



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN GEOGRAFÍA

**Estimación robusta del cambio de cobertura forestal: aplicación al
monitoreo de la deforestación a dos escalas en la Selva Lacandona, Chiapas**

TESIS

PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

Maestra en Geografía

PRESENTA:

María del Carmen Vela López

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Stephane Couturier

Instituto de Geografía, UNAM

Ciudad Universitaria, Cd.Mx., Marzo 2023.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT, por el apoyo financiero para el presente estudio.

A mi asesor, el Dr. Stephane Couturier. Gracias por el tiempo, la confianza y el apoyo a lo largo de todo el proceso.

A los miembros de sínodo: Dra. Lilia Manzo, Dr. Juan Manuel Núñez, Dr. Mauricio Galeana y Mtro. José Manuel Espinoza. Todos sus comentarios enriquecieron el presente trabajo. Gracias por el tiempo que dedicaron y por cada una de las observaciones.

A la UNAM, gracias por recibirme, acogerme y permitirme continuar formándome y desarrollándome académicamente.

DEDICATORIA

A mi abue, gracias por tu amor incondicional. Dejaste huellas en mi alma que ni el tiempo podrá borrar. Te llevo en el corazón.

A mi mamá, nunca encontraré las palabras correctas para agradecerte por todo lo que haces por nosotros, siempre enseñándonos a ser mejores personas. Te amo.

A mi novio, Óscar. Te amo, gracias por tu compañía, las risas, tu cariño y apoyo día a día. Gracias por enseñarme que el amor se alimenta de lo inesperado.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	7
I. CAPÍTULO 1	11
Importancia de la estimación robusta de la deforestación tropical y objetivos de este estudio	11
1.1 Deforestación y deterioro de las coberturas forestales	11
1.2 Deforestación tropical global	15
1.3 La deforestación en el sureste mexicano y área de estudio	16
1.3.1 Reserva de la Biosfera Montes Azules	21
1.4 La importancia de la estimación robusta de la deforestación	26
1.5 El programa REDD+ en México	28
1.6 El proyecto Global Forest Watch: un esfuerzo en el monitoreo de la deforestación mundial	33
1.7 Objetivo del presente estudio	34
II. CAPÍTULO 2	36
Metodología para el cálculo de confiabilidad y estimación de áreas de cambio de cobertura forestal	36
2.1 Teoría de la confiabilidad cartográfica y estimación de áreas	36
2.2 Descripción metodológica	40
2.3 Métodos de muestreo en estadística	44
2.3.1 Métodos de muestreo probabilísticos	44
2.4 Determinación del número de unidades espaciales	47
2.5 Diseño de respuesta	48
2.6 Análisis de los datos	53
2.6.1 Índices de Confiabilidad	54
2.6.2 Área estimada	57
III. CAPÍTULO 3	59
PROCESAMIENTO DE DATOS Y ESTIMACIÓN DE ÁREAS DE DEFORESTACIÓN	59
3.1 Preparación de los datos de Percepción Remota	59
3.2 Elaboración del mapa de cambio con 30 metros de resolución espacial	60
3.3 Elaboración del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros	62

3.4 Muestreo	64
3.5 Selección del número de unidades espaciales por clase.....	65
3.6 Análisis de los datos de confiabilidad.....	68
3.6.1 Matrices de error del mapa de cambio con resolución espacial de 30m	68
3.6.2 Matrices de error del mapa de cambio con resolución espacial de 90m	69
3.6.3 Matrices de proporción del mapa de cambio con resolución espacial de 30m.....	69
3.6.4 Matrices de proporción del mapa de cambio con resolución espacial de 90m.....	70
3.7 Índices de Confiabilidad de los mapas de cambio a 30 metros de resolución espacial.....	71
3.8 Índices de Confiabilidad de los mapas de cambio a 90 metros de resolución espacial.....	72
3.9 Estimador de Área e Intervalos de confianza de los mapas de cambio a 30 metros de resolución espacial.....	74
3.10 Estimador de Área e Intervalos de confianza de los mapas de cambio a 90 metros de resolución espacial.....	75
IV. DISCUSION DE RESULTADOS.....	77
V. CONCLUSIONES.....	80
VI. BIBLIOGRAFIA.....	82

INTRODUCCIÓN

Se ha documentado que la mayor parte de cambios ocurridos en los ecosistemas terrestres se deben al proceso de deforestación o degradación forestal y como ejemplo se presenta el cambio en el uso de suelo en regiones tropicales, donde el incremento poblacional y los patrones de consumo global perpetúan la condición. La utilización de imágenes satelitales ha sido una herramienta de gran utilidad para el monitoreo de procesos como la deforestación, ya que ofrecen dos grandes ventajas: la resolución espacial y la temporal.

El proceso de producción cartográfica con base en imágenes satelitales, ha manifestado una creciente mejora desde la década de los años noventa hasta posicionarse actualmente como la base de ésta, debido principalmente a la alta calidad sinóptica en escalas regionales. Como ejemplo de ello, se presenta el monitoreo anual de la cobertura vegetal del territorio mexicano mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Con dicha herramienta, en el año 2013 la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) reportó que de la superficie total del territorio nacional, poco más de 138 millones de hectáreas están cubiertas por vegetación forestal (aproximadamente 71% de la superficie nacional).

El esfuerzo realizado por la institución nacional antes mencionada pone de manifiesto la importancia que posee el conocimiento amplio del estado de la cobertura forestal, hecho que se extiende a nivel global. Por ello, numerosas academias e instituciones se han dado a la tarea de realizar estudios sobre la cobertura forestal, ya sea a nivel nacional, regional e inclusive global.

Un ejemplo de lo anterior es el insumo Forest Cover Change Dataset, puesto a disposición en el año 2013 por la Universidad de Maryland EE.UU., y elaborado por Hansen *et al.* Este trabajo incluye la cobertura forestal del territorio mundial, exceptuando la Antártida y algunas islas del Ártico, por el equivalente a 143,000 millones de píxeles Landsat con una resolución espacial de 30 metros (Hansen *et al.* 2013).

Entre los datos disponibles en la plataforma se incluye el porcentaje de cobertura, ganancia y pérdida forestal a escala global para el periodo comprendido entre los años 2000 y 2021, derivado de un enfoque consistente internamente, lo que permite eximir las variaciones de diferentes definiciones, métodos y entradas de datos, de acuerdo a palabras de los autores.

Es importante mencionar que aún hoy en día no existe información espacial y temporalmente detallada sobre el cambio forestal a escala global. Por ello, adquiere mayor relevancia el estudio llevado a cabo en la Universidad de Maryland, y por consiguiente, la razón principal por la cual se tomarán como insumo para el presente trabajo sus datos.

Sin embargo, aun quedando de manifiesto la importancia que representa la cobertura forestal en los sistemas ambientales globales y como recurso para el ser humano, hoy día no se tiene la práctica de realizar evaluaciones estadísticamente robustas a los productos publicados por las instituciones encargadas de estudiar y monitorear el estado de la vegetación a nivel nacional.

En México, el primer trabajo de este corte fue realizado por Mas *et al.* (2002) y Couturier *et al.* (2007), y aplicado al mapa del Inventario Forestal Nacional 2000, como propuesta para la evaluación de mapas en zonas megadiversas, evaluando sólo una porción del territorio nacional y cierto número de clases, no la totalidad de ellas.

Como respuesta a lo anterior, se propone la evaluación de confiabilidad de dichos productos, cuyo objetivo radica en proporcionar validez estadística en trabajos cuyo resultado destaca la cartografía. La validez de un mapa se puede inferir con una serie de cálculos estadísticos aplicados al mismo, con el fin de darle cierto rango de confiabilidad a la información en él plasmada (Mas y Couturier 2011). Generalmente, dicho proceso estadístico es aplicado a mapas cuya temática principal se refiere a Cobertura Vegetal y Usos de Suelo (CVUS).

Aún no existe el hábito de someter a evaluación los productos cartográficos nacionales, sin embargo, para el caso particular del territorio mexicano se considera urgente la necesidad de dicha evaluación, debido principalmente a las características de éste, las cuales le permiten albergar uno de los más altos porcentajes de biodiversidad a nivel global.

Una vía óptima para la evaluación de cambios en el uso de suelo es mediante la implementación de mediciones espacialmente explícitas del cambio en la cobertura forestal (Lambin *et al.*, 2001). Dichas mediciones posibilitan la identificación de causas y consecuencias en el proceso de degradación forestal, así como establecer estrategias de planificación en los usos de suelo.

El macizo forestal denominado Selva Lacandona y localizado en la región sureste de territorio mexicano está constituida actualmente como una de las zonas de mayor deforestación en México. A lo largo de la época colonial era considerada un área inhóspita, pero es a partir de 1850 que dicha área cobra importancia internacional. Debido a la presencia de especies de interés para la industria maderera, tales como la caoba su conversión se aceleró fuertemente teniendo como causa principal la explotación forestal para exportación de maderas.

Actualmente, algunos ejidos del municipio, buscando proteger los remanentes forestales han incursionado en actividades que implican la revaloración, conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos, que como mencionan Carabias *et al.* (2010), se llevan a cabo mediante la implementación de estrategias de conservación y deforestación evitada.

Lo antes mencionado nos permite plantear como marco de referencia el estudio que se llevará a cabo para el presente proyecto en el área localizada en el estado de Chiapas y conformada por tres municipios: Benemérito de las Américas, Marqués de Comillas y Ocosingo. Debido a que permitirá la identificación de cambios en la cobertura, mediante la identificación de sitios de deforestación y recuperación forestal.

Lo anterior facilita el monitoreo de la cobertura forestal al mismo tiempo que permite la implementación de programas sociales, que a su vez funcionan como herramienta para programas globales. Por ejemplo para el programa REDD+, el cual integra actividades que reducen la deforestación y degradación de la cobertura forestal, mediante el cálculo de reducciones de emisiones CO₂ a la atmosfera.

En este sentido, es importante destacar el esfuerzo que se llevará a cabo en el presente trabajo el cual busca, además de implementar correctamente esquemas metodológicos para cartografía, adecuados a las particularidades de la zona antes descrita, contribuir a la construcción de cartografía estadísticamente confiable, con el fin de presentar estimaciones robustamente validadas de las tasas de deforestación estimadas en los tres municipios antes mencionados.

Esto, con el fin de eventualmente proponer recomendaciones que coadyuven y fortalezcan las acciones de conservación con CONAFOR, y que a su vez generen opciones de desarrollo para las comunidades locales.

I. C A P Í T U L O 1

Importancia de la estimación robusta de la deforestación tropical y objetivos de este estudio

1.1 Deforestación y deterioro de las coberturas forestales

Los bosques generalmente están compuestos por áreas individuales en diferentes etapas de desarrollo y con diferentes características. En ese sentido, y de acuerdo con IPCC (2000), existen tres categorías de definición de bosque.

La primera de ellas hace referencia a términos legales o requerimientos administrativos. Estas definiciones no guardan relación alguna con el tipo de vegetación y las reservas de carbono asociadas a éstos.

Otra de las definiciones de bosque está en función del tipo de uso, es decir son consideradas como bosque las extensiones de tierra aptas para la producción de madera; tierras donde la cubierta arbórea es deseable para proteger contra la erosión del suelo o para evitar una disminución de la línea de árboles. Encontrar una definición mundialmente aceptada de bosque basada en su uso es difícil, ya que la mayoría de definiciones de este tipo están relacionadas a las intenciones de manejo.

La tercera categoría define un bosque en términos de cobertura vegetal del suelo. Es decir, se considera bosque al ecosistema caracterizado por una cubierta arbórea más o menos densa y extensa. Por lo general, dicha cubierta es evaluada como porcentaje de cobertura del dosel, tal y como se observa en la Figura 1.

Pueden surgir complicaciones con cada una de las categorías de definiciones antes mencionadas, ya que el proceso de evaluación de la confiabilidad cartográfica implica generalmente la medición de transiciones entre bosques y no bosques.

Por ello, es importante mencionar la definición de la FAO (2000) que incluye la siguiente aseveración:

“En el bosque se incluyen áreas naturales jóvenes y todas las plantaciones establecidas para fines forestales con una densidad de copa superior al 10 por ciento o una altura de árbol de 5 metros, así como aquellos ejemplares capaces de alcanzar esa altura *in situ*”.



Figura 1. Densidad de cobertura del dosel (en porcentaje)

Fuente: Schomaker et al. 2007

Las cubiertas vegetales, como lo son los bosques, brindan un gran número de servicios ecosistémicos tales como la producción de oxígeno y captura de dióxido de carbono (CO₂). Es bien conocido que desde la fundación de las primeras civilizaciones, el hombre se ha visto en la necesidad de modificar su entorno en la búsqueda por subsistir. Por ejemplo, ocupar materiales que el medio le provee para la construcción de refugios, labranza de la tierra para la siembra o la caza de animales como fuente de alimentación.

Sin embargo, el proceso que empezó como una necesidad vital, se vio acelerado a la par del crecimiento de la humanidad; acentuándose en algunas etapas del desarrollo humano y acelerándose en las últimas décadas.

En la actualidad los sistemas de cultivo y ganaderos ocupan alrededor de una cuarta parte de la superficie terrestre (Reid *et al.*, 2005), transformación que ha sido impulsada por el aumento de la población y hábitos de consumo implementados por los seres humanos.

Lo antes descrito ha provocado procesos de cambio en las coberturas forestales o boscosas, principalmente el proceso de deforestación, el cual se puede definir como el cambio permanente de una cubierta dominada por bosque hacia una carente de él.

Es común que en la literatura sobre deforestación las causas de ésta sean agrupadas en dos grandes categorías (Figura 2) (Geist & Lambin, 2001). Por un lado, están las causas inmediatas (directas), dentro de las cuales se puede considerar la expansión agrícola, la extracción de madera y la expansión de infraestructura.

Mientras que en la segunda categoría encontramos las causas subyacentes (indirectas), la cual puede ser vista como un complejo de variables sociales, políticas, económicas, tecnológicas y culturales, mismas que pueden operar directamente a escala local.

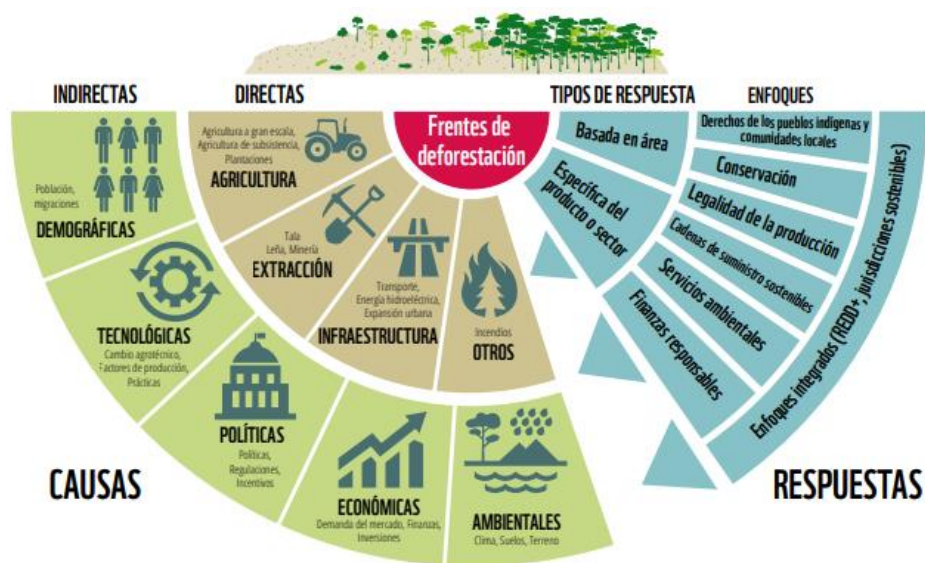


Figura 2. Interacciones entre las causas de la deforestación a nivel mundial y los enfoques que se han adoptado para abordarlas.

Fuente: World Wild Fund, (2021), Frentes de Deforestación

En este contexto, se considera que las causas inmediatas de deforestación constituyen actividades humanas que afectan directamente al ambiente.

El proceso de deforestación ha aumentado en todo el territorio nacional, pero se ha visto intensificado en ecosistemas de selva tropical, como es el caso del sureste mexicano. Mientras que los bosques en zonas de montaña y en las regiones áridas y semiáridas son afectados principalmente por la degradación, que a final de cuentas es sólo una etapa anterior a la deforestación, lo que coloca a México entre los primeros lugares en tasas de deforestación del mundo (Tabla 1).

Tabla 1. Estimaciones de la deforestación anual en México para distintos periodos

Año/Periodo	Referencia	Superficie deforestada (miles de hectáreas/año)
1976 - 2000	Velázquez <i>et al.</i> , 2002	350
1980 - 1990	SARH, 1990	329
1980 - 1990	SARH, 1991	316
Mediados de los ochenta	Masera <i>et al.</i> , 1992	668
1988 - 1994	Castillo <i>et al.</i> , 1989	746
1990 - 2000	FAO, 2010	354
1993 - 2000	Velázquez <i>et al.</i> , 2002	776
2000 - 2005	FAO, 2010	235
2005 - 2010	FAO, 2010	155
2011 - 2015	CONAFOR, 2020	251
2016	CONAFOR, 2020	350
2017	CONAFOR, 2020	93
2018	CONAFOR, 2020	166

Fuente: Ecosistemas terrestres-SEMARNAT, 2014. Documento Técnico-CONAFOR 2020

Los estudios sobre el cambio en la cobertura y uso del suelo proporcionan la base para conocer las tendencias de los procesos de deforestación, degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad de una región determinada (Lambin *et al.*, 2001), por lo que su monitoreo resulta de suma importancia no solo para el entendimiento de los procesos antes mencionados, sino también para la implementación de acciones que ejerzan sobre los factores de presión.

1.2 Deforestación tropical global

Las tasas de deforestación en los trópicos a escala global se mantienen altas y se observa una desaceleración a pesar de los compromisos adquiridos en la COP26¹ de 2021 por gobiernos y empresas. Las cifras muestran que los países tropicales perdieron 11.1 millones de hectáreas de bosques. De esta pérdida total de árboles, 3.75 millones de hectáreas ocurrieron en bosques primarios tropicales, los ecosistemas más biodiversos del mundo.

El informe *Frentes de deforestación; causas y respuestas en un mundo cambiante* realizado por el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF por sus siglas en inglés)² identifica la agricultura comercial como una de las principales causas de deforestación y se encuentra detrás de esta pérdida de bosques alrededor del mundo, con áreas boscosas despejadas con el fin de crear espacio para el ganado y los cultivos.

Según las regiones, en América Latina destaca la ganadería y la agricultura a gran escala, principalmente de soja para mantener las cifras del ganado en la industria alimentaria; en Asia, las plantaciones para pulpa de papel y palma; y en África, la principal responsable de la deforestación es la agricultura de subsistencia. Otro estudio publicado en 2020 denunciaba que la deforestación del Amazonas alcanzó niveles históricos debido al consumo de carne.

¹ Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, celebrada en Glasgow, Inglaterra

² Disponible en <https://www.wwf.es/informate/actualidad/?55920/Informe-Frentes-de-Deforestacion#>

La causa principal de este aumento de la explotación de los bosques se encuentra en el incremento del consumo de esta a nivel mundial, que conlleva una expansión de la ganadería extensiva, con el consecuente aumento de cultivo de soja y pastos para la ganadería.

