_MN, CONNECT y COHESION. Para los casos de proximidad (PROX) y conectividad (CONNECT) se ejecutaron a 100 metros y otra a 300 metros para comparar los resultados con publicaciones similares en la zona (Casagñón-Loeza, 2016; Gómez-Díaz *et al.*, 2018), considerando que el 20% de los bosques en el mundo se encuentran a 100 m de distancia entre sí (Haddad *et al.*, 2015).

6.4 Degradación de la vegetación forestal

Para determinar la degradación de la vegetación boscosa en el área de estudio, se emplearon índices de vegetación. Se calcularon los índices NDVI, SAVI, MASAVID, EVI, NDMI, DVI, NBR, NBR2, SR, TCB, TCG, TCW, TCA, ND 5-3, ND 3-2 y ND 7-3 utilizando las bandas de espectro electromagnético con valores de reflectancia de las imágenes satelitales Landsat nivel 2 de los años 1997, 2007 (para concordar con los datos del INFyS) y 2018 (*Tabla 3* y *Tabla 16*). El software utilizado para su cálculo fue ArcGIS 10.2, en el cual se cargaron las respectivas bandas y se calcularon los índices con la herramienta “raster calculator” de acuerdo con las ecuaciones presentadas en la *Tabla 4*.

Dado que la finalidad del cálculo de los índices de vegetación es su relación con los almacenes de carbono, y estos últimos se encuentran calculados para el año 2007; se tomaron 1000 muestras aleatorias de píxel para el mismo año (utilizando la clasificación del 2009).

Para observar la diferencia de la banda espectral e índices de vegetación (B, G, R, NIR, SWIR1 y SWIR2) entre los meses de marzo, junio, septiembre y diciembre por cada tipo de vegetación, se generaron 30 puntos al azar para la cobertura de bosque de pino, 218 de bosque de encino, 1,221 de selva, 533 de bosque mesófilo de montaña y 713 de café de sombra. Dichos puntos se generaron en ArcGIS 10.2 mediante la herramienta “*create random points*” sobre cada una de las coberturas con una distancia mínima entre puntos de 45 m para evitar sobreposición de píxel. Para extraer los valores de los índices de vegetación se utilizó la herramienta “*extract multi values to points*” en las imágenes de la *Tabla 19*. El análisis anual de los índices de vegetación y bandas espectrales confirma que las fechas cercanas a marzo conforman el periodo de secas, de donde los valores de SR, DVI y NBR son los más bajos, mientras que para la banda SWIR2 es el valor más alto (*Tabla 19* y *Figura 7*).

Tabla 19. Imágenes usadas para el cálculo anual de índices de vegetación.

Mes	Imagen
Marzo	LC08_L1TP_025046_20140329
Junio	LC08_L1TP_025046_20130630
Septiembre	LC08_L1TP_025046_20150908
Diciembre	LC08_L1TP_025046_20161231

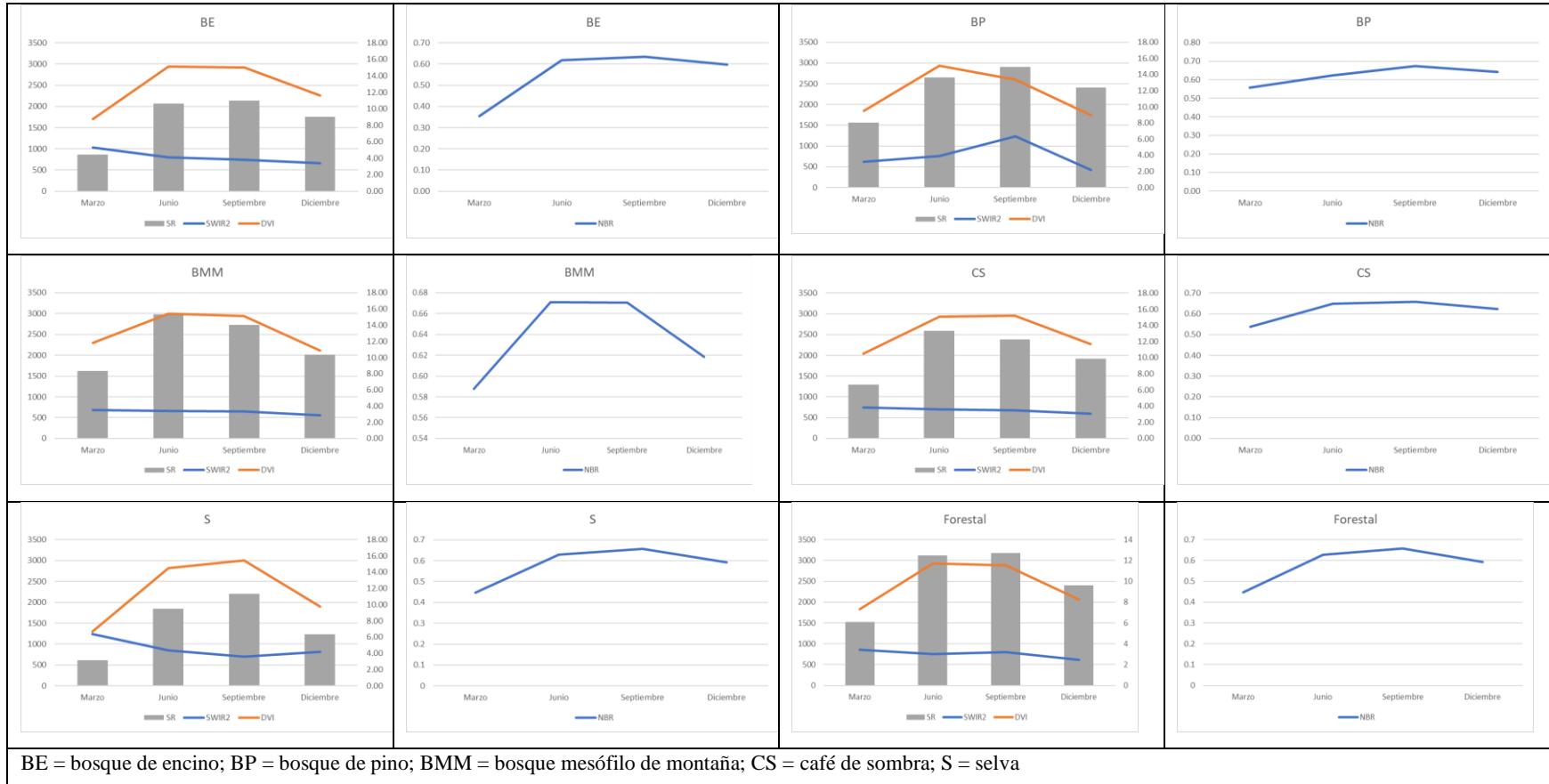


Figura 7. Variación anual en cada tipo de vegetación de los índices DVI, SR, NBR y la banda espectral SWIR2 de los meses de marzo (2014), junio (2013), septiembre (2015) y diciembre (2016).

Tras lo anteriormente mencionado, se consideró la ejecución de una regresión lineal múltiple. Para ello se extrajeron los valores de los índices de vegetación, bandas espectrales, la altitud y tipo de vegetación de 1,000 puntos en el área de estudio en ARCGIS 10.2, descartando pendientes mayores a los 15° en las coberturas forestales del año 2009, para evitar errores de reflectancia (Cartus *et al.*, 2014). Dado que se utilizó la herramienta Gapfill para corregir el error del sensor de Landat 7, esta imagen no es idónea para definir coberturas. La base de datos fue cargada al software IBM SPSS Statistics 25, donde se realizó dicha regresión para obtener los coeficientes pertinentes. Una vez identificadas las variables con mayor valor de r^2 (Altitud, SWIR2, NBR, SR y DVI) que se relacionan con almacenes de carbono, se procedió a extrapolalar los valores de los almacenes de carbono para los años de 1997 y 2018 con los coeficientes identificados en la regresión lineal múltiple del año 2007. Esto se realizó con la herramienta *Raster Calculator* en ArcGIS10.2, utilizando la ecuación del modelo $(8.873 + 0.009 \text{ (altitud)} - 0.002 \text{ (SWIR2)} + 1.065 \text{ (SR)} - 0.005 \text{ (DVI)} + 12.478 \text{ (NBR)})$ los valores de las imágenes de 1997, 2007 y 2018. El resultado de almacenes de carbono existente fue reducido a los sitios con vegetación de bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, bosque de encino, selva y café de sombra. Posteriormente se restaron los resultados entre sí para calcular la cantidad de tC/ha existente para cada escenario; considerando como degradación a aquellos sitios con valores que sobrepasaron el umbral del 20% de reducción entre el periodo y los subperiodos (DeVries *et al.*, 2016).

6.5 Aspectos socioeconómicos que afectan la dinámica de cambio de cobertura del uso de suelo

El método mixto al que recurre el presente estudio es del tipo “diseño explicativo secuencial” que se compone de herramientas cuantitativas y cualitativas. Primero se obtienen datos cuantitativos (e.g. deforestación y degradación), y se analizan tomando en cuenta otras variables (e.g. cercanía de localidades a los sitios deforestados y degradados, así como identificación de viviendas).

Consecuentemente se realizó la toma de datos cualitativos mediante las entrevistas y su posterior análisis (Creswell, 2009).

Con fines de generar datos para el modelo de selección de áreas para la conservación de la vegetación forestal en el aspecto socioeconómico, se analizaron las causas socioeconómicas que generan procesos de cambio adversos, así como la identificación de las actividades antrópicas llevadas a cabo. Esto ayudó a proponer recomendaciones para el manejo de los sitios propuestos donde existan actividades que reducen la cobertura y degradan los tipos de vegetación forestales.

Se encuestó a la población próxima a los sitios con deforestación y degradación marcada. La población objetivo fueron hombres y mujeres mayores de 18 años, habitantes dentro de los sitios identificados como zonas degradadas/deforestadas y a un radio de 1 km de éstos. La encuesta se realizó de forma personal y de forma estructurada. La información obtenida de las encuestas dio como resultado una aproximación a la percepción de los habitantes acerca de sus entornos naturales, sus conocimientos sobre las actividades agropecuarias cercanas a su localidad, el uso de los recursos forestales, su condición socioeconómica-cultural y una idea prospectiva sobre la presencia de la vegetación forestal próxima a sus comunidades, buscando identificar las amenazas sobre la vegetación forestal.

El número muestra para realizar las encuestas derivó del número de viviendas ocupadas dentro de un radio de un kilómetro a las zonas seleccionadas con mayor deforestación y degradación de la vegetación forestal. Dicho número se definió a través de los datos del Censo 2010 de INEGI y de las manzanas de los AGEBS (INEGI, 2010), mediante el uso de la siguiente fórmula:

$$n = \frac{k^2 * p * q * N}{(e^2 * (N - 1)) + k^2 * p * q}$$

Donde:

N es el tamaño de la población

k es una constante de nivel de confianza

e es el error muestral deseado

p es la proporción de individuos en la población con características deseables

q es la proporción de individuos sin la característica deseable

n es el tamaño de la muestra (Aguilar-Barojas, 2005)

La encuesta se realizó en dos fases:

Primera fase: Prueba piloto. Dado que no se conocieron los valores de “p” y “q”, ni se tuvo una validación sobre los reactivos de las encuestas, se aplicaron encuestas a un grupo de 50 “jueces”, los cuales servirán para medir las diferencias significativas entre las categorías, así como depurar los reactivos (Méndez & Peña, 2007). De estas 50 encuestas, se aplicaron entre 6 y 10 en las principales localidades urbanas y se aplicaron entre 2 y 5 en las localidades rurales (*Anexo 11.1*). A los resultados de los 47 reactivos se aplicaron estadísticas descriptivas y frecuencias. En el caso de los reactivos sobre las actividades de procesos de degradación y deforestación, éstos sirvieron para definir el porcentaje de la población que poseen la característica de influir sobre la deforestación y degradación de los sistemas forestales cercanos a las principales localidades (pág. 218).

Segunda fase: Encuesta depurada con valores de *p* y *q* definidos en la muestra con depuración de reactivos de 47 a 39. Considerado previamente el porcentaje de los encuestados que tienen relación con las actividades generadoras de degradación y deforestación, se establecieron los valores de “p” (0.42) y “q” (0.58) para confirmar el número de encuestas a realizar de 268 (*Anexo 11.2*).

Los resultados de las 271 encuestas (tres más de las requeridas) realizadas por municipio y localidad (*Tabla 20*) presentan en un inicio las condiciones socioeconómicas del hogar del encuestado. Posteriormente se les preguntó sobre si conocían actividades que influyen en procesos de degradación y deforestación (como crianza de ganado, desarrollo de cultivos, extracción de madera o leña, y saqueo de especímenes florísticos). Los datos se presentaron en tablas cruzadas, así como gráficas de frecuencia y promedios generadas en IBM SPSS Statistics 25.

Tabla 20. Número de encuestas por municipio y localidad.

Municipio	Localidad	Total
Banderilla	La Haciendita	4
	Total	4
Coatepec	Bella Esperanza	2
	Coatepec	22
	Fraccionamiento Los Cafetales	2
	La Laguna	2
	Las Puentes (Col. Obrera)	2
	Mahuixtlán	12
	Pacho Viejo	12
	Tuzamapan	12
	Total	66
Emiliano Zapata	Alborada	2
	Cd. Primavera	2
	Cerro Gordo	10
	El Lencero	12
	Emiliano Zapata (Carrizal)	12
	Estanzuela	12
	La Balsa	2
	Miradores	13
	Palo Gacho	5
	Plan del Río	5
	Santa Lucía 1	8
	Total	83
Xalapa	Chiltoyac	2
	Col. 6 de Enero	12
	El Castillo	22
	La Haciendita	7
	San Antonio Paso del Toro	2
	Tronconal	12
	Xalapa Enríquez	61
	Total	118
Total		271

Dentro de la encuesta se realizaron preguntas de percepción sobre su posición ante actividades alrededor de su localidad que modifican el paisaje; como creación de bancos de material, aumento de la urbanización, construcción de vías de comunicación, desarrollo de pastizales y potreros, aumento de cultivos y de la vegetación arbolada natural (a favor, neutral, en contra y sin opinión). Para comparar en promedio cómo se comporta la posición de los municipios y localidades, los resultados se presentaron en gráficas de red en Excel.

Así mismo, se le preguntó a los encuestados que, de tener una parcela con cobertura forestal en su actual condición económica, ésta la desmontaría o no; así como si la venderían o rentarían a alguien más que fuera a desmontarla. A esta respuesta se aplicó una prueba de chi² en IBM SPSS Statistics 25 para saber si existe una asociación entre las respuestas de ambas preguntas. También sobre su estilo de vida, arraigo y valores culturales respecto a las entidades forestales en la cercanía. En otro ámbito, se les preguntó si tienen conocimiento de algún agente que ha sido la razón de la disminución de la vegetación. Finalmente, se les pidió dar su opinión sobre el estado de las zonas arboladas en perspectiva y prospectiva. Estos resultados se muestran a través de tablas cruzadas de frecuencia y en gráficos de barras.

6.6 Áreas con potencial de conservación de la vegetación forestal

Considerando variables como almacenes de carbono y cobertura de uso de suelo y vegetación del área de estudio como subrogados o indicadores (Sahotra Sarkar *et al.*, 2006), se ejecutó un modelo de selección de áreas con prioridad de conservación mediante el software Marxan en conjunto del software ArcGIS 10.2 (Ando & Langpap, 2018; Ball *et al.*, 2011; Carwardine *et al.*, 2008; Game & Grantham, 2008; R. Li *et al.*, 2017). Los almacenes de carbono en la biomasa forestal aérea se obtuvo partir de la ponderación de la cartografía de la distribución de los almacenes de carbono en la vegetación leñosa en México (Alianza MREDD+, 2013), de acuerdo con los coeficientes de los índices de vegetación que le represente mejor en el área de estudio. La cobertura de uso de suelo y vegetación

fue obtenida previamente mediante su generación en software con imágenes satelitales Landsat.

Las unidades de planificación fueron creadas en ArcGIS 10.2 mediante hexágonos de 120 m con el fin de tener un número de unidades de planificación manejable (22,093 de 3.74 ha), las cuales adquirieron los valores del uso de suelo y vegetación predominante y tC/ha promedio (incluyendo café de sombra), medida de la frontera y las unidades de planificación aledañas. Dado que no se realizó un análisis de costo de la tierra para el área de estudio, se asignó el costo de una unidad (1) de forma equitativa en cada unidad de planificación (ver Anexo 11.3).

Las variables fueron incorporadas al software Marxan donde se elaboraron las hojas de cálculo requeridas para la ejecución del modelo de identificación de los sitios con potencial de conservación. Para el funcionamiento del software Marxan, se utilizaron cuatro archivos de entrada para realizar el algoritmo:

$$\sum_{PUS} Cost + BLM \sum_{PUS} BLM + \sum_{ConValue} SPF \times Penalty + CostThresholdPenalty(t)$$

Donde:

1. El costo total de la red de reservas (incluye las variables de costo económico y subrogados).
 2. La penalidad por no representar adecuadamente los objetos de conservación (subrogados).
 3. La longitud total de frontera de la reserva, multiplicada por un modificador.
 4. La penalidad por exceder un umbral de costo preprogramado (Game y Grantham, 2008).

El software Marxan se ejecutó 100 veces bajo un limitador de frontera de 0.1, con el objetivo del 30% de los almacenes de carbono en cada tipo de vegetación, incluyendo el cultivo de café de sombra; así mismo, el umbral máximo de unidades de planificación a seleccionar fue indefinido. La meta del 30% se consideró con base

en el objetivo del Convenio sobre la Diversidad Biológica (DCB) del 30% del territorio como áreas bajo conservación para el año 2030 (CDB, 2020a, 2020b; Dinerstein *et al.*, 2019), pero ajustado al indicador de almacenes de carbono. En el caso del la selección de 0.1 como modificador de frontera se llevó a cabo al comparar los valores de 0, 0.0001, 0.1 y 1 (Game & Grantham, 2008); donde los dos primeros presentaban un área inconexas, mientras que el último era extenso, ocupando más de la mitad del área de estudio.

Se obtuvieron 100 archivos de texto señalando las PU seleccionadas con mayor cantidad de tC/ha por cada tipo de vegetación, priorizando la conectividad, destacando la mejor opción de las 100 ejecuciones por menor valor general derivado del menor costo, frontera, déficit y penalidad (*Anexo 11.3*). Los archivos de texto fueron cargados a Excel, estableciendo el porcentaje de incidencia de las 100 ejecuciones, tomando en cuenta el mejor resultado señalado por el software. La tabla de datos fue unida a las 22,093 unidades de planificación en ArcGIS 10.2, representando el porcentaje de selección, marcando un gradiente cada 10%.

6.7 Situación de las ANP con relación a los sitios identificados

De acuerdo con los resultados obtenidos por Marxan Z, se seleccionaron las unidades de planificación dentro del área de estudio con mayor potencial de conservación a una mayor conectividad de las unidades de planificación y mayor cantidad de tC/ha. Estas unidades de planificación seleccionadas fueron cartografiadas en el área de estudio con el software ArcGIS 10.2.

Los sitios identificados por el modelo ejecutado se compararon con los sitios existentes destinados a la conservación, como los ENP y UGA de conservación, preservación y restauración. Esta comparación consistió en la sobreposición de capas en el software AcrGIS 10.2; comparando la diferencia de distribución y cantidad de tC/ha, superficie forestal, procesos de cambio de la cobertura forestal y cambios en los almacenes de carbono.

7. Resultados

7.1 Cambios de cobertura de uso de suelo y vegetación

7.1.1 Cobertura de uso de suelo y vegetación en 1997, 2009 y 2018

Los resultados de las clasificaciones de uso de suelo y vegetación de las imágenes satelitales para los municipios de Xalapa, Banderilla, Coatepec, Emiliano Zapata y Tlalnelhuayocan muestran que para el año 1997, la superficie forestal junto con el café de sombra fue de 52,221.87 ha (65.30%). De entre los tipos de uso de suelo y vegetación, predomina el uso agropecuario (28.30%) distribuido por todo el área de estudio, seguido por la selva (26.97%) localizada en la mitad Este, principalmente sobre el municipio de Emiliano Zapata, y las plantaciones de café (20.17%), concentrándose en los municipios de Coatepec y Xalapa (*Figura 8 y Tabla 21*).

Para el año 2009, la superficie forestal y de café de sombra fue de 56,478.32 ha (70.63%). De entre los tipos de uso de suelo y vegetación, la selva, la cobertura de la selva (31.76%) predominó sobre las plantaciones de café (18.55%) y el uso agropecuario (16.94%; *Figura 9 y Tabla 21*).

En 2018, la superficie forestal y de café de sombra fue de 49,602.13 ha (62.03%). El uso de suelo y vegetación predominante fue el agropecuario (27.12%) y la selva (27.86%) se encuentran bajo la misma proporción en el área de estudio seguido por las plantaciones de café (14.32%) y el bosque mesófilo de montaña (13.91%; *Figura 10 y Tabla 21*).

Tabla 21. Cobertura de uso de suelo y vegetación para los municipios de Xalapa, Coatepec, Emiliano Zapata, Banderilla y Coatepec en 1997, 2009 y 2018.

Tipo	Cobertura					
	1997		2009		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Cuerpo de agua	44.46	0.06	63.66	0.08	48.24	0.06
Urbano/suelo desnudo	5,065.84	6.34	9,868.76	12.35	8,628.06	10.79
Agropecuario	22,631.41	28.30	13,543.84	16.94	21,685.15	27.12
Café de sombra	16,124.92	20.17	14,833.69	18.55	11,448.10	14.32

Tipo	Cobertura					
	1997		2009		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%
Bosque mesófilo de montaña	9,389.77	11.74	11,089.32	13.87	11,123.67	13.91
Selva	21,562.29	26.97	25,393.88	31.76	22,274.25	27.86
Bosque de encino	4,646.32	5.81	4,539.69	5.68	3,894.74	4.87
Bosque de pino	498.57	0.62	621.74	0.78	861.37	1.08
Total	79,963.58	100.00	79,963.58	100.00	79,963.58	100.00

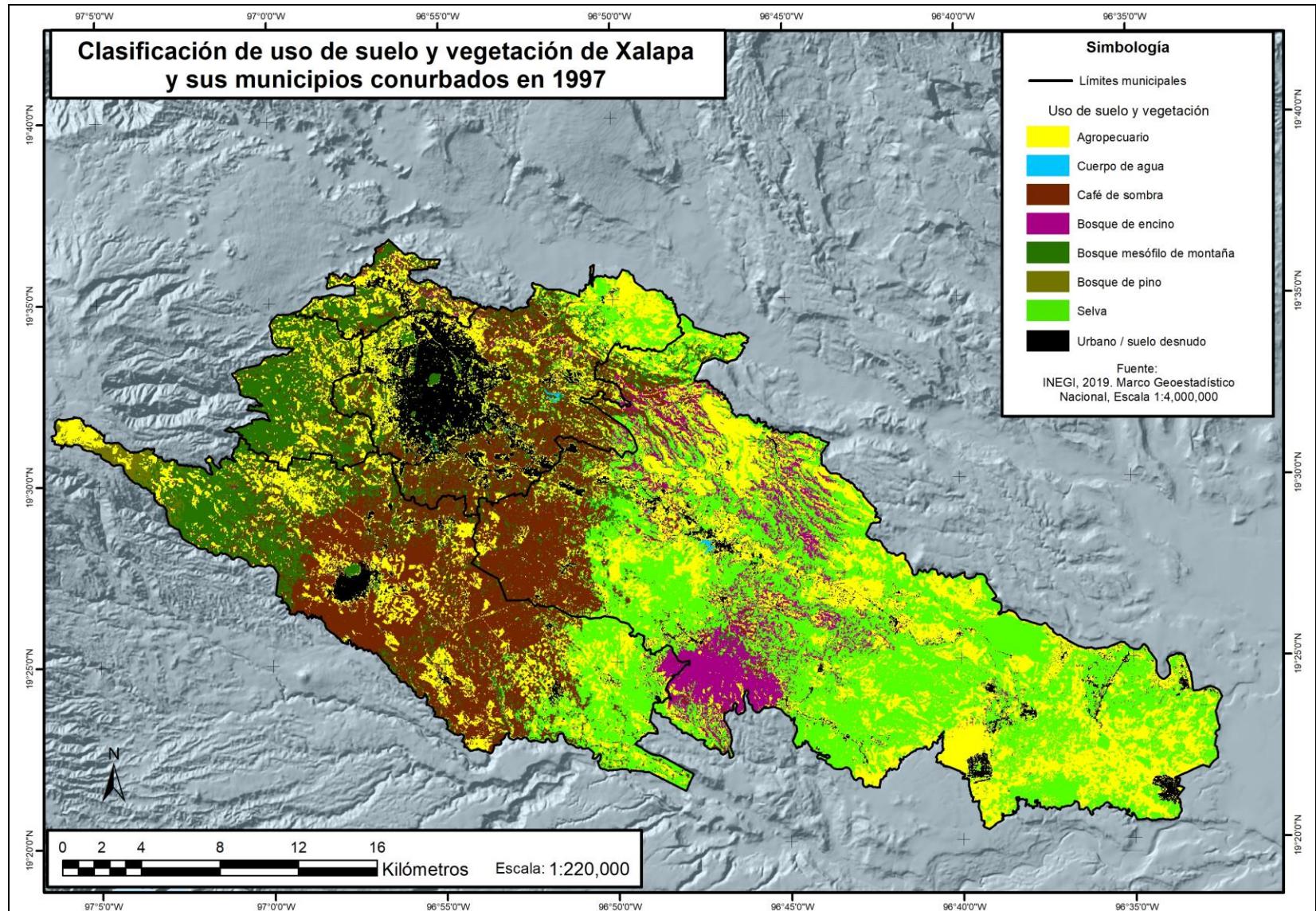


Figura 8. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 1997.

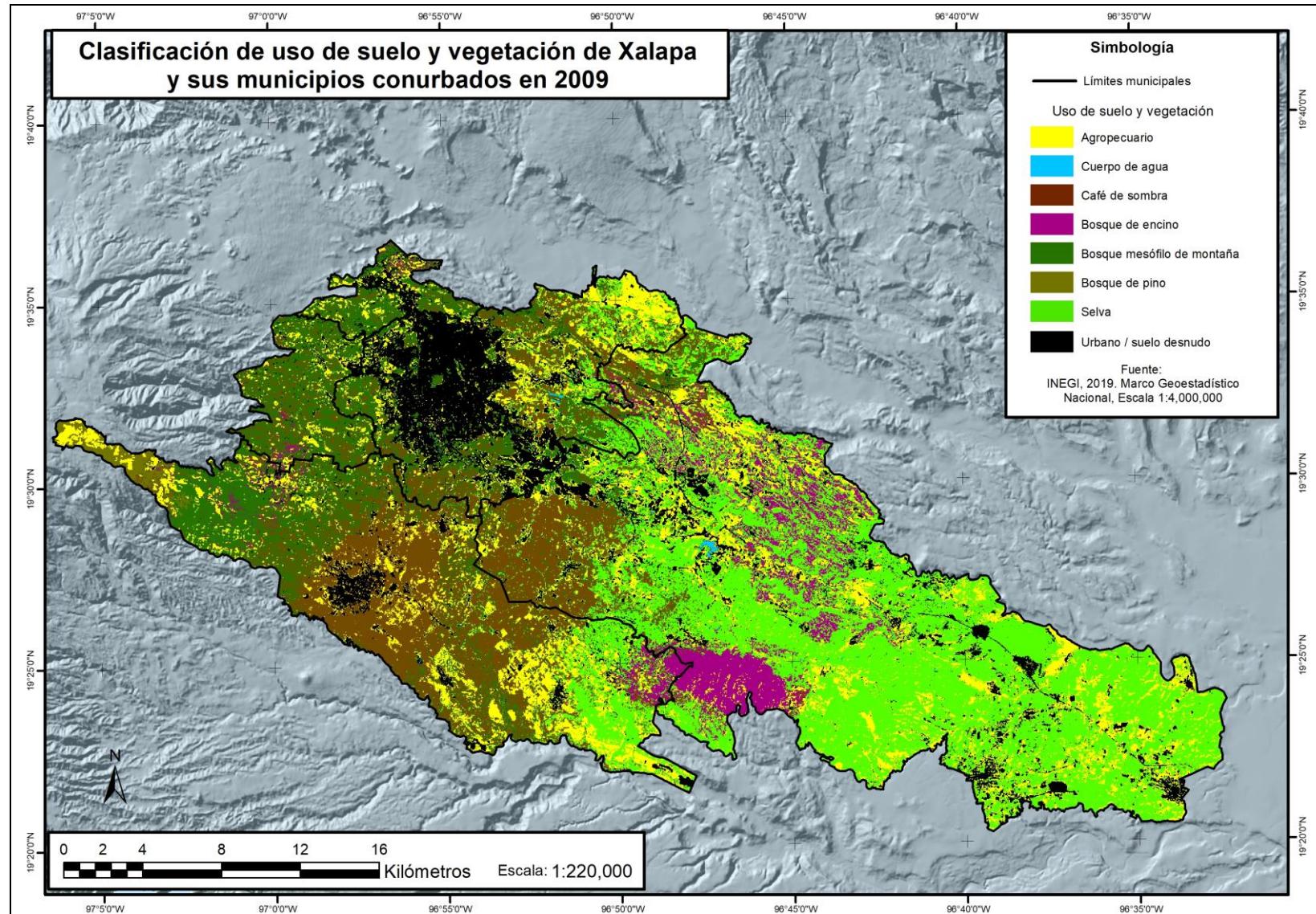


Figura 9. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 2009.

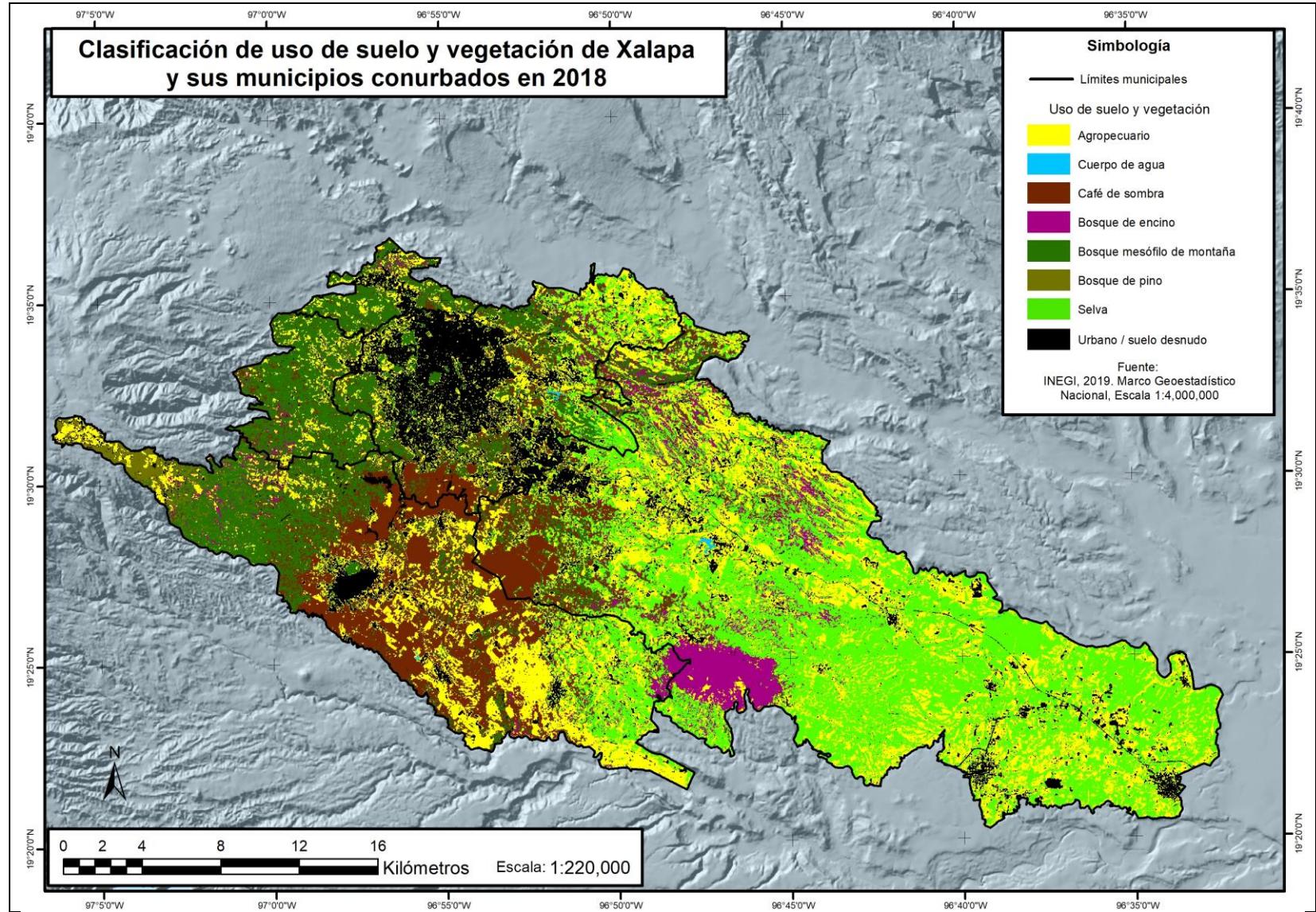


Figura 10. Clasificación de uso de suelo y vegetación de los municipios conurbados a Xalapa en el año 2018.

7.1.2 Fiabilidad de la clasificación

La matriz de confusión de la clasificación del año 2018, generada en el software ENVI 5.3, muestra una fiabilidad global de 78.74% y un coeficiente Kappa de 0.74, perteneciendo a una clasificación de nivel sustancial. En la *Tabla 22* se observa la relación entre los pixeles en cada uso de suelo y vegetación expresado con el número de pixeles procesados; y su porcentaje se observa en la *Tabla 23*.

Los tipos de uso de suelo y vegetación con mayor fiabilidad fueron el bosque de pino, los cuerpos de agua, la selva, el urbano/suelo desnudo. Por otro lado, los que tienen mayor confusión son el café de sombra, el bosque mesófilo de montaña, el bosque de encino y el uso agropecuario.

En la matriz de confusión para la comprobación de la fiabilidad de la clasificación, se puede observar una mayor confusión en la clasificación del café de sombra, siendo principalmente confundido con el bosque mesófilo de montaña y viceversa. Por otro lado, el uso urbano/suelo desnudo es confundido con el uso agropecuario; mientras que el agropecuario es confundido con la selva. En cuanto a selva se confunde con el bosque de encino.

Tabla 22. Matriz de confusión de fiabilidad de la clasificación del año 2018 por pixeles.

Matriz de confusión	Puntos de verificación en campo (pixeles)									
	Clasificación (pixeles)	Urbano / suelo desnudo	Cuerpo de agua	Agropecuario	Café de sombra	Bosque de pino	Bosque de encino	Bosque mesófilo de montaña	Selva	Total
Urbano / suelo desnudo	194	1	5	2	1	0	4	1	208	
Cuerpo de agua	0	46	0	0	0	0	0	0	46	
Agropecuario	38	0	392	19	0	0	11	27	487	
Café de sombra	0	1	30	263	0	4	49	7	354	
Bosque de pino	0	0	0	0	60	0	2	0	62	
Bosque de encino	0	0	3	6	0	64	2	13	88	
Bosque mesófilo de montaña	2	1	11	77	0	0	257	3	351	
Selva	1	0	50	25	0	15	6	268	365	
Total	235	49	491	392	61	83	331	319	1961	
Fiabilidad global: (1544/1961) 78.74%										
Coeficiente Kappa: 0.74										

Tabla 23. Matriz de confusión de fiabilidad de la clasificación del año 2018 por porcentaje.

Matriz de confusión	Puntos de verificación en campo (%)									
	Clasificación (%)	Urbano / suelo desnudo	Cuerpo de agua	Agropecuario	Café de sombra	Bosque de pino	Bosque de encino	Bosque mesófilo de montaña	Selva	Total
Urbano / suelo desnudo	82.55	2.04	1.02	0.51	1.64	0	1.21	0.31	10.61	
Cuerpo de agua	0	93.88	0	0	0	0	0	0	2.35	
Agropecuario	16.17	0	79.84	4.85	0	0	3.32	8.46	24.83	

Matriz de confusión	Puntos de verificación en campo (%)									
	Café de sombra	2.04	6.11	67.09	0	4.82	14.8	2.19	18.05	
Bosque de pino	0	0	0	0	98.36	0	0.60	0	3.16	
Bosque de encino	0	0	0.61	1.53	0	77.11	0.60	4.08	4.49	
Bosque mesófilo de montaña	0.85	2.04	2.24	19.64	0	0	77.64	0.94	17.9	
Selva	0.43	0	10.18	6.38	0	18.07	1.81	84.01	18.61	
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fiabilidad global: (1544/1961) 78.74%
 Coeficiente Kappa: 0.74

7.1.3 Tasas de cambio

Los cambios suscitados en la cobertura de uso de suelo y vegetación muestran variaciones en cada periodo estudiado (*Tabla 24*). Para el caso del café de sombra se observa una disminución marcada de la cobertura, la cual ha descendido desde 1997 a 2018; en el bosque mesófilo de montaña se presenta con un aumento de su cobertura, el cual se marcó con mayor intensidad en el periodo de 1997-2009. La selva presenta una cobertura sujeta a grandes cambios, la cual pasa de un incremento en el primer periodo a un decremento en el segundo, volviéndose la cobertura con mayor estabilidad en el periodo global, pero con mayor dinámica de regeneración de la vegetación (1997-2018). El bosque de encino ha decrecido constantemente, concentrándose principalmente en el norte y al suroeste de Emiliano Zapata. Respecto al bosque de pino, éste ha presentado un aumento gradual en su cobertura. El uso agropecuario ha variado en los subperiodos de 1997-2009 y 2009-2018, pasando de tener una tasa negativa a ser positiva en la misma intensidad, por lo que se presenta como una cobertura estable en el periodo 1997-2018. El uso urbano/suelo desnudo presentan un incremento en el periodo de 1997-2018, mostrando variaciones en los subperiodos, siendo positivo entre 1997 y 2009, con aumento entre 2009 y 2018. En conjunto, las coberturas no forestales como los terrenos agropecuarios y el uso urbano/suelo desnudo tuvieron una tasa de incremento de 0.43% anual en el periodo 1997-2018; presentándose en el subperiodo de 1997-2009 con una pérdida de 1.38% anual, cambiando a su aumento de 2.89% anual para el subperiodo de 2009-2018.

Tabla 24. Tasa de cambio por cobertura de uso de suelo y vegetación en el área de estudio.

USV	Tasa de cambio (%)		
	1997-2009	2009-2018	1997-2018
Cuerpo de agua	3.04	-3.03	0.39
Urbano/suelo desnudo	5.71	-1.48	2.57
Agropecuario	-4.19	5.37	-0.20
Café de sombra	-0.69	-2.84	-1.62
Bosque mesófilo de montaña	1.40	0.03	0.81
Selva	1.37	-1.45	0.15
Bosque de encino	-0.20	-1.69	-0.84
Bosque de pino	1.86	3.69	2.64

7.2 Deforestación, fragmentación y conectividad del paisaje

7.2.1 Deforestación y regeneración de la cobertura vegetal

Como resultado del estudio de los cambios de cobertura neta de las entidades de bosque mesófilo de montaña, bosque de encino, bosque de pino, y café de sombra, se definió una tasa de deforestación de 0.24% anual (2,619.74 ha) en el periodo de 1997-2018. En cambio, durante el subperiodo de 1997-2009 se presentó una tasa de regeneración de 0.65% anual (4,256.45 ha); y una deforestación de 1.43% anual (6,876.19 ha) para el subperiodo de 2009-2018. Sin embargo, la configuración de los procesos de deforestación y regeneración en el área de estudio pueden localizarse puntualmente.

Entre los procesos llevados a cabo entre 1997 y 2018 es la conservación (cobertura forestal sin cambios) la que se muestra con mayor presencia (40,139.7 ha), seguido de la cobertura no forestal sin cambios (18,279.3 ha), la deforestación (12,082.0 ha) y finalmente la regeneración de cobertura forestal y café de sombra (9,462.3 ha). Entre 1997 y 2009 es la conservación la que tiene una mayor superficie (44,755.3 ha), seguido por la cobertura no forestal sin cambios (16,019.7 ha), la regeneración (11,721.9 ha) y la deforestación (7,466.4 ha). Entre 2009 y 2018 se encuentra con mayor presencia la conservación (44,073.3 ha), después la cobertura no forestal sin cambios (17,957.5 ha), la deforestación (12,403.9 ha) y por último, la regeneración (5,528.7 ha).

De forma espacial puede observarse que el cambio de uso de suelo refleja un proceso de deforestación distribuido principalmente entre los municipios de Xalapa, Coatepec y Emiliano Zapata entre 1997 y 2018 (*Figura 11*). En el primer subperiodo (1997-2009) se observa la deforestación provocada en el este del municipio de Xalapa y por la expansión de la mancha urbana; al sur de Coatepec por la sustitución de café de sombra y remanentes forestales por caña de azúcar y pastizales inducidos; al sureste de Emiliano Zapata por el crecimiento de las localidades rurales y construcción de fraccionamientos (*Figura 12*). En el segundo subperiodo (2009-2018) se presenta deforestación en los límites de la ciudad de

Xalapa, aunque en menor extensión, dirigiéndose al noreste de la ciudad; en Coatepec siguen presentándose cambios de cafetales de sombra por otros usos agropecuarios (como cultivos de caña de azúcar y de limón) y en Emiliano Zapata se muestra pequeños manchones deforestados a lo largo de todo el municipio (*Figura 13*). Cabe resaltar que existe regeneración de la vegetación de forma dispersa en los municipios, mayormente en el subperiodo de 1997-2009 al este del municipio de Emiliano Zapata.

Entre 1997 y 2018 se observa regeneración al noroeste de Coatepec, en la zona de transición de bosque mesófilo de montaña y selva, así como en la parte este de Emiliano Zapata (*Figura 11*). Para el subperiodo de 1997 a 2009 se observa el mismo comportamiento, pero con mayor cobertura en el municipio de Emiliano Zapata, alrededor de los remanentes de selva y de bosque de encino (*Figura 12*). Para el subperiodo de 2009 a 2018 la regeneración de la cobertura forestal se centra en los mismos sitios, pero con una menor a la del subperiodo anterior (*Figura 13*).