Si bien se ha documentado que la agricultura por roza, tumba y quema es el inductor subyacente de la deforestación en bosques tropicales, estudios recientes sugieren que las carreteras son una condición importante antes de que se produzca la deforestación. En particular, la mayoría de las carreteras que atraviesan los bosques se construyen para la tala (Couturier, 2019).

La tala selectiva bajo esquemas de concesiones forestales sugiere la necesidad de abrir nuevos caminos, lo que acelera la degradación y la pérdida de bosques intactos. Este fenómeno se ha visto acrecentado en años recientes, por ejemplo en la República Democrática del Congo (RDC), donde hasta hace poco la pérdida de bosques había sido considerablemente menor que en otros países. Este suceso tiene gran relevancia a nivel global, ya que la cuenca del Congo contiene el segundo bosque tropical continuo más grande del mundo, junto al Amazonas (principalmente en Brasil) y el archipiélago del sudeste asiático (principalmente en Indonesia).

1.3 La deforestación en el sureste mexicano y área de estudio

El área de estudio para el presente proyecto está localizada en el estado de Chiapas y conformada por tres municipios, Benemérito de las Américas, Marqués de Comillas y Ocosingo (Figura 3), siendo este último el que alberga la Reserva de la Biosfera Montes Azules. En conjunto, estos municipios están conformados casi en su totalidad por una extensa área de selva tropical ubicada dentro de la cuenca del río Usumacinta en su parte mexicana, la cual recibe el nombre de Selva Lacandona en honor al grupo indígena que en ella habita: los lacandones.

Los ecosistemas naturales de la región ofrecen servicios ambientales fundamentales para México y el mundo. Por ejemplo, en ella se genera cerca del 30% del caudal de agua dulce que alimenta las cuencas más importantes de México, las del Grijalva-Usumacinta ([CONAFOR, 2016](#)); captura carbono y genera oxígeno; retiene agua y con ello ayuda a regular las inundaciones y el clima; genera los nutrientes que condicionan la fertilidad de las planicies bajas de sus ríos y contribuye a la productividad de las costas de Tabasco y Campeche.

La ubicación geográfica así como la amplitud latitudinal del estado de Chiapas permite que en él converja una gran diversidad de ecosistemas y especies, albergados en su gran mayoría por 1'200,000 hectáreas que abarca la Selva Lacandona, uno de los macizos forestales más importantes del territorio mexicano. Sin embargo, desde la década de los años setentas, pero más extensamente en los últimos años, dicha área no ha sido la excepción y se ha visto sometida a un fuerte proceso de deforestación.

En México, las causas de la deforestación difieren en cada región del país, pero en general incluyen los cambios de uso de suelo a través del establecimiento de pastizales inducidos para la cría de ganado y para la agricultura; el uso limitado de áreas forestales, la falta de inversiones en industrias relacionadas con los bosques, los bajos ingresos provenientes de los bosques, la extracción ilegal, la pobreza y falta de oportunidades de ingreso relacionado con la silvicultura, los desastres naturales y la forma en que se implementan las políticas públicas ([Conafor, 2013](#)).

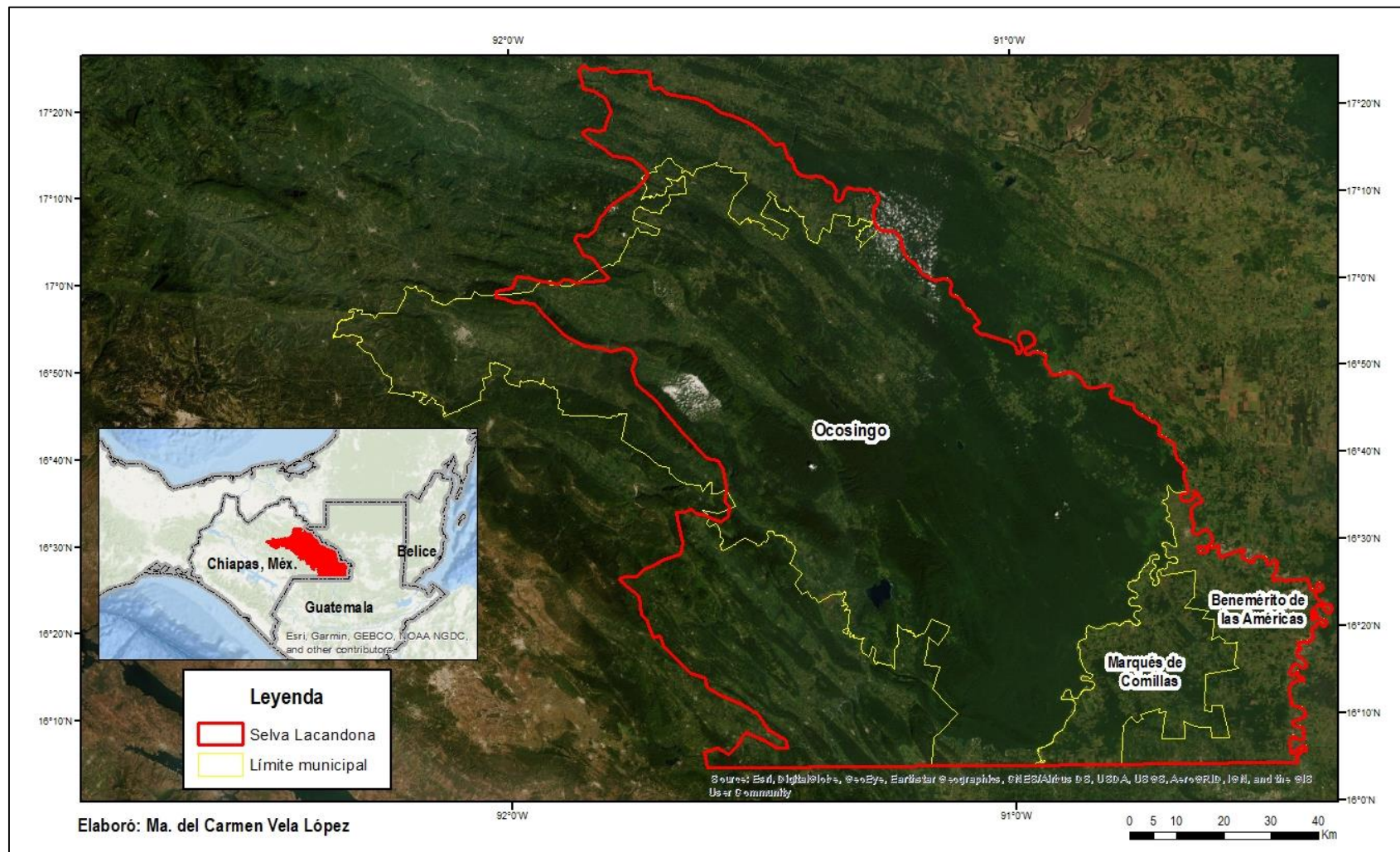


Figura 3. Municipios del estado de Chiapas que conforman la Selva Lacandona

Elaboración propia con información de INEGI y CONANP

A lo largo de la época colonial, el área que cubría la Selva Lacandona era considerada un área inhóspita, pero es a partir de 1850 que dicha área cobra importancia internacional. Debido a la presencia de maderas preciosas tales como la caoba su conversión se aceleró fuertemente teniendo como causa principal la explotación forestal para exportación de maderas.

Constituido actualmente como uno de los estados de mayor deforestación en la República Mexicana se encuentra el estado de Chiapas (Tabla 2), mismo que sufrió una intensa colonización durante las décadas posteriores. Esto desencadenó un fuerte proceso de deforestación incrementando hoy en día por el avance de la frontera agropecuaria asociada a la demanda de productos bioenergéticos.

Dentro de dicho estado se identifican áreas críticas de deforestación, destacando los municipios Marqués de Comillas y Benemérito de las Américas. Estos municipios colindan con la Reserva de la Biósfera Montes Azules (REBIMA), ubicada dentro del municipio de Ocosingo.

Tabla 2. Causas directas de la deforestación y degradación en Chiapas

Dinámica	Causas directas
Deforestación	<ul style="list-style-type: none"> - Avance de la frontera agrícola - Avance de la frontera pecuaria - Incremento de la mancha urbana y establecimiento de asentamientos humanos irregulares - Problemas de tenencia de la tierra - Huracanes y otros eventos climáticos extremos - Conflictos sociales
Degradación	<ul style="list-style-type: none"> - Extracción irregular de productos maderables - Plagas y enfermedades forestales - Incendios de baja intensidad - Avance de los cafetales hacia bosques conservados - Pastoreo en bosques - Problemas de seguridad en la tenencia de la tierra

Fuente: Gaia, 2013

En décadas recientes, el principal motor ha sido la conversión de bosques y selvas a pastizales para ganadería, aunque también han influido las necesidades de desarrollo urbano y turístico, al mismo tiempo que se observa mayor deforestación en zonas que no cuentan con manejo forestal comunitario o con presencia de instituciones locales de manejo forestal ([CONAFOR, 2010](#)).

Benemérito de las Américas colinda al oeste con los municipios de Ocosingo y Marqués de Comillas y al norte, este y sur con el vecino país de Guatemala. Tiene una extensión total de 1,093.91 Km² y está conformado por 50 localidades. La mayor proporción de este municipio corresponde a la propiedad ejidal, aunque también están presentes pequeños propietarios.

Mientras que su municipio vecino, Marqués de Comillas colinda al norte y oeste con el municipio de Ocosingo y al sur con Guatemala. Tiene una extensión de 909.8 Km² y está conformado por un total de 28 localidades. Casi la totalidad del municipio es de propiedad ejidal ([CONAFOR, 2016](#)).

La ocupación del territorio de Marqués de Comillas y Benemérito de las Américas fue fomentada por el gobierno a partir de los años setenta. Durante este proceso fueron reubicados miles de campesinos provenientes de diversos estados de la República, carentes de tradición en el uso de los ecosistemas tropicales ([Meli, P. & Carabias, J., 2015](#)); provocando que, gracias a los apoyos al sector agropecuario, los nuevos habitantes de la región deforestaran indiscriminadamente la zona hasta ese momento cubierta por selva.

Sin embargo, estos procesos acelerados de deforestación que ocurrieron entre 1970 y 1990 en otras regiones del país acrecentaron la importancia de las masas forestales relativamente intactas del sureste mexicano, impulsando a amplios grupos de conservacionistas y científicos a convertirla en una reserva.

1.3.1 Reserva de la Biosfera Montes Azules

Por la importancia ecológica de la región se decretaron áreas de interés público, dentro de las cuales entrarían las Áreas Naturales Protegidas. La Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA) fue establecida por decreto del Ejecutivo Federal el 12 de enero de 1978, con el fin de proteger la diversidad biológica y promover el uso sostenible de los recursos naturales de la Selva Lacandona. Esta reserva forma parte de tres municipios: Ocosingo, Margaritas y Maravilla Tenejapa y se encuentra ubicada al noreste del Estado de Chiapas (Figura 4). La reserva de Montes Azules forma parte de la Red Internacional de Reservas del Programa del Hombre y la Biosfera (MAB) de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (CONANP, 2000).

La mayor parte de la vegetación original de la REBIMA está conformada por selvas alta y mediana perennifolia. Sin embargo, también se encuentran otros tipos de vegetación de acuerdo a características físicas siendo éstos los siguientes: Selva Alta Perennifolia, Selva Mediana Perennifolia de Canacoite, Bosque de Pino-Encino, Bosque Mesófilo de Montaña, Bosque Ripario, Jimbales y Sabanas (Rzedowsky, 1978 y Miranda, 1963).

Por su ubicación geográfica, la REBIMA contiene elementos de dos zonas ecogeográficas, la Neotropical y la Neártica. Por ello, tiene un gran valor añadido en comparación con otras Áreas Naturales Protegidas, y de acuerdo con CONANP (2000), esta reserva destaca por las siguientes características:

- ❖ La región Lacandona es el sitio más diverso de México, es comparable con cualquier localidad de la región Amazónica
- ❖ Protege a un número mayor de especies en riesgo, de lo que se esperaría por una muestra al azar en cualquier otra zona
- ❖ La alta diversidad biológica con que cuenta la región Lacandona, dentro del territorio mexicano, representa un acervo genético único en el país, que de no dirigir los esfuerzos necesarios para su conservación, se perdería parte de nuestro patrimonio natural.

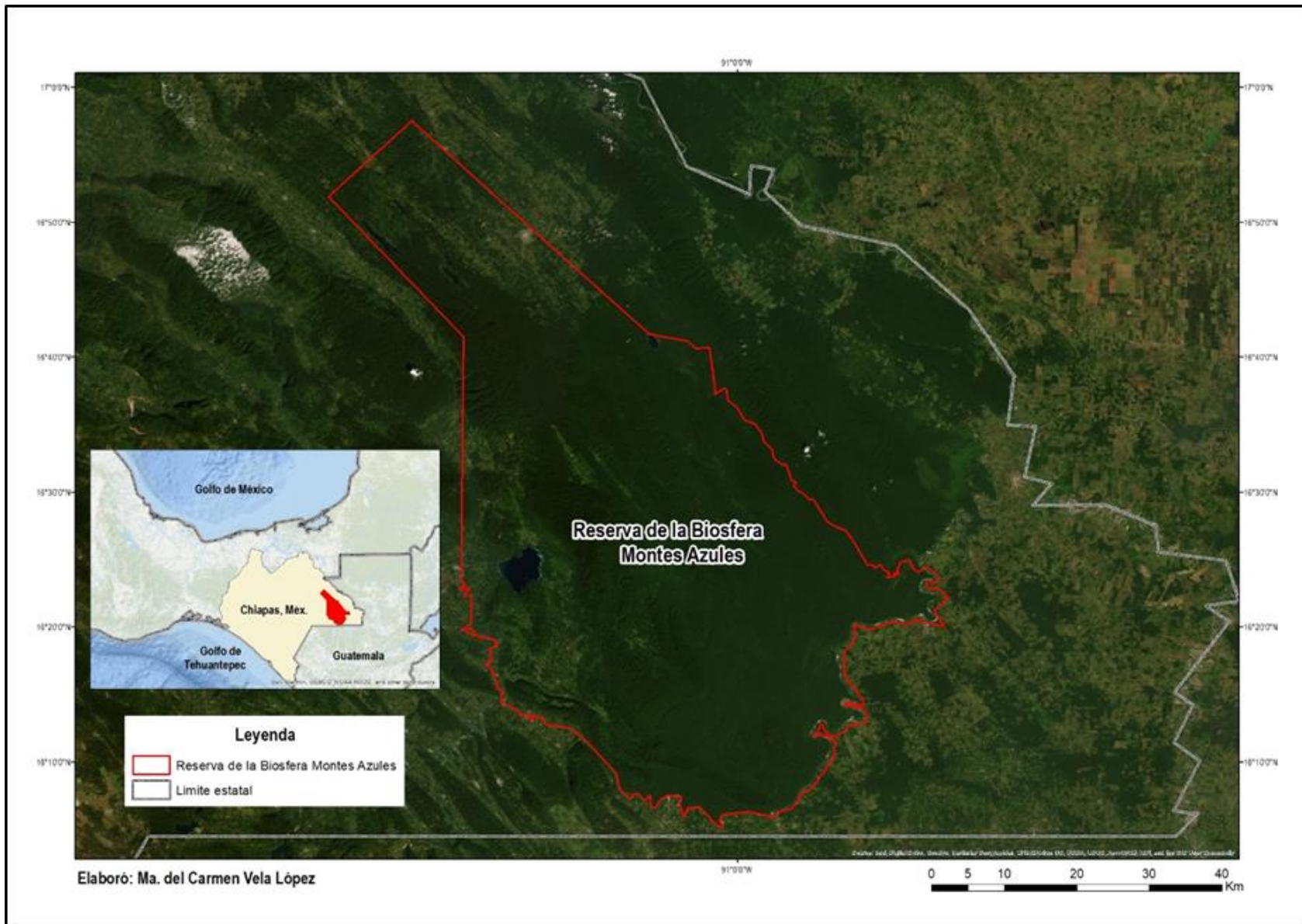


Figura 4. Mapa de localización de la Reserva de la Biosfera Montes Azules

Elaboración propia con información de CONANP

- ❖ Presenta una densidad poblacional de especies característica, en sólo el 0.4% del territorio del país, se puede encontrar el 24.8% de los mamíferos, el 33% de las aves, el 40% de las mariposas diurnas y del 15 al 20% de las plantas vasculares de México

En la zona comprendida por la reserva así como por el área de influencia de ésta, prevalecen ciertas condiciones antrópicas mismas que conforman un mosaico socioeconómico y cultural muy particular, con características especiales. A continuación son mencionadas dichas características, las cuales se describen en su contexto histórico ([CONANP, 2020](#)).

Los habitantes más antiguos de la REBIMA son los lacandones. Hasta mediados de la década de los sesentas, el aislamiento favorecido por del bosque tropical acogió a los mayas lacandones de los muchos cambios que sufrieron otros grupos indígenas de México. Como resultado de esto, los lacandones conservaran la mayor parte de los métodos de uso de los recursos naturales característicamente adecuados al ecosistema tropical ([CONANP, 2020](#)).

Sin embargo, la migración de campesinos tanto de otros sitios de Chiapas así como de otros estados de la República Mexicana y Centroamérica durante la segunda mitad del siglo XX, provocó que la región se viera influenciada por la dinámica agropecuaria a la época, con el consecuente cambio de uso de suelo y creación de asentamientos humanos, ya que los nuevos pobladores carecían del conocimiento en cuanto a técnicas de cultivo, tales como las manejaban los grupos indígenas autóctonos ([CONANP, 2020](#)).

Por este motivo y el rápido crecimiento de asentamientos que se dio a raíz de la migración a la región, se desarrolló una problemática en relación a la tenencia de la tierra, la cual se complicó con la llegada de refugiados guatemaltecos desde 1981 y con los conflictos entre las comunidades y el surgimiento del zapatismo desde 1994 al interior de la reserva.

A partir del año de 1994, dada la problemática política y social de la región, se conforma un escenario diferente con la creación de nuevos asentamientos irregulares a partir de las zonas periféricas y que presionan fuertemente a los recursos naturales, tendiendo a provocar un impacto ambiental en la reserva. Por otra parte, el incremento poblacional en las periferias de la REBIMA es sin duda un factor implicado con la conservación en esta área protegida, debido principalmente a la necesidad de contar con servicios y bienes de consumo que cumplan con sus necesidades prioritarias, el cual se convierte en crítico si consideramos que en el área existe una amenaza inminente en la creación de estos nuevos centros de población (CONANP, 2000).

Por ello, las acciones gubernamentales en las Áreas Naturales Protegidas se han orientado a consolidar programas que permitan desarrollar actividades permanentes de conservación y en manejar dichas zonas con criterios de sustentabilidad en concordancia con las comunidades que en ella aún habitan.

Como complemento a las acciones de manejo que el gobierno federal implementó en las áreas naturales protegidas desde 1995, el Gobierno de México y el Banco Mundial crearon en 1997 el Fondo para Áreas Naturales Protegidas (FANP) dentro del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza A.C.

En particular la reserva de la biosfera Montes Azules, a partir de 1994 cuenta con personal responsable de la administración y como parte del FANP a partir de 1997, cuenta con financiamiento que garantiza la operación básica y ha permitido llevar a cabo diversas acciones de conservación y gestionar recursos adicionales para el desarrollo de proyectos (CONANP, 2003).

Aún con las medidas antes mencionadas la deforestación ha sido observada dentro de la REBIMA, originándose en los límites de las mismas y creciendo hacia el interior. Esto debido a la creación de nuevas unidades destinadas a la producción agropecuaria. De acuerdo con la CONANP (2000), existen causas identificadas dentro de la reserva, mismas que dificultan las acciones de manejo (Figura 5).



Figura 5. Problemáticas dentro de la Reserva de la Biosfera Montez Azules

Elaboración propia con información de CONANP (2000)

En este sentido, es importante resaltar que la conservación de las coberturas forestales no depende exclusivamente de la proporción de la superficie protegida, ya que, como se observa en el presente caso, esto no asegura el mantenimiento de la diversidad regional.

Por ello, es necesaria la implementación de acciones que impliquen la articulación de la población local con los programas de manejo o protección que se lleven a cabo en el área. Pues sin la participación y el conocimiento de éstos las probabilidades de éxito de cualquier programa son bajas.

En ese sentido, actualmente algunos ejidos del municipio, buscando proteger los remanentes forestales han incursionado en actividades que implican la revaloración, conservación y aprovechamiento sustentable de los recursos, que como mencionan Carabias *et al.* (2010), se llevan a cabo mediante la implementación de estrategias de conservación y deforestación evitada.

1.4 La importancia de la estimación robusta de la deforestación

Como se vio anteriormente, la deforestación es uno de los procesos más complejos y catastróficos que existen, y el cual implica varios factores. Durante los primeros 12 años del siglo XXI México perdió cerca de 2.4 millones de hectáreas de cobertura arbórea. Esta cifra lo ubicó en la posición número 15 (de 180) en el mundo ([Hansen et al. 2013](#)).

Por ello, en los últimos años, se incrementó considerablemente el número de estudios en los cuales se evalúan los cambios en las coberturas del suelo, debido a las consecuencias negativas que tienen estos sobre la conservación de la biodiversidad, los suelos, el clima, el ciclo hidrológico, etc. ([Turner y Meyer, 1994](#); [Lambin et al., 2001](#)).

Este proceso deja áreas muy contrastantes, en las cuales se puede observar zonas donde la cobertura forestal ha sido removida en su totalidad, transformando por completo el ecosistema, y otras las suficientemente conservadas, como para ser consideradas áreas prioritarias.

Sin embargo, dependiendo de la fuente de información implementada, es posible que exista un rango de incertidumbre entre éstas áreas.

Por ello resulta de gran importancia la estimación y presentación de dicha incertidumbre, ya que de esta forma los usuarios tendrán consciencia del nivel de error existente en los productos utilizados para determinadas metas. A la vez que se dota de validez estadística a estos.

En este sentido, y buscando incursionar en programas de clase mundial enfocados a la reducción de emisiones por deforestación, resulta imperante la estimación robusta del proceso de deforestación. Ya que esto resulta ser una de las condiciones para ser beneficiario de dichos programas.

Un claro ejemplo de esto, es la Selva Lacandona, donde se observa un proceso de deforestación acelerado en últimas décadas, por lo cual a la vez ha sido punto de interés de diversos programas de manejo y conservación. Algunos de ellos implican el pago por servicios ambientales, como la captación de carbono (CO₂).

También destacan algunos programas aplicados a nivel mundial, entre los cuales se encuentra el programa REDD+, que como se mencionó anteriormente surge como una estrategia de mitigación contra el Cambio Climático e incluye la reducción de emisiones por deforestación, la reducción de emisiones por degradación forestal, el manejo sostenible de los bosques, la conservación y el aumento de las existencias de carbono en los bosques.

Sin embargo, para que se pueda considerar a una determinada zona dentro de REDD+, es necesario que dentro de las estadísticas presentadas sea reportada la incertidumbre en las estimaciones realizadas para áreas de cambio, es decir áreas afectadas por el proceso de deforestación.

Por ello, se plantea e insiste en aplicar metodologías que tomen en cuenta estos factores en la generación de reportes de deforestación, mediante la implementación de una evaluación estadísticamente rigurosa, es decir, basada en un diseño de muestreo probabilístico asociado a toda el área del mapa.

Además de la estimación de áreas de cambio y presentar sus respectivos intervalos de confianza, lo que hace referencia a la incertidumbre en los productos.

La característica fundamental de un muestreo probabilístico es que para cada punto del área, la probabilidad de estar incluido en la muestra de verificación debe ser mayor a cero. La evaluación con diseño probabilístico está recomendada y ampliamente reconocida, como la única con validez estadística en materia de medición de confiabilidad de un mapa (Couturier & Mas, 2009).

1.5 El programa REDD+ en México

Puesto de manifiesto la preocupación global por el tema de la deforestación como una de las principales actividades que generan Gases de Efecto Invernadero (GEI), fue en la novena edición de la Conferencia de las Partes (COP 9)³ donde se adoptaron decisiones en torno a la deforestación, con el objetivo de mitigar el Cambio Climático.

Y es hasta la COP 13⁴ que se adopta un plan global a largo plazo para llegar a la Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de bosques (REED). Para la COP 16, celebrada en Cancún, Quintana Roo, se adoptó una decisión titulada “Enfoques de política e incentivos positivos sobre cuestiones relativas a la reducción de las emisiones por deforestación y degradación forestal en los países en desarrollo y el papel de la conservación, la gestión sustentable de los bosques y el aumento de las reservas de Carbono de los bosques en los países en desarrollo”, que actualmente se conoce como REDD+ (CONAFOR, 2017).

Dicho texto incluye el ámbito de actuación, los principios y las salvaguardas para REDD+ (Figura 6).

³ La COP es una asociación de todos los países miembros, cuya función es la toma de decisiones a implementar por la convención. Ésta se reúne todos los años desde 1995.

⁴ Realizada en Bali, Indonesia en el año 2007.

A modo de prueba del modelo de intervención REDD+ se integró de manera participativa con los actores clave del sector social y con los gobiernos de cinco entidades federativas (Campeche, Chiapas, Jalisco, Quintana Roo y Yucatán), la Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE) por deforestación y degradación, con el propósito de ensayar un modelo de pago por resultados y un modelo de distribución de beneficios.

Figura 6. Acuerdos de Cancún, COP 16.

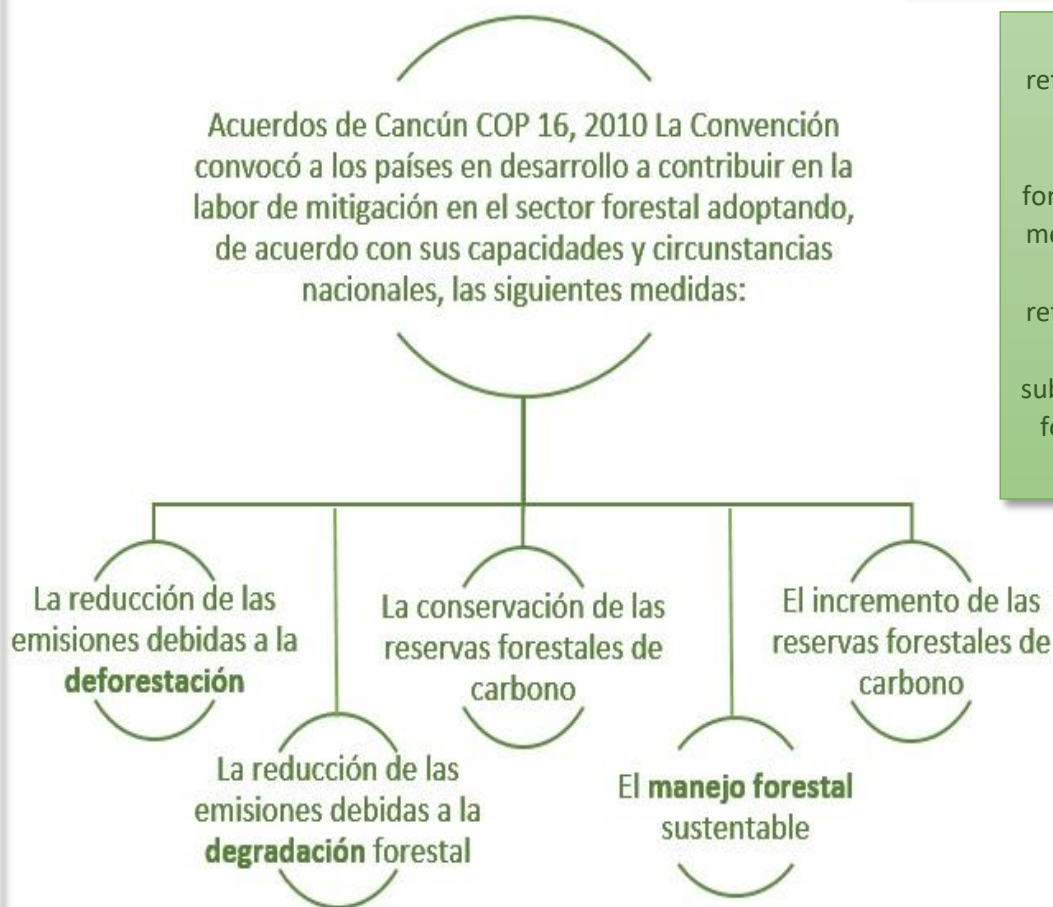
De acuerdo con esas condiciones y contando con un flujo de recursos financieros y tecnológicos, “adecuado y previsible”, estos países elaboren:

1. Un plan de acción o estrategia nacional

2. Un nivel nacional de referencia de las emisiones forestales y/o un nivel nacional de referencia forestal o, si procede, como medida provisional, niveles sub-nacionales de referencia de las emisiones forestales y/o niveles subnacionales de referencia forestal, de conformidad con las circunstancias

3. Un sistema nacional de monitoreo forestal robusto y transparente para el monitoreo y reporte, que cuente con la opción, si procede, de un sistema sub-nacional de monitoreo y reporte, de conformidad con las circunstancias nacionales.

4. Un sistema para proporcionar información sobre la forma en que se estén abordando y respetando las salvaguardas, al tiempo que se respeta la soberanía.



Elaboración propia

En los años recientes, México ha reconocido la importancia de conservar, manejar y restaurar activamente los ecosistemas forestales y, junto con ellos, los invaluable bienes y servicios ambientales que ofrecen (CONAFOR, 2017). Por ello, en el año 2010 se comenzó la construcción de la estrategia REDD+ para México, proceso que ha sido llevado a cabo de manera progresiva y participativa. Lo que derivó en una versión de la ENAREDD+ para consulta pública y en un plan para la misma, asegurándose así la participación plena y efectiva.

Mediante la ENAREDD+ se busca asegurar la coordinación interinstitucional para contribuir a reorientar las políticas públicas y reducir los incentivos que promueven la deforestación y degradación, además de aumentar los estímulos para la conservación, manejo, restauración y uso sustentable de los recursos forestales. Dichos estímulos se dirigirán al manejo forestal sustentable como un impulso adicional al manejo activo de los bosques centrado en el Desarrollo Rural Sustentable (DRS), a la valoración y compensación económica de los bienes y servicios ambientales de los bosques y a reducir las presiones sobre los ecosistemas forestales derivadas de otras actividades y de circunstancias económicas, todo esto con un enfoque de derechos y con la participación comprometida de los múltiples actores sociales y de las instituciones públicas que intervienen en el desarrollo del territorio (CONAFOR, 2017).

De esta manera, el DRS constituye la mejor forma de concretar REDD+ en México, considerando que solo con una perspectiva de integralidad y un enfoque de paisaje y no solo sectorial, será posible reestructurar y reducir las presiones que conducen a la deforestación y la degradación forestal a lo largo del territorio nacional.

En este sentido, queda de manifiesto la particularidad de programas del tipo REDD+ en México, ya que el pilar fundamental en la estrategia para lograr la reducción de la deforestación y la degradación de los bosques es la vinculación con un objetivo superior.

Lo que se traduce en lograr un desarrollo rural sustentable en el país, y que a su vez implica hacer realidad el postulado largamente pensado y defendido de que es posible hacer compatibles la conservación y el desarrollo a partir de colocar la sustentabilidad como principio fundamental de actuación.

Entre los objetivos que se plantea la estrategia ENAREDD+ ([CONAFOR, 2017](#)) se pueden enlistar los siguientes, los cuales estarán en apego a políticas públicas y los derechos y obligaciones contenidos en el marco legal internacional y nacional vigentes, siempre con garantía del respeto, aplicación y cumplimiento efectivo de los derechos de pueblos, comunidades locales e indígenas, así como de las salvaguardas sociales y ambientales:

- ❖ Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de la deforestación y degradación de los ecosistemas forestales
- ❖ Conservar e incrementar los acervos de carbono forestal
- ❖ Plantear estrategias para realizar un manejo forestal sustentable
- ❖ Conservar la biodiversidad

Es importante recalcar que REDD+ es considerado un mecanismo que compensará económicamente por los resultados que un país, en términos de emisiones de GEI reducidas, pueda demostrar, por lo que los incentivos (monetarios, financieros, subsidios, fiscales, créditos y no monetarios) y el financiamiento para lograr los cambios que permitan la reducción de emisiones son críticos y deben provenir de diversas fuentes, además de ser aplicados a través de mecanismos variados que permitan atacar de manera integral las causas directas y subyacentes de la deforestación.

1.6 El proyecto Global Forest Watch: un esfuerzo en el monitoreo de la deforestación mundial

El proyecto Global Forest Watch (en adelante GFW)⁵ es una aplicación web de código abierto cuyo principal objetivo es el monitoreo de la deforestación a escala mundial, documentando el cambio en la cobertura forestal desde el año 2001 hasta el año 2021, a una resolución de 30 metros.

Dichos datos (Figura 7) están disponibles para consulta y descarga pública a través de su plataforma Global Forest Cover Change (en adelante GFCC)⁶. En el caso presente, se obtuvieron los datos referentes al Porcentaje de cobertura (Treecover_2000) y deforestación por año (Lossyear). Además de estos productos, también se encuentra disponible la reforestación por año, pero únicamente para el periodo 2001–2012, por tal motivo este proceso no fue considerado para el presente trabajo.

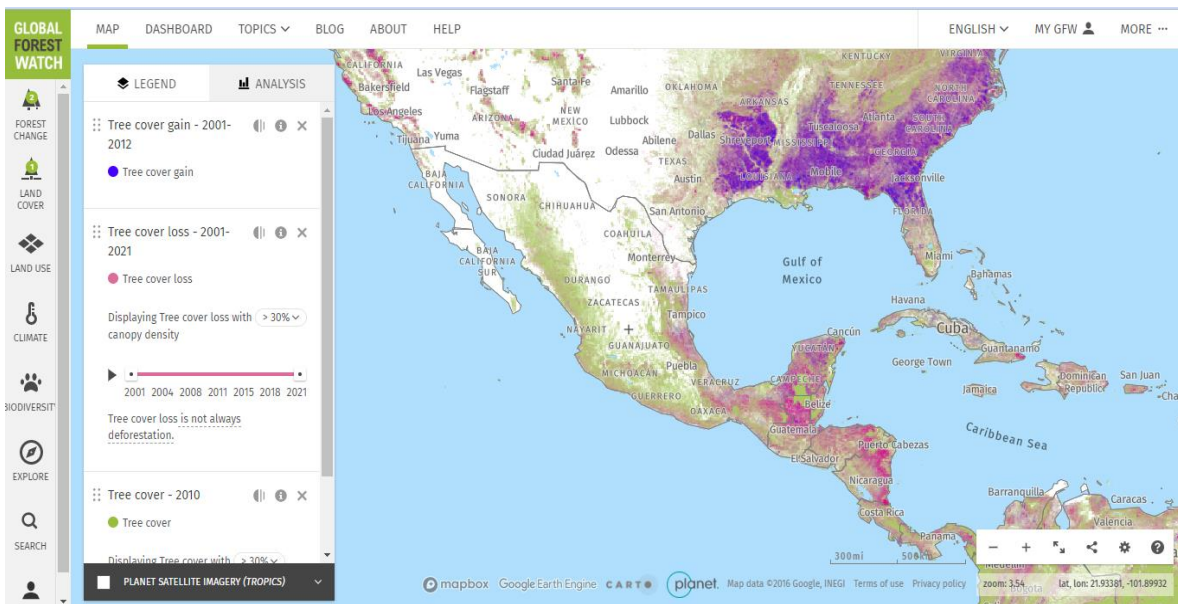


Figura 7. Ilustración del visualizador Global Forest Cover Change para la República Mexicana

⁵ Visitar: <https://www.globalforestwatch.org/>

⁶ Disponibles en: <https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>

La información de mayor calidad contribuye a la toma de mejores decisiones sobre cómo gestionar y proteger los bosques para las actuales y futuras generaciones, y una mayor transparencia ayuda a que el público exija a gobiernos y empresas que se hagan responsables por la manera en que sus decisiones impactan en los bosques. Gobiernos, empresas, organizaciones de la sociedad civil, periodistas y personas del público general que se preocupan por los bosques de su región acceden a los datos de esta plataforma (GFW, 2020)⁷.

1.7 Objetivo del presente estudio

La estimación de la deforestación se realiza en Percepción Remota pero conlleva errores, propios de las incertidumbres de la detección espectral y de los procedimientos de cartografía (Couturier *et al.*, 2009).

La evaluación de confiabilidad es aplicada comúnmente a cartografía temática (ej. Martínez González y Couturier, 2016). Pero en el caso de la cartografía de cambio de cobertura forestal, existen importantes errores de omisión de la tala selectiva en la masa forestal (Couturier *et al.*, 2009).

En este estudio, se llevó a cabo la evaluación de confiabilidad y estimación de área a dos resoluciones espaciales para estudiar qué importancia tiene la escala para el fenómeno de la deforestación en nuestro caso de alta tasa de deforestación.

Por otro lado, la estadística permite corregir los estimadores de área en mapas hasta cierto punto (Martínez González y Couturier, 2016). En esta tesis, desarrollamos un procedimiento geoestadístico novedoso que consiste en un diseño de estratificación adicional para mitigar errores de omisión, y lo probamos en la detección de deforestación en el área de estudio. Se implementa una estratificación en áreas inestables del paisaje forestal.

⁷ Disponible en: https://globalforestwatch.org/about/?lang=es_MX, consultado el 05 mayo 2022)

En este estudio, se aplicó la teoría de la confiabilidad y la estimación de áreas de cambio a mapas de cambio de cobertura forestal del año 2007 al 2016 en el territorio que abarcan los municipios Marqués de Comillas, Benemérito de las Américas y Ocosingo; situados en el estado de Chiapas.

El objetivo general del presente estudio es contribuir a la evaluación de cartografía estadísticamente confiable así como la estimación de áreas de deforestación.

Mientras que el objetivo particular consiste en saber si una subdivisión de estratos (con su dificultad agregada de muestreo y análisis de datos) genera un resultado significativamente diferente o no, con el diseño convencional propuesto por Olofsson *et al.*, 2014 con tres clases.

II. C A P Í T U L O 2

Metodología para el cálculo de confiabilidad y estimación de áreas de cambio de cobertura forestal

2.1 Teoría de la confiabilidad cartográfica y estimación de áreas

Uno de los elementos fundamentales en la formulación de estrategias para la toma de decisiones en torno al territorio y los bienes naturales que en él se localizan, es la cartografía. Sin embargo, el uso y consulta de ésta se hace indiferenciadamente aceptando la información presentada en ella como verdadera.