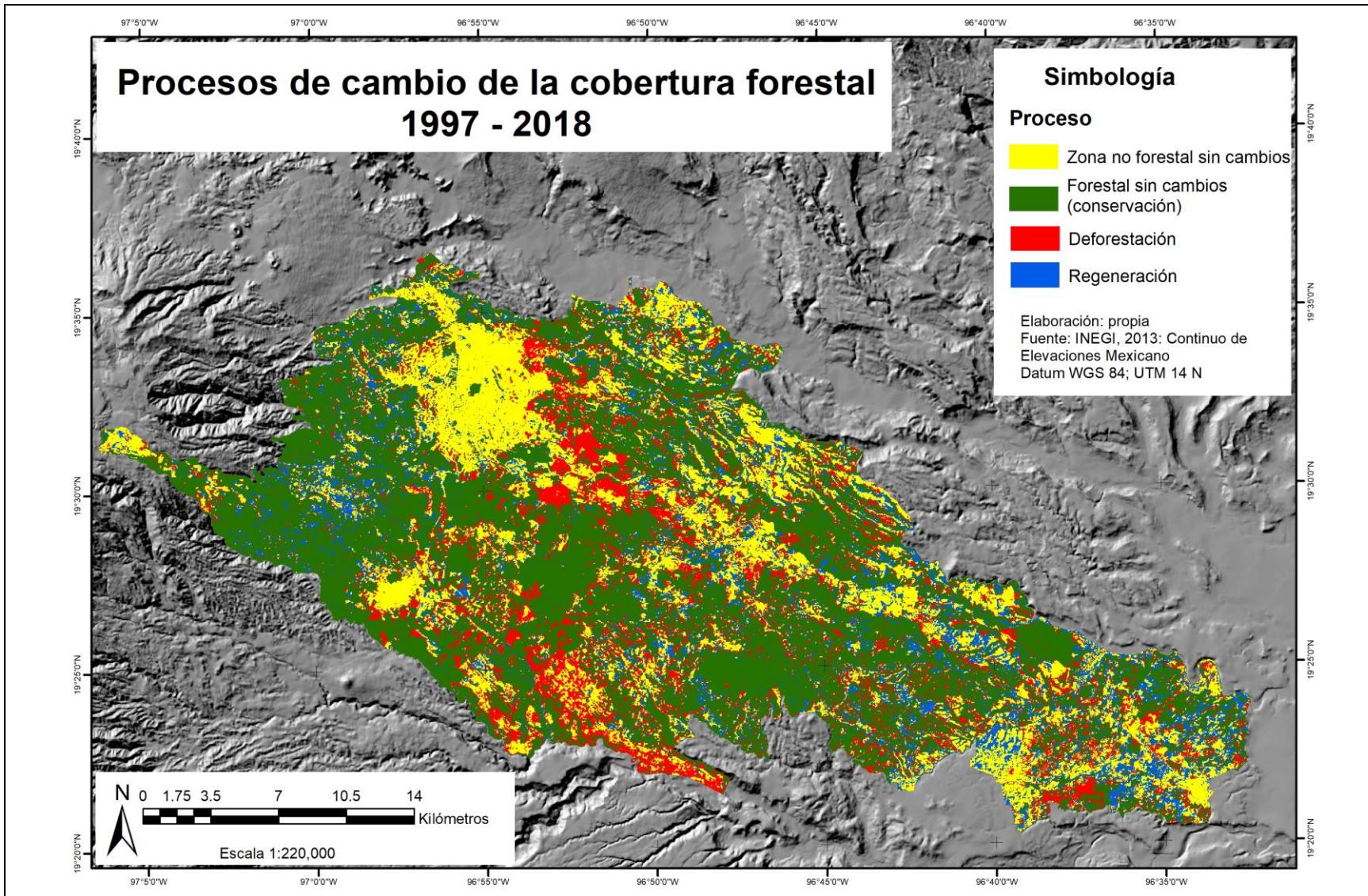


Figura 11. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 1997-2018.

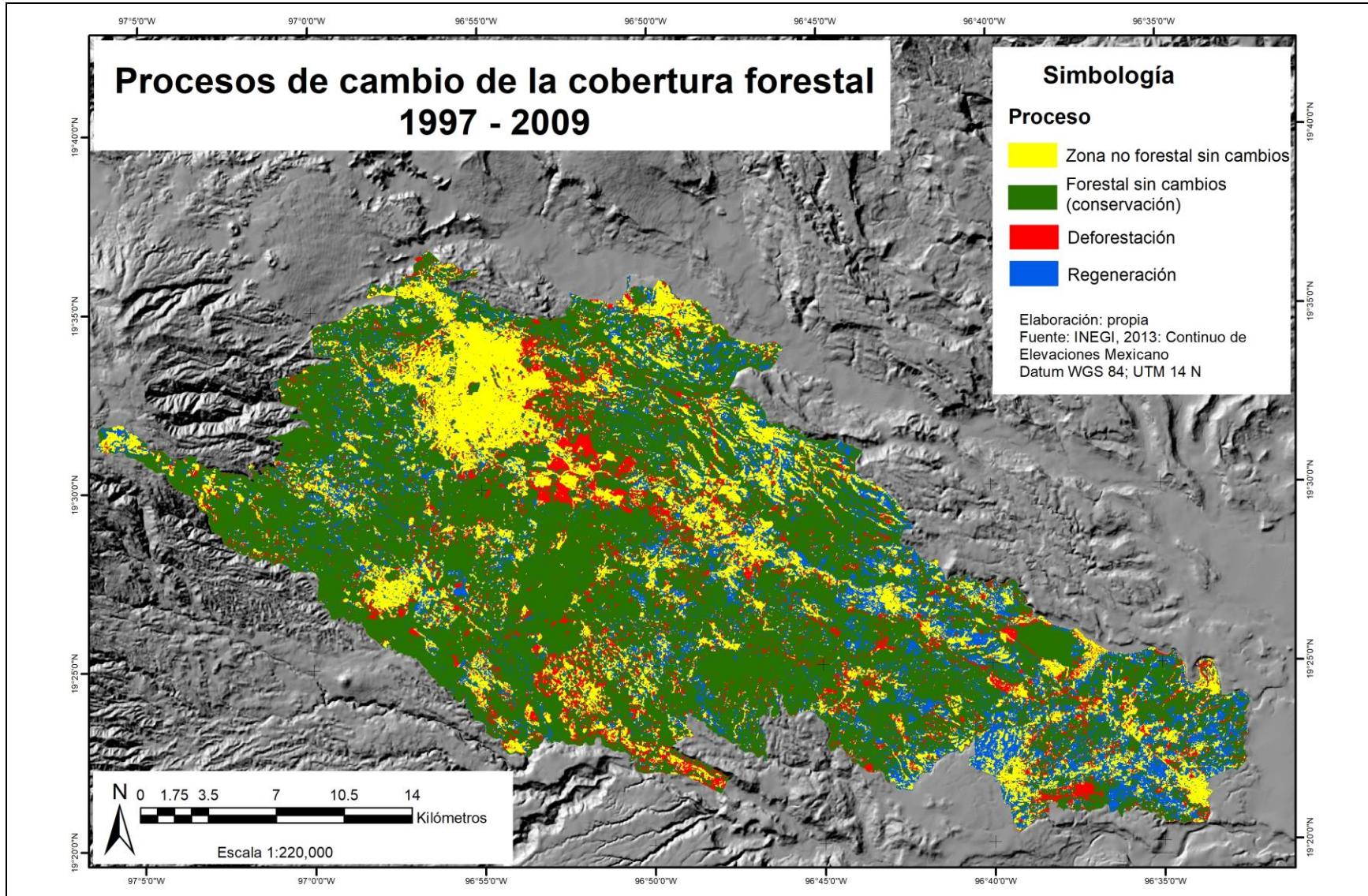


Figura 12. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 1997-2009.

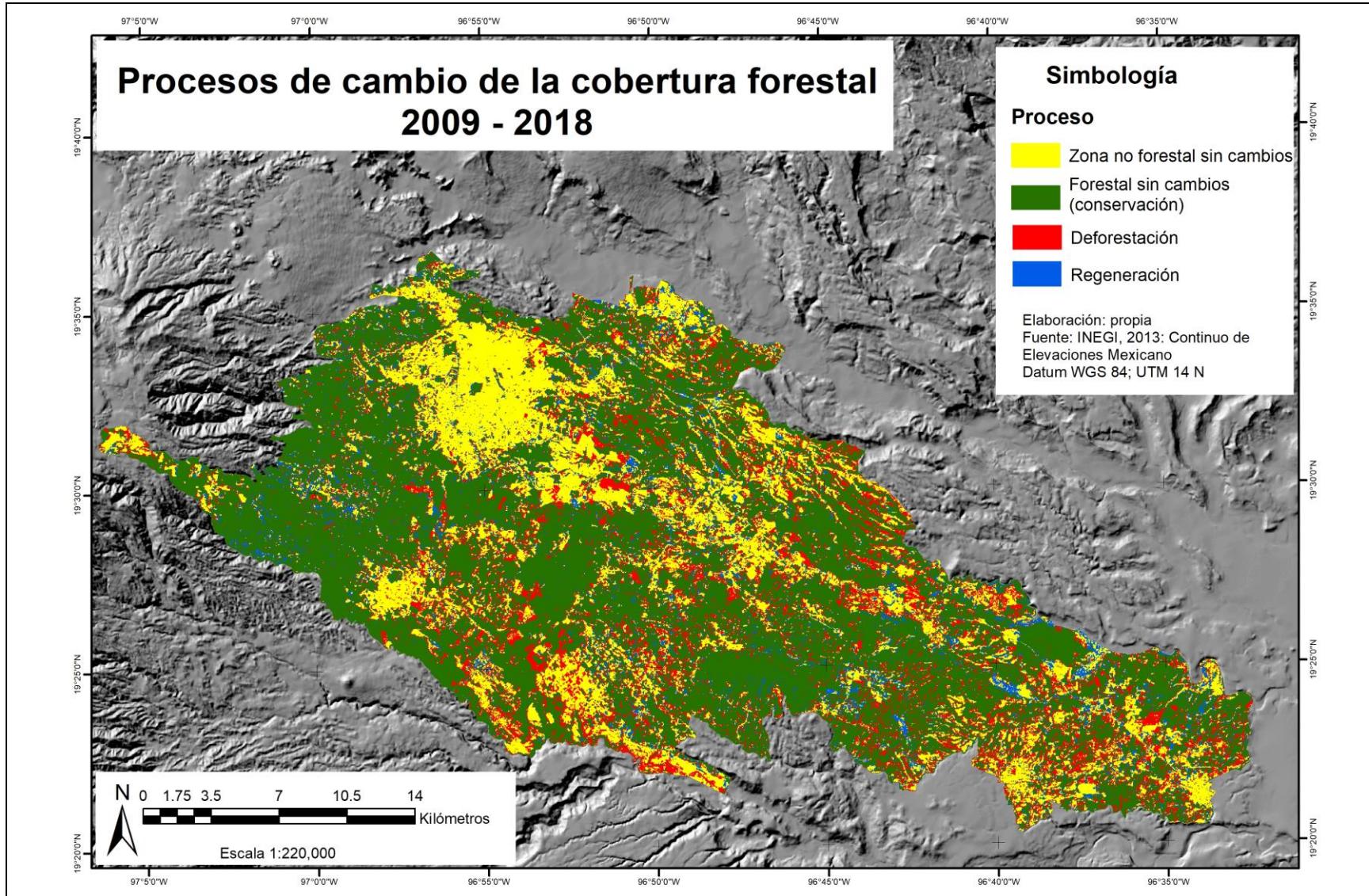


Figura 13. Procesos de cambio de la cobertura de la zona conurbada de Xalapa en el periodo 2009-2018.

7.2.3 Métricas de paisaje

Fragmentación

El cafetal de sombra en la región representa el tipo de cobertura agrícola con mayor amenaza de desaparición, dado que ha reducido su cobertura de forma constante y aumentado el número de fragmentos, pasando en 1997 de 409 (18.49 ha promedio) a 1,153 fragmentos (13.53 ha promedio) en 2009 y posteriormente a 1,227 (8.84 ha promedio) en 2018. En promedio, se pasó de poseer 1.14 fragmentos por hectárea en 1997 a 1.44 en 2009, y después a 1.53. Su parche más grande pasó de representar el 17.17% de su cobertura en 1997 a 13.11% en 2009 y después a 9.5% en 2018 (*Tabla 25, Figura 14 y Figura 15*).

El bosque de encino también está disminuyendo, aunque representa un número de fragmentos entre 602 y 628 en el periodo 1997 a 2018, la disminución de su cobertura ha reducido el tamaño promedio de los fragmentos, pasando de 6.86 ha en 1997 a 7.25 ha en 2009, y posteriormente a 5.27 ha en 2018. Su densidad de parches se mantuvo entre 0.75 y 0.78 fragmentos por hectárea. El fragmento más grande de este tipo de vegetación pasó de 2.13% del paisaje en 1997 a 2.18% en 2009, y a 1.88% en 2018.

Para el caso del bosque mesófilo de montaña, presenta una mejoría al reducir su número de fragmentos de 1,088 en 1997, 962 en 2009 y 829 en 2018; por lo que el tamaño promedio de los fragmentos pasó de 7.94 ha en 1997 a 14.02 en 2018. La densidad de los fragmentos se redujo constantemente de 1.36 fragmentos por hectárea en 1997 a 1.03 en 2018. El fragmento más grande pasó de representar 6.68% del paisaje en 1997 a 9.76% en 2018.

El bosque de pino, pese a que aumentó su cobertura, también constantemente el número de parches, de 65 fragmentos en 1997 a 112 en 2018; aunque en 2009 mantuvo solo 42. El tamaño promedio de éstos pasó de 7.29 ha a 12.87 entre 1997 y 2009, disminuyendo a 6.68 ha en 2018. La densidad de los fragmentos pasó de 0.36 a 0.61 fragmentos por hectárea entre 1997 y 2018. El fragmento más grande

pasó de representar el 0.08% del paisaje en 1997 a 0.05% en 2009, y posteriormente a 0.61% en 2018.

La selva pasó de tener 922 fragmentos en 1997 a 911 en 2009, subiendo a 1,070 en 2018. Dado que su cobertura fue irregular en el periodo de estudio, su tamaño promedio paso de 23.62 ha en 1997 a 28.67 ha en 2009, disminuyendo a 21.72 ha. Esto significó que el número de fragmentos por hectárea se mantuvo entre 1.13 y 1.33. Sin embargo, la selva fue el tipo de cobertura que mantuvo el fragmento más grande en el paisaje, siendo de entre 21.02% y 26.62% en el periodo 1997 y 2018.

A nivel de paisaje, el número de fragmentos en el área de estudio pasó de 6,324 en 1997 a 7,451 y 7,239 para los años de 2009 y 2018, respectivamente (*Tabla 26*). Esto implica que el área promedio de los fragmentos pasaron de 12.64 ha en 1997 a 10.73 ha en 2009, aumentando a 11.04 ha. La densidad de fragmentos pasó de 7.90 en 1997 a 9.31 en 2009 y 9.05 en 2018.

Conectividad

A distancia de 100 m, el bosque mesófilo de montaña presentó un incremento en conectividad entre sus fragmentos a 100 m de distancia en el subperiodo 1997-2009, disminuyendo ligeramente en el subperiodo 2009-2018. La selva presenta un comportamiento variable en la proximidad y conectividad de sus fragmentos, aumentando la proximidad en el primer subperiodo (1997-2009) y decreciendo para el segundo (2009-2018); sin embargo, su conectividad mejora en ambos subperiodos. Por otro lado, el bosque de pino redujo la proximidad media de sus fragmentos en el primer subperiodo e incrementándose en el segundo, mientras que la conectividad fue decreciendo. En el caso del bosque de encino puede observarse una fuerte reducción en la proximidad de sus fragmentos, los cuales han presentado una mejoría en su conectividad en el periodo 1997-2009, mientras se redujo en el periodo 2009-2018. El café de sombra muestra una reducción tanto en la proximidad y conectividad de sus fragmentos. La cohesión en las coberturas forestales, del café de sombra y del uso agropecuario mantiene valores altos a diferencia del uso urbano/suelo desnudo y los cuerpos de agua, cuyas coberturas se encuentran dispersas en el área de estudio (*Tabla 25*).

En cuanto a una distancia de 300 m, el bosque mesófilo de montaña incrementó la proximidad y conectividad de sus fragmentos con relación al año de 1997; sin embargo, la proximidad se redujo ligeramente en el periodo 2009-2018. La selva redujo la proximidad de fragmentos de forma constante; sin embargo, la conectividad de dichos fragmentos aumentó en el segundo subperiodo. La conectividad de los fragmentos de pino a 300 m se redujo en el primer subperiodo (1997-2009) y aumentó en el segundo (2009-2018); sin embargo, la conectividad tuvo una reducción más notable en el primer subperiodo, mientras que es poco perceptible en el segundo. El bosque de encino presentó un incremento en el primer subperiodo en la proximidad y conectividad de sus fragmentos, mientras que en el segundo subperiodo decreció. En cuanto al café de sombra, éste redujo la proximidad y conectividad de sus fragmentos (*Tabla 25*)

Tabla 25. Métricas a nivel de clase del área de estudio para los años 1997, 2009 y 2018.

USV	Año	NP	PD	LPI	AREA_MN	PROX_MN (100 m)	PROX_MN (300 m)	CONNECT (100 m)	CONNECT (300 m)	COHESION
Urbano/suelo desnudo	1997	409	0.51	3.54	12.12	341.79	341.79	0.04	0.43	98.15
	2009	1,130	1.41	5.41	8.13	210.64	262.99	0.05	0.18	98.15
	2018	944	1.18	4.71	8.89	144.38	188.94	0.05	0.20	98.28
Cuerpo de agua	1997	8	0.01	0.02	6.35	0.34	2.46	3.57	7.14	90.35
	2009	16	0.02	0.04	3.67	0.00	0.34	0.00	0.83	90.35
	2018	9	0.01	0.03	5.92	3.18	3.18	7.58	5.55	91.52
Agropecuario	1997	2,288	2.86	3.92	9.95	331.81	393.42	0.04	0.16	97.79
	2009	2,635	3.29	0.68	4.90	30.74	39.80	0.03	0.12	93.64
	2018	2,435	3.04	2.00	9.21	227.26	270.36	0.04	0.16	97.53
Café de sombra	1997	916	1.14	17.17	18.49	3,648.34	4,177.64	0.10	0.36	99.65
	2009	1,153	1.44	13.11	13.53	1,813.52	1,971.46	0.09	0.31	99.41
	2018	1,227	1.53	9.50	8.84	773.01	1,423.89	0.07	0.26	99.30
Bosque de pino	1997	65	0.08	0.36	7.29	48.58	62.71	1.29	4.47	96.07
	2009	42	0.05	0.44	12.87	109.97	128.82	1.39	3.60	97.19
	2018	112	0.14	0.61	6.68	154.76	167.12	0.65	2.42	97.13
Bosque de encino	1997	628	0.78	2.13	6.86	130.38	162.69	0.16	0.57	96.73
	2009	602	0.75	2.18	7.25	156.57	189.40	0.20	0.65	96.73
	2018	613	0.76	1.88	5.27	45.47	53.17	0.10	0.40	95.59
Bosque mesófilo de montaña	1997	1,088	1.36	6.68	7.94	863.73	989.89	0.08	0.32	99.03
	2009	962	1.20	9.18	11.59	1,319.86	1,476.79	0.10	0.34	99.41
	2018	829	1.03	9.76	14.02	616.07	715.38	0.09	0.34	99.34
Selva	1997	922	1.15	21.02	23.65	7,737.94	8,996.33	0.13	0.37	99.74
	2009	911	1.13	26.62	28.67	9,390.19	10,486.70	0.14	0.42	99.78
	2018	1,070	1.33	21.72	21.15	8,143.84	9,194.88	0.13	0.38	99.73

NP = número de parches, PD = densidad de parche, LPI = índice del fragmento más grande, AREA_MN = área promedio, PROX_MN = proximidad promedio, CONNECT = conexión, COHESION = cohesión

Tabla 26. Métricas a nivel de paisaje del área de estudio para los años 1997, 2009 y 2018.

Año	NP	PD	LPI	AREA_MN
1997	6,324	7.90	21.02	12.64
2009	7,451	9.31	26.62	10.73
2018	7,239	9.05	21.72	11.04

NP = número de parches, PD = densidad de parche, LPI = índice del fragmento más grande, AREA_MN = área promedio

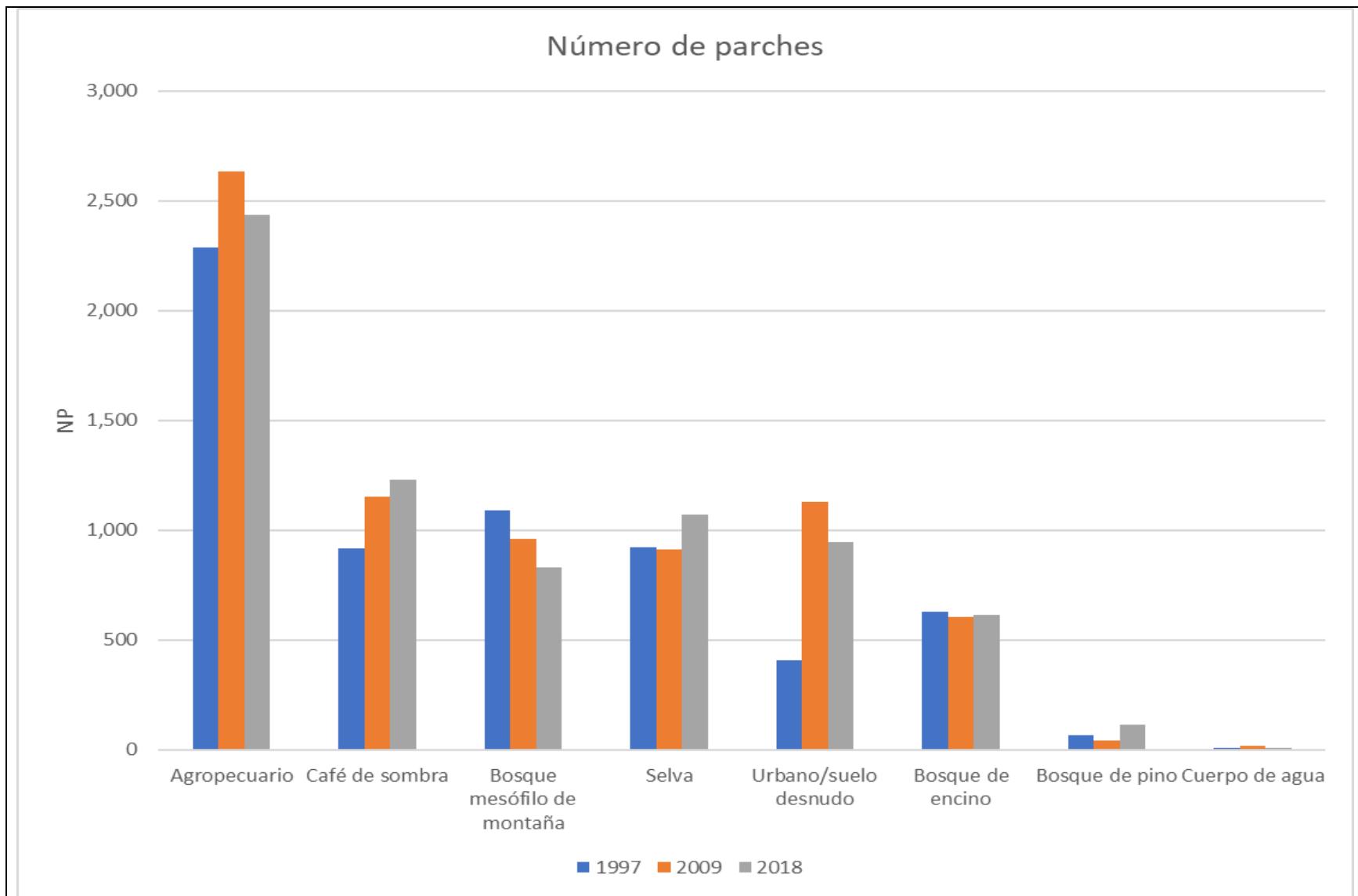


Figura 14. Número de parches por año y tipo de uso de suelo y vegetación.

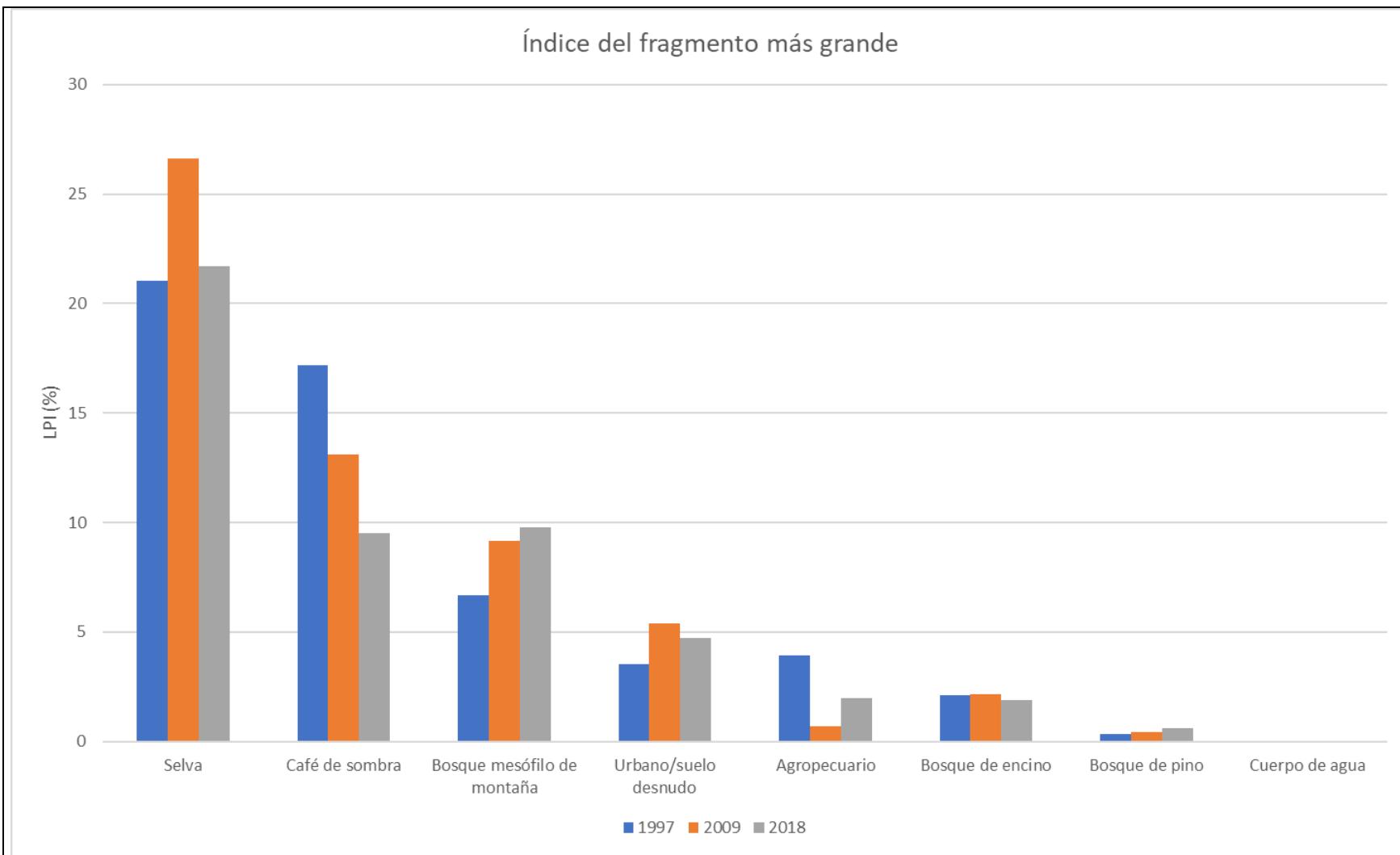


Figura 15. Índice del fragmento más grande por año y tipo de uso de suelo y vegetación.

7.3 Degradación y recuperación de la vegetación forestal

Los resultados de la regresión lineal múltiple mostraron que las variables idóneas para relacionar con los almacenes de carbono en la biomasa aérea de la Woods Hole Research Center (WHRC) son la altitud, la banda SWIR2, SR, DVI y NBR. La correlación entre cada variable se muestra en la *Tabla 27*. Hay una relación significativa entre dichas variables y los almacenes de carbono con un valor de r^2 de 0.59 (*Tabla 28*, *Tabla 29* y *Figura 16*).

Tabla 27. Correlaciones de las variables utilizadas.

Correlaciones							
	tC/ha	Altitud	SWIR2	NBR	SR	DVI	
Rho de Spearman	tC/ha	1.00	.55*	-.56*	.56*	.58*	.36*
	Altitud	.55*	1.00	-.20*	.26*	.30*	.24*
	SWIR2	-.56*	-.20*	1.00	-.88*	-.85*	-.54*
	NBR	.56*	.26*	-.88*	1.00	.95*	.77*
	SR	.58*	.30*	-.85*	.95*	1.00	.80*
	DVI	.36*	.24*	-.54*	.77*	.80*	1.00

*Las correlaciones son significativas en un nivel $p < 0.01$

Tabla 28. Resumen del modelo utilizado.

R	R^2	R^2 ajustado	Error estándar de la estimación	Estadísticos de cambio				
				Cambio en R cuadrado	Cambio en F	gl1	gl2	Sig. Cambio en F
.76 ^a	0.59	0.58	5.94	0.00	14.04	1	994	0.000

a. Predictores: (Constante), Altitud, SWIR2, SR, DVI, NBR
b. Variable dependiente: Almacenes de carbono (tC/ha)

Tabla 29. Coeficientes utilizados para la extrapolación de los almacenes de carbono (tC/ha) de 2007 para los años 1997 y 2018.

Modelo	(Constante)	Coeficientes no estandarizados		Beta	t	Sig.	95.0% intervalo de confianza para B	
		B	Desv. Error				Límite inferior	Límite superior
Almacenes de carbono (tC/ha)	(Constante)	8.873	1.62		5.46	0.00	5.68	12.06
	Altitud	0.009	0.00	0.50	22.90	0.00	0.00	0.01
	SWIR2	-0.002	0.00	-0.10	-2.37	0.01	-0.00	0.00

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95.0% intervalo de confianza para B	
	B	Desv. Error				Beta	Límite inferior
SR	1.065	0.15	0.31	6.86	0.00	0.76	1.36
	-0.005	0.00	-0.29	-7.93	0.00	-0.00	-0.00
	12.478	3.32	0.25	3.74	0.00	5.94	19.01

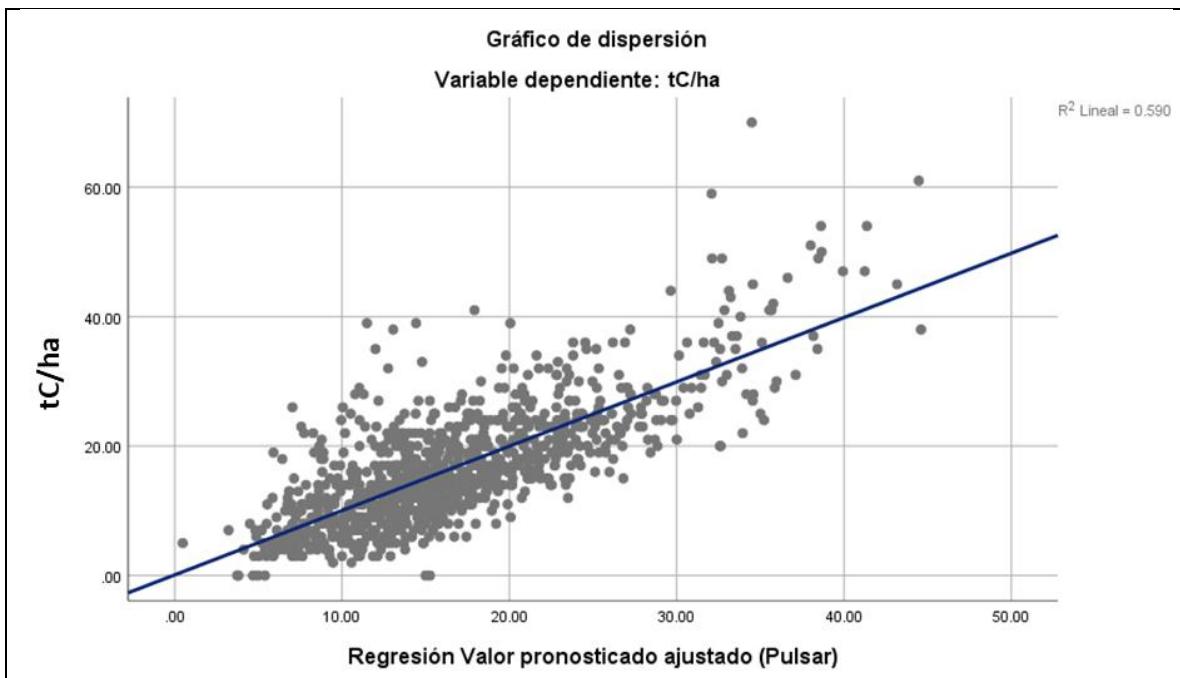


Figura 16. Gráfico de dispersión de la regresión lineal múltiple de los almacenes de carbono con los valores ajustados de altitud, SWIR2, SR, DVI y NBR para el año 2007.

Almacenes de carbono extrapolados

La extrapolación a través de los coeficientes permitió observar la cantidad de almacenes de carbono en la biomasa forestal aérea (tC/ha) en los años de 1997, 2007 y 2018 (*Tabla 29, Figura 17, Figura 18 y Figura 19*). En 1997 se observó la existencia de 896,681 tC en la cobertura forestal y cultivos de café bajo sombra, donde en el extremo Este tuvieron una densidad de entre 5 y 15 tC/ha, aumentando su valor mientras se va en incremento de la altitud al Oeste, siendo de hasta 20 tC/ha en el cambio de selva por cafetales y bosque mesófilo de montaña; mientras

que los valores llevan hasta 50 tC/ha en la parte alta de Coatepec, donde se desarrolla el bosque de pino. El año 2007, considerando la cobertura del año 2009, presentó un total de 1,034,970 tC, observando un aumento de tC/ha a lo largo de la vegetación de selva, bosque de pino y bosque de encino; mientras que hay reducciones en las coberturas de café de sombra y bosque mesófilo de montaña. En 2018 se reportó un total de 798,033 tC; donde la selva ve reducido su nivel de almacenes de carbono alrededor con años anteriores; mientras que el bosque mesófilo de montaña, café de sombra y el bosque de pino tienen más almacenes de carbono.

La dinámica de la cobertura forestal observada en el subperiodo 1997-2007 en los cinco municipios es de 13,518.72 ha de proceso de recuperación de los almacenes de carbono en la biomasa forestal y 1,355.58 ha degradadas (*Figura 20*). Generalmente se observa un proceso mayor de recuperación (10,057 ha) que de degradación (641 ha) extendiéndose en el municipio de Emiliano Zapata, principalmente sobre la selva y bosque de encino; sin embargo, también existe degradación alrededor de la localidad de Cerro Gordo, en las localidades localizadas al sur de ésta, y al suroeste de Miradores. En la parte norte del municipio de Coatepec se observa recuperación (2,423 ha) en los cafetales de sombra, así como en el bosque mesófilo de montaña y bosque de pino (al extremo noroeste); pero con degradación (411 ha) alrededor de las zonas agropecuarias colindantes con Emiliano Zapata y Xalapa. Tlalnelhuayocan mantiene una mayor proporción de recuperación (352 ha) con excepción de la parte sureste de Rancho Viejo, donde predomina la degradación (68 ha). Banderilla mantiene procesos de recuperación (69 ha) y degradación (30 ha) tanto al norte, este y oeste del municipio. Xalapa presenta degradación en gran parte de su territorio, pero de manera dispersa (200 ha), sin embargo, existen zonas de recuperación al este del municipio (601 ha).

A diferencia del subperiodo anterior, el subperiodo 2007-2018 presenta una degradación de mayor cobertura en los cinco municipios; 1,174.0 ha de recuperación de los almacenes de carbono y 17,244.0 ha degradadas (*Figura 21*). En el municipio de Emiliano Zapata existe una degradación generalizada de la cobertura forestal (12,519 ha); no obstante, al sur de Cerro Gordo, suroeste de

Miradores y oeste de La Tinaja se presentan áreas con recuperación de los almacenes de carbono (647 ha). En Coatepec existe degradación al sur del municipio, así como en el bosque de pino (2,824 ha); sin embargo, la vegetación que se extiende sobre el café de sombra al norte de la ciudad de Coatepec presentó un aumento de los almacenes (303 ha). En Tlalnelhuayocan, la vegetación presenta generalmente degradación (669 ha) con excepción del sureste de Rancho Viejo y en los alrededores de la conurbación con la ciudad de Xalapa donde la vegetación aumentó sus almacenes de carbono (74 ha). En Banderilla predomina la degradación (225 ha); aunque la recuperación se centra en el área cercana al ENP de La Martinica, límite noroeste y al este de la ciudad (37 ha). Para el caso de Xalapa, alrededor de la ciudad existe recuperación (109 ha); no obstante, al noreste existe una degradación de la biomasa forestal aérea mediante la reducción de los almacenes de carbono (989 ha).

Para el periodo de 1997-2018 se presenta una degradación de 5,605 ha (7.0%) y 1,649 ha (2.0%) de recuperación de los almacenes de carbono. Estos valores son menores a la extensión de deforestación con 12,082 ha (15.1%) y de regeneración de las coberturas forestales con 9,462 ha (11.8%; *Figura 22*). En el municipio de Emiliano Zapata se presenta recuperación de los almacenes de carbono, principalmente en la parte noroeste (1,112 ha); mientras que en la parte sureste se observa mayor degradación (3,958 ha). En Coatepec la vegetación forestal presenta una variación dentro del umbral del 20%, teniendo degradación en la parte sur (792 ha) con excepción de pequeños sitios de recuperación dentro del bosque mesófilo de montaña y en el bosque de pino (323 ha). En Tlalnelhuayocan como en Banderilla se observa un comportamiento dentro del umbral con algunas excepciones de recuperación alrededor de la ciudad de Banderilla (185 ha degradadas en Tlalnelhuayocan y 118 ha en Banderilla, con 73 ha recuperadas en Tlalnelhuayocan y 843 ha en Banderilla). Lo mismo ocurre en Xalapa, con excepción de unos sitios en el límite con Emiliano Zapata, donde se identifica la degradación (548 ha) y recuperación (112 ha).

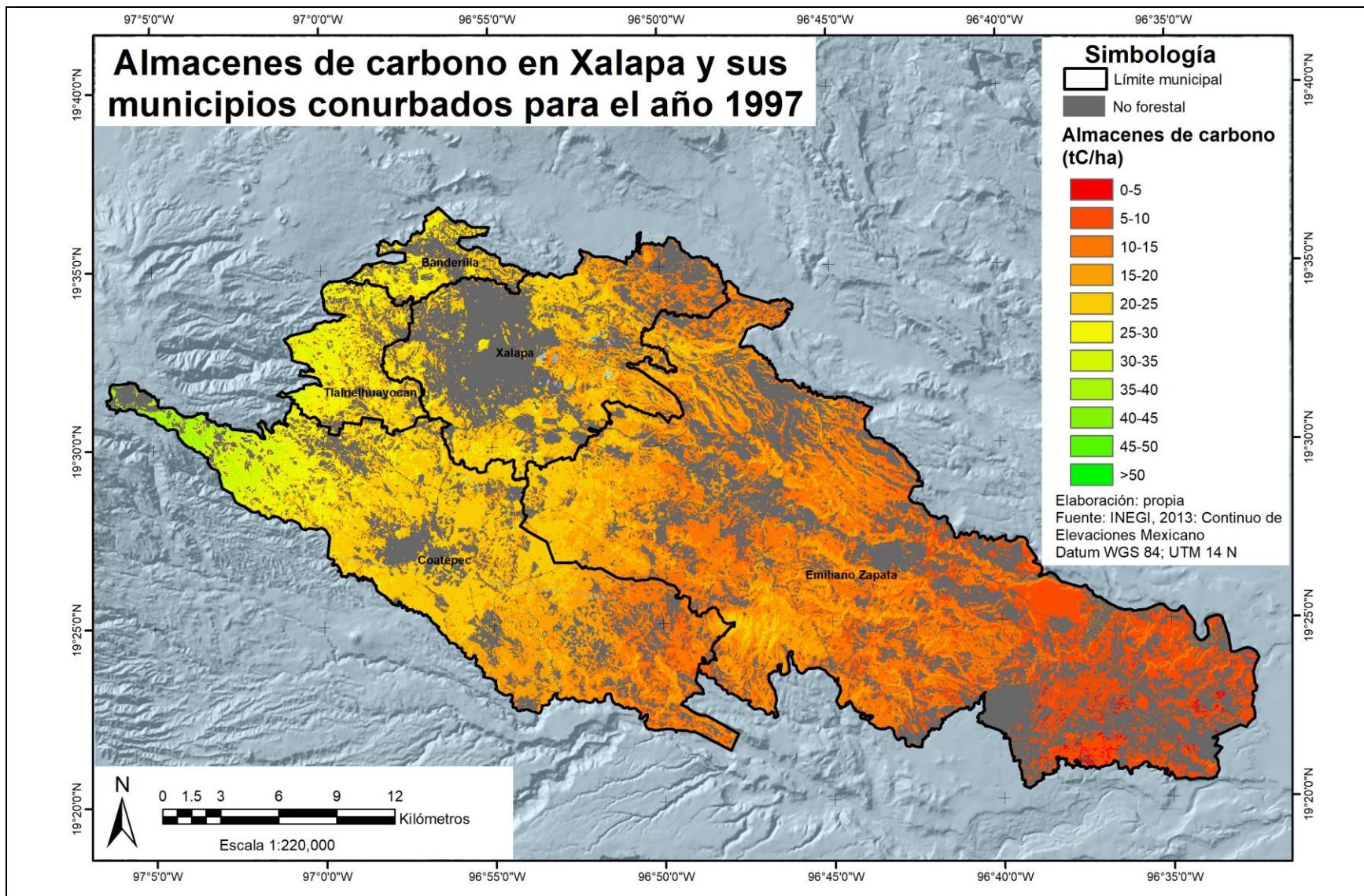


Figura 17. Almacenes de carbono en Xalapa y sus municipios conurbados para el año 1997.