En este sentido, es importante recordar que toda base de datos presenta cierto grado de error variable, derivado de causas diversas. Pudiendo ser desde la adquisición de los datos hasta la digitalización e interpretación de los mismos.

Generalmente se considera que existen dos tipos de error en los mapas o en las imágenes clasificadas (Chrisman, 1991; Goodchild *et al.*, 1992; Pontius, 2000): los errores temáticos, que se refieren a errores de atributo (etiqueta), y los errores geométricos (de posición), en la delimitación de los polígonos o la ubicación de los píxeles. Estos dos tipos de error están estrechamente ligados y es difícil separarlos (Chrisman, 1991). Aspinall y Pearson (1995) distinguen un tercer componente de error potencial en los mapas temáticos, el cual se atribuye a la heterogeneidad dentro de un polígono.

Una de las ramas pertenecientes al área de la cartografía, es la confiabilidad cartográfica, misma que hoy en día se encuentra altamente desarrollada y a la cual se recurre en casos de incertidumbre en los mapas. Se entiende como confiabilidad cartográfica todo aquel tratamiento de la información con el fin de conferir rigor estadístico a un mapa (Mas y Couturier 2011).

El cálculo de confiabilidad de un mapa se obtiene a partir de la comparación de las estadísticas de éste con la información proveniente de un insumo que asemeja *la realidad*, comúnmente usando imágenes satelitales de alta resolución espacial para ello.

Con base a esto, Mas y Couturier (2011) mencionan que para el cálculo de la confiabilidad temática es necesario comparar la información del mapa con información de referencia considerada muy confiable y que comúnmente debe basarse en sitios de verificación.

El método estándar para describir confiabilidad de las clases en mapas temáticos se basa en una matriz de confusión. Esto se usa ampliamente en la Percepción Remota⁸ para evaluar la precisión de las clasificaciones temáticas de las imágenes satelitales (Van Genderen & Lock, 1977). De ésta manera, la matriz de confusión confronta las clases identificadas en el mapa contra las clases provenientes de la referencia considerada altamente confiable.

El cálculo de confiabilidad de un mapa es aplicado principalmente a cartografía temática relacionada con las coberturas vegetales y usos del suelo pues resultan ser uno de los principales insumos para la gestión del territorio y aplicación de políticas públicas, así como para la estimación de cambios en dichas coberturas, tales como las tasas de deforestación.

Mediante aplicaciones de Percepción Remota y geoestadística, la comunidad geocientífica ha desarrollado enfoques cada vez más confiables, consistentes y robustos para capturar la dinámica de la superficie terrestre y así satisfacer una gran variedad de necesidades de información proveniente de la misma (Stehman y Czaplewski, 1998; Olofsson *et al.*, 2014). Los enfoques estadísticamente robustos para evaluar la exactitud y estimar el área de cambio son fundamentales para garantizar la integridad de la información sobre el cambio de coberturas terrestres.

En México, se han propuesto esquemas de evaluación y estimación de áreas de cobertura y cambio de cobertura adaptados a la variabilidad de los ecosistemas y al dinamismo temporal de los cambios (Couturier y Mas, 2009; Mas y Couturier, 2011; Couturier *et al.*, 2012).

⁸ La Percepción Remota, también conocida como Teledetección es la técnica que permite obtener información de un objeto sin entrar en contacto físico con éste. Para que ello sea posible es necesario que exista algún tipo de interacción entre los objetos observados, situados sobre la superficie terrestre y un sensor situado en una plataforma (satélite, avión, etc.)

En el presente trabajo se implementaron las recomendaciones realizadas por Stehman y Czaplewski, 1998, Couturier et al., 2012 y Olofsson *et al.* (2014), para la evaluación de confiabilidad y la estimación de áreas de cambio de la cobertura forestal en la región de la Selva Lacandona.

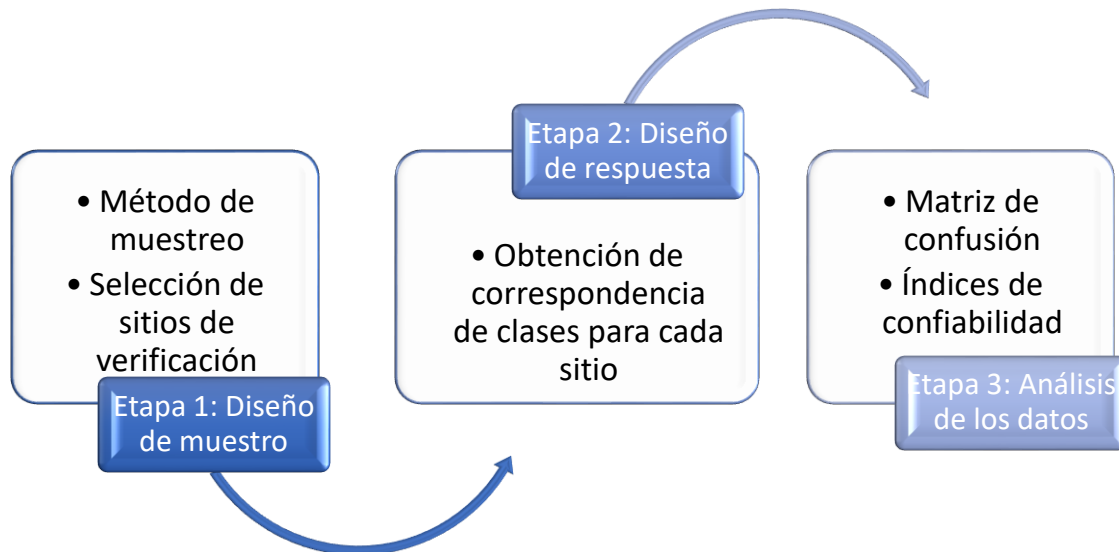


Figura 8. Etapas del proceso de la evaluación de confiabilidad cartográfica

Elaboración propia

Dichas recomendaciones abordan los tres componentes principales: el diseño de muestreo, el diseño de respuesta o evaluación de los sitios de verificación y el análisis de los datos (Figura 8).

Dentro de estas recomendaciones se destacan los siguientes puntos a considerar para la obtención de una evaluación eficiente:

- Implementar un diseño probabilístico, el cual satisfaga limitaciones prácticas
- Implementar un protocolo de evaluación o diseño de respuesta basado en fuentes de datos de referencia considerablemente más precisos que el mapa a evaluar
- Resumir y analizar los datos mediante la conformación de una matriz de error expresada en términos de proporción de área.

- Cuantificar la incertidumbre mediante el reporte de intervalos de confianza para la precisión y parámetros de área

Para que la evaluación del mapa pueda ser considerada estadísticamente rigurosa, debe estar basada en un diseño de muestreo probabilístico, asociado a toda el área del mapa, ya que al incluir este tipo de diseño la evaluación adquiere peso científico. Por ejemplo, la muestra de cada clase debe ser proporcional al área de las mismas, resultando así ser representativas del conjunto del mapa a evaluar.

Por ello, en los últimos años la comunidad científica ha intensificado los esfuerzos para crear metodologías robustas, necesarias para un análisis de confiabilidad en mapas de cambio de cobertura forestal. En ese sentido, Olofsson *et al.* (2014) proponen los protocolos fundamentales y necesarios para reportar estimaciones científicamente rigurosas del cálculo de confiabilidad y áreas de cambio. Uno de estas propuestas gira en torno a la dificultad de detectar omisiones de deforestación.

Las propuestas realizadas van en torno a la metodología a seguir para el diseño e implementación de la evaluación de confiabilidad y estimaciones de área, aplicados a la evaluación de cambios de cobertura implementando la Percepción Remota.

Estos objetivos están ligados directamente a mapas de cambio, ya que estos proveen una representación explícita de los procesos de cambio en la cobertura forestal, a partir de los cuales se puede inferir tanto como el total del área mapeada, como proporciones de área de cambio.

Estas recomendaciones están centradas las metodologías para la estimación de áreas de cambio y su nivel de incertidumbre, ya que el hecho de presentar también la incertidumbre de las estimaciones tanto de confiabilidad como de área de cambio tiene una gran relevancia no solo científica, sino también con motivos financieros. Por ejemplo, presentar tales estimaciones en programas que compensen las acciones exitosas de mitigación del cambio climático en el sector forestal, tal y como lo es el programa REDD+.

En este sentido, las recomendaciones realizadas por Olofsson *et al.* (2014) están divididas en tres etapas principales basadas en la propuesta de Stehman y Czaplewski (1998). Sin embargo se agregan adecuaciones en la parte final, es decir en el análisis de los datos, a la cual se suma la estimación de áreas de cambio y su incertidumbre.

Lo anterior no excluye que puedan existir otros protocolos aceptables, sin embargo es importante recordar que las estimaciones implementadas correctamente y las cuales consideran la incertidumbre entre los datos analizados, presentarán un nivel de robustez⁹ con aceptación científica.

2.2 Descripción metodológica

Como se comentó anteriormente, la metodología a desarrollar consta de tres etapas fundamentales, propuestas por Olofsson *et al.* (2014) las cuales son descritas a continuación:

1. El diseño de muestreo
2. Diseño de respuesta (protocolo de evaluación)
3. Análisis de los resultados
 - *Diseño de muestreo*: esta primera etapa incluye la determinación del tipo de unidades espaciales de evaluación, del método de selección de las mismas así como del número de unidades de muestreo necesarias. Estas unidades permitirán relacionar la localización de la información del mapa con el terreno (implementando materiales de mayor resolución espacial). Todo esto, con el fin de seleccionar una porción del área cartografiada, de tal forma que sea representativa de la totalidad del mapa.
 - *Diseño de respuesta*: en términos de evaluación de confiabilidad, el diseño de respuesta abarca los pasos del protocolo que conducen a

⁹ Es decir, validez estadística

una decisión entre las clases de referencia y el mapa. Esta etapa consta de cuatro principales características: a) la unidad espacial de evaluación, b) la fuente o fuentes de información utilizadas para determinar la clasificación de referencia, c) el protocolo de etiquetado para la clasificación de referencia y d) la definición de concordancia.

- a) La unidad espacial de evaluación: como mencionan Stehman y Wickham (2011), esta unidad sirve como base para la comparación específica de ubicación entre la clase de referencia y la clase del mapa, y puede ser un píxel, un polígono (o segmento) o un bloque. Comúnmente se selecciona al píxel como unidad espacial de evaluación, ya que éste representa las propiedades del sensor de detección utilizado para adquirir los datos mediante la percepción remota.
- b) Fuente de datos de referencia: los datos de referencia se pueden determinar por diferentes fuentes, desde las visitas a campo, hasta el uso de fotografías aéreas o imágenes satelitales. Para garantizar que la información de referencia sea de mayor calidad que la información del mapa a evaluar se debe tomar en cuenta que la fuente de referencia debe ser de mayor calidad que la que se usó para crear la clasificación de mapa.
- c) Protocolo de etiquetado: hace referencia al proceso de tomar la información proporcionada por los datos de referencia y convertir esa información en etiquetas o clases que constituirán la clasificación de referencia. El caso más sencillo implica una unidad de análisis homogénea, a la cual se le puede asignar una sola clase de referencia. Mientras que para casos más complejos, donde la unidad de análisis presenta una mezcla de clases se puede emplear un rango de confianza definido desde la percepción del intérprete.
- d) Definición de concordancia: se trata de establecer las reglas para la coherencia entre clases de referencia y el mapa. En el caso más simple una sola clase está presente tanto en los datos de referencia

como en el mapa. Si estas coinciden en ambos casos, la clase del mapa es correcta para esa unidad espacial de análisis; de lo contrario el tipo de clasificación se identifica de manera incorrecta. La definición de concordancia se vuelve más compleja si la unidad de evaluación no es homogénea o si se asigna más de una etiqueta de clase por la clasificación de referencia.

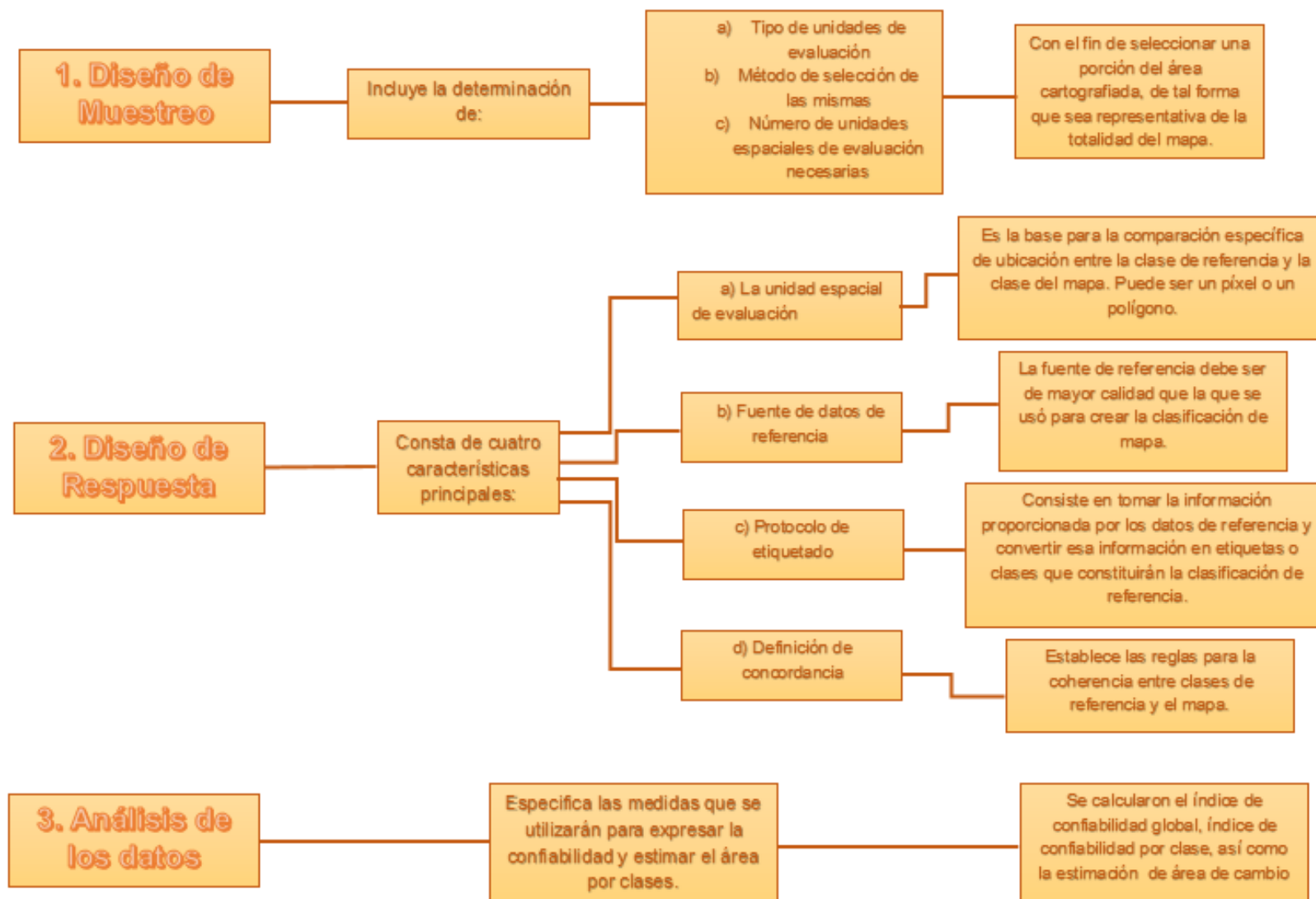
- *Análisis de los resultados:* especifica el protocolo para las medidas que se utilizarán para expresar la confiabilidad y estimar el área de las clases. En el contexto de cambio de coberturas forestales existen dos objetivos clave: la evaluación de confiabilidad de la clase de cambio y la estimación del área de cambio. La matriz de confusión o matriz de error juega un papel central en ambos casos. En dicha matriz las filas representan las clases de referencia, mientras que las columnas representan las clases del mapa (Figura 6). De esta manera, la diagonal de la matriz estará conformada por las coincidencias entre el mapa y los datos de referencia.

En cambio, los elementos fuera de la diagonal principal indican los errores de asignación, ya sea porque perteneciendo a una misma clase han sido asignados a categorías distintas (error de omisión), o porque han sido clasificados en una categoría, cuando en realidad pertenecen a otra (error de comisión).

Sitios \ Mapa	A	B	C
A	120	51	14
B	5	436	13
C	6	25	120

Figura 9. Ejemplo de una matriz de confusión con números

Elaboración propia



Elaboración propia

Figura 10. Metodología para el cálculo de la confiabilidad y estimación de áreas de cambio implementada a dos escalas del mapa de cambio derivado del GFCC

2.3 Métodos de muestreo en estadística

El muestreo es una herramienta de la investigación científica cuya función básica es determinar que parte de la población o territorio debe examinarse, a partir de la cual puedan realizarse análisis específicos (Chuvienco, 1990).

La muestra entonces, debe lograr una representación adecuada de la totalidad, en la que se reproduzca de la mejor manera los rasgos esenciales de dichos elementos que son importantes para la investigación. Por ello, para el caso presente se buscó que todas las clases de cambio de cobertura forestal estuvieran bien representadas, en base al área que ocupa cada una de ellas.

Existen diferentes criterios de clasificación de los tipos de muestreo, sin embargo pueden dividirse en dos grandes grupos: métodos de muestreo no probabilístico y métodos de muestreo probabilístico. En el primero de ellos se seleccionan a los elementos siguiendo determinados criterios. Sin embargo, este tipo de muestreo no funciona para realizar inferencias sobre la población, ya que no se tiene certeza de que la muestra extraída sea representativa (Chuvienco, 1990). Debido al tipo de muestreo que se seleccionó para el presente estudio, a continuación se mencionan los métodos de muestreo probabilísticos.

2.3.1 Métodos de muestreo probabilísticos

Estos métodos de muestreo se basan en el principio de *equiprobabilidad*, es decir que todos los elementos tienen la misma probabilidad de inclusión en la muestra. Es importante mencionar que solo estos tipos de muestreo probabilísticos nos aseguran la representatividad de la muestra extraída. De acuerdo con Chuvienco (1990) dentro de los métodos de muestreo probabilístico encontramos los siguientes (Figura 5):

- a) **Muestreo aleatorio simple:** Los elementos a verificar se eligen de tal forma que todos cuenten con la misma probabilidad de ser seleccionados.
- b) **Muestreo aleatorio estratificado:** la muestra se realiza dividiendo a la población en regiones o estratos de acuerdo a una variable auxiliar. Este

método aporta información sobre los sub-conjuntos de la población y reduce el error de muestreo.

- c) **Muestreo sistemático no alineado:** la muestra se distribuye a intervalos iguales a partir de un punto de origen señalado aleatoriamente. El riesgo de este tipo de muestreo está en los casos en que se dan periodicidades en la población ya que al elegir a los miembros de la muestra con una periodicidad constante podemos introducir una homogeneidad que no presentan los elementos a verificar.
- d) **Muestreo sistemático:** modifica el esquema anterior gracias a variar aleatoriamente una de las dos coordenadas. Esto reduce el sesgo debido a la periodicidad.
- e) **Muestreo por conglomerados:** se selecciona como unidad de muestra un grupo de observación denominado *conglomerado* en lugar de individuos aislados. Es decir en cada punto a verificar se toman varias muestras en puntos vecinos al elegido aleatoriamente.

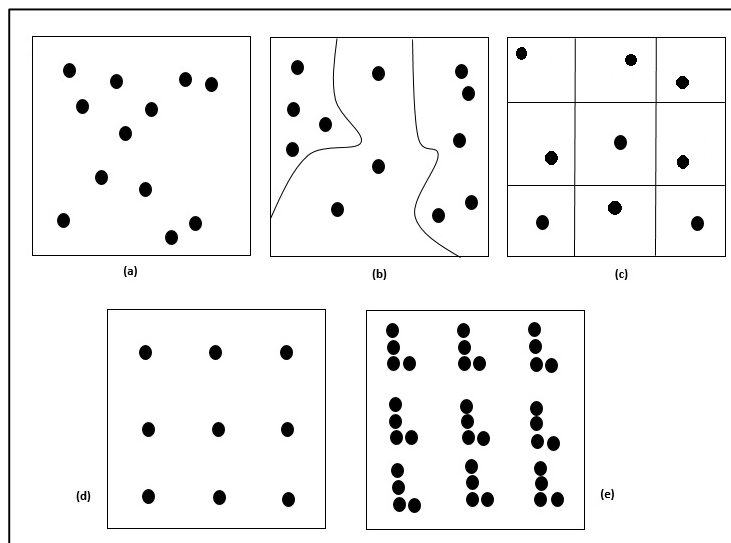


Figura 11. Tipos de muestreo probabilístico

Fuente: Chuvieco (1990). Representación de los diferentes tipos de muestreo probabilístico

En este sentido, se entiende que mediante el diseño de muestreo se establece el protocolo para seleccionar el subconjunto de unidades espaciales (por ejemplo, píxeles o polígonos) que formarán la base de la evaluación de confiabilidad. Por las ventajas mencionados anteriormente y siguiendo la recomendación más importante realizada por Olofsson *et al.* (2014), se seleccionó un muestreo del tipo probabilístico.

Como menciona (Stehman, 2009) existen varios tipos de muestreo probabilístico empleados para el cálculo de confiabilidad y la estimación de áreas de cambio, entre los cuales resaltan el muestreo aleatorio simple, el muestreo aleatorio estratificado y el muestreo sistemático.

En el presente trabajo se implementó un muestreo aleatorio estratificado, ya que se pretende obtener la exactitud por clase. Este tipo de muestreo, además es comúnmente usado en la evaluación de confiabilidad, por ello es popular dentro de la comunidad académica que emplea la percepción remota para el análisis de cambios de cobertura.

Derivado de la dificultad de detectar las omisiones de deforestación, se realizó la evaluación de confiabilidad a dos estratificaciones: la primera de ellas con tres estratos (igual a las clases de cambio):

1. Bosque no cambio
2. No bosque no cambio
3. Deforestación

Y la segunda estratificación para intentar enfocar el muestreo a áreas del mapa en donde hay más probabilidad de encontrar píxeles de omisión. Por lo que esta última tendría cinco clases derivadas de cada clase de No cambio (Bosque No cambio y No Bosque No Cambio), para obtener los estratos siguientes:

1. Bosque No Cambio, entorno estable
2. Bosque No Cambio, entorno inestable (proximidad a píxeles de Deforestación¹⁰)

¹⁰ La proximidad fue obtenida a partir de un umbral de distancia de 180 metros (considerando el tamaño de píxel).

3. No Bosque No Cambio, entorno estable
4. Bosque No Cambio, entorno inestable
5. Deforestación

Un objetivo de esta tesis es saber si esta subdivisión en cinco estratos (con su dificultad agregada de muestreo y análisis de datos) genera un resultado significativamente diferente o no con el diseño convencional propuesto por Olofsson et al., 2014 con tres clases.

2.4 Determinación del número de unidades espaciales

Otra parte fundamental dentro de la etapa de diseño de muestreo es el tamaño de muestra, es decir el número de elementos de la población total que se seleccionarán para el análisis. Ya que se implementó un muestreo aleatorio estratificado, se calculó un tamaño de muestra por cada clase del mapa, el cual está en función del área de la misma (proporción de área por clase).

En este sentido, para muestreos aleatorios estratificados Cochran (1980) propone la siguiente ecuación (1) para el cálculo del tamaño de muestra.

$$n = \frac{(\sum W_i S_i)^2}{[S(\hat{O})]^2 + (1/N)\sum W_i S_i^2} \approx \left(\frac{\sum W_i S_i}{S(\hat{O})} \right)^2 \quad \text{Ec. 1}$$

En donde n es el número de unidades para la clase, $S(\hat{O})$ es el error estándar de la exactitud global que se espera obtener, W_i es la proporción de área asignada a la clase y S_i es la desviación estándar de la clase i .

Debido a la documentación de esfuerzos anteriores (Olofsson *et al.*, 2010, 2011, por ejemplo), se sabe que los errores de comisión son relativamente comunes para las clases de cambio, mientras que las clases estables son más precisas. Por ello, se establece un error estándar objetivo de 0.01 para la exactitud global.

Aplicando lo anterior, se obtuvieron dos tamaños de muestra para ambos mapas a evaluar, el primero de ellos con una resolución espacial de 30 metros y el segundo con una resolución espacial de 90 metros.

Una vez obtenido el número de unidades espaciales por clase, se procede con la selección espacial de dichas unidades. Para ello se implementó el *plugin*¹¹ Accuracy Assessment of Thematic Maps (AcATaMa) disponible en el software de código abierto Quantum GIS (QGIS). Con dicho complemento se creó un muestreo aleatorio estratificado a partir de las clases presentes en ambos mapas, cada cual con su correspondiente tamaño de píxeles.

2.5 Diseño de respuesta

Como se mencionó anteriormente en términos de evaluación de confiabilidad, el diseño de respuesta abarca los pasos del protocolo que conducen a una decisión entre las clases de referencia y el mapa. Esta etapa está constituida de cuatro principales características.

- a) La unidad espacial de evaluación. Esta constituye la base para la evaluación entre la clase de referencia y la clase del mapa. Para este caso particular se seleccionó al píxel como unidad espacial de evaluación, de acuerdo a la resolución espacial de ambos mapas.

Debido a que los mapas de cambio generados a 30 y 90 metros a partir del GFCC son archivos de tipo *ráster*¹², cuya unidad espacial fundamental es el píxel¹³, se tomará a este como la unidad espacial de evaluación.

- b) Fuente de datos de referencia. Bajo la premisa de garantizar que la información de referencia sea de mayor calidad que la información que se usó para crear la clasificación del mapa a evaluar, se seleccionaron

¹¹ Complemento conector

¹² Los archivos de tipo ráster se componen de una matriz de píxeles organizados en filas y columnas

¹³ Proveniente del vocablo inglés *picture element*

imágenes Rapid Eye (Figura 12)¹⁴, las cuales cuentan con una resolución espacial de cinco metros y una resolución temporal de 24 horas.

Ya que a que se trata de la evaluación de un mapa de cambio, es decir de los procesos de pérdida en la cobertura forestal, para la observación de la fecha inicial se implementaron imágenes SPOT-5 multiespectrales, las cuales tienen una resolución espacial de 10 metros.



Figura 12. Imagen Rapid Eye

Fuente: Rapid Eye AG

- c) Protocolo de etiquetado. Esta característica hace referencia al proceso con el cual se llevará a cabo la evaluación de las unidades espaciales de análisis, mediante la comparación entre la clase de referencia, es decir lo observado en la imagen Rapid Eye, y la clase del mapa de cambio, mediante la imagen SPOT-5.

¹⁴ Son imágenes obtenidas de la constelación de cinco satélites idénticos. Propiedad de la empresa alemana Rapid Eye AG.

Este proceso se lleva a cabo de manera visual para cada una de las unidades espaciales de análisis seleccionadas en ambos casos. Es decir, en el mapa a 30 metros de resolución para los 790 píxeles seleccionados mientras que en el mapa de 90 metros se lleva a cabo para los 699 píxeles seleccionados.

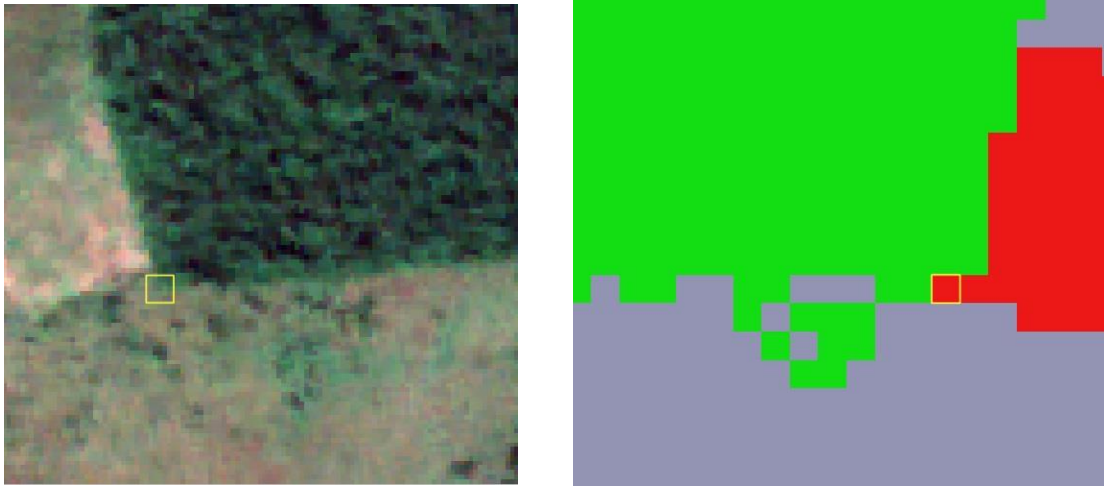


Figura 13. Ejemplo de selección de una unidad espacial de análisis (píxel) sobre una imagen Rapid Eye (izquierda) y sobre el mapa de cambio a 30 metros (derecha)

Elaboración propia

Para el presente trabajo se propuso la comparación entre dos mapas con la misma resolución espacial, pero uno de ellos con tres clases, mientras que el segundo estará constituido por cinco clases.

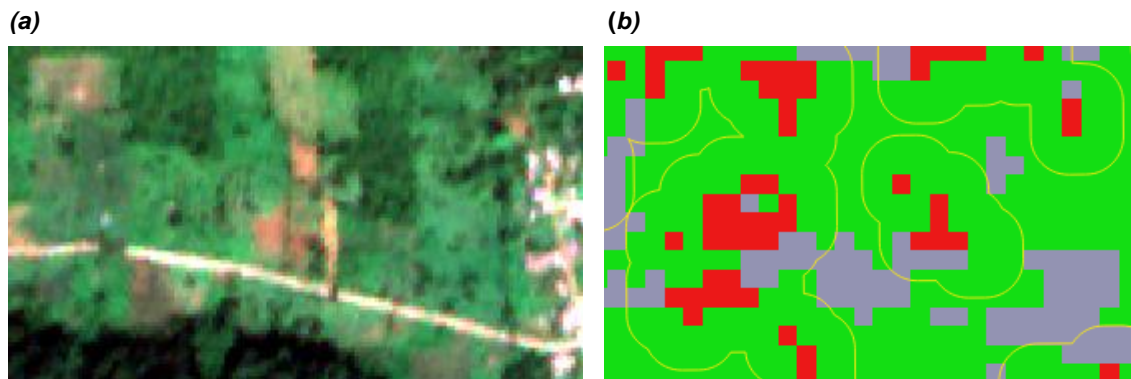
Es decir, se realizó la evaluación visual de cuatro mapas de cambio: i) Mapa con 30 m de resolución espacial y tres clases, ii) Mapa con 30 m de resolución espacial y cinco clases, iii) Mapa con 90 m de resolución espacial y tres clases y iv) Mapa con 90 m de resolución espacial y cinco clases. Las clases establecidas para los mapas del presente trabajo se enlistan en la tabla 3:

Tabla 3. Clases asignadas a los mapas de 30m y 90m de resolución espacial

Clases en el mapa de cambio (tres clases)	Clases en el mapa de cambio (cinco clases)
Bosque no cambio	Bosque no cambio
No bosque no cambio	No bosque no cambio
Pérdida de bosque	Pérdida de bosque
	Bosque no cambio, entorno estable
	No bosque no cambio, entorno estable

El objetivo de elaborar los mapas con cinco clases es incluir dos clases de cambio posible, bajo la premisa de que los límites de las clases de cambio (pérdida de bosque) colindantes con clases de permanencia¹⁵ son altamente susceptibles a presentar procesos dinámicos.

Como se observa en la Figura 14 el mapa de cambio sólo detecta deforestación en cierto número de píxeles, mientras que al realizar la validación con la imagen Rapid Eye, es evidente que la clase pérdida forestal en esta zona abarca un área mayor que la representada en el mapa. La clase Bosque no cambio, entorno estable está constituida por un área de amortiguamiento derivada de la clase deforestación para ambos mapas.



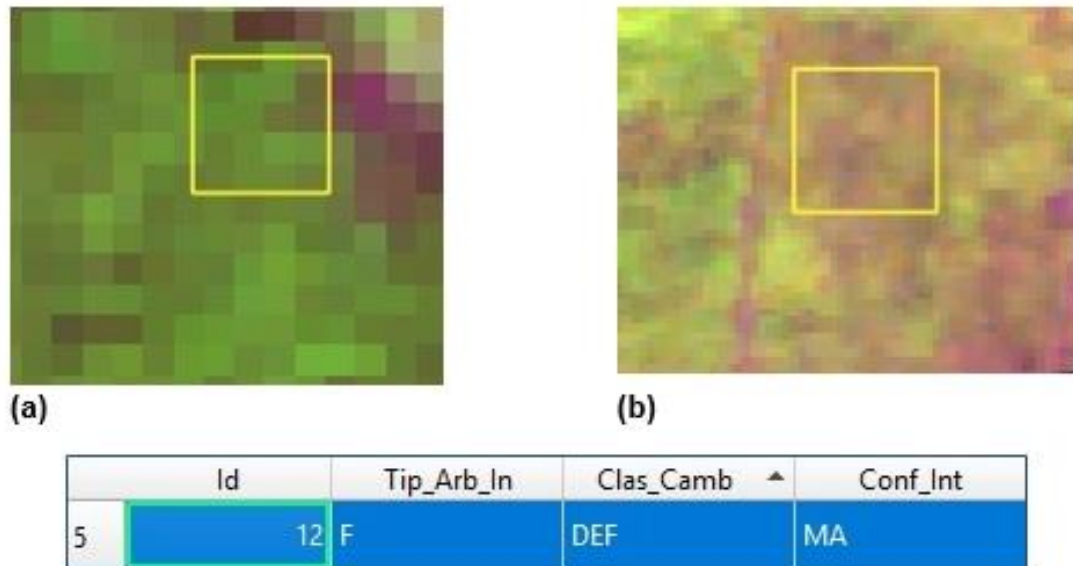
Elaboración propia

Figura 14. El inciso a corresponde a la imagen Rapid Eye y el inciso b corresponde al mapa de cambio con 30m de resolución espacial. Los límites marcados con una línea amarilla representan el área de amotiguamiento de la clase deforestación. Dicha área constituye la clase Bosque no cambio, entorno estable

¹⁵ Se entiende como clase de permanencia a las clasificadas como Bosque y No bosque, ya que en éstas no se observan procesos dinámicos como la deforestación.

d) Definición de concordancia. Consiste en establecer las reglas para la coherencia entre clases de referencia y el mapa. Mediante el proceso de evaluación visual de cada unidad espacial de análisis (píxel) se determina si existe una coincidencia en ambos casos, es decir se observa la imagen SPOT de la fecha inicial y se le asigna la clase correspondiente. Posteriormente se observa la imagen Rapid Eye de la fecha final, y se le asigna la clase correspondiente. Si la clasificación para ese píxel y la clasificación en la fecha final son iguales, la clase del mapa es correcta para esa unidad espacial de análisis. De lo contrario el tipo de clasificación se identifica como un error (Figura 15).

La definición de concordancia se vuelve más difícil si se observa más de una clase en un píxel determinado. Por ello, en el presente trabajo se le asignó una clasificación al nivel de confianza del intérprete, la cual se consideró de la siguiente manera: Muy alto, Alto, Bajo, Muy bajo.



Elaboración propia

Figura 15. Se observa una de las unidades espaciales de análisis sobre dos de las fuentes de datos: imagen Spot (a), imagen Rapide Eye (b), así como el protocolo de etiquetado en la correspondiente tabla de atributos. Por lo que en esta unidad se considera la clase del mapa como correcta ya que el mapa de cambio lo detecta como Périda de bosque (DEF)

2.6 Análisis de los datos

Como se mencionó anteriormente, esta etapa consiste en la construcción de una matriz de error, la cual organiza los datos obtenidos en la etapa anterior y mediante la cual es posible calcular los índices de confiabilidad así como la estimación de áreas de cambio. Para el presente trabajo se presentan la Confiabilidad Global, Confiabilidad de Productor y Confiabilidad de Usuario, así como el Error de comisión y Error de Omisión.

Además de los índices antes mencionados, como proponen Olofsson *et al.* (2014), se estimaron las áreas de cambio con su respectivo intervalo de confianza, con el objetivo de conocer la incertidumbre del producto GFCC en la detección de cambios en la cobertura forestal. A continuación se presenta la metodología que se siguió para la obtención de los parámetros mencionados.

2.6.1 Índices de Confiabilidad

En la matriz, p_{ij} representa la proporción de área para la muestra, la cual posee clase de mapa y clase de referencia, donde la muestra se define como la región de interés completa.

El primero de ellos, es la Confiabilidad Global del producto GFCC para el área de estudio. Esta representa la proporción de área correctamente clasificada y se calcula sumando los elementos de la diagonal de la matriz ajustada. Para obtenerla se empleó la ecuación 2 (Ec. 2).

$$O = \sum_{j=1}^q p_{jj} \quad \text{Ec. 2}$$

Sin embargo, este valor puede contener importantes diferencias entre clases y por ello un análisis más riguroso debe aplicarse. Por ello, se calcularon los índices de confiabilidad por clase.

Existen dos posibles fuentes de error, el primero de ellos hace referencia a los marginales en las filas, los cuales indican el número de unidades espaciales de análisis que perteneciendo a una determinada clase no fueron incluidos en ella, este tipo de error es conocido como *omisión*. Mientras que las celdas no diagonales de las columnas expresan los errores de *comisión*, es decir, el número de unidades espaciales que se incluyeron en una categoría perteneciendo realmente a otra (Chuvieco, 1990).