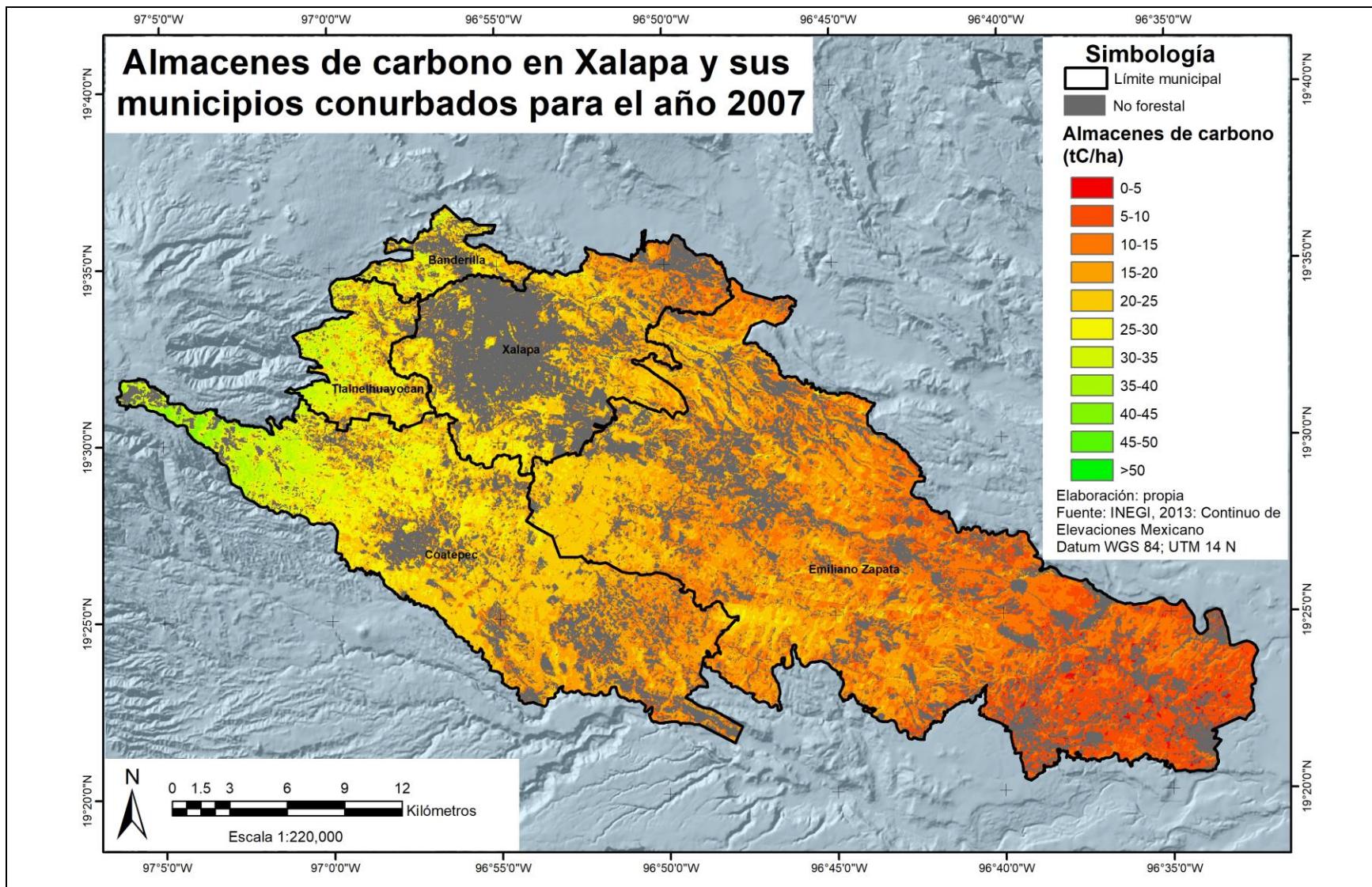


Figura 18. Almacenes de carbono en el Xalapa y sus municipios conurbados para el año 2007.

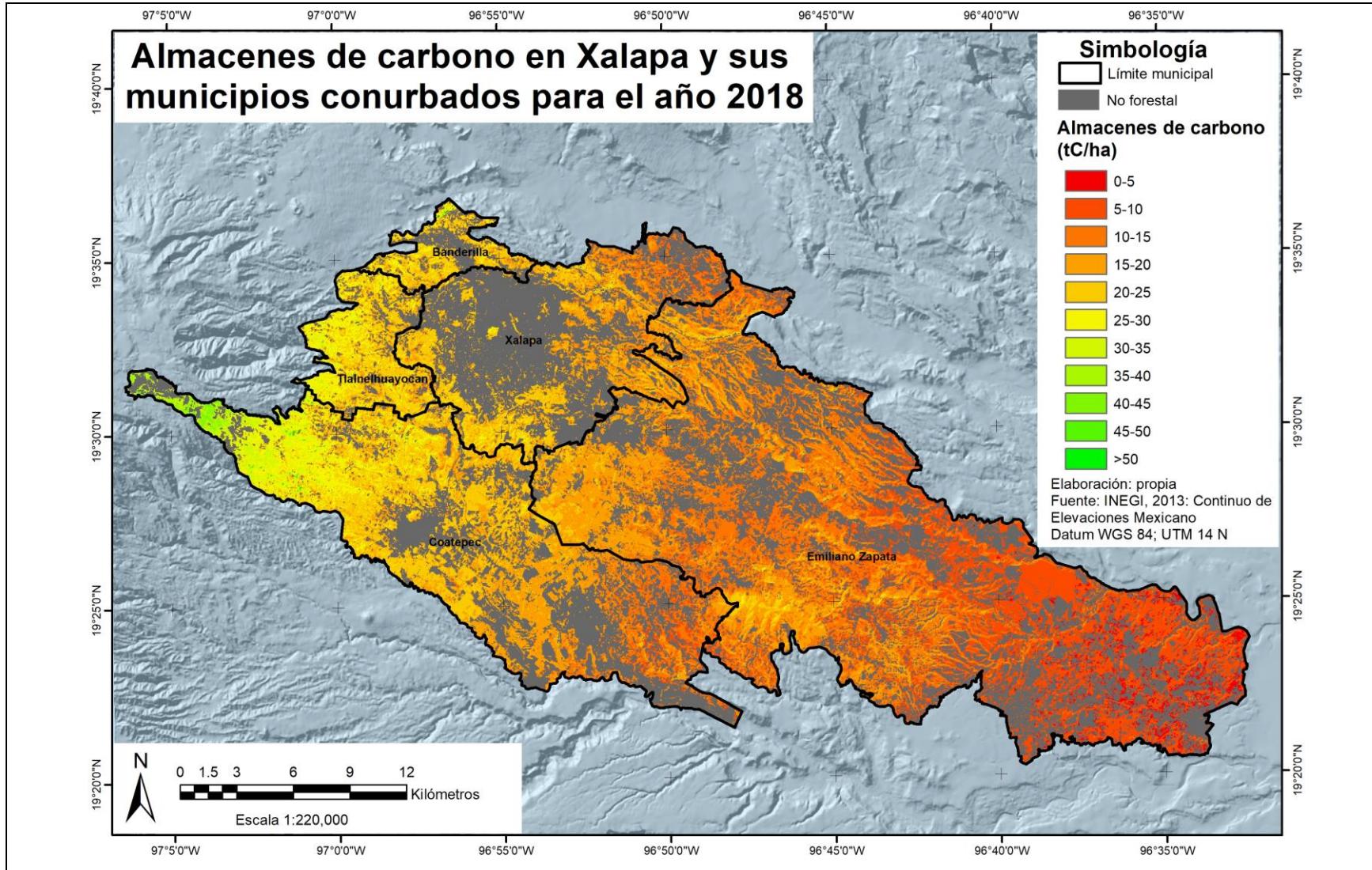


Figura 19. Almacenes de carbono en Xalapa y sus municipios conurbados para el año 2018.

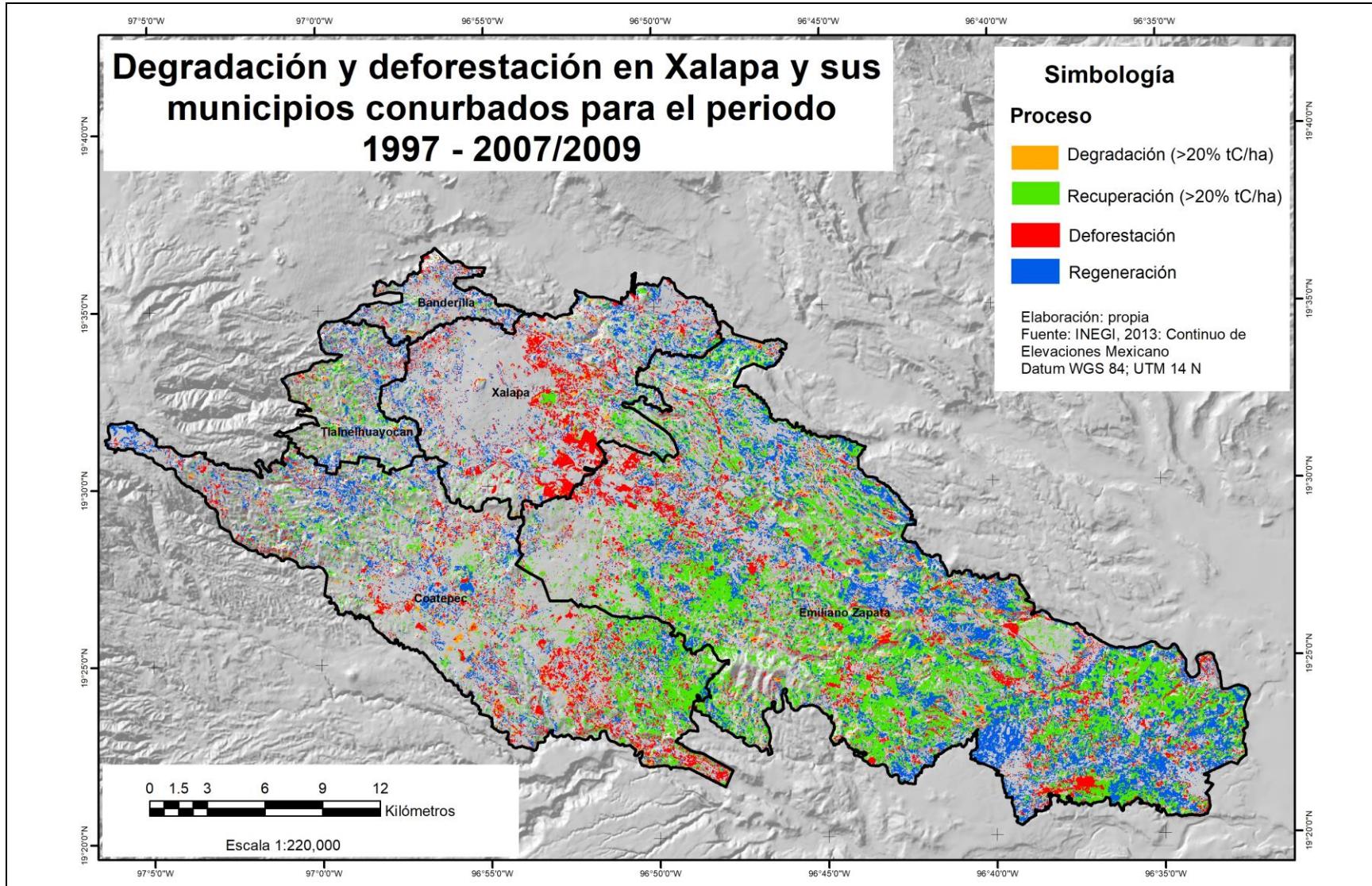


Figura 20. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 1997-2007/2009

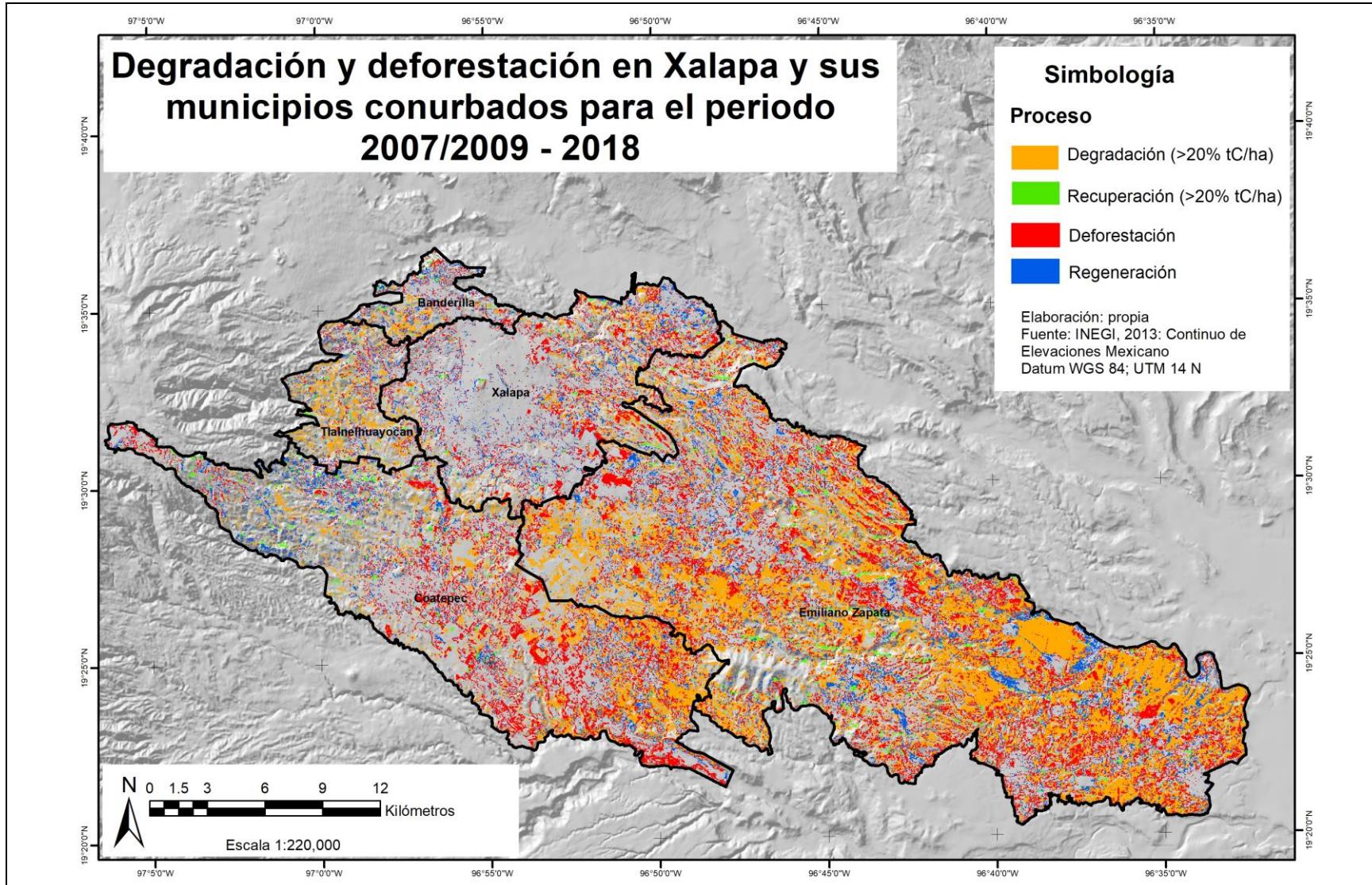


Figura 21. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 2007/2009-2018.

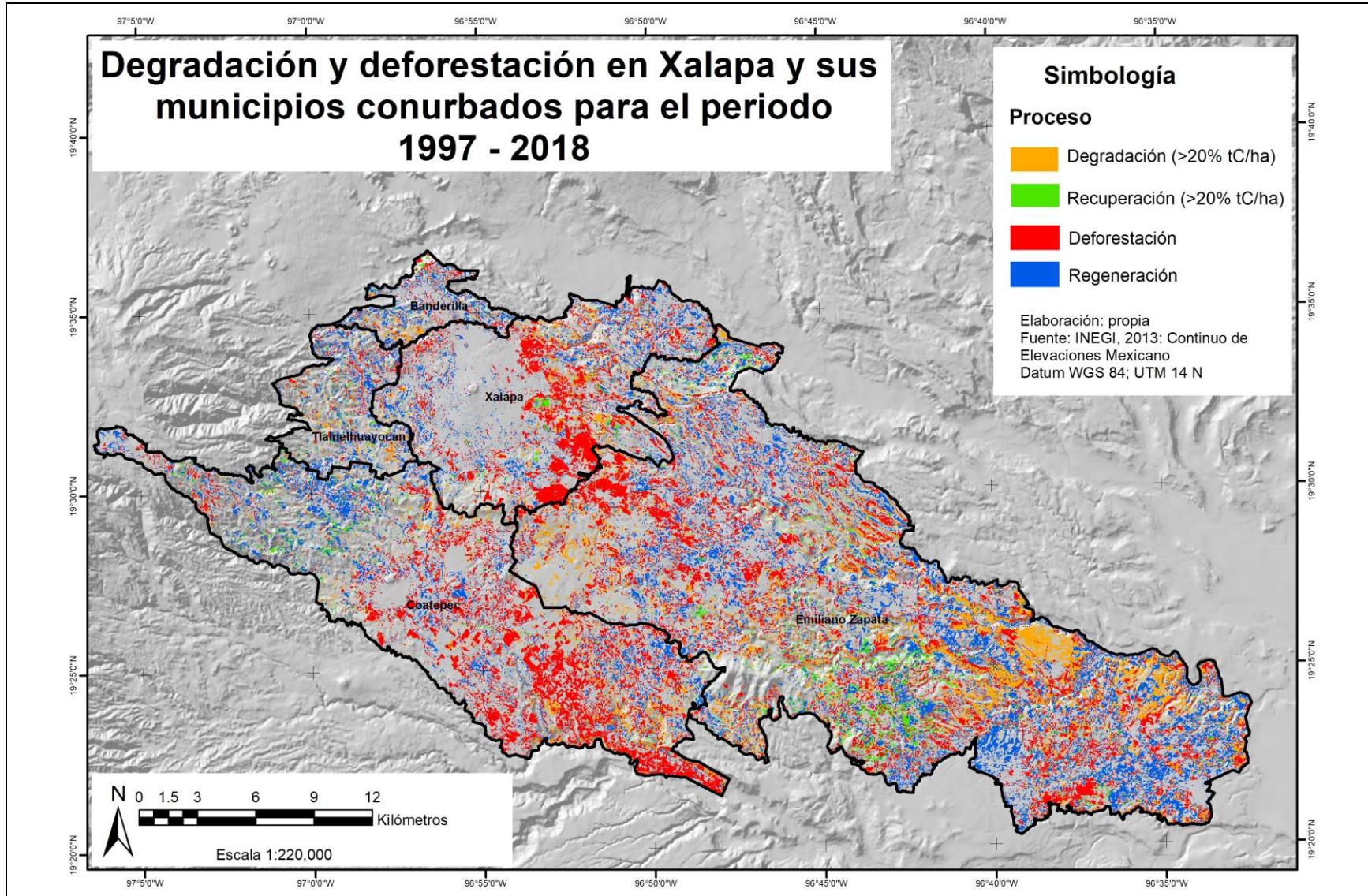


Figura 22. Degradación y deforestación en Xalapa y sus municipios conurbados para el periodo 1997-2018.

7.4 Aspectos socioeconómicos que afectan la dinámica del cambio de uso del suelo

Tlalnelhuayocan y Banderilla no presentan procesos de deforestación o degradación mayor a una superficie de 10 ha, por lo que no fueron objeto de aplicación de las encuestas. Sin embargo, se realizaron cuatro en una localidad de Banderilla debido a que se encontraba en el radio de influencia en el norte de Xalapa.

En los cuatro municipios, la mayoría de los encuestados fueron femeninos. En el municipio de Banderilla fueron tres mujeres y un hombre, en Coatepec 41 mujeres y 25 hombres, en Emiliano Zapata 44 mujeres y 39 hombres y en Xalapa 71 mujeres y 47 hombres (*Figura 23*). La edad de los encuestados se encuentra en promedio entre los 40 y 50 años (*Figura 24*). Mientras que el grado de escolaridad varía entre los 6 y 10 años según el municipio, siendo mayor en el municipio de Coatepec (*Figura 25*).

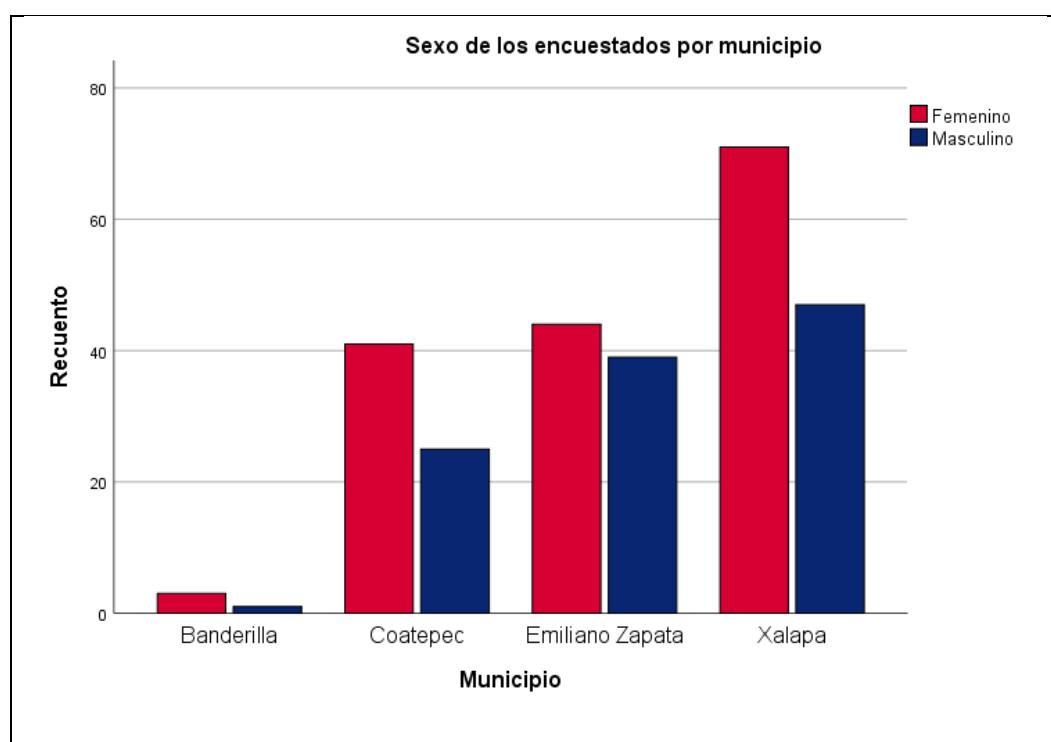


Figura 23. Distribución de sexo de los encuestados por municipio.

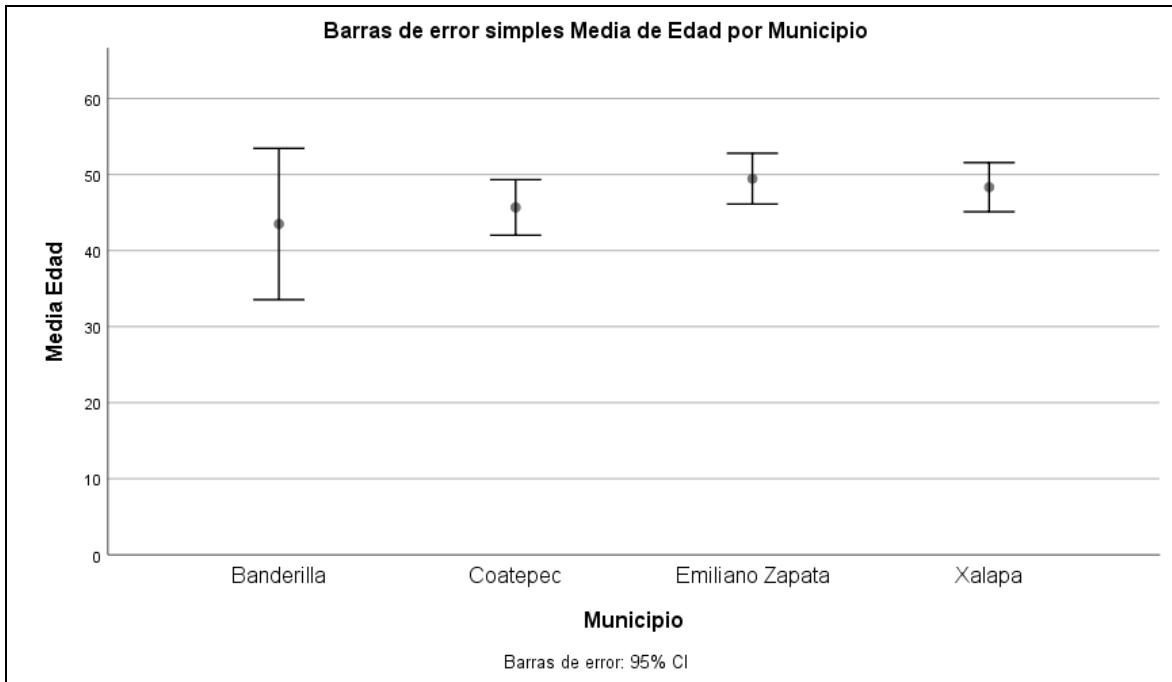


Figura 24. Promedio de edad de los encuestados por municipio.

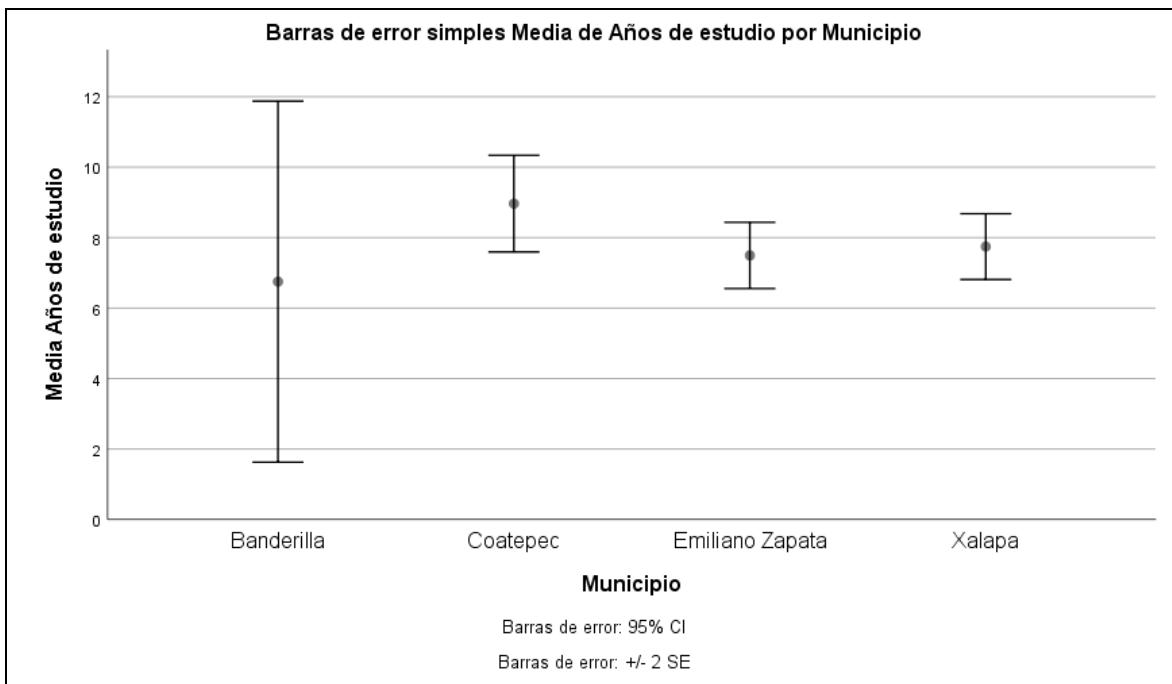


Figura 25. Promedio de años de estudio de los encuestados por municipio.

En su mayoría, las viviendas de los encuestados contaban con los servicios de agua potable dentro del hogar, drenaje, electricidad y piso diferente de tierra. Los servicios de drenaje en viviendas son del 100% en Banderilla, 98% en Coatepec,

77% en Emiliano Zapata y 79% en Xalapa (*Figura 26*). Los servicios de luz energía eléctrica son de 100% en Banderilla, 98% en Coatepec, 98% en Emiliano Zapata y 95% en Xalapa (*Figura 27*). Respecto a agua potable dentro de la vivienda, se cuenta con el 75% en Banderilla, 89% en Coatepec, 85% en Emiliano Zapata y 85% en Xalapa (*Figura 27*). Finalmente, con piso diferente de tierra Banderilla cuenta con el 100%, Coatepec con 95%, Emiliano Zapata con 97% y Xalapa con 91% (*Figura 29*).

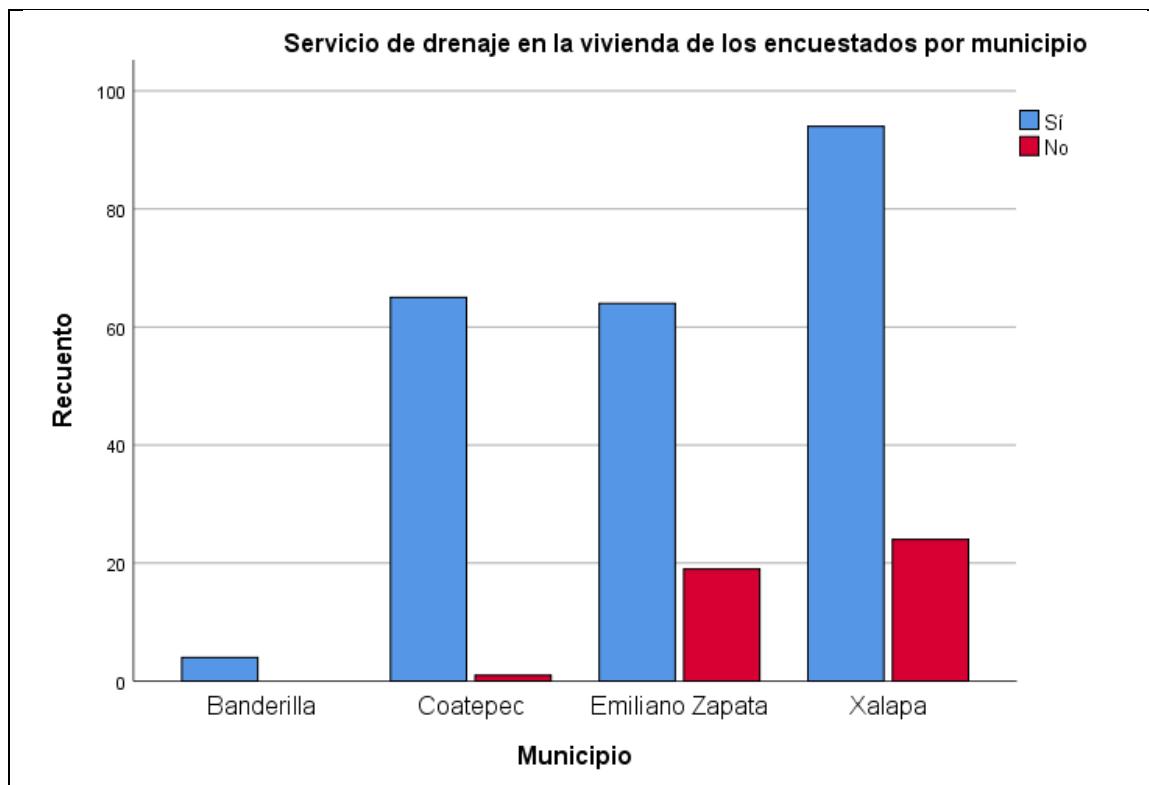


Figura 26. Servicio de drenaje en viviendas de los encuestados por municipio.

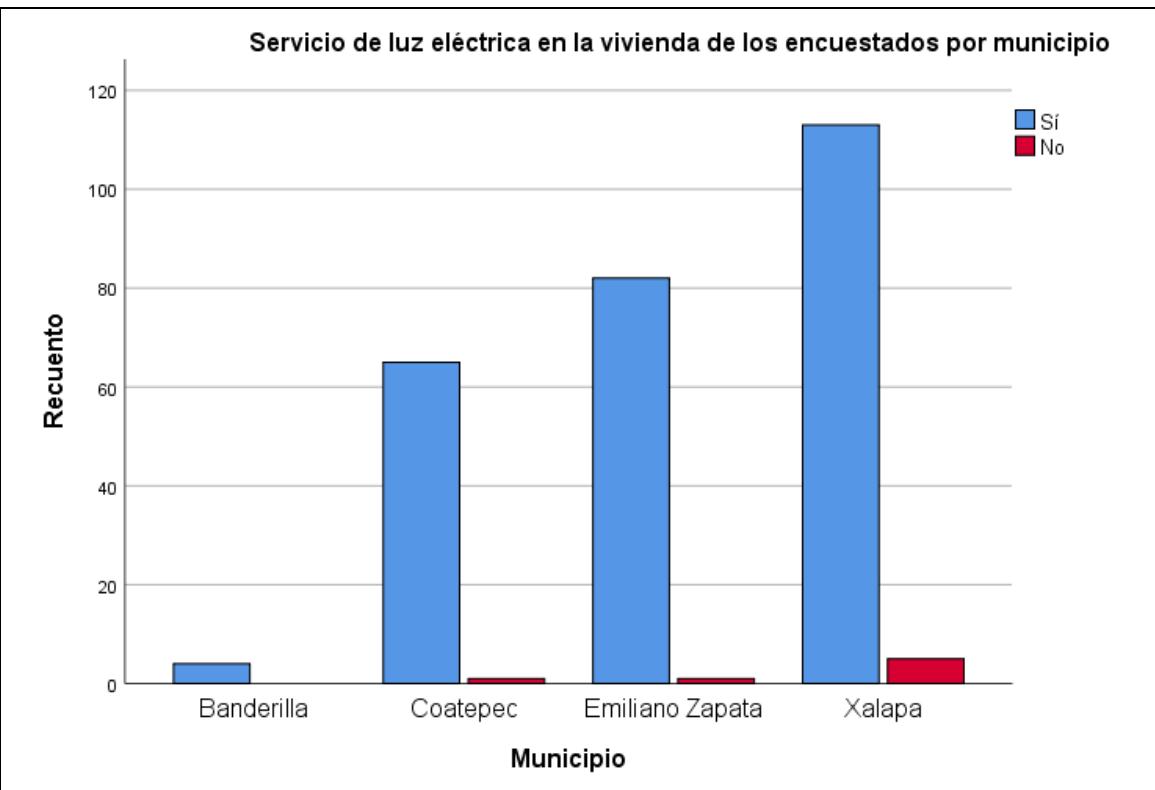


Figura 27. Servicio de energía eléctrica en viviendas de los encuestados por municipio.

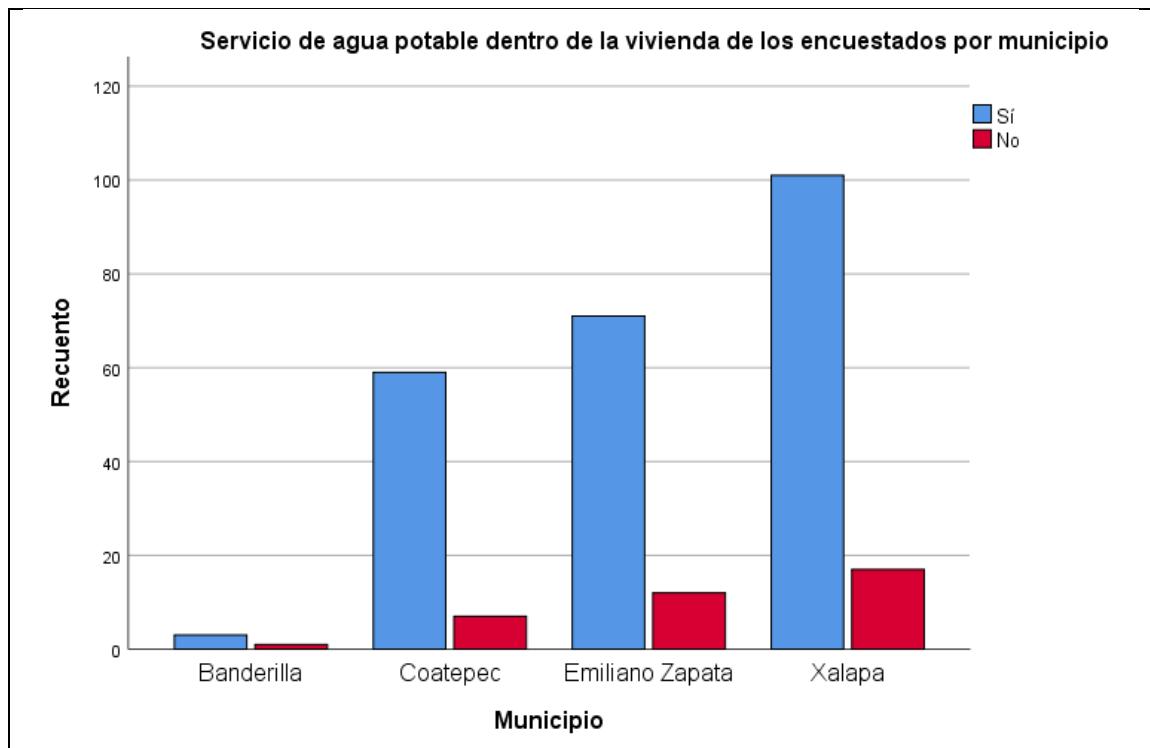


Figura 28. Servicio de agua potable dentro de las viviendas de los encuestados por municipio.

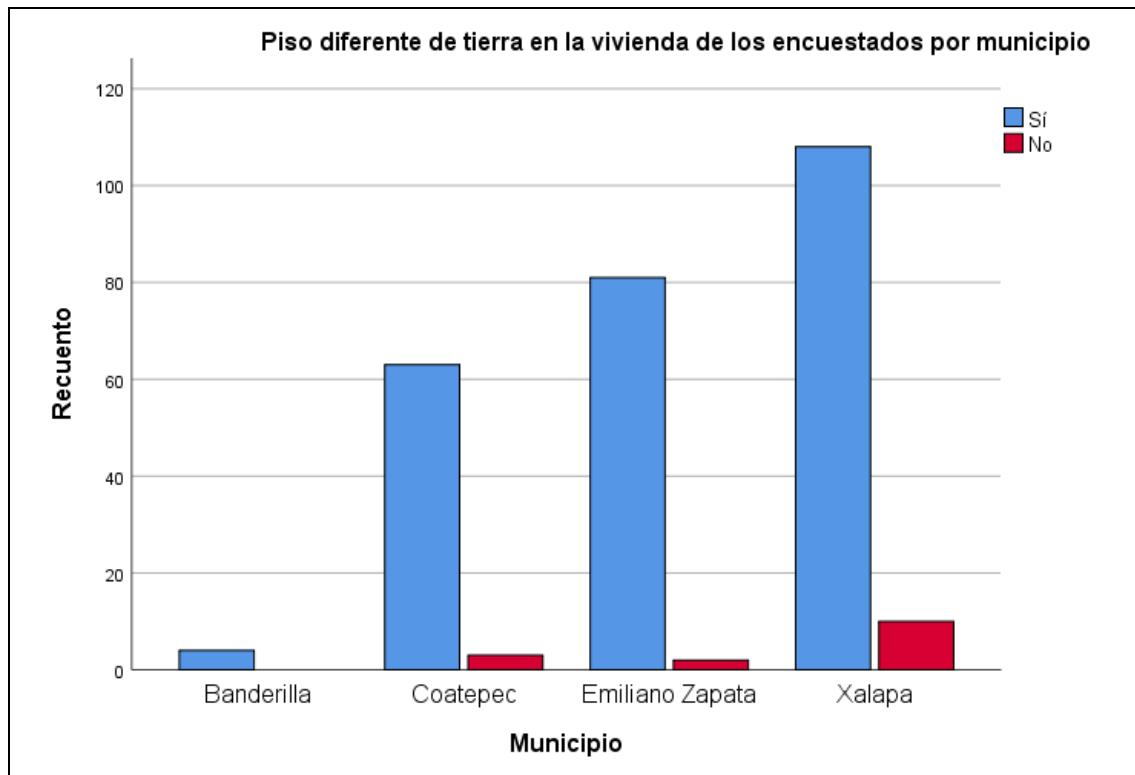


Figura 29. Piso diferente de tierra en las viviendas de los encuestados por municipio.

La ocupación de los encuestados difiere según el municipio; sin embargo, predomina el de ama de casa (111) y comerciante (29), principalmente por quienes en su mayoría aceptaban a responder la encuesta, mientras que en los hombres predomina la ocupación de campesino (32) y comerciante (28). En Banderilla, predominan los encuestados comerciantes seguidos por la ocupación de estudiante y servicios. En Coatepec, después de las amas de casa siguen los comerciantes y los servicios. En Emiliano Zapata los campesinos y comerciantes. En Xalapa los comerciantes y después los servicios y campesinos (*Figura 30*).

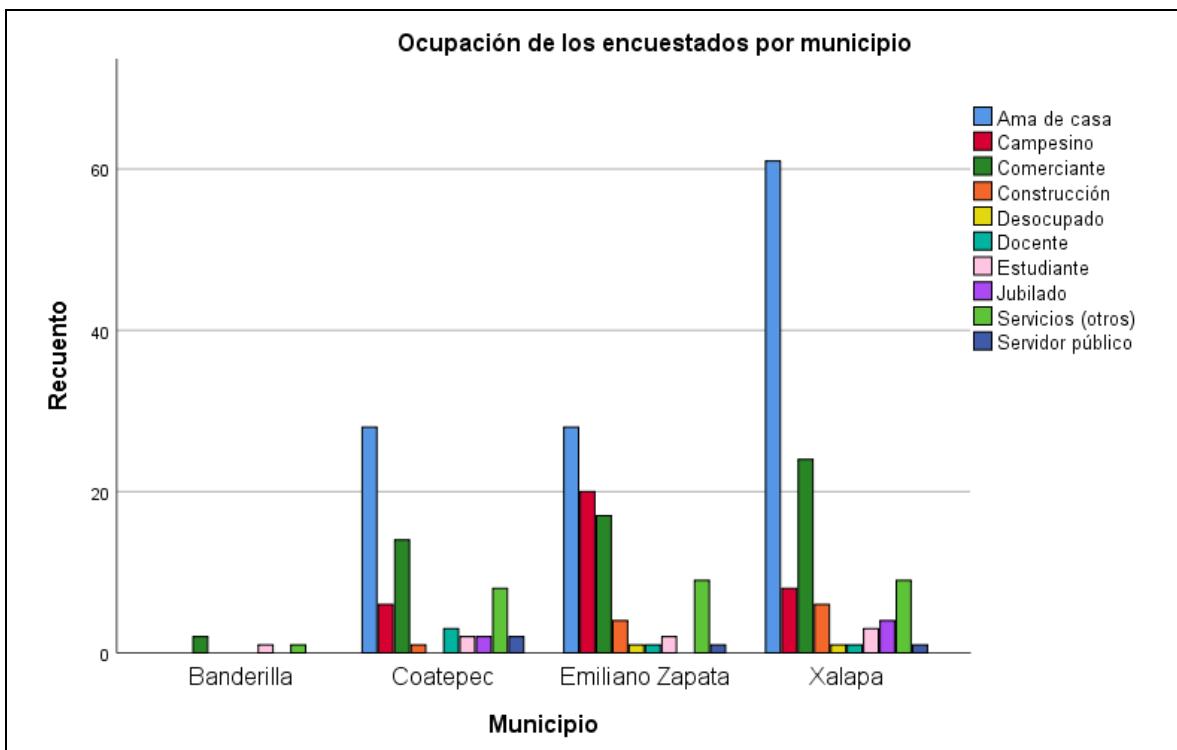


Figura 30. Ocupación de los encuestados por municipio.