La Confiabilidad de Usuario de la clase i hace referencia a la proporción de área mapeada como clase i y con referencia en la clase i . Esta medida está relacionada a los errores de comisión y fue calculada utilizando la ecuación 3.

$$U_i = p_{ii}/p_i \quad \text{Ec. 3}$$

Y su medida complementaria, el error de comisión expresado como $1 - p_{ii} / p_i$

La Confiabilidad del Productor de la clase j hace referencia a la proporción de área de la clase de referencia j que se asigna como perteneciente a la clase j , y está relacionada a los errores de omisión. Para calcularla se utilizó la ecuación 4 (Ec. 4).

$$P_j = p_{jj} / p_{\cdot j} \quad \text{Ec. 4}$$

Y su medida complementaria, el error de omisión de la clase j expresado como $1 - p_{jj} / p_{\cdot j}$

Cada uno de los índices de confiabilidad tiene una probabilidad de acierto, las cifras que permiten conocer dicha probabilidad es una estimación son los intervalos de confianza. Como mencionan Olofsson *et al.* (2014) el análisis requiere una deducción estadística como apoyo científico fundamental para realizar generalizaciones a partir de la muestra de datos y para cuantificar la incertidumbre de los estimadores basados en muestreos.

Un principio fundamental de la deducción estadística basada en el diseño es que los estimadores específicos de confiabilidad, área y los intervalos de confianza de estos estimadores dependen del diseño de muestreo implementado.

En este sentido, Olofsson *et al.* (2014) mencionan que es esencial que solo se usen estimadores imparciales o consistentes. Es decir, que solo se deben utilizar las fórmulas para estimar tanto los parámetros como las varianzas que tomen en cuenta las probabilidades de inclusión asociadas con el diseño de muestreo implementado.

Es importante mencionar que la matriz de error debe ser reportada en proporciones de área y no en número de muestras. En este sentido se emplea la

ecuación 5 (Ec. 5) para la estimación de proporciones de área de los elementos de la matriz de error.

$$\hat{p}_{ij} = W_i \frac{n_{ij}}{n_i} \quad \text{Ec. 5}$$

Donde W_i es la proporción de área mapeada como clase i .

La variabilidad del muestreo asociada con las estimaciones de confiabilidad debe cuantificarse informando los errores estándar. Para ello se presentan a continuación los estimadores de varianza. Para la confiabilidad global la varianza estimada (Ec. 6) se expresa de la siguiente forma:

$$\hat{V}(\hat{O}) = \sum_{i=1}^q W_i^2 \hat{U}_i (1 - \hat{U}_i) / (n_i - 1). \quad \text{Ec. 6}$$

Mientras que para estimar la varianza de la confiabilidad de usuario se emplea la ecuación 7 (Ec. 7).

$$\hat{V}(\hat{U}_i) = \hat{U}_i (1 - \hat{U}_i) / (n_i - 1). \quad \text{Ec. 7}$$

Y, finalmente para la estimación de la varianza de la confiabilidad del productor de la clase $j = k$ se emplea la ecuación 8 (Ec. 8).

$$\hat{V}(\hat{P}_j) = \frac{1}{\hat{N}_j^2} \left[\frac{N_j^2 (1 - \hat{P}_j)^2 \hat{U}_j (1 - \hat{U}_j)}{n_j - 1} + \hat{P}_j^2 \sum_{i \neq j}^q N_i^2 \frac{n_{ij}}{n_i} \left(1 - \frac{n_{ij}}{n_i} \right) / (n_i - 1) \right] \quad \text{Ec. 8}$$

Donde $\hat{N}_{.j} = \sum_{i=1}^q \frac{N_i}{n_i} n_{ij}$ es el número total marginal estimado de píxeles de la clase j de referencia, N_j es el total marginal de la clase j del mapa y n_j es el número total de unidades de muestra en la clase j del mapa.

2.6.2 Área estimada

La matriz de error también provee las bases para realizar las estimaciones de área en las clases del mapa, por ejemplo aquellas que representan cambio y las que representan permanencia (no cambio). En este sentido se emplea la ecuación 9 (Ec. 9) para estimar la proporción de área en el muestreo aleatorio estratificado, en el cual las clases del mapa representan cada estrato.

$$\hat{p}_{.k} = \sum_{i=1}^q W_i \frac{n_{ik}}{n_i}. \quad \text{Ec. 9}$$

Si suponemos que estamos interesados en estimar la proporción de área de la clase k , la fila del total $p \cdot k$ representa la proporción de área asignada como k . Y por lo tanto $p \cdot k$ sería la proporción del área de la clase k determinada a partir de la clasificación de referencia.

En este sentido, las recomendaciones realizadas por Olofsson *et al.* (2014), están basadas en la premisa de que la clasificación de referencia posee mayor calidad en relación con la clasificación del mapa y que el diseño de muestreo implementado arroja estimaciones con desviadores estándar pequeñas.

Por ello, para la proporción de área estimada en un muestreo estratificado, se emplea la ecuación 10 (Ec. 10) para calcular el error estándar de ésta

$$S(\hat{p}_{.k}) = \sqrt{\sum_i W_i^2 \frac{\frac{n_{ik}}{n_i} \left(1 - \frac{n_{ik}}{n_i}\right)}{n_i - 1}} = \sqrt{\sum_i \frac{W_i \hat{p}_{ik} - \hat{p}_{ik}^2}{n_i - 1}} \quad \text{Ec. 10}$$

Donde n_{ik} es el valor de la muestra en la celda ik de la matriz de error, W_i es la proporción de área para la clase i del mapa, $\hat{p}_{ik} = W_i \frac{n_{ik}}{n_i}$ y la suma es sobre las clases q .

Y por último, para calcular el error estándar del área estimada de la clase k se emplea la ecuación 11 (Ec. 11). Donde A es el área total del mapa.

$$S(\hat{A}_k) = A \times S(\hat{p}_{.k}). \quad \text{Ec. 11}$$

III. C A P Í T U L O 3

PROCESAMIENTO DE DATOS Y ESTIMACIÓN DE ÁREAS DE DEFORESTACIÓN

3.1 Preparación de los datos de Percepción Remota

Como se mencionó anteriormente el cálculo de la confiabilidad y la estimación de áreas de cambio serán aplicados a mapas de cambio de cobertura forestal del periodo 2007 a 2016. Dicho mapa fue elaborado a partir de los datos del proyecto Global Forest Watch (GFW)¹⁶, disponibles para descarga a través de su plataforma Global Forest Cover Change (GFCC)¹⁷.

De dicha plataforma, se descargaron las capas referentes a porcentaje de cobertura y año de pérdida (TreeCover y LossYear, respectivamente) de la región y periodo bajo estudio. Una vez se obtienen los datos de la plataforma GFCC, se procede a darle tratamiento a los mismos, con el fin de adecuarlos a la zona de estudio.

Implementando la herramienta de geoprocésamiento CLIP, se cortaron las capas descargadas para delimitarlas al área de estudio. A continuación se les asignó una proyección¹⁸ de acuerdo al sitio y escala a trabajar (local)¹⁹, además de ser necesario para operaciones posteriores.

En la Figura 16 se observan ambas capas. La primera de ellas (a) presenta el porcentaje de cobertura forestal por píxel, en una escala de 0 a 100 por ciento. Mientras que en la imagen (b) representa el año en que se suscitó la deforestación, también a una resolución espacial de un píxel de 30 x 30 metros.

¹⁶ Visitar: <https://www.globalforestwatch.org/>

¹⁷ Disponibles en: <https://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>

¹⁸ El término proyectar hace referencia al proceso mediante el cual representa un objeto real de tres dimensiones (globo terrestre) sobre una superficie bidimensional (mapa).

¹⁹ A los datos trabajados en el presente trabajo les fue asignada una proyección WGS84, UTM correspondiente a la zona 15 norte

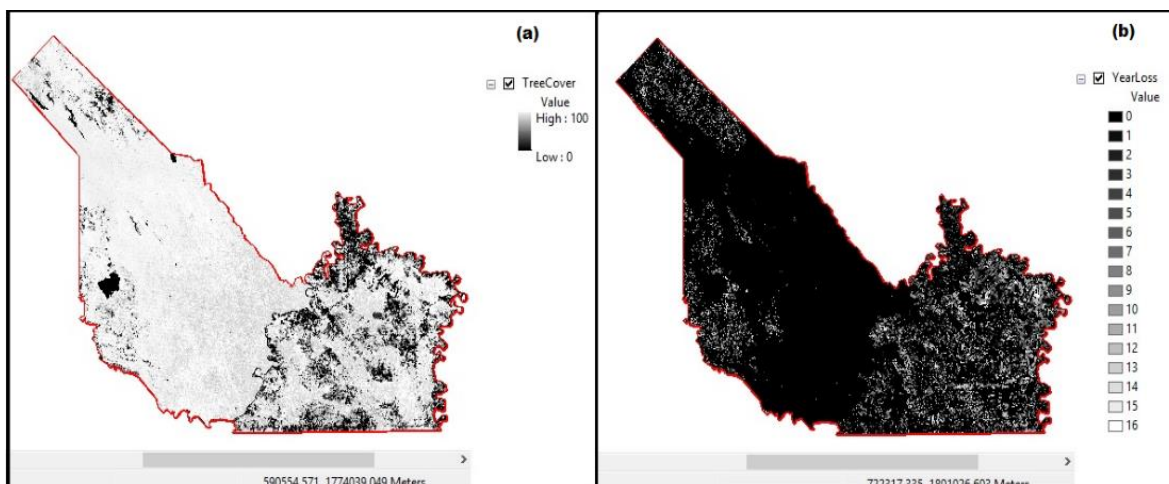


Figura 16. Extracción de los insumos TreeCover y YearLoss a la zona de estudio

Elaboración propia con datos obtenidos del GFCC. El inciso a representa el porcentaje de cobertura, el cual va de cero al cien por ciento. Mientras que en el inciso b se observa el año en el que se presentó pérdida de cobertura forestal.

3.2 Elaboración del mapa de cambio con 30 metros de resolución espacial

En base a la definición de bosque realizada por el IPCC (2000)²⁰, se obtuvo el porcentaje de cobertura forestal, el cual está conformado por intervalos de 10, comprendiendo un rango desde diez hasta cien por ciento.

Del insumo YearLoss se obtuvieron los años significativos de pérdida forestal para este ejercicio en particular, puesto que el periodo de estudio va del año 2007 al año 2016, generando un mapa binario con valor de uno para pérdida y cero para los demás píxeles. Utilizando la capa TreeCover se seleccionaron los píxeles con un porcentaje de cobertura forestal mayor o igual a 10 por ciento. Posteriormente se unen los dos rásters obtenidos de los pasos anteriores, con ayuda de la herramienta de geoprocésamiento *Combine*.

Mediante la intersección de esta información se obtiene un mapa de cambio (Figura 17) conformado por tres clases a una resolución espacial de 30 metros: Bosque, No bosque y Deforestación, manteniendo la resolución espacial original del producto GFCC.

²⁰ Ver página 3 (definición de bosque IPCC)

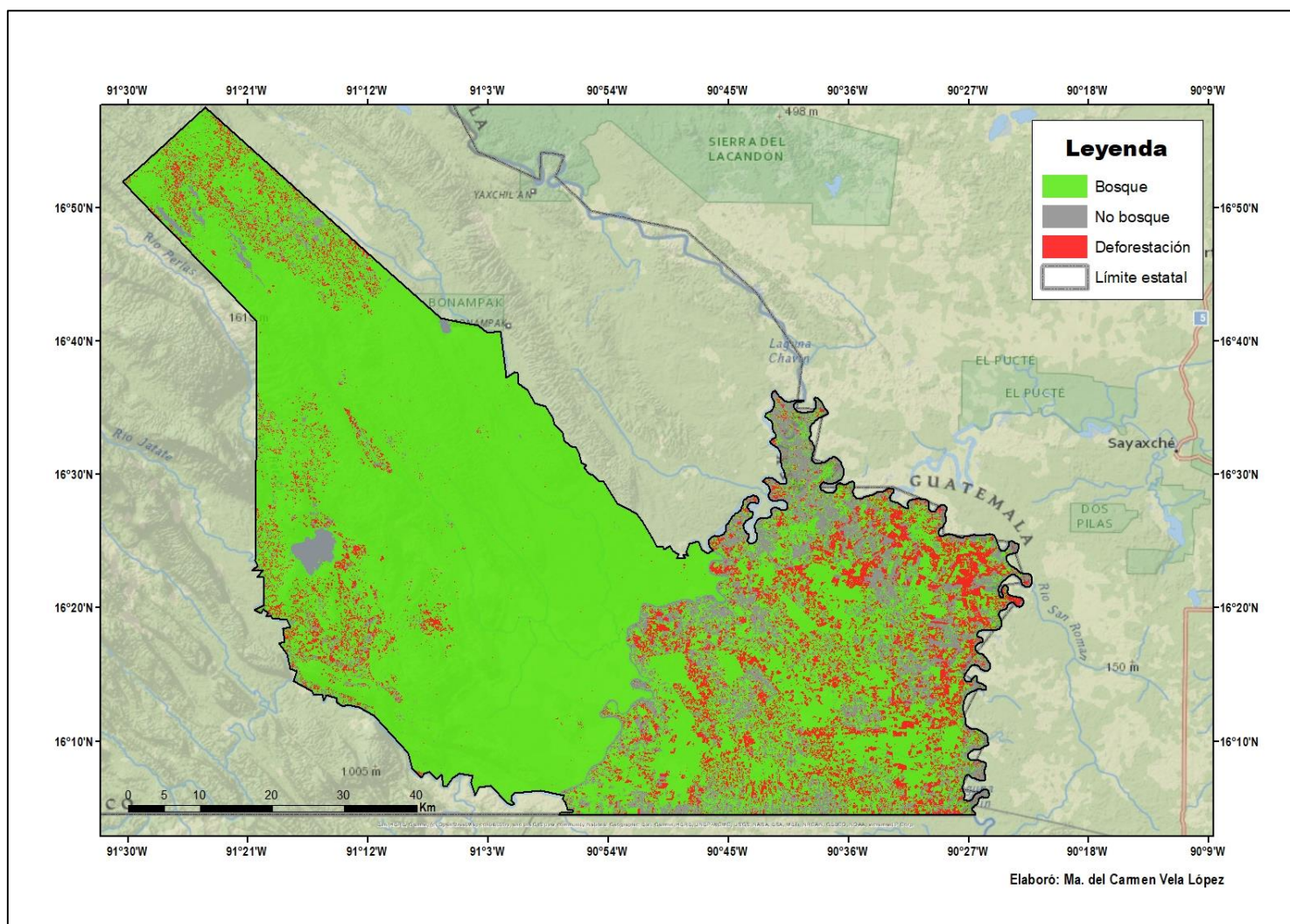


Figura 17. Mapa de cambio forestal (30 m) entre 2007 y 2016 para la región de la Selva Lacandona, Chiapas

Elaboración propia con datos obtenidos del GFCC

3.3 Elaboración del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros

Para el segundo nivel de análisis espacial se consideró un píxel de 90 metros, planteando la comparación entre dos productos elaborados con dos resoluciones distintas, con el fin de analizar el nivel de confianza del Global Forest Cover Change en procesos dinámicos sobre la cobertura forestal, a diferentes escalas.

Para ello, se realizó un remuestreo²¹ del mapa de cambio forestal (Figura 18) para así obtener el mapa de cambio con una resolución espacial de 90 metros (Figura 5), y conservando las mismas clases de cambio.

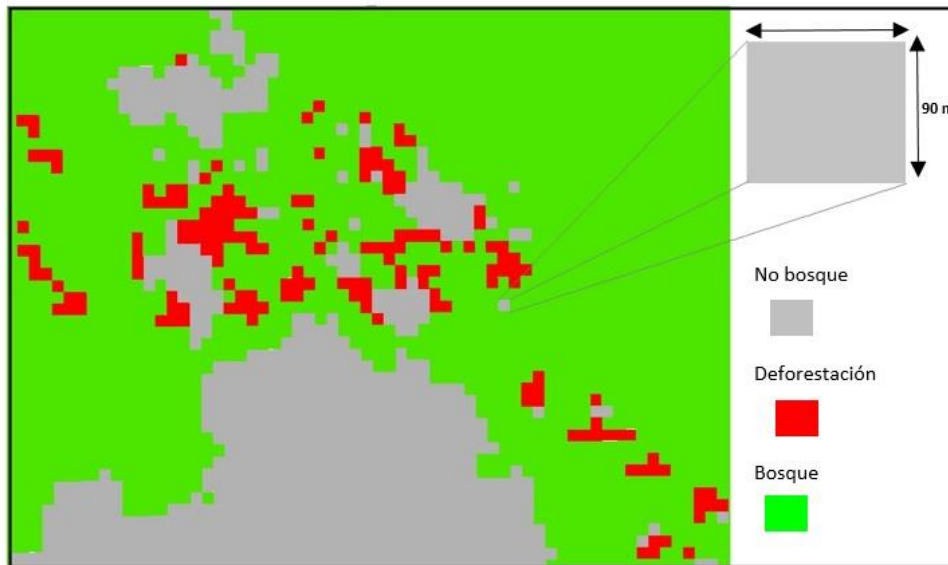


Figura 18. Remuestreo a 90 metros del mapa de cambio

Elaboración propia con datos de GFCC

²¹ En tratamiento digital de imágenes se define como el cambio de resolución de una imagen, comúnmente usando métodos de interpolación

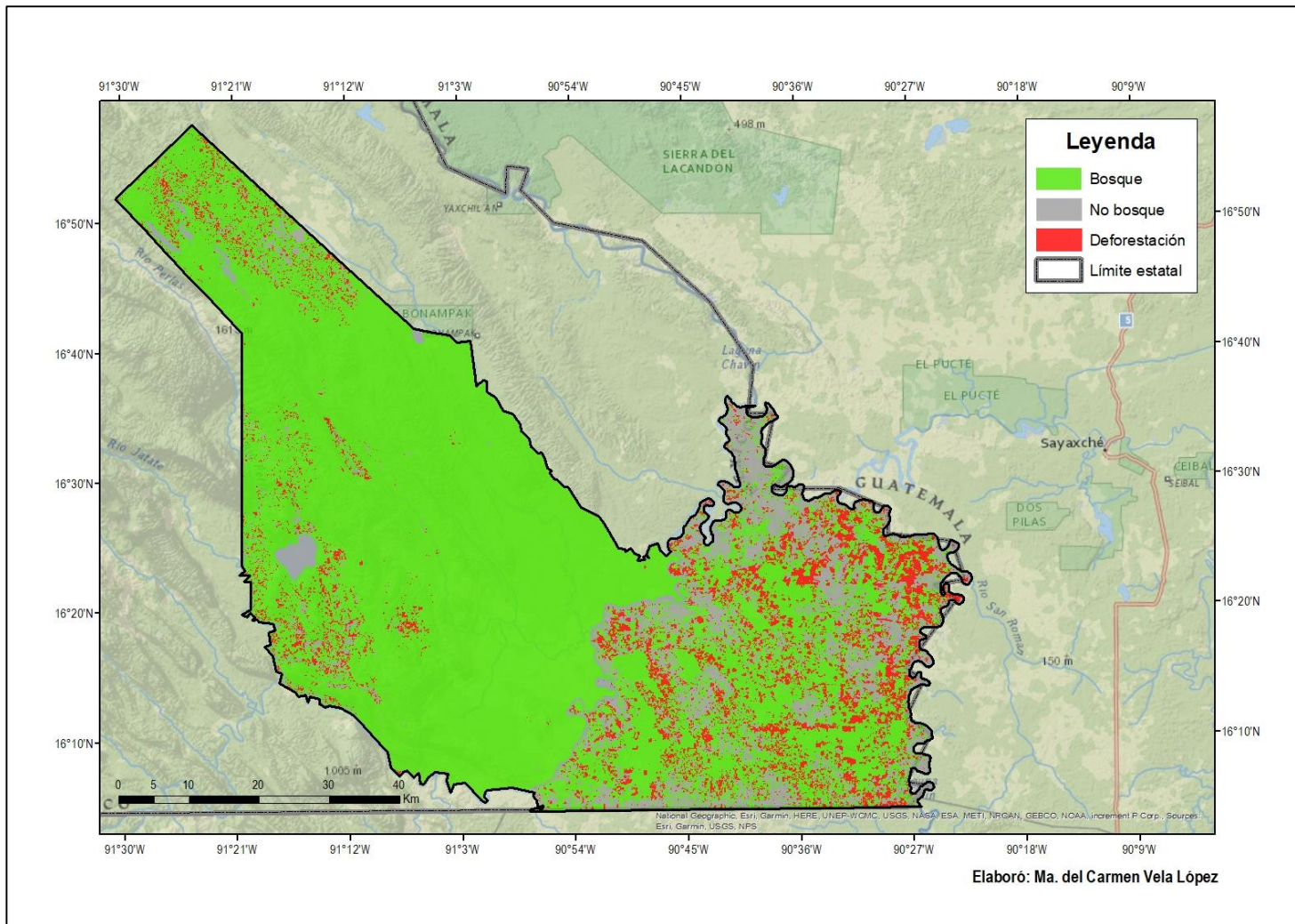


Figura 19. Mapa de cambio forestal (90 m) entre 2007 y 2016 en la región de la Selva Lacandona

Elaboración propia con datos del GFCC

3.4 Muestreo

Debido a que este tipo de muestreo nos asegura la representatividad de la muestra extraída y constituirse como la recomendación más importante realizada por Olofsson *et al.* (2014), se seleccionó un muestreo del tipo probabilístico.

En el presente trabajo se implementó un muestreo aleatorio estratificado, ya que se pretende obtener la exactitud por clase (Figura 20). Este tipo de muestreo, además es comúnmente usado en la evaluación de confiabilidad, por ello es popular dentro de la comunidad académica que emplea la percepción remota para el análisis de cambios de cobertura forestal.

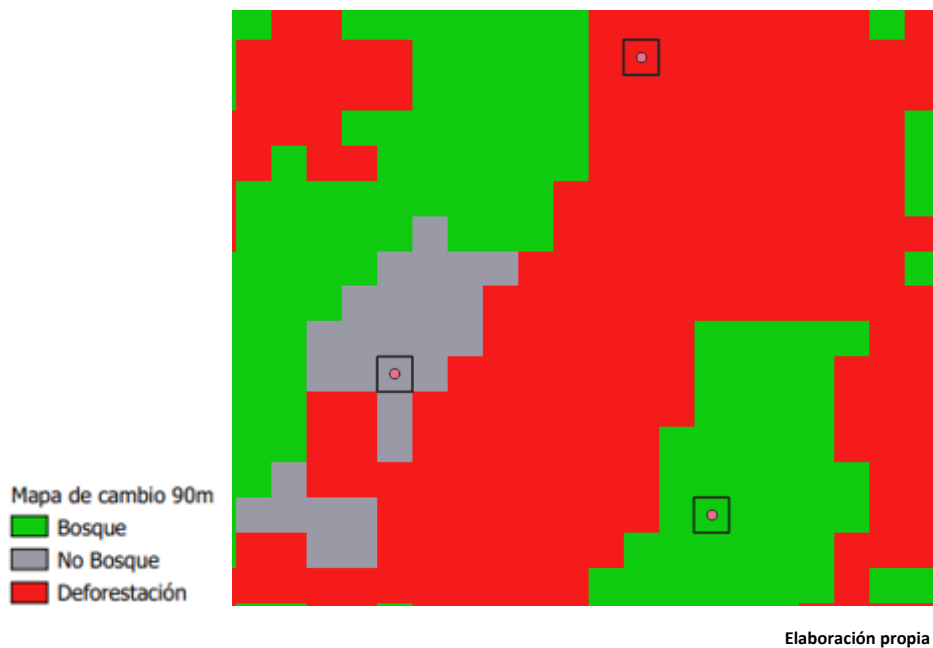


Figura 20. Ejemplo de selección aleatoria de píxeles por clase sobre mapa de cambio a 90m de resolución espacial

3.5 Selección del número de unidades espaciales por clase

Debido a que se implementó un muestreo aleatorio estratificado, se calculó un tamaño de muestra por cada clase del mapa, el cual está en función del área de la misma (proporción de área por clase). En la Tabla 4 se observa las proporciones de área obtenidas por cada clase de ambos mapas de cambio.

Tabla 4. Áreas y proporciones de área por clase para ambos mapas

Mapa pixel 30 metros				Mapa pixel 90 metros		
Clase	Nombre de la clase	Área (ha)	Proporción de área	Nombre de la clase	Área (ha)	Proporción de área
0	Bosque no cambio, entorno estable	413630.5047	0.77958	Bosque no cambio, entorno estable	408529.6570	0.766311
1	No bosque no cambio, entorno estable	60010.9344	0.11310	No bosque no cambio, entorno estable	73749.8299	0.138338
2	Pérdida de bosque (Def)	56937.3929	0.10731	Pérdida de bosque (Def)	50832.7560	0.095351
Área total del mapa		530578.8320		Área total del mapa	533112.2430	

Elaboración propia

Una vez obtenida la proporción de área por clase, se calculan los siguientes tamaños de muestra para ambos mapas a evaluar, el primero de ellos con una resolución espacial de 30 metros y el segundo con una resolución espacial de 90 metros. En la Tabla 5 se presenta el tamaño de muestra para ambos mapas.

Tabla 5. Número de elementos seleccionados por clase para ambos mapas

Mapa pixel 30 metros				Mapa pixel 90 metros		
Clase	Nombre de la clase	Tamaño de muestra	Proporción de área	Nombre de la clase	Tamaño de muestra	Proporción de área
0	Bosque no cambio, entorno estable	512	0.77958	Bosque no cambio, entorno estable	499	0.766311
1	No bosque no cambio, entorno estable	131	0.11310	No bosque no cambio, entorno estable	100	0.138338
2	Pérdida de bosque (Def)	147	0.10731	Pérdida de bosque (Def)	100	0.095351
Total de elementos seleccionados		790		Total de elementos seleccionados	699	

Una vez obtenido el número de unidades espaciales por clase, se procede con la selección espacial de dichas unidades. Para ello se implementó el *plugin*²² Accuracy Assessment of Thematic Maps (AcATaMa) disponible en el software de código abierto Quantum GIS (QGIS). Con dicho complemento se creó un muestreo aleatorio estratificado a partir de las clases presentes en ambos mapas (Figura 21), cada cual con su correspondiente tamaño de píxeles.

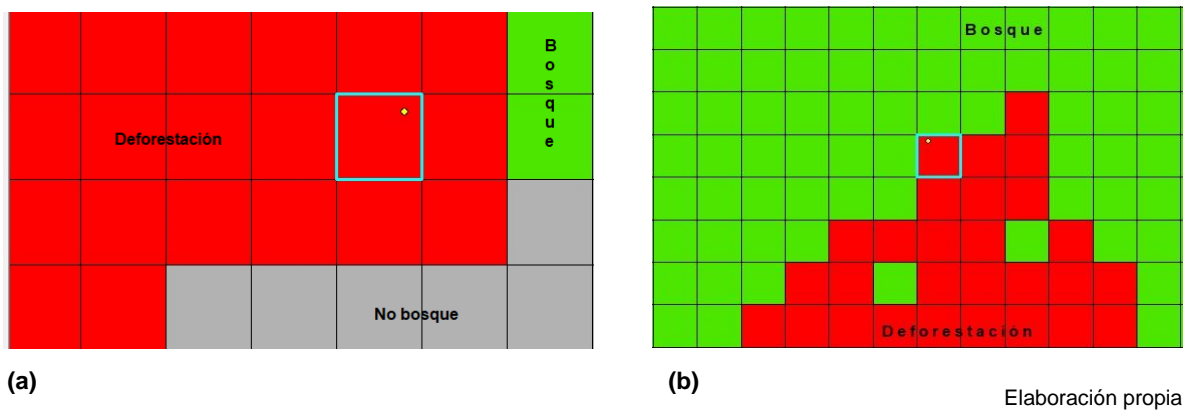


Figura 21. Ejemplo de selección de dos píxeles para la clase deforestación, el inciso a en el mapa a 90 metros y el inciso b en el mapa a 30 metros

²² Complemento conector disponible para instalación

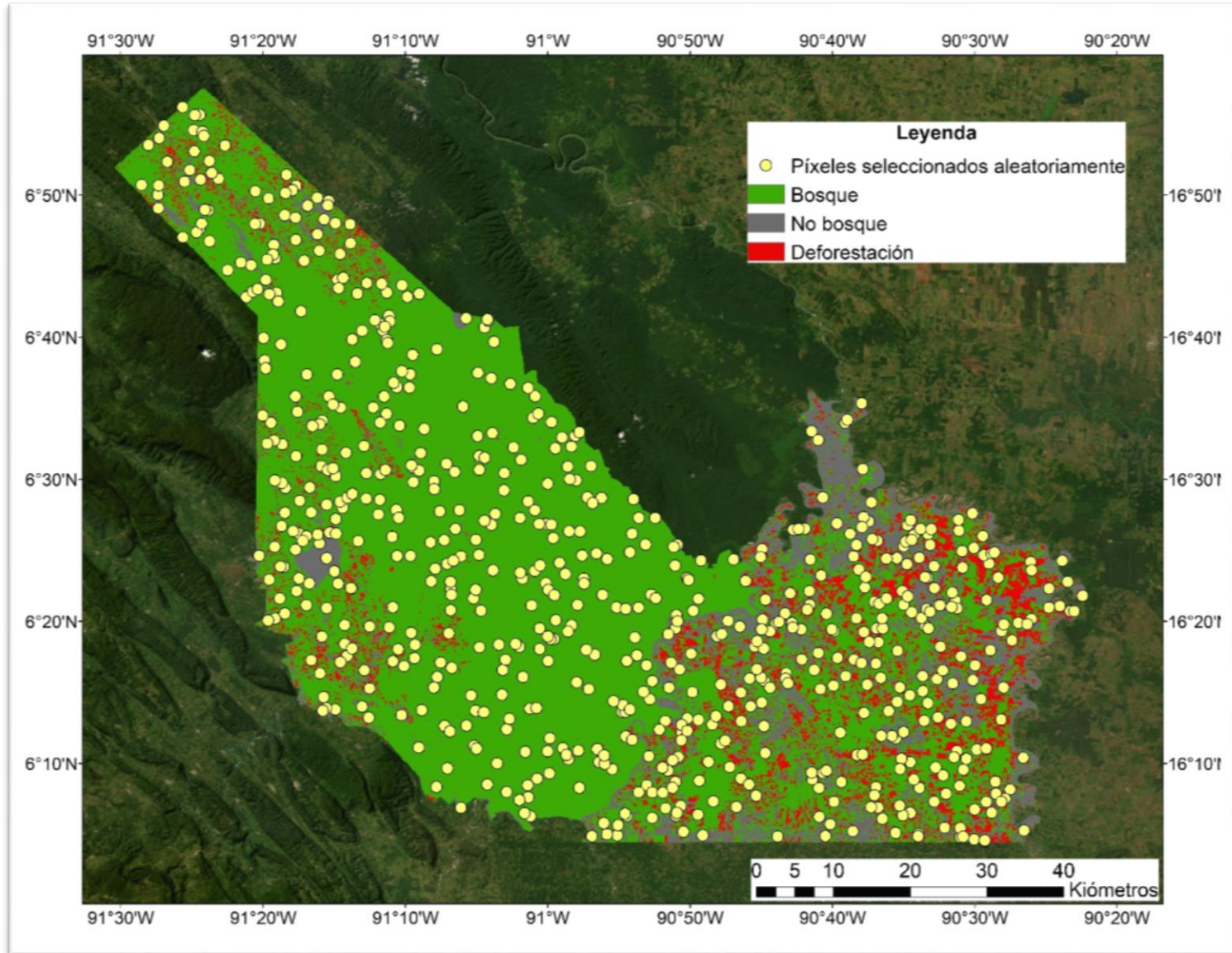


Figura 22 Ubicación de los 699 píxeles seleccionados (resaltados en amarillo) aleatoriamente como unidades de muestreo en el mapa de cambio con 90 metros de resolución espacial.

3.6 Análisis de los datos de confiabilidad

A continuación se presentan las matrices de error que organizan los datos obtenidos en la etapa anterior y mediante las cuales es posible calcular los índices de confiabilidad así como la estimación de áreas de cambio.

Dado que se realizó la evaluación a dos resoluciones espaciales, se obtuvieron las siguientes cuatro matrices de error, y derivadas de éstas las cuatro matrices de proporción de área.

3.6.1 Matrices de error del mapa de cambio con resolución espacial de 30m

a) Matriz del mapa tres clases

	NC-NF	NC-F	DEF
NC-NF	120	51	14
NC-F	5	436	13
DEF	6	25	120

Figura 23

b) Matriz del mapa cinco clases

	NC-NF	NC-F	DEF	NC-FCP	NC-NFCP
NC-NF	91	33	10	16	28
NC-F	3	483	3	7	3
DEF	2	21	79	30	9
NC-FCP	3	17	7	66	8
NC-NFCP	1	4	1	1	52

Figura 24

3.6.2 Matrices de error del mapa de cambio con resolución espacial de 90m

c) Matriz del mapa tres clases

	NC-NF	NC-F	DEF
NC-NF	91	36	15
NC-F	8	445	12
DEF	1	18	73

Figura 25

d) Matriz del mapa cinco clases

	NC-NF	NC-F	DEF	NC-FCP	NC-NFCP
NC-NF	96	4	6	11	42
NC-F	4	544	3	29	1
DEF	0	3	88	22	4
NC-FCP	0	6	3	127	5
NC-NFCP	0	0	0	0	48

Figura 26

3.6.3 Matrices de proporción del mapa de cambio con resolución espacial de 30m

e) Matriz del mapa con tres clases

	NC-NF	NC-F	DEF
NC-NF	0.104	0.078	0.010
NC-F	0.004	0.664	0.009
DEF	0.005	0.038	0.088

Figura 27

f) Matriz del mapa con cinco clases

	NC-NF	NC-F	DEF	NC-FCP	NC-NFCP
NC-NF	0.072	0.038	0.011	0.018	0.009
NC-F	0.002	0.555	0.003	0.008	0.001
DEF	0.002	0.024	0.085	0.034	0.003
NC-FCP	0.002	0.020	0.008	0.076	0.003
NC-NFCP	0.001	0.005	0.001	0.001	0.018

Figura 28

3.6.4 Matrices de proporción del mapa de cambio con resolución espacial de 90m

g) Matriz del mapa con tres clases

	NC-NF	NC-F	DEF
NC-NF	0.126	0.055	0.014
NC-F	0.011	0.683	0.011
DEF	0.001	0.028	0.070

Figura 29

h) Matriz del mapa con cinco clases

	NC-NF	NC-F	DEF	NC-FCP	NC-NFCP
NC-NF	0.071	0.004	0.006	0.011	0.027
NC-F	0.003	0.559	0.003	0.030	0.001
DEF	0.000	0.003	0.084	0.023	0.003
NC-FCP	0.000	0.006	0.003	0.130	0.003
NC-NFCP	0.000	0.000	0.000	0.000	0.031

Figura 30

3.7 Índices de Confiabilidad de los mapas de cambio a 30 metros de resolución espacial

A continuación se presentan los índices de confiabilidad obtenidos en el presente estudio: Confiabilidad Global, Confiabilidad de Productor y Confiabilidad de Usuario, así como el Error de comisión y Error de Omisión para los mapas de cambio a 30 metros.

a) El Índice de Confiabilidad Global obtenido del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y tres clases de cambio nos indica que dicho mapa es consistente en un **85.51** por ciento.

b) El Índice de Confiabilidad Global obtenido del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y cinco clases de cambio nos indica que dicho mapa es consistente en un **80.58** por ciento.

c) En la tabla 6 se presentan la confiabilidad de productor y error de omisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y tres clases

Tabla 6

Clase	Confiabilidad de Productor (en %)	Error de omisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	96.04	3.96
No bosque no cambio, entorno estable	64.86	35.14
Pérdida de bosque (Def)	79.47	20.53

d) En la tabla 7 se presentan la confiabilidad de usuario y error de comisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y tres clases

Tabla 7

Clase	Confiabilidad de Usuario (en %)	Error de Comisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	85.16	14.84
No bosque no cambio, entorno estable	91.60	8.40
Pérdida de bosque (Def)	81.63	18.37

e) En la tabla 8 se presentan la confiabilidad de productor y error de omisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y cinco clases

Tabla 8

Clase	Confiabilidad de Productor (en %)	Error de omisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	96.79	3.21
No bosque no cambio, entorno estable	51.12	48.88
Pérdida de bosque (Def)	56.03	43.97
Bosque no cambio, entorno estable	65.35	34.65
No bosque no cambio, entorno inestable	88.14	11.86

f) En la tabla 9 se presentan la confiabilidad de usuario y error de comisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y cinco clases

Tabla 9

Clase	Confiabilidad de Usuario (en %)	Error de Comisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	86.56	13.44
No bosque no cambio, entorno estable	91.00	9.00
Pérdida de bosque (Def)	79.00	21.00
Bosque no cambio, entorno estable	55.00	45.00
No bosque no cambio, entorno inestable	52.00	48.00

3.8 Índices de Confiabilidad de los mapas de cambio a 90 metros de resolución espacial

Se presentan los índices de confiabilidad obtenidos para los mapas de cambio con resolución espacial de 90 metros.

a) El Índice de Confiabilidad Global obtenido del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y tres clases de cambio nos indica que dicho mapa es consistente en un **87.89** por ciento.

b) El Índice de Confiabilidad Global obtenido del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y cinco clases de cambio nos indica que dicho mapa es consistente en un **87.53** por ciento.

c) En la tabla 10 se presentan la confiabilidad de productor y error de omisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y tres clases

Tabla 10

Clase	Confiabilidad de Productor (en %)	Error de omisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	95.70	4.30
No bosque no cambio, entorno estable	64.08	35.92
Pérdida de bosque (Def)	79.35	20.65

d) En la tabla 11 se presentan la confiabilidad de usuario y error de comisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y tres clases

Tabla 11

Clase	Confiabilidad de Usuario (en %)	Error de Comisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	89.18	10.82
No bosque no cambio, entorno estable	91.00	9.00
Pérdida de bosque (Def)	73.00	27.00

e) En la tabla 12 se presentan la confiabilidad de productor y error de omisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y cinco clases

Tabla 12

Clase	Confiabilidad de Productor (en %)	Error de omisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	93.63	6.37
No bosque no cambio, entorno estable	60.38	39.62
Pérdida de bosque (Def)	75.21	24.79
Bosque no cambio, entorno inestable	90.07	9.93
No bosque no cambio, entorno inestable	100.00	0.00

f) En la tabla 13 se presentan la confiabilidad de usuario y error de comisión por clase del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y cinco clases

Tabla 13

Clase	Confiabilidad de Usuario (en %)	Error de Comisión (en %)
Bosque no cambio, entorno estable	97.67	2.33
No bosque no cambio, entorno estable	96.00	4.00
Pérdida de bosque (Def)	88.00	12.00
Bosque no cambio, entorno inestable	67.20	32.80
No bosque no cambio, entorno inestable	48.00	52.00

3.9 Estimador de Área e Intervalos de confianza de los mapas de cambio a 30 metros de resolución espacial

A continuación se presentan las áreas estimadas por clase con su respectivo intervalo de confianza para los mapas de cambio con resolución espacial de 30 metros.

a) En la tabla 14 se presentan las áreas estimadas y los intervalos de confianza por clase (en hectáreas) del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y tres clases.