El derecho sobre la tierra generalmente es propio; mientras que en menor proporción se encuentra la rentada y en apariencia (*Figura 31*).

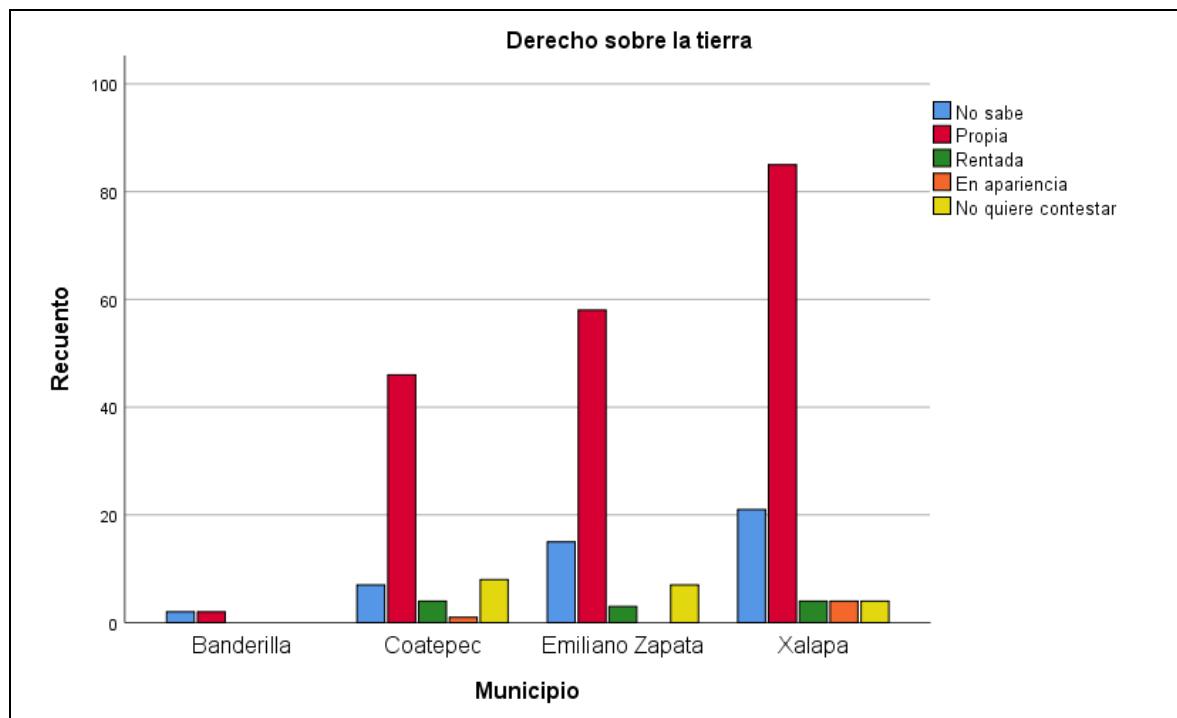


Figura 31. Derecho sobre la tierra de los encuestados por municipio.

En los municipios encuestados, la identificación del conocimiento de actividades que modifican la configuración del paisaje (como ganadería, agricultura, tala de árboles y extracción de plantas) alrededor de las localidades cercanas a sitios degradados varía no solo entre municipios, sino también entre las localidades de cada municipio (*Tabla 30*). Respecto a cultivos (tanto temporales y perennes con excepción del café de sombra) cercanos a la localidad, en Banderilla el 50% logró identificarlos, en Coatepec fue el 83%, en Emiliano Zapata 66% y en Xalapa el 64%. Respecto al conocimiento de la presencia de ganado, en Banderilla el 50% los identifican, en Coatepec el 37%, en Emiliano Zapata fue el 46% y en Xalapa el 49%. En relación con el conocimiento de la extracción de madera o leña de las entidades forestales cercanas a la localidad, el 75% de los encuestados de Banderilla logran identificarla, en Coatepec el 86%, en Emiliano Zapata el 77% y en Xalapa el 57%. Finalmente, sobre el conocimiento de extracción de plantas silvestres, en Banderilla el 25% menciona conocer esta práctica, en Coatepec el 53%, en Emiliano Zapata el 43% y en Xalapa el 22%.

Tabla 30. Identificación por parte de los encuestados de cultivos, crianza de ganado, extracción de leña o madera y extracción de plantas silvestres cercano a la localidad por municipio y localidad.

Municipio			Cultivos cercanos a la localidad				Cría de ganado cercana a la localidad				Extracción de madera o leña cerca de la localidad				Extracción de plantas silvestres cerca de la localidad			
			No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total
Banderilla	Localidad	La Haciendita	0	2	2	4	2	2	0	4	0	3	1	4	0	1	3	4
	Total		0	2	2	4	2	2	0	4	0	3	1	4	0	1	3	4
Coatepec	Localidad	Bella Esperanza	0	2	0	2	0	1	1	2	0	2	0	2	1	0	1	2
		Coatepec	1	15	6	22	4	2	16	22	1	18	3	22	3	11	8	22
		Fraccionamiento Los Cafetales	0	1	1	2	0	2	0	2	1	1	0	2	0	0	2	2
		La Laguna	0	2	0	2	0	0	2	2	0	2	0	2	0	0	2	2
		Las Puentes (Col. Obrera)	0	1	1	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	0	2	2
		Mahuixtlán	1	11	0	12	1	2	9	12	2	10	0	12	0	9	3	12
		Pacho Viejo	0	12	0	12	1	8	3	12	0	10	2	12	1	6	5	12
		Tuzamapan	1	11	0	12	0	8	4	12	0	12	0	12	1	9	2	12
Total			3	55	8	66	6	25	35	66	4	57	5	66	6	35	25	66
Emiliano Zapata	Localidad	Alborada	0	2	0	2	1	0	1	2	0	1	1	2	1	0	1	2
		Cd. Primavera	0	1	1	2	0	1	1	2	0	2	0	2	0	1	1	2
		Cerro Gordo	0	4	6	10	0	3	7	10	0	7	3	10	1	4	5	10
		El Lencero	1	8	3	12	1	5	6	12	0	8	4	12	1	8	3	12
		Emiliano Zapata (Carrizal)	0	9	3	12	0	4	8	12	0	10	2	12	0	3	9	12
		Estanzuela	0	11	1	12	1	5	6	12	0	9	3	12	0	5	7	12
		La Balsa	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	0	2	2

Municipio		Cultivos cercanos a la localidad				Cría de ganado cercana a la localidad				Extracción de madera o leña cerca de la localidad				Extracción de plantas silvestres cerca de la localidad				
		No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total	No sé	Sí	No	Total	
	Localidad	Miradores	0	8	5	13	0	10	3	13	0	11	2	13	0	5	8	13
		Palo Gacho	0	4	1	5	0	0	5	5	0	5	0	5	0	4	1	5
		Plan del Río	0	4	1	5	1	3	1	5	0	4	1	5	0	4	1	5
		Santa Lucía 1	0	2	6	8	0	3	5	8	0	5	3	8	1	2	5	8
		Total	1	55	27	83	3	39	43	83	0	64	19	83	4	36	43	83
		Chiltayoc	0	2	0	2	0	1	1	2	0	2	0	2	0	2	0	2
		Col. 6 de Enero	1	11	0	12	0	9	3	12	1	10	1	12	0	3	9	12
Xalapa		El Castillo	0	21	1	22	1	16	5	22	2	8	12	22	2	7	13	22
		La Haciendita	0	5	2	7	0	6	1	7	0	5	2	7	1	2	4	7
		San Antonio Paso del Toro	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	2	0	1	1	2
		Tronconal	0	12	0	12	0	5	7	12	0	8	4	12	1	0	11	12
		Xalapa Enríquez	13	23	25	61	3	19	39	61	6	33	22	61	12	11	38	61
		Total	14	76	28	118	4	58	56	118	9	68	41	118	16	26	76	118
		Total	18	188	65	271	15	124	134	271	13	192	66	271	26	98	147	271

Para aquellos encuestados que identifican las actividades que modifican el paisaje, la percepción de la lejanía de éstas a la localidad difiere en cada municipio. Respecto a la lejanía de los cultivos, el 69% de los encuestados los localizan a menos de 1 km de su localidad. En Banderilla, solo para la localidad de La Haciendita, el 100% de los encuestados mencionan que los cultivos se encuentran a menos de 1 km de distancia. En Coatepec son el 83% los que los identifican a menos de 1 km, en Emiliano Zapata es el 63% y en Xalapa también es del 63% (*Figura 32*).

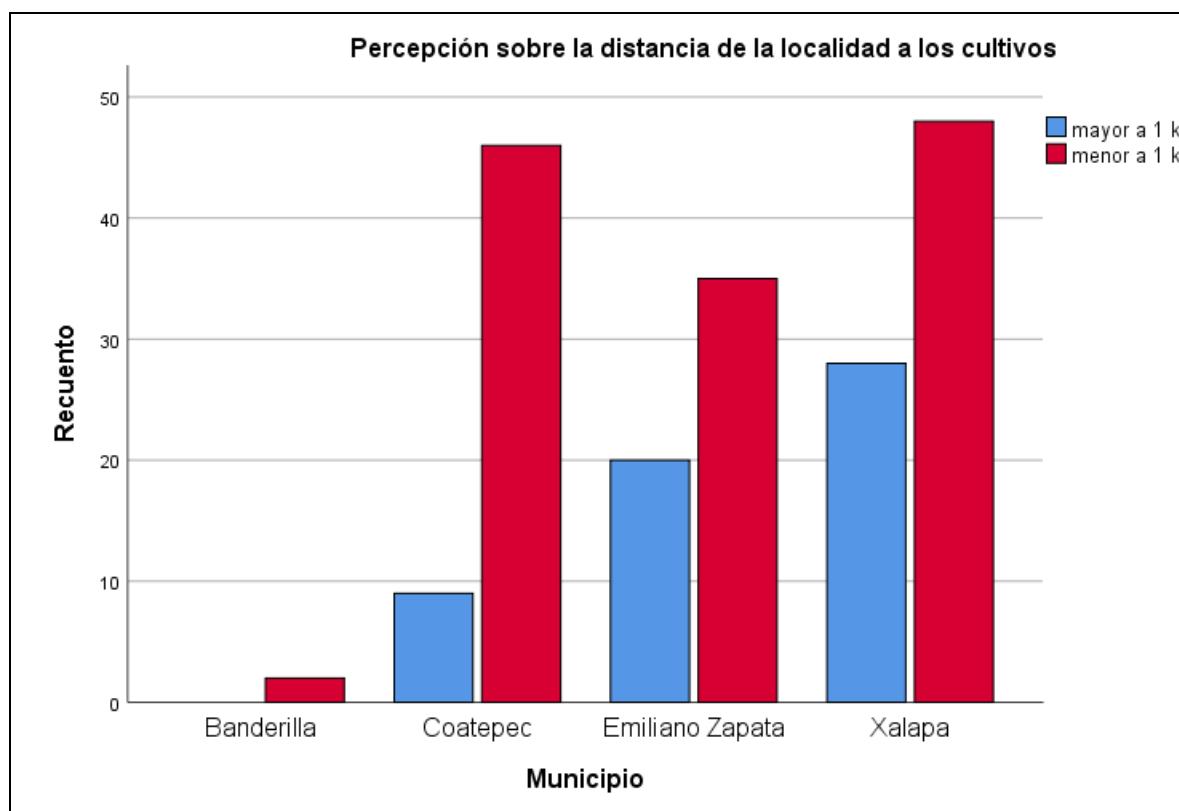


Figura 32. Percepción sobre la distancia de la localidad a los cultivos.

Las zonas con pastizales y potreros para ganado los identifican a menos de 1 km de la localidad por el 70% de los encuestados. En Banderilla, en la localidad de La Haciendita, el 100% identifica estas zonas a menos de 1 km de distancia de su localidad. El 71% en Coatepec tiene la percepción de que se encuentran a esa distancia, mientras que en Emiliano Zapata es el 77% y en Xalapa el 63% (*Figura 33*).

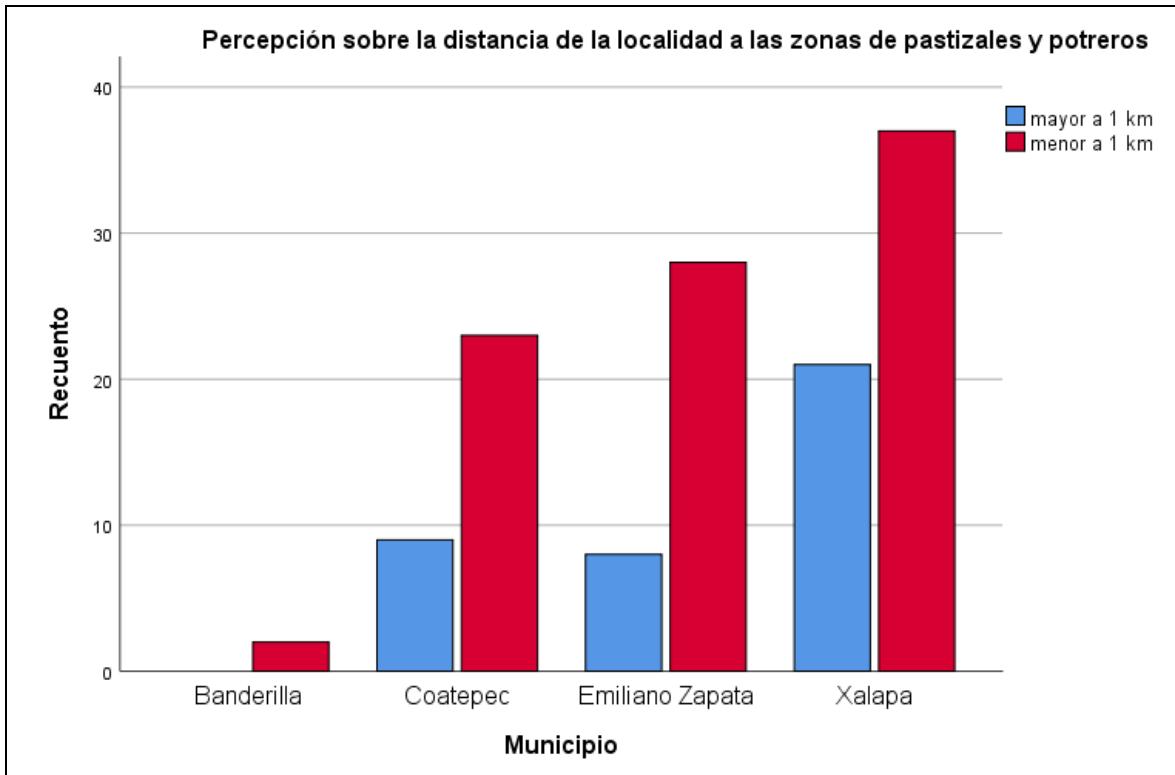


Figura 33. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas con ganado.

El 52% de los encuestados identifican actividades de extracción de leña y/o madera a menos de 1 km de su localidad. En Banderilla, en la localidad encuestada, el 33% de los que conocen estas actividades consideran que se llevan a cabo a menos de 1 km de distancia de su localidad. Para Coatepec, este porcentaje es del 63%, en Emiliano Zapata del 39% y en Xalapa del 57% (*Figura 34*).

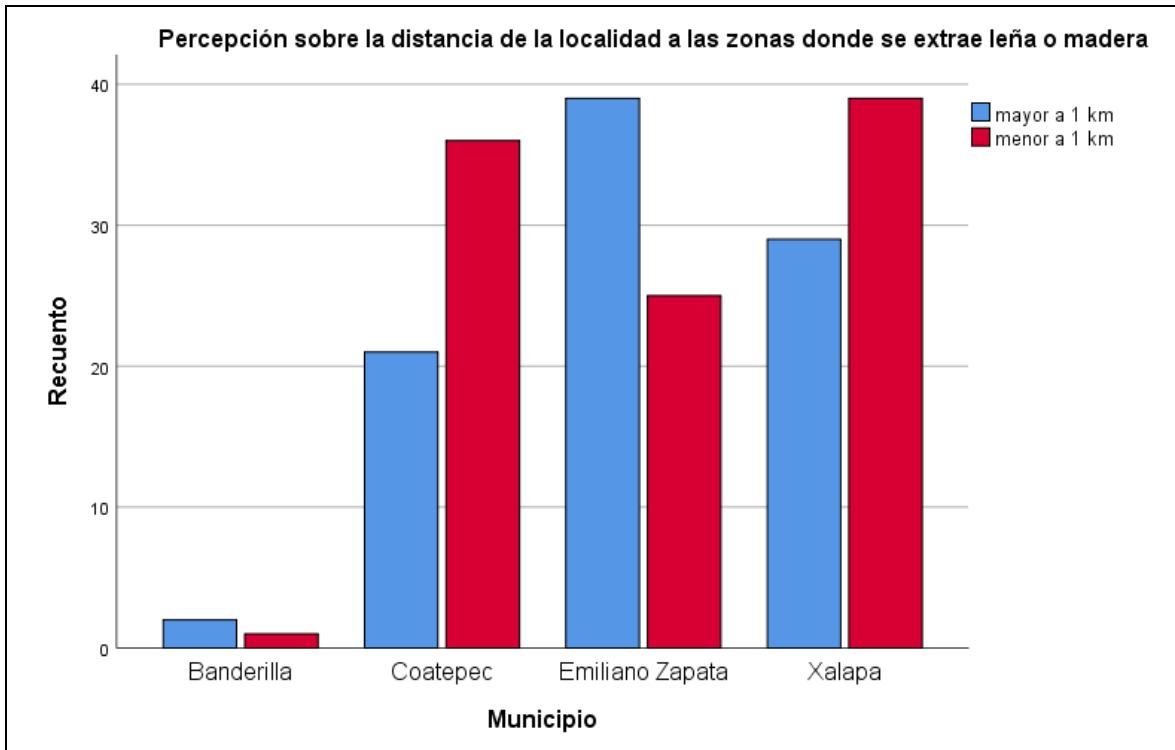


Figura 34. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas de extracción de leña o madera.

El 67% de los encuestados mencionan que la extracción de plantas para uso medicinal, alimenticio u ornamental se lleva a cabo a menos de 1 km de su localidad. El 100% de los encuestados identifican la actividad a dicha distancia; mientras que en Coatepec es el 71%, en Emiliano Zapata es el 52% y en Xalapa el 80% (*Figura 35*).

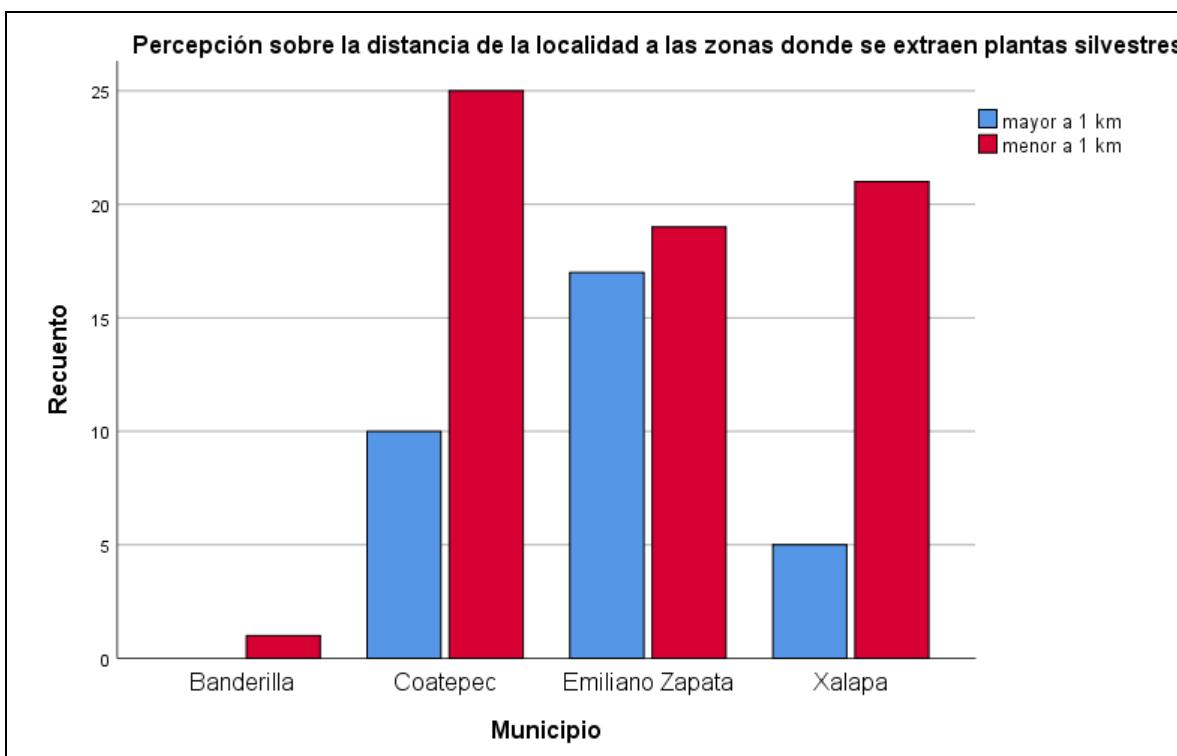


Figura 35. Percepción sobre la distancia de la localidad a las zonas donde se extraen plantas silvestres.

En su mayoría (81.6%), los encuestados mencionan que no existe una política o programa enfocado a regular las actividades que afecten a la vegetación alrededor de sus localidades, en menor proporción mencionan que sí conocen de este tipo de instrumentos (17.2%); sin embargo, poca gente (1.1%) acepta que desconoce su existencia de programas enfocados a recuperar la cobertura vegetal, áreas naturales protegidas o el ordenamiento ecológico territorial. En Banderilla se menciona que estos instrumentos no existen. En Coatepec el 35.7% menciona que estos instrumentos existen cerca de sus localidades, en Emiliano Zapata el 9.6% los identifica y en Xalapa solo el 14.4% (*Tabla 31*).

Tabla 31. Conocimiento de políticas públicas regulatorias de actividades en la vegetación por los encuestados por municipio y localidad en las localidades cercanas a sitios deforestados y degradados en el área de estudio.

Municipio	Conocimiento de política o programa regulatorio de actividades en la vegetación			Total
	No sé	Sí	No	
Banderilla	0	0	4	4

Municipio		Conocimiento de política o programa regulatorio de actividades en la vegetación			Total
		No sé	Sí	No	
	Total	0	0	4	4
Coatepec	Localidad	Bella Esperanza	0	1	1
		Coatepec	0	13	9
		Fraccionamiento Los Cafetales	0	0	2
		La Laguna	0	0	2
		Las Puentes (Col. Obrera)	0	1	1
		Mahuixtlán	0	1	11
		Pacho Viejo	0	4	8
		Tuzamapan	0	3	9
		Total	0	20	36
					56
Emiliano Zapata	Localidad	Alborada	0	0	2
		Cd. Primavera	0	0	2
		Cerro Gordo	0	0	10
		El Lencero	0	3	9
		Emiliano Zapata (Carrizal)	0	2	10
		Estanzuela	0	3	9
		La Balsa	0	0	2
		Miradores	0	0	13
		Palo Gacho	0	0	5
		Plan del Río	0	0	5
		Santa Lucía 1	0	0	8
		Total	0	8	75
Xalapa	Localidad	Chilitoyac	0	0	2
		Col. 6 de Enero	0	3	9
		El Castillo	1	9	12
		La Haciendita	0	1	6
		San Antonio Paso del Toro	0	0	2
		Tronconal	1	2	9
		Xalapa Enríquez	1	2	58
		Total	3	17	98
					118

Percepción ante actividades

La posición a favor o en contra ante el desarrollo de actividades específicas que modifican los paisajes como la generación de bancos de material, expansión urbana, construcción de vías de comunicación, plantaciones de pastizales y cultivos, así como del aumento de la cobertura forestal dentro de un kilómetro a sus localidades se muestra en la *Figura 36*. Los pobladores encuestados, cercanos a los sitios degradados y deforestados, se encuentran 28% a favor de la generación de bancos de materiales, 17% se encuentra neutral y 51% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 0 en Banderilla, -0.41 en Coatepec, -0.26 en Emiliano Zapata y -0.13 en Xalapa). Respecto a la expansión de la mancha urbana, el 46% está a favor, el 12% neutral y 39% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 0 en Banderilla, -0.16 en Coatepec, 0.19 en Emiliano Zapata y 0.07 en Xalapa). Sobre las vías de comunicación el 67% a favor, 6% neutral y 25% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 1 en Banderilla, 0.21 en Coatepec, 0.36 en Emiliano Zapata y 0.53 en Xalapa). Para la creación de pastizales y potreros para actividades pecuarias el 54% está a favor, 9% neutral y 33% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 0.25 en Banderilla, 0.20 en Coatepec, 0.14 en Emiliano Zapata y 0.26 en Xalapa). En cuanto a las plantaciones de cultivos el 86% se encuentra a favor, el 5% neutral y el 7% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 0.75 en Banderilla, 0.65 en Coatepec, 0.89 en Emiliano Zapata y 0.79 en Xalapa). Respecto al aumento de la vegetación arbolada, el 90% se encuentra a favor, 4% neutral y 4% en contra (en la escala de la *Figura 36*, 1 en Banderilla, 0.87 en Coatepec, 0.81 en Emiliano Zapata y 0.91 en Xalapa).

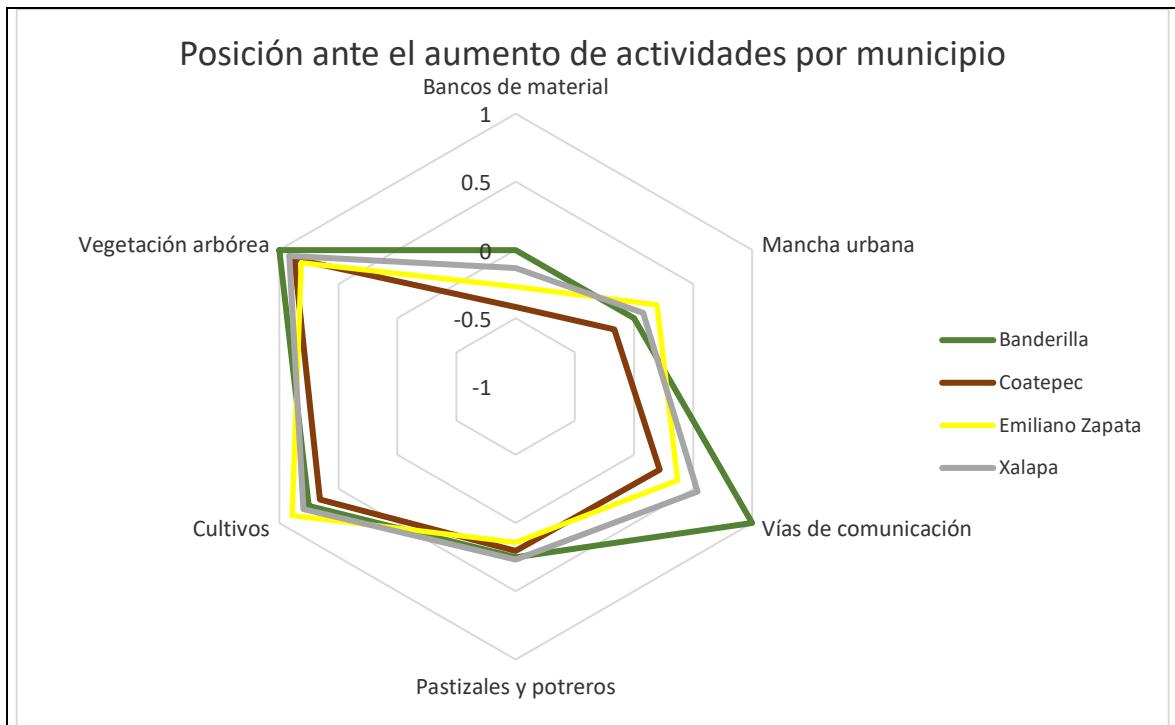


Figura 36. Promedio de la posición ante las actividades por municipio. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.

En el municipio de Banderilla, la localidad encuestada de La Haciendita, presenta una posición neutral respecto al aumento de los bancos de material y la mancha urbana, aumentando la posición favorable ante potreros y cultivos; y finalmente, se muestra totalmente a favor del aumento de las vías de comunicación y de la vegetación arbolada (*Figura 37*).

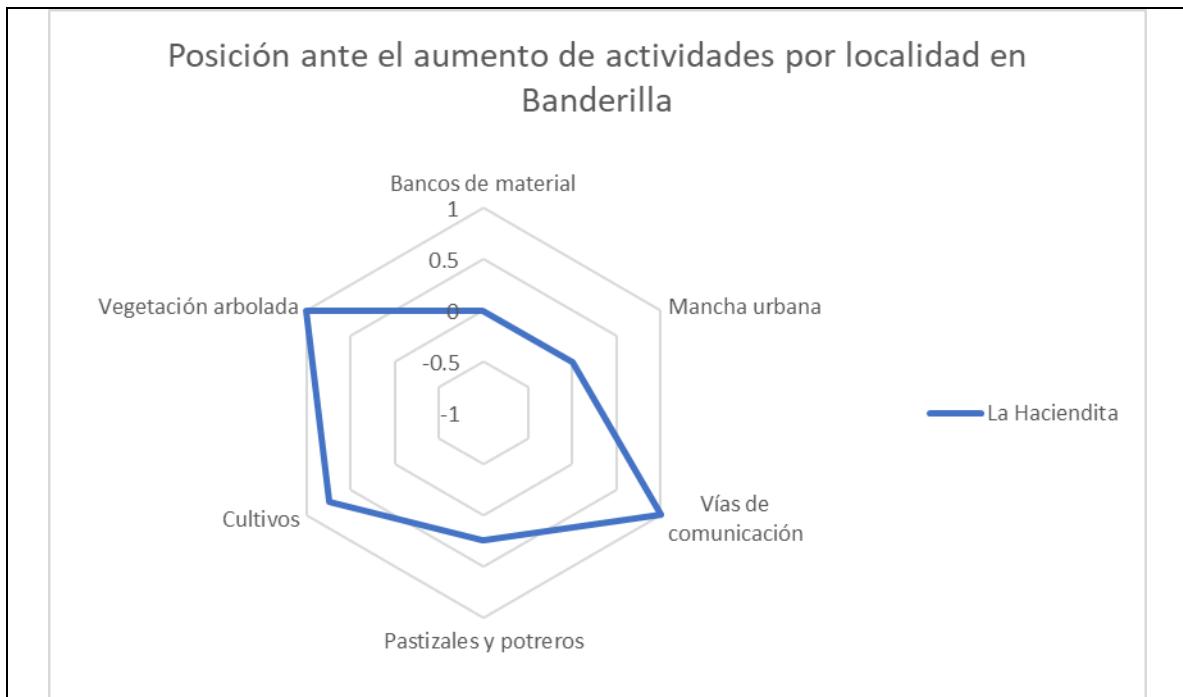


Figura 37. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Banderilla. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.

Entre las localidades de Coatepec en las que se realizaron las encuestas, se muestra generalmente una posición en contra del aumento de los bancos de material; sin embargo, la posición tomada ante el incremento de la mancha urbana, las vías de comunicación y pastizales es variada, resaltando Mahuixtlán, Fraccionamiento Los Cafetales y Las Fuentes (Col. Obrera) como las que se encuentran más a favor respectivamente. Para el aumento de los cultivos y la vegetación arbolada, todas las localidades se encuentran en una posición favorable; aunque en menor medida la localidad de Coatepec para cultivos y Tuzamapan para la vegetación arbolada (*Figura 38*).

Posición ante el aumento de actividades por localidad en Coatepec

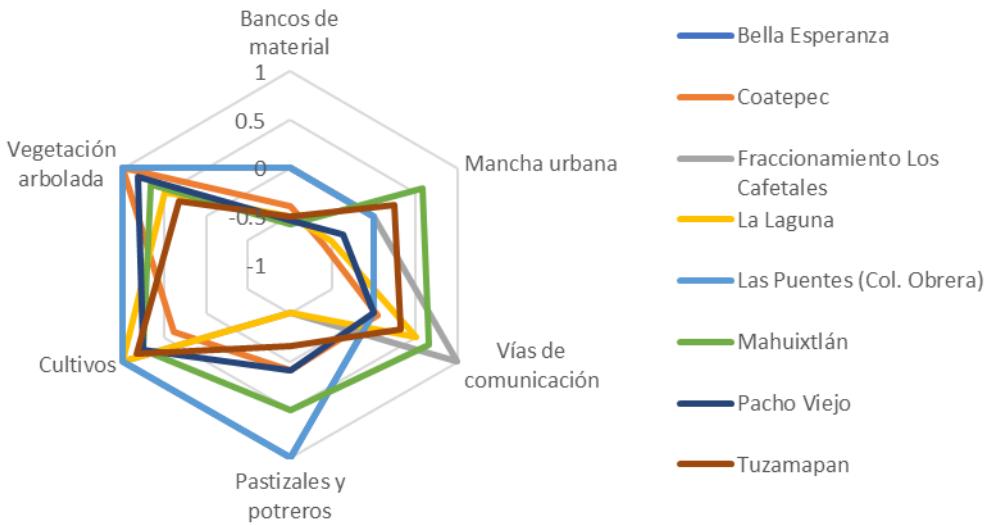


Figura 38. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Coatepec. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.

En el municipio de Emiliano Zapata, las posiciones ante las actividades son muy variadas, con excepción del aumento de cultivos y el aumento de la vegetación arbolada. Alborada se presenta como la localidad con una posición más favorable ante el crecimiento de los bancos de material y pastizales para ganado, en cuanto a la mancha urbana es Cd. Primavera y Miradores en vías de comunicación (*Figura 39*).

Posición ante el aumento de actividades por localidad en Emiliano Zapata

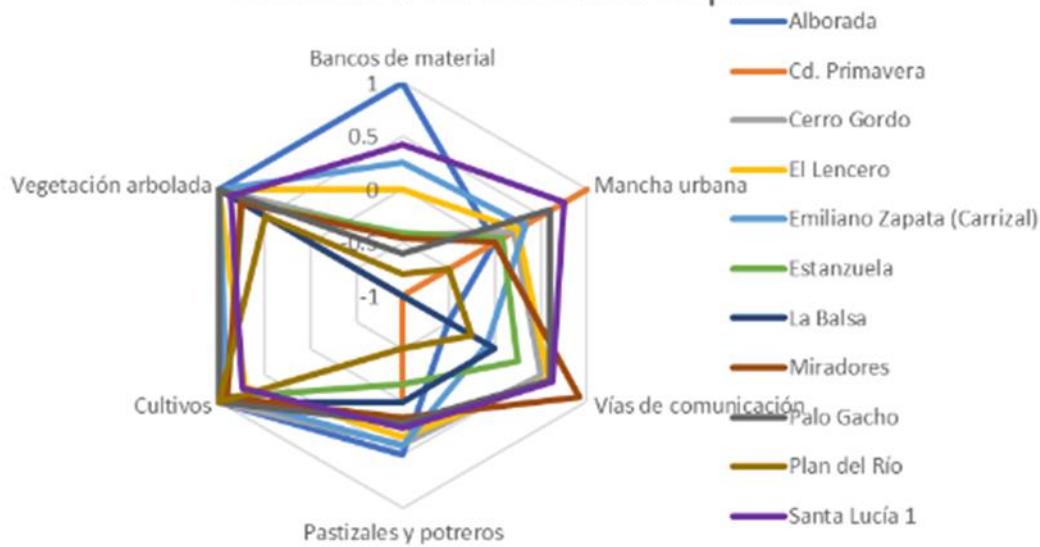


Figura 39. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Emiliano Zapata. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.

Sin contar a Banderilla, Xalapa se destaca por ser el municipio con mayor homogeneidad en su posición ante actividades; sin embargo, hay excepciones puntuales. En general, las localidades son neutrales en cuanto al aumento de los bancos de material, pero El Tronconal y San Antonio Paso del Toro presentan una posición negativa. En cuanto al incremento de la mancha urbana son El Tronconal, San Antonio Paso del Toro y la Colonia 6 de Enero los que se encuentran en una posición negativa. En vías de comunicación, la posición es positiva con excepción de las localidades de Chiltoyac y Colonia 6 de Enero. Para pastizales y potreros, la posición es positiva, aunque neutral para Chiltoyac y negativa para la Colonia 6 de Enero. Finalmente, la posición muestra positiva ante el incremento de los cultivos y zonas arboladas (*Figura 40*).

Posición ante el aumento de actividades por localidad en Xalapa

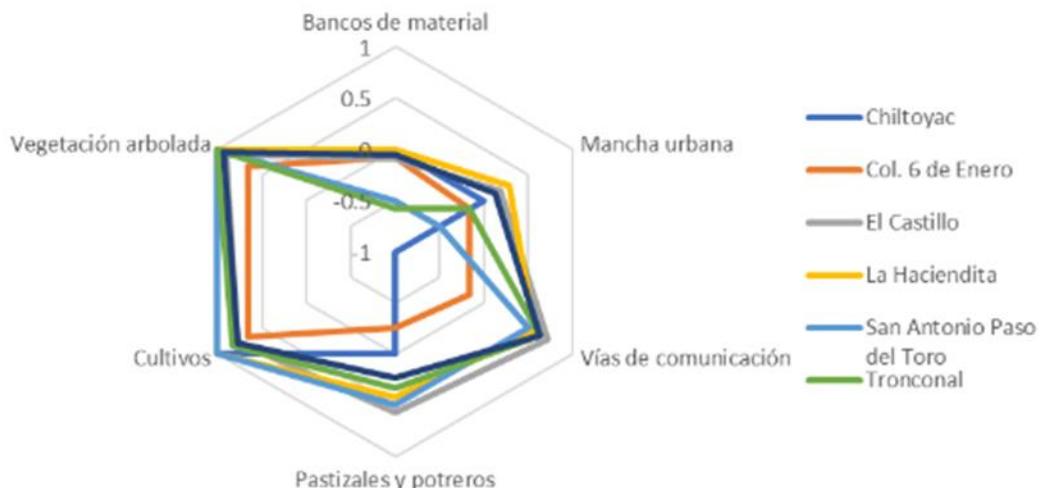


Figura 40. Promedio de la posición ante las actividades por localidad en Xalapa. 1: positivo; -1: negativo; 0: neutral.

Desmonte y venta/renta de terrenos

De acuerdo con la posición de los encuestados sobre la decisión de desmontar una parcela propia o una ficticia de 2 ha bajo su condición económica actual, el 49% se encontraría dispuesto a desmontarlo para la construcción, cultivo o crianza de ganado, mientras que el 3% se encuentra de forma neutral y el 45% está en desacuerdo. No obstante, la posición de venderlo o rentarlo para una actividad que implique su desmonte, el 34% está a favor, el 6% de forma neutral y el 56% está en desacuerdo (*Tabla 32*).

Tabla 32. Posición ante el escenario de desmonte de una parcela propia y su venta/renta.

Tabla cruzada Municipio*Desmonte de parcela de dos ha						
		Desmonte de parcela de dos ha				Total
		Sin opinión	A favor	Neutral	Desacuerdo	
Municipio	Banderilla	0	2	0	2	4
	Coatepec	2	27	2	35	66
	Emiliano Zapata	1	42	3	37	83
	Xalapa	0	63	5	50	118

Total		3	134	10	124	271
		Renta/venta de parcela de 2 ha				Total
		Sin opinión	A favor	Neutral	Desacuerdo	
Municipio	Banderilla	0	1	0	3	4
	Coatepec	1	16	1	48	66
	Emiliano Zapata	3	28	9	43	83
	Xalapa	2	49	7	60	118
Total		6	94	17	154	271

La prueba estadística de χ^2 para demostrar una asociación entre las respuestas de los encuestados entre una posibilidad de desmontar y rentar/vender parcelas arboladas muestran que no existe una asociación de las respuestas en Banderilla ni en Coatepec; sin embargo, en Xalapa y Emiliano Zapata sí existe una asociación de sus respuestas (*Tabla 33, Tabla 34 y Tabla 35*). En el área de estudio, el 64.9% de los encuestados que decidirían vender o rentar las parcelas coinciden con la opción de desmontarlas. Para aquellos que se encuentran en contra de la venta o renta coinciden en 54.6% de aquellos que se encuentran en contra de desmontarlas por sí mismos.

Tabla 33. Resumen de procesamiento de casos de desmonte y renta/venta.

		Casos					
		Válido		Perdido		Total	
		N	Porcentaje	N	Porcentaje	N	Porcentaje
	Desmonte * Renta/Venta *	263	97.0%	8	3.0%	271	100.0%
	Municipio						

Tabla 34. Tabla cruzada de desmonte y renta/venta por municipio.

Municipio				Renta/Venta			Total
				Favor	Neutral	Contra	
Banderilla	Desmonte	Favor	Recuento esperado	0.5		1.5	2.0
			% dentro de RentaVenta	100.0%		33.3%	50.0%
	Contra		Recuento esperado	0.5		1.5	2.0
			% dentro de RentaVenta	0.0%		66.7%	50.0%

Municipio			Renta/Venta			Total		
			Favor	Neutral	Contra			
	Total		Recuento esperado	1.0		3.0	4.0	
			% dentro de RentaVenta	100.0%		100.0%	100.0%	
Coatepec	Desmonte	Favor	Recuento esperado	6.8	0.4	19.8	27.0	
			% dentro de RentaVenta	56.3%	0.0%	38.3%	42.2%	
		Neutral	Recuento esperado	0.5	0.0	1.5	2.0	
			% dentro de RentaVenta	0.0%	0.0%	4.3%	3.1%	
		Contra	Recuento esperado	8.8	0.5	25.7	35.0	
			% dentro de RentaVenta	43.8%	100.0%	57.4%	54.7%	
	Total		Recuento esperado	16.0	1.0	47.0	64.0	
			% dentro de RentaVenta	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
Emiliano Zapata	Desmonte	Favor	Recuento esperado	14.2	4.6	21.3	40.0	
			% dentro de RentaVenta	71.4%	11.1%	45.2%	50.6%	
		Neutral	Recuento esperado	1.1	0.3	1.6	3.0	
			% dentro de RentaVenta	0.0%	22.2%	2.4%	3.8%	
		Contra	Recuento esperado	12.8	4.1	19.1	36.0	
			% dentro de RentaVenta	28.6%	66.7%	52.4%	45.6%	
	Total		Recuento esperado	28.0	9.0	42.0	79.0	
			% dentro de RentaVenta	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
Xalapa	Desmonte	Favor	Recuento esperado	26.2	3.7	32.1	62.0	
			% dentro de RentaVenta	63.3%	42.9%	46.7%	53.4%	
		Neutral	Recuento esperado	2.1	0.3	2.6	5.0	
			% dentro de RentaVenta	4.1%	42.9%	0.0%	4.3%	
		Contra	Recuento esperado	20.7	3.0	25.3	49.0	
			% dentro de RentaVenta	32.7%	14.3%	53.3%	42.2%	
	Total		Recuento esperado	49.0	7.0	60.0	116.0	
			% dentro de RentaVenta	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
Total	Desmonte	Favor	Recuento esperado	46.8	8.5	75.7	131.0	
			% dentro de RentaVenta	64.9%	23.5%	43.4%	49.8%	
		Neutral	Recuento esperado	3.6	0.6	5.8	10.0	

Municipio			Renta/Venta			Total
			Favor	Neutral	Contra	
		% dentro de RentaVenta	2.1%	29.4%	2.0%	3.8%
		Contra	Recuento esperado	43.6	7.9	70.5
		% dentro de RentaVenta	33.0%	47.1%	54.6%	46.4%
	Total	Recuento esperado	94.0	17.0	152.0	263.0
		% dentro de RentaVenta	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

Tabla 35. Pruebas de chi-cuadrado desmonte y renta/venta por municipio.

Municipio		Valor	df	Significación asintótica (bilateral)
Banderilla	Chi-cuadrado de Pearson	1.333 ^b	1	0.248
	Corrección de continuidad ^c	0.000	1	1.000
	Razón de verosimilitud	1.726	1	0.189
	Prueba exacta de Fisher			
	N de casos válidos	4		
Coatepec	Chi-cuadrado de Pearson	2.855 ^d	4	0.582
	Razón de verosimilitud	3.672	4	0.452
	N de casos válidos	64		
Emiliano Zapata	Chi-cuadrado de Pearson	17.822 ^e	4	0.001
	Razón de verosimilitud	15.808	4	0.003
	N de casos válidos	79		
Xalapa	Chi-cuadrado de Pearson	32.378 ^f	4	0.000
	Razón de verosimilitud	19.610	4	0.001
	N de casos válidos	116		
Total	Chi-cuadrado de Pearson	45.107 ^a	4	0.000
	Razón de verosimilitud	28.506	4	0.000
	N de casos válidos	263		

Perspectiva y prospectiva

La percepción en retrospectiva del estado en que se encuentran las zonas arboladas alrededor de las localidades fue principalmente en peor estado (57%, 156 encuestados) que hace 10 años, seguido de que éstas siguen igual (16%, 46 encuestados) y por último que se encuentran mejor (5%, 16 encuestados); cabe destacar que el 19% (53 encuestados) no emitió su opinión (*Figura 41*). Entre las principales causas por las que la vegetación se encuentra en peor estado, los encuestados mencionaron la construcción de viviendas y de vías de comunicación, la contaminación, la fragmentación y la conversión de café de sombra a cultivos de limón. No obstante, el aumento de la sucesión ecológica dentro de los cafetales de sombra abandonados es vista por algunos encuestados como un aspecto negativo. La percepción prospectiva de la vegetación forestal cercana a las localidades de los encuestados se enfoca en su desaparición en 10 años por la construcción de viviendas; sin embargo, también existe incertidumbre sobre cómo se encontrarán los espacios que actualmente tienen vegetación (*Figura 42*).

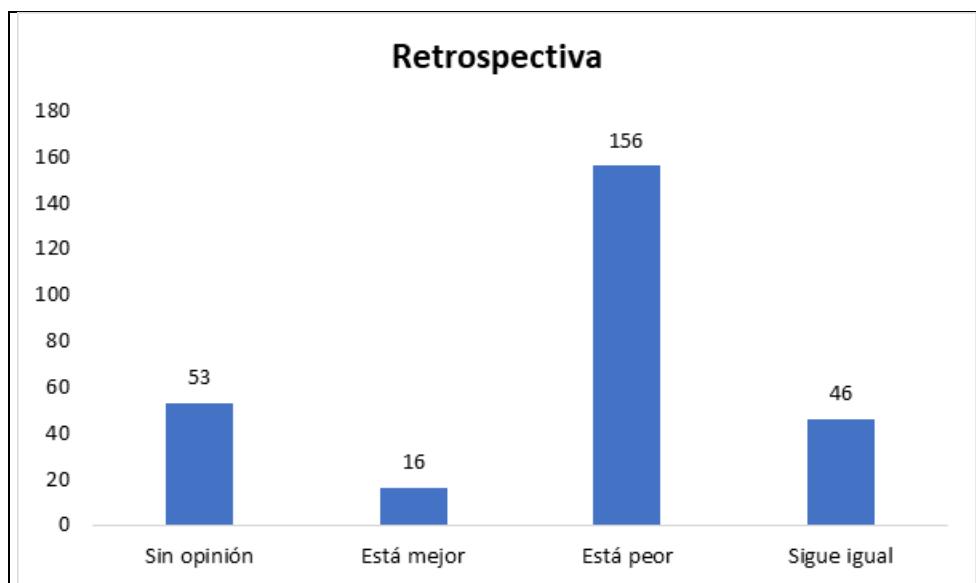


Figura 41. Frecuencia de la percepción en retrospectiva del estado de la vegetación forestal cercana a las localidades de los encuestados con respecto a hace 10 años.

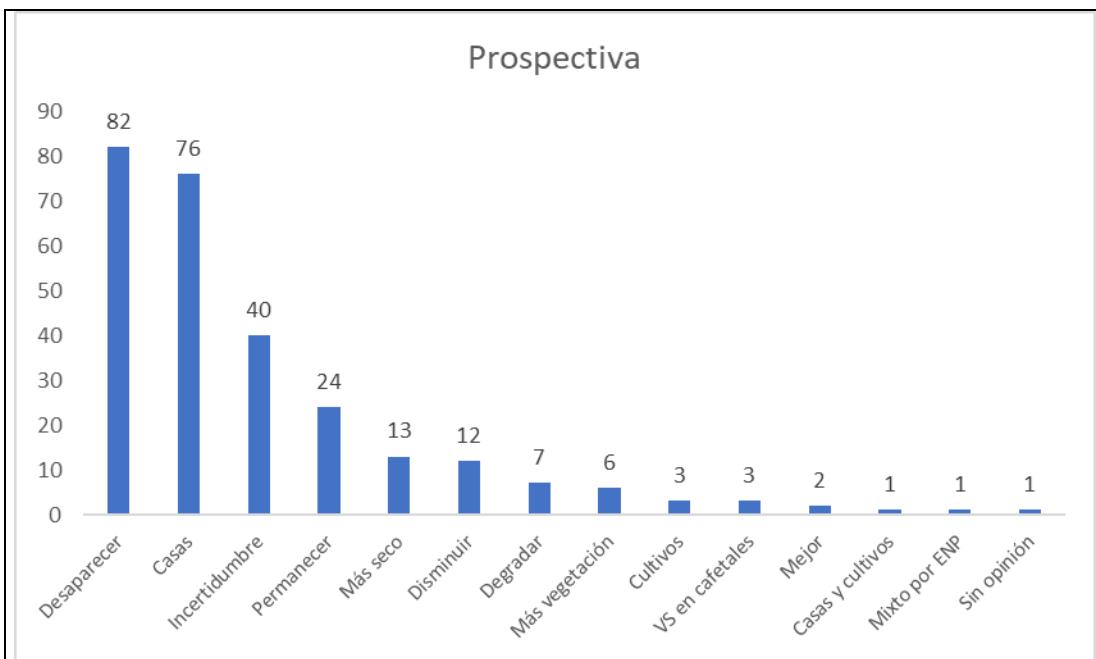


Figura 42. Frecuencia de la percepción en prospectiva del estado y/o reemplazo de la vegetación forestal cercana a las localidades de los encuestados en un periodo de 10 años.

7.5 Áreas con potencial de conservación de la vegetación forestal

Los resultados del software Marxan señalaron en sus 100 ejecuciones un total de 22,781.95 ha de áreas con potencial de conservación. De estas ejecuciones, menos del 50% incidieron en la selección de 10,855.03 ha; mientras que en más del 50% incidieron en la selección de 11,926.91 ha. Las ejecuciones en promedio presentan un valor de 3,742.38; sin embargo, la mejor opción se representa con el valor general de 3,719.5, bajo un costo de 3,372 unidades de planificación, conexión de 3,462 unidades y penalidad de 1.3; lo cual se representa en 12,115.98 ha con una configuración espacial mostrada en la *Figura 43*, considerando la incorporación de los ecosistemas de la región y utilizando los ambientes antrópicos para su conexión (*Tabla 36*).

Tabla 36. Tipo de vegetación en los sitios identificados con potencial para la conservación de la vegetación forestal por el software Marxan.

USV	Superficie (ha)				Mejor opción
	Sitios Potenciales (1-100)	Sitios Potenciales (1-50)	Sitios Potenciales (51-100)		
Agropecuario	2,057.76	1,176.12	881.63		919.61
Bosque de encino	2,094.86	968.97	1,125.89		1,143.83

USV	Superficie (ha)			
	Sitios Potenciales (1-100)	Sitios Potenciales (1-50)	Sitios Potenciales (51-100)	Mejor opción
Bosque de pino	682.54	274.24	408.29	399.74
Bosque mesófilo de montaña	5,416.57	2,829.18	2,587.38	2,678.02
Café de sombra	5,733.68	3,030.73	2,702.95	2,767.81
Cuerpo de agua	3.08	2.35	0.73	0.93
Selva	6,433.82	2,374.95	4,058.86	4,029.62
Urbano/suelo desnudo	359.61	198.46	161.14	176.37
Total	22,781.95	10,855.03	11,926.91	12,115.98

Los sitios seleccionados con potencial para la conservación se distribuyen desde la parte alta de Banderilla, bordeando los límites del municipio de Tlalnelhuayocan hasta la transición del bosque de pino con el bosque mesófilo de montaña en Coatepec, formando un polígono extenso que posteriormente pasa por los cafetales que rodean a la ciudad de Coatepec, así como al sur de la ciudad de Xalapa y norte de la localidad de Pacho Viejo. Después continúan conectando los cafetales y vegetación secundaria alrededor de Estanzuela, yendo al norte donde se divide en dos direcciones: al Noroeste, en las zonas de alta pendiente donde se desarrollan cafetales bajo sombra, marcando la transición de bosque mesófilo de montaña y la selva baja; así como al sureste, siguiendo por los remanentes de bosque de encino y selva. Terminando su distribución en el cerro y cañadas de Chavarrillo, donde se concentran las mayores extensiones de encino y mayores almacenes de carbono para la selva. Para el caso de los sitios identificados como la mejor opción se encuentran principalmente sobrepuertos al mayor porcentaje de incidencia de la selección (*Figura 43*).

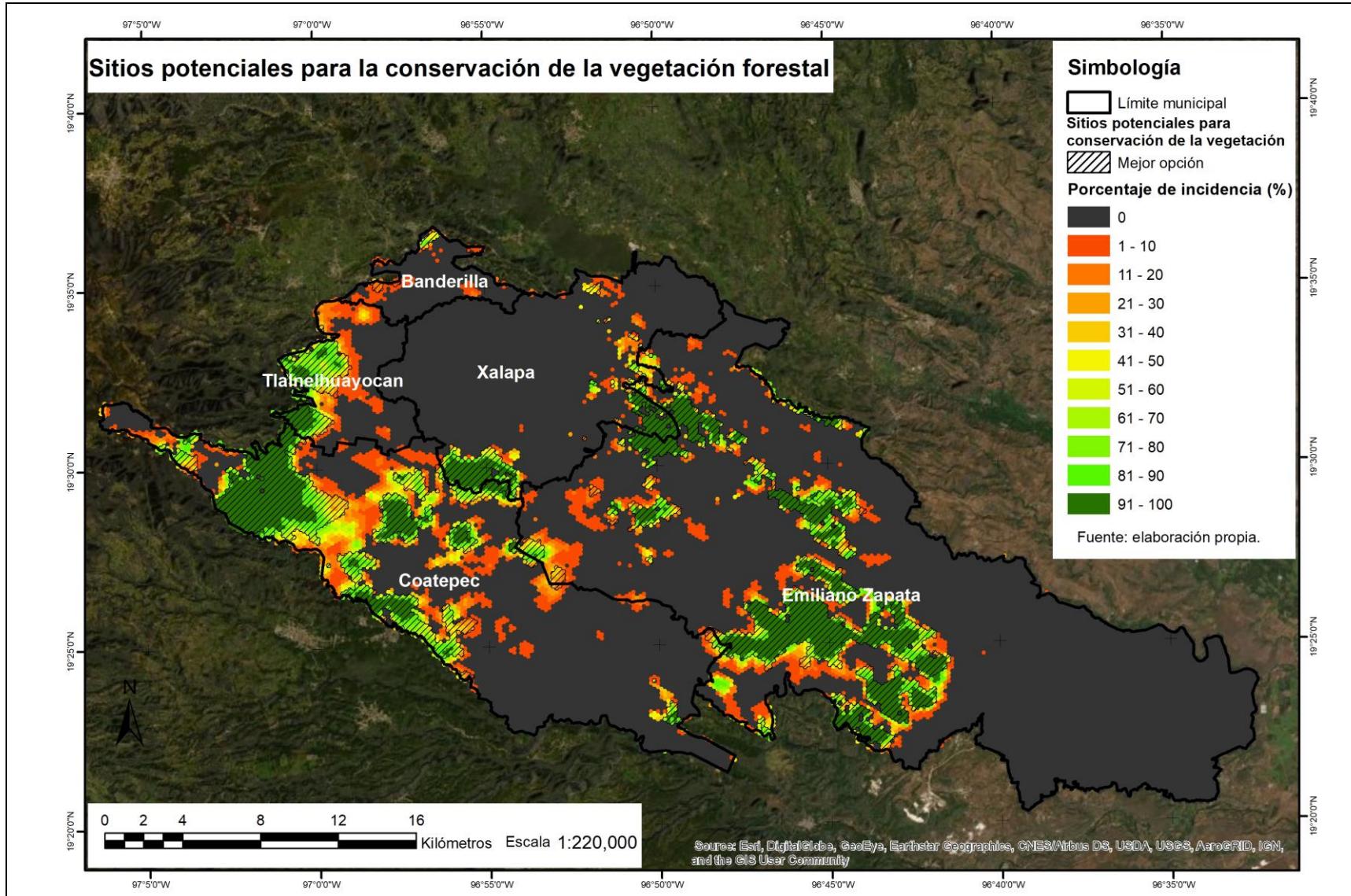


Figura 43. Selección de áreas con potencial para la conservación de la vegetación forestal resultantes del software Marxan.

Son 38 los ejidos que se encuentran en la configuración denominada como la mejor opción. En el municipio de Coatepec son Coatepec, Cuauhémoc, Cuesta del Pino, Las Lomas, La Orduña, Pacho Viejo, Tepeapulco, Vaquería y Cantera, y Zimpizahua. En Emiliano Zapata son Chavarrillo, El Chico, El Lencero, El Roble, El Terrero y su Barrio El Limón, Estación Chavarrillo, Estanzuela, Miradores del Mar y su Anexo Corral Falso, La Tinaja, Ojuelos y su Anexo Víboras, Pinoltepec, Rancho Nuevo y Potrero de Yeguas, Rancho Viejo y Tres Pasos. En Tlalnelhuayocan son San Antonio Hidalgo y San Andrés Tlalnelhuayocan. En Xalapa son Benito Juárez, Chiltoyac, Colonia 6 de Enero, El Castillo, Emiliano Zapata, Las Cruces, Lic. Fernando Gutiérrez Barrios y Mártires de Chicago. Sumado cinco ejidos más adscritos a los municipios de Acajete (San Pedro Buena Vista), Apazapan (Tigrillos) y Xico (Col. Úrsulo Galván, Ingenio El Rosario y San Marcos de León) que mantienen parte de su territorio dentro del área de estudio.

Los sitios con potencial para la conservación de la vegetación forestal se encuentran parcialmente dentro del área de influencia de zonas deforestadas y degradadas donde se realizaron las encuestas. En el municipio de Coatepec, se encuentran entre la ciudad de Coatepec y Mahuixtlán, así como alrededor de las localidades de Pacho Viejo y La laguna. Alrededor de estas localidades se desarrollan cultivos, provocando el cambio de uso forestal a uno agrícola. Así mismo se extrae leña y especímenes de plantas silvestres en las zonas arboladas; mientras el ganado solo se frecuenta cerca de Pacho Viejo. De estas localidades, es en Coatepec donde se conocen mayormente las políticas de regulación de actividades en la vegetación.

En el municipio de Emiliano Zapata, los sitios potenciales con incidencia de deforestación y degradación se encuentran cerca de las localidades encuestadas de Santa Lucía 1, Estanzuela, Alborada, al sur de El Lencero y Cerro Gordo. De éstos, el conocimiento por parte de los pobladores de la expansión de cultivos se centra en Alborada, El Lencero y Estanzuela; mientras que la crianza de ganado es más frecuente en el Lencero y Estanzuela. En cuanto a la extracción de leña, es más frecuente en Cerro Gordo, El Lencero, Estanzuela y Santa lucía 1. Y la extracción de plantas silvestres es más notable en la localidad de El Lencero.

Respecto al conocimiento de las políticas públicas regulatorias de actividades son las localidades de El Lencero y Estanzuela que tienen un mayor conocimiento, aunque en un porcentaje mucho menor a su desconocimiento.

Para el municipio de Xalapa, los casos del sur de la ciudad de Xalapa (Col. Emiliano Zapata), al este de Xalapa Enríquez (Las Áimas), al sur de El Castillo, el Chiltiayac, El Tronconal y San Antonio Paso del Toro. En todas estas localidades los encuestados mencionan que cerca a sus hogares se desarrollan cultivos, aunque en menor proporción en Xalapa Enríquez. Hay mayor conocimiento de crianza de ganado cerca de las localidades en las localidades de El Tronconal y Xalapa Enríquez. En todas estas localidades se extrae leña y plantas, aunque esta última en menor proporción. En el Castillo es donde hay un recuento mayor de quienes conocen las políticas públicas regulatorias de actividades en las entidades vegetativas alrededor de su localidad.

7.6 Situación de las ANP y UGA con relación a los sitios identificados

Los sitios identificados tienen una incidencia de 2,864.24 ha sobre seis ANP de carácter estatal del área de estudio, principalmente sobre el ABSRC, sobre los polígonos IA, IIIB, IVA, IVB, VI y VII. De forma total incide en 2.83% de la reserva ecológica Francisco Javier Clavijero, en 60.29% de la reserva ecológica La Martinica, en 28.21% de la reserva ecológica Pacho Nuevo, en 4.43% de la zona de protección ecológica Tejar Garnica, en 50.85% del corredor biológico multifuncional ABSRC y en 6.56% del corredor ripario Parque Lineal Quetzalapan-Sedeño (*Tabla 37 y Figura 44*).

La incidencia de los sitios identificados en el presente estudio con las políticas de UGA de conservación, preservación y restauración se presenta en la *Tabla 38* y en la *Figura 45*. Inciden sobre el 23.39% de la superficie bajo la política de conservación, 20.94% sobre la de preservación y 38.15% sobre la política de restauración.

La comparación entre los sitios identificados con las ANP y las políticas de UGA del POERCX se observan en la *Tabla 39*. En las ANP no se observan valores destacables en los ámbitos anteriormente mencionados, aunque tiene los menores valores de superficie forestal degradada. Por otro lado, en las UGA del POERCX, la UGA de conservación presenta el mayor porcentaje de cobertura de degradación forestal entre 1997 y 2018; la UGA de preservación presenta los mayores valores en densidad de almacenes de carbono (20.16tC/ha) y porcentaje de superficie forestal (92.36%); la UGA de restauración presentan las mayores superficies y porcentajes de procesos entre 1997 a 2018 de deforestación (14.53%) y regeneración de la cobertura forestal (12.90%). Los sitios potenciales para la conservación seleccionados en este estudio mantienen los mayores almacenes de carbono (401,283.56 tC), superficie forestal neta (20,361.49 ha) y superficie neta de recuperación de los almacenes de carbono (987.58 ha); aunque los sitios denominados como “mejor opción” presenta el mayor porcentaje de cobertura con recuperación (5.30%).

Tabla 37. Incidencia de sitios con potencial para la conservación de la vegetación forestal con ENP.

ANP	Superficie de incidencia (ha)			
	Sitios Potenciales (1-100)	Sitios Potenciales (1-50)	Sitios Potenciales (51-100)	Mejor opción
Francisco Javier Clavijero	1.75 (2.83%)	1.75 (2.83%)	-	1.75 (2.83%)
La Martinica	31.56 (60.29%)	31.56 (60.29%)	-	0.21 (0.04%)
Pacho Nuevo	1.73 (57.92%)	1.73 (57.92%)	-	-
Tejar Garnica	5.9 (4.43%)	5.9 (4.43%)	-	-
Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital	2,822.45 (50.58%)	1,260.06 (22.58%)	1,562.39 (27.99%)	1,499.55 (26.87%)
Parque Lineal Quetzalapan Sedeño	0.85 (6.52%)	0.85 (6.52%)	-	-

Tabla 38. Incidencia de sitios con potencial para conservación de la vegetación forestal con políticas de UGA del POERCX.

Política de UGA	Superficie de incidencia (ha)			
	Sitios Potenciales (1-100)	Sitios Potenciales (1-50)	Sitios Potenciales (51-100)	Mejor opción
Aprovechamiento sustentable	1,764.69 (8.61%)	1,215.79 (5.93%)	548.9 (2.68%)	624.22 (3.04%)
Conservación	5,540.85 (47.25%)	2,973.96 (25.36%)	2,566.89 (21.89%)	2,577.96 (21.99%)
ENP con Programa de Manejo	37.47 (18.54%)	37.47 (18.54%)	-	0.21 (0.10%)
Preservación	4,961.38 (61.59%)	1,805.65 (22.42%)	3,155.72 (39.18%)	3,353.99 (41.64%)
Restauración	9,037.66 (37.08%)	3,815 (15.65%)	5,222.66 (21.43%)	5,387.04 (22.10%)
Sin instrumento de planeación urbana actual	30.9 (2.51%)	21.59 (1.75%)	9.31 (0.76%)	6.02 (0.49%)
Sujeto a instrumento de planeación urbana	1,405.33 (10.31%)	961.56 (7.06%)	443.76 (3.26%)	512.75 (3.76%)

Tabla 39. Comparación entre ANP, UGA, sitios potenciales y mejor opción de sitios potenciales.

Indicadores	ANP	POERCX			Este estudio	
		UGA conservación	UGA preservación	UGA Restauración	Sitios potenciales	Mejor opción
Almacenes de carbono 2018 (tC)	103,236.88	195,603.72	162,409.98	348,901.32	401,283.56	223,255.52
Superficie (ha)	6,051.59	11,725.43	8,055.00	24,372.72	22,814.83	12,115.98
Almacenes de carbono 2018 (tC/ha)	17.05	16.68	20.16	14.31	17.58	19.78
Superficie forestal 2018 (ha)	4,878.07	10,070.60	7,440.03	17,387.72	20,361.49	11,019.04
Porcentaje superficie forestal (%)	80.60	85.88	92.36	71.34	89.24	90.94
Deforestación 1997-2018 (ha)	660.78	1,107.42	374.37	3,541.63	1,586.77	782.99

Indicadores	ANP	POERCX			Este estudio	
		UGA conservación	UGA preservación	UGA Restauración	Sitios potenciales	Mejor opción
Deforestación 1997-2018 (%)	10.92	9.44	4.65	14.53	6.95	6.46
Regeneración de cobertura forestal 1997-2018 (ha)	507.29	990.35	634.51	3,143.13	1,986.49	840.69
Regeneración de cobertura forestal 1997-2018 (%)	8.38	8.45	7.88	12.90	8.71	6.94
Degradación forestal 1997-2018 (ha)	373.95	1,196.67	678.87	2,040.23	1,226.56	558.46
Degradación forestal 1997-2018 (%)	6.18	10.21	8.43	8.37	5.38	4.61
Recuperación forestal 1997-2018 (ha)	112.80	264.66	282.80	735.35	987.58	642.71
Recuperación 1997-2018 (%)	1.86	2.26	3.51	3.02	4.33	5.30
Valores en negritas representan los valores más altos de la comparación						

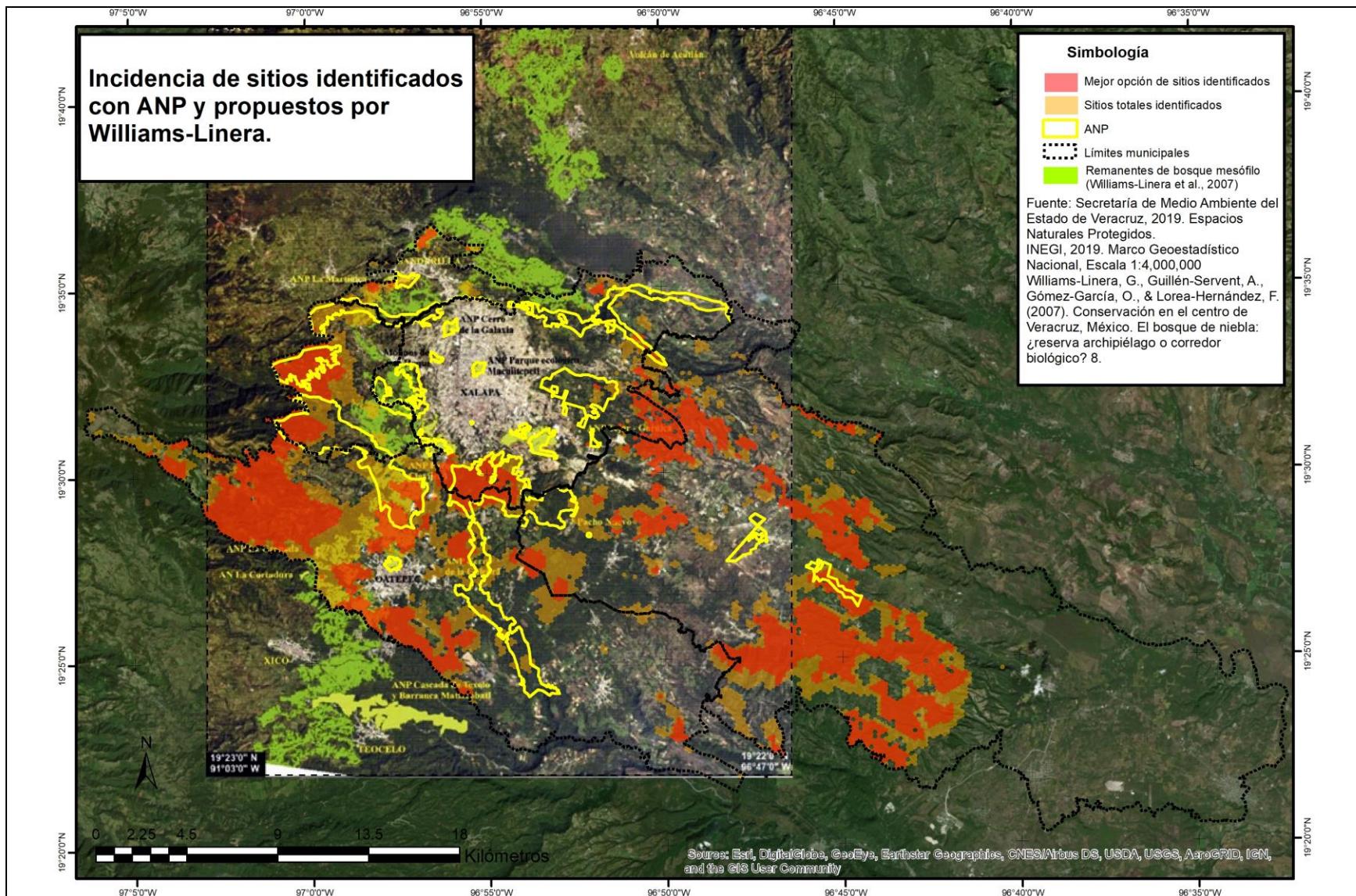


Figura 44. Comparación de ANP, archipiélago propuesto por Williams-Linera (2007) y sitios identificados en Marxan.

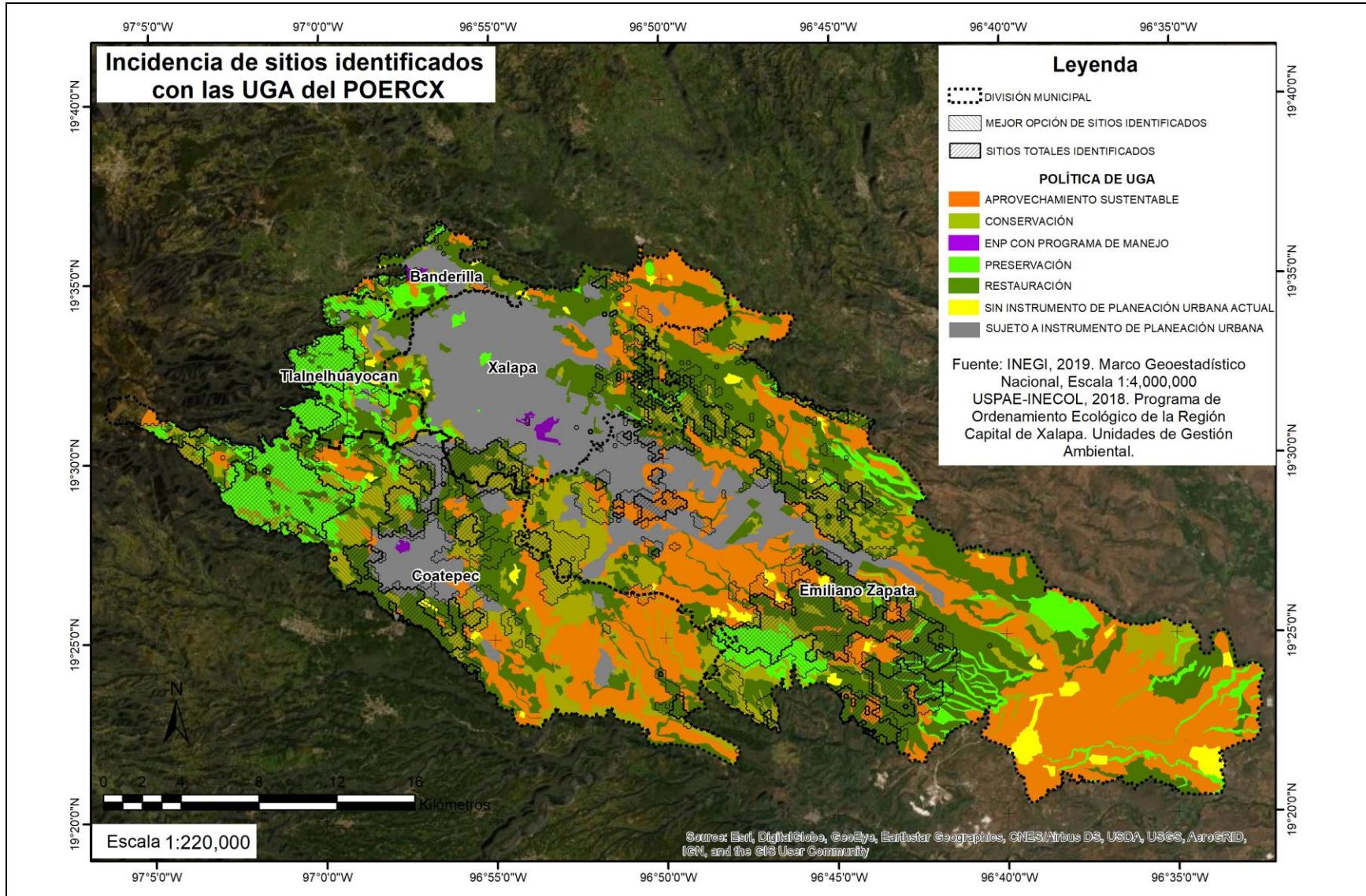


Figura 45. Comparación de UGA del POERCX y sitios identificados en Marxan.

8. Discusión

El mayor grado de error en la clasificación se encuentra en el café de sombra con el bosque mesófilo de montaña y viceversa. Esto puede estar relacionado con la dificultad de percibir el sotobosque a través de las imágenes satelitales, donde el dosel de los árboles nativos presenta firmas espectrales similares en los cafetales rústicos y de policultivo, causando confusión con los remanentes de bosque (Fallas-Urueña, 2016; Valencia, 2008). Aunado a esto, el abandono de los cafetales genera el aumento del sotobosque en estos; por lo que podría causar variaciones entre estas dos clases, teniendo como resultado un aumento en la cobertura del cultivo de café de sombra y un decremento en la del bosque mesófilo de montaña. Sin embargo, también puede que ambas coberturas estén disminuyendo, pues en su conjunto mantienen una tasa de reducción de 0.58% anual entre 1997 y 2018. Sin embargo, es importante considerar ambas coberturas por separado, pues las condiciones de biodiversidad son menores en los cafetales por el reemplazo del sotobosque por cafetos. Respecto la fiabilidad de clasificación entre la selva y el uso agropecuario, es posible que su grado de error se derive de firmas espectrales similares de los estados sucesionales tempranos de la selva y cultivos de temporada (principalmente los permanentes); así como las zonas de pastizales con altas densidades de árboles como alrededor de las localidades de La Tinaja, Emiliano Zapata (Carrizal), Pinoltepec y Cerro Gordo, en el municipio de Emiliano Zapata.

Que en el escenario de 1997 se presentara la menor cobertura forestal, así como en los almacenes de carbono, puede estar relacionado con las iniciativas federales para promover la conversión de zonas forestales a tierras agrícolas y terrenos de crianza de ganado (e.g. PROCAMPO en 1994; López-Barrera *et al.*, 2014). El aumento de cobertura en 2009 pudo darse tras una regeneración de sitios afectados por estas políticas, además de promoverse la conservación de la vegetación forestal a través del PSA de la CONAFOR (Rodríguez-Camargo, 2015) y programas de restauración por parte del gobierno u organizaciones no gubernamentales. Sin embargo, grandes extensiones fueron deforestadas por la conversión de los cafetales a otros usos de suelo, así como por la creación de fraccionamientos al

sureste de la ciudad de Xalapa y al oeste de la localidad de Emiliano Zapata (el Carrizal). Para el año 2018, los encuestados mencionaron que las principales causas de deforestación fueron la expansión urbana, aumento de tierras para la caña de azúcar alrededor de la localidad de Mahuixtlán, y la reciente introducción de cultivos de limón en grandes extensiones. Este último tuvo su incremento debido al aumento esporádico de precio que se presenta desde hace un lustro, en el cual los factores climáticos redujeron la oferta de este cítrico (Arias & Suarez, 2016).

La selva presenta una dinámica variada en su cobertura (pasando de una tasa de 1.37% de crecimiento anual entre 1997-2009, a -1.45% en el periodo 2009-2018), la cual puede deberse a la presión agropecuaria que presenta el municipio de Emiliano Zapata, así como la expansión de la mancha urbana a este del municipio de Xalapa y la confusión entre las coberturas agropecuarias como se mencionó anteriormente; considerando aún que la es la cobertura más susceptible a procesos de deforestación en el Estado de Veracruz (Ellis & Martínez-Bello, 2010; Hernández-Vargas, 2019). Así mismo, los proyectos de expansión urbana y creación de bancos de materiales pétreos no reservados a la federación han incrementado, aumentando la superficie de suelo desnudo en el área de estudio (Asesores Ambientales Especializados, 2016; Constructora Bortolotti, 2017; Hinojosa-Osorio *et al.*, 2016; Villegas-Patraca, 2016). La superficie señalada como ganancia puede pertenecer a la vegetación secundaria; sin embargo, ésta se encuentra en su mayor parte como vegetación secundaria (Instituto de Ecología, A.C., 2015). Cabe destacar que el aumento de cobertura en el año 2009 puede estar relacionado con la confusión en la reflectancia de la selva con el uso agropecuario, donde la vegetación secundaria con una edad temprana puede confundirse con plantaciones de cultivos de riego permanente (*Tabla 22*). Así mismo, dicho aumento es similar a la recuperación de los almacenes de carbono, lo cual puede estar relacionado con variaciones de temperatura de +1.6°C relacionado con el fenómeno de El Niño para la fecha de la imagen satelital (Climate Prediction Center, 2020).

El bosque de encino presenta tendencias negativas de crecimiento (con una tasa de -0.84% anual). Al encontrarse principalmente en el municipio de Emiliano Zapata, la disminución de su cobertura puede atribuirse al desarrollo de cultivos de temporal

anuales y permanentes, evitando las zonas de alta pendiente. La mayor extensión de esta vegetación se encuentra en un cerro al sur de la localidad de Chavarrillo, la cual ha disminuido su vegetación secundaria por el cultivo de limón y apertura de porteros. No obstante, en la región parece estar disminuyendo el área de este tipo de vegetación en una tasa menor (-0.34% anual; Gómez-Díaz *et al.*, 2018), posiblemente por una menor actividad agropecuaria fuera de los municipios estudiados.

El aumento en el bosque mesófilo de montaña (con una tasa de crecimiento de 0.81% anual), puede estar representado por las especies de *Liquidambar styraciflua*, *Carpinus tropicalis*, *Ageratina ligustrina* y *Lippia myriocephala*; dichas especies sirven como medio de establecimiento de las especies tardías (Muñiz-Castro *et al.*, 2012). Esta recuperación ha sido identificada en otro estudio al oeste de Xalapa entre el año 2010 y 2017; sin embargo, la urbanización se ha marcado como la principal causa de la constante pérdida en el este del municipio (Pedraza-Varela, 2018). Esta situación es similar a lo ocurrido en la cuenca de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, donde se identificó que la mancha urbana duplicó su superficie en un periodo de 30 años, reduciendo la cobertura del bosque de pino, del bosque mesófilo de montaña y del bosque de encino; aunque estos dos últimos tuvieron una recuperación en la última década de su estudio a costa del uso agropecuario (Figerúa-Jáuregui *et al.*, 2011).

El bosque mesófilo de montaña tarda entre 35 y 80 años de edad para considerarse como un bosque maduro en condiciones similares a las de los remanentes de la región (Williams-Linera *et al.*, 2016). Esto implica que las zonas regeneradas del bosque mesófilo de montaña entre 1997 y 2018 se considera aún como vegetación secundaria. El incremento de la cobertura de este tipo de vegetación puede estar relacionado con el PSA realizado en la subcuenca del río Pixquiac, la cual ha presentado una baja deforestación (Rodríguez-Camargo, 2015), así como el abandono de los cafetales que propicia la sucesión ecológica (Ruelas-Monjardín *et al.*, 2014). Así mismo, en las ANP de carácter estatal en el área de estudio se encuentran principalmente sobre el bosque mesófilo de montaña, aumentando la

conservación de estos sitios, permitiendo su regeneración. En cuanto al POERCX (INECOL, 2015), a dos años de su decreto, de ser implementado adecuadamente y dado a conocer a la población en general, las UGA con política de restauración, conservación y preservación pueden consolidar la conservación y aumento de este tipo de vegetación. Sin embargo, en la región central de Veracruz, el bosque mesófilo de montaña se encuentra con tasas negativas de crecimiento para el año 2000 (Williams-Linera *et al.*, 2002), así como una alta fragmentación; mientras que para el año 2014 parece tener una tendencia de recuperación disminuyendo la fragmentación y aumentando su cobertura (Gómez-Díaz *et al.*, 2018), similar a lo reportado en esta investigación.

Cabe destacar que en el bosque mesófilo de montaña de la región central veracruzana puede aumentar o disminuir la diversidad de especies en largos periodos de sucesión ecológica, así como en diferentes sitios cercanos (Hernández-Vargas, 2019). Esto puede influir en la reflectancia captada en las imágenes satelitales Landsat ETM+ y OLI utilizadas, por lo que el uso de sus bandas e índices de vegetación para definir su cobertura arbórea se encontraría sesgada.

La cobertura del bosque de pino, con un comportamiento similar al del bosque mesófilo de montaña, se encuentra en aumento (2.64% anual). Sin embargo, su distribución en el área de estudio se centra solo en la parte alta de Coatepec, cerca del ANP federal Cofre de Perote. Por otro lado, la inclusión del bosque de pino-encino dentro de este tipo de vegetación, así como la existencia de un ecotono con el bosque mesófilo de montaña puede causar confusión en la clasificación y el cálculo de cambio entre 1997 y 2018.

El café de sombra ha reducido su cobertura como uso de suelo agrícola (-1.62% anual), principalmente por el cambio a cultivos de caña de azúcar y limón en el sur del municipio de Coatepec, así como por la expansión urbana al Este y sur de la ciudad de Xalapa Enríquez. La afectación por el hongo de la roya a nivel regional, así como la desaparición del Instituto Mexicano del Café (INMECAFE) y la caída de su valor (Davidson, 2004; Pérez-Fernández *et al.*, 2016), han afectado la productividad de estos cultivos, haciéndolos más susceptibles a ser transformados

a otro tipo de uso de suelo. Las acciones del gobierno se han enfocado en el ámbito agropecuario con el uso de plaguicidas, abonos, dotaciones de variedades con distinta tolerancia a la falta de sombra o apoyos netamente económicos; omitiendo la conservación de los remanentes de la vegetación natural, la cual propicia el combate a plagas importantes para los cultivos como la roya (Pérez-Fernández *et al.*, 2016). Esto quedó demostrado en el sureste de Brasil, donde la conservación del paisaje incrementó el control de plagas de los cafetales a través del aumento de la diversidad social de avispas (Medeiros *et al.*, 2019).