Tabla 14

Clase	Área Estimada (en ha)	Intervalo de confianza (en ha)
Bosque no cambio, entorno estable	359,556.24	±13,166.81
No bosque no cambio, entorno estable	101,593.39	±11,440.80
Pérdida de bosque (Def)	69,423.90	±8,785.03

b) En la tabla 15 se presentan las áreas estimadas y los intervalos de confianza por clase (en hectáreas) del mapa de cambio con resolución espacial de 30 metros y cinco clases.

Tabla 15

Clase	Área Estimada (en ha)	Intervalo de confianza (en ha)
Bosque no cambio, entorno estable	301,211.82	±10,417.45
No bosque no cambio, entorno estable	82,654.01	±9,160.74
Pérdida de bosque (Def)	77,703.04	±9,197.92
Bosque no cambio, entorno inestable	56,040.21	±33,871.83
No bosque no cambio, entorno inestable	12,964.45	±3,488.57

3.10 Estimador de Área e Intervalos de confianza de los mapas de cambio a 90 metros de resolución espacial

A continuación se presentan las áreas estimadas por clase con su respectivo intervalo de confianza para los mapas de cambio con resolución espacial de 90 metros.

a) En la tabla 16 se presentan las áreas estimadas y los intervalos de confianza por clase (en hectáreas) del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y tres clases.

Tabla 16

Clase	Área Estimada (en ha)	Intervalo de confianza (en ha)
Bosque no cambio, entorno estable	376,320.05	±12,262.47
No bosque no cambio, entorno estable	104,210.22	±10,781.97
Pérdida de bosque (Def)	52,581.98	±8,162.00

b) En la tabla 17 se presentan las áreas estimadas y los intervalos de confianza por clase (en hectáreas) del mapa de cambio con resolución espacial de 90 metros y cinco clases.

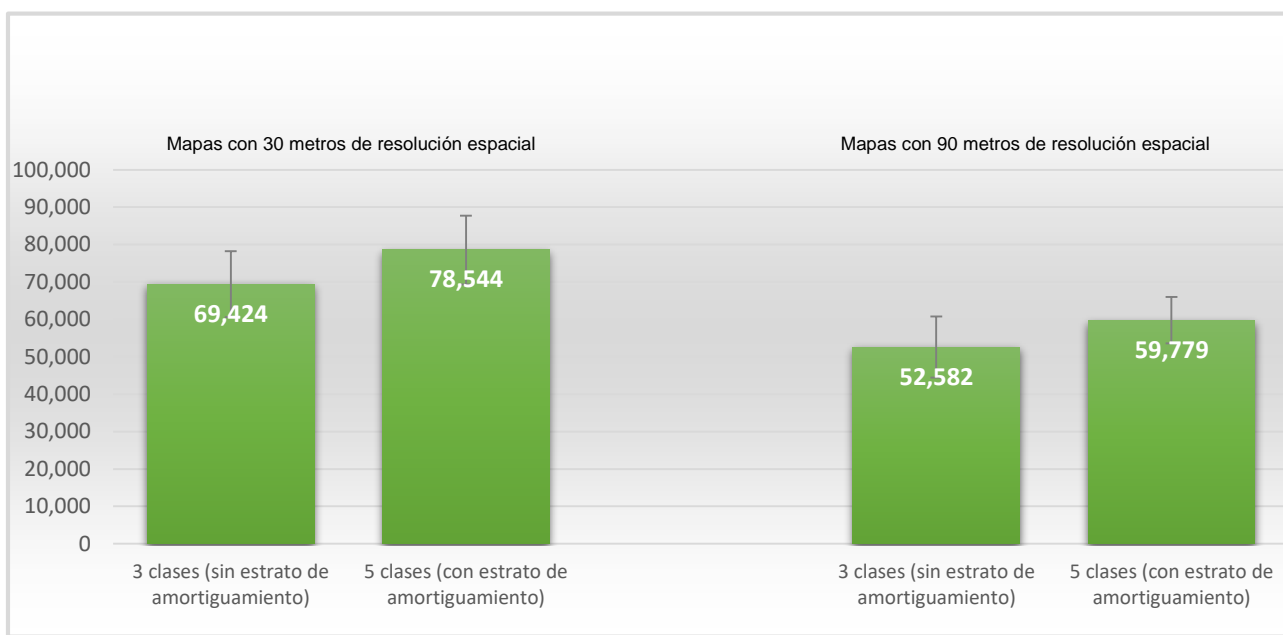
Tabla 17

Clase	Área Estimada (en ha)	Intervalo de confianza (en ha)
Bosque no cambio, entorno estable	317,297.11	±21,718.17
No bosque no cambio, entorno estable	63,661.11	±5,961.91
Pérdida de bosque (Def)	59,779.14	±6,184.62
Bosque no cambio, entorno inestable	76,019.56	±7,752.56
No bosque no cambio, entorno inestable	16,355.33	±3,353.35

IV. DISCUSION DE RESULTADOS

El gráfico 1 es un comparativo entre las áreas estimadas de pérdida forestal para los cuatro mapas evaluados a dos resoluciones espaciales. Cada uno señala el intervalo de confianza estimado para la clase deforestación.

Gráfico 1. Estimación del área de pérdida forestal entre 2007 y 2016 (en hectáreas)



Se estimó la deforestación a dos resoluciones espaciales (30 y 90 metros). Para ambas resoluciones, se recurrió a dos conjuntos de sitios de verificación. Uno con tres estratos que corresponden a las tres clases de cambio de cobertura forestal (bosque no cambio; no bosque no cambio; pérdida de bosque (“forest loss”) como se aplica comúnmente para realizar este tipo de estimaciones de áreas de cambio (ver [Couturier y Mas, 2009](#); [Mas y Couturier, 2011](#); [Couturier et al., 2012](#); [Olofsson et al., 2014](#); [Geler Roffe et al., 2022](#)). Otro con cinco estratos, obtenidos haciendo dos sub-estratos en las clases “bosque no cambio” y “no bosque no cambio”: un sub-estrato de los píxeles dentro de un área de amortiguamiento alrededor de los

píxeles “pérdida de bosque” (con la hipótesis de que un mayor número de errores puedan ocurrir en esta área de amortiguamiento) y un sub-estrato de los píxeles fuera de esta área de amortiguamiento. Tendremos entonces estos 5 estratos:

Estrato 1: “Bosque, no cambio, lejos de píxeles de pérdida de bosque”, que llamaremos “Bosque, no cambio, entorno estable”

Estrato 2: “Bosque, no cambio, cerca de píxeles de pérdida de bosque”, que llamaremos “Bosque, no cambio, entorno inestable”

Estrato 3: “Pérdida de bosque” (Deforestación)

Estrato 4: “No bosque, no cambio, lejos de píxeles de pérdida de bosque”, que llamaremos “No bosque, no cambio, entorno estable”

Estrato 5: “No bosque, no cambio, cerca de píxeles de pérdida de bosque”, que llamaremos “No bosque, no cambio, entorno inestable”

La deforestación fue estimada utilizando el estimador estratificado (Card, 1982) de la clase “pérdida de bosque” (estrato tres en el caso de cinco estratos) (ver gráfico 1).

En el gráfico 1 es posible demostrar que:

1. La deforestación estimada a 90 metros tiende a ser más pequeña que la deforestación estimada a 30 metros. En el caso de la utilización de tres estratos, esta diferencia es significativa.

En el caso de la utilización de cinco estratos, esta diferencia es más marcadamente significativa.

Este resultado puede indicar que una proporción importante de la deforestación ocurre en parcelas significativamente más pequeñas que una hectárea.

2. Utilizar dos estratos adicionales (cinco estratos en lugar de tres) lleva a áreas estimadas de deforestación más grandes. Los intervalos de confianza indican que la diferencia de las áreas estimadas no es significativas.

Este resultado puede indicar que, en ambiente de alta tasa de deforestación, no es esencial realizar un esfuerzo adicional de estratificación para obtener una estimación menos sesgada que el estimador estratificado comúnmente empleado (utilizada en publicaciones de divulgación de estimadores de áreas de cambio, ej. Couturier y Mas, 2009; Mas y Couturier, 2011).

Sin embargo, nuestros resultados sugieren que la omisión de píxeles de deforestación en la masa forestal inestable (cercana a píxeles detectados como pérdida forestal) puede dar lugar a una (ligera) subestimación de la deforestación cuando el estimador estratificado clásico está utilizado. Este resultado es interesante porque da pie a estudiar este efecto en otros casos reales, quizás los de menor tasa de deforestación, en donde posiblemente la omisión de píxeles de pérdida de bosque por el GFW tiene como consecuencia una subestimación muy pronunciada de la deforestación (ej. [González-Fernández et al., 2022](#)).

V. CONCLUSIONES

Paralelamente al acelerado aumento a escala global de procesos como la degradación forestal o deforestación, la necesidad de contar con insumos estadísticamente confiables ha incrementado en la comunidad científica internacional. Esto, debido a que la estimación de dichos fenómenos es realizada con Percepción Remota, misma que conlleva errores. Sin embargo, como se mencionó con anterioridad, son escasos los trabajos donde se presentan las estimaciones correspondientes.

En este estudio, se llevó a cabo la evaluación de confiabilidad y estimación de área a dos resoluciones espaciales para estudiar qué importancia tiene la escala en el fenómeno de la deforestación, en nuestro caso de alta tasa de deforestación. En este sentido, se puede destacar que procesos como la deforestación tienden a ser más pequeños que la deforestación estimada a mayor resolución espacial. Esto puede indicar que un porcentaje importante de la pérdida forestal ocurre en parcelas significativamente más pequeñas que una hectárea.

La idea de implementar una subdivisión de estratos, era saber si ésta genera un resultado significativamente diferente o no, con el diseño convencional propuesto por Olofsson et al., 2014 con tres clases, en ambientes de alta tasa de deforestación. Los resultados arrojan que utilizar dos estratos adicionales (cinco estratos en lugar de tres) lleva a áreas estimadas de deforestación más grandes, con intervalos de confianza no significativos. Por ello se puede asumir que no es necesario la implementación de clases de cambio adicionales.

Sin embargo, nuestros resultados dan pie a revisar este efecto en otros estudios, donde la deforestación es subestimada. Por ejemplo, en el trabajo realizado por Vela M. & Couturier S. (2016), en el cual las clases dinámicas (pérdida y ganancia forestal) no presentaron los índices de confiabilidad esperados. Lo que podría indicar que aún se encuentran limitaciones al tratar de cuantificar procesos como la deforestación.

Sumado a lo mencionado anteriormente, en el presente trabajo se destaca el esfuerzo de implementar correctamente esquemas metodológicos para cartografía, adecuados a las particularidades de la zona de estudio. Y al mismo tiempo, contribuir a la construcción de cartografía estadísticamente confiable, con el fin de presentar estimaciones robustamente validadas de las tasas de deforestación estimadas, que coadyuven y fortalezcan las acciones de conservación en la Selva Lacandona.

La región Lacandona es el sitio más diverso de México, por ello el estudio y los resultados obtenidos cobran particular relevancia, ya que permiten ratificar que las tasas de deforestación que se presentan en dicha región son consistente con estimaciones presentadas por organismos oficiales. En este sentido, surge la necesidad de acelerar los esfuerzos para elaborar e implementar planes de acción en la zona, en torno a la preservación de las coberturas forestales y que paralelamente aseguren la estabilidad y desarrollo de las comunidades que ahí habitan.

Una buena herramienta para esto reducir los incentivos que promueven la deforestación y degradación así como continuar con la participación en programas globales aumentando los estímulos para la conservación, manejo, restauración y uso sustentable de los recursos forestales. Lo que a su vez genera opciones de desarrollo para las comunidades locales.

VI. BIBLIOGRAFIA

- Aspinall, R. J., & Pearson, D. M. (1995). *Describing and managing uncertainty of categorical maps in GIS*. *Innovations in GIS*. 2, 71-83pp.
- Carabias J., P. Meli, G. Hernández & E. Provencio. (2010). *Evaluación de áreas prioritarias con mayor biodiversidad y potencial almacenamiento y captura de carbono, mediante la reconversión productiva en Marqués de Comillas, Chiapas, y la disminución de la deforestación a nivel local*. Informe Final de Proyecto, Facultad de Ciencias-UNAM-INE. México.
- CHANGE-IPCC, I. P. O. C. (2000). *Land use, land-use change, and forestry: special report of the IPCC*.
- Chrisman, N. R. (1991). *The error component in spatial data*. *Geographical information systems*. 1(12). 165-174pp.
- Chuvieco, E. (1990). *Fundamentos de teledetección espacial* (Vol. 453). Madrid. Ediciones Rialp.
- CONAFOR. (2010). *Visión de Mexico sobre REDD+: Hacia una estrategia nacional*. Guadalajara, Mexico. Comisión Nacional Forestal. Jalisco, México.
- CONAFOR. (2013). *Estrategia Nacional para Redd+ (para consulta pública)*. Guadalajara, México. Comisión Nacional Forestal.
- CONAFOR. (2016). *Iniciativa de reducción de emisiones (IRE). Programa de Inversión: Región Lacandona, Chiapas*. Jalisco, México. Comisión Nacional Forestal.
- CONAFOR (2017). *ENREED+ Estrategia Nacional para REED+ 2017-2030*, Jalisco, México. Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación Forestal. Comisión Nacional Forestal. Primera Edición.
- CONAFOR (2020). *Estimación de la tasa de deforestación bruta en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo*. Documento Técnico. Jalisco, México.
- CONANP. (2000). *Resumen del programa de manejo de la Reserva de la Biosfera Montes Azules*. México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- CONANP. (2003). *Estimación de la tasa de transformación del hábitat en la reserva de la biosfera Montes Azules, periodo 1996-2000. Informe Final*. México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas-Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.
- Cochran, W. G., & Bouclier, A. S. (1980). *Técnicas de muestreo* (No. 04; HA31. 2, C6 1980.). México: Compañía Editorial Continental.
- Couturier, S., & Mas, J. F. F. (2009). *¿Qué tan confiable es una tasa de deforestación? ¿Cómo evaluar nuestros mapas con rigor estadístico?* *Investigación ambiental Ciencia y política pública*, 1(2).

- Couturier, S., Mas, J. F., Cuevas, G., Benítez, J., Vega-Guzmán, Á., & Coria-Tapia, V. (2009). *An accuracy index with positional and thematic fuzzy bounds for land-use/land-cover maps*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 75(7), 789-805.
- Couturier, S., Núñez, J. M., & Kolb, M. (2012). Measuring tropical deforestation with error margins: A method for REDD monitoring in south-eastern Mexico. *Tropical forests*, 269-296.
- Couturier, S. (2019). *The global scar on Congo forests*. *Nature Sustainability*, 2(7), 547-548.
- Covaleda, S., Aguilar, S., Ranero, A., Marín, I., & Paz, F. (2014). *Diagnóstico sobre determinantes de deforestación en Chiapas*. Recuperado de http://www.pmc carbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php. México. Alianza México para la reducción de emisiones por deforestación y degradación.
- GAIA. 2013. *Visión REDD+ Estado de Chiapas. Construcción de una visión colectiva para la implementación de la estrategia REDD+ en el estado de Chiapas: Causas de deforestación y degradación de los bosques, puntos para la acción*. México. Informe final preparado para el Gobierno del Estado.
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2001). *What drives tropical deforestation*. LUCR Report series. 4, 116.
- Geler Roffe, T., Couturier, S., & García-Romero, A. (2022). Suitability of the global forest cover change map to assess climatic megadisturbance impacts on remote tropical forests. *Scientific Reports*, 12(1), 11249.
- Goodchild, M., Haining, R., & Wise, S. (1992). *Integrating GIS and spatial data analysis: problems and possibilities*. *International journal of geographical information systems*. 6(5), 407-423pp.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A. A., Tyukavina, A., & Kommareddy, A. (2013). *High-resolution global maps of 21st-century forest cover change*. *Science*. 342(6160), 850-853.
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., ... & George, P. (2001). *The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths*. *Global environmental change*. 11(4), 261-269.
- Mas, J., & Couturier, S. (2011). *Evaluación de bases de datos cartográficas. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. CIGA-IGg. México, DF. 675-703pp.
- Meli, P., & Carabias, J. (2015). 6.2. *La conectividad biológica y el desarrollo sustentable*. México.
- Martínez González, R., & Couturier, S. (2016). Métodos geoestadísticos y enfoque difuso para el monitoreo forestal en México: hacia la medición robusta de la deforestación global. Moncada Maya JO y A. López López (coordinadores generales). *Geografía de México. Una reflexión espacial contemporánea*, 1, 297-309.

- Mittermeier, R., & Goettsch, C. (1992). *La importancia de la diversidad biológica de México. México ante los retos de la biodiversidad*. 57-62. México.
- Olofsson, P., Torchinava, P., Woodcock, C. E., Baccini, A., Houghton, R. A., Ozdogan, M. & Yang, X. (2010). *Implications of land use change on the national terrestrial carbon budget of Georgia*. *Carbon Balance and Management*, 5(1), 1-13.
- Olofsson, P., Kuemmerle, T., Griffiths, P., Knorn, J., Baccini, A., Gancz, V. & Woodcock, C. E. (2011). Carbon implications of forest restitution in post-socialist Romania. *Environmental Research Letters*, 6(4), 045202.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E., & Wulder, M. A. (2014). *Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change*. *Remote Sensing of Environment*. 148, 42-57.
- Pontius Jr, R. G. (2000). *Comparison of Categorical Maps*. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 66(8). 1011-1016pp.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., & Kasperson, R. (2005). *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Informe de Síntesis*. Washington, US. RRF.
- SEMARNAT. (2014). *El medio ambiente en México 2013-2014: Ecosistemas terrestres*. SEMARNAT. México. Recuperado de: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_3.html
- Schomaker, M. (2007). *Crown-condition classification: a guide to data collection and analysis* (No. 102). US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- Stehman, S. V., & Czaplewski, R. L. (1998). *Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles*. *Remote sensing of environment*, 64(3), 331-344.
- Stehman, S. V. (2009). *Sampling designs for accuracy assessment of land cover*. *International Journal of Remote Sensing*, 30(20), 5243-5272.
- Stehman, S. V., & Wickham, J. D. (2011). *Pixels, blocks of pixels, and polygons: Choosing a spatial unit for thematic accuracy assessment*. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3044-3055.
- Turner, B. L., Meyer, W. B., & Skole, D. L. (1994). *Global land-use/land-cover change: towards an integrated study*. *Ambio*. Stockholm, 23(1). 91-95.
- Van Genderen, J. L., & Lock, B. F. (1977). *Testing land-use map accuracy*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 43(9).
- Velázquez, A., Mas, J. F., Gallegos, J. D., Saucedo, R. M., Alcántara, P. C., Castro, R., & Palacio, J. L. (2002). *Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México*. *Gaceta ecológica*. (62), 21-37.