Asimismo, el abandono de los cafetales ha promovido el proceso de sucesión ecológica, considerándose como parte de la vegetación secundaria del bosque mesófilo de montaña, del bosque de encino y de la selva. Lo anterior, a pesar de representar una mejoría en la cobertura y sucesión de la vegetación natural, puede implicar una amenaza de desaparición cerca de las áreas urbanas o de fácil acceso que aumente la plusvalía y, en consecuencia, la venta de estos terrenos. Esto ha sido comentado por los encuestados de las zonas deforestadas y degradadas, donde prevén que, en una década, las zonas con café de sombra alrededor de sus localidades serán tornados en zonas habitacionales, de acuerdo con lo que han observado en perspectiva.

Separar el café de sombra del uso agropecuario e incorporarlo como un agrosistema con características de las coberturas forestales, debido a los beneficios de aprovisionamiento de servicios ambientales, resulta útil para considerarlo en la inclusión de políticas públicas para la conservación; ya sea como parte de ANP, UGA de conservación; o en su caso, bajo el programa de PSA. Para éste último, los cafetales bajo sombra podrían ser remunerados bajo alguna característica adicional al PSA-CABSA y PSAH, incluso ser diferente el pago por cada tipo de cafetal (rústico, policultivo o monocultivo; Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008). Sin embargo, para que esto sea factible, es necesario establecer el seguimiento de sus almacenes de carbono y cobertura; para lo cual deben establecerse parámetros para poder identificar y diferenciar cada tipo de cafetal de la cobertura de la vegetación nativa remanente. De realizarse mediante índices de vegetación, modelos de biomasa o

de almacenes de carbono con otros tipos de sensores con mayor precisión que el TM, ETM+ y OLI (Landsat), posiblemente resultaría en una mejor fiabilidad de la clasificación obtenida en este estudio y, en consecuencia, una mejor medida de las métricas del paisaje, de los cambios de uso del suelo y del cálculo de la degradación.

La deforestación se ha marcado dentro de los cuatro municipios; no obstante, el aumento de la mancha urbana es el principal motivo en el municipio de Xalapa, Banderilla y Emiliano Zapata; mientras que el cambio de la vegetación forestal por cultivos ha afectado a Coatepec y Emiliano Zapata. Un aspecto económico que propició este cambio fue la caída del valor del café en 1989 que no ha vuelto a recuperarse (de un valor de 190 centavos de dólar por libra en 1997, 50 centavos en 2001 a 105 centavos en 2018, Figura 4; Ejea-Mendoza, 2009), favoreciendo la conversión de los cafetales de sombra abandonados por cultivos de limón o caña de azúcar, lo cual fue corroborado por el 61% de los encuestados. De igual modo, el aumento de los cultivos de limón en Emiliano Zapata y sureste de Coatepec generó desmontes para evitar la sombra que afecta a este tipo de cultivos (Thiébaut, 2017). Este cultivo al representar una actividad económica, por lo que el aumento de la vegetación nativa en el sotobosque, debido al abandono, es visto negativamente por los pobladores respecto al aumento de la vegetación. Prevén que este suceso siga ocurriendo durante la siguiente década, por lo que creen que los terrenos cafetaleros sigan siendo transformados a zonas urbanas.

Respecto a las métricas de paisaje, se destaca al café de sombra el cual, a pesar de ser una entidad de uso agrícola, es el tipo de uso de suelo en este estudio más amenazado por desaparición. Esto debido a la disminución de su superficie en 4,678.29 ha y el incremento de 331 fragmentos en un lapso de 21 años (1997-2018). Esta fragmentación y reducción de cobertura es un indicio de su degradación respecto a su composición paisajística; reflejándose en la disminución del tamaño promedio de sus fragmentos, siendo importante para el desplazamiento de especies locales del bosque mesófilo de montaña y del bosque de encino (Casagñón-Loeza, 2016; López-Barrera & Landgrave, 2008). Así mismo, el bosque de encino, a pesar

de contar con un número de fragmentos relativamente estable, presenta una reducción del tamaño promedio de éstos. Por otro lado, la selva tuvo una ligera variación en el número de fragmentos a pesar del aumento de su cobertura, siendo el año 2009 cuando sus fragmentos son más extensos. Cabe destacar que existen zonas con cultivos de mango que han sido confundidas con la vegetación secundaria de selva, principalmente a los márgenes de los ríos donde la vegetación ribereña es abundante.

Por su parte, el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino, pese al aumento de su cobertura, no presentan el mismo comportamiento de las métricas. Donde el bosque de pino diminuye sus fragmentos en 2009 y aumenta posteriormente en 2018; mientras que el bosque mesófilo de montaña disminuye sus fragmentos continuamente. Esto puede estar relacionado con las campañas de reforestación y restauración en la cuenca del Pixquiac del programa de PSA (Quiñones-Bello, 2017; Rodríguez-Camargo, 2015); así como por décadas de abandono de cafetales. En cuanto a proximidad, son los fragmentos de la selva los que cuentan con mayor valor; sin embargo, es el café de sombra el que más aumenta su valor de proximidad en la diferencia entre 100 y 300 m en el año 2018.

En este análisis, el mayor aumento de conexión entre 100 y 300 metros es el bosque mesófilo de montaña (de tres a cuatro veces) que, a diferencia de los otros tipos de vegetación, se encuentra ubicado solo en la parte noroeste de Coatepec. En comparación con un estudio realizado al área e influencia del ANP ABSRC, los polígonos IB y II es el BMM el que tiene mayor aumento de conexión entre 100 y 300 m (20 veces), así como que es el bosque de encino el más conectado (Casagñón-Loeza, 2016). En el polígono IIIA el cambio más notable es de la vegetación secundaria (nueve veces), la cual es la que presenta mayor conexión. En el polígono IIIB son la vegetación ribereña y la vegetación secundaria (siete y cinco veces respectivamente) los que tienen un mayor cambio en los valores de conexión, así como representar los más conectados. En los polígonos IVA y IVB es la vegetación secundaria y el bosque mesófilo de montaña las coberturas que cambian más drásticamente (11 y 10 veces respectivamente), aunque es la

vegetación ribereña la que presenta mayor conexión. En los polígonos IB, VI, VI y VII, al igual que en el polígono anterior, son la vegetación riparia y la vegetación secundaria los que más cambian (18 y 11 veces respectivamente) aunque es el bosque de pino el que más conectado está. La diferencia entre los valores presentados no solo radica en las clases utilizadas para definir los usos de suelo y vegetación, sino también en la escala utilizada y la zona de estudio, la cual presenta patrones diferentes, tanto por tamaño de pixel y tendencias de conservación en la zona.

En un estudio realizado a nivel regional, el cambio a lo largo de 21 años (1993-2014), dividido en dos subperiodos, se muestra que los mayores valores de proximidad entre los remanentes de la vegetación se presentaron entre los años 2000 y 2014, siendo el bosque de encino y el bosque de pino los que más aumentaron. En cambio, entre 1993 y 2000, se redujo la proximidad de forma general, principalmente en el bosque de encino. Sin embargo, en el periodo general aumentaron su proximidad en mayor proporción el selva y el bosque de robles, presentes en el ANP Parque Nacional Cofre de Perote (Gómez-Díaz *et al.*, 2018). Diferenciando con el análisis de esta investigación, existe un aumento de la proximidad entre 1997 y 2009, principalmente en la selva y el bosque de encino. En cuanto al periodo comprendido entre 2009 y 2018 existió una reducción de la proximidad, resaltando en el bosque de encino y el bosque de pino. En el periodo general de 1997 a 2018, aumentó la proximidad de la selva y el bosque mesófilo de montaña; mientras que disminuyó en el bosque de encino, el bosque de pino y en el café de sombra. En este caso, la escala juega un papel muy importante al comparar los valores; sin embargo, las proporciones en el cambio de tendencia de proximidad entre los remanentes de la vegetación está influenciado en el tamaño de los fragmentos analizados, perdiendo detalle en los fragmentos menores a 0.5 ha en esta investigación.

La disminución de la cobertura, número de fragmentos y la conexión de éstos puede implicar que las aves y murciélagos deban viajar cada vez más desde sus refugios para alimentarse (Laborde *et al.*, 2008), incluso podrían utilizar los cultivos para este

fin y presentarse como perjuicios ambientales (Teixeira *et al.*, 2019). Cabe destacar que el aumento de cobertura y conexión de los fragmentos de bosque mesófilo de montaña, así como la reducción de éstos representa un escenario favorable para la conservación de este tipo de vegetación en la región. Así mismo, este tipo de análisis, siendo detallado en una zona de interés puede revelar cuáles son los focos rojos sobre la baja conexión de la vegetación, tomando acciones para restaurar el área.

El NDVI y las bandas de las imágenes usualmente son utilizadas para establecer el nivel de degradación de los ecosistemas (DeVries *et al.*, 2016). Sin embargo, éste no siempre es el mejor predictor del estado de conservación, dado que entre los índices que se pueden utilizar, existen diversas combinaciones de bandas e índices que se adaptan mejor al espacio geográfico y temporalidad estudiada. En el caso de la presente investigación, para la vegetación forestal y el cultivo de café de sombra del área de estudio, los mejores predictores fueron la altitud, el DVI, el SR, el NBR y la banda SWIR2. La integración de diversos índices de vegetación, sensores remotos y otros factores físicos, como la altitud (C. Yang *et al.*, 2019), son indispensables para determinar el comportamiento de la vegetación de forma local.

La fluctuación en los almacenes de carbono entre los escenarios planteados en esta investigación puede estar relacionada con las ligeras variaciones de los índices entre sensores TM y ETM+ (Landsat 5 y 7) con el OLI (Landsat 8), e incluso con el modelo de regresión lineal utilizado. Así mismo, la alta heterogeneidad de tipos de vegetación presentes con distintos grados de sucesión ecológica y alta fragmentación; los cuales afectan la eficacia de los índices de vegetación para determinar la degradación (Günlü, 2014).

En el análisis anual, los índices de DVI, SR y NBR se comportan de manera similar a lo largo del año, teniendo su valor más bajo en marzo, aumentando en junio y septiembre (época de lluvias; *Figura 3*), y disminuyendo en diciembre. La banda del SWIR2 se comporta de forma inversa en la selva y bosque de encino, siendo mayor en marzo, disminuyendo en junio y septiembre, aumentando en diciembre; aunque el bosque mesófilo de montaña y café de sombra se mantiene casi de forma

homogénea, mientras que el bosque de pino tiene el pico de valor del SWIR2 en septiembre. Observando el análisis de variación anual de los índices utilizados (*Figura 7*), puede notarse que es la época de estiaje la mejor por presentar los valores menos distantes entre sí. Sin embargo, en un análisis de un ecosistema único, la comparación mensual puede ser mejor aprovechada al ser homogénea la composición florística de especies caducifolias y perennifolias, discriminando un mejor escenario entre la época de lluvias y de estiaje. Por ejemplo, en un bosque mediterráneo de Grecia tomó los valores de julio como época de estiaje, aumentando los valores de la r^2 de la regresión lineal entre almacenes de carbono y varios índices de vegetación provenientes de distintos sensores (Chrysafis *et al.*, 2019).

Los índices utilizados en esta investigación (NBR, SR y DVI), así como muchos otros utilizados derivan de las bandas espectrales del R, NIR y SWIR2 (en el caso de imágenes Landsat). Esto debido a que el espectro del R es absorbido por la vegetación, mientras que el NIR y el SWIR2 son reflejados por ésta. El NIR siendo un indicador del nitrógeno y actividad fotosintética (Zhao *et al.*, 2005); mientras que el SWIR2 es un indicador de la vegetación seca (Kergoat *et al.*, 2015). Es por ello por lo que el SR y el DVI, dependientes del NIR son opuestos al SWIR2 en época de estiaje y en época de lluvias, observable notablemente en la selva de la *Figura 7*, por su condición caducifolia.

Günlü (2014) menciona que existe una baja relación entre los almacenes de carbono en la biomasa aérea con los valores que presentan los índices derivados del procesamiento de las imágenes satelitales. En los resultados de esta investigación, donde la regresión lineal múltiple obtuvo un valor r^2 de 0.59 puede corroborar dicha afirmación. Ante ello se recomienda tener imágenes derivadas de sensores, como LiDAR o SAR o, en su caso, realizar el análisis sobre un ecosistema homogéneo (Gómez *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2019; Romero-Sánchez & Ponce-Hernandez, 2017). Sin embargo, debido el bajo costo que representa el uso de imágenes satelitales que miden el espectro electromagnético (P. López-Serrano *et al.*, 2016; Lu, 2005), suelen utilizarse ecuaciones acotadas bajo criterios espacio-

temporales y condiciones de la vegetación; incluso trabajar bajo transformación de variables con el fin de describir mejor la variable biomasa aérea con una correlación con índices de vegetación (Lu, 2005). Por otra parte, todos los sensores remotos presentan la desventaja de tener modelos poco fiables en los bosques tropicales debido a la saturación de los índices en zonas con bajos almacenes de carbono, así como ser técnicamente demandantes (Gibbs *et al.*, 2007).

La selección de los sitios degradados forestalmente mantiene limitaciones, principalmente enfocadas al criterio de almacenes de carbono (Günlü, 2014; Lu, 2005; Zheng *et al.*, 2004). Un trabajo más fino podría llevarse a cabo mediante parcelas en cada estado sucesional de cada tipo de vegetación, similar a la investigación realizada en cafetales del centro de Veracruz (Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008). Sin embargo, los resultados de los almacenes de carbono totales en la cobertura forestal (incluyendo al café de sombra), se traducen como un aumento de 138,289 tC entre 1997 y 2007, una disminución de 236,937 tC entre 2007 y 2018 y una disminución de 98,648 tC entre 1997 y 2018. Esto implica que existió una mayor recuperación de los almacenes de carbono en el primer subperiodo (1997-2007/2009) que en el periodo global. No obstante, cabe destacar que los altos valores de los índices para el año 2007 pueden encontrarse sesgados por los resultados de la herramienta *Gapfill* que corrigió los vacíos en el sensor ETM+ (Landsat 7); así como por una diferente cobertura de la selva en 2009, donde los pastizales pudieron adquirir firmas espectrales debido a la presencia de árboles de selva en el municipio de Emiliano Zapata.

La extrapolación de los datos de almacenes de carbono, mediante modelos basados en imágenes satelitales (bandas espectrales e índices de vegetación) a partir de muestras, puede resultar una forma de calcular la degradación forestal de los ecosistemas. De solo usar los datos publicados (e.g. Cartus *et al.*, 2014) para los tres escenarios planteados, solo podría obtenerse la cantidad de almacenes de carbono reducidos en las zonas deforestadas, sin aproximaciones de degradación forestal en la cobertura de los ecosistemas en retrospectiva y sin conocimiento de la recuperación en las zonas restauradas a partir del año de la publicación. Con este

tipo de técnicas se puede dar seguimiento a las políticas implementadas en apoyo al programa REDD+, similar al aporte de DeVries *et al.* (2016) en la reserva de la biosfera Kafa, en Etiopía (donde los almacenes de carbono se calcularon con el G, SWIR2 y el TCW) o al de Romero-Sanchez & Ponce-Hernandez (2017) en la península de Yucatán (con el uso del índice de humedad diferencial normalizado (NDWI), el índice de vegetación verde (GVI), índice de vegetación diferencial normalizado compuesto (NDVlc) y la vegetación fotosintética (PV)).

Los datos de la distribución de la biomasa del *Forest Observation System* (<http://forest-observation-system.net/>) reportan densidades que van desde 1 t/ha de materia viva al este de Emiliano Zapata hasta cerca de las 200 t/ha al noroeste de Coatepec (Chave *et al.*, 2019; Schepaschenko *et al.*, 2019). De acuerdo con lo anterior, los almacenes de carbono representan casi una cuarta parte de la biomasa de los bosques y selvas , similar a los resultados obtenidos de parcelas de bosque mesófilo de montaña y diferentes tipos de cafetales en el centro de Veracruz (Dávalos-Sotelo *et al.*, 2008).

Las actividades que generan procesos de deforestación y degradación que suceden a 1 km de las localidades son percibidas distintamente en cada municipio. La presencia de cultivos, los pastizales, la extracción de leña o madera y la extracción de plantas silvestres se identifican a menos de 1 km de la localidad; a excepción de la extracción de leña o madera en el municipio de Emiliano Zapata y Banderilla, donde la actividad parece ocurrir a más a 1 km.

En Emiliano Zapata la recolección de leña puede ocurrir de forma más alejada por la rápida recuperación de la selva (Hernández-Vargas, 2019; Williams-Linera & Álvarez-Aquino, 2010), siendo recogidas en las zonas de vegetación secundaria, generadas tras el término de un cultivo anual o semipermanente. En Banderilla, la extracción se da posiblemente debido a la cercanía que tienen las localidades a zonas forestales del bosque mesófilo de montaña y cafetales. Los municipios de Coatepec, Emiliano Zapata y Xalapa han presentado procesos de deforestación y degradación en todo su territorio, el cual presenta usos de suelo y vegetación

variados, siendo más complicado la extracción de leña en las localidades rodeadas de cultivos sin vegetación arbórea.

En el bosque mesófilo de montaña no perturbado que se distribuye al oeste de la ciudad de Xalapa Enríquez, se encuentra a menos de 1 km de las localidades con menos de mil habitantes; mientras que se encuentra a más de 1 km de las que tienen más de 1000 habitantes. Por otro lado, el bosque perturbado difiere esta distancia de 1 km en las poblaciones de 10,000 habitantes (Williams-Linera *et al.*, 2002). Esto implica que los bosques son más perturbados a medida de su cercanía con localidades más habitadas, siendo afectados por las actividades de extracción de leña o madera y de plantas silvestres, así como del establecimiento de cultivos de café.

Tlalnelhuayocan no presentó zonas deforestadas o degradadas con una superficie mayor a las 10 ha. Sin embargo, entre 1995 y 2013 en los dos polígonos del ejido San Andrés Tlalnelhuayocan, perteneciente a dicho municipio, se encontraron diferentes tendencias de deforestación en el polígono boscoso y el urbano (J. López-Serrano, 2020). En el polígono boscoso presentó un aumento de la cobertura de bosque mesófilo de montaña con una tasa 0.33% anual; mientras que, en el polígono urbano, encontrado en la periferia de la ciudad de Xalapa, se presentó con una deforestación de 1.56%. Lo anterior se explica con la disminución del valor de productos agropecuarios y cambio de percepción de los ejidatarios, lo cual propició la expansión de la mancha urbana en el polígono urbanizado; mientras que, en el polígono boscoso, alejado de la ciudad, aumentó la agricultura de subsistencia, permitiendo el aumento de la vegetación secundaria de bosque mesófilo de montaña. Así mismo, el PSA, a pesar de representar un ingreso por debajo de otras actividades productivas en los mismos terrenos, muestra una aceptación por parte de los pobladores; esto a causa la disminución de la población económicamente activa (derivado de la migración) y la terciarización de las actividades económicas (Rodríguez-Camargo, 2015).

Los procesos de deforestación y degradación ocurrieron en mayor extensión el este de Coatepec, en Emiliano Zapata y periferia este de Xalapa. En estos sitios, la

posición de los pobladores es positiva para el aumento de la mancha urbana (Mahuixtlán, Tuzamapan, Santa Lucía 1, Cd. Primavera, Palo Gacho, Emiliano Zapata (Carrizal) y El Castillo), vías de comunicación (Fraccionamiento Los Cafetales, Mahuixtlá, La Laguna, Tuzamapan, Miradores, Palo Gacho, Santa Lucía 1, Cerro Gordo, El Lencero, Xalapa y El Castillo), bancos de material (Alborada, Santa Lucía 1 y Emiliano Zapata (Carrizal)), pastizales y potreros (Las Fuentes, Mahuixtlán, Alborada, Emiliano Zapata (Carrizal), El Lencero y El Castillo) y cultivos (todas las localidades; *Figura 37*, *Figura 38*, *Figura 39* y *Figura 40*). A pesar de estar a favor del aumento de la vegetación arbolada, los pobladores de las localidades también se encuentran a favor de actividades que modifican el paisaje, lo que podría resultar en complicaciones para la ejecución de políticas públicas para la conservación de los ecosistemas.

Pedraza-Varela (2018) identificó que, en las zonas a restaurar en el municipio de Xalapa, los pobladores perciben que las áreas naturales alrededor de sus localidades han cambiado mucho, principalmente por la urbanización; la cual es una actividad ante la cual generalmente la población de Xalapa se posiciona en contra según las encuestas de este estudio. Esto les afecta en su modo de vida, por lo que casi la mitad de ellos se encuentran dispuestos a realizar actividades en dichas áreas. Sin embargo, esto contrasta con los resultados de esta investigación sobre el mantenimiento de la vegetación dentro de sus terrenos arbolados, tanto en Xalapa como en Emiliano Zapata; pues, aunque el aumento de la vegetación arbórea es indispensable para los encuestados, la mayoría se encuentra dispuesta a desmontarlo para realizar actividades económicas o construcción de viviendas, aunque es menor el porcentaje que vendería o rentaría estos terrenos arbolados. Una situación similar al posicionamiento de los pobladores respecto al entorno natural ocurre en la ANP Otoch Ma'ax Yetel Kooh, en la península de Yucatán, donde se presenta una variación en la posición de los pobladores entre acatar e ignorar las actividades agrícolas restringidas en el programa de manejo (Aguilar-Cordero *et al.*, 2012). Esto se debe posiblemente a que la población le asigna un mayor valor a los problemas económicos que a los de la conservación, como se

menciona para los pobladores del Parque Atlántico Mar chiquito, en Argentina (Bertoni & López, 2010).

El aumento de la cobertura de la vegetación forestal, de los almacenes de carbono y la reducción de las métricas de paisaje que reflejan la fragmentación entre 1997-2007/2009 pueden estar relacionadas un menor impacto del programa PROCAMPO generado en 1994 (Gómez-Díaz *et al.*, 2018; López-Barrera *et al.*, 2014); así como que los ejidos dejaron de estar subordinados a las autoridades gubernamentales en 1992 (Warman, 2007). Así mismo, en algunos casos el fuerza laboral en el sector primario disminuyó con la emigración en las localidades rurales del área de estudio (Gerez *et al.*, 2012; J. López-Serrano, 2020). Por otro lado, la reducción de cobertura y almacenes de carbono entre 2007/2009-2018, López-Barrera *et al.* (2014) menciona que dichos cambios pueden relacionarse con los procesos de secesión ecológica tras la deforestación para agricultura de riego anual o semipermanente, por efecto de ramoneo del ganado en la vegetación adyacente a los pastizales y la recolección de leña; lo cual coincide con las actividades identificadas por los encuestados a menos de 1 km de distancia de su localidad. Otro aspecto a considerar es el incremento de bancos de materiales (identificados en recorridos en campo) en los municipios de Xalapa y Emiliano Zapata para satisfacer la demanda de la ampliación del puerto de Veracruz, lo que puede pertenecer a un pequeño porcentaje de la deforestación reportada (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, 2018; Villegas-Patraca, 2016).

Por otro lado, pese a que algunos encuestados habitan cerca del ANP ABSRC (70%), entre los encuestados existe un bajo porcentaje del conocimiento y participación de las políticas públicas para la conservación (18%) como el POERCX o las ANP. De tener conocimiento de dichas políticas, así como del beneficio que éstas representan para sus localidades, podría generarse un mayor grado de conservación y respeto por parte de los pobladores hacia las zonas arboladas, más allá del ámbito escénico; aumentando la posición negativa ante el desmonte o venta/renta de las parcelas arboladas.

El área seleccionada con potencial para la conservación de la vegetación forestal se encuentra basada en la conexión del bosque de pino, bosque mesófilo de montaña, café de sombra, bosque de encino y la selva mediante los sitios con mayor cantidad de almacenes de carbono en la biomasa forestal aérea (tC/ha). Sin embargo, en su totalidad, los sitios identificados no representan solo sitios forestales idóneos, sino que se permite establecer un gradiente del porcentaje de identificación. Esto puede usarse como indicador para la selección de áreas núcleo y de amortiguamiento, aunque se requiere profundizar en las situaciones socioambientales específicas de cada sitio. La inclusión del café de sombra dentro de los objetos de conservación permite la conexión del bosque mesófilo de montaña con la selva y el bosque de encino. Su mantenimiento en la región es esencial, pues de recuperarse los bosques, se daría en un tiempo menor en este tipo de cultivo bajo sombra que en zonas de suelo desnudo o de uso agropecuario sin vegetación arbórea.

Cabe mencionar que dentro de los sitios identificados con potencial para la conservación mantienen coberturas de suelo desnudo, uso urbano y agropecuario. Esto debido a que, dentro de las unidades de planificación que representan el uso de uso y vegetación predominante, se encuentran otros tipos de suelo con baja cobertura. También se encuentra la inclusión de unidades de planificación de uso agropecuario o urbano que facilitan disminuyen la extensión y aumentan la conexión de las reservas resultantes en Marxan (e.g. unidades de planificación de uso agropecuario dentro de un conjunto de vegetación de bosque mesófilo).

La conexión de los ecosistemas ha sido propuesta para mantener la funcionalidad y resiliencia del sistema; principalmente para mantener corredores para la fauna terrestre y permitir su proceso evolutivo (Parris *et al.*, 2011). En el área de estudio la conexión de los tipos de vegetación con el cultivo de café podría facilitar las interacciones entre las 13 especies de mamíferos del de encino, 10 especies de bosque de pino, las 12 del bosque mesófilo de montaña, 10 del café bajo sombra y 14 de la selva. Así como de las tres especies de reptiles y anfibios del bosque de

pino, seis del bosque de encino, cinco de bosque mesófilo de montaña, 12 del café de sombra y 12 de la selva reportadas en el POERCX (INECOL, 2015).

La conexión de los tipos de vegetación con mayor biomasa puede representar un flujo de especies silvestres a lo largo de los cinco municipios que conforman el área de estudio, incluso extendiéndose al ANP Parque Nacional Cofre de Perote o complementando acciones en conjunto con las ANP estatales. Entre las especies que podrían depender de la cantidad de biomasa en la estructura de la vegetación se encuentran las plantas epífitas (Solis-Montero *et al.*, 2005; Toledo-Aceves *et al.*, 2014); aunque éstas se encuentren en una menor medida en los cafetales debido a las condiciones microclimáticas presentes (Susan-Tepetlan *et al.*, 2015). Sin embargo, debe realizarse un seguimiento y planes de contingencia para evitar incendios, dado que altos valores de almacenes de carbono conectados podrían generar un riesgo en ese ámbito (Garcia *et al.*, 2017).

En el análisis comparativo de las ANP y UGA con los sitios potenciales, se observa que las UGA bajo la política de preservación son las entidades jurídicas con mayor almacenamiento de carbono por unidad de superficie (20.16 tC/ha), así como en representación de cobertura forestal (92%); logrando superar los valores de la mejor opción encontradas en el software Marxan (*Tabla 39, Figura 44 y Figura 45*). Estos sitios coinciden principalmente en la parte alta del municipio de Coatepec y Tlalnelhuayocan donde existen los mayores remanentes de bosque mesófilo de montaña en el área de estudio; así como en parte del cerro compuesto por bosque de encino en Emiliano Zapata (*Tabla 39*). En los demás casos, los sitios con potencial para la conservación seleccionados en el presente estudio superan la densidad de almacenes de carbono y el porcentaje de superficie forestal a las ANP, UGA de conservación y de restauración. Cabe destacar que referente a las UGA de restauración, éstas se encuentran en zonas de vegetación secundaria y de cafetales que conectan los remanentes de bosque mesófilo de montaña y la vegetación de selva en mejor estado. Sin embargo, el resultado de la mejor opción (12,115.98 ha, 19.78 tC/ha) en la conservación de los ecosistemas forestales posee la mayor

cantidad de almacenes de carbono, pues cuenta con un área más extensa que las UGA de preservación (8,055 ha, 20.16 tC/ha).

Que las ANP estatales en el área de estudio mantengan menos almacenes de carbono y menor porcentaje de cobertura forestal, no implica que no funcionen para la conservación de los ecosistemas o de los servicios ambientales. La mayoría de las ANP en el área de estudio se encuentran en zonas como cerros (e.g. Cerro de las Culebras, Cerro de la Galaxia, Macuitépetl y La Martinica) y alrededor de ríos y lagos (e.g. ABSRC y parque lineal Quetzalapan-Sedeño), por lo que su función principal es la de captación de agua o como zonas de esparcimiento y recreación. Sin embargo, existen mejores opciones para cumplir con indicadores pertinentes del programa REDD+. Sin embargo, en las últimas dos décadas se ha deforestado más del 10% y degradado el 6% de su superficie. Así mismo, existen otras áreas con mayor potencial de restauración en las UGA y los sitios potenciales identificados.

El resultado de esta investigación no implica la selección de áreas prioritarias para la conservación, sino de aquellas potenciales. Existen estudios similares usando Marxan en el este de Europa, Israel y Noruega (Domisch *et al.*, 2019; Levin *et al.*, 2013; Schröter *et al.*, 2014); sin embargo, en áreas identificadas aún debe establecerse criterios de riesgo y vulnerabilidad para identificarlos como áreas prioritarias (Sarkar *et al.*, 2006). Del mismo modo, el conocimiento previo y aceptación de los sitios por parte de la población es indispensable para garantizar la eficacia de este tipo de zonas evitando la generación de amparos. Para ello, recientemente se ha estipulado que las AP cuenten con múltiples usos de suelo y zonas sin protección (Levin *et al.*, 2013). Por ejemplo, las zonas sin protección o con actividades de aprovechamiento sustentable serían aquellas seleccionadas como potenciales, pero excluidas de la “mejor opción” o fuera del mayor porcentaje de selección (colores cálidos en la *Figura 43*).

Para el establecimiento de un sitio enfocado a la conservación de la vegetación forestal es necesario mantener cuatro premisas (Williams-Linera *et al.*, 2007):

- Valorar los bosques y las selvas con sus servicios ambientales. Con este estudio se logra darle seguimiento los almacenes de carbono existente en la biomasa forestal aérea, así como el servicio ecosistémico de captura de CO₂. Las encuestas sugieren que los encuestados conocen los servicios ambientales mediante el alto índice a favor del aumento de la vegetación forestal cerca de su localidad.
- Dar pie a actividades económicas que propicien la conservación de la vegetación. Estas no se centran en la preservación de la vegetación, sino en las actividades que permitan el desarrollo de los bosques y selvas en la región. Las actividades diversificadas en el ámbito de la ganadería y agricultura pueden ser una opción, principalmente en el municipio de Emiliano Zapata donde el sector agropecuario es imperante en la composición de la vegetación a nivel de paisaje. En Coatepec, Tlalnelhuayocan, Banderilla y Xalapa el manejo de los recursos forestales maderables y no maderables a través de programas de manejo puede dar pauta para su conservación.
- El seguimiento de las condiciones y cambios en el entorno es importante para prevenir y mitigar los impactos adversos a la vegetación forestal. Con estudios similares al presente es posible seguir la dinámica de los sistemas forestales, considerando indicadores de cobertura arbórea y almacenes de carbono existentes. Esto ayudará a implementar acciones de respuesta a los cambios suscitados, utilizando dichos indicadores como subrogados. En la presente investigación se da seguimiento a la cobertura y otras métricas de la vegetación, así como el proceso de degradación forestal; sin embargo, se requieren trabajos más detallados y continuos que puedan identificar a tiempo los focos rojos para revertir la deforestación y la degradación.
- Las comunidades locales deben tener participación. Sin embargo, dicha participación no debe limitarse en las actividades asociadas al manejo de los sistemas forestales, sino al proceso de la creación de la entidad jurídica dispuesta. Sin el conocimiento, consentimiento y apoyo por parte de los

pobladores locales, cualquier área destinada a la conservación mantendrá deficiencias. Por ejemplo, durante el 2019 se presentaron dos amparos por parte de ejidos para la modificación y derogación de ANP en el estado de Veracruz. El primero de ellos fue en febrero sobre la reserva ecológica San Antonio Limón Totalco y el segundo en noviembre sobre el polígono IIA del corredor biológico multifuncional ABSRC (Pérez-Melo, 2019; Salas-Hernández, 2019), la cual pertenece al área de estudio. Los resultados reflejan que solo el 17% de los encuestados mencionan tener el conocimiento de éstas ANP en la región; así como que más de la mitad aceptaría desmontar un hipotético terreno arbolado para el establecimiento de una actividad económica propia. Para compensar este problema social, es necesario el fortalecimiento de la gobernanza a nivel local, que en muchos casos es entorpecida por conflictos internos y corrupción.

Para restaurar el paisaje en función de la vegetación forestal y beneficios para los pobladores es necesario considerar que se trata de un proyecto a largo plazo con diferentes etapas. El proyecto debe partir de una línea base sólida con los indicadores a corto, mediano y largo plazo. Por ejemplo, a corto y mediano plazo podrían utilizarse indicadores biofísicos como la cobertura forestal, las métricas de paisaje, la cantidad de biomasa, la calidad de agua y la riqueza de especies. En cuanto a mediano y largo plazo se incorporan indicadores sociales como la percepción sobre la mejora de los bosques y cafetales en perspectiva y prospectiva, la posición ante el desmonte de la vegetación, la percepción de las actividades extractivas de productos forestales alrededor de su localidad y la participación en la creación de instrumentos de política pública (Pedraza-Varela, 2018; Wongbusarakum *et al.*, 2019).

En México se ha utilizado el software Marxan a nivel nacional con el uso de diversos objetos de conservación (principalmente biodiversidad), dando como resultado que solo el 12.9% de la superficie de ANP se encuentra en los sitios identificados con prioridad de conservación (Urquiza-Haas *et al.*, 2009). Esto demostró que existen vacíos sustanciales en la conservación a través de la proclamación de entidades

jurídicas; de forma similar a los resultados obtenidos en esta investigación. Así mismo, el área de estudio ha sido señalada como un sitio prioritario a nivel nacional para la conservación de los anfibios (Kolef & Urquiza-Haas, 2011), por lo que la selección de sitios potenciales en la zona podrían estar enfocadas a este objeto de conservación donde podría sobresalir en el territorio nacional mexicano.

La biomasa aérea y los almacenes de carbono son estudiados para la selección de AP y de su seguimiento; brindando herramientas para localizar zonas sin manejo, amenazadas por la tala clandestina, por incendios y aumento de terrenos agropecuarios (Collins & Mitchard, 2017). Por otro lado, estos análisis han reflejado indicadores que sirven para identificar sitios fuera del AP para su inclusión, y como evaluaciones de impacto de instrumentos de política pública para conservación de los servicios ambientales (e.g. hábitat para especies silvestres, captura de CO₂ y disposición de madera; Barni *et al.*, 2016; Pradhan *et al.*, 2019).

La selección de áreas para la conservación debe enfocarse a aquellos sitios en donde se obtengan mayores beneficios y las acciones enfocadas a mejorar el ambiente y que presenten mejores resultados. Para esto deben considerarse elementos biofísicos, socioeconómicos, culturales y políticos con sus respectivas restricciones (Chávez González *et al.*, 2018). La planeación sistemática de sitios para la conservación a partir de modelos cuantitativos es una herramienta necesaria para mejorar la fiabilidad de las AP y las UGA (Chávez González *et al.*, 2018; Levin *et al.*, 2013).

En 2007 se propuso el área que rodea a la ciudad de Xalapa para la generación de un ANP enfocado a la conservación y restauración del bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz., así como la interconexión de ENP existentes dentro de la distribución de esta vegetación (Williams-Linera *et al.*, 2007). En 2015 se decretó el ANP ABSRC bajo la categoría de corredor biológico multifuncional como respuesta a las presiones antrópicas que amenazaban la vegetación nativa (Casagñón-Loeza, 2016). Posteriormente el corredor ripario Parque Lineal Quetzalapan-Sedeño en 2016, conectando los polígonos IA y IB del ABSRC. En abril del año 2018, se decretó el POERCX con una actualización en noviembre de dicho año,

manifestando las UGA con políticas y criterios que regulan la actividad los municipios circundantes a Xalapa. No obstante, el mismo decreto indica la necesidad de actualizar dicho ordenamiento ecológico territorial a mediano plazo que contemple las características ecológicas dadas, así como las nuevas presiones antrópicas generadas en próximos años (SEDEMA, 2018). Los resultados obtenidos en este estudio podrían marcar un precedente para la implementación de políticas públicas enfocadas a la conservación; por ejemplo, la conexión de las ANP mediante actividades de conservación en los sitios identificados. Así mismo, los sitios identificados pueden marcar una guía sobre la actualización de los límites de las UGA o para el cambio de política de éstas, así como los criterios establecidos para cada una.

Debe hacerse reiterarse que, de considerarse los sitios potenciales identificados en esta investigación como parte de la delimitación para un instrumento de política pública enfocado a la conservación, no deben tomarse como sitios prioritarios sin la consulta y aprobación de los pobladores cercanos. Primero deberían hacerse difusión del proyecto de política pública ante los pobladores, así como el análisis de diversos indicadores que puedan acotar mejor la superficie de sujeta al instrumento. Deben realizarse análisis de conflictos entre las actividades de los pobladores y la conservación que generen alguna amenaza; pues en el sur de la ciudad de Coatepec, Mahuixtlán, Tuzamapan, Bella Esperanza, El Lencero, Cerro Gordo, Miradores, el sur de la ciudad de Xalapa Enríquez, El Castillo, El Tronconal y Chiltoyac tienen una posición favorable ante el aumento de actividades como la crianza de ganado, siembra de cultivos, expansión urbana o de vías de comunicación.

Emplear la superficie designada de las ANP para la conservación de la vegetación forestal puede parecer deficiente a mediano y largo plazo en comparación de las UGA de preservación y conservación, así como con los sitios potenciales identificados. Esto se debe a que existen actividades sin fiscalización que reducen la cobertura y biomasa de la vegetación forestal, variando la configuración del paisaje en el ANP ABSRC, siendo la más grande del área de estudio. El decreto del

POERCX marca en su Artículo 9 que en un periodo entre tres y cinco años debe actualizarse dicho programa (SEDEMA, 2018); esto implica la actualización de las políticas, criterios y delimitación de las UGA. Sin embargo, el espacio jurisdiccional de las ANP puede limitar al POERCX para adaptarse a las situaciones socioambientales en el futuro al no tener atribuciones dentro de las ANP. Es por lo que la delimitación de estas últimas debe estar en función del ordenamiento territorial a una escala mayor mediante análisis multicriterio que permita la conexión de éstas; evitando centrarse solo en la creación un cinturón verde que limite el crecimiento de la ciudad que sirva para actividades recreativas (Benítez *et al.*, 2018).

9. Conclusiones y recomendaciones

Xalapa y sus municipios conurbados aún cuentan con vegetación forestal de bosque mesófilo de montaña, bosque de pino, bosque de encino y selva con la viabilidad de conectarse a través de los cafetales bajo sombra del tipo rústicos y de policultivo. Mediante el uso de herramientas como Marxan es posible identificar la configuración espacial viable de conexión entre estos tipos de vegetación. El resultado de esta investigación, así como los métodos empleados pueden ser tomados a consideración para la implementación de políticas públicas como ENP y la actualización del POERCX en el área de estudio. Los sitios identificados como mejor opción o aquellos con alta frecuencia de selección pueden definirse como la delimitación de ENP, siendo de índole privada o pública, o en su caso, UGA bajo políticas de preservación, conservación y restauración; de acuerdo con las condiciones de biodiversidad, generación de servicios ambientales y amenazas de deforestación/degradación que éstos presenten. Así mismo, en aquellos espacios identificados con actividades agropecuarias pueden llevarse a cabo actividades de restauración o ser reguladas mediante actividades compatibles con el desarrollo de la vegetación circundante.

Entre 1997 y 2018 se muestra una mejora en la cobertura de bosque mesófilo de montaña y del bosque de pino; mientras que el café de sombra y el bosque de encino han disminuido. La selva presentó un incremento entre 1997 y 2009, posteriormente decrementando su cobertura para el 2018. Otras métricas de paisaje muestran una mejoría en el bosque mesófilo de montaña y el bosque de pino al haber aumentado el tamaño promedio de los fragmentos. Sin embargo, la cobertura del cultivo de café de sombra y la del bosque de encino se muestran con tendencia de reducción al disminuir el tamaño promedio de sus fragmentos. La selva, encontrada principalmente en Emiliano Zapata mantiene una dinámica variada en las métricas de paisaje debido a las actividades de agricultura de temporal. Estos resultados pueden estar relacionados con las políticas públicas implementadas por secretarías gubernamentales de índole agropecuaria y de medio ambiente, así

como por la situación económica de la población y la variación en los precios de cultivos como la caña de azúcar, el limón y el café.

La identificación de los sitios degradados mediante el uso de índices de vegetación representa un instrumento importante para los tomadores de decisiones. Con los índices de vegetación pueden establecerse prioridades para el diseño y ejecución de programas de restauración; evitando la eventual deforestación y la pérdida potencial de biodiversidad y de servicios ecosistémicos. Con el método empleado, en el periodo de 1997-2007, se observa un aumento de los almacenes de carbono en la vegetación de los municipios estudiados. Sin embargo, en el periodo 2007-2018 se observa a la degradación como proceso principalmente concentrados en el municipio de Emiliano Zapata y sureste de Coatepec que según los pobladores se atribuye a la extracción y quema de leña, y que cada año hay menos lluvias.

Para evitar la deforestación y degradación de la vegetación en estos municipios, objeto de políticas públicas como AP y POET, es necesario contar con análisis locales sobre las actividades y percepciones de la población sobre la vegetación. Esto podría desarrollar programas de manejo local, con la capacidad de dar seguimiento y alcanzar metas viables a corto, mediano y largo plazo mediante el uso de índices de vegetación para el cálculo de indicadores. Del mismo modo, dichas políticas públicas deben ser comunicadas con la ciudadanía de formas claras y efectivas para garantizar el conocimiento de los criterios establecidos, así como las ventajas de mantener la vegetación cercana a los núcleos de población. Por otro lado, debe incentivarse la producción de los cafetales bajo sombra en la región; pues en las encuestas, los pobladores cercanos a cafetales con tendencia de disminución observan un costo de oportunidad en él, proyectando que en una década estos cultivos serán abandonados y reemplazados por unidades habitacionales o cultivos de limón.

El diseño y ejecución de políticas públicas para atender los problemas de deforestación y degradación de los ecosistemas puede acoplarse mejor a escala de UGA que a escala municipal. Bajo este contexto, las localidades pueden administrarse mejor que a escalas municipales, pues en éstas últimas pueden

presentarse presiones antrópicas distintas en ecosistemas diversos; tal es el caso del municipio de Emiliano Zapata. Así mismo, las estrategias planteadas deben considerar la postura de la población ante el aumento de las actividades agrícolas, pecuarias, mineras, de expansión urbana y el aumento de la vegetación forestal. Por otro lado, en las evaluaciones de impacto de dichas políticas públicas, los índices de vegetación y métricas de paisaje como indicadores permitirán establecer su eficacia para su modificación y mejora, no solo en la actualización de criterios de operación, sino de sus límites.

Considerando lo anterior, podría darse la transición hacia el desarrollo urbano sostenible mediante políticas públicas que contribuyan a la generación de programas de manejo que incorporen aspectos biológicos, físicos, económicos y sociales; lo cual es una meta en la región, en la cual últimamente se ha enfocado en los decretos de instrumentos para la conservación de los ecosistemas presentes. Esta propuesta aplicaría en menor escala a la municipal, principalmente en Emiliano Zapata y Coatepec, donde existe mayor diversidad de ecosistemas y diversas percepciones ante las actividades que generan deforestación y degradación. En las políticas públicas deben integrarse herramientas para la conservación tomando en cuenta la heterogeneidad de intereses sociales y políticos, así como de contextos biofísicos para evitar el conflicto entre sectores productivos. Existe un grupo de casos donde se ha logrado la incorporación de la biodiversidad en las políticas públicas, marcando un éxito en el combate a problemáticas ambientales que afectaban el estilo de vida y economía de la población; y Xalapa, así como sus alrededores, se encuentra en el proceso de pertenecer a este grupo.

10. Bibliografía

Aguilar-Cordero, W. J., Alonzo-Parra, D. E., Canul-Rosado, D., & Cerón-Gómez, J. (2012).

Percepción social sobre los beneficios de estar viviendo en un área natural protegida:

Otoch Ma'ax Yetel Kooh. *Teoría y Praxis*, 12, 34-51.

Ahmad, A., Nizami, S. M., Mannan, A., & Saeed, S. (2018). Carbon emission from deforestation,

forest degradation and wood harvest in the temperate region of Hindu Kush Himalaya,

Pakistan between 1994 and 2016. *Land Use Policy*, 78, 781-790.

Ahmed, O. S., Franklin, S. E., & Wulder, M. A. (2014). Interpretation of forest disturbance using a time series of Landsat imagery and canopy structure from airborne lidar. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39(6), 521-542. <https://doi.org/10.5589/m14-004>

Alianza MREDD+. (2013). *Mapa y base de datos sobre la distribución de la biomasa aérea de la vegetación leñosa en México. Versión 1*. Woods Hole Research Center.

<http://whrc.org/publications-data/datasets/aboveground-forest-carbon-stocks-in-mexico/>

Alix-Garcia, J., & Wolff, H. (2014). Payment for Ecosystem Services from Forests. *Annual Review of Resource Economics*, 6(1), 361-380. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012524>

Álvarez-Gayou Jurgeson, J. L. (2003). *Cómo hacer investigación cualitativa: Fundamentos y metodología* (1ra ed.). Paidós Ecuador.

Ando, A. W., & Langpap, C. (2018). The Economics of Species Conservation. *Annual Review of Resource Economics*, 10(1), 445-467. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-022921>

Andreev, D. V. (2020). The use of GIS technology in modern conditions. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 421(042001), 1-5. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/421/4/042001>

- Ankomah, F., Kyereh, B., Asante, W., & Ansong, M. (2019). Patterns of forest cover change and their association with forest management regimes of forest reserves in the high forest zone of Ghana. *Journal of Land Use Science*, 14(3), 242-257.
<https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1665116>
- Arias, F., & Suarez, E. (2016). Comportamiento de las exportaciones de limón persa (*Citrus latifolia tanaka*) al mercado de los Estados Unidos. *Journal of Agriculture and Animal Sciences*, 5(2), 20-31. <https://doi.org/10.22507/jals.v5n2a2>
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46, 139-147.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Arriaga-Cabrera, L., Aguilar-Sierra, V., & Alcocer, J. (2002). *Regiones hidrológicas prioritarias*. CONABIO.
<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/hidrologicas.html>
- Arriaga-Cabrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J., Jiménez-Rosenberg, R., Muñoz-López, E., & Aguilar-Sierra, V. (1998). *Regiones marinas prioritarias de México*. CONABIO.
<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/marinas.html>
- Arzamendia, V., & Giraudo, A. R. (2004). Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: Las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista chilena de historia natural*, 77(2). <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2004000200011>
- Ascanio-Lárraga, J. A., León-Cortés, J. L., Castillo-Santiago, M. A., & Ramírez-Segura, E. (2018). Logging Pattern and Landscape Change in Southern Mexico: Identifying Potential

- Weaknesses and Strengthening Conservation in Community-Based Management Programs through Landscape Analysis. *Journal of Forestry*. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvy045>
- Asesores Ambientales Especializados. (2016). *Manifiesto de Impacto Ambiental para el banco de arena conocido como “Prolongación Don Gato” en el municipio de Banderilla, Veracruz*.
- Bahamondez, C., & Thompson, I. D. (2016). Determining forest degradation, ecosystem state and resilience using a standard stand stocking measurement diagram: Theory into practice. *Forestry*, 89(3), 290-300. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpv052>
- Ball, I. R., Possingham, H. P., & Watts, M. E. (2011). *Marxan and Relatives: Software for Spatial Conservation Prioritization*. 12.
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Revista Ecosistemas*, 21(1-2), 1-10.
- Barni, P. E., Manzi, A. O., Condé, T. M., Barbosa, R. I., & Fearnside, P. M. (2016). Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 377, 170-181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.010>
- Benítez, G., Alvarado-Castillo, G., Palestina, R. A., Cortés, M., Williams, K., & Acosta, I. (2018). Designing a Green Belt for Xalapa City. *Regions and Cohesion*, 8(3), 94-115. <https://doi.org/10.3167/reco.2018.080306>
- Bertoni, M., & López, M. J. (2010). Percepciones sociales ambientales. Valores y actitudes hacia la conservación de la Reserva de Biosfera «Parque Atlántico Mar Chiquita»—Argentina. *Estudios y Perspectivas en Turismo*, 19(5), 835-849.
- Blanco, N. (2001). Una técnica para la medición de actitudes sociales. *Revista de Ciencias Sociales*, 7(1), 45-54.
- Bocco, G., & Velázquez, A. (2000). Ciencia, comunidades indígenas y manejo de recursos naturales. Un caso de investigación participativa en México. *Interciencia*, 25, 9-19.

- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? They need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63, 616-626.
- Brenner, L. (2006). Áreas Naturales Protegidas y ecoturismo: El caso de la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, México. *Relaciones*, XXVII(105), 237-265.
- Brenner, L. (2010). Gobernanza ambiental, actores sociales y conflictos en las Áreas Naturales Protegidas mexicanas. *Revista Mexicana de Sociología*, 29.
- Brozovic, R., Abrams, J. F., Mohamed, A., Wong, S. T., Niedballa, J., Bhagwat, T., Sollman, R., Mannan, S., Kissing, J., & Wilting, A. (2018). Effects of forest degradation on the moonrat *Echinosorex gymnura* in Sabah, Malaysian Borneo. *Mammalian Biology*, 93, 135-143.
- Bubb, P., May, I., Miles, S., & Sayer, J. (2004). Cloud Forest Agenda. En *Bosques nublados del trópico* (p. 32 p). UNEP-WCMC.
- Bullón, T. (2015). Environmental assessment and land change analysis in seminatural land covers applicable to land management. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 34, 147-156. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.08.006>
- Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (última reforma 04-06-2012)*, (1988) (testimony of Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión).
- Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (última reforma 19-01-2018)*, (2003) (testimony of Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión).
- Carabias, J., De la Maza, J., & Provencio, E. (2008). *Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad*. 29-42.
- Carabias, J., & Rabasa, A. (2017). Cien años de políticas y normatividad ambiental. En F. A. Ibarra-Palafox & P. Salazar-Ugarte, *Cien años para el centenario. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, tomo 3: Estudios económicos y sociales* (pp. 49-67).

- Cartus, O., Kellndorfer, J., Walker, W., Franco, C., Bishop, J., Santos, L., & Fuentes, J. (2014). A National, Detailed Map of Forest Aboveground Carbon Stocks in Mexico. *Remote Sensing*, 6(6), 5559-5588. <https://doi.org/10.3390/rs6065559>
- Carvajal-Hernández, C. I., Krömer, T., & Vázquez-Torres, M. (2014). Riqueza y composición florística de pteridobiontes en bosque mesófilo de montaña y ambientes asociados en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(2), 491-501. <https://doi.org/10.7550/rmb.41292>
- Carwardine, J., Wilson, K. A., Watts, M., Etter, A., Klein, C. J., & Possingham, H. P. (2008). Avoiding Costly Conservation Mistakes: The Importance of Defining Actions and Costs in Spatial Priority Setting. *PLoS ONE*, 3(7), e2586. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002586>
- Casagñón-Loeza, J. (2016). *Conectividad estructural de la Reserva Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital del Estado de Veracruz para el 2013* [Tesis de licenciatura]. Universidad Veracruzana.
- CDB. (2020a). *Informe de la segunda reunión de trabajo de composición abierta sobre el marco mundial de la diversidad biológica posterior a 2020*. Organización de las Naciones Unidas. <https://www.cbd.int/doc/c/4fdc/81b1/1047b3fbc0af7aeba5ea7e99/wg2020-02-04-es.pdf>
- CDB. (2020b). *Recomendación adoptada por el grupo de trabajo de composición abierta sobre el marco mundial de la diversidad biológica posterior a 2020*. Organización de las Naciones Unidas. <https://www.cbd.int/doc/recommendations/wg2020-02/wg2020-02-rec-01-es.pdf>
- Ceauşu, S., Gomez, I., & Pereira, H. (2015). Conservation Planning for Biodiversity and Wilderness A Real-World Example. *Environmental Management*, 55, 1168-1180.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., & Daily, G. C. (2006). Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biology*, 4(11), e379. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>

- Chave, J., Davies, S. J., Phillips, O. L., Lewis, S. L., Sist, P., Schepaschenko, D., Armston, J., Baker, T. R., Coomes, D., Disney, M., Duncanson, L., Héault, B., Labrière, N., Meyer, V., Réjou-Méchain, M., Scipal, K., & Saatchi, S. (2019). Ground Data are Essential for Biomass Remote Sensing Missions. *Surveys in Geophysics*, 40(4), 863-880.
<https://doi.org/10.1007/s10712-019-09528-w>
- Chávez González, H., González Guillén, M. D. J., & Hernández de la Rosa, P. (2018). Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(27), 8-23. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v6i27.277>
- Chrysafis, I., Mallinis, G., Tsakiri, M., & Patias, P. (2019). Evaluation of single-date and multi-seasonal spatial and spectral information of Sentinel-2 imagery to assess growing stock volume of a Mediterranean forest. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 77, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.12.004>
- Clevers, J. G. P. W. (1988). The derivation of a simplified reflectance model for the estimation of leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 25, 53-70. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90041-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90041-7).
- Climate Prediction Center. (2020). *Cold & Warm Episodes by Season*. National Weather Service.
https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php
- Collins, M. B., & Mitchard, E. T. A. (2017). A small subset of protected areas are a highly significant source of carbon emissions. *Scientific Reports*, 7(1), 41902.
<https://doi.org/10.1038/srep41902>
- Colmenero, L. del C., & Bravo, E. (1996). Problemática sociocultural de las áreas naturales protegidas en México. *Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 40.
<https://revistaiztapalapa.itz.uam.mx/index.php/itz/article/view/1324>

- Comber, A., Fisher, P., & Wadsworth, R. (2005). What is Land Cover? *Environment and Planning B: Planning and Design*, 32(2), 199-209. <https://doi.org/10.1068/b31135>
- CONABIO. (2004). *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA)*. CONABIO. <http://conabioweb.conabio.gob.mx/aicas/doctos/aicas.html>
- CONABIO. (2015). *Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves*. <http://avesmx.conabio.gob.mx/AICA.html>
- CONAFOR. (2017). *El pago por servicios ambientales (PSA) y los sistemas agroforestales*, México. Comisión Nacional Forestal. http://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?p=5294
- CONANP. (s. f.). *Áreas Naturales Protegidas Decretadas*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Recuperado 5 de mayo de 2018, de http://sig.conanp.gob.mx/website/pagsig/datos_anp.htm
- CONANP. (2016a). *Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/areas-destinadas-voluntariamente-a-la-conservacion>
- CONANP. (2016b). *Los sitios Ramsar de México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/sitios-ramsar>
- Constructora Bortolotti. (2017). *MANIFESTACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL*. <http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/estado-actual-de-manifestaciones-de-impacto-ambiental/>
- Convenio Europeo del Paisaje. (2000). *Convenio Europeo del Paisaje*. <http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0670786.pdf>
- Corbera, E., Soberanis, C. G., & Brown, K. (2009). Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: An analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics*, 68(3), 743-761. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.008>

- Creswell, J. W. (2009). Mixed Methods Procedures. En *Research Desing: Qualitative, Quantitative and Mixed Methods Approaches*. (pp. 203-225). SAGE Publication, Inc.
- Crist, E. P. (1985). A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. *Remote Sensing of Environment*, 17(3), 301-306. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(85\)90102-6](https://doi.org/10.1016/0034-4257(85)90102-6)
- Crist, E. P., & Cicone, R. C. (1984). A Physically-Based Transformation of Thematic Mapper Data—The TM Tasseled Cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, GE-22(3), 256-263. <https://doi.org/10.1109/TGRS.1984.350619>
- Dantas de Paula, M., Groeneveld, J., & Huth, A. (2015). Tropical forest degradation and recovery in fragmented landscapes—Simulating changes in tree community, forest hydrology and carbon balance. *Global Ecology and Conservation*, 3, 664-677. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.03.004>
- Dávalos-Sotelo, R. (2016). El papel de la investigación científica en la creación de las áreas naturales protegidas. *Madera y Bosques*, 22(1), 7. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.221474>
- Dávalos-Sotelo, R., Rodriges-Morato, M. I., & Martínez Pinillos-Cueto, E. (2008). Almacenamiento de carbono. En R. H. Manson, V. Hernández-Ortíz, S. Gallina, & K. Mehltreter, *Agrosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, A. C.
- Davidson, S. (2004). Shade Coffee Agro-Ecosystems in Mexico: A Synopsis of the Environmental Services and Socio-Economic Considerations. *Journal of Sustainable Forestry*, 21(1), 81-95. https://doi.org/10.1300/J091v21n01_05

- Devine, J. A., Currit, N., Reygadas, Y., Liller, L. I., & Allen, G. (2020). Drug trafficking, cattle ranching and Land use and Land cover change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve. *Land Use Policy*, 95, 104578. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104578>
- DeVries, B., Pratihast, A. K., Verbesselt, J., Kooistra, L., & Herold, M. (2016). Characterizing Forest Change Using Community-Based Monitoring Data and Landsat Time Series. *PLOS ONE*, 11(3), e0147121. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147121>
- Dietz, T. (2017). Drivers of Human Stress on the Environment in the Twenty-First Century. *Annual Review of Environment and Resources*, 42(1), 189-213. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085440>
- Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A. R., Fernando, S., Lovejoy, T. E., Mayorga, J., Olson, D., Asner, G. P., Baillie, J. E. M., Burgess, N. D., Burkart, K., Noss, R. F., Zhang, Y. P., Baccini, A., Birch, T., Hahn, N., Joppa, L. N., & Wikramanayake, E. (2019). A Global Deal For Nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science Advances*, 5(4), eaaw2869. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaw2869>
- Domisch, S., Kakouei, K., Martínez-López, J., Bagstad, K. J., Magrach, A., Balbi, S., Villa, F., Funk, A., Hein, T., Borgwardt, F., Hermoso, V., Jähnig, S. C., & Langhans, S. D. (2019). Social equity shapes zone-selection: Balancing aquatic biodiversity conservation and ecosystem services delivery in the transboundary Danube River Basin. *Science of The Total Environment*, 656, 797-807. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.348>
- Dupuy-Rada, J. M., González-Iturbe, J. A., Iriarte-Vivar, S., Espadas-Manrique, C., Tun-Dzul, F., & Dorantes-Euán, A. (2007). Cambios de cobertura y uso de suelo (1979-2000) en dos comunidades rurales en el noreste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas*, 104-124.

Durán-Medina, E., Mas., E. J. F., & Velázquez, A. (2007). Cambios en las coberturas de vegetación y usos de suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México. En R. Marcó del Pont Lalli, *Los bosques comunitarios de México* (pp. 267-300).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Ejea-Mendoza, M. T. (2009). Café y cultura productiva en una región de Veracruz. *Nueva Antropología*, 22(70), 33-56.

El Proceso de Montreal. (2009). *Criterios e indicadores para la conservación y manejo sustentable de los bosques templados y boreales* (4.^a ed.). Departamento de Agricultura de los EE.UU.
<https://www.conaf.cl/Proceso-Montreal/2009C&I%204thEditionEsp.pdf>

Ellis, E. A., & Martínez-Bello, M. (2010). Vegetación y uso de suelo. En E. Florescano & J. Ortíz, *Atlas del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural de Veracruz* (p. 270). Universidad Veracruzana.

Ellis, E. A., Martínez-Bello, M., & Monroy-Ibarra, R. (2011). Focos rojos para la conservación de la biodiversidad. En CONABIO, *La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado* (pp. 351-367). CONABIO.

Ellis, E., Navarro Martínez, A., García Ortega, M., Hernández Gómez, I. U., & Chacón Castillo, D. (2020). Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: Deforestation or degradation? *Journal of Land Use Science*, 1-27.
<https://doi.org/10.1080/1747423X.2020.1732489>

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Fairhed, J., & Leach, M. (1997). Culturing trees: Socialized knowledge in the political ecology of Kissia and Kuranko forest islands of Guinea. En K. Seeland, *Nature is culture* (pp. 7-18). Intermediate Technology Publications Ltd.
- Fallas-Urueña, M. J. (2016). *Cobertura del suelo del año 2016 del Cantón Tarrazú, San José, Costa Rica* [Licenciatura, Instituto Tecnológico de Costa Rica].
https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/9342/cobertura_suelo_a%C3%B1o_canton_tarrazu.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- FAO. (2002). *Proceedings: Second Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions for Use by Various Stakeholders*. FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/Y4171E/y4171e00.htm>
- FAO. (2010). Términos y definiciones. En *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010* (FAO). <http://www.fao.org/3/i1757s/i1757s13.pdf>
- FAO. (2011). *Medir la degradación del bosque*. 62(2), 76.
- FAO. (2015). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015*. 253.
- Fernández, J. C., & García, M. (2003). Marco teórico y práctico para el análisis económico de los problemas de conservación de los recursos naturales en México. En Ó. Sánchez, E. Vega, E. Peters, & O. Monroy-Vilchis (Eds.), *Conservación de los ecosistemas templados de montaña en México* (1ra edición, pp. 77-90). Instituto Nacional de Ecología.
- Fernández-García, V., Santamaría, M., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Marcos, E., & Calvo, L. (2018). Burn severity metrics in fire-prone pine ecosystems along a climatic gradient using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 206, 205-217.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.12.029>

Fernández-Moreno, Y. (2008). ¿Por qué estudiar las percepciones ambientales? Una revisión de la literatura mexicana con énfasis en Áreas Naturales Protegidas. *Espiral, Estudios sobre Estado y Sociedad*, 179-202.

Figerúa-Jáuregui, M. L., Ibáñez-Castillo, L. A., Arteaga-Ramírez, R., Arellano-Monterrosas, J. L., & Vázquez-Peña, M. (2011). Cambio de uso de suelo en la Cuenca de San Cristobal de las Casas, México. *Agrociencia*, 45(5), 531-544.

Figueroa, E. P. (2009). Sistemas Agroforestales. SARGARPA.

<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20194.99525>

Forman, R. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.

Forman, R., & Godron. (1986). *Landscape Ecology* (Wiley).

Galeana-Pizaña, J. M., López-Caloca, A., López-Quiroz, P., Silván-Cárdenas, J. L., & Couturier, S. (2014). Modeling the spatial distribution of above-ground carbon in Mexican coniferous forests using remote sensing and a geostatistical approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 30, 179-189.

<https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.02.005>

Gallina, S., Mandujano, S., & Delfin-Alfonso, C. A. (2007). Importancia de las áreas naturales protegidas para conservar y generar conocimiento biológico de las especies de venados en México. En G. Halffter & S. Guevara, *Hacia una cultura de la conservación de la diversidad biológica* (pp. 187–196). Monografías Tercer Milenio.

Game, E., & Grantham, H. (2008). *Manual del usuario Marxan: Para la versión Marxan 1.8.10*. Universidad de Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, y la Asociación para la Investigación y Análisis Marino del Pacífico.

Gamez, M. J. (2015). *Objetivos y metas de desarrollo sostenible*. Desarrollo Sostenible.

<https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>

García, E. (1998). *Mapa de Climas (clasificación de Koppen, modificado por García)* [Map]. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad.

<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

Garcia, M., Saatchi, S., Casas, A., Koltunov, A., Ustin, S., Ramirez, C., Garcia-Gutierrez, J., & Balzter, H. (2017). Quantifying biomass consumption and carbon release from the California Rim fire by integrating airborne LiDAR and Landsat OLI data: C Released by the California Rim Fire. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(2), 340-353.

<https://doi.org/10.1002/2015JG003315>

Garcia-Alaniz, N., Equihua, M., Perez-Maqueo, O., Equihua-Benitez, J., Maeda, P., Prado-Urrutia, P., Flores-Martínez, J. J., Villela-Gaytán, S. A., & Schmidt, M. (2017). The Mexican National Biodiversity and Ecosystem Degradation Monitoring System. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 27, 62-68.

García-Frapolli, E., & Toledo, V. M. (2008). Apropiación de la Naturaleza por una Comunidad Maya Yucateca: Un Análisis Económico-Ecológico. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*, 7, 27-42.

Gerez, P., Vidriales-Chan, G., Toledo-Aceves, T., & Pérez-D., K. (2012). Características sociales y problemática de la subcuenca. En L. Paré & P. Gerez (Eds.), *Al filo del agua: Cogestión de la subcuenca del Pixquiac, Veracruz* (pp. 135-189). Instituto Nacional de Ecología.

Gibbs, H. K., Brown, S., Niles, J. O., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045023.

<https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023>

- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., & Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.
<https://doi.org/10.1038/nature10425>
- Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., Stark, R., & Rundquist, D. (2002). Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 76-87.
[https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00289-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00289-9)
- Glaser, M., Krause, G., Ratter, B., & Welp, M. (2012). *Human-Nature Interactions in the Anthropocene: Potentials of Social-Ecological Systems Analisys*. Routledge.
- Goetz, S. J., Hansen, M., Houghton, R. A., Walker, W., Laporte, N., & Busch, J. (2015). Measurement and monitoring needs, capabilities and potential for addressing reduced emissions from deforestation and forest degradation under REDD+. *Environmental Research Letters*, 10(12), 123001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/123001>
- Gómez, C., White, J. C., Wulder, M. A., & Alejandro, P. (2014). Historical forest biomass dynamics modelled with Landsat spectral trajectories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 93, 14-28. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.03.008>
- Gómez-Díaz, J. A., Brast, K., Degener, J., Krömer, T., Ellis, E., Heitkamp, F., & Gerold, G. (2018). Long-Term Changes in Forest Cover in Central Veracruz, Mexico (1993–2014). *Tropical Conservation Science*, 11, 194008291877108. <https://doi.org/10.1177/1940082918771089>
- Gómez-Pompa, A. (1998). La conservación de la biodiversidad en México: Mitos y realidades. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 63, 33-41.
<https://doi.org/10.17129/botsci.1565>

Griscom, B. W., Ganz, D., Jeffrey Hayway, J., Cortez, R., Virgilio, N., Dodge, G., Hurd, J., Lowenstein, F. L., & Stanley, B. (2009). *The Hidden Frontier of Forest Degradation: A Review of the Science, Policy and Practice of Reducing Degradation Emissions*. The Nature Conservancy.

Guerrero, A. M., Knight, A. T., Grantham, H. S., Cowling, R. M., & Wilson, K. A. (2010). Predicting willingness-to-sell and its utility for assessing conservation opportunity for expanding protected area networks: Assessing conservation opportunity. *Conservation Letters*, 3(5), 332-339. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00116.x>

Guevara Sangines, A., Pérez-Duarte, M., Varela, J., Porrúa, M., Il, M., Manson, R., Muñoz-Piña, C., Montiel, E., & Zamora, C. (2003). *Introducción a los servicios ambientales* (1ra ed.). https://www.researchgate.net/publication/304629727_Introduccion_a_los_servicios_am_bientales

Günlü, A. (2014). Estimating aboveground biomass using Landsat TM imagery: A case study of Anatolian Crimean pine forests in Turkey. *Annals of Forest Research*, 57(2), 289-298.

Gunn, J. S., & Ducey, M. J. (2019). Evaluating degradation in a North American temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 432, 415-426.

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>

Halffter-Salas, G. (2007). Reservas Archipiélago: Un nuevo tipo de área protegida. En G. Halffter-Salas, S. Guevara, & A. Melic, *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica* (pp. 281-286). Sociedad Entomológica Aragonesa.

- Harrison, S., & Grace, J. (2007). Biogeographic Affinity Helps Explain Productivity-Richness Relationships at Regional and Local Scales. *The American Naturalist*, 170, 5-15.
- Hernández Rivera, M. G., & Torres Hernández, L. (2014). Análisis de dos áreas naturales protegidas en relación con el crecimiento del Área Metropolitana de Xalapa, Veracruz. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 0(0). <https://doi.org/10.14350/rig.39077>
- Hernández-Gómez, I. U. (2014). *Evaluación de la transforación del paisaje para la determinación de áreas prioritarias de conservación en la región de Uxpanapa, Veracruz*. Universidad Veracruzana.
- Hernández-Vargas, G. (2019). *Diversidad funcional vegetal y procesos de ecosistema en el bosque de niebla de la región central de Veracruz (tesis)* [Tesis de Doctorado]. Universidad Veracruzana.
- Heywood, V. (2011). Protected Areas and CWR Conservation. En D. Hunter & V. Heywood, *Crop Wild Relatives: A Manual of In Situ Conservation* (pp. 211-230). Earthscan.
- Hinojosa-Osorio, J. D., Hinojosa-Fernández, B., & Lozano-Pérez, V. D. (2016). *Manifestación de Impacto Ambiental Proyecto: Lotificación habitacional de tipo interés social fracción de las parcelas de terreno rústico marcadas con las letras «D» y «E» del lote 10 camino al Aguacatal antes Camino Real a Teocelo s/n municipio de Coatepec, Ver.*
<http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/estado-actual-de-manifestaciones-de-impacto-ambiental/>
- Huete, A. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- 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)

Iglesias, J. M. (2015). Sistemas de producción agroforestales. Conceptos y definiciones. *Pastos y Forrajes*, 22(4), 287.

INECOL. (2015). *Programa de Ordenamiento Ecológico de la Región Capital de Xalapa: Caracterización*. Secretaría de Medio Ambiente del estado de Veracruz.

INEGI. (2007). *Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/programas/cagf/2007/default.html#Tabulados>

INEGI. (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. INEGI.

<https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/default.html#Tabulados>

INEGI. (2015). *Guía para la interpretación de cartografía. Uso de suelo y vegetación. Escala 1:250,000 Serie V*. INEGI.

INEGI. (2017). *Uso de suelo y vegetación Serie VI [Map]*.

IPCC. (2014). *Cambio climático 2014, mitigación del cambio climático: Resumen para responsables de políticas*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.

https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WG3AR5_SPM_brochure_es-1.pdf

IPCC. (2019). *Calentamiento global de 1.5 °C*. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_es.pdf

IUCN. (2010). *Pago por Servicios Ambientales*. The Katoomba Group.

IUCN. (2017a). *Categorías de manejo de áreas protegidas de IUCN*. IUCN.

<https://www.iucn.org/es/regiones/am%C3%A9rica-del-sur/nuestro-trabajo/%C3%A1reas-protegidas/categor%C3%ADas-de-manejo-de-%C3%A1reas-protegidas-de-iucn>

- IUCN. (2017b). *Lista Verde de Áreas Protegidas y Conservadas de la UICN*. IUCN.
<https://www.iucn.org/es/regiones/am%C3%A9rica-del-sur/nuestros-proyectos/proyectos-en-ejecuci%C3%B3n/lista-verde-de-%C3%A1reas-protegidas-y-conservadas-de-la-uicn>
- IUCN. (2017c). *Perspectiva del patrimonio mundial de la IUCN 2: Evaluación sobre la conservación de todos los sitios naturales del Patrimonio Mundial*. IUCN.
- Jin, S., & Sader, S. A. (2005). Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances. *Remote Sensing of Environment*, 94(3), 364-372. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.10.012>
- Johnson, D. N., van Riper, C. J., Chu, M., & Winkler-Schor, S. (2019). Comparing the social values of ecosystem services in US and Australian marine protected areas. *Ecosystem Services*, 37, 11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100919>
- Jordan, C. F. (1969). Derivation of Leaf-Area Index from Quality of Light on the Forest Floor. *Ecology*, 50(4), 663-666. <https://doi.org/10.2307/1936256>
- Kang, P., Chen, W., Hou, Y., & Li, Y. (2018). Linking ecosystem services and ecosystem health to ecological risk assessment: A case study of the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration. *Science of The Total Environment*, 636, 1442-1454.
- Kergoat, L., Hiernaux, P., Dardel, C., Pierre, C., Guichard, F., & Kalilou, A. (2015). Dry-season vegetation mass and cover fraction from SWIR1.6 and SWIR2.1 band ratio: Ground-radiometer and MODIS data in the Sahel. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 39, 56-64. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.02.011>
- Key, C. H., & Benson, N. C. (2006). *Landscape assessment: Ground measure of severity, the composite burn index; and remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system*, USDA Forest Service General

Technical Report RMRS-GTR-164-CD. USDA Forest Service Rocky Mountain Research

Station;

Khuc, Q. V., Tran, B. Q., Meyfroidt, P., & Paschke, M. W. (2018). Drivers of deforestation and forest degradation in Vietnam: An exploratory analysis at the national level. *Forest Policy and Economics*, 90, 128-141. <https://doi.org/10.1016/j.forepol.2018.02.004>

Koleff, P., & Urquiza-Haas, T. (2011). *Planeación para la conservación de la biodiversidad terrestre en México: Retos en un país megadiverso.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.

Koleff, P., Urquiza-Hass, T., & Contreras, B. (2012). Prioridades de conservación de los bosques tropicales en México: Reflexiones sobre su estado de conservación y manejo. *Revista Ecosistemas*, 21, 6-20.

Kumar, M., Denis, D. M., Singh, S. K., Szabó, S., & Suryavanshi, S. (2018). Landscape metrics for assessment of land cover change and fragmentation of a heterogeneous watershed. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 10, 224-233.

<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.04.002>

Laborde, J., Guevara, S., & Sánchez-Ríos, G. (2008). Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. *Ecoscience*, 15(1), 6-16.

[https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[6:TASSDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2008)15[6:TASSDI]2.0.CO;2)

Lapeyre, T., Alegre, J., & Arévalo, L. (2004). Determinación de las reservas de carbono en la biomasa aérea, en diferentes sistemas de uso de la tierra en San Martín, Perú. *Ecología Aplicada*, 3(2), 35-44.

Le Quéré, C. M. (2015). Global Carbon Budget. *Earth System Science Data*, 7, 349-396.

Lecina-Díaz, J., Alvarez, A., De Cáceres, M., Herrando, S., Vayreda, J., & Retana, J. (2019). Are protected areas preserving ecosystem services and biodiversity? Insights from

Mediterranean forests and shrublands. *Landscape Ecology*.

<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00887-8>

Levin, N., Watson, J. E. M., Joseph, L. N., Grantham, H. S., Hadar, L., Apel, N., Perevolotsky, A.,

DeMalach, N., Possingham, H. P., & Kark, S. (2013). A framework for systematic

conservation planning and management of Mediterranean landscapes. *Biological*

Conservation, 158, 371-383. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.032>

Li, G., Fang, C., & Wang, S. (2016). Exploring spatiotemporal changes in ecosystem-service values and hotspots in China. *Science of The Total Environment*, 545-546, 609-620.

Li, R., Xu, M., Powers, R., Zhao, F., Jetz, W., Wen, H., & Sheng, Q. (2017). Quantifying the evidence for co-benefits between species conservation and climate change mitigation in giant panda habitats. *Scientific Reports*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12843-0>

Linke, S., & Norris, R. (2003). Biodiversity: Bridging the gap between condition and conservation. *Hydrobiología*, 500, 203-211.

Linke, S., Possingham, H. P., & Watts, M. (2011). Using multivariate analysis to deliver conservation planning products that align with practitioner needs. *Ecography*, 34(2), 203-207. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06351.x>

Lopes, C. L., Mendes, R., Caçador, I., & Dias, J. M. (2019). Evaluation of long-term estuarine vegetation changes through Landsat imagery. *Science of The Total Environment*, 653, 512-522. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.381>

López-Barrera, F., & Landgrave, R. (2008). Variación de la biodiversidad a nivel paisaje. En *Agrosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación* (pp. 259-269). INECOL.

- López-Barrera, F., Manson, R. H., & Landgrave, R. (2014). Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, Mexico. *Land Use Policy*, 41, 274-283. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.004>
- López-Gómez, A. M., & Williams-Linera, G. (2006). Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Botanical Sciences*, 78, 7. <https://doi.org/10.17129/botsci.1717>
- López-Reyes, L., Domínguez-Domínguez, M., & Martínez-Zurimendi, P. (2016). Carbono almacenado en la biomasa aérea de plantaciones de hule (*Hevea brasiliensis* Müell. Arg.) de diferentes edades. *Madera y Bosques*, 22(3), 49-60.
- López-Serrano, J. (2020). *Cambios en el paisaje forestal-agrícola y su percepción entre ejidatarios de San Andrés Tlalnelhuayocan, Veracruz* [Tesis de maestría]. Universidad Veracruzana.
- López-Serrano, P., López Sánchez, C., Solís-Moreno, R., & Corral-Rivas, J. (2016). Geospatial Estimation of above Ground Forest Biomass in the Sierra Madre Occidental in the State of Durango, Mexico. *Forests*, 7(12), 70. <https://doi.org/10.3390/f7030070>
- Lu, D. (2005). Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon. *International Journal of Remote Sensing*, 26(12), 2509-2525. <https://doi.org/10.1080/01431160500142145>
- Lu, D., Mausel, P., Brondízio, E., & Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365-2401. <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863>
- Lu, Dengsheng. (2006). The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. *International Journal of Remote Sensing*, 27(7), 1297-1328. <https://doi.org/10.1080/01431160500486732>
- Lugo, A. E. (2001). El manejo de la biodiversidad en el Siglo XXI. *Interciencia*, 26(10), 484-490.

- Maass, M., Jardel, E., Martínez-Yrízar, A., Calderón, L., Herrera, J., Castillo, A., Euán-Ávila, J., & Equihua, M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Ecosistemas*, 19(2), 16.
- Madrid, L., Núñez, J. M., & Quiroz, G. (2009). La propiedad social forestal en México. *Investigación Ambiental*, 1(2), 179-196.
- Mahmood, K., Batool, S. A., & Chaudhry, M. N. (2016). Studying bio-thermal effects at and around MSW dumps using Satellite Remote Sensing and GIS. *Waste Management*, 55, 118-128.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.020>
- Mallén-Rivera, C. (2012). Rachel Carson, 50 años de romper el silencio. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(14), 2-10 pp.
- Mapfumo, R. B., Murwira, A., Masocha, M., & Andriani, R. (2017). Detection of subtle deforestation due to logging using satellite remote sensing in wet and dry savanna woodlands of Southern Africa. *Geocarto International*, 32(5), 514-530.
<https://doi.org/10.1080/10106049.2016.1161074>
- Margules, C., & Sarkar, S. (2009). *Planeación sistemática de la conservación*. UNAM-CONANP-CONABIO.
- Martin, P. A., Newton, A. C., Pfeifer, M., Khoo, M., & Bullock, J. M. (2015). Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. *Special Section: The characteristics, impacts and management of forest fire in China*, 356, 224-233.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.010>
- Martínez-Romero, A., & Leyva-Galán, Á. (2014). La biomasa de los cultivos en el agroecosistema. Sus beneficios agroecológicos. *Cultivos Tropicales*, 35(1), 11-20.

- Matas, A. (2018). Diseño del formato de escalas tipo Likert: Un estado de la cuestión. *Revista Electrónica de Investigación Educativa*, 20(1), 38-47.
<https://doi.org/10.24320/redie.2018.20.1.1347>
- Mazzoni, E. (2014). Unidades de paisaje como base para la organización y gestión territorial. *Estudios Socioterritoriales*, 2(16), 51-58.
- McAfee, K., & Shapiro, E. N. (2010). Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100(3), 579-599. <https://doi.org/10.1080/00045601003794833>
- McKinney, M., & Lockwood, J. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450-453.
- Medeiros, H. R., Grandinete, Y. C., Manning, P., Harper, K. A., Cutler, G. C., Tyedmers, P., Righi, C. A., & Ribeiro, M. C. (2019). Forest cover enhances natural enemy diversity and biological control services in Brazilian sun coffee plantations. *Agronomy for Sustainable Development*, 39-50. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0600-4>
- Méndez, L., & Peña, J. (2007). *Manual Práctico para el diseño de la Escala Likert*. Trillas.
- Metcalfe, K., Vaz, S., Engelhard, G. H., Villanueva, M. C., Smith, R. J., & Mackinson, S. (2015). Evaluating conservation and fisheries management strategies by linking spatial prioritization software and ecosystem and fisheries modelling tools. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 665-674. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12404>
- Miranda, F., & Hernández-X., E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 28, 665-674.
- Mitchell, A. L., Rosenqvist, A., & Mora, B. (2017). Current remote sensing approaches to monitoring forest degradation in support of countries measurement, reporting and

verification (MRV) systems for REDD+. *Carbon Balance and Management*, 12(1).

<https://doi.org/10.1186/s13021-017-0078-9>

Morales-Hidalgo, D., Oswalt, S. N., & Somanathan, E. (2015). Status and trends in global primary forest, protected areas, and areas designated for conservation of biodiversity from the Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352, 68-77.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.011>

Morrone, J. J. (2019). Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: Encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90(e902980), 1-68.

<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980>

Müller, R., Pacheco, P., & Montero, J. (2014). *El contexto de la deforestación y degradación en los bosques en Bolivia*. Documentos Opcionales.

Muneni, R., Hall, F., Sellers, P., & Marshak, A. (1995). The Interpretation os Spectral Vegetation Indexes. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 481-486.

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

<https://doi.org/10.1038/35002501>

Navarro, G. (2008). Criterios para evaluar el estado actual de conservación y degradación de los bosques de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 22, 18.

Neri-Suárez, M., Bustamante González, A., Vargas López, S., & Guerrero Rodríguez, J. de D. (2015). Representatividad ecológica de las áreas naturales protegidas del estado de Puebla, México. *Ecología Aplicada*, 14(1-2), 87. <https://doi.org/10.21704/rea.v14i1-2.85>

Newton, A. C., Cayuela, L., Echeverría, C., Armesto, J. J., Del Castillo, R. F., Golicher, D., Geneletti, D., Gonzalez-Espinosa, M., Huth, A., López-Barrera, F., Malizia, L., Manson, R., Premoli, A., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J.-M., Rüger, N., Smith-Ramírez, C., & Williams-Linera,

- G. (2009). Toward Integrated Analysis of Human Impacts on Forest Biodiversity: Lessons from Latin America. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-02847-140202>
- Ocampo, H. A. G., Cortés-Calva, P., Dávalos, L. I. Í., & Ortega-Rubio, A. (2014). Las áreas naturales protegidas de México. *Investigación y Ciencia*, 2(60), 10.
- Odum, E. P. (2004). *Fundamentals of Ecology* (V). Brooks/Cole Pub Co.
- Oldfield, T., Smith, R., Harrop, S., & Leader-Williams, N. (2004). A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation*, 120, 303-309.
- Ley Estatal de Protección Ambiental (última reforma: 21 de diciembre de 2011)*, (2000) (testimony of Órgano de Gobierno del Estado de Veracruz-Llave).
- Ortega-Rubio, A., Macías, E. B., Cruz, F. V., Cámara, A. B. S., Moreno, C. E., & Sierra, C. L. J. (2014). *Regiones prioritarias de atención para las áreas naturales protegidas de México*. 11.
- Osazuwa-Peters, O. L., Chapman, C. A., & Zanne, A. E. (2015). Selective logging: Does the imprint remain on tree structure and composition after 45 years? *Conservation Physiology*, 3(1), cov012. <https://doi.org/10.1093/conphys/cov012>
- Osinski, I., & Sánchez, A. (1998). Categoría de respuesta en escalas tipo Likert. *Psicothema*, 10(3), 623-631.
- Padilla, V. J. A., Martínez, E. E., Ortega-Rubio, A., Miranda, R. P., & Hernández, A. R. G. (2014). *Deterioro en áreas naturales protegidas del centro de México y del Eje Neovolcánico Transversal*. 14.
- Parris, H., Whitten, S., Wyborn, C., Hill, R., & Freudenderberger, D. (2011). *An Overview of Key Socio-Economic Factors, Principles and Guidelines in Wildlife «Corridor» Planning and Implementation*. CSIRO.

- Pavón, N. P., Ramírez-Bautista, A., & Moreno, C. E. (2012). Biomasa de raíces en un bosque templado con y sin manejo forestal en Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, XVIII(3), 303-312.
<https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.07.052>
- Pearlstine, L., Smith, S., Brandt, L., Allen, C., & Kitchens, W. (2002). Assessing statewide biodiversity in the Florida Gap analysis project. *Journal of Environmental Management*, 66, 127-144.
- Pedraza-Varela, R. A. (2018). *Situación socio-ambiental de las áreas a restaurar en el municipio de Xalapa, Veracruz* [Tesis de licenciatura]. Universidad Veracruzana.
- Pérez, M. E. V., Lezama, P. M., & Hernández, M. E. O. (2011). Aplicación de los sistemas de información geográfica para ordenamientos ecológicos en áreas naturales protegidas. *Revista Geográfica de América Central*, 2, 20.
- Pérez-Fernández, Y., González Santiago, M. V., Escamilla-Robledo, E., Cruz-León, A., Rosas-Brugada, M., & Ruiz-Espinoza, F. J. (2016). Propuestas para la preservación de la vida en los cafetales en el municipio de Teocelo, Veracruz. *Revista de Geografía Agrícola*, 57, 7-16.
<https://doi.org/10.5154/r.rga.2016.57.007>
- Pérez-Melo, I. (2019). *Ejidatarios de El Castillo combaten decreto de Área Natural Protegida; logran amparo*. Al Calor Político.
<https://www.alcalorpolitico.com/informacion/ejidatarios-de-el-castillo-combaten-decreto-de-area-natural-protegida-logran-amparo-303576.html#.Xeb6luhKhPY>
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. Chr. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503-510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>

Pinkus-Rendón, M. J., Pinkus-Rendón, M. Á., & Ortega-Rubio, A. (2014). Recomendaciones para el manejo sustentable en las áreas naturales protegidas de México. *Investigación y Ciencia*, 60, 102-110.

Pradhan, A., Ormsby, A. A., & Behera, N. (2019). A comparative assessment of tree diversity, biomass and biomass carbon stock between a protected area and a sacred forest of Western Odisha, India. *Écoscience*, 26(3), 195-204.

<https://doi.org/10.1080/11956860.2019.1586118>

Procuraduria Federal de Proteccion al Ambiente. (2018). *Inspecciona PROFEPA cambio de uso de suelo por extracción de materiales pétreos, utilizados en la ampliación del puerto de Veracruz, Ver.* gob.mx. <http://www.gob.mx/profepa/prensa/inspecciona-profepa-cambio-de-uso-de-suelo-por-extraccion-de-materiales-petreos-utilizados-en-la-ampliacion-del-puerto-de-veracruz-ver>

Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., & Sorooshian, S. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, 48(2), 119-126.

[https://doi.org/10.1016/0034-4257\(94\)90134-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(94)90134-1)

Quiñones-Bello, G. (2017). *Evaluación del fenómeno de la degradación en los bosques de coníferas, en la cabecera de la subcuenca del río Pixquiac, Veracruz*. Universidad Veracruzana.

Ren, H., & Zhou, G. (2019). Estimating green biomass ratio with remote sensing in arid grasslands. *Ecological Indicators*, 98, 568-574. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.043>

Rodrigues, A. S. L., Akçakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Chanson, J. S., Fishpool, L. D. C., Da Fonseca, G. A. B., Gaston, K. J., Hoffmann, M., Marquet, P. A., Pilgrim, J. D., Pressey, R. L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S. N., Underhill, L. G., Waller, R. W., ... Yan, X. (2004). Global Gap Analysis: Priority Regions for

Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience*, 54(12), 1092-1100.

[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1092:GGAPRF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2)

Rodríguez-Camargo, N. R. (2015). *Análisis del costo de oportunidad de la tierra en la subcuenca del río Pixquiac, una aproximación del valor económico de los servicios ambientales hidrológicos como mecanismo para la conservación* [Tesis de maestría]. Universidad Veracruzana.

Rodríguez-Luna, E., Gómez-Pompa, A., López Acosta, J., Velázquez Rosas, N., Aguilar-Domíngues, Y., & Vázquez-Torres, M. (2011). *Atlas de los espacios naturales protegidos de Veracruz*. SEV.

Rodríguez-Ortiz, G., De los Santos-Posadas, H., Gonzalez-Hernández, V., Aldrete, A., Gómez-Guerrero, A., & Fierros-González, A. (2012). Modelos de biomasa aérea y foliar en una plantación de pino de rápido crecimiento en Oaxaca. *Madera y Bosques*, 18(1), 25-41.

Rodríguez-Veiga, P., Saatchi, S., Tansey, K., & Balzter, H. (2016). Magnitude, spatial distribution and uncertainty of forest biomass stocks in Mexico. *Remote Sensing of Environment*, 183, 265-281.

Rokni, K., & Musa, T. A. (2019). Normalized difference vegetation change index: A technique for detecting vegetation changes using Landsat imagery. *CATENA*, 178, 59-63.

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.007>

Romero-Sanchez, M., & Ponce-Hernandez, R. (2017). Assessing and Monitoring Forest Degradation in a Deciduous Tropical Forest in Mexico via Remote Sensing Indicators. *Forests*, 8(9), 302.

<https://doi.org/10.3390/f8090302>

Rosete-Verges, F. A., Pérez-Damian, J. L., & Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 67, 39-58.

- Ruelas-Monjardín, L. C., Nava-Tablada, M. E., Cervantes, J., & Barradas, V. L. (2014). Importancia ambiental de los agroecosistemas cafetaleros bajo sombra en la zona central del estado de Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 20(3), 27-40.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ra. Edición digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad;
https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf
- Salas-Hernández, J. (2019). *Cancela Gobernador declaración de Área Natural Protegida a Reserva Ecológica, en Perote*. Al Calor Político.
<https://www.alcalorpolitico.com/informacion/cancela-gobernador-declaracion-de-area-natural-protegida-a-reserva-ecologica-en-perote-281413.html#.Xeb5S-hKhPY>
- Salas-Hernandez, J. (2020, julio 14). *Actualiza SEDEMA registro de Espacios Naturales Protegidos de Veracruz*. alcalorpolitico.com. <https://www.alcalorpolitico.com/informacion/actualiza-sedema-registro-de-espacios-naturales-protegidos-de-veracruz-320925.html>
- Salem, B. (2003). Applications of GIS to biodiversity monitoring. *Journal of Arid Environments*, 24, 91-114.
- Santos, T., & Tellería, J. L. (2006). *Pérdida y fragmentación del hábitat: Efecto sobre la conservación de las especies*. 7.
- Sarkar, S., Pressey, R. L., Faith, D. P., Margules, C. R., Fuller, T., Stoms, D. M., Moffett, A., Wilson, K. A., Williams, K. J., Williams, P. H., & Andelman, S. (2006). Biodiversity Conservation Planning Tools: Present Status and Challenges for the Future. *Annual Review of Environment and Resources*, 31(1), 123-159.
<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.042606.085844>

Sarkar, S., Sánchez-Cordero, V., & Illoldi, P. (2011). Planeación sistemática de la conservación para México. En R. Gío-Argáez & M. Rosales-Hoz, *Interacciones en el Planeta Tierra* (pp. 221-229). UNAM.

Sasaki, N., & Putz, F. E. (2009). Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2(5), 226-232. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x>

Scheer, S. (2003). Capturing the Value of Forest Carbon for Local Livelihoods. *World Development*, 31(12), 2143-2160.

Schepaschenko, D., Chave, J., Phillips, O. L., Lewis, S. L., Davies, S. J., Réjou-Méchain, M., Sist, P., Scipal, K., Perger, C., Herault, B., Labrière, N., Hofhansl, F., Affum-Baffoe, K., Aleinikov, A., Alonso, A., Amani, C., Araujo-Murakami, A., Armston, J., Arroyo, L., ... Zo-Bi, I. C. (2019).

The Forest Observation System, building a global reference dataset for remote sensing of forest biomass. *Scientific Data*, 6(1), 198. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0196-1>

Schoene, D., & Killmann, W. (2007). *Definitional issues related to reducing emissions from deforestation in developing countries*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/j9345e/j9345e00.pdf>

Schröter, M., Rusch, G. M., Barton, D. N., Blumentrath, S., & Nordén, B. (2014). Ecosystem Services and Opportunity Costs Shift Spatial Priorities for Conserving Forest Biodiversity. *PLoS ONE*, 9(11), e112557. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112557>

Schroth, G., Laderach, P., Dempewolf, J., Philpott, S., Haggar, J., Eakin, H., Castillejos, T., Garcia Moreno, J., Soto Pinto, L., Hernandez, R., Eitzinger, A., & Ramirez-Villegas, J. (2009). Towards a climate change adaptation strategy for coffee communities and ecosystems in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14(7), 605-625. <https://doi.org/10.1007/s11027-009-9186-5>

Secretaría de la Convención Ramsar. (2010). *Designación de sitios Ramsar: Marco estratégico y lineamientos para el desarrollo futuro de la lista de Humedales de Importancia Internacional* (4a ed., Vol. 17). Secretaría de la Convención de Ramsar.

Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz. (2019). *Espacios Naturales Protegidos*. SEDEMA. <http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/espacios-naturales-protegidos/>

SEDEMA. (2018). *Programa de Ordenamiento Ecológico Re de la Región Capital de Xalapa. Gaceta Oficial: Órgano del Gobierno del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave. Tomo CXCVII*.

Sedjo, R., & Sohngen, B. (2012). Carbon Sequestration in Forests and Soils. *Annual Review of Resource Economics*, 4(1), 127-144. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-083110-115941>

Segura-Warnholtz, G. (2014). Quince años de políticas públicas para la acción colectiva en comunidades forestales. *Revista Mexicana de Sociología*, 76(spe), 105-135.

SEMARNAT. (2018). *Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre extensivas por entidad federativa y municipio*.

[http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_BIODIV04_28&IBI_C_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=*&NOMBREANIO=*](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_BIODIV04_28&IBI_C_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREENTIDAD=*&NOMBREANIO=*&)

Silva, L. P. e, Xavier, A. P. C., da Silva, R. M., & Santos, C. A. G. (2020). Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00811. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00811>

Skole, D., & Tucker, C. (1993). Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. *Science*, 260(5116), 1905-1910. <https://doi.org/10.1126/science.260.5116.1905>

- Sloan, S., & Sayer, J. A. (2015). Forest Resources Assessment of 2015 shows positive global trends but forest loss and degradation persist in poor tropical countries. *Forest Ecology and Management*, 352, 134-145. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.013>
- Solans Vila, J. P., & Barbosa, P. (2010). Post-fire vegetation regrowth detection in the Deiva Marina region (Liguria-Italy) using Landsat TM and ETM+ data. *Ecological Modelling*, 221(1), 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.03.011>
- Solis-Montero, L., Flores-Palacios, A., & Cruz-Angon, A. (2005). Shade-Coffee Plantations as Refuges for Tropical Wild Orchids in Central Veracruz, Mexico. *Conservation Biology*, 19(3), 908-916. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00482.x>
- Solórzano-García, B. (2010). *INFLUENCIA DE LOS FACTORES SOCIOECONÓMICOS Y POLÍTICOS EN EL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES DE PRIMATES Y SU HÁBITAT* *Influencia de los factores económicos y políticos en el estado de las poblaciones de primates y su hábitat (Sierra de Marta, Reserva de la Biosfera de los Tuxtlas)* [Tesis de maestría].
- Sotolongo-Codina, P. L., & Delgado-Díaz, C. J. (2006). Capítulo IX: Complejidad y Medio Ambiente. En *La revolución contemporánea del saber y la complejidad social. Hacia unas ciencias sociales de nuevo tipo*.
- Susan-Tepetlan, T. M., Velázquez-Rosas, N., & Krömer, T. (2015). Cambios en las características funcionales de epífitas vasculares de bosque mesófilo de montaña y vegetación secundaria en la región central de Veracruz, México. *Botanical Sciences*, 93(1), 153. <https://doi.org/10.17129/botsci.228>
- Tabarelli, M., Lopes, A. V., & Peres, C. A. (2008). Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. *Biotropica*, 40(6), 657-661. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00454.x>

- Teixeira, F. Z., Bachi, L., Blanco, J., Zimmermann, I., Welle, I., & Carvalho-Ribeiro, S. M. (2019). Perceived ecosystem services (ES) and ecosystem disservices (EDS) from trees: Insights from three case studies in Brazil and France. *Landscape Ecology*, 37(7), 1583-1600.
<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00778-y>
- Thessen, A. E., & North, E. W. (2017). Calculating in situ degradation rates of hydrocarbon compounds in deep waters of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 122, 77-84.
- Thiébaut, V. (2017). Espacios periurbanos: Transformación y valoración de los paisajes en una localidad de la periferia de Xalapa, Veracruz. *Entre Diversidades*, 151-182.
- Thrush, S. F., & Dayton, P. K. (2010). What Can Ecology Contribute to Ecosystem-Based Management? *Annual Review of Marine Science*, 2(1), 419-441.
<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081129>
- Toledo, V. M. (2005). Repensar la conservación: ¿Áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica*, 27, 67-83.
- Toledo-Aceves, T., García-Franco, J. G., Williams-Linera, G., MacMillan, K., & Gallardo-Hernández, C. (2014). Significance of Remnant Cloud Forest Fragments as Reservoirs of Tree and Epiphytic Bromeliad Diversity. *Tropical Conservation Science*, 7(2), 230-243.
<https://doi.org/10.1177/194008291400700205>
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127-150.
- Urquiza-Haas, T., Kolb, M., Koleff, P., Lira-Noriega, A., & Alarcón, J. (2009). Methodological Approach to Identify Mexico's Terrestrial Priority Sites for Conservation. *GAP Analysis*, 16, 12.

- USGS. (2000). *Landsat Science Products*. https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-surface-reflectance?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con
- Valdez, J. L. Z. (2012). *GANADERÍA Y RECURSOS NATURALES EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA DEL SUR DE SONORA*. 12.
- Valencia, A. L. M. (2008). Conectividad estructural del paisaje cafetalero en la cuenca alta del río San Juan, suroeste antioqueño, Colombia. *Boletín de Ciencias de la Tierra*, 12.
- van Kooten, G. C., & Johnston, C. M. T. (2016). The Economics of Forest Carbon Offsets. *Annual Review of Resource Economics*, 8(1), 227-246. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100815-095548>
- van Noordwijk, M., Leimona, B., Jindal, R., Villamor, G. B., Vardhan, M., Namirembe, S., Catacutan, D., Kerr, J., Minang, P. A., & Tomich, T. P. (2012). Payments for Environmental Services: Evolution Toward Efficient and Fair Incentives for Multifunctional Landscapes. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1), 389-420. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042511-150526>
- Vásquez-Grandón, A., Donoso, P., & Gerding, V. (2018). Forest Degradation: When Is a Forest Degraded? *Forests*, 9(11), 726. <https://doi.org/10.3390/f9110726>
- Vázquez, L.-B., & Valenzuela-Galván, D. (2009). ¿Qué tan bien representados están los mamíferos mexicanos en la red federal de áreas naturales protegidas del país? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80(1), 249-258.
- Vega-Vela, V., Muñoz-Robles, C. A., Rodríguez-Luna, E., López-Acosta, J. C., & Serna Lagunes, R. (2018). Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5(14), 227. <https://doi.org/10.19136/era.a5n14.1442>

- Venter, O., Hovani, L., Bode, M., & Possingham, H. (2013). Acting Optimally for Biodiversity in a World Obsessed with REDD+: Acting for biodiversity under REDD+. *Conservation Letters*, 6(6), 410-417. <https://doi.org/10.1111/conl.12018>
- Venter, O., Possingham, H., Hovani, L., Dewi, S., Griscom, B., Paoli, G., Wells, P., & Wilson, K. (2013). Using systematic conservation planning to minimize REDD+ conflict with agriculture and logging in the tropics. *Conservation Letters*, 6. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00287.x>
- Villalobos, I. (2000). Áreas Naturales Protegidas: Instrumento estratégico para la conservación de la biodiversidad.pdf. *Gaceta Ecológica*, 54, 24-34.
- Villegas-Patraca, R. (2016). *Manifestación de Impacto Ambiental para el Aprovechamiento de un Banco de Material*. <http://www.veracruz.gob.mx/medioambiente/estado-actual-de-manifestaciones-de-impacto-ambiental/>
- Warman, A. (2007). La reforma agraria mexicana: Una visión de largo plazo. En P. Groppo (Ed.), *Reforma agraria, colonización y cooperativas* (1ra ed.). Grupo Editorial, Dirección de Información de la FAO. <http://www.fao.org/3/j0415t/j0415t09.htm>
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., & Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525), 67-73. <https://doi.org/10.1038/nature13947>
- Watts, M., Ball, I. R., Stewart, R. S., Klein, C. J., Wilson, K., Steinback, C., Lourival, R., Kircher, L., & Possingham, H. P. (2009). Marxan with Zones: Software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software*, 24(12), 1513-1521. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.005>
- Watts, M., Klein, C., Stewart, R., Ball, I., & Possingham, H. P. (2008). *Marxan con Zonas (V1.0.1) Conservation Zoning using Spatially Explicit Annealing, a Manual*. University of New England. <https://rune.une.edu.au/web/handle/1959.11/21225>

- Whetton, R., Zhao, Y., Shaddad, S., & Mouazen, A. M. (2017). Nonlinear parametric modelling to study how soil properties affect crop yields and NDVI. *Computers and Electronics in Agriculture*, 138, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2017.04.016>
- Williams-Linera, G. (2015). El bosque mesófilo de montaña, veinte años de investigación ecológica. ¿Qué hemos hecho y hacia dónde vamos? *Madera y Bosques*, 21, 51-61.
- Williams-Linera, G., Guillén-Servent, A., Gómez-García, O., & Lorea-Hernández, F. (2007). *Conservación en el centro de Veracruz, México. El bosque de niebla: ¿reserva archipiélago o corredor biológico?* 8.
- Williams-Linera, G., López-Gómez, A., Manson, R. H., R., Hernandez-Ortiz, V., Gallina, S., & Mehltreter, K. (2008). Estructura y diversidad de la vegetación leñosa. En *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, Manejo y Conservación* (pp. 55-68). INE-INECOL.
- Williams-Linera, G., Manson, R. H., & Isunza Vera, E. (2002). La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques*, 8(1), 73. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.811307>
- Williams-Linera, Guadalupe, & Álvarez-Aquino, C. (2010). Tropical Dry Forest Landscape Restoration in Central Veracruz, México. *Ecological Restoration*, 28(3), 259-261. <https://doi.org/10.3368/er.28.3.259>
- Williams-Linera, Guadalupe, Álvarez-Aquino, C., Muñiz-Castro, M. A., & Pedraza, R. A. (2016). Capítulo 3: Evaluación del éxito de la restauración del bosque nublado en la región de Xalapa, Veracruz. En E. Ceccon & C. Martínez-Garza, *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas* (Primera, pp. 81-101). UNAM, CRIM, UAEM, CONABIO.
- Wilson, E. H., & Sader, S. A. (2002). Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80(3), 385-396. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00318-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00318-2)

- Wongbusarakum, S., Brown, V., Loerzel, A., Gorstein, M., Kleiber, D., Quinata, M., Iwane, M., & Heenan, A. (2019). Achieving social and ecological goals of coastal management through integrated monitoring. *Journal of Applied Ecology*, 56(11), 2400-2409.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13494>
- World Resources Institute. (2011). *A World of Opportunity*. World Resources Institute.
http://pdf.wri.org/world_of_opportunity_brochure_2011-09.pdf
- Yang, C., Huang, H., Ni, J., & Yang, D. (2019). Effects of Topographic Normalization on the Relationship Between Tropical Forest Biomass and Landsat TM Images. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 47(4), 595-601. <https://doi.org/10.1007/s12524-018-0902-z>
- Yang, Q., Zhang, H., Peng, W., Lan, Y., Luo, S., Shao, J., Chen, D., & Wang, G. (2019). Assessing climate impact on forest cover in areas undergoing substantial land cover change using Landsat imagery. *Science of The Total Environment*, 659, 732-745.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.290>
- Zald, H. S. J., Wulder, M. A., White, J. C., Hilker, T., Hermosilla, T., Hobart, G. W., & Coops, N. C. (2016). Integrating Landsat pixel composites and change metrics with lidar plots to predictively map forest structure and aboveground biomass in Saskatchewan, Canada. *Remote Sensing of Environment*, 176, 188-201. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.015>
- Zhao, D., Reddy, K. R., Kakani, V. G., & Reddy, V. R. (2005). Nitrogen deficiency effects on plant growth, leaf photosynthesis, and hyperspectral reflectance properties of sorghum. *European Journal of Agronomy*, 22(4), 391-403. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2004.06.005>
- Zheng, D., Rademacher, J., Chen, J., Crow, T., Bresee, M., Le Moine, J., & Ryu, S.-R. (2004). Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape

in northern Wisconsin, USA. *Remote Sensing of Environment*, 93(3), 402-411.

<https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.08.008>

11. Anexos

11.1 Encuestas sobre la percepción de la deforestación y degradación de la vegetación forestal en los municipios conurbados a Xalapa. Prueba piloto.

Localización

1. Localidad: _____ 2. Colonia o barrio: _____

Condiciones socioeconómicas

3. Edad: _____ 4. Sexo: _____ 5. Años de estudio: _____

6. Ocupación: _____ 7. Cargo en la localidad: _____

Su vivienda cuenta con... 8. Drenaje: _____ 9. Electricidad: _____ 10. Agua potable dentro: _____

11. Piso diferente de tierra: _____ 12. Número de cuartos en vivienda: _____

13. Ingreso familiar al mes (puede no contestar) 1= Menos de 5 mil; 2= entre 5-10 mil; 3= entre 10-15 mil; 4= más de 15 mil; 0= No contestó: _____

Uso de recursos naturales

Pregunta	Respuesta
14. ¿Cerca de su localidad/barrio se siembran cultivos? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
14.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se siembran?	
14.2 ¿Qué siembran?	
14.3 ¿Para qué se utiliza? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
14.4 ¿Usted siembra? 1= Sí; 2= No	
15. ¿En su localidad/barrio se cría ganado? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
15.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio?	
15.2 ¿Qué animales crían?	
15.3 ¿Para qué se utilizan? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
15.4 ¿Usted cría ganado? 1= Sí; 2= No	
16. ¿Cerca de su localidad/barrio se extrae madera o leña? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
16.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se extrae?	
16.2 ¿Para qué se utiliza? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
16.3 ¿Usted extrae madera o leña? 1= Sí; 2= No	
16.4 Si se extrae madera, ¿Sabe qué uso se le da?	
17. ¿Cerca de su localidad/barrio cazan animales? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
17.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio cazan?	

Pregunta	Respuesta
17.2 ¿Para qué se utiliza? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
17.3 ¿Usted caza? 1= Sí; 2= No	
18. ¿Cerca de su localidad/barrio se extraen plantas silvestres? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
18.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se extraen?	
18.2 ¿Para qué se utilizan? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
18.3 ¿Usted recolecta plantas silvestres? 1= Sí; 2= No	
19. ¿En su localidad/barrio se elaboran productos con recursos silvestres? 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
19.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se recolectan dichos recursos?	
19.2 ¿Qué productos son?	
19.3 ¿Con qué fin? 1= Uso propio; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
19.4 ¿Usted elabora productos de ese tipo? 1= Sí; 2= No	
20. ¿Conoce alguna política o programa que regule las actividades permitidas en la vegetación natural cerca de su localidad/barrio? (ANP, ordenamientos ecológicos, territoriales o ejidales) 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
20.1 ¿Cuál?	
21. ¿Cómo elimina su basura? 1= Servicio de recolección; 2= Quema; 3= Enterrándola; 4= Depósito directo; 5= otro; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
22. ¿Es usted Ejidatario, dueño de propiedad privada o ambos? 1= Ejidatario; 2= Dueño de propiedad privada; 3= Ambos; 99= No quiero contestar	
23. ¿De qué tamaño es su terreno?	
24. Qué porcentaje ocupa en su terreno...	
24.1 Cultivos	
24.2 Ganadería	
24.3 Casa, construcción, estructuras, etc.	
24.4 Otro tipo	

Percepción

Actitud ante la conservación de los terrenos forestales

Pregunta	Respuesta					
	0 Sin opinión	1 De acuerdo	2 Ligerament e de acuerdo	3 Neutro (ni en desacuerd o ni de acuerdo)	4 Ligerament e en desacuerd o	5 En desacuerd o
25. Me encuentro a favor de la creación de bancos de material dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
26. Me encuentro a favor de la expansión urbana dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						

Pregunta	Respuesta					
	0	1	2	3	4	5
	Sin opinión	De acuerdo	Ligeramente de acuerdo	Neutro (ni en desacuerdo ni de acuerdo)	Ligeramente en desacuerdo	En desacuerdo
27. Me encuentro a favor de la construcción de vías de comunicación dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
28. Me encuentro a favor de la creación de pastizales y potreros dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
29. Me encuentro a favor de la plantación de cultivos permanentes y/o temporales dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
30. Me encuentro a favor de la plantación de cultivos bajo sombra dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
31. Me encuentro a favor del aumento de la vegetación arbolada dentro de 1 km de distancia a mi localidad/barrio.						
32. De tener una parcela con cobertura vegetal, lo desmontaría para darle un uso distinto a mantener la vegetación natural.						
33. Si una empresa necesitara mi parcela arbolada para la construcción de una obra, la vendería/rentaría/arrendaría.						
34. Las zonas con vegetación natural cercanas a mi localidad/barrio son importantes en el paisaje.						
35. Los cultivos bajo sombra han disminuido en los últimos 10 años cerca de mi localidad/barrio.						
36. El área de vegetación arbolada ha disminuido en los últimos 10 años cerca de mi localidad/barrio.						
37. Mi estilo de vida se vería afectado por la reducción de (Bosque de encino, bosque mesófilo, bosque de pino, café de sombra o selva) cercanas a mi comunidad.						
38. Existen espacios con valor cultural para mí a 1 km de mi localidad/barrio.						
39. Siento arraigo a la tierra donde vivo.						

Pregunta	Respuesta				
	0	1	2	3	4
	Sin opinión	No sé	No hay	Pocos	Muchos
40. ¿Existen proyectos u obras en el que se derriben árboles dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio?					

Pregunta	Respuesta				
	0	1	2	3	4
	Sin opinión	No sé	No hay	Pocos	Muchos
41. ¿Existen sitios reforestados dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio?					
42. Han ocurrido incendios sobre la vegetación natural en el último año dentro de 1 km de su localidad/barrio?					
43. ¿Han ocurrido incendios sobre la vegetación natural en los últimos 10 años dentro de 1 km de su localidad/barrio?					

Pregunta	Respuesta
44. Dentro de 10 años, ¿las áreas verdes que rodean a su localidad/barrio seguirán permaneciendo verdes o serán sustituidas?	
45. ¿Qué las sustituirán?	
46. ¿Existe un manejo sobre los recursos de bosques y selvas cercanas a su localidad?	
47. ¿Por qué vive aquí?	

11.2 Encuestas sobre la percepción de la deforestación y degradación de la vegetación forestal en los municipios conurbados a Xalapa. Versión final.

Condiciones socioeconómicas

A. Localidad: _____ B. Colonia o barrio: _____ C. Edad: _____

D. Sexo: _____

E. Años de estudio: _____ F. Ocupación: _____ G. Cargo en la localidad: _____

Su vivienda cuenta con (1=Sí; 2=No)... H. Drenaje: _____ I. Electricidad: _____ J. Agua potable dentro: _____ K. Piso firme: _____ L. Número de cuartos en vivienda: _____

M. Derecho sobre la tierra en la familia nuclear (1=Propia; 2=Rentada; 3=En apariencia; 0=Ninguno; 99= No quiero contestar): _____ N. Años viviendo en la localidad: _____

O. Ingreso familiar al mes (puede no contestar) 1=Menos de 5 mil; 2=entre 5-10 mil; 3=entre 10-15 mil; 4=más de 15 mil; 0= No sé; 99= No contestó: _____

Uso de recursos naturales

Pregunta	Respuesta
1. ¿Cerca de su localidad/barrio se siembran cultivos ? 1=Sí; 2=No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
1.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se siembran?	
1.2 ¿Qué siembran?	
1.3 ¿Para qué se utiliza? 1=Autoconsumo; 2=Comercio; 3=Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
1.4 ¿La familia de su vivienda siembra? 1=Sí; 2=No	
2. ¿En su localidad/barrio se cría ganado ? 1=Sí; 2=No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
2.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio?	
2.2 ¿Qué animales crían?	
2.3 ¿Para qué se utilizan? 1=Autoconsumo; 2=Comercio; 3=Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
2.4 ¿La familia de su vivienda cría ganado? 1=Sí; 2=No	
3. ¿Cerca de su localidad/barrio se extrae madera o leña ? 1=Sí; 2=No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
3.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se extrae?	
3.2 ¿Para qué se utiliza? 1=Autoconsumo; 2=Comercio; 3=Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
3.3 Si se extrae madera o leña, ¿Sabe qué uso se le da?	
3.4 ¿La familia de su vivienda extrae madera o leña? 1=Sí; 2=No	
4. ¿Cerca de su localidad/barrio se extraen plantas silvestres ? 1=Sí; 2=No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
4.1 ¿A qué distancia de la localidad/barrio se extraen?	

4.2 ¿Para qué se utilizan? 1= Autoconsumo; 2= Comercio; 3= Ambos; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
4.3 Si se extraen plantas, ¿Sabe qué uso se le da?	
4.4 ¿La familia de tu vivienda recolecta plantas silvestres? 1= Sí; 2= No	
5. ¿Conoce alguna política o programa que regule las actividades permitidas en la vegetación natural cerca de su localidad/barrio? (ANP, ordenamientos ecológicos, territoriales o ejidales) 1= Sí; 2= No; 0= No sé; 99= No quiero contestar	
5.1 ¿Cuál?	

Percepción

Pregunta	1	2	3	0
	A favor	Neutro	Desacuerdo	Sin opinión
6. Se encuentra a favor de la creación de bancos de material dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
7. Se encuentra a favor de la expansión urbana dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
8. Se encuentra a favor de la construcción de vías de comunicación dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
9. Se encuentra a favor de la creación de pastizales y potreros dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
10. Se encuentra a favor de la plantación de cultivos dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
11. Se encuentra a favor del aumento de la vegetación arbolada dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio.				
12. Su estilo de vida se vería afectado por la reducción de bosques y selvas cercanas a su comunidad.				
13. Existen espacios naturales con valor cultural para usted a 1 km de su localidad/barrio.				
14. Se siente arraigado a la localidad donde vive.				
15. En tu situación actual, de tener una parcela de 2 hectáreas con cobertura vegetal, lo desmontaría para darle un uso distinto a mantener la vegetación natural.				
16. Si una empresa necesitara su parcela arbolada para la construcción de una obra, la vendería/rentaría/arrendaría .				

Pregunta	1	2	0
	Sí	No	No sé
17. Los cultivos bajo sombra han disminuido en los últimos 10 años cerca de su localidad/barrio.			
18. ¿Existen proyectos u obras en el que se derriben árboles dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio?			
19. ¿Existen sitios donde planten árboles dentro de 1 km de distancia a su localidad/barrio?			
20. ¿Han ocurrido incendios forestales en los últimos 10 años dentro de 1 km de su localidad?			

Pregunta	Respuesta
21. ¿Existen actividades de manejo sobre los recursos de bosques y selvas cercanas a su localidad? (<i>respuesta amplia</i>)	
22. Con respecto a hace 10 años, ¿considera que la vegetación natural alrededor de su localidad se encuentra igual, en mejor o peor estado? ¿Por qué?	
23. Dentro de 10 años , ¿qué pasará con las áreas verdes que rodean a su localidad? (<i>respuesta amplia</i>)	
24. ¿Está usted familiarizado con algún área protegida o zona para la conservación de los bosques y selvas cercana? ¿Cuál?	

Observaciones

(notas de interés)

11.3 Parámetros utilizados en Marxan

Datos de entrada

Parámetros de entrada (input). Refiere a la hoja obtenida a través del software *Input File Editor for Marxan Z*, en el cual se consideraron las variables requeridas para la ejecución del modelo. Entre estas variables se encuentra el número de ejecuciones, dirección de los archivos de entrada y de salida, penalidad del costo del resultado de sitios seleccionados, templado del modelo, etc.

Longitud de frontera (boundary). Indica la frontera de las unidades de planificación entre sí, usando correspondencias de distancia de frontera en común.

```
id1,id2,boundary
1,16963,1
1,17285,1
1,17286,1
1,17287,1
1,17290,1
...
```

Objetos de conservación (spec). Este archivo indica los atributos de los objetos de conservación, como identificador del objeto, meta de la población de los objetos y prioridad de conservación. Para este caso, el objeto de conservación será la biomasa aérea.

```
id,prop,name
1,0.2930,bmm
3,0.2425,cs
5,0.004,bp
7,0.0242,s
8,0.0137,be
```

Unidades de planificación (PU). Las unidades de planificación son los polígonos que funcionan como unidades espaciales de análisis para la ejecución del modelo, expresando su identificación, su costo (siendo del terreno o respecto a las actividades a realizar) y su estado de inclusión o exclusión del modelo.

```

id,cost,status
1,1,0
2,1,0
3,1,0
4,1,3
5,1,0
...

```

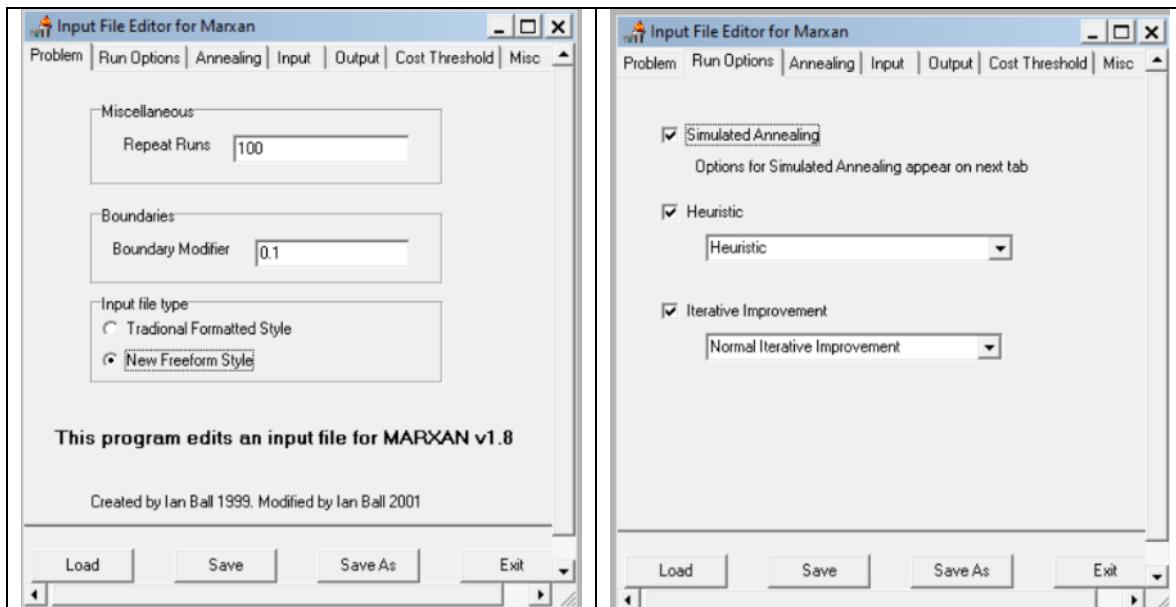
Unidades de planificación vs objetos de conservación (puvspr2). Refiere a una matriz de los objetos de conservación encontrados en las unidades de planificación y la cantidad de hábitat que considera cada unidad.

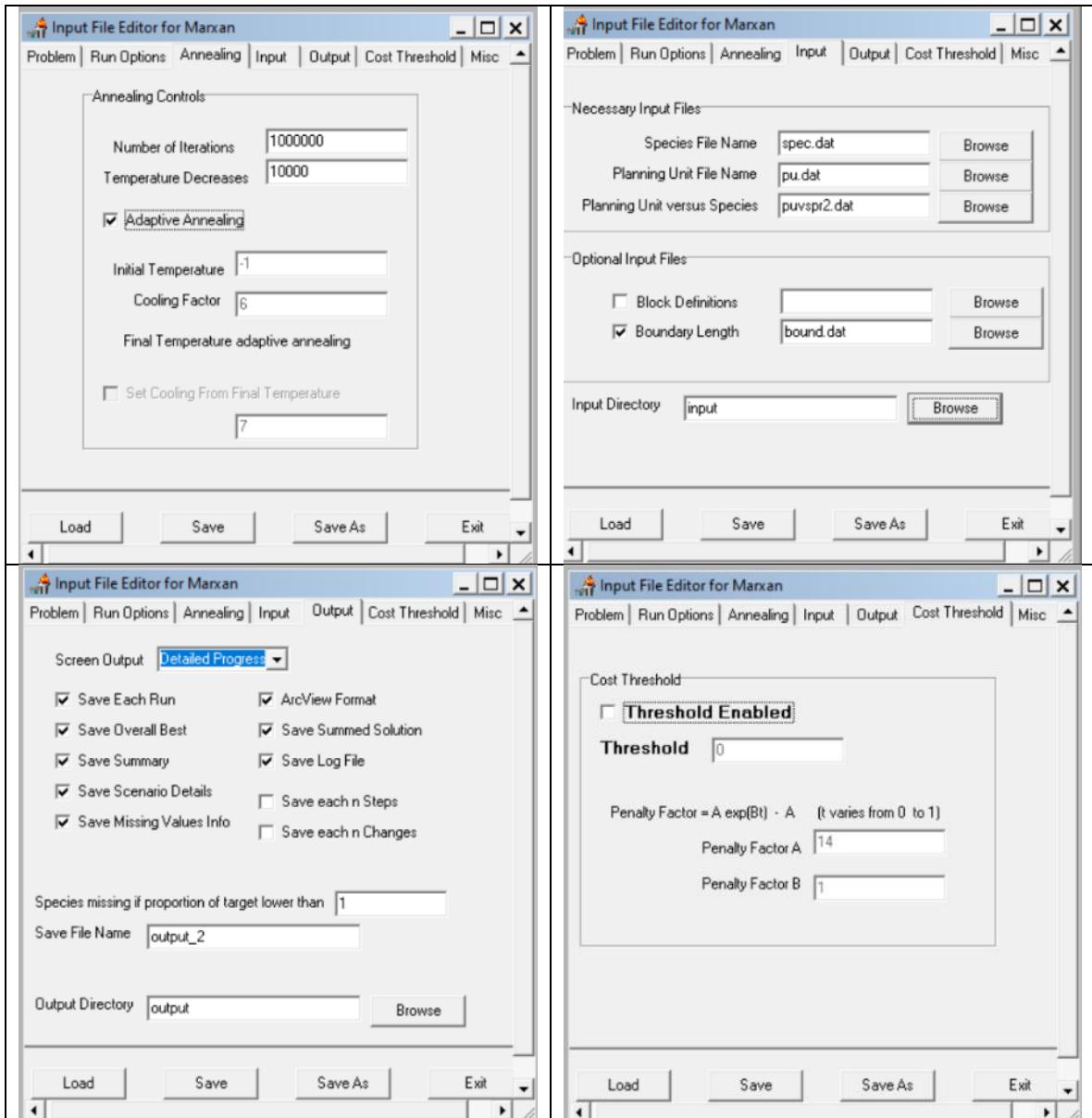
```

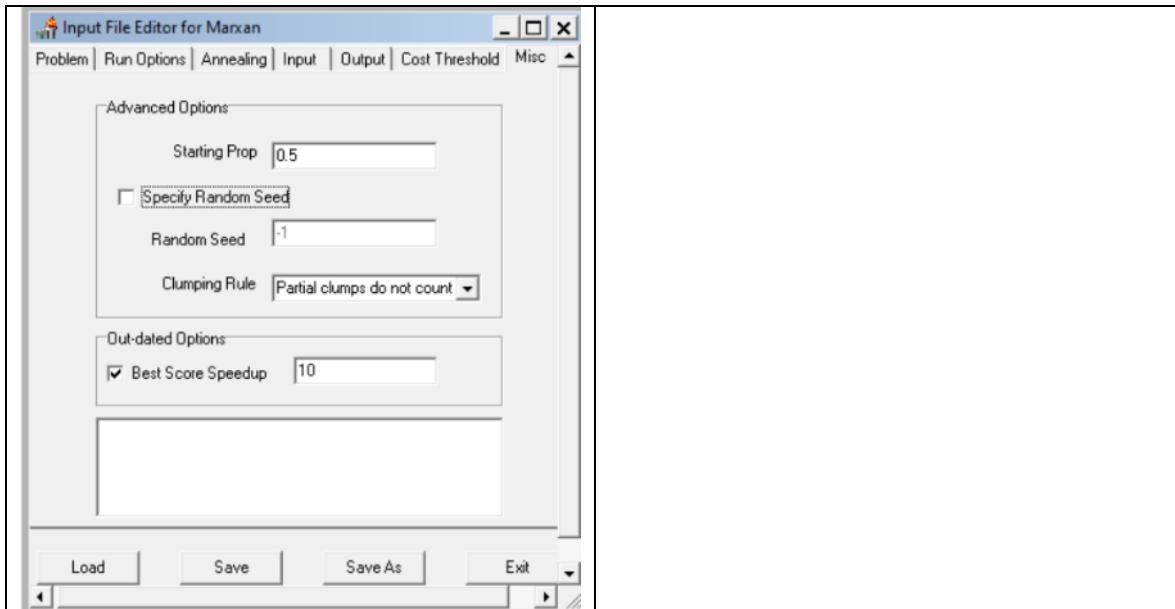
species,pu,amount
1,1,21.5034629203
1,5,20.9933218607
1,31,25.0114061265
1,32,26.4506871259
1,34,26.7428205013
...

```

Parametrización usada en Marxan:







Datos de salida

Valor (value). Es el valor general de la función objetivo para la solución de la ejecución. Incluye el costo de las unidades de planificación y la longitud de frontera, así como las penalidades por no representar adecuadamente el umbral establecido de costo. La ejecución con el mínimo valor general será el que representa la mejor opción.

Costo (cost). Es el costo total de las reservas seleccionadas considerando el costo de cada unidad de planificación.

Unidades de planificación (PUs). Número de unidades de planificación contenidas en la solución de ejecución correspondiente.

Frontera (boundary). Longitud total del sistema de reservas. En caso de no incluir datos en los archivos de entrada, el valor será 0.

No alcanzado (missing). Cantidad de objetos de conservación que no alcanzaron la meta de conservación, según el umbral en los parámetros definidos en el software. Si el resultado es 1, implica que todos los objetos de conservación no alcanzaron su meta cuantitativa. Por debajo de la unidad, se tendrá menos objetos de conservación que no alcanzaron la meta.

Déficit (shortfall). Cantidad por las cual la meta de los objetos no fue alcanzada para alcanzar la meta. Se establece si la meta está muy lejana o cercana del resultado obtenido.

Penalidad (penalty). Penalidad adicionada por la que el sistema de reservas no cumplió las metas de representación de los objetos de conservación. Entre más cercano a 0, mejor representadas están los objetos de conservación.

Para más detalles, observar los apartados 3 y 5 del Manual de Usuario de Marxan (Game & Grantham, 2008)